

RIVM rapport 703715005/2002

# Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater

E. van Liere en D.A. Jonkers (redactie)



Ministerie van Volkshuisvesting,  
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer



Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling/RIZA  
Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ



ALTERRA



Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-generaal Milieubeheer, in het kader van project M/703715; Onderbouwing Normstelling Oppervlaktewater. Het onderzoek door RIZA en RIKZ kwam ten laste van WONS gelden (Hoofdkantoor Waterstaat). Delen van het onderzoek door Alterra kwamen ten laste van reguliere projecten van het Ministerie voor Landbouw, Visserij en Natuurbeheer. Hoofdstuk 12 is een onderdeel van een STOWA opdracht. CIW en STOWA waren betrokken bij de hoofdstukken 9 en 10. Een samenwerkingsverband tussen RIVM, RIZA, RIKZ, Alterra en STOWA verzorgde de uitvoering van het onderzoek onder begeleiding van de interdepartementale en interinstitutionele stuurgroep 'Nutriënten in Oppervlaktewater'.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71

## Abstract

Here, critical characteristics have been evaluated indication of the switch from the eutrophic status to the recovered clear-water status. Reduction of the nutrient load or nutrient concentration was assumed to be the only factor of any weight in making this switch. The choice made for the desirable ecological status of the water body in question was the authors'. To safeguard vulnerable downstream waters, values for some cases were calculated; this avoided a 'shift' of high concentrations of upstream waters. The most important results are given in the table below. The very low values ascertained in the switch indicated the need to study additional measures to speed up recovery.

Water (type)	Ecological target	Nutrient	'Standard' Value or Bandwidth (average)	Unit
<b>Small streams*</b>	'natural' and 'near to natural' streams	Phosphorus	0.022	mg P l <sup>-1</sup>
		Nitrate	0.28	mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N l <sup>-1</sup>
		Ammonium	0.02	mg NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> -N l <sup>-1</sup>
<b>Ditches</b>	< 50% duckweed coverage (modelled)	Phosphorus	1.8 – 10.2 (4.7)	g P m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> (water surface area)
		Nitrogen	12 – 44 (22)	g N m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> (water surface area)
		Phosphorus	0.23 – 2.3 (0.42)	mg P l <sup>-1</sup> (in seepage water)
		Nitrogen	1.8 – 10.4 (2.7)	mg N l <sup>-1</sup> (in seepage water)
		Phosphorus	0.19 – 0.42 (0.23)	mg P l <sup>-1</sup> (summer-average)
		Nitrogen	1.3 – 3.3 (1.4)	mg N l <sup>-1</sup> (summer-average)
	Shift duckweed to waterplants within 2 years (mesocosms)	Phosphorus	1.35-2.34	g P m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> (water surface area)
<b>Lakes</b>	Clear water	Phosphorus	0.05	mg P l <sup>-1</sup> (summer-average)
		Nitrogen	1	mg N l <sup>-1</sup> (summer-average)
<b>Heathland lakes/ moorland pools</b>	No acidification	Nitrogen	5 – 10	kg ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup> (in atmospheric deposition)
	No increased growth on shore	Nitrogen	14	kg ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup> (in atmospheric deposition)
	No eutrophication	Nitrogen	20	kg ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup> (in atmospheric deposition)
<b>IJsselmeer</b>	No blue-green algal scums	Phosphorus	0.06	mg P l <sup>-1</sup> (summer-average)
<b>Volkerak</b>	No <i>Microcystis</i> blooms	Phosphorus	0.05-0.06	mg P l <sup>-1</sup> (summer-average)
<b>Coastal waters</b>	50% reduction of algae	Nitrogen	0.6	DIN (Dissolved Inorg. Nitrogen)
<b>Downstream protective standard</b>				
<b>Rhine</b>	No floating layers of blue-green algae in IJsselmeer	Phosphorus	0.08	mg P l <sup>-1</sup> (summer-average)
	50 % reduction of algae in coastal waters	Nitrogen	1.8	mg N l <sup>-1</sup> (annual average)

\* Phosphorus- and nitrogen concentrations in 'natural' and 'almost natural' streams were evaluated in seven data sets. The 10<sup>th</sup>-percentile of a set of 10<sup>th</sup>-percentiles taken from seven databases in this long-term monitoring is chosen as the value to assure 'natural' ecological status with respect to nutrient concentrations.

## Abstract

In dit rapport worden kentallen geëvalueerd, die aangeven bij welke waarde van het kental een verandering optreedt van de geëutrofeerde toestand van een watertype naar de heldere gewenste ecologische toestand. Bij het onderzoek is aangenomen dat nutriënten-reductie de enige sturende factor was. De keuze voor een gewenste ecologisch toestand is gemaakt door de auteurs die het betreffende watertype beschreven. Om benedenstroomse kwetsbare wateren te beschermen werden er tevens voor enige gevallen ‘afwentelingswaarden’ berekend. De belangrijkste resultaten zijn weergegeven in de onderstaande overzichtstabel. De waarden van de kentallen waren in het algemeen zeer laag. Een indicatie om naast nutriëntenreductie ook andere aanvullende maatregelen te bestuderen, om sneller herstel te bewerkstelligen.

Water (type)	Ecologisch doel	Nutriënt	Kental Waarde c.g. Bandbreedte (gemiddelde)	Eenheid
Beken*	‘natuurlijke’ en ‘bijna natuurlijke’ beken	Fosfor	0.022	mg P l <sup>-1</sup>
		Nitraat	0.28	mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N l <sup>-1</sup>
		Ammonium	0.02	mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N l <sup>-1</sup>
Sloten	< 50% kroosbedekking (modelonderzoek)	Fosfor	1.8 – 10.2 (4.7)	g P m <sup>-2</sup> jaar <sup>-1</sup> (wateroppervlak)
		Stikstof	12 – 44 (22)	g N m <sup>-2</sup> jaar <sup>-1</sup> (wateroppervlak)
		Fosfor	0.23 – 2.3 (0.42)	mg P l <sup>-1</sup> (in uitspoelend grondwater)
		Stikstof	1.8 – 10.4 (2.7)	mg N l <sup>-1</sup> (in uitsp. grondwater)
		Fosfor	0.19 – 0.42 (0.23)	mg P l <sup>-1</sup> (zomergemiddelde)
		Stikstof	1.3 – 3.3 (1.4)	mg N l <sup>-1</sup> (zomergemiddelde)
	Waterplanten terug in 2 jaar (exp. systemen)	Fosfor	1.35-2.34	g P m <sup>-2</sup> jaar <sup>-1</sup> (wateroppervlak)
Meren	Helder water	Fosfor	0.05	mg P l <sup>-1</sup> (zomergemiddelde)
		Stikstof	1	mg N l <sup>-1</sup> (zomergemiddelde)
Vennen	Voorkoming verzuring	Stikstof	5 – 10	kg ha <sup>-1</sup> j <sup>-1</sup> (in atmosferische depositie)
	Verruiging oevers	Stikstof	14	kg ha <sup>-1</sup> j <sup>-1</sup> (in atmosferische depositie)
	Voorkomen eutrofiëring	Stikstof	20	kg ha <sup>-1</sup> j <sup>-1</sup> (in atmosferische depositie)
IJsselmeer	Geen blauwwier drijflagen	Fosfor	0.06	mg P l <sup>-1</sup> (zomergemiddelde)
Volkerak	Geen overlast <i>Microcystis</i>	Fosfor	0.05-0.06	mg P l <sup>-1</sup> (zomergemiddelde)
	50% reductie algen	Stikstof	0.6	DIN (Dissolved Inorg. Nitrogen)
<b>Kustwater</b>				
<b>Afwenteling</b>				
Rijn	Geen blauwwier drijflagen in IJsselmeer	Fosfor	0.08	mg P l <sup>-1</sup> (zomergemiddelde)
	50 % reductie algen in kustwater	Stikstof	1.8	mg N l <sup>-1</sup> (jaargemiddelde)

- In zeven datasets van ‘natuurlijke’ of ‘bijna natuurlijke’ beken zijn de fosfor en stikstof concentraties geëvalueerd. Het 10 percentiel van de 10 percentielen van de individuele datasets geeft een waarde voor de nutriëntenconcentratie in een ‘zeer natuurlijke toestand’.

## Voorwoord

***‘Water is geen gewone handelswaar, maar een erfgoed dat als zodanig beschermd, verdedigd en behandeld moet worden’.***

*(Europese Kaderrichtlijn Water; 2000/60/EG)*

Normen en waarden voor nutriënten concentraties. Van een helaas vergeten basiskwaliteit uit het IMP Water, waar al een ecologische visie achter stond, naar bijna heilige waarden die gehaald moesten worden. En zou dan alles goed komen? En de namen van de normen veranderden ook: basiskwaliteit, AMK<sub>2000</sub>, grenswaarde en nu MTR. Waar is de goede oude AMK<sub>2000</sub> (Algemene Milieukwaliteit) gebleven? Te halen in 2000 suggereert de naam. Wat in 1980 wetenschappelijk juist was, was dat in 1987 niet meer. Een consciëntieus op wetenschappelijk gronden afgeleide normwaarde 0.15 mg P l<sup>-1</sup> voor meren en plassen werd bij gebruik van een andere database met meer blauwwierdominantie met dezelfde methodiek vastgesteld op 0.07 mg P l<sup>-1</sup>. Dit bracht geen enkele reactie teweeg in beleidsmatig normenland. Een zomergemiddelde fosforconcentratie voor eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren werd zonder enige wetenschappelijke onderbouwing jaargemiddelde norm voor alle wateren. Maar waarom dan ook niet voor stikstof? Niet dat het zinvol zou zijn, maar wel consequent. Aan een waarde voor stikstof (2.2 mg N l<sup>-1</sup> voor alle wateren), die nooit in enige nota werd vast gelegd werd jarenlang getoetst, onterecht dus. De Internationale Rijncommissie deed mee in het feest van getallen (jaargemiddelde fosfor in de Rijn werd overgenomen als Zielvorgabe).

### **De Vierde Nota Waterhuishouding ondernam een poging de chaos te verminderen.**

**Enige citaten** (zinnen in een *afwijkend* format door de auteur toegevoegd):

#### **p.14 regeringsbeslissing**

‘In het waterkwaliteitsbeleid wordt voor microverontreinigingen in het vervolg uitgegaan van twee vaste ijkpunten: het MTR als minimumkwaliteitsniveau en de streefwaarde (VR). Voor nutriënten wordt alleen een minimumkwaliteitsniveau gedefinieerd’ (*geen streefwaarde dus; maar in de tabel op p. 146 staan wel landelijke streefwaarden voor nutriënten weergegeven*).

#### **p. 15 regeringsbeslissing**

‘Voor eutrofiëringsgevoelige, stagnante wateren worden als minimumkwaliteitsniveau de huidige grenswaarden uit ENW als zomergemiddelde waarden voor stikstof en fosfaat gehandhaafd. **Daarnaast is voor deze wateren voor fosfaat een streefwaarde opgenomen** (voor stikstof dus niet; maar in de tabel (zie hierboven) is een waarde voor stikstof weer wel opgenomen). Voor de overige wateren zijn deze waarden richtinggevend’ (zowel het MTR als de streefwaarde voor fosfor zijn dus richtinggevend!).

#### **p. 141 regeringsbeslissing**

‘Als MTR-waarden zijn overgenomen de grenswaarden, zoals genoemd in de Evaluatie Nota Water voor eutrofiëringsgevoelige, stagnante wateren. In verband met beïnvloeding zijn deze getalswaarden mede richtinggevend voor andere watertypen (*dit geldt dus voor het MTR*). De streefwaarden (*meervoud, dus voor fosfor én stikstof*) zijn bijgesteld om de gewenste streefbeeld bij de bestrijding van de eutrofiëring te kunnen realiseren.

*Drie vragen:*

1; *zijn de getalswaarden voor de streefwaarde van toepassing op andere wateren?*

2; *wordt hier aangegeven dat bij het halen van het MTR de eutrofiëring niet wordt bestreden? Een correcte suggestie overigens, zie verder in dit rapport.*

3; *wat is de status van de streefwaarde?*

Ook als je thuis bent in de wereld van normstelling voor nutriënten kom je er niet (simpel) uit. En wat moet je als je er niet in thuis bent? Dan rest slechts geloof!

We willen dat het water minder eutroof wordt. Helder water met daarin een evenwichtig en ‘duurzaam’ functionerend voedselweb met fytoplankton, zoöplankton, macrofauna, waterplanten, amfibieën en vissen. En een omgeving waar watergerelateerde organismen hun

kans krijgen. Herstel van eutrofiëring kan in sommige wateren overigens lang duren, eutrofiëring is tenslotte ook niet van gisteren. Decennia lang zijn nutriënten in grote mate gedumpt in onze watersystemen. De vermeerdering vermindert. Daarom is er ook mestbeleid, want waar puntbronnen sterk werden gereduceerd met grote inspanning en financiële kosten bleven de diffuse bronnen ver achter. Ondanks alle maatregelen mag helder water voor de volgende verkiezingen worden uitgesloten. De bodem is opgeladen met fosfor en het ecosysteem zelf zorgt voor tegeneffecten ('resilience')

Bereiken we een heldere toestand bij nutriëntenreductie alleen? Kunnen er dan kentallen voor nutriëntenconcentraties worden afgeleid, die wanneer ze overschreden worden aanleiding geven tot een 'gewenste ecologische toestand'? En kan dat zonder andere aanvullende maatregelen? En moet het te verwijderen nutriënt fosfor of stikstof zijn? Geldt het voor alle watertypen? Is het in zout water hetzelfde als in zoet water?

In 1997 gaf het Directoraat Milieubeheer RIVM opdracht onderzoek op te zetten en te coördineren naar watertypegerichte normen voor nutriënten. De opdracht hield meer in, maar dat zal in andere rapportages worden behandeld. Medewerking is gezocht met een aantal instituten (RIZA, Alterra, STOWA, RIKZ). Het gezamenlijk opgestelde projectplan (literatuurstudies, meten, experimenteel onderzoek, evalueren gepubliceerde gegevens, modelleren) werd voorgelegd aan een interinstitutionele en interdepartementale stuurgroep. Goedgekeurd medio 1998. Medewerking werd verleend door diverse waterschappen: Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Hoogheemraadschap Stichtse Rijnlanden, Hoogheemraadschap voor de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, Hoogheemraadschap van Rijnland, Dienst Waterbeheer en Riolering, Wetterskip Fryslân, Waterschap West Friesland, Wetterskip Lauwerswâlden. Met grote inzet is er begonnen. Ongeveer alles heeft tegen gezeten wat tegen kon zitten, daar zal ik niet op in gaan. December 1999 zou alles af zijn, inclusief rapportage, althans volgens het projectplan. In december 2000 verscheen een 'Interim rapport' met een nawoord waarin 'meren en plassen' gereed waren. Een herfstrapport werd afgesproken. Haast erbij vanwege het eventueel gebruik bij de evaluatie van het mestbeleid. Het zou dus op 21 december 2001 om 20.21 uur af moeten zijn. Inhoudelijk was het gereed, de conceptteksten op tijd toegeleverd aan de clusterleiders voor de toetsing van het mestbeleid. Maar dan is het nog geen rapport! De projectleider lag er wel eens wakker van. In de kerstnacht droomde hij een tekst. Die heeft U zojuist gelezen.

En nu: het wordt een lenterapport. Veel bijdragen van veel personen. Daarvoor is veel arbeid verricht door medewerkers met hart voor het water en het land erom heen. De stuurgroep 'Nutriënten in Oppervlaktewater' heeft het onderzoek en het tot stand komen van het rapport voortvarend begeleid. De subgroep 'Gedifferentieerde normstelling' van CIW werkgroep 5 ('oude CIW samenstelling' {Waterkwantiteit en -kwaliteit}, in de huidige samenstelling is dat CIW 4 {Water en Milieu} geworden), waarmee werd uitgewisseld en personele banden bestonden, heeft een aanzienlijke bijdrage aan het rapport geleverd.

Ruth de Wijs-Christensen corrigeerde de Engelse tekst. Naomi van El heeft de lay-out verzorgd.

Lowie van Liere  
(projectleider)

## **Samenstelling stuurgroep 'Nutriënten in Oppervlaktewater'.**

De eerste vergadering werd belegd op 25 november 1998. Hierin werd het projectplan behandeld en vastgesteld.

Jieles van Baalen (Ministerie voor Landbouw, Visserij en Natuurbeheer; tot eind 2001)

Carla Bisseling\* (EC-LNV), vanaf 2002 agendalid.

Ton Bresser (RIVM, voorzitter)

Frans Claessen\*\*\* (RIZA)

Miep van Gijsen (Alterra van medio 1999 tot begin 2001)

Bert Higler (Alterra)

Douwe Jonkers (Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, DGM/BWL)

Peter Leeuwangh (Alterra, tot medio 1999)

Francisco Leus (RIZA, projectleider RISTORI)

Lowie van Liere (RIVM, secretaris, project leider)

Oene Oenema (Alterra, agendalid)

Bas van der Wal (STOWA)

\* vanaf eind 2001 vertegenwoordigt Carla Bisseling ook het Ministerie voor Landbouw, Visserij en Natuurbeheer.

\*\*\* Frans Claessen vertegenwoordigt tevens RIKZ en het Ministerie voor Verkeer en Waterstaat.

Op de vergadering van 26 februari 2002 werd het voorliggende rapport vastgesteld. Met het tot stand komen van dit rapport is het project nog niet afgelopen. De stuurgroep zal het resterende onderzoek en de bijbehorende rapportages, zie Achtergronddocumentatie, blijven begeleiden.

## Inhoud

### Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater

*Lowie van Liere en Douwe Jonkers (redactie)*

<b>Abstract and summarizing table</b>	<b>2</b>
<b>Abstract en samenvattende tabel</b>	<b>3</b>
<b>Voorwoord</b>	<b>4</b>
<b>Samenstelling stuurgroep</b>	<b>6</b>
<b>Inhoudsopgave</b>	<b>7</b>
<b>Summary</b>	<b>8</b>
<b>Samenvatting</b>	<b>16</b>
<b>1. Inleiding</b>	<b>24</b>
<i>Douwe Jonkers (DGM) en Lowie van Liere (RIVM)</i>	
<b>2. Leeswijzer</b>	<b>28</b>
<i>Lowie van Liere (RIVM) en Douwe Jonkers (DGM)</i>	
<b>3. Meren en plassen</b>	<b>30</b>
<i>Lowie van Liere (RIVM) en Paul Boers (RIZA)</i>	
<b>4. Vennen</b>	<b>39</b>
<i>Gertie Arts (Alterra) en Rick Wortelboer (RIVM)</i>	
<b>5. Sloten</b>	<b>47</b>
<i>Gertie Arts en Jennie van der Kolk (Alterra), Jan Janse en Lowie van Liere (RIVM)</i>	
<b>6. Stromende wateren</b>	<b>57</b>
<i>Piet Verdonschot, Rebi Nijboer en Bert Higler (Alterra)</i>	
<b>7. Grote zoete wateren</b>	<b>68</b>
<i>Paul Boers (RIZA)</i>	
<b>8. Zoute wateren</b>	<b>75</b>
<i>Theo Prins, Kees Peeters en Peter Bot (RIKZ)</i>	
<b>9. Gedifferentieerde normstelling in (stroom)gebieden</b>	<b>85</b>
<i>Floor Heinis (HWE, CIW), Onno van Tongeren (Data-analyse Ecologie) en Lowie van Liere (RIVM, CIW)</i>	
<b>10. Afwenteling nutriënten in oppervlaktewater</b>	<b>89</b>
<i>Floor Heinis (HWE, CIW), Astrid Driesprong-Zoeteman (RIZA, CIW), Francisco Leus, Chris de Blois en Harold van Waveren (RIZA), Frits Kragt (RIVM) en Lowie van Liere (RIVM, CIW)</i>	
<b>11. Doelen voor de Rijn (afwenteling)</b>	<b>99</b>
<i>Paul Boers (RIZA)</i>	
<b>12. Europese kaderrichtlijn water</b>	<b>103</b>
<i>Ronald Buskens, Marga Limbeek (Royal Haskoning) en Lowie van Liere (RIVM)</i>	
<b>13. Achtergronddocumentatie project</b>	<b>109</b>

## Summary

### Standard values for nutrients in several surface-water bodies

*Lowie van Liere (National Institute for Public Health and the Environment) and Douwe Jonkers (Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment)*

Standard values for nutrients in surface waters on a national scale are not always very satisfying. The many different water bodies of natural origin and the large regional differences lent themselves for a catchment approach. The Fourth National Water Management Policy Document allows the setting of standards, differentiated by regions – the basic principle here being the ecological quality of the waters. The achievement of nutrient concentration standards is no longer a target, but a means to achieve the desired ecological quality. This is in good agreement with the European Water Framework Directive, which aims is to achieve a Good Ecological Status in all surface waters in 2015. The quality of waters, sediments and shorelines should be in state which should provide an adequate chance of viability to the ecological community, including fish species, birds and mammals that depend on aquatic environment. The Framework Directive on Water allows only a ‘slight’ deviation from the ‘natural’ reference status.

Defined desired ecological states allow setting of standard values for nutrients (concentrations, critical loading) in various bodies of water. Standard values that have been set for downstream sections of these water bodies, and the relationships that they have with upstream regions, allow for standard-setting in the upstream sections. However, Good Ecological Status should also be achieved in these upstream sections. Where there are conflicting opinions, the most stringent value must be chosen as the standard to be set.

In this way standard values for vulnerable waters like lakes may give rise to calculating standard values for other water types in the upstream parts of their catchment area. Models such as WaterPlanner (backwaters) and Stofstromen (main watercourses) may be supportive.



*Figure 1. Map of the Netherlands showing the most important studies on large bodies of water cited in this report.*



## Marine waters

The target for marine waters, defined at the North Sea Ministers Conference and OSPAR is an emission reduction of 50% for nitrogen and phosphorus in 1995 with respect to 1985.

Nitrogen is considered to be the most important element in limiting phytoplankton growth. In estuaries and coastal waters phosphorus may limit phytoplankton growth for a short period in spring, after which nitrogen takes over during the summer bloom. There are no clear indications that phosphorus limitation has yet influenced coastal waters. The phosphorus concentrations have, when compared to nitrogen, decreased more due to the successful phosphorus reduction. This has induced a shift in N/P ratio. An increased N/P ratio, in combination with a surplus of nitrate, increases the risk of toxic phytoplankton blooms. Observations in the west part of the Wadden Sea revealed a shift in N/P ratio and concomitant changes in phytoplankton composition.

Besides the already existing source-driven policy, OSPAR is developing a policy to realise a sustainable marine environment in which no effects of eutrophication occur. This policy aims at preventing the occurrence of increased concentrations of Dissolved Inorganic Phosphorus (DIP) and Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN), and the absence of eutrophication effects in the OSPAR region. The procedure for setting standards for water quality is still going on. Recent proposals concern the identification of 'problem areas' where concentrations of DIP and DIN have increased to more than 50% above natural background values, and several other indicators point at the occurrence of eutrophication.

A load reduction of phosphorus of 70-80 % (compared to 1985) is necessary to reduce the spring bloom of *Phaeocystis* in the coastal zone. However, this will not influence the summer bloom. Nitrogen load reduction appears to be the main pathway for reducing the effects of summer blooms of phytoplankton and avoiding risks of toxic algal blooms.

Model calculations reveal that nitrogen load and nitrogen concentration will have to be halved to anticipate reduction of chlorophyll levels. If a decrease in phytoplankton concentration is set as the target, a standard concentration for total nitrogen of  $0.6 \text{ mg N l}^{-1}$  in the coastal waters can be derived.

## Large fresh waters (under management of national water authorities)

Due to their longer hydraulic residence time lakes are more vulnerable to eutrophication than other water types under national responsibility, such as rivers and transitional waters. Nutrient standards can be derived from an ecological desired status for the lakes: IJsselmeer, Veluwemeer and Volkerak. As for River Rhine, standards have been derived according to the principle that upstream waters may not negatively influence downstream waters (downstream protective standards).

### *IJsselmeer*

Maximum Tolerable Concentrations (MTC) of  $0.15 \text{ mg P l}^{-1}$  and  $2.2 \text{ mg N l}^{-1}$  (summer concentrations) have been set as a statutory regulation (Fourth National Water Management Policy Document). Values of  $0.05 \text{ mg P l}^{-1}$  and  $1 \text{ mg N l}^{-1}$  have been set as a long-term target values to combat eutrophication. To realise the ecological status 'no dominance of cyanobacteria and no floating algal layers' a phosphorus concentration of  $0.05 - 0.06 \text{ mg P l}^{-1}$  is needed. If the ecological target is the 'naturally occurring phosphorus limitation of the phytoplankton growth', then  $0.08 \text{ mg P l}^{-1}$  should be the target value.

***Volkerak***

If the desired ecological status is a clear-water water system, in which no floating layer of *Microcystis* occurs, a target phosphorus concentration of 0.05-0.06 mg P l<sup>-1</sup> will have to be met.

***Veluwemeer and Wolderwijd***

In these lakes (inc. Veluwemeer) bordering the Flevoland polders on the eastern side a stable clear-water system is already in place; here, the concomitant phosphorus concentration is around 0.10 mg P l<sup>-1</sup>. Changeover from turbid to clear-water status occurs at 0.05 mg P l<sup>-1</sup>.

***River Rhine***

At low discharge and stagnant sections high algal biomass occurs in River Rhine. At present these algal concentrations are not experienced as a problem.

**Downstream protective standards**

Target values for the River Rhine have been calculated to protect vulnerable waters in downstream lakes of its delta, including coastal waters.

If a phytoplankton bloom reduction of 50% is the desired ecological status of coastal waters, the concentration of nitrogen in the River Rhine at its inflow into the North Sea should be 1.8 mg N l<sup>-1</sup>. Since phosphorus does not play a dominant role in phytoplankton bloom reduction, it is not possible to calculate such values for the phosphorus concentration for coastal waters in River Rhine.

From a regression analysis of concentrations of phosphorus in IJsselmeer and at Lobith (border crossing), it was found that the Rhine should have a concentration of 0.08 – 0.13 mg P l<sup>-1</sup> if the target value in the IJsselmeer of 0.06 – 0.08 mg P l<sup>-1</sup> is to be met (depending on the desired ecological target chosen (see above)).

Examining Volkerak as the vulnerable water body, in which the Rhine influences ecological quality (no floating layers of *Microcystis*), we find that phosphorus-balance studies point to a recommended target concentration of 0.12 mg P l<sup>-1</sup> in the Rhine annually (0.1 – 0.14, depending on the weather), of a summer concentration of 0.15 mg P l<sup>-1</sup> (0.11 – 0.17 depending on the weather).

Thus the most stringent target for the Rhine is safeguarding the IJsselmeer. If no blue-green algal blooms are to occur, the Rhine should have a concentration of 0.08 mg P l<sup>-1</sup>. To reach the ecological targets in coastal waters an annual average of 1.8 mg l<sup>-1</sup> has been calculated.

**Regional waters (managed by regional water authorities)**

The ecological status of regional waters is determined by a complex number of factors. Besides hydrological, morphological and chemical factors, the interrelations and the relations with the food web, as well as the interrelations between organisms in the food web itself play an important role. Management of the water bodies and their surroundings are aspects of paramount importance. The relationship of the desired ecological quality with the concomitant nutrient concentrations in the various water bodies (lakes, heathland lakes, ditches and small streams) is complex and large bandwidths in concentration values have been observed.

In the research project described here we have tried to determine critical nutrient values (loads, concentrations), describing the change from a desired ecological status to an undesired ecological status, and *vice versa*. Prerequisite is that the nutrient load or concentration limits the growth and development of primary producers (phytoplankton and water plants), and, consequently, determines the ecological status. These critical values were found to be very low to sometimes extremely low. However, there have been cases in which a desired ecological quality was found at higher critical values. Here, other factors than nutrients were determinants in the ecological quality. In such situations downstream protective standards should be set.

### ***Shallow lakes***

In the limnological literature evidence that phosphorus limits growth of phytoplankton in lakes in the natural situation in the Temperate Zone is overwhelming. However, if phosphorus load increases, other factors (mainly nitrogen and light energy) can become growth-limiting. Nitrogen often limits phytoplankton growth in those lakes in which water plants are abundant. Nitrogen-containing ions and other macro ions determine the species diversity of water plants. Recovery of eutrophication should be performed, whereby the load of the original limiting nutrient is reduced. As a precaution, however, nitrogen load also needs to be reduced, for example, to restore the diversity of water plants.

The Maximum Tolerable Concentration for nutrients is based on ‘desired ecological quality’, described by  $100 \mu\text{g chlorophyll } a \text{ l}^{-1}$ . This value was chosen to reach a level of water clarity allowing enough light energy to penetrate the water without limiting immersed water plant growth. A critical summer-average concentration of  $0.15 \text{ mg P l}^{-1}$  was derived from a data set (1980) of some 80 lakes; most of them dominated by green algae. In 1987 a database of some 120 lakes studied in 1987 showed cyanobacteria (or blue-green algae) to dominate in many of these lakes. The critical summer averaged concentration of  $0.07 \mu\text{g P l}^{-1}$  now found has not led to any policy change; the Maximum Tolerable Concentration remained  $0.15 \text{ mg P l}^{-1}$ . The MTC value of  $0.15 \text{ mg P l}^{-1}$  was set (without any scientific argument) for other water types too. As for nitrogen, an analogous relation in shallow lakes was derived, leading to a MTC of  $2.2 \text{ mg N l}^{-1}$  (summer average).

From monitoring data, it can be seen that also at concentrations higher than  $0.15 \text{ mg P l}^{-1}$ , chlorophyll concentrations may be lower than  $100 \mu\text{g l}^{-1}$ . In these lakes phosphorus does not limit phytoplankton growth. The ecological quality is then regulated by a different factor, for example, nitrogen or light.

The present MTC for phosphorus does not at all guarantee recovery from eutrophication in lakes dominated by cyanobacteria. The chance of recovery increases with decreasing concentration. Field- and model studies show that most lakes remain clear when phosphorus concentration is  $0.05 \text{ mg P l}^{-1}$ . This became the target concentration for lakes in the fight against eutrophication (in 1998!).

Additional measures, especially bio-manipulation, have been successful in realising a desired ecological quality, also at increased phosphorus concentrations.

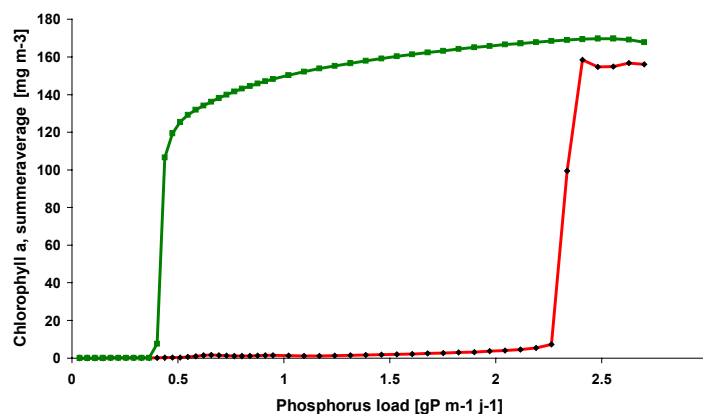


Figure 2. Eutrophication (red) and recovery (green). Changes in the ecosystem create completely different pathways. A very low level is essential for the switch to the clear-water status; after that, the load may be increased, but not to such an extent that the turbid status is achieved.

### Heathland lakes/moorland pools

In the Netherlands, heathland lakes are situated on sandy soils in the Northern, Eastern and Southern part of the country. They are mainly dependent on rainwater or local ground water as well. They are small and shallow (mostly < 2 m). Apart from low buffering capacities, they often have low ionic concentrations and are unproductive. These characteristics make them very sensitive to water and air pollution. Changes in the immediate surroundings of heathland lakes have exacerbated eutrophication and acidification.

Carbon, nitrogen and phosphorus play an important role in the ecology of heathland lakes. In a natural situation these lakes receive their nutrients by mineralisation in their sediments and their immediate surroundings (catchment). Consequently, nutrients are limiting in those lakes. However, in the current situation lakes receive nutrients in increasing proportion from atmospheric deposition. Due to this, nitrogen is not limiting any more in heathland lakes in The Netherlands. The high availability of nitrogen has important consequences for the biotic communities, which are able to occur in heathland lakes actually or potentially. If eutrophication of heathland lakes is caused via ground- or surface water, limitation of all three components (carbon, nitrogen and phosphorus) is stopped.

If acidification is taken as the main cause of the effects in heathland lakes, a critical load of 5-10 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> will be derived. For eutrophication the critical load will be 20 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. If the growth of plants along the shores is considered, the critical load will amount 14 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. Critical loads are extremely low, so that the reduction in atmospheric deposition must be high. Critical loads of acid and sulphur are low as well.

Because in the present situation the critical load of nitrogen is exceeded in 99 % of the heathland lakes lake restoration requires active management. Removal of the organic top layer in order to restore the vegetation of soft-water lakes has to be combined with the supply of adequate amounts of buffering substances. Re-acidification, and as a consequence loss of growing sites and depletion of the seedbank, can be avoided in this way. Additional measures like restoring the local hydrological system and the surrounding heathland will positively affect the restoration of heathland lakes.

## Ditches

Ditches are artificial, more or less permanent, linear-shaped bodies of water. The maximum depth of a ditch is about 1.5 m, while the maximum width is no more than 8 m and physical flow is either not, or only temporarily, a very important ecological factor. Without management, ditches would silt up and disappear.

Morphology (depth, shape of the sides), hydrology (hydraulic residence time) and chemistry (nutrients, pesticides, macro-ions) govern ecological processes in ditches. Water management of the ditches and their borders are of paramount importance for the relatively small-sized ditches. Concerning eutrophication, run-off and seepage from agricultural practices form the largest source of nutrients in small ditches, along with (in peat ditches) oxidation of peat, by lowering the water table in favour of agriculture.

Because of the large influence of water plants (both in the water and on the shores), concentrations of nutrients have only a slight direct relationship with the ecological status in ditches. Monitoring reveals a large bandwidth of nutrient concentrations with the desired ecological status. Thus setting standards for nutrient concentrations does not make much sense. Relating the ecological status of ditches with the nutrient load would be a much better option. However, being unable to actually measure the loads is an important disadvantage. One has to rely on modelling results, and mesocosm experiments.

If the desired ecological situation in ditches was a clear-water one, dominated by (especially submersed rooted water plants, a very large reduction on the nutrient load would be essential. If nutrient load reduction were the one and only factor guiding standards for the changeover from duckweed domination to the clear-water status with demersed water-plant, domination could be calculated. In an 'average ditch' (clay sediment, flow rate 30 mm day<sup>-1</sup>, depth of 50 cm), the model predicts a very sharp changeover from clear water to duckweed domination and vice versa. The selected critical load was set at 50% duckweed domination. The critical load was found to be strongly dependent on depth, flow rate and sediment type.

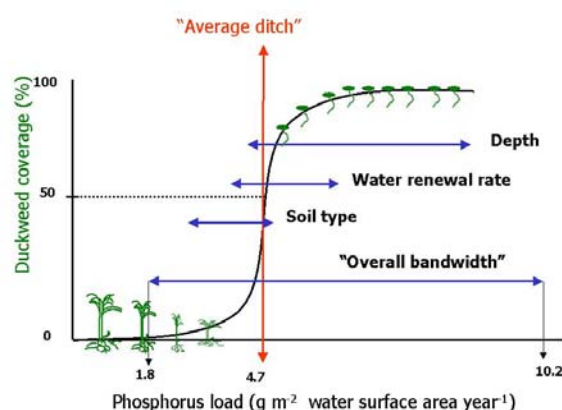


Figure 3. Modelled critical load ( $\text{g P m}^{-2} \text{ water surface area year}^{-1}$ ) of an 'average ditch'. Arrows indicate bandwidth induced by water depth, flow rate and sediment type. Combining these factors gives an 'overall' bandwidth.

The critical load increases with depth and water renewal rate. Critical phosphorus loads in sandy ditches are lower than in clay and peat areas. As a result of the 'overall bandwidth' it is hardly possible to set a critical load on a national scale. However, if one studies a region's

soil type, depth and renewal rate do not vary as much as on a national scale; therefore setting standards for regions is more precise.

Due to historical phosphorus loading from animal manure of the surrounding soil, and storage in sediments recovery from the effects of eutrophication in ditches by means of nutrient reduction will be a slow process. Phosphorus load reduction had to be extremely large in experimental systems to induce a changeover to the desired ecological status in a short time. Additional management, especially removal of the phosphorus rich-sediments, which concomitantly increases depth, may result in a quicker return to the clear-water status.

### ***Small streams***

Nutrient processes in small streams are highly dependent on the location, the longitudinal sections (backwater, middle and lower reaches) and local geomorphological and hydrological characteristics. Because the system is extremely dynamic as a result of large temporal differences in water renewal rate, the interrelation between physical, chemical and ecological processes is complex.

A lack of a sharp changeover from one ecological status to another (which is not found in streams) implies that no simple 'critical concentration' can be derived for small streams in relation to a desired ecological state. Due to the lack of knowledge of the underlying processes, we have evaluated long-term monitoring values of nutrient concentrations in various 'natural' or 'semi-natural' streams. The 10-percentile of a set of 10-percentiles taken from seven databases in this long-term monitoring is chosen as the value to assure 'natural' ecological status with respect to nutrient concentrations. These values appear to be very low.

Increasingly, measures should be used that counterbalance negative effects on nature. Characteristics of structure and flow are of paramount importance. The pro and cons of nutrient reduction and hydromorphological measures have to be considered. Sanitation by water purification plants resulted in improved quality in the brook systems. Driving back diffuse nutrient loads remains important. Next to reduction of manure application, the introduction of no-emitting bufferstrips along the shoreline may lead to improvement in water quality. Further decreases in nutrient concentrations may be less important for the streams themselves, but may be of vital importance for vulnerable receiving waters.

Measures that aim at holding the water longer in the catchment area have the greatest influence on water quality. Cancelling out drainage, raising the drainage level, construction of retention reservoirs, allowing the stream to meander again, raising the bottom of the stream and planting trees all accelerate recovery.

At present many Dutch lowland streams are negatively affected. The drain-off has increased with respect to pristine situation. Restoration of streams is mainly directed to morphology. These measures may be of greater importance than nutrient reduction. One exception is nitrate, whose concentration is increasing exponentially. This is leading to increased growth along the shoreline of backwaters and marshes, along with as yet unknown effects of primary production. Research into the effects of the increasing nitrate concentration is highly desirable.

## **Overall conclusion**

Reduction of nutrient load is the most sensible measure in combating eutrophication of aquatic ecosystems, because it combats the cause of it. However, since many systems have

built up a 'buffer', especially in the case of phosphorus (in sediments and biomass), the system has developed resilience to the measure. Recovery will not be rapid. Figures showing the switch to the desired ecological status are normally very low, so that the nutrient reduction must be extreme if recovery is to occur.

Any water-type, and every body of water is a unique ecosystem with its own particular features. Studying its characteristics and setting the desired ecological status as target to be reached is a prerequisite. This can be followed by an OPTimum MIX of water management measures to restore the ecosystem. A paramount feature in these measures should be reduction of nutrient loading.

This procedure is in accordance with the European Water Framework Directive, in which 'Good Ecological Status' has been set as the target for 2015. This can to be reached by setting up water management plans at the catchment level.



## Samenvatting

*Douwe Jonkers (DGM) en Lowie van Liere (RIVM)*

Ten behoeve van generieke normstelling is in het verleden allereerst gezocht naar kritische concentraties in stagante wateren omdat die het meest eutrofiëringsgevoelig bleken te zijn. Bovendien kennen deze wateren vaak grote natuur-en recreatieve waarden. Om mogelijke 'afwentelingsproblemen' te voorkomen zijn deze concentraties in het verleden als normen vastgesteld voor al het oppervlaktewater. Een generieke normering voor nutriënten in oppervlaktewater wordt echter niet altijd even bevredigend ervaren. De meer stroomopwaarts gelegen kleine wateren en grote rivieren zijn op een andere manier gevoelig voor eutrofiëring dan de gevoelige meren en plassen. De verschillende watertypen en de vaak grote (regionale) verschillen in hydrologie en nutriëntenbelasting geven aanleiding tot de vraag of een (stroom)gebiedsgerichte aanpak mogelijk is.

In de Vierde Nota Waterhuishouding is daarom ruimte gegeven om bij de normstelling ten aanzien van nutriënten voor de andere watertypen na te gaan of die kunnen en mogen afwijken van die voor meren en plassen. Ecologische kwaliteit vormt hierbij expliciet het uitgangspunt voor het watersysteem. Het behalen van bepaalde nutriëntenconcentraties is dus niet meer het doel, maar het middel om een bepaalde ecologische kwaliteit te bereiken. Dit komt in grote lijnen overeen met de uitgangspunten van de Europese Kaderrichtlijn Water, welke als concreet doel heeft om in 2015 de oppervlaktewateren te laten voldoen aan de Goede Ecologische Toestand. Dat betekent een zodanige kwaliteit van water, waterbodem en oevers dat deze voldoende levenskansen bieden voor de aquatische levensgemeenschappen waarvan ook hogere organismen, zoals diverse vissoorten en vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren, deel uitmaken en waarbij slechts lichte afwijkingen ten opzichte van de natuurlijke toestand mogen bestaan.

Op grond van bovengenoemde uitgangspunten kunnen normwaarden voor nutriënten per watertype worden afgeleid. Wanneer normwaarden bovenstrooms kans geven op nadelige effecten benedenstrooms moet een check op afwenteling worden gedaan, en kan bijstelling bovenstrooms via afwentelingsnormering uitgevoerd worden.

Ook kan door in een stroomgebied te starten met stroomafwaarts gelegen wateren kan, gebruikmakend van de voor deze wateren afgeleide norm en relaties tussen concentraties in deze en stroomopwaarts gelegen wateren, de toegestane concentratie in het stroomopwaarts gelegen water worden berekend. De berekende waarden moeten op ecologische kwaliteit bovenstrooms worden getoetst.

Met dit principe van 'afwenteling' kan ook op een andere wijze rekening worden gehouden, namelijk door de gewenste normwaarden voor een aantal karakteristieke en/of gevoelige oppervlaktewateren in een stroomgebied als toetswaarden te hanteren waarbij de concentraties in het gehele stroomgebied worden berekend.

### Zoute wateren

Voor de zoute wateren moet tenminste worden voldaan aan de door Noordzee-ministers en in OSPAR-verband overeengekomen emissiereductiedoelstelling van 50% voor stikstof en fosfaat ten opzichte van 1985.

Voor de ecologie van het (open) *zeewater* wordt stikstof algemeen beschouwd als het belangrijkste limiterende element. Typerend voor *estuaria* en *kustwateren* is dat er een omschakeling plaats vindt van kortdurende limitatie door fosfor in het voorjaar, gevolgd door stikstoflimitatie in de zomer. Er zijn geen duidelijke aanwijzingen dat P-limitatie nu al van invloed is op de algengroei in het Nederlandse kustwater.



Als gevolg van het saneringsbeleid zijn de fosforconcentraties in de kustzone sinds de jaren '80 sterker gedaald dan de stikstofconcentraties en is de N/P verhouding verschoven. Een sterk verhoogde N/P ratio tezamen met een overmaat aan NO<sub>3</sub> levert een verhoogd risico op de bloeien van giftige algen op. Waarnemingen in de westelijke Waddenzee duiden op een effect van verschuivingen in de N/P verhouding op de samenstelling van het fytoplankton.

Naast het brongerichte beleid wordt in OSPAR kader beleid ontwikkeld gericht op het realiseren in het jaar 2010 van een gezond marien milieu, waar eutrofiëring niet voorkomt. Hieronder wordt verstaan, dat er dan geen sprake meer is van verhoogde concentraties van opgelost anorganisch fosfor (DIP) en stikstof (DIN) en dat directe en indirecte eutrofiëringseffecten in het OSPAR gebied afwezig zijn. Op dit moment loopt in OSPAR kader nog de procedure om tot vaststelling van hierbij behorende kwaliteitsdoelstellingen te komen. De huidige voorstellen komen er op neer dat er met betrekking tot eutrofiëring sprake is van een 'problem area' als de winterconcentraties van de nutriënten DIP of DIN meer dan 50% zijn verhoogd boven de natuurlijke achtergrond, en verschillende andere indicatoren (chlorofyl concentraties, specifieke algensoorten, zuurstofconcentraties, bodemdiersterfte) wijzen op het voorkomen van eutrofiëring.

Voor een vermindering van de bloeien van de schuimalg *Phaeocystis* in de Hollandse kustzone is voor fosfor naar schatting een reductie van 70-80% ten opzichte van 1985 noodzakelijk. Effecten van verdergaande P-sanering op de voorjaarsbloei lijken mogelijk, voor de zomerperiode zijn effecten minder waarschijnlijk. Vermindering van de stikstofbelasting van de Noordzee lijkt de enige weg om de effecten van eutrofiëring in de zomer, en de risico's van giftige algenbloei, te verminderen.

Modelberekeningen voor de Hollandse kustzone geven aan dat pas bij een reductie in de stikstofbelastingen en stikstofconcentraties in de orde van 50% effecten op de chlorofylconcentraties te verwachten zijn. Op basis van voorstellen voor ecologische kwaliteitsdoelstellingen is berekend dat een norm van 0.6 mg l<sup>-1</sup> voor totaal-N (in het kustwater) afdoende zou zijn om deze doelstellingen te halen. Dit zou overeenkomen met een emissiereductiepercentage van 75 % ten opzichte van 1985 en een concentratie van 1.8 mg l<sup>-1</sup> voor totaal-N in de Rijn.

## Zoete rijkswateren

Van de zoete rijkswateren zijn de meren door hun hoge verblijftijd en geringe diepte gevoeliger voor eutrofiëring dan het overige rijkswater zoals rivieren en overgangswateren. Voor het IJsselmeer, Veluwemeer en Volkerak kunnen op grond van een ecologisch gewenste toestand normwaarden voor stikstof en fosfaat worden vastgesteld. Voor de Rijn zijn normwaarden afgeleid op basis van het afwentelingsprincipe, uitgaande van de genoemde meren en de zoute wateren.

### *IJsselmeer*

Voor het IJsselmeer gelden het MTR (0.15 mg totaal-P l<sup>-1</sup> en 2.2 mg totaal-N l<sup>-1</sup>) en de streefwaarde (0.05 mg totaal-P l<sup>-1</sup> en 1.0 mg totaal-N l<sup>-1</sup>) uit de Vierde Nota Waterhuishouding formeel als doelstellingen voor de korte respectievelijk de langere termijn. Voor realisatie van de ecologisch gewenste toestand 'terugdringen dominantie van blauwalgen en het niet voorkomen van drijfslagen' zou een fosforconcentratie van 0.05 – 0.06 mg totaal-P l<sup>-1</sup> nodig zijn. Voor het herstel van de natuurlijke fosfaatlimitatie voor de algen is volgens modelberekeningen een fosfaatconcentratie van ongeveer 0.08 mg P l<sup>-1</sup> in het IJsselmeer vereist.

### **Volkerak**

Voor het Volkerak is een streefbeeld van een schoon en helder watersysteem vastgesteld waarbij het doorbreken van de jaarlijks terugkerende overlast van *Microcystis* één van de belangrijkste doelen is. Voor het doorbreken van de overlast van *Microcystis* en het verkrijgen van stabiel helder water zijn als streefwaarde fosfaatconcentraties van 0.05 à 0.06 mg P l<sup>-1</sup> vereist.

### **Veluwemeer/Wolderwijd**

In deze meren is reeds sprake van een stabiele heldere toestand bij een fosfor concentratie < 0.10 mg P l<sup>-1</sup>. De omslag van troebel naar helder vond plaats bij 0.05 mg P l<sup>-1</sup>.

### **Rijn**

In de Rijn komen van tijd tot tijd hoge algenconcentraties voor, vooral bij lage afvoeren en in min of meer stagnante delen. De huidige algendichtheden worden niet als een probleem ervaren.

## **Afwentelingsnormen rijkswateren**

Normwaarden voor de Rijn zijn op grond van het afwentelingsprincipe berekend vanuit normwaarden voor het zoute water, IJsselmeer en Volkerak.

Uitgaande van de verschillende ecologische doelen voor de zoute wateren is een norm voor totaal-stikstof van 1,8 mg N l<sup>-1</sup> voor de Rijn berekend. Gezien het feit dat fosfor veel minder een rol speelt in de eutrofiëring van de kustwateren, is het niet mogelijk op soortgelijke wijze vanuit het mariene milieu een norm voor totaal-fosfor af te leiden. Indirecte afleiding uit de norm voor stikstof is mogelijk door de aanvullende eis te stellen dat in de Noordzee en de Rijn de natuurlijke N/P ratio wordt hersteld. Dit resulteert in een normwaarde van 0.14 mg P l<sup>-1</sup> voor de Rijn.

De voor het IJsselmeer genoemde normwaarden (0.05 – 0.08 mg P l<sup>-1</sup>) zijn teruggerekend naar de Rijn met behulp van de regressielijn tussen de zomergemiddelde concentraties in het IJsselmeer en die bij Kampen of Lobith over de jaren 1985-2001. Dit resulteert voor de Rijn in normwaarden van 0.08 – 0.13 mg P l<sup>-1</sup>.

De streefwaarde voor het Volkerak is, onder de aanname dat de fosfaatconcentraties in alle bronnen in dezelfde mate dalen, met behulp van de fosfaatbalansen van enkele representatieve jaren via het Hollands Diep terug gerekend naar de Rijn. Dit levert voor de Rijn een gemiddelde jaargemiddelde concentratie op van 0.124 mg totaal-P<sup>-1</sup> (0.1 – 0.14 mg P l<sup>-1</sup> afhankelijk van het weer) en een gemiddelde zomergemiddelde concentratie op van 0.15 mg P l<sup>-1</sup> (0.11 – 0.17 mg P l<sup>-1</sup> afhankelijk van het weer).

De meest stringente norm voor de Rijn zou zijn de bescherming van het IJsselmeer tegen drijfslagen van blauwwieren. Een waarde voor de Rijn van 0.08 mg P l<sup>-1</sup> is daar voor nodig. Voor stikstof zijn de kustwateren richtinggevend, een waarde van 1.8 mg N l<sup>-1</sup> is afgeleid voor de jaargemiddelde concentratie in de Rijn.

## **Regionale wateren**

De ecologische toestand van regionale wateren wordt door een veelheid aan factoren bepaald. Naast hydrologische, morfologische en (met name macro)chemische factoren kunnen soort-

soort interacties (voedselwebrelaties) een belangrijke rol spelen. Nog veel meer dan bij de grotere rijkswateren vormen inrichting en beheer in het regionale water belangrijke aspecten waarmee de ecologische toestand beïnvloed kan worden. Uit monitoringgegevens blijkt dat de relatie tussen de ecologische kwaliteit en de gehalten aan nutriënten in verschillende typen regionale wateren niet eenduidig is en dat grote bandbreedten voorkomen.

In de afgelopen jaren is voor een aantal watertypen (meren en plassen, vennen, sloten, beken) gezocht naar 'kentallen' of 'omslagwaarden' voor nutriënten waarbij het watertype in een gewenste ecologisch toestand is te brengen en kan blijven. Randvoorwaarde hierbij is dat de beschouwde nutriënten dan limiterend moeten zijn voor de groei van fytoplankton en waterplanten en daarmee direct bepalend zijn voor de ecologische toestand. Het blijkt dat de betreffende kentallen laag tot zeer laag zijn. Uit monitoringonderzoek blijkt dat in een aantal gevallen ook bij hogere concentraties aan nutriënten een bepaalde (gewenste) ecologische toestand mogelijk is. In deze gevallen zijn andere factoren dan nutriënten mede bepalend voor de ecologische kwaliteit. In gevallen van een hoger ingeschatte normwaarde moet een toets op afwenteling plaats vinden.

### ***Ondiepe meren en plassen***

In de literatuur is unanimitieit over de rol van fosfor als limiterend nutriënt in voedselarme en mesotrofe meren in de gematigde klimaatzone. Fosfor is in beginsel limiterend voor algengroei, maar bij toename ervan kunnen andere stoffen (bijvoorbeeld stikstof) of licht limiterend worden. Stikstof is vaak limiterend voor fytoplanktongroei in meren die gedomineerd worden door hogere waterplanten en bepaalt mede de soortenverscheidenheid. Herstel van eutrofiëring dient in eerste instantie te gebeuren door de vermindering van de, oorspronkelijk limiterende, fosforbelasting. Vanwege het voorzorgprincipe moet, ook in zoete wateren, aandacht worden besteed aan stikstof, met name van belang voor de terugkeer van hogere waterplanten.

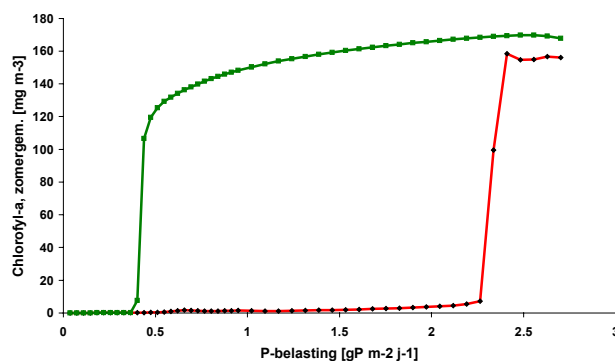
De in de Vierde Nota Waterhuishouding opgenomen normwaarde (MTR) voor meren en plassen is berekend uitgaande van een 'ecologische norm' van  $100 \mu\text{g l}^{-1}$  chlorofyl a en daarbij behorend doorzicht van 0.4 m. Het MTR is gebaseerd op het berekeningsresultaat gebruikmakend van de gegevens die in 1980 beschikbaar waren (2<sup>e</sup> Eutrofiëringsevenquête), de streefwaarde is gebaseerd op de resultaten van meren, die een heldere toestand hebben bereikt. De meren in de 1980-database werden vooral door groenwieren gedomineerd. In de derde eutrofiëringsevenquête (1987) waren een groot aantal meren toegevoegd met blauwwierdominantie. Het resultaat van de 1987-berekening heeft er destijds niet toe geleid dat de toenmalige MTR ( $0.15 \text{ mg P l}^{-1}$ ) werd aangescherpt. Ook voor stikstof is een analoge relatie afgeleid, die in beide gevallen (2<sup>e</sup> én 3<sup>e</sup> Eutrofiëringsevenquête) op  $2.2 \text{ mg N l}^{-1}$  (zomergemiddelde) uitkwam. Een statistische analyse m.b.t. onzekerheden en bandbreedtes is niet uitgevoerd.

Daarnaast voerde de Vierde Nota een streefwaarden in ( $0.05 \text{ mg P l}^{-1}$ ;  $1 \text{ mg N l}^{-1}$ ), gebaseerd op herstelprojecten van meren.

Uit data blijkt duidelijk dat er ook meren zijn die bij hogere concentraties dan  $0.15 \text{ mg P}$  een chlorofylconcentratie te zien geven beneden de  $100 \mu\text{g l}^{-1}$ . In deze meren is fosfor in overmaat aanwezig en wordt de ecologische toestand bepaald door stikstof of een andere limiterende factor.

Het huidige MTR voor fosfor biedt zelfs geen geringe kans op herstel van eutrofiëring in meren en plassen die door blauwwieren gedomineerd worden. De kans op spontaan ecologisch herstel van ondiepe meren neemt toe naarmate de (gemeten) fosforconcentraties lager zijn. Uit model- en veldonderzoek blijkt dat diverse meren

helder zijn en blijven bij fosforconcentraties rond de streefwaarde van  $0.05 \text{ mg P l}^{-1}$ . De normwaarde geeft de concentratie waarbij -wanneer fosfor-reductie als enige sturende factor wordt gebruikt- met grote mate van zekerheid herstel wordt verwacht. Het nemen van aanvullende maatregelen, met name biomanipulatie (actief biologisch beheer), is in een aantal gevallen zeer succesvol gebleken om een gewenste ecologische toestand te realiseren, ook bij hogere fosfor concentraties.



*Figuur 1. Eutrofiëring (rode lijn) en herstel (groene lijn) van een meer. De heenweg en de terugweg zijn verschillend. Herstel kan lang duren. Voor herstel van eutrofiëring zijn lage fosfor concentraties nodig. Na herstel zijn weer iets hogere concentraties toegestaan, maar bij overschrijding naar de troebele toestand zijn weer zeer lage concentratie noodzakelijk.*

### Vennen

Vennen zijn van origine vaak hydrologisch geïsoleerde, ook met lokaal grondwater gevoede, kleine, veelal ondiepe (< 2 m) wateren gelegen op de pleistocene zandgronden in Noord-Oost- en Zuid-Nederland. Door hun ligging in voedsel- en kalkarme zandgronden, zijn ze gevoelig voor eutrofiëring, vermessing en verzuring. Veranderingen in het omliggende landschap van vennen hebben de effecten van eutrofiëring, vermessing en verzuring versterkt.

In vennen spelen zowel koolstof, stikstof als fosfor een belangrijke sturende rol. Vennen verkrijgen hun nutriënten van oorsprong door verwerking en mineralisatie in het sediment en het inzigtgebied (catchment), waardoor genoemde voedingsstoffen limiterend zijn in vennen. Echter, in toenemende mate vormt atmosferische depositie een belangrijke bron. Hierdoor is stikstof niet meer beperkend in vennen in Nederland. Dit heeft belangrijke gevolgen voor de levensgemeenschappen die actueel en potentieel in vennen (kunnen) voorkomen. Indien eutrofiëring van vennen optreedt via grond- en/of oppervlaktewater, wordt de limitatie van alle drie de componenten (koolstof, stikstof en fosfor) opgeheven.

De kritische stikstofbelasting voor vennen is vastgesteld op basis van het voorkómen van verzuring ( $5\text{-}10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ), het voorkómen van verzuiging van de oevers ( $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ) en het voorkómen van eutrofiëring ( $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ). De kritische stikstofbelasting is dus zeer laag, zò laag dat reductie van de atmosferische depositie groot moet zijn. Kritische zuur- en zwavelbelastingen voor vennen zijn eveneens laag.

Omdat voor 99 % van de vennen in de huidige situatie de kritische depositie voor stikstof wordt overschreden, zijn voor herstel van vennen onder de huidige omstandigheden actieve beheersmaatregelen noodzakelijk. Baggeren om de oorspronkelijke vegetatie van zwak gebufferde vennen te herstellen dient dan ook in verzuringsgevoelige vennen gevolgd te worden door bufferen. Hierdoor wordt herverzuring, en daarmee het verlies van groeiplaatsen en uitputting van de zaadbank, voorkomen. Aanvullende maatregelen zoals herstel van lokale

hydrologische systemen en herstel van het heidelandschap beïnvloeden het herstel van vennen positief.

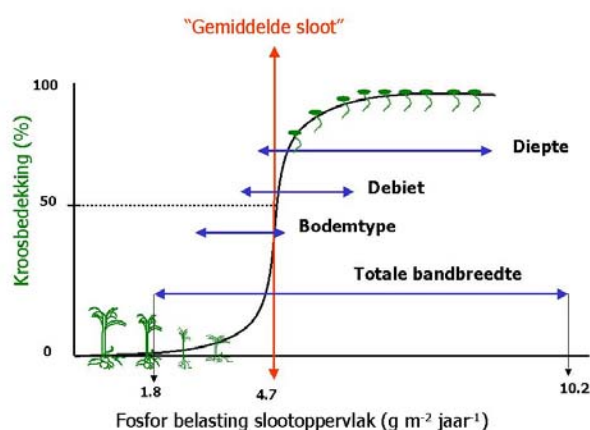
### Sloten

Een sloot is gedefinieerd als een kunstmatig, min of meer permanent, lijnvormig water, maximaal 8 m breed, waarin stroming geen belangrijke ecologische factor is, of, als dat wel het geval is, kunstmatig en tijdelijk van aard is. De diepte is in het algemeen niet meer dan 1.5 m. Zonder beheer zouden sloten verdwijnen doordat ze dichtslibben.

De ecologie van sloten wordt bepaald door vele beïnvloedende factoren. Naast morfologie (diepte, vorm van de oever), hydrologie (met name verblijftijd) en chemie (waaronder nutriënten, bestrijdingsmiddelen en macro-ionen bepaald door het type inlaatwater) speelt beheer in sloten een relatief grote rol. Met betrekking tot de eutrofiëring van sloten vormen uit- en afspoeling van de landbouw en (bij veensloten) oxidatie van het veen door peilverlaging de grootste bronnen.

Door de grote invloed van oevervegetatie en wortelende waterplanten op de nutriëntenhuishouding hebben *concentraties* van nutriënten in het oppervlaktewater nauwelijks of geen relatie met de ecologische toestand van het systeem. Het blijkt dat een gewenste ecologische toestand mogelijk is binnen een forse bandbreedte van concentraties van stikstof en fosfaat in het oppervlaktewater. Voor nutriënten lijkt generieke normstelling voor sloten daarom weinig zinvol. Een kwaliteitsdoelstelling voor sloten in de vorm van een fosfor- en stikstof *belasting* zou wellicht een betere optie zijn, maar hieraan is door middel van monitoring niet of nauwelijks te toetsen.

Wanneer groeilimitatie van kroos en het realiseren van een gewenste ecologische toestand (gekenmerkt door dominantie van wortelende waterplanten) bereikt moet worden door (enkel) op nutriënten te sturen, lijkt een forse reductie van fosfor de belangrijkste noodzakelijke factor te zijn. Op grond van dit uitgangspunt is met behulp van modellering de bedekking met kroos versus ondergedoken waterplanten en algen berekend als functie van de fosfor- en stikstof-belasting. Voor een standaard sloot voorspelt het model een vrij scherp S-vormig verband, met een 'kritisch' belastingsniveau waarboven een omslag van ondergedoken waterplanten of algen naar kroosdominantie optreedt. Als kritische belasting is de waarde bij 50% kroosbedekking gekozen. Het kritisch belastingsniveau blijkt sterk afhankelijk van diepte, debiet en bodemtype (Figuur 2).



Figuur 2. Berekende kritische belasting ( $\text{g P m}^{-2}$  slootoppervlak jaar $^{-1}$ ) van een 'gemiddelde sloot' (klei, 0.5 m diep, debiet 30 mm dag $^{-1}$ ). Pijlen geven de bandbreedte weer afhankelijk van diepte, debiet en bodemtype. Door een combinatie van factoren ontstaat een totale bandbreedte voor de kritische belasting van sloten

De kritische belasting is hoger naarmate de sloot dieper is. Voor fosfor zijn de waarden in zandsloten steeds lager dan die in klei- of veensloten. Met toenemend debiet wordt de kritische belasting hoger. Door de zeer grote bandbreedte is het nauwelijks mogelijk om voor sloten op nationale schaal een normwaarde aan te geven. Echter, wanneer er naar regio gekeken wordt (zelfde bodemtype, minder variatie in diepte en debiet) is de bandbreedte veel minder. Regionale normstelling behoort dan zeker tot de mogelijkheden.

Herstel van sloten door verlaging van enkel de nutriëntenbelasting verloopt zeer langzaam ten gevolge van historische oplading van zowel land- als waterbodem. Uit het onderzoek blijkt dat de belasting met nutriënten erg laag moet zijn om binnen een periode van 2 jaar een omslag van kroosbedekking naar ondergedoken waterplanten te bewerkstelligen, wanneer nutriëntentoevoer als enige sturende factor wordt beschouwd. Door aanvullend beheer, in bijzonder het verwijderen van fosfaatrijke bagger en het op diepte brengen van de sloot, kan het herstelproces aanzienlijk worden versneld.

### ***Beken***

Processen met betrekking tot nutriënten zijn sterk afhankelijk van de ligging van de beek, het beektraject en de lokale geomorfologische en hydrologische kenmerken van het gebied. Doordat het systeem dynamisch is als gevolg van grote temporele verschillen in de hydrologie (afvoerpieken) zijn fysische, chemische en ecologische processen en de relaties tussen deze processen complex.

Op basis van tot nu toe uitgevoerd onderzoek kan geen bruikbare relatie worden afgeleid tussen de ecologische toestand van en de gehalten aan nutriënten in beken waarmee een 'omslagpunt' kan worden vastgesteld. Bij gebrek aan kennis over de vertaling van de onderliggende processen in concentraties en bij gebrek aan langjarige meetreeksen met een hoge meetfrequentie in natuurlijke systemen is bij het opstellen van normwaarden voor nutriënten voor beken gebruik gemaakt van eerder gepresenteerde normen en waarden zoals die voor natuurlijke referentie-beken zijn beschreven. Van een zevental datasets van 'natuurlijke' en 'bijna natuurlijke' beken in binnen en buitenland zijn de nutriëntenconcentraties geëvalueerd. De 'natuurwaarde' is uitgedrukt als het 10-percentiel van de individuele 10-percentielen. De resulterende normwaarden zijn laag.

Steeds moet gezocht worden naar maatregelen, die de negatieve effecten op de natuur zo veel mogelijk opheffen. Structuren en stromingskenmerken zijn van groot belang hierbij. Het belang van nutriëntenreductie moet steeds afgewogen worden tegen de effecten van hydromorfologische ingrepen. De ervaring heeft geleerd dat aanpak van hoge belasting (eutrofiëring en saprobiëring) grote ecologische effecten veroorzaakt. Sanering via rwzi's heeft tot sterke verbetering van de beekwaliteit geleid. Het terugdringen van de diffuse toevoer is nog steeds van belang. Naast vermindering van bemesting kan de aanleg van bufferzones langs de beek positieve gevolgen voor de waterkwaliteit hebben. Een verdere verlaging van de concentratie van nutriënten is mogelijk minder van belang voor het beekecosysteem, maar van eminent belang voor ontvangende wateren.

Maatregelen gericht op het langer vasthouden van water in het stroomgebied sorteren het grootste effect bij beekherstel. Het opheffen van drainage, het verhogen van het drainageniveau, het aanleggen van retentiebekkens, hermeandering, verhoging van de beekbodem en aanplant van bomen versnellen het herstelproces

Momenteel verkeren veel Nederlandse laaglandbeken in een hydrologisch aangetaste toestand. De afvoerdynamiek is veel groter dan die in de natuurlijke toestand. Beekherstel is

vooral gericht op de morfologie van de beeksystemen. Inzet van middelen op een verbetering van de waterhuishouding en verdergaande structuurverbetering, vrije meandering en het terug laten keren van de rol van hout in de vorming van het beekstelsel lijkt daarom van veel groter belang dan een nog verdere reductie van nutriënten. Een uitzondering hierop vormt het nitraatgehalte. In de meeste Nederlandse beeksystemen is nitraat een bijna exponentieel toenemende parameter die leidt tot sterke en versnelde verzuivering van brongebieden en moeraszones, naast nog onbekende effecten op de natuurlijke primaire productie op de beekbodem. Nader onderzoek naar de effecten van deze nitraatverhoging is zeer gewenst

## Resumé

Reductie van de nutriëntenbelasting is de meest zinvolle maatregel om te nemen bij de eutrofiëringsbestrijding, omdat hiermee de oorzaak wordt bestreden. Echter, veel ecosystemen hebben in de loop van de eutrofiëring een buffer opgebouwd van met name fosfor (in sediment en biomassa) zodat herstel niet snel zal zijn. De kentallen, die de omslag naar de gewenste ecologische toestanden aangeven, zijn over het algemeen erg laag, zodat de nutriëntenbelasting zeer ver moet worden teruggedrongen om herstel te bewerkstelligen.

Ieder water type, en ieder water, is een uniek ecosysteem met eigen specifieke karakteristieken. Het bestuderen van deze karakteristieken, en het vaststellen van de gewenste ecologische toestand moeten voorop staan. Daarna kan een OPTimale MIX van maatregelen worden vastgesteld om deze toestand te bereiken. Een uiterst belangrijke maatregel daarbij is het reduceren van de nutriënten belasting. Kosten en baten van diverse maatregelen vallen buiten de horizon van het beschreven project.

Deze werkwijze is in goede overeenstemming met de Europese Kaderrichtlijn Water, waarin de Goede Ecologische Toestand bereikt moet worden in 2015 door het uitvoeren van waterbeheersplannen op stroomgebiedsniveau.



# Inleiding

## *Douwe Jonkers (DGM) en Lowie van Liere (RIVM)*

### **Waren de Nederlandse wateren niet altijd al eutroof?**

Een veel gehoorde opmerking, Nederland is van nature eutroof. De voedselrijke kwel in Noord en Zuid Holland wordt als voorbeeld genoemd. Toch zijn er duidelijke aanwijzingen dat met name vele plassen, en ook sloten helder en soms zelfs voedselarm zijn geweest, en nog niet eens zo erg lang geleden (Bakker *et al.*, 1976; Klapwijk, 1988; Hofstra en Van Liere, 1992; Higler en Semmekrot, 1999; Higler, 2000, Nijboer, 2000). Ook uit de boeken van Redeke, Jac. P. Thijsse en Victor Westhoff komt een helder beeld naar voren.

## 1.1. Generieke normstelling

In de verschillende Indicatieve Meerjaren Programma's Water (VROM, 1981, 1984) werd een basiskwaliteit gedefinieerd, vertaald in concentraties voor fosfor van 0.2 mg P l<sup>-1</sup> en voor stikstof van 2 mg N l<sup>-1</sup>. De 3<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding (V en W, 1989) formuleerde de AMK<sub>2000</sub> (Algemene Milieu Kwaliteitsdoelstelling) 0.15 mg P l<sup>-1</sup> en 2.2 mg N l<sup>-1</sup> bij een chlorofyl *a* concentratie van 100 µg l<sup>-1</sup> voor de zomergemiddelden van stagnante eutrofiëringsgevoelige wateren. Onderbouwing voor deze waarden was de 2<sup>e</sup> CUWVO Eutrofiëringsenquête (CUWVO, 1980). Ondanks dat de 3<sup>e</sup> Eutrofiëringsenquête (CUWVO, 1987) reeds aangaf dat voor blauwwiermeren het zomergemiddelde voor fosfor 0.07 mg P l<sup>-1</sup> zou moeten zijn gaf dat geen aanleiding tot een wijziging in de normstelling. In de MILBOWA notitie (VROM, 1991) werden de eerder genoemde waarden overgenomen en werd de term grenswaarde gedefinieerd in plaats van AMK (VROM, 1991), deze term werd overgenomen in de Evaluatie Nota Water (V en W, 1993). De 4<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding, regeringsvoorstel (V en W, 1998) meldt op p. 16: 'Normstelling voor nutriënten en andere kwaliteitsparameters vereist vanwege de van nature grote regionale verschillen en het grote aantal watertypen een gebiedsgerichte benadering. Voor eutrofiëringsgevoelige, stagnante wateren worden als minimum kwaliteitsniveau de huidige grenswaarden uit de Evaluatie Nota Water (V en W, 1993) als zomergemiddelde waarden voor stikstof (2.2 mg N l<sup>-1</sup>) en fosfor (0.15 mg P l<sup>-1</sup>) gehandhaafd. Voor de overige wateren zijn deze waarden richtinggevend. Daarnaast is voor deze wateren voor nutriënten een streefwaarde opgenomen (0.05 mg P l<sup>-1</sup> en 1 mg N l<sup>-1</sup>).

*Tabel 1.1 Overzicht van de verschillende definities en waarden voor normstelling fosfor (totaal-P) in stagnante eutrofiëringsgevoelige wateren.*

Bron	Terminologie	Waarde (mg P l <sup>-1</sup> )
IMP (VROM, 1981, 1984)	basiskwaliteit	0.20
CUWVO, 1980	bovengrens (100 µg chl l <sup>-1</sup> )	0.15
CUWVO, 1987	bovengrens (100 µg chl l <sup>-1</sup> )	0.07
CUWVO, 1987	geen permanente blauwwierbloei	0.08
NW3 (V en W, 1989)	AMK (te bereiken in 2000)	0.15
MILBOWA (VROM, 1991)	grenswaarde	0.15
Schreurs (1992)	geen langdurige dominantie blauwwieren	0.06
ENW (V en W, 1993)	grenswaarde	0.15
Joosten en Roijackers, 1993	grenswaarde <i>Oscillatoria</i> meren (40 µg chl l <sup>-1</sup> )	0.03
Joosten en Roijackers, 1993	grenswaarde <i>Oscillatoria</i> meren (100 µg chl l <sup>-1</sup> )	0.08
NW 4 (V en W, 1997)	MTR (Maximaal Toegestaan Risico)	0.15
NW 4 (V en W, 1997)	Streefwaarde	0.05



Tabel 1.1 geeft een overzicht van de voorstellen voor normstelling van fosfor in de loop der jaren (Van Liere en Laane, 1993). Met betrekking tot stikstof zijn de verschillen in voorgestelde normen minder groot, omdat stikstof in het zoete water (in tegenstelling tot het zoute water) bij de huidige eutrofiëringsgraad niet of nauwelijks sturend werkt op de hoeveelheid chlorofyl *a*. Vrijwel alle documenten gaan uit van een grenswaarde van 2.2 mg N l<sup>-1</sup> (zomergemiddelde). NW4 heeft een streefwaarde van 1.0 mg N l<sup>-1</sup> gedefinieerd (V en W, 1997).

Afhankelijk van de functies van een watersysteem en de natuurlijke omstandigheden kan voor de overige oppervlaktewateren van deze landelijke norm worden afgeweken. Voorwaarde is dat hierbij tenminste moet worden uitgegaan van een bescherming van het watersysteem op het <<laagste ecologische niveau>> (zie de CUWVO-nota over ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren, CUWVO, 1988). Deze zou overeen komen met het <<middelste ecologische niveau>> zoals dat door de STOWA is gedefinieerd, maar aangetoond werd dat nergens. Bij de emissiereductie moet prioriteit gegeven worden aan de stoffen waarvoor een minimumkwaliteitsniveau wordt overschreden. Daarvoor geldt in de planperiode een inspanningsverplichting om dit niveau te realiseren. Het bereiken van de streefwaarde blijft als lange termijn doel richtinggevend. Daarom mag voor stoffen beneden het MTR-niveau geen normopvulling plaatsvinden, zodat afwenteling naar andere watersystemen wordt voorkomen. Aanvullende eisen en verdere prioritering om op termijn de streefwaarde te bereiken, vindt gebiedsgericht per watersysteem plaats, afgestemd op de functies, van de watersystemen. Daarbij is het van belang dat naast de normen voor stoffen ook ecologische doelen voor diverse wateren worden vastgelegd en gerelateerd aan waterkwaliteitsparameters. Voor de regionale wateren kan worden aangesloten bij de CUWVO-nota over ecologische normdoelstellingen (CUWVO, 1988). Voor de rijkswateren zal worden voortgebouwd op de AMOEBE's uit de NW3 en WSV en zal verdere afstemming met de natuurdoeltypen plaatsvinden die in het kader van het natuurbeleid zijn ontwikkeld (V en W, 1997).

## 1.2. Gebiedsgedifferentieerde normstelling nutriënten

De praktijk van het waterbeheer maakt duidelijk dat de generieke normen niet altijd aansluiten bij de gewenste kwaliteit van de planten - en diergemeenschappen. Dat geldt met name voor andere watertypen dan die waarvoor de generieke normen zijn gedefinieerd (meren en plassen). Watertypen als sloten (kroosbedekking), vennen (verzuring + vermesting, verschuiving in soorten waterplanten) en stromende wateren kennen een geheel andere problematiek dan meren en plassen (algengroei). Bovendien kunnen de natuurlijke achtergrondwaarden in sommige gebieden of watertypen afwijken van de gemiddelde situatie. In verschillende provincies zijn al acties ingezet om tot gebiedsgerichte – en typegerichte normering te komen (voor een overzicht zie Otte *et al.*, 1999). Deze acties gaan voort en breiden zich uit naar meerdere provincies. Voor een differentiatie van de normstelling is het gewenst dat dit op landelijk uniforme wijze gebeurt.

Afhankelijk van de functie van een watersysteem en de natuurlijke omstandigheden mag van de landelijk vastgestelde waarden worden afgeweken, of dienen ze op een andere wijze te worden gedefinieerd. Naast de natuurlijke omstandigheden kan ook het gebruik van het watersysteem aanleiding zijn de toepassing van een zogenaamde gebiedsgerichte normen te overwegen, waarbij aan een aantal voorwaarden voldaan moet worden.

Deze voorwaarden betreffen:

- rekening houdend met (inter)nationale afspraken over emissiereductie,
- rekening houdend met eisen vanuit benedenstrooms gelegen wateren (voorkomen van afwenteling,
- bescherming bieden aan het watersysteem op tenminste het ‘laagste ecologische niveau’.

### **1.3 Ontwikkeling toetsingskader gebiedsgerichte normstelling nutriënten in oppervlaktewater**

In verband met de toetsing van de Integrale Notitie Mest- en Ammoniak beleid in 2000 zijn er nog twee lacunes in kennis:

- het toepassingsgebied van de (bestaande) normen in oppervlaktewater was onduidelijk (zie ook hierboven),
- over de relatie landgebruik (bemesting) en de resulterende waterkwaliteit als gevolg van bodemprocessen en belasting met nutriënten via uit- en afspoeling bestaat nog veel onzekerheid.

Dit was één van de redenen waarom de waterkwaliteitsnormen bij de vaststelling van de Notitie Mest en Ammoniak beleid nauwelijks een rol hebben gespeeld. Daarnaast werd aangegeven dat een verkenning naar gebiedsgedifferentieerde normstelling wenselijk zou zijn.

Ten behoeve van de evaluatie ‘Mest en Ammoniak’ beleid worden derhalve gewenst:

- het leveren van een betere onderbouwing van de normering voor verschillende watertypen,
- het leveren van een beter onderbouwde relatie tussen landgebruik en oppervlaktewaterbelasting, en de effecten in het oppervlaktewater.
- het ontwikkelen van een instrument voor een gebiedsgerichte benadering op basis van een watersysteembenadering, een instrument waarmee kwetsbare watersystemen benedenstrooms beschermd worden ‘blauwe knopen systeem’ (afwentelingsprincipe) uit de Vierde Nota Waterhuishouding.

### **1.4 Vraagstelling**

In het kader van bovengenoemde DGM/DWL- en CIW-activiteiten (Commissie Integraal Waterbeheer) heeft DWL het verzoek aan RIVM gericht om gezamenlijk met de RWS instituten RIZA en RIKZ en de LNV-instituten IKC-Natuurbeheer, SC-DLO en IBN-DLO te gaan werken aan bovengenoemde problematiek, en daarbij aansluiting te zoeken bij activiteiten van waterbeheerders en provincies. Om de bovengenoemde doelstellingen te realiseren worden de volgende vragen onderscheiden:

1. Het afleiden van effectgerichte milieukwaliteitsnormen voor een aantal (belangrijke) typen oppervlaktewater (als eerste voor sloten, meren en plassen, stromende wateren, vennen en grote wateren (zowel zoet als zout).
2. Het onderbouwen van de relatie tussen landgebruik en de resulterende belasting van het oppervlaktewater en de effecten erin via uit- en afspoeling.
3. Middels proefprojecten volgens een gebiedsgerichte aanpak en op grond van de watersysteembenadering nagaan op welke wijze de voorgestelde waterkwaliteitsdoelstellingen voor de verschillende typen oppervlaktewater in een gebied samenhangen en randvoorwaarden stellen aan het gebruik van dit gebied.

Onderliggend rapport beoogt verslaglegging van het eerste aandachtspunt. Met betrekking tot de overige aandachtspunten is rapportage in voorbereiding.

## 1.5 Referenties

- Bakker, P.A., C.A.J. van der Hoeven-Loos, L.R. Mur en A. Stork, 1976. De Noordelijke Vechtplassen. Stichting Commissie voor de Vecht en het Oostelijk en Westelijk Plassengebied.
- CUWVO, 1980. Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfor en stikstof. Resultaten van de tweede eutrofiëringsevenquête. Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater.
- CUWVO, 1987. Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring van meren en plassen, Resultaten van de derde eutrofiëringsevenquête. Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater
- CUWVO, 1988. Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. Coördinatie Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater.
- Higler, B. en S. Semmekrot, 1999. Verkennende studie graadmeter natuurwaarde laagveenwater. Werkdocument 1999/05. IBN-DLO; RIVM.
- Higler, B., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 7, Laagveenwateren. Rapport EC-LNV nr. AS-07. Wageningen.
- Hofstra, J.J. en van Liere, L., 1992. The state of the environment of the Loosdrecht lakes. *Hydrobiologia* 233, 11-20.
- Joosten, A.M.T. en R.M.M. Roijackers, 1993. Ecologisch beoordelingssysteem meren en plassen. Eindrapport STOWA-project 2.1.4. 'Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater.
- Klapwijk, S.P., 1988. Eutrophication of surface waters in the Dutch polder landscape. DSc thesis Delft University of Technology.
- Liere, L. van en W. Laane, 1993. Streven naar (streef)waarden van het zoete oppervlaktewater in Nederland. In: P.C.M. Boers (ed) Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder? RIZA notitie 93.056X, DGW nota 93.007, RIVM rapport 732404002.
- Nijboer, R., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 6, Sloten. Rapport EC-LNV nr. AS-06. Wageningen.
- Otte, A.J., S.G. Vermij en F. Heinis, 1999. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten, en toepassing op meren en plassen. AquaSense rapport 99.1221.
- V en W, 1989. Derde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- V en W, 1993. Evaluatienota Water. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- V en W, 1997. Vierde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- VROM, 1981. Indicatief Meerjaren Programma Water. Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- VROM, 1984. Indicatief Meerjaren Programma Water. Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- VROM, 1991. MILBOWA. Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

## 2. Leeswijzer

### *Lowie van Liere (RIVM) en Douwe Jonkers (DGM)*

De in de Vierde Nota Waterhuishouding voorgestelde mogelijkheid tot gedifferentieerde normstelling gaf de aanzet tot een tweetal onderzoeksprogramma's:

1. 'Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten' van de Commissie Integraal Waterbeheer werkgroep 5 'oude CIW samenstelling (CIW, 2002). Het onderzoeksprogramma zal leiden tot een methodiek, waarmee aan de hand van metingen (meetpunten die de gewenste en ongewenste ecologische kwaliteit en de daarbij horende nutriënten concentraties) op regionaal niveau gebiedsgerichte normen kunnen worden opgesteld. De methodiek is inmiddels getoetst in twee gebieden.

De methodiek van CIW 5 zal kort worden behandeld in hoofdstuk 9

2. 'Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater' dat zich met name richtte op watertypen op landelijke schaal. Het onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van het Directoraat-generaal voor Milieubeheer onder coördinatie van het RIVM. Het onderzoek zal onder meer leiden tot een achtergrondrapportage over watertype gerichte normstelling in het kader van de evaluatie van het mestbeleid

En daarover gaat het nu voor U liggende rapport.

Beide onderzoeksprogramma's houden rekening met afwenteling; benedenstrooms mag geen water nadelig worden beïnvloed door bovenstroomse afwijkingen van de norm. Een overzicht van methodieken voor afwenteling wordt beschreven in hoofdstuk 10. In hoofdstuk 11 wordt eveneens aandacht aan afwenteling besteed door doelen voor de Rijn voor te stellen om een bepaald watertype te beschermen.

In een aantal watertypen (meren en plassen (hfdst 3), vennen (hfdst 4), sloten (hfdst 5), beken (hfdst 6), grote zoete (hfst. 7) en zoute wateren (hfdst 8) wordt gezocht naar 'kentallen' of 'omslagwaarden' waarbij het watertype in een gewenste ecologisch toestand kan geraken en blijven. Dat betekent dat de beschouwde nutriënten dan limiterend zijn voor de groei van primaire producenten (fytoplankton en waterplanten). Dat heeft grote invloed op verdere trofische niveaus. Aangenomen is dat bij beneden de kritische een 'gewenste ecologische toestand' hoort. Bij de diverse watertypes zijn voor deze 'kentallen' verschillende aannames gemaakt. Bijvoorbeeld bij sloten is aangenomen dat bij een omslag van 50% kroosbedekking (zomergemiddeld) helder water in de sloot optreedt. Aangezien de omslag erg scherp is, is deze aanname redelijk betrouwbaar en in overeenkomst met experimenteel onderzoek. Bij beken is geen snelle omslag te detecteren, dus zijn er op basis van metingen aan nutriënten concentraties in natuurlijke en 'bijna natuurlijke' beken aannames gemaakt.

Aan aanvullende maatregelen is in ieder hoofdstuk kort enige aandacht besteed.

Ieder 'Watertype – hoofdstuk' heeft zo mogelijk een afgesproken opbouw aangehouden:

- Effecten eutrofiëring op het watertype;
- Bijdrage van stikstof *c.q.* fosfor op eutrofiëringsverschijnselen in het watertype;
- Te verwachten effecten bij vermindering nutriënten belasting *c.q.* concentraties in watertype;
- Algemeen voorstel voor kritische concentraties *c.q.* kritieke belasting per watertype;
- Aanvullende maatregelen.

Dat betekent dat er, met name in de inleidende delen, doublures zullen optreden. De samenstellers van het rapport hebben geen poging ondernomen deze doublures te vermijden, zodat ieder hoofdstuk ook apart van de anderen leesbaar is en volledige informatie geeft over het watertype. Van alle hoofdstukken over watertypes zijn er, of verschijnen er één of meerdere achtergronddocumenten, zie literatuur hoofdstuk: 13

De Europese Kaderrichtlijn Water zal uitgaan van een Goede Ecologische Toestand, waarbij ook abiotische factoren horen (bijvoorbeeld een omslagwaarde in een sloot naar helder water). In zoete wateren moet de Goede Ecologische Toestand worden getoetst aan fytoplankton, waterplanten, macrofauna en vissen. En daarnaast aan hydromorfologische kenmerken en abiotische factoren. Hoofdstuk 11 zal hier kort op ingaan.

Op kosten en baten aspecten is in het rapport niet ingegaan.

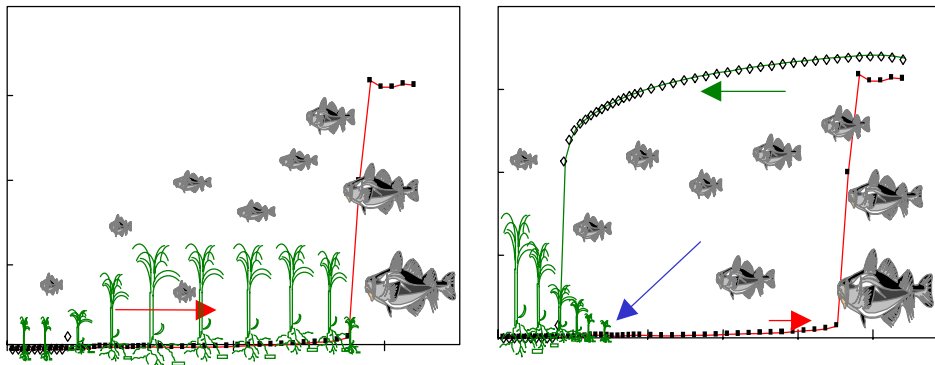


### 3 Meren en plassen

*Lowie van Liere (RIVM) en Paul Boers (RIZA)*

- In de limnologie heerst unanimiteit over de rol van fosfor in voedselarme en mesotrofe meren in de gematigde klimaatzone. Fosfor is limiterend voor algengroei, maar bij toename ervan kunnen andere stoffen (bijvoorbeeld stikstof) of licht limiterend worden.
- Herstel van eutrofiëring, in meren van de gematigde zone, dient in eerste instantie te gebeuren door de vermindering van de, oorspronkelijk limiterende, fosforbelasting.
- Vanwege het voorzorgprincipe moet, ook in zoete wateren, aandacht worden besteed aan stikstof, met name van belang voor de terugkeer van hogere waterplanten.
- Waterkwaliteitsdoelstellingen voor meren en plassen zijn zonder wetenschappelijke onderbouwing gebruikt voor andere watertypen. De 4<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding voert als onderbouwing het afwentelingsprincipe op.
- Het huidige MTR voor fosfor biedt geen enkele kans op herstel van eutrofiëring in meren en plassen die door blauwwieren gedomineerd worden.
- Herstel van eutrofiëring door fosfor reductie is een kwestie van lange adem.
- De kans op spontaan ecologisch herstel van ondiepe meren neemt toe naarmate de (gemeten) fosforconcentraties lager zijn. Op basis van de beschikbare gegevens komt de troebele, door algen gedomineerde toestand niet voor beneden de 0.03 à 0.04 mg P l<sup>-1</sup>.
- Maatwerk bij herstel van eutrofiëring van meren en plassen is het uitgaan van de karakteristieken van het systeem en een OPTImale MIX van maatregelen om de Gewenste Ecologische Toestand te bereiken, waarbij nutriënten reductie een uitgangspunt is.

#### 3.1 Effecten van eutrofiëring in meren en plassen



*Figuur 3.1. Eutrofiëring, de weg heen (links), en de moeizame weg terug (rechts). Impressie van modelresultaten PCLake (Janse en Van Liere, 1995).*

Wanneer een voedselarm meer belast wordt met fosfor vermeerderen de waterplanten. Dat wordt positief ervaren. Toch is het een indicatie van mogelijke toekomstige verdere eutrofiëring. Doordat planten de extra toegevoerde nutriënten opnemen nemen algen slechts enigszins toe. Het water blijft helder. Zoöplankton neemt toe vanwege de grotere hoeveelheid algen, en vanwege de schuilplaatsen die de waterplanten hen bieden tegen vispredatie. Op hun beurt eet zoöplankton weer algen; ook daardoor blijft het water helder. Vissen nemen toe door het vergrote aanbod aan voedsel (zoöplankton). Planten groeien door maar zelfbeschaduwing neemt toe en de groei vermindert. Doordat nutriënten minder worden opgenomen krijgen algen hun kans. Het water vertroebelt daardoor en waterplanten verdwijnen door gebrek aan licht. In veel gevallen treedt een successie van algensoorten op die eindigt in een voortdurende dominantie van blauwwieren. Er bestaat een kritische belasting. We zijn nu vanuit een voedselarme

situatie terechtgekomen in een voedselrijke (eutrofe) toestand. Het hele ecosysteem is hierdoor veranderd. Geen helder water meer, geen waterplanten, volledige overheersing door algen en bepaalde vissoorten (brasem). Het is dan ook niet te verwachten dat wanneer de fosforbelasting verlaagd wordt dezelfde weg terug bewandeld zal worden. Integendeel, de dominant geworden brasem houdt het water troebel; de blauwwieren blijken ook nog eens uiterst efficiënt met fosfor om te kunnen gaan. Dat kan daarnaast nog heel lang uit het sediment worden nageleverd. Waterplanten krijgen dus vanwege de voortdurende troebelheid geen kans. Het zal heel lang duren voordat het aantal vissen en algen zodanig verminderd is dat waterplanten weer gaan groeien (blauwe pijl in rechter plaatje). Pas dan krijgt het ecosysteem de kans zich te herstellen. Hoewel algen natuurlijk de belangrijkste oorzaak zijn van het troebele water is er na de jarenlange eutrofe toestand ook dood materiaal ontstaan dat maar langzaam mineraliseert of op een ander manier uit het systeem verdwijnt. Ook hierbij kunnen planten een rol spelen. Het dode slib bezinkt, balt samen tussen de plantenwortels, en de wind krijgt minder invloed op het slib. Daardoor kan het water weer helder worden

### 3.2 Rol van nutriënten bij eutrofiëring van meren en plassen

Limitierende factoren voor algengroei zijn uiterst ingewikkeld te bepalen. Concentraties van nutriënten alléén zeggen weinig. Functionele eigenschappen van fytoplankton bepalen mede de limitatie (Zevenboom, 1980, Hudson en Schindler, 2000). Sommige eigenschappen, bijvoorbeeld de maximale opname capaciteit voor nutriënten zijn zelfs gedurende een periode van het dag/nacht ritme aan verandering onderhevig (Rhee *et al.*, 1981). Algen kunnen nutriënten opnemen bij concentraties ver beneden de gangbare detectiemethoden. Aangezien er nogal wat economische belangen op het spel staan en stonden werden vele factoren aangewezen als de oorzaak voor de uitbundige fytoplanktongroei, die met name in de westerse wereld ontstond na ‘culturele verrijking’ met nutriënten (Vallentyne, 1974; Van Liere, 1979). Ook al is er in de limnologische literatuur een algemene consensus over de rol van fosfor als limiterende factor voor algengroei, af en toe laait de discussie weer op; bijvoorbeeld m.b.t. het mestbeleid, de kaderrichtlijn of het Nederlandse derogatie verzoek. Is het nu stikstof of fosfor dat verwijderd moet worden uit de toevoer naar het oppervlaktewater. Een poging tot overzicht.

#### ***Fosfor***

Fosfor als limiterend element voor fytoplanktongroei, daar zijn vele goede redenen voor. Het is schaars in de lithosfeer en aanvoer mogelijkheden vanuit de atmosfeer (zoals bij stikstof het geval is) ontbreken (Moss, 1980). Het algemene beeld van fosfor cyclus is er één van een zeer snel hergebruik van SRP (Soluble Reactive Phosphorus) door fytoplankton en bacteriën. (Moss, 1980). Vanwege de ‘constantheid’ van fosfor en chlorofyl gehalten (tussen 0.2 en 2.0 % op drooggewicht) lijkt het alsof fosfor en chlorofyl een ongeveer lineaire verhouding tot elkaar hebben (Schindler, 1978; Reynolds, 1984).

Beschikbaar fosfor wordt omgezet in organisch materiaal. Na microbiologische afbraak komt dit voor het grootste deel weer vrij als opneembaar fosfor. Een deel blijft achter als refractair materiaal (detritus), dat slechts zeer langzaam afbreekt, en een grote invloed kan hebben op het functioneren van het systeem (Gons *et al.*, 1992; Hofstra en Van Liere, 1992) doordat het verdere vertroebeling van het water veroorzaakt, een situatie die blauwwieren bevordert (Van Liere, 1979). Kijkend naar het totale fosfor budget vindt er een netto ‘sink’ plaats naar het sediment. Een deel kan bij hogere temperaturen weer worden terug geleverd, maar een ander deel wordt in de bodem vastgelegd. Bij elke fosfor belasting is er dus een evenwichtssituatie mogelijk (zie ook Figuur Meren 1) Hoe hoger de belasting, hoe hoger de biomassa van

planten, maar ook hoe hoger de verdwijnterm van fosfor. Totdat een kritisch niveau wordt overschreden en het systeem 'omslaait'. De Loosdrechtse Plassen zijn vanaf 1930 in steeds grotere mate belast met fosfor. Vlak voor de Tweede Wereldoorlog (inundatie verdubbelde de fosfor concentratie). Vooral na 1945 na de belasting verder toe. Het duurde echter tot begin jaren 50 voordat het systeem 'omsloeg' (Van Liere *et al.*, 1991).

Schindler *et al.*, 1971 en Schindler en Fee, 1974 lieten een meer (Lake 227 in het ELA, Experimental Lake Area) in tweeën scheiden door middel van een dam, om zo twee identieke meren te krijgen in eigenschappen. Het ene deel werd verrijkt met fosfor, het andere met stikstof. Het met fosfor verrijkte deel eindigde in uitbundige algengroei, terwijl het met stikstof verrijkte deel geen fytoplankton reactie te zien gaf.

56 Canadese meren werden onderzocht op opneembaar fosfor en opgelost fosfor.

Opnamesnelheden wezen uit dat alle meren P-gelimiteerd waren, niet door de concentratie opgelost fosfor, maar door de opnamekinetiek van fosfor. Conclusie: de uiterst lage concentraties biologisch opneembare fosfor tonen aan dat in veel ecosystemen algengroei fundamenteel gelimiteerd is door het biologische opname mechanisme voor P, meer nog dan door de actuele fosfor concentratie zelf (Hudson en Schindler, 2000).

### **Stikstof**

Het gedrag van stikstof m.b.t. fytoplankton is net zo complex als het gedrag van fosfor (Moss, 1980). Het bestaan van stikstof fixatie betekent theoretisch dat stikstoflimitatie van fytoplankton productie niet tot ontwikkeling zal komen populaties van stikstofbindende blauwwieren ontwikkelen gelijktijdig met het opraken van chemisch gebonden stikstof (Schindler, 1977). Stikstof heeft relatief veel minder aandacht gekregen, voornamelijk omdat fosfor, terecht, beschouwd werd als sleutel nutriënt in de eutrofiëring van vele meren. Toch wordt een correlatie tussen stikstof en chlorofyl wel gevonden (Hosper, 1997).

Stikstof is vaak limiterend voor fytoplanktongroei in meren die gedomineerd worden door hogere waterplanten (Scheffer, 1998). De snellere stikstofcyclus in de bodem zou daarvoor verantwoordelijk kunnen zijn. Hogere waterplanten kunnen fosfor uit de bodemopslag putten, terwijl ze voor stikstof de concentratie in het water tevens kunnen gebruiken.

Het voorkomen van hogere waterplanten, en met name de soortenverscheidenheid wordt bepaald door een scala van stoffen. Stikstof, in verschillende vormen, is er daar zeker één van. De stikstofconcentratie kan mede bepalen welke soorten er na herstel van vermessing van meren in terug kunnen keren (Barendregt, 1985). Maar ook al wordt stikstof verdacht van limitatie voor algen groei, dan nog is het verstandig om fosfor te reduceren totdat dit element de fytoplanktongroei bepaalt. Om de plas niet dicht te laten groeien met hogere waterplanten en ook de soortencombinatie van waterplanten zo 'natuurlijk' mogelijk te houden kan/moet ook de stikstofbelasting verminderd worden. Stikstof is van veel groter belang voor mariene ecosystemen, waar de groei van fytoplankton vaak door stikstof gelimiteerd wordt. Dus ook in verband met afwenteling moet er aandacht zijn voor stikstofreductie.

Schmidt-van Dorp (1978) en Portielje en Van der Molen (1998) vonden dat een aanzienlijk deel van de Nederlandse meren, op grond van de concentraties opgeloste stikstof en fosfor, stikstof gelimiteerd zouden kunnen zijn. Het wordt in het algemeen niet duidelijk of dit komt door een verhoogde fosfor toevoer of door het feit dat meren worden gedomineerd door hogere waterplanten. Toch zijn stikstoffixerende blauwwieren niet dominant in deze wateren. Zevenboom en Mur (1980) toonden (experimenteel) aan dat stikstoffixerende blauwwieren in de zeer troebele Nederlandse oppervlaktewateren ten opzichte van de blauwwieren, die van gebonden stikstof leven, energetisch in het nadeel zijn. Sommige onderzoekers concluderen dat bij lage concentraties van stikstofverbindingen stikstofreductie tot de mogelijkheden zou kunnen horen o.a. omdat: stikstoffixerende blauwwieren relatief slecht met fosfor om kunnen gaan. Zo'n conclusie is moeilijk te weerleggen, omdat een verifieerbaar veldexperiment nog niet is uitgevoerd.

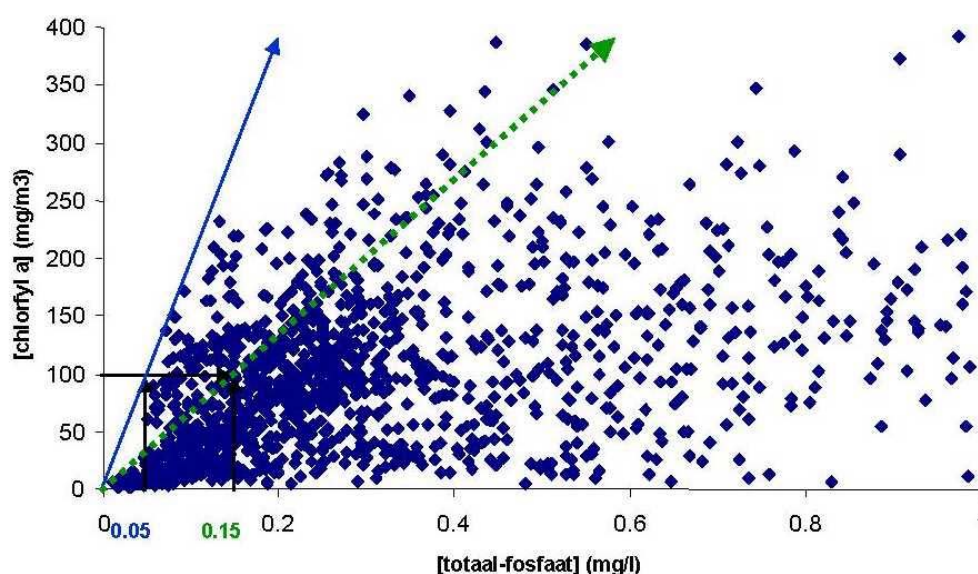


### 3.3 Randvoorwaarden nutriëntenconcentraties c.q. kritieke belasting

#### Normstelling

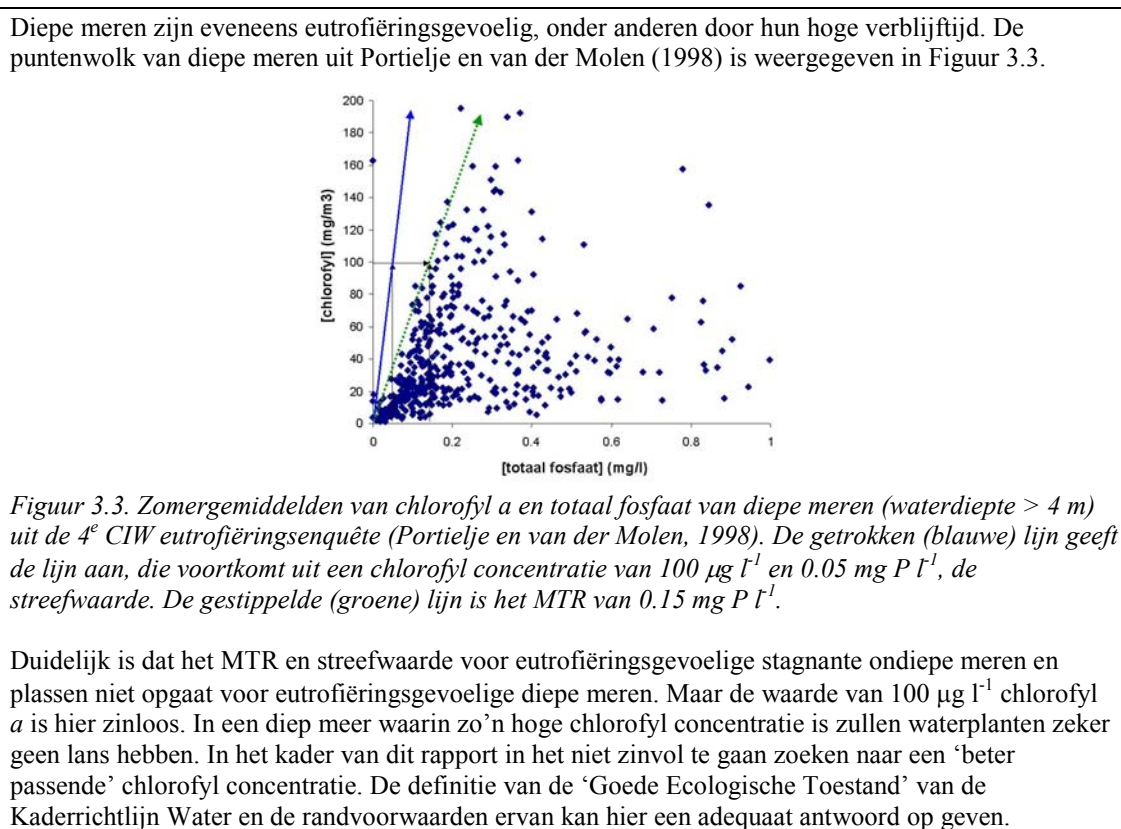
Normstelling voor stagnante wateren berust op analyses van een groot aantal ondiepe meren (CIW eutrofiëringsenquêtes, overzicht zie Hopper, 1997; Portielje en van der Molen, 1998). In 1980 werden, bij de aanname dat bij  $100 \mu\text{g l}^{-1}$  chlorofyl *a* het doel (helder water) bereikt zou zijn, ‘normen’ van  $0.15 \text{ mg P l}^{-1}$  en  $2.2 \text{ mg N l}^{-1}$  (zomergemiddeld) afgeleid.

De  $100 \mu\text{g l}^{-1}$  chlorofyl *a* was gekozen omdat bij aanwezigheid van groenwieren en geen detritus (dood materiaal) de verwachting bestond dat er in ondiepe meren zoveel licht op de bodem zou komen dat plantengroei mogelijk zou zijn). De keuze is niet gemaakt op basis van levensgemeenschappen of een ‘Gewenste Ecologische Toestand’, maar op de verwachting dat die bij  $100 \mu\text{g l}^{-1}$  chlorofyl *a* gerealiseerd zou kunnen worden. De toenmalige meren in de database (<1980) werden blijkbaar vooral door groenwieren gedomineerd. In de derde Eutrofiëringsenquête (1987) waren inmiddels al een groot aantal meren met blauwwierdominantie en er werd bij  $100 \mu\text{g l}^{-1}$  chlorofyl *a* voor deze meren een waarde van  $0.07 \text{ mg P l}^{-1}$  afgeleid; voor N was geen reden tot wijziging. Echter, dit verschil had geen gevolgen voor de ‘officiële’ normstelling. Figuur 3.2. toont de grote variatie in de concentraties van fosfor en chlorofyl *a*.



*Figuur 3.2. Overzicht van de relatie tussen de zomergemiddelde concentraties van totaal-fosfaat en chlorofyl *a* (Portielje en van der Molen, 1998), selectie meren met een diepte < 4 meter. De blauwe lijn is de raaklijn aan de puntenwolk zoals bepaald in de 3<sup>e</sup> Eutrofiëringsenquête in 1987; de groene lijn is de raaklijn uit de database van de 2<sup>e</sup> Eutrofiëringsenquête. Links van de blauwe raaklijn is er geen groei van algen mogelijk vanwege fosfor tekort, op de blauwe lijn groeien algen fosfor gelimiteerd, dat wil zeggen: de belasting met fosfor bepaalt de opbrengst van algen. Rechts van de lijn is de groei gelimiteerd door een andere limiterende factor, licht of stikstof. Dat licht of stikstof limiterend konden worden is over het algemeen te wijten aan een te grote fosfor toevoer. Voor stikstof is een analoge relatie afgeleid, die in beide gevallen (2<sup>e</sup> én 3<sup>e</sup> Eutrofiëringsenquête) op  $2.2 \text{ mg totaal-stikstof l}^{-1}$  (zomergemiddelde) uitkwam.*

Omdat er in Nederland zowel in 1980 als heden vrijwel uitsluitend troebele eutrofe meren waren ontstaan door de fosforbelasting is de normstelling in feite uitgegaan van het feit dat vanuit deze situatie verbetering moest optreden. Dat betekent dat de empirisch gevonden (streef)waarden aan de linkerkant van de hysteresis uitkwamen (Figuur 3.1). De (streef)waarde geeft dan aan de concentratie waarbij (wanneer fosfor-reductie als enige sturende factor wordt gebruikt) herstel wordt verwacht. Heldere voedselarme meren zouden een hogere belasting kunnen verdragen zonder dat eutrofiërings-effecten optreden (Figuur 3.1.).



Voor andere wateren werd in de Derde Nota waterhuishouding ook het MTR (toen AMK 2000 genoemd) voor P op 0.15 mg P l<sup>-1</sup> (jaargemiddelde) gesteld. Wetenschappelijk onderbouwing daarvan ontbreekt tot nu toe. De IRC (Internationale Rijncommissie) nam deze waarde voor de Rijn over. Het oorspronkelijke voorstel voor stromende wateren was 0.25 mg P l<sup>-1</sup> (jaargemiddelde), maar beleidsmakers vonden indertijd twee getallen te verwarrend. Voor stikstof werden voor andere wateren geen beslissingen genomen; maar de waarde 2.2 mg N l<sup>-1</sup> is een eigen leven gaan leiden, en andere watertypen werden hieraan ook regelmatig (maar dus ten onrechte) getoetst.

In de Vierde Nota Waterhuishouding werd het MTR van 0.15 mg P l<sup>-1</sup> en 2.2 mg N l<sup>-1</sup> (zomergemiddelden) gehandhaafd. Echter nu alléén voor die wateren waarvoor het bestemd en onderbouwd was (stagnante eutrofiëringsgevoelige wateren). Tevens werd eens streefwaarde ingevoerd wanneer men werkelijk de eutrofiëring wilde bestrijden: 0.05 mg P l<sup>-1</sup> en 1 mg N l<sup>-1</sup>. De onderbouwing van de streefwaarde voor fosfor kwam, naast de empirische relaties uit de 3<sup>e</sup> en 4<sup>e</sup> Eutrofiëringsenquêtes uit de ervaringen opgedaan bij het herstel van de randmeren (Hosper, 1997).

De getalswaarden werden richtinggevend voor andere watertypen in verband met afwenteling. Daarnaast stelt de Vierde Nota Waterhuishouding voor om voor andere watertypen in verschillende gebieden gedifferentieerd te normeren, afhankelijk van de functie

van het gebied, mits er, bij afwijking boven MTR, geen afwenteling plaatsvindt naar kwetsbare andere gebieden, inclusief de Noordzee en de Waddenzee.

**Normstelling voor nutriënten zal in de toekomst moeten uitgaan van de Goede Ecologische Toestand van de Kaderrichtlijn Water.** Het uitgangspunt van de Goede Ecologische Toestand voor meren houdt meer in dan alleen het helder worden van het water. Biomassa en soortensamenstelling van fytoplankton, waterplanten, macrofauna en vissen zullen bepalend worden voor het vaststellen van de Goede Chemische Toestand, die hoort bij de Goede Ecologische Toestand. Mogelijk moet de lat van de huidige streefwaarde dan hoger worden gelegd. Daarvoor in nader onderzoek nodig, met name is er vrij weinig bekend van de macrofauna samenstelling in Nederlandse meren en plassen.

### 3.4 Helpt P-reductie? Bijvoorbeeld bij het ‘halen van de normen’.

#### **MTR**

Er zijn al vele meren bekend, die al jarenlang voldoen aan het MTR zonder dat er ogenschijnlijk iets verandert. De conclusie zou al snel kunnen zijn dat P reductie niet helpt, maar dat is slechts gedeeltelijk waar. In ongeveer de helft van de meren en plassen treedt een significante verbetering op van de concentraties van fosfor, stikstof en chlorofyl. De geringste verbetering vertoont het doorzicht (Portielje en van der Molen, 1998). De conclusie kan ook snel zijn dat het MTR niet goed is, en ook dat is gedeeltelijk waar. Het MTR is niet opgesteld voor zeer eutrofe door blauwwieren gedomineerde meren. De werkelijkheid is ingewikkeld. Ophoping en nalevering door sediment en opslag in de biomassa van het ecosysteem veroorzaakt een ‘resilience’ (weerstand van een systeem tegen een verandering) die zeer lang kan duren (Sas, 1989). Voor stikstof is het bufferende effect van de bodem veel minder relevant, stikstof verdwijnt voor een groot deel uit de bodem door denitrificatie (Jensen *et al.*, 1991). In het Veluwemeer is er een stabiele heldere toestand bij een fosfor concentratie  $< 0.10 \text{ mg P l}^{-1}$ ; bij hogere concentratie vervalt het systeem terug naar de eveneens stabiele troebele toestand (Meijer *et al.*, 1999). Detritus (dood materiaal, door afsterven van algen, erosie, oxidatie van veen) vertroebelt het systeem en kan leiden tot een vrijwel onomkeerbaar systeem (Hofstra en van Liere, 1992).

Deze troosteloze toestand kan er toe leiden te verzuchten dat fosfor reductie toch niet helpt, of ‘dat we toch maar stikstof moeten reduceren’. Er is geen onderzoek bekend in gebufferde meren waar stikstof werd verwijderd. Wél experimenteel ecologisch onderzoek. Zevenboom en Mur (1980) bestudeerden de energie efficiëntie en opnamekinetiek van verschillende blauwwieren. Ze kwamen tot de conclusie dat het energetisch veel gunstiger was om alle energie te stoppen in een goed nutriënten opnamesysteem. Blauwwieren, die dat hadden wonnen de competitie in de meeste eutrofe systemen. Wanneer er door N-reductie een vermindering van het aantal blauwwieren ontstaat, is er ook meer licht energie te verdelen over het aantal blauwwieren, waardoor het meer energie vragende systeem van stikstofbinding een kans krijgt. Het ene blauwwier wordt door het andere vervangen, zij het in een iets geringere biomassa. Het percentage reductie in biomassa was niet te vast te stellen. Maar hoog kan het niet zijn.

De Nobel (1998) stelde eveneens vast dat N-fixerende omstandigheden leiden tot een lagere groeisnelheid dan groei op ammonium, maar wanneer dat ook nog eens gecombineerd zou worden met een fosforlimitatie, dat de gemiddelde biomassa productie 10 % lager zou liggen. Het laatste zou resulteren door een gereduceerde ‘yield’ (opbrengst) op fosfor en een hogere overblijvende fosforconcentratie. Maar we hebben het nog steeds maar over zo’n 10 % biomassareductie. Omdat stikstof-fixatie significant kan bijdragen tot de stikstofbalans van een eutroof zoetwater ecosysteem, is stikstof reductie niet erg kosten effectief wanneer het algemeen gebruikt wordt. Maar voor specifieke meren gekarakteriseerd door ongunstige licht

omstandigheden (diepe meren en meren met een van nature hoge achtergrondextinctie) en/of door een relatief hogere stikstofflux naar een 'sink' (bijvoorbeeld door een hogere denitrificatiesnelheid of een geringe verblijftijd) zou stikstofreductie effectief kunnen zijn (De Nobel, 1998). Verifieerbare veldexperimenten zijn tot nu toe niet uitgevoerd. Maar er zijn nog andere aanwijzingen dat stikstof een rol speelt in het sneller helder worden van meren. Zie de eerder genoemde stikstoflimitatie van fytoplankton bij dominantie van hogere waterplanten. Jeppesen (persoonlijk mededeling) verwacht dat fosforreductie efficiënter is bij lage stikstoftoevoer. In 2001 zullen Moss en Jeppesen beiden veldonderzoek starten om deze hypothese te testen.

### **Streefwaarde**

Het ecosysteemmodel PCLake (zie ook Figuur 1) berekende dat bij  $0.07 \text{ mg P l}^{-1}$  er kans op herstel is (Janse, 1997). Die kans wordt groter naarmate de concentratie lager wordt. Inmiddels zijn er enkele plassen, die reeds enige tijd voldoen aan de streefwaarde. Een aantal waterbeheerders is benaderd met het verzoek gegevens van deze plassen te leveren. Deze zijn bewerkt tot zomergemiddelden en geanalyseerd. Conclusies:

#### ***Diverse meren zijn en blijven helder bij fosforconcentraties van rond de $0.05 \text{ mg P l}^{-1}$ .***

De grote plas van het Naardermeer (P varieert tussen de  $0.03$  en  $0.08 \text{ mg P l}^{-1}$  en het doorzicht tussen de  $0.9$  en  $1.3 \text{ m}$ ). De Kortenhoefse Plassen; in de ene plas is P  $0.04$  à  $0.06 \text{ mg P l}^{-1}$  en het doorzicht  $1 \text{ m}$ ; in de andere is P  $0.03$  à  $0.08 \text{ mg P l}^{-1}$  en het doorzicht  $1$  à  $2 \text{ m}$ .

In dergelijke meren blijkt het fosforgehalte te kunnen variëren zonder duidelijk effect op de ecologische kwaliteit

Maar ook bij afnemende fosforconcentraties is het bereiken van een zomergemiddelde concentratie van  $0.05 \text{ mg P l}^{-1}$  geen garantie voor ecologisch herstel.

In de Loosdrechtse Plassen en de Noordelijke Nieuwkoopse Plas blijft de fosfor concentratie hangen rond de  $0.05 \text{ mg P l}^{-1}$  en het doorzicht op  $\pm 0.5 \text{ m}$ . De dominantie van draadvormige blauwalgen blijft in beide plassen voortbestaan.

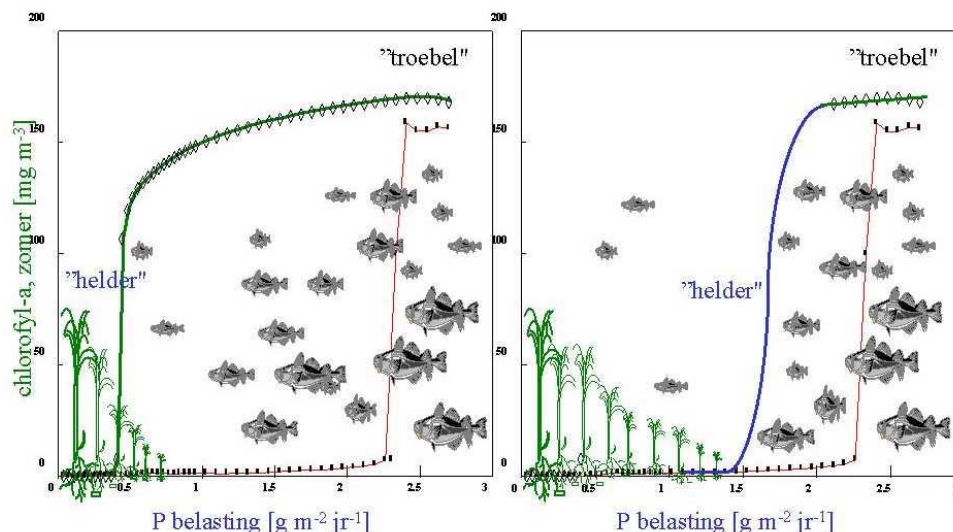
In de Botshol wisselt de ecologische kwaliteit van jaar tot jaar. Heldere en troebele jaren wisselen elkaar af. De overgang tussen troebel en helder lijkt in dit meer te liggen tussen  $0.04$  en  $0.05 \text{ mg P l}^{-1}$ . Het verschil in gedrag met Naardermeer en Kortenhoefse Plassen is opvallend.

Ook in het Gooimeer en in veel mindere mate in het Eemmeer is de laatste jaren het doorzicht aanzienlijk verbeterd bij relatief hoge fosforconcentraties (ca.  $0.2 \text{ mg P l}^{-1}$ ). Zonder nadere analyse is niet vast te stellen welke de oorzaken zijn van deze verbetering.

## **3.5 Aanvullende maatregelen**

Het is hier niet de bedoeling in te gaan op aanvullende maatregelen. Daarvoor is het scala aan maatregelen te groot en de materie te complex. Met name biomanipulatie (actief biologisch beheer) is in een aantal gevallen zeer succesvol gebleken, ook bij hogere fosfor belastingen, zie bijvoorbeeld Figuur 3.4.

Er zijn uitstekende en zeer informatieve boeken over aanvullende maatregelen geschreven zoals: Cooke *et al.*, 1986, Gulati *et al.*, 1990; Giussani *et al.*, 1991; Scheffer, 1998; Hosper, 1997; Meijer, 2000. In 2004 wordt een nieuw uitgebreid experiment gestart in de Loosdrechtse Plassen. Er worden een aantal veel diepere gedeelten gebaggerd, waarin het ontstane slib zich zou kunnen ophopen. Het verdwijnen van dat slib kan de helderheid van het water bewerkstelligen, samen met de inmiddels ingezette reductie van algengroei door fosforreductie kunnen waterplanten in de Loosdrechtse Plassen weer gaan domineren.



Figuur 3.4. Het effect van een aanvullende maatregel. In dit geval biomanipulatie, waarbij op een bepaald moment alle vis wordt weggevangen. Links de situatie zoals die zou zijn met alleen P-reductie. Rechts de situatie met biomanipulatie. Het water wordt helder bij een hogere fosfor belasting (vrij naar Janse en van Liere, 1995 en Janse, 1997).

### 3.6 Conclusie

Maatwerk bij herstel van eutrofiëring van meren en plassen is het uitgaan van de karakteristieken van het systeem en een OPTImale MIX van maatregelen om de Gewenste Ecologische Toestand te bereiken, waarbij nutriënten reductie een uitgangspunt is.

### 3.7 Referenties

- Barendregt, A., J.T. de Smidt en M.J. Wassen, 1985. Relaties tussen milieufactoren en water- en moerasplanten in de Vechtstreek en de omgeving van Groet. Rapport Interfacultaire vakgroep Milieukunde RUU/Provinciale Waterstaat van Noord Holland.
- Cooke, G.D., E.B. Welch, S.A. Peterson en P.R. Newroth, 1986. Lake and reservoir restoration. Butterworth Publishers, Boston.
- Giussani, G., van Liere, L. and Moss, B. (eds), 1991. Ecosystem research in Freshwater Environment Recovery. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 48: 1-362.
- Gons, H.J., T. Burger-Wiersma, J.H. Otten en M. Rijkeboer, 1992. Coupling of phytoplankton and detritus in a shallow, eutrophic lake (Lake Loosdrecht, The Netherlands). Hydrobiologia 233: 51-59.
- Gulati, R., E.H.H.R. Lammens, M-L. Meijer en E. van Donk (eds). 1990. Biomanipulation, tool for water management. Hydrobiologia 200/201
- Hofstra, J.J. and van Liere, L., 1992. The state of the environment of the Loosdrecht lakes. Hydrobiologia 233: 11-20.
- Hosper, H., 1997. Clearing lakes, an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. DSc. Thesis Agricultural University at Wageningen.
- Hudson, J. en D. Schindler, 2000. Phosphate concentrations in lakes. Nature 406, 54-56.
- Janse, J.H. en van Liere, L., 1995. PCLake: A modelling tool for the evaluation of lake restoration Wat. Sc. en Technol. 31: 371-375.
- Janse, J.H., 1997. A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. Hydrobiologia 342/343: 1-8.
- Jensen, J.P., P. Kristensen en E. Jeppesen, 1991. Relationships between N loading and in-lake N concentrations in shallow Danish lakes. Verh. Int. Verein. Limnol. 24, 201-204.
- Jeppesen, E. The ecology of shallow lakes, trophic interactions in the pelagial. DSc Thesis Univ. of Copenhagen; NERI Technical report no. 247.

- Meijer, M-L. R. Portielje, R. Noordhuis, W. Joosse, M. van den Berg, B. Ibelings, E. Lammens, H. Coops en D. van der Molen, 1999. Stabiliteit van de Veluwerandmeren. BOVAR rapport 99.06; RIZA rapport 99.054.
- Meijer, M-L., 2000. Biomanipulation in the Netherlands. DSc thesis Agricultural University at Wageningen.
- Moss, B. 1980. Ecology of fresh waters. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Moss, B, 1988. Ecology of fresh waters, man and medium. Blackwell Scientific Publications. Oxford
- Nobel, W.T. de, 1998. Ecophysiology of the nitrogen-fixing cyanobacteria *Anabaena* and *Aphanizomenon* in relation to eutrophication. DSc thesis Universiteit van Amsterdam.
- Portielje, R. en D.T. van der Molen, 1998. Trendanalyse eutrofiëringstoestand van de Nederlandse meren en plassen. Deelrapport I voor de Vierde Eutrofiëringsevenquête. RIZA rapport 98.060.
- Portielje, R. en D.T. van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringvariabelen en systeemkenmerken van Nederlandse meren en plassen. Deelrapport II voor de Vierde Eutrofiëringsevenquête. RIZA rapport 98.007
- Reynolds, C.S., 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. Cambridge, London, New York, Melbourne
- Rhee, G-Y., I.J. Gotham en S.W. Cisholm, 1981. Use of cyclostat cultures to study phytoplankton ecology. In: Calcott P.C. (Ed.) Continuous cultures of cells. Vol. 2 pp. 159-186. CRC Press, Cleveland.
- Sas, H. (ed), 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin.
- Scheffer, M., 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman en Hall. London, New York, Tokyo, Melbourne.
- Schindler, D.W., 1971. Carbon, nitrogen and phosphorus and the eutrophication of freshwater lakes. J. Phycol. 7: 312- 329.
- Schindler, D.W., F.A.J. Armstrong, S.K. Holmgren en G.J. Brunskill, 1971. Eutrophication of lake 227, experimental lakes area, Northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. J. Fish. Res. Bd. Can. 28, 1763-1782..
- Schindler, D.W., 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes Implications for lake management. Science 184, 897-899.
- Schindler, D.W. en Fee, 1974. Experimental lakes area: whole-lake experiments in eutrophication. J. Fish. Res. Bd. Can. 31, 937-953.
- Schindler, D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science, N.Y. 195, 260-262.
- Schindler, D.W., 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. Limnol. Oceanogr. 23, 478-486.
- Schmidt- van Dorp, A.D., 1978. De eutrofiëring van ondiepe meren in Rijnland. DSc thesis University of Leiden.
- Vallentyne, R.A., 1974. The algal bowl: Lakes and man. Dep. Env. Mar. Ser., Ottawa, 186 pp; (geciteerd in Gons, 1977)
- Van Liere, L., Zevenboom, W. and Mur, L.R., 1977. Nitrogen as a limiting factor for the growth of *Oscillatoria agardhii* Gomont. Prog. Wat. Technol. 5: 301-312.
- Van Liere, L. 1979. On *Oscillatoria agardhii* Gomont, experimental ecology and physiology of a nuisance bloom-forming cyanobacterium. De Nieuwe Schouw Press, Zeist.
- Van Liere, L., Ebert, J., Kats, W. and Buyse, J.J., 1991. The water quality of the Loosdrecht lakes reviewed. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 48: 219-232.
- Wetzel, R.G., 1975. Limnology. W.B. Saunders Company. Philadelphia, London, Toronto.
- Zevenboom, W., 1980. Growth and nutrient uptake kinetics of *Oscillatoria agardhii*, a comparative investigation of continuous cultures and natural populations of a cyanobacterium. DSc thesis Universiteit van Amsterdam.
- Zevenboom, W. en L.R. Mur, 1980. N<sub>2</sub>-fixing cyanobacteria, why they do not become dominant in Dutch hypertrophic lakes. In: J. Barica en L.R. Mur (eds) Hypertrophic ecosystems p. 123-130. Junk Publishers, Den Haag.



## 4 Vennen

*Gertie Arts (Alterra) en Rick Wortelboer (RIVM)*

- Stikstof, fosfaat en koolstof waren oorspronkelijk limiterend voor plantengroei in vennen.
- Als gevolg van hoge stikstofdeposities is stikstof niet meer beperkend in vennen in Nederland.
- Actieve beheersmaatregelen zijn noodzakelijk voor herstel van vennen die van oorsprong zeer zwak en zwak gebufferd waren.
- In de huidige situatie is buffering tegen verzurende atmosferische depositie in verzuringsgevoelige vennen een noodzakelijk onderdeel van dit herstel.

### 4.1 Veranderende vennen in een veranderend landschap

Vennen zijn van origine vaak hydrologisch geïsoleerde, ook met lokaal grondwater gevoede, kleine, veelal ondiepe (< 2 m) wateren gelegen op de pleistocene zandgronden in Noord-Oost- en Zuid-Nederland (Arts, 2001). Vennen hebben een waterstand die in meer of mindere mate fluctueert met het seizoen. Hun oppervlak is meestal gering (enkele hectaren). Door hun ligging in voedsel- en kalkarme zandgronden hebben ze van oorsprong een relatief voedselarm karakter en zijn ze niet of in geringe mate gebufferd. Hierdoor zijn ze gevoelig voor eutrofiëring, vermesting en verzuring.

Vennen zijn een onlosmakelijk onderdeel van het landschap, waarin ze zich bevinden. Voor de zandbodenvennen die van oorsprong zwak en zeer zwak gebufferd waren, betekent dit dat ze lagen in uitgestrekte open zandgebieden waar stukken heide afgewisseld werden door zandverstuivingen. Dit was de situatie vòòr 1900 en in sommige gebieden vòòr 1850 (Arts *et al.*, 1988). Sindsdien is het landschap van de hogere zandgronden ingrijpend gewijzigd. Het uitgestrekte landschap is opgeknipt in relatief kleine stukken natuurgebied, waarin de overlevingskansen voor vennen en ven-vegetaties kleiner is dan in grotere eenheden natuurgebied. Deze veranderingen in het landschap gaan gepaard met veranderingen in hydrologie, veranderingen in aanvoer van nutriënten en veranderingen in expositie aan de wind. Door ontginning van delen van het oorspronkelijke heidelandschap liggen vennen nu over het algemeen dicht bij landbouwgebieden. Aangezien de concentratie van ammoniak sterk afhankelijk is van de afstand tot emissiebronnen, wordt de droge depositie hierdoor beïnvloed (voorlopige data RIVM). Daarnaast is de depositie op een ven hoger wanneer er meer hoge begroeiing (naaldbos) rond een ven aanwezig is (meded. LLO/RIVM). De afvoer van water in de omgeving van de vennen is in de loop van de tijd sterk toegenomen, waardoor er minder water in vennen staat en het oppervlakte open water en het contact met (bufferend) grondwater geringer is. Drainage in de tot landbouwgrond ontgonnen heidevelden en in aan de heidevelden grenzende landbouwgronden speelt een grote rol en beïnvloedt de hydrologie van vennen. Daarnaast is door het aanplanten van naaldbos het neerslagoverschot van vennen of de omgeving van vennen met meer dan de helft afgenomen ten opzichte van heide (Gehrels, 1995).

De effecten van eutrofiëring, vermesting en verzuring zijn in zeer zwak en zwak gebufferde vennen met een zandbodem (vennen waar in het verleden een *Littorelletea*-begroeiing aanwezig was) goed beschreven. De bestaande kennis hierover van deze typen vennen wordt hier samengevat.

## 4.2 Effecten van eutrofiëring in vennen

Aangezien zowel koolstof als stikstof en fosfor limiterend zijn voor plantengroei in vennen (Brouwer *et al.*, 1998; Roelofs, 1996), kan opheffing van de limitatie van één van deze componenten reeds tot eutrofiëring leiden. In het geval van de atmosferische depositie, gaat het om stikstof en wordt meestal gesproken van ‘vermesting’. Bij eutrofiëring van vennen via grondwater en/of oppervlaktewater, wordt de limitatie van zowel koolstof als stikstof en fosfor opgeheven. Gesproken wordt van alkalinisering als de toevoer van koolstof in de vorm van (bi)carbonaat is toegenomen, maar stikstof en fosfor in de waterlaag beperkend blijven voor plantengroei.

De successie van waterplanten die in zeer zwak en zwak gebufferde vennen optreedt als gevolg van verzuring en vermesting door atmosferische depositie, is goed gedocumenteerd (Vöge, 1988; Arts *et al.*, 1990; Arts, 2001). Het successiediagram wordt gepresenteerd in Figuur 4.1. De overgang van vegetatietypen karakteristiek voor gebufferde vennen naar vegetatietypen die karakteristiek zijn voor verzuurde vennen, wordt vooral in gang gezet door veranderingen in het stikstof- en koolstofbudget van deze wateren (Roelofs *et al.*, 1984; Wetzel *et al.*, 1984; Schuurkes *et al.*, 1986; Wortelboer, 1990).

De successie die in zeer zwak en zwak gebufferde vennen optreedt als gevolg van eutrofiëring van water en sediment en alkalinisering, is weergegeven in Figuur 4.2. Eutrofiëring en alkalinisering verlopen via een ‘zacht-water-stadium’. Toename van nutriënten veroorzaakt allereerst een tijdelijke toename in soortenrijkdom, speciaal van zacht-water-soorten die geen extreem zure omstandigheden tolereren (Arts *et al.*, 1990a; Vöge, 1993). Daarbij verschijnen ook andere waterplanten of nemen toe in abundantie. Welke soorten dit zijn, hangt af van het type proces: eutrofiëring of alkalinisering (Fig. 4.2). Zo verschijnt drijvend fonteinkruid (*Potamogeton natans*) al in een vroeg stadium tijdens het eutrofiëringsproces (Arts *et al.*, 199b). Als gevolg van de ontwikkeling van vrij drijvende waterplanten (lemniden), drijfbladplanten (nymphaeiden) en wortelende waterplanten die uit het water steken (helofyten), alsmede epifytische en planktonische algen gedurende het eutrofiëringsproces, worden de soorten van zachte wateren teruggedrongen in de littorale zone. Dit is de zone van het ven die zomers droog valt. Uiteindelijk kunnen de soorten van zachte wateren zich ook daar niet handhaven en verdwijnen.

## 4.3 Rol van stikstof c.q. fosfor bij eutrofiëring van vennen

De belangrijkste groeilimiterende 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 voor handen, maar is onder de huidige Nederlandse omstandigheden met hoge stikstofdeposities niet meer beperkend. Waterplanten, specifiek voor zwak gebufferde omstandigheden, zijn aangepast aan koolstoflimitatie. In feite vormt dit de bestaansvoorwaarde voor deze soorten. Ze nemen koolstofdioxide op uit de bodem en gaan zeer efficiënt om met de beschikbare koolstof. Alleen in perioden met aanvoer van kooldioxidrijk grondwater of na perioden van droogvallen is de koolstofbeschikbaarheid tijdelijk groter. De koolstoflimitatie wordt opgeheven indien door (her)verzuring de pH daalt beneden 5 en koolstofdioxideconcentraties in de waterlaag stijgen (Brouwer *et al.*, 1998). Verschillende processen zijn van invloed op de uiteindelijke koolstofdioxideconcentraties. Door verschuivingen in het koolzuurevenwicht is koolstof aanwezig als CO<sub>2</sub> onder zure omstandigheden (pH < 5). Door een vergrote productie van soorten als knolrus en veenmossen die worden bevoordeeld door veranderingen in het



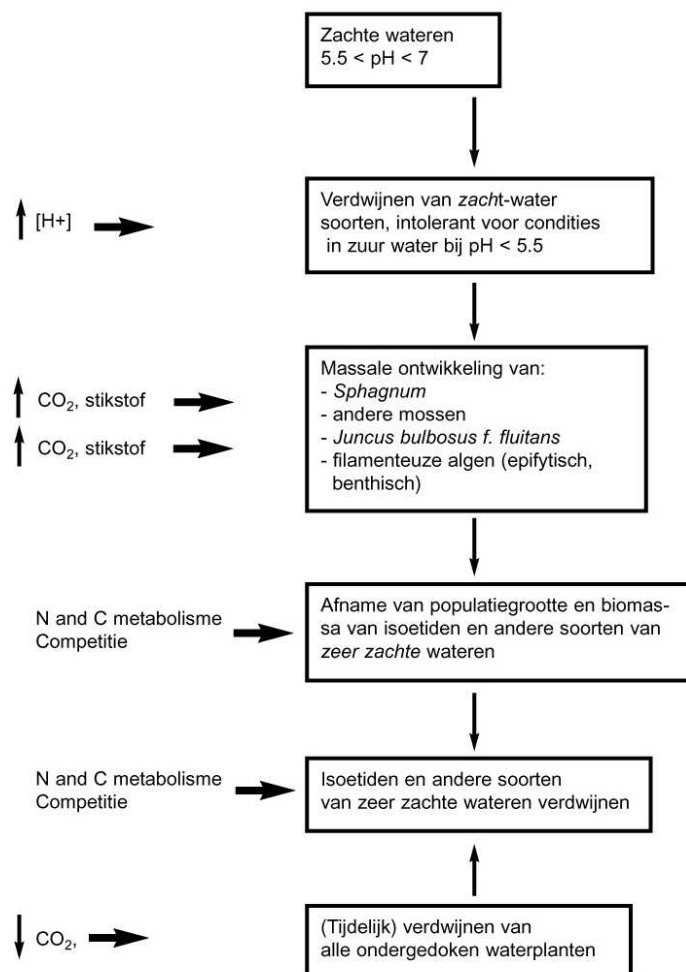
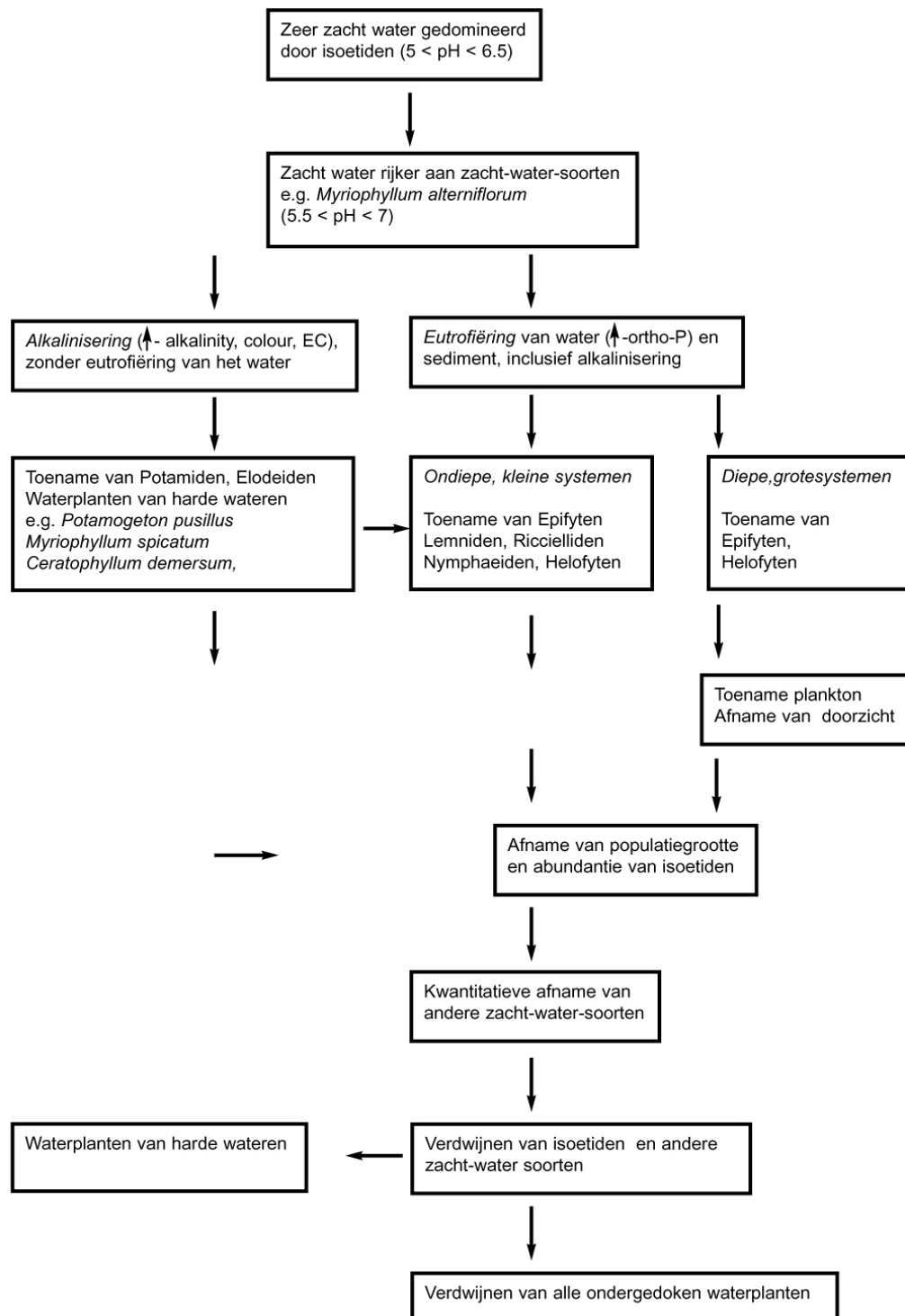


Fig. 4.1: Schematisch overzicht van de successie die plaats vindt in de submerse vegetatie van zeer zwak en zwak gebufferde vennen als gevolg verzuring en vermisting (uit: Arts, 2001; figuur is gebaseerd op Arts e.a. (1990) en Vöge (1988)). De factoren, waarvan bekend is dat ze de veranderingen veroorzaken, zijn weergegeven aan de linkerkant van het diagram.  $\uparrow [\text{H}^+]$  = toenemende concentraties van waterstofionen;  $\uparrow \text{CO}_2$ , stikstof = toenemende concentraties van koolstofdioxide en stikstof;  $\downarrow \text{CO}_2$  = afnemende concentraties van koolstofdioxide; N = stikstof; C = Koolstof.

koolstof- en stikstofbudget bij verzuring, wordt het aanbod aan organisch materiaal ook groter en kan de mineralisatie toenemen en daarmee ook de productie van  $\text{CO}_2$ . Koolstof kan worden aangevoerd in organische of anorganische vorm door instroming van gebufferd grondwater of aanvoer van strooisel vanuit de oeverzone. Dit laatste wordt gestimuleerd door een hoge stikstof-depositie. Daarnaast treedt verlies op van  $\text{CO}_2$  naar de lucht en wordt  $\text{CO}_2$  opgenomen door koolstofdioxide-gebruikende waterplanten (knolrus en veenmossen) voor hun fotosynthese. Het aandeel van deze verschillende processen op de koolstofdioxideconcentraties die als resultante van deze processen in de waterlaag bereikt worden, is kwantitatief onbekend.

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.



**Figuur 2.**

Fig. 4.2: Diagram van de successie in zeer zachte en zachte wateren veroorzaakt door eutrofiëring en alkalinisering (uit: Arts, 2001; gebaseerd op Arts et al. (1990), Vöge (1988) en Vöge (1993)).

## Randvoorwaarden nutriëntenconcentraties c.q. kritieke belasting voor vennen

### Kritische depositieniveaus

Bron: Arts *et al.*, 2001

#### Stikstof

5-10 kg ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>  
14 kg ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>  
20 kg ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>

#### Criterium

voorkoming verzuring: experimenteel, historisch, berekeningen  
verruiging oevers: modelmatig  
voorkomen eutrofiëring: experimenteel

#### Zuur

250-350 mol H<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>  
350-1250 H<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>

voorkomen verzuring meest gevoelige vennen (= vennen met een minerale bodem)  
voorkomen verzuring minder gevoelige vennen (= vennen met een organische bodem)

#### Zwavel

100-200 mol S ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>  
200-400 mol S ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>

meest gevoelige Scandinavische meren  
bovengrens Scandinavische meren

### Natuurgerichte normen

Bron: referentietypologie (Arts, 2000)

#### Zeer zwak gebufferd

pH 5.0-6.5  
Alkaliniteit 0.1-0.3 meq l<sup>-1</sup>  
Ortho-fosfaat-P 0.015 mg l<sup>-1</sup>  
Mineraal stikstof-N 0.15 mg l<sup>-1</sup>  
Sulfaat 15 mg l<sup>-1</sup>  
Isoetiden en zuur-tolerante waterplanten

Wantsen, libellen, vedermuggen en kokerjuffers

#### Zwak gebufferd

pH 5.5-7.0  
Alkaliniteit 0.3-1.0 (0,1-0,3) meq l<sup>-1</sup>  
Ortho-fosfaat-P 0,015 mg l<sup>-1</sup>  
Mineraal stikstof-N 0.15 mg l<sup>-1</sup>  
Sulfaat 15 mg l<sup>-1</sup>

Isoetiden, zuur-tolerante en niet-zuur-tolerante waterplanten

Wantsen, libellen, vedermuggen en kokerjuffers; soorten van niet-extreem zuur milieu

#### Ecologische niveaus

Bron: vegetatietabel in Arts *et al.*, (2001)

Hoogste ecologische niveau

Referentietypen, conform Vegetatie van Nederland (Schaminée *et al.*, 1995).

Middelste ecologische niveau

Suboptimaal, geen volledige vegetatietypen of typen met soorten die duiden op verzuring, stikstofverrijking, eutrofiëring of verdroging.

Laagste ecologische niveau

Gedegradeerde typen of rompgemeenschappen (zuur of eutroof).

#### 4.4 Aanvullende maatregelen

De kritische depositieniveaus voor stikstof worden ruim overschreden, voor zwavel worden ze deels overschreden (Arts *et al.*, 2001). In de aanvulling op de Nationale Milieuverkenning 5 (RIVM, 2001) wordt geschat dat voor 99 % van de vennen de kritische depositie wordt overschreden. ***Daarom zijn voor herstel van met fosfaat en/of stikstof geëutrofiëerde c.q. vermeste, van oorsprong zeer zwak en zwak gebufferde zandbodenvennen, onder de huidige omstandigheden actieve beheersmaatregelen noodzakelijk.*** Zonder buffering tegen de verzurende atmosferische depositie kan in de huidige situatie in verzuringsgevoelige zandbodenvennen (dat zijn vennen die geen of onvoldoende buffering ontvangen via het grondwater of vanuit gebufferde sedimenten) namelijk snel (her)verzuring optreden. Daarbij kunnen niet alleen de groeiplaatsen weer verloren gaan, maar kan ook de zaadbank uitgeput raken. Dit laatste betekent dat het succes van toekomstige herstelmaatregelen, die bijvoorbeeld worden genomen als de atmosferische depositie voldoet aan de kritische belastingniveaus, drastisch wordt beperkt, zo niet onmogelijk wordt gemaakt.

Ten behoeve van restauratie van vennen dienen, voor zover mogelijk, lokale hydrologische systemen te worden hersteld. In de meeste heidevelden kan de hydrologie verbeterd worden door het verminderen van de afvoer via greppels en sloten in en om de heidevelden. Ook het herstellen van het open heidelandschap (verminderen van de verdamping door bossen) zorgt voor een beter contact tussen venwater en bufferend grondwater. Indien dit niet mogelijk of onvoldoende is, en er toch herstelmaatregelen uitgevoerd worden dan dienen de vennen op een andere, meer kunstmatige, manier van bufferstoffen te worden voorzien. Succesvol herstel van oorspronkelijk zwak gebufferde vennen blijkt te bestaan uit het creëren van een mineraal substraat via verwijdering van het opgehoopte organische materiaal d.m.v. plaggen en/of baggeren, in combinatie met de inlaat van bufferstoffen via grond- of oppervlaktewater (Arts, 2000; Arts en Van Duinhoven, 2000; Brouwer *et al.*, 1998; Brouwer, 2001). In het geval van buffering met oppervlaktewater dient voorzuivering plaats te vinden, zoals b.v. in het Beuven gebeurt in een afgescheiden gedeelte van het ven. Bekalking van vennen levert ongunstige resultaten op, zoals alkalinisering en eutrofiëring en kleuring van de waterlaag door humuszuren. Bekalking van de catchment<sup>1</sup> lijkt meer perspectieven te bieden en is momenteel in onderzoek (Brouwer *et al.*, 1998; Brouwer, 2001).

***Herstelmaatregelen zijn het meest kansrijk in oorspronkelijk zwak gebufferde vennen die in het verleden geëutrofiëerd en gealkaliniseerd zijn gemaakt.*** De kans op aanwezigheid van kiemkrachtig zaad in de zaadbank is hier het grootst. Van deze groep vennen vormen de vennen die bufferende stoffen ontvangen via het grondwater of vanuit het oorspronkelijke sediment, de meest kansrijke groep. Doordat zij bufferende stoffen ontvangen, zijn zij niet verzuringsgevoelig. Mits de hydrologie niet is aangetast, kunnen zij daardoor worden opgeschoond zonder dat in extra buffering hoeft te worden voorzien. In verzuringsgevoelige vennen, waar buffering wordt veroorzaakt door het aanwezige slib of door instromend, eutroof oppervlaktewater en waar afkoppeling van de waterinlaat onderdeel uitmaakt van het herstelplan alsook in zeer zwak gebufferde zandbodenvennen, die altijd verzuringsgevoelig zijn, dient na opschoning wél een buffering te worden gerealiseerd. Indien dit niet mogelijk is, dient te worden afgezien van herstel. Wél belangrijk is om bij geëutrofiëerde vennen de bron van eutrofiëring op te sporen en te elimineren (bijvoorbeeld landbouwinvloeden, inlaatwater).

De beoogde alkaliniteit (alkaliniteit  $< 0.1 \text{ meq l}^{-1}$ ) in geëutrofiëerde, voormalig zwak gebufferde vennen, ligt lager dan deze in de oorspronkelijke situatie was. Dit heeft te maken

---

<sup>1</sup> De catchment is het lokale grondwatersysteem dat het ven voedt.

met het realiseren van een zo laag mogelijke fosfaatbeschikbaarheid vanuit het sediment (Roelofs, 1996).

In verzuurde en vermeste vennen is het als gevolg van verzuring mogelijk dat maar een kleine zaadbank is achtergebleven. Dit maakt dit type vennen daarom minder kansrijk voor herstel. Zaadbankonderzoek of het plaggen van proefstroken kunnen uitsluitsel geven over de kwaliteit van de zaadbank.

Overige herstelmaatregelen in zeer zwak en zwak gebufferde vennen betreffen het herstel van de directe omgeving van het ven en herstel van het omliggende landschap. Directe invloed van de wind zorgt voor golfwerking en het schoonspoelen van zandige waterbodems in vennen. Een open heidelandschap zorgt voor een lagere depositie (minder invang), waardoor minder verruiging van de heide optreedt. Ook treedt een sterkere uitwisseling op tussen water en lucht, hetgeen van invloed is op de uiteindelijke koolstofdioxideconcentraties in het water. Deze factoren zijn in het verleden sterk verminderd als gevolg van het bebossen van heideterreinen. Herstel van vennen is onlosmakelijk verbonden met herstel van het omringende landschap. Het gaat om het kappen van bos in een brede zone rondom het ven,. Hiermee kan de gradiënt van nat naar droog op de oever weer worden hersteld en kunnen de levensgemeenschappen van de natte heide zich weer ontwikkelen.

#### 4.5 Referenties

- Arts, G.H.P., 2000. Aquatisch supplement. Watertype: vennen. Naar een referentietypologie voor vennen in Nederland. ALTERRA, Wageningen. In opdracht van EC-LNV.
- Arts, G.H.P., 2001. Deterioration of atlantic soft-water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. Aquatic Botany (in press).
- Arts, G.H.P., P.W.M. van Beers, J.D.M. Belgers en F.G. Wortelboer, 2001. Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in vennen: onderbouwing en toetsing van kritische depositieniveaus en effecten van herstelmaatregelen op het voorkomen van isoetiden. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Alterra-rapport 262.
- Arts, G. en G. van Duinhoven, 2000. Sleutelen aan vennen. Brochure. Overlevingsplan Bos+Natuur. Expertisecentrum LNV. Uitgave Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
- Arts, G.H.P., Roelofs, J.G.M., and De Lyon, M.J.H., 1990a. Differential tolerances among soft-water macrophyte species to acidification. Can. J. Bot. 68(10), 2127-2134.
- Arts, G.H.P., J.H.J. Schaminée en P.J.J. van den Munckhof, 1988. Human impact on origin, deterioration and maintenance of *Littorelletea*-communities. Proc. 5<sup>th</sup> Symposium on Synanthropic Flora and Vegetation (Ed. M. Zaliberová), Martin, Czechoslovakia, p. 11-18.
- Arts, G.H.P., G. van der Velde, Roelofs J.G.M., van Swaay, C.A.M., 1990b. Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. Freshwater Biology 24, 287-294.
- Brouwer, E., 2001. Restoration of Atlantic softwater lakes and perspectives for characteristic macrophytes. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen. 133 pp.
- Brouwer, E., G.M. Verheggen, R. Bobbink en J.G.M. Roelofs, 1998. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Tussenrapport 1997. Werkgroep Milieubiologie, Afdeling Aquatische Oecologie en Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen. 37 pp.
- Gehrels, J.C., 1995. Niet-stationaire grondwatermodellering van de Veluwe; Een studie naar de invloed van grondwaterwinning, inpoldering en verloofing op de grondwaterstand sinds 1951. VU, Amsterdam.
- RIVM, 2001. Bouwstenen voor het NMP4, aanvulling op de nationale Milieuverkenning 5. RIVM rapport 408129022.
- Roelofs, J.G.M., 1996. Restoration of eutrofied softwater lakes based upon carbon and phosphorus limitations. Neth. J. Aquat. Ecol. 30(2-3): 197-202.

- Roelofs, J.G.M., 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observations. *Aquat. Bot.* 17: 139-155.
- Roelofs, J.G.M., J.A.A.R. Schuurkes, A.J.M. Smits, 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II. Experimental studies. *Aquat. Bot.* 18, 389-411.
- Schuurkes, J.A.A.R., Kok, C.J., Den Hartog, C., 1986. Ammonium and nitrate uptake by aquatic plants from poorly buffered and acidified waters. *Aquat. Bot.* 24, 131-146.
- Vöge, M., 1988. Tauchuntersuchungen der submersen Vegetation in skandinavischen Seen unter Berücksichtigung der Isoetiden-Vegetation. *Limnologica (Berlin)* 19(2), 89-107.
- Vöge, M., 1993. Tauchexkursionen zu Standorten von *Myriophyllum alterniflorum* DC. *Tuexenia* 13, 91-108.
- Wetzel, R.G., Brammer, S.E., Forsberg, C., 1984. Photosynthesis of submerged macrophytes in acidified lakes. I. Carbon fluxes and recycling of CO<sub>2</sub> by *Juncus bulbosus* L. *Aquat. Bot.* 19, 329-342.
- Wortelboer, 1990. A model on the competition between two macrophyte species in acidifying shallow soft-water lakes in the Netherlands. *Hydrobiol. Bull.* 24, 1990.



## 5. Sloten

*Gertie Arts en Jennie van der Kolk (Alterra); Jan Janse en Lowie van Liere (RIVM)*

- De rol van fosfor en stikstof in sloten is vooralsnog niet altijd even duidelijk.
- De berekende kritische belasting waarboven een dominantie van kroos voorkomt is, zowel voor N als voor P, laag terwijl de bandbreedte groot is, met een sterke afhankelijkheid van diepte, debiet en bodemtype.
- ☞ Het is nauwelijks mogelijk om voor sloten op nationale schaal een ‘norm’ aan te geven, dan met zeer grote bandbreedte.
- Regionaal, wanneer slootdiepte, bodemtype en debiet nauwere grenzen hebben heeft normstelling zeker zin.
- De belasting met nutriënten moet erg laag zijn om binnen korte tijd een omslag van kroosbedekking naar ondergedoken waterplanten te bewerkstelligen, wanneer nutriëntentoevoer als sturende factor wordt bestudeerd.
- ☞ Inrichting en beheer kunnen reductiemaatregelen zeer versterken. Het verdient aanbeveling te zoeken naar een OPTImale MIX van maatregelen voor herstel.

### 5.1 Inleiding

Een sloot is een kunstmatig, min of meer permanent, lijnvormig water, maximaal 8 m breed, waarin stroming geen belangrijke ecologische factor is, of, als dat wel het geval is, kunstmatig en tijdelijk van aard is (De Lange, 1972). De diepte is in het algemeen niet meer dan 1.5 m. De totale lengte van sloten in Nederland is 350.000 km (Nijboer, 2000). Zonder beheer zouden sloten verdwijnen doordat ze dichtslibben. Slib ontstaat door externe toevoer van voedingsstoffen, mineralisatie afgestorven planten, en inwaaien en intrappen van bodemmateriaal. Ondanks het grote belang van sloten voor gebruiks- en natuurwaarden is er vergeleken met andere watertypen betrekkelijk weinig onderzoek aan gedaan. Het onderzoek richtte zich vaak op selecte ecologische aspecten, met name de zuurstofhuishouding (Veeningen, 1982a,b; Kersting, 1983). Veldonderzoek wordt bemoeilijkt door de vele beïnvloedende factoren die op sloten inspelen. Daarnaast is een vergelijkende veldstudie niet goed mogelijk door het nogal versnipperde slootbeheer dat per waterschap kan variëren. Nutriënten, bestrijdingmiddelen, type inlaatwater (macro-ionen) en beheer spelen een relatief grote rol in sloten wanneer het om effecten gaat (multistress). ‘Slootonderzoek’ is dan ook aangewezen op een onderzoeksaanpak bestaande uit modelecosysteemonderzoek, zoals proefsloten en mesocosms op de Sinderhoeve (Alterra), veldonderzoek en modelontwikkeling of -toepassing. Deze onderzoeksaanpak waarborgt wederzijdse input van gegevens alsmede validatie van methoden (Arts *et al.*, 2001). Het oorzakelijk bewijs voor correlaties gevonden in het veld kan worden geleverd door onderzoek in modelecosystemen. Met behulp van met datasets uit het veld of uit mesocosms gevalideerde modellen, kunnen niet-onderzochte ingrepen of belastingen met behulp van modellen worden gesimuleerd.

### 5.2 Effecten van eutrofiëring in sloten

De fysisch-chemische toestand van het oppervlaktewater is sterk bepalend voor de floristische samenstelling van de verschillende vegetatietypen die elkaar in successie opvolgen. De oevervegetatie wordt met name bepaald door het hydrologisch regime. Het neerslagwater met een van origine voedselarm karakter zijgt in naar de sloot waardoor bijzondere vegetatietypen voor kunnen komen. Deze vegetatietypen zijn tegenwoordig uiterst

zeldzaam. Bij een goede waterkwaliteit is het water helder (behalve bij van nature humeuze wateren) en komen er ondergedoken zowel als boven water uitgroeiende planten voor (Higler, 2000; Nijboer, 2000). Amfibieën kunnen zich in sloten met goede waterkwaliteit voortplanten (Nijboer, 2000).

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 *et al.*, 1991; Van Liere *et al.* 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, 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 opgevolgd worden door kroosvaren (die in symbiose leeft met een stikstofbindend blauwwier). Het milieu onder het kroos is donker, wordt meestal zuurstofloos en geeft weinig aanleiding tot zuurstofminnend leven.

Bij vermindering van de belasting met nutriënten is de verwachting dat er, net als bij meren en ook andere ecosystemen (Carpenter *et al.*, 1998), een vertragingseffect optreedt vanwege de nalevering van fosfor door bodemsediment. Zonder de belasting te verminderen én zonder aanvullend beheer wordt geen herstel van sloten verwacht.

Door de vele decennia lange en nog steeds voortdurende overbelasting van de bodem met fosfor door het opbrengen en injecteren van dierlijke mest, is er een hoge verzadigingsgraad van fosfor ontstaan, zowel in bodem als in waterbodem, die niet snel te herstellen zal zijn (V en W, 1996).

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

### 5.3 Rol van stikstof *c.q.* fosfor bij eutrofiëring van sloten

Algemeen wordt aangenomen dat in zoet water P de limiterende voedingsstof is (Correll, 1998; Newton en Jarrell, 1999). Hypereutrofe zoetwatersystemen echter, zijn vaak door stikstof gelimiteerd (Newton en Jarrell, 1999). In hypertrofe zoetwatersystemen zoals sloten, is fosfor meestal in ongelimiteerde hoeveelheden beschikbaar als gevolg van snelle accumulatie en sterk reducerende omstandigheden, terwijl er een tekort aan stikstof is door denitrificatie (Graneli en Solander, 1988; zie volgende paragraaf). Nutriëntenlimitatie van groei is voor wortelende waterplanten en bentische algen veel minder belangrijk dan voor niet-wortelende primaire producenten, zoals fytoplankton, draadalgen en vrij zwevende of drijvende waterplanten zoals kroos (Sand-Jensen en Borum, 1991). Wortelende waterplanten en bentische algen kunnen namelijk nutriënten uit het sediment betrekken en zijn dus niet afhankelijk van de beschikbaarheid ervan in de waterkolom. Landolt (1986) geeft aan dat P de belangrijkste rol speelt bij het limiteren van de groei van *Lemnaceae*. Concluderend kan gesteld worden dat er aanwijzingen zijn dat in hypertrofe systemen stikstof een belangrijke limiterende voedingsstof is, maar dat voor het limiteren van de groei van kroos, fosfor de belangrijkste rol speelt.



## 5.4 Stikstofverwijdering in sloten

In sloten kunnen voedingsstoffenverwijderende processen optreden, zoals denitrificatie (het proces waarbij nitraat wordt omgezet in een gasvormige stikstofverbinding ( $N_2$ , NO of  $N_2O$ ) (Carpenter *et al.*, 1998) en opname door waterplanten in combinatie met het maaien en vervolgens het afvoeren van de biomassa.

Denitrificatie treedt op onder anaërobe omstandigheden, mits voldoende nitraat en beschikbaar, gemakkelijk afbreekbaar koolstof aanwezig is. Een hoge verwijderingscapaciteit van stikstof kan worden bereikt door een combinatie van aërobe micromilieus in een anaërobe bodem. In het aërobe systeem wordt ammonium omgezet in nitraat: nitrificatie, een proces dat alleen optreedt in aanwezigheid van zuurstof. Dit nitraat is vervolgens beschikbaar voor denitrificatie. In sloten kunnen waterplanten hierin een belangrijke rol spelen. Riet bijvoorbeeld kan zuurstof naar de wortels transporteren en lokaal aërobe micromilieus creëren. Ook andere waterplanten kunnen hieraan bijdragen (Koerner, 1997).

Denitrificatiesnelheden in kleine waterlopen in het landelijk gebied kunnen hoog zijn (Zweers en Van der Kolk, 1998), hoger dan bijvoorbeeld gemeten waarden in grote oppervlaktewateren (van Luijn, 1997). Als gevolg van variatie in ruimte en tijd aan denitrificerende bacteriën, organisch materiaal en nitraat (mede in afhankelijkheid van het optreden van nitrificatie), kunnen denitrificatiesnelheden in waterlopen sterk variëren. Doordat in sloten de beschikbare oeverlengte per volume-eenheid water relatief groot is, spelen oevers theoretisch gezien een belangrijke rol in de nutriëntenhuishouding van kleine wateren (Portielje, 1996). Oeverzones kunnen een belangrijke rol spelen als zogenaamde bufferstroken, die de toevoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater beperken (Arts *et al.*, 1998). Anderzijds kunnen ze dienen als stroken waar retentie optreedt van nutriënten, die aangevoerd worden met het slootwater. Door de grote beschikbare oeverlengte, die tevens met vegetatie begroeid kan zijn, dragen ook oeverzones en slootwanden bij aan de denitrificerende capaciteit van een sloot. Deze bijdrage is nooit gekwantificeerd.

Baggeren van kleine waterlopen grijpt in op het aanwezige organisch materiaal in sloten. Nadelig effect van baggeren is dat verse organische stof met een hoge denitrificatiecapaciteit van de waterbodem verdwijnt. De grootte van dit nadelig effect in de praktijk is niet gekwantificeerd.

## 5.5 Randvoorwaarden nutriëntenconcentraties *c.q.* kritieke belasting voor sloten

Normstelling voor nutriënten in wateren gebeurt vrijwel altijd op het concentratieniveau van opgeloste stoffen, met als randvoorwaarden een bepaalde ecologische situatie of een bepaald percentiel uit een database van 'natuurlijke' of 'aangenomen natuurlijke' sloten. Een concentratie wordt beïnvloed door toevoer en afvoer van stoffen, maar ook door opname in planten, adsorptie en binding aan sediment of zwevende deeltjes, en processen zoals denitrificatie, waardoor ze in een ander (niet meer gemeten) compartiment overgaan. Reden om in meren over te gaan op normering van totaal fosfaat (dus inclusief algen en dood zwevend materiaal). In heldere sloten zal een groot deel, zo niet het allergrootste deel van de nutriënten in het watercompartiment zich bevinden in planten en in de waterbodem en deze compartimenten worden doorgaans niet meegenomen bij kwaliteitsonderzoek van sloten. Een kwaliteitsdoelstelling voor sloten in de vorm van een fosfor- en stikstofbelasting zou wellicht een betere optie zijn. Vaststelling ervan vereist modelecosysteemstudies in combinatie met modelberekeningen (zie ook inleiding). Een verder praktisch probleem is de mogelijkheid om belastingen te meten en te toetsen aan de kritische belasting om de haalbaarheid van de normen aan te tonen. Hierna volgen een vergelijk van enige methodieken.

### *Veldonderzoek*

Voor bestrijding van kroos is reductie van de groeisnelheid nodig van 0,5 ten opzichte van de maximale groeisnelheid (STOWA, 1992). De auteurs geven aan dat het afhangt van de lokale situatie welke van de twee nutriënten het best kan worden aangepakt. Door allelopathie of concurrentie kan de benodigde groeilimitatie al bij hogere gehalten bereikt worden dan strikt genomen voor groeibeperking van kroos nodig is. Met een dergelijke conclusie kun je geen kant op.

### *Analyse 'oude STOWA database'*

Peeters en Gardeniers (1997) analyseerden de fosfor concentraties in de 'oude' STOWA database. Totaal-N wordt hierin niet gegeven. Wanneer de database wordt gescreend op de selectie minimaal het 'middelste ecologische niveau' voor de karakteristieken saprobie en trofie komen ze op de in Tabel 5.1 weergegeven zomerconcentraties.

*Tabel 5.1 . Percentielen voor de fosfor concentraties van meetpunten, die minimaal voldoen aan het middelste ecologische niveau (hoogste één na hoogste en middelste niveau).*

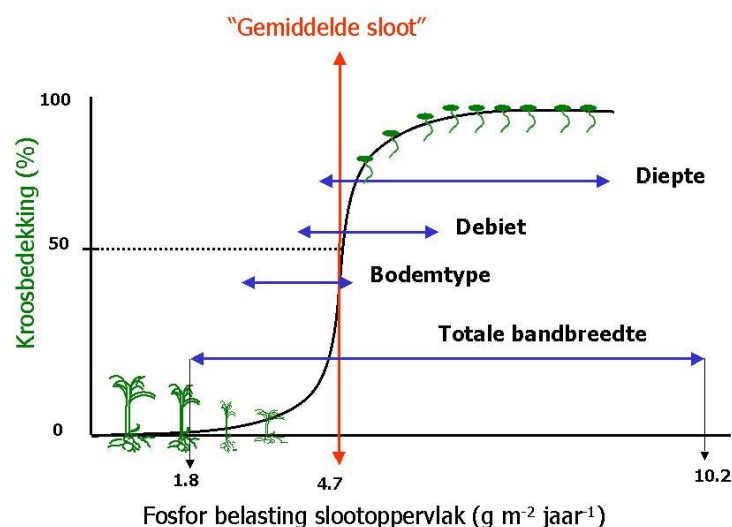
Percentiel	Zandsloten	Kleislotten	Veensloten
10	0.03	0.05	0.05
50	0.11	0.22	0.14
75	0.32	0.66	0.28

Peeters en Gardeniers (1998) kiezen voor het 25 percentiel. De waarden worden dan vrij hoog, echter deze keuze is zeer arbitrair, en de kans op een gewenst ecologisch niveau is niet in te schatten. Beter zou het zijn om sloten op het niveau van fosfor belasting te behandelen omdat een concentratie fosfor in de waterfase op zich weinig zegt. Het meeste fosfor is opgeslagen in de biomassa van planten en in de bodem. Het nadeel van belasting is dat het vrijwel niet te meten is.

### *Omslag naar kroosdominantie, berekend met het model PCDitch*

Als criterium voor slootkwaliteit is het al of niet aanwezig zijn van een kroosdominantie gekozen. Met het ecosysteemmodel PCDitch (Janse en Van Puijenbroek, 1997, 1998; Janse, 1998) is de bedekking met kroos versus ondergedoken waterplanten en algen berekend als functie van de fosfor- en stikstof-belasting. Dit is gedaan voor een aantal combinaties van waterdiepte (variërend van 0.25 – 1.25 m), debiet (10 – 70 mm dag<sup>-1</sup>) en bodemtype (zand, klei, veen). Als 'standaardsloot' geldt een kleisloot van 0.5 m diep met een waterdebiet van 30 mm dag<sup>-1</sup>. Er zijn aparte simulaties verricht voor variërende fosforbelasting, met stikstof in overmaat (N/P = 10), en voor variërende stikstofbelasting, met overmaat fosfor (N/P = 4). Er is gekeken naar de zomergemiddelde waarden na 20 jaar simulatie met dezelfde belasting. Verdere aannamen zijn: de belasting het hele jaar constant; voor temperatuur en instraling is een gemiddeld (sinusoïde) jaarverloop gekozen; de vegetatie wordt elk najaar gemaaid en de sloot wordt op een constante diepte gehouden en kroos stroomt niet in of uit.

Het model voorspelt in het algemeen een vrij scherp S-vormig verband, met een 'kritisch' belastingsniveau waarboven een omslag van ondergedoken waterplanten of algen naar kroosdominantie optreedt. Als kritische belasting is de waarde bij 50% kroosbedekking gekozen. Deze is op drie manieren uitgedrukt: als belasting naar de sloot, als concentratie in het naar de sloot stromende (ondiepe grond)water (= belasting/debiet), en als concentratie in de sloot zelf. Figuur 5.1 geeft een overzicht van een gemiddelde sloot en de bandbreedte, die ontstaat door de invloed van diepte, debiet en bodemtype.



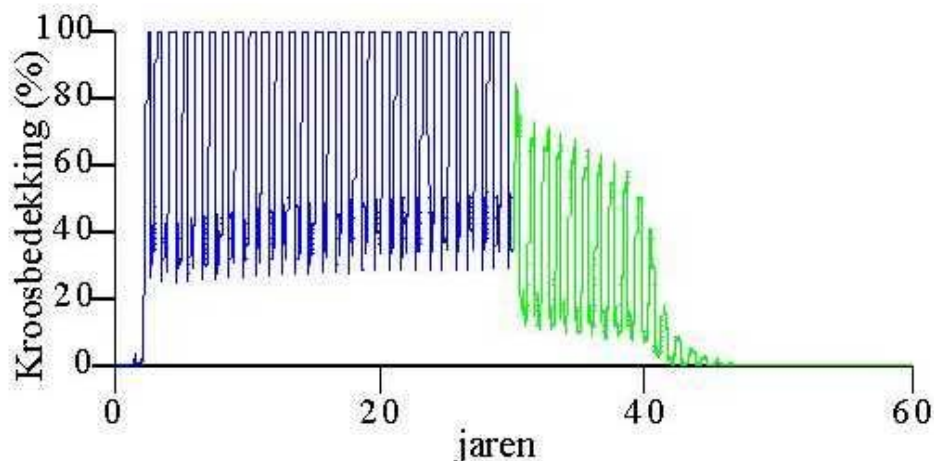
Figuur 5.1. Kritische belasting ( $\text{g P m}^{-2}$  slootoppervlak jaar<sup>-1</sup>) van een 'gemiddelde sloot' (klei, 0.5 m diep, debiet  $30 \text{ mm dag}^{-1}$ ). Pijlen geven de bandbreedte weer afhankelijk van diepte, debiet en bodemtype. Door een combinatie van factoren ontstaat een totale bandbreedte voor de kritische belasting van sloten

In tabel 5.2 staan de berekende waarden voor de 'standaardsloot' en de bandbreedte als gevolg van de beschouwde variatie in debiet, diepte en bodemtype. Zowel de kritische belasting als de kritische invoerconcentratie zijn hoger naarmate de sloot dieper is. Voor fosfor zijn de waarden in zandsloten steeds lager dan die in klei- of veensloten, voor stikstof is er minder verschil.

Tabel 5.2. Berekende kritische waarden voor kroosdominantie in sloten.

	Minimum		'Standaard-sloot'		Maximum	
'Omslagwaarden' (50% kroosbedekking)	P	N	P	N	P	N
Belasting ( $\text{g P m}^{-2}$ jaar <sup>-1</sup> ) wateroppervlak	1.8		4.7		10.2	
Belasting ( $\text{g N m}^{-2}$ jaar <sup>-1</sup> ) wateroppervlak		12.1		21.9		43.8
Concentratie in 'uitspoelend' grondwater ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0.23	1.8	0.42	2.7	2.3	10.4
Slootconcentratie ( $\text{mg l}^{-1}$ )	0.19	1.3	0.23	1,4	0.42	3.3

Deze resultaten gelden voor de lange termijn (aangenomen is dat na 10 jaar een evenwichtssituatie optreedt). Als de belasting van een 'schone' sloot wordt opgevoerd, dan voorspelt het model een vrij snelle omslag (al na 2 jaar). De weg terug, d.w.z. een sterk verlaagde belasting van een geëutrofiëerde sloot, verloopt aanzienlijk langzamer (10–15 jaar) (Figuur 5.2), ten gevolge van historische oplading van de waterbodem. Door aanvullend beheer kan het herstelproces versneld worden. De historische oplading van de landbodem met fosfor zal het proces van herstel van sloten eveneens ernstig kunnen vertragen (V en W, 1996).



Figuur 5.2. Kroosbedekking bij een verhoogde belasting na  $t=3$ , na 30 jaar wordt de belasting tot de lage waarde van vòòr  $t=3$  gereduceerd.

### Experimenteel onderzoek

Belasting met nutriënten (N en P) heeft duidelijke effecten op macrofyten en diatomeeën (Arts *et al.*, 2001). In proefsloten (Sinderhoeve, Renkum) met een kleibodem breidde *Elodea nuttalli* zich daardoor uit ten koste van *Characaceae* na verhoging van de belasting met nutriënten. De snelheid van deze verandering was positief gecorreleerd met de hoogte van het belastingniveau (Portielje en Roijackers, 1995). Bij het hoogste belastingniveau (ca. 23 x grenswaarde of MTR) werd *Elodea nuttalli* vervangen door *Lemna minor*. Ook in de zandsloten was dit laatste het geval. Alleen in de hoogst belaste sloten overschreed de nutriëntenbelasting de opnamecapaciteit van het ecosysteem (bodem en waterplanten), hetgeen resulteerde in permanent verhoogde nutriëntenconcentraties in de waterkolom, waardoor kroos zich massaal kon ontwikkelen.

Na beëindiging van de externe belasting, bleek geen of een zeer langzaam herstel van de vegetatie op te treden (Vink, 1998). In de hoogst belaste kleisloot werd de dominantie van kroos doorbroken door een invasie van *Cataclysta lemnata*, het kroosvlindertje. In plaats van kroos ontwikkelde zich een waterlaag vullende vegetatie van *Elodea nuttalli*. Anno 2001 is dit nog steeds het geval. Slechts een kleine hoeveelheid *Lemna minor* is nog aanwezig in deze sloot. In de hoogst belaste zandsloot trad geen invasie op van *Cataclysta lemnata*, waardoor tot op heden kroos domineert in deze sloot. In de kleisloten bij de twee lagere belastingniveaus (MTR en ca. 3 x MTR) duurde de dominantie van *Elodea nuttalli* nog voort gedurende de eerste vijf jaren na stopzetting van de externe belasting. Daarna ontwikkelden zich ook andere waterplanten, zoals *Chara globularis* en *Myriophyllum spicatum* bij het op één na hoogste belastingniveau, en veel *Chara globularis* bij de laagste externe belasting. De vegetatie in deze laatste sloot bestond in 2001 uit een egale vegetatie van *Chara globularis*, net als in de beginsituatie 12 jaar geleden. Concluderend kan gesteld worden dat bij het laagste belastingniveau 8 jaar na beëindiging van de externe belasting de vegetatie zich heeft hersteld. Bij het één na hoogste belastingniveau treedt eveneens herstel op. Bij het hoogste belastingniveau is tot op heden nog geen sprake van herstel naar de uitgangssituatie. Bij de diatomeeën trad herstel op bij de twee hoogste belastingniveaus na stopzetting van de belasting (Arts *et al.*, 2001b). Een vergelijkbare trofische toestand als in de uitgangssituatie werd bereikt drie jaar na stopzetting van de belasting, echter het successiestadium verschilde van de uitgangssituatie. Bij het laagste belastingniveau en in de controle was herstel niet aan de orde en trad overwegend successie op. Tijdens de dé-eutrofiëringsfase waren de

nutriëntengehalten in de waterlaag van de sloten zeer laag. Juist het sediment weerspiegelt de verschillende eutrofiëringsgeschiedenis van de sloten. De sedimenten zijn namelijk in verschillende mate opgeladen met fosfor, waardoor de fluxen naar de waterlaag kunnen verschillen.

De omslag van kroos naar ondergedoken waterplanten is experimenteel nader onderzocht in een meerjarig experiment (juni 1999 t/m 2001) in mesocosms (Arts *et al.*, 2000; 2001a). Daarvoor werden buiten 32 mesocosms ingericht als hypertrofe kroosmilieus. Uitgaande van een hoog belaste situatie (kroosmilieu), werd in het experiment nagegaan bij welk belastingniveau (brongerichte maatregel) en onder invloed van welke beheersmaatregelen (effectgerichte maatregelen) de ecologische kwaliteit van het ecosysteem verbeterde en een omslag plaats vond naar een meer gewenste toestand, namelijk een systeem gedomineerd door ondergedoken waterplanten. Het experiment omvatte 5 verschillende belastingniveaus aan (minimum 0.72 en maximum 14.6 g P m<sup>-2</sup> jaar<sup>-1</sup>, slootwateroppervlak) waarbij N in gelijke mate (overmaat) aan alle mesocosms werd toegevoegd. De gekozen stikstofbelasting is laag, waardoor stikstoflimitatie kan optreden bij de hoogste fosforniveaus. Drie verschillende beheersstrategieën werden uitgevoerd: niets doen; jaarlijks in de laatste week van juni 95 % van het kroos verwijderen; jaarlijks in de laatste week van juni 95 % van het kroos verwijderen en één maal in de onderzoeksperiode in de laatste week van juni slib verwijderen tot aan de onderliggende kleilaag. De resultaten van het experiment worden momenteel kwantitatief uitgewerkt (Arts *et al.*, in prep). Hier worden de voorlopige resultaten in beschrijvende zin kort besproken. Een half jaar nadat via beheer (effectgerichte maatregelen) was ingegrepen, waren de effecten van dit beheer zeer duidelijk en op alle belastingniveaus zichtbaar: bestendiging van kroosgroei bij geen beheer, een zeer geleidelijke opkomst van ondergedoken hogere waterplanten bij verwijdering van 95 % kroos als beheersmaatregel en massale ontwikkeling van draadalg bij verwijdering van 95 % kroos en al het slib. De effecten van het belastingniveau kwamen pas in het jaar erop tot uiting. Bij de twee laagste belastingniveaus (0.72 en 1.46 g P m<sup>-2</sup> jaar<sup>-1</sup> slootwateroppervlak) en zonder beheer ontwikkelden zich ondergedoken waterplanten in matig tot hoge bedekkingen. Bij het laagste belastingniveau was dit in 100 % van de mesocosms. Bij dit niveau en bij een beheer van niets doen, zijn zowel kroos, flab als ondergedoken waterplanten in september 2001 aanwezig. Bij dit niveau en onder invloed van beheer, ontwikkelen zich alléén waterplanten, zonder flab of kroos. Bij het één na laagste belastingniveau bereikten waterplanten slechts hoge bedekkingen in 50 % van de mesocosms (situatie september 2001). Bij de hogere belastingniveaus waren de effecten gerelateerd aan het beheer, overeenkomstig het jaar ervóór. Bij een jaarlijkse verwijdering van kroos, treedt bij de hogere belastingniveaus hergroei op van kroos, waardoor waterplanten en kroos - en soms ook flab - coëxisteren. Bij verwijdering van kroos en slib treedt weinig hergroei op van kroos, ontwikkelen waterplanten zich het meeste bij de laagste belastingniveaus en handhaaft flab zich bij de hoogste belastingniveaus. Uit het experiment blijkt dat concurrentie optreedt tussen ondergedoken waterplanten, kroos en draadalg. Zowel co-existentie vindt plaats als dominantie door één van de groepen, waarbij dominantie van de ene groep in de andere kan omslaan.

Op basis van logistische regressie zijn omslagpunten afgeleid waarbij kroos en flab afnemen en waterplanten toenemen. De omslagpunten liggen binnen het bereik van 1.35-2.34 g P m<sup>-2</sup> jaar<sup>-1</sup> (belasting slootwateroppervlakte)

Vergelijk met de modelberekening:

Mesocosms	omslag naar helder water	periode 2 jaar	1.35-2.34 g P m <sup>-2</sup> jaar <sup>-1</sup>
Modelberekening	50 % kroosbedekking	periode 10 jaar	4.7 g P m <sup>-2</sup> jaar <sup>-1</sup>

De omslag belasting naar helder water gemeten in de mesocosms liggen een factor 2 à 3 lager dan bij de modelberekeningen. Echter de omslag in de mesocosms was gebaseerd op twee jaar lage belasting, de 50% kroosbedekking was het resultaat na 10 jaar opleggen van de kritische belasting, daarnaast verschillen de fysieke omstandigheden. Daarmee rekening houdend liggen de gevonden kritische belastingen in de mesocosms binnen de bandbreedte van de PCDitch berekening.

### ***Veldonderzoek***

Er zijn een aantal veldexperimenten uitgevoerd naar aanvullende maatregelen. De belangrijkste uitkomsten zijn:

Het baggeren draagt in belangrijke mate bij aan de verbetering van de ecologische kwaliteit terwijl de fosfor- en stikstofgehalten nauwelijks afnemen (Twisk, 2002) Verbeteringen na baggeren houden al 10 jaar stand (Hovenkamp-Obbema, 2000; Hovenkamp-Obbema en Bijlmakers, 2001). Analoge conclusies worden onderschreven door Twisk, 2002; Hovenkamp, 2001; Hesen *et al.*, 1998 en STOWA, 1997. De reden van het succes is niet precies bekend. Baggeren zorgt voor verdieping, vermindert de nalevering van fosfor, maar kan ook de bindingscapaciteit van het sediment verlagen door een andere samenstelling van de nieuwe toplaag. Dat kan de fosforconcentratie in het water zelfs verhogen (O.F.M. Schoumans, pers. com.). Daarnaast hebben diepere sloten in het algemeen minder kroos (Boeyen *et al.*, 1992). Schonen en kroosverwijdering zijn zinvolle maatregelen, maar het kroos komt vaak terug (Hesen *et al.*, 1998; STOWA, 1997). Aanleg van bezinksystemen (schermen en kuilen) voor zwevend stof en algen op strategische plaatsen biedt perspectief voor het dure baggeren (Hovenkamp-Obbema, 2001). Visstandbeheer is waarschijnlijk minder nodig in goed ingerichte sloten (Hovenkamp-Obbema, 2001). In de meeste rapporten wordt aangeraden door te gaan met de vermindering van nutriënten toevoer, het aanpassen van schonen en verwijderen van het kroos en baggeren.

Een nader te bestuderen maatregel zou kunnen zijn om een nieuwe sloot naast de oude te graven (Frans Claessen, pers. com.)

## **5.6 Conclusies**

Normstelling op basis van concentraties aan nutriënten in sloten lijkt weinig zinvol.

Er zou moeten worden overgegaan naar kritische belastingen. Echter, het nadeel hier weer van is dat het moeilijk meetbaar is. Kritische belastingen van sloten zijn laag en vertonen een grote bandbreedte als functie van diepte, debiet en bodemtype. Bij ondiepe sloten met een laag debiet in zandgebieden is de kritische belasting extreem laag. Diepere sloten met een hoog debiet kunnen een goede ecologische kwaliteit vertonen bij hoge nutriënten belasting (bijvoorbeeld in kwelgebieden). Regionaal en lokaal kunnen grote verschillen optreden door andere fysieke omstandigheden (belasting, bodemgebruik, kwel/wegzijging, diepte, debiet en bodemtype). Wanneer reductie van nutriënten als enige sturende factor wordt gebruikt moeten de belastingen van de (met name ondiepe) sloten ver tot zeer ver terug gebracht worden. Echter, gecombineerd met inrichting en beheer zijn resultaten binnen bereik. Een OPTImale MIX van maatregelen kan leiden tot het sneller bereiken van de gewenste ecologische kwaliteit.

## 5.7 Referenties

- Arts, G.H.P., J.D.M. Belgers, J.W.H. van der Kolk en J.A. Sinkeldam, 2000. Eutrofiëringsonderzoek in mesocosms. Voortgangsrapportage 1999.
- Arts, G.H.P., J.D.M. Belgers en J.W.H. van der Kolk, 2001a. Eutrofiëringsonderzoek in mesocosms. Voortgangsrapportage 2000.
- Arts, G.H.P., J.D.M. Belgers, J.A. Sinkeldam en J.W.H. van der Kolk, (in prep.). De effecten van een reductie van de nutriëntenbelasting en beheersmaatregelen op de ontwikkeling van kroos, ondergedoken hogere waterplanten en draadalg in mesocosms. Eindrapportage. Alterra-rapport
- Arts, G.H.P., M. Fellinger en P.F.M. Verdonschot, 1998. Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Rapport Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer 98(26). 73 pp. + bijlagen.
- Arts, G.H.P., Tj.H. van de Hoek, J.A. Schot, J.A. Sinkeldam en P.F.M. Verdonschot, 2001b. Biotic responses to eutrophication and recovery in outdoor experimental ditches. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 1-5.
- Arts, G.H.P., A.D. Vethaak, Th.C.M. Brock, J. der Jonge en T.P. Traas, 2001c. Het belang van modeecosysteemstudies als schakel in het beleidsonderbouwend onderzoek. Milieu 16:253-261.
- Boeyen, J.H., C.N. Beljaars en R. van Gerve, 1992. Vergroten van de waterdiepte heeft een positief effect op de waterkwaliteit. H<sub>2</sub>O 25 (16).
- Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley en V.H. Smith, 1998. Nonpoint poolution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications 8(3): 559-568.
- Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. J. Environ. Qual. 27: 261-266.
- Graneli, W. en D. Solander, 1988. Influence of aquatic macrophytes in phosphorus cycling in lakes. Hydrobiologia 170: 245-266.
- Hendriks, R.F.A., 1991. Afbraak en mineralisatie van veen. STOWA rapport 1992. (SC-DLO rapport)
- Hesen, P.L.G.M., 1998. Kroos nader beschouwd. H<sub>2</sub>O 31(22): 35-37.
- Hesen, P.L.G.M., J.H. Boeyen, J. Drent, C.A.M. van Helmond, P. Heuts, J.H. Janse, L.S.M. Schouten, O.F.R. van Tongeren en W. van der Velden, 1998. Kroos nader beschouwd, bundeling van recent kroosonderzoek in Nederland. Rapportnummer KOA 98.091. KIWA onderzoek en advies.
- Hovenkamp-Obbema, I.R.M., 2000. Effecten van baggeren en visstandbeheer op de ecologische kwaliteit in veenweide sloten. Hoogheemraadschap voor de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.
- Hovenkamp-Obbema, I. en L. Bijlmakers, 2001. Van troebel naar helder slootwater. H<sub>2</sub>O 2: 11-14.
- Hovenkamp-Obbema, R., 2001. Kwaliteit van slootwater voor weidevee in Waterland. Hoogheemraadschap voor de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.
- Janse, J.H. en P.J.T.M. Van Puijenbroek (1997). PCDitch, een model voor eutrofiëring en vegetatieontwikkeling in sloten. Report no. 703715 004, RIVM, Bilthoven. (In Dutch, with model formulations in English).
- Janse, J.H. (1998). A model of ditch vegetation in relation to eutrophication. Wat. Sci. Tech. 37(3): 139-149.
- Janse, J.H. en P.J.T.M. Van Puijenbroek (1998). Effects of eutrophication in drainage ditches. Env. Poll. 102, S1: 547-552.
- Janse, J.H. en Drent, J. (1998). Simulatie van kroosgroei in twee eutrofiëringmodellen. In: Hesen, P.L.G.M. (1998). Kroos nader beschouwd; bundeling van recent kroosonderzoek in Nederland. KIWA, Nieuwegein, rapport nr. KOA 98.091, pp. 8-12.
- Kersting, K., 1983. Bimodel diel dissolved oxygen curves and thermal stratification in polder ditches. Hydrobiologia 107: 165-168.
- Koerner, S., 1997. Nutrient and oxygen balance of a highly polluted treated sewage channel with special regard to the role of submerged macrophytes. Acta Hydrochimica et hydrobiologica 25: 34-40.

- Landolt, E., 1986. Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae) (vol. 2). Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 71. Heft. 566 pp.
- Lange, L. de, 1972. An ecological study of Dutch ditch vegetation. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Luijn, F. van, 1997. Nitrogen removal by denitrification in the sediments of a Shallow Lake. PhD-thesis Landbouw Universiteit Wageningen.
- Liere, L. van, J.H. Janse, M. Jeuken, P. van Puijenbroek, O. Schoumans, R. Hendriks, J. Roelsma en D. Jonkers, 2001. Effect of nutrient loading on surface waters in polder Bergambacht, The Netherlands. IHS Publication 273 (in press).
- Newton, B.J. en W.M. Jarrell, 1999. A procedure to estimate the response of aquatic systems to changes in phosphorus and nitrogen inputs. National Water and Climate Center, United States Department of Agriculture. 37 pp.
- Oenema, O. en T.A. van Dijk, 1995. Fosfortoestand en fosforoverschotten in de Nederlands landbouw. Project verliesnormen deel 1.
- Peeters, E.H.T.M. en J.J.P. Gardeniers, 1997. Natuurlijke achtergrondgehalten van nutriënten in regionale wateren. Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Ecologie. Rapportnummer M277.
- Peeters, E.H.T.M. en J.J.P. Gardeniers, 1998. Aanzet tot gedifferentieerde normstelling grens- en streefwaarden in regionale wateren. H<sub>2</sub>O 31, 16-20.
- Phillips, G.L., D. Emlinson en B. Moss, 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquat. Bot.* 4: 102-126
- Portielje, R., 1996. Nutriëntenretentie in kleine wateren. Een literatuurstudie. Stichting voor Onderzoek Waterkwaliteitsbeheer in opdracht van RIZA.
- Portielje, R. en R.M.M. Roijackers, 1995. Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquat. Bot.* 50: 127-140.
- STOWA, 1992. Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos. Modelmatige benadering van de kroosontwikkeling en beoordeling van beheersbaarheid. STOWA 92-10.
- STOWA 1997. Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos. 4. Praktijkonderzoek naar maatregelen tegen kroosdeken. Rapport 97-18. Utrecht. 68 pp.
- Twisk, W., 2002. Schoon water in polder Bergambacht: zes jaar ervaring met gebiedsgericht samenwerken. Technisch rapport. Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden.
- Veeningen, R., 1982a. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen concentration in some Dutch polder ditches. *Hydrobiologia* 95, 369-38
- Veeningen, R., 1982b. The dynamics of dissolved oxygen concentration for water quality monitoring and assessment in polder ditches. *Env. Mon. and Assessment*, 321030.
- V en W, 1996. Achtergrondnota Toekomst voor Water, Watersysteemverkenningen. RIZA rapport 96.058, RIKZ rapport 96.030.
- Vink, G., 1998. Onderzoek naar de relatie tussen macrofyten, macrofauna en eutrofiëring in cylinders in proefsloten. Stagerapport Internationale Agrarische Hogeschool Larenstein, afdeling Laboratoriumtechniek, richting milieu-analyse, Velp. 33 pp. + bijlagen.
- Zweers, A.J. en van der Kolk, J.W.H., 1998. Methode voor de bepaling van de denitrificatiesnelheid in waterbodems. Ontwikkeling en toepassing. SC-DLO rapport 239. 59 pp.





## 6. Stromende wateren

*Piet Verdonschot, Rebi Nijboer en Bert Higler*

- Het (type) effect van eutrofiëring hangt mede af van de structuur en hydrologie van de beek.
- Normstelling is feitelijk alleen goed mogelijk wanneer de kwantitatieve ecologische effecten bekend zijn.
- Er is zeer weinig bekend omtrent de effecten van verhoogde nutriëntenconcentraties in Nederlandse beken.
- Er is onderzoek nodig om de effecten van eutrofiëring op Nederlandse beektypen te kwantificeren.
- Nutriënten zijn in stromende wateren zeker niet te verwaarlozen.
- Naast terugdringen van nutriëntengehalten zijn aanvullende (beheers)maatregelen noodzakelijk.
- Herstel van beïnvloede beken is veel moeilijker uit te voeren dan verstoring; herstel duurt langer naarmate een systeem erger verstoord is.

### 6.1 Inleiding

Veel Nederlandse beeksystemen staan onder invloed van een hoge nutriëntentoevoer onder meer als gevolg van intensieve landbouw in het stroomgebied. Overvloedige bemesting zorgt voor oppervlakkige afspoeling van nutriënten naar het water en voor een verhoging van nutriëntenconcentraties in oppervlakkig en uiteindelijk diep grondwater. Een deel daarvan kan als kwel weer in het oppervlaktewater komen. Daarnaast verandert de toevoer van nutriënten in een beek door verandering van vegetatie in het stroomgebied (landbouwgewassen in plaats van de natuurlijke vegetatie, meestal bos).

De toename van toevoer van nutriënten naar beken heeft effect op processen in de beek en op de levensgemeenschap. Het is van belang vast te stellen aan welke voorwaarden voldaan moet worden voor een duurzame ontwikkeling van het systeem. Hiervoor is kennis noodzakelijk omtrent processen met betrekking tot nutriënten in beken. Deze processen zijn sterk afhankelijk van de ligging van de beek, het beektraject en de lokale geomorfologische en hydrologische kenmerken van het gebied. Om gebiedsgericht normen te kunnen stellen is het nodig om te weten welke processen van belang zijn en hoe deze processen kunnen verschillen afhankelijk van het beektype.

#### **Nutriënten in stromende wateren: een drieluik**

Dit hoofdstuk is een samenvatting van een serie van drie rapporten. In het eerste rapport 'Nutriënten in stromende wateren: Effecten van verrijking op de fysische, chemische en ecologische processen' (Nijboer, 2001) zijn de resultaten beschreven van een uitgebreid literatuuronderzoek naar processen met betrekking tot nutriënten in beken. Op basis van literatuur is een overzicht gegeven van de ecologische processen en de nutriëntenhuishouding in beken. De studie richtte zich op de processen en de effecten in het beekstelsel alsmede de relaties naar het stroomgebied. Tevens zijn uit de literatuur methodieken voor modellering geëxtraheerd

Een beek kan niet als losstaand element worden beschouwd. Het is een onderdeel van het stroomgebied. Dit impliceert dat duurzame ontwikkeling van een beek vraagt om een stroomgebiedbenadering. Kennis van de rol die nutriënten spelen in het beekstelsel zelf,

maar ook kennis van de processen van input, transport (tijdelijke opslag) en output van nutriënten, is daarvoor vereist. Voor het bepalen van de input van nutriënten in een beek vanuit het stroomgebied zijn verschillende hydrologische en hydraulische modellen beschikbaar. Een overzicht van deze modellen is opgenomen in het tweede rapport van deze serie ‘Nutriënten in stromende wateren: Een verkenning van ecologisch relevante hydrologische en hydraulische modelkenmerken’ (Verdonschot, 2002).

Ten slotte zijn in een derde rapport: ‘Nutriënten in stromende wateren: Overzicht van normen’ voorlopige nutriëntennormen voor stromende wateren afgeleid op basis van literatuur, een bekentypologie en referenties. In het kader van het DLO-programma 324 (Aquatische Ecosystemen en Visserij) zijn de beken van Nederland op basis van gegevens van waterbeheerders getypeerd in termen van structuren en processen. Dit onderzoek heeft geresulteerd in een bekentypologie waarin beekorganismen en milieuvariabelen gekwantificeerd zijn opgenomen. Ten behoeve van de normstelling worden uit de beektypologie de huidige nutriëntengehalten afgeleid. Tevens is binnen het programma 324 onderzoek uitgevoerd naar referentie-laaglandbeken in Polen en is samengewerkt met de Universiteit van Essen voor een vergelijkbaar grootschalig typologisch onderzoek in het westelijk en oostelijk deel van Duitsland (eveneens laaglandbeken). NERI (National Ecological Research Institute, Silkeborg) onderzocht een groot aantal Deense beken. Dit leverde een gekwantificeerd beeld van nutriëntengehalten in referentiebekken. Daarnaast zijn de natuurlijke achtergrondgehalten van stoffen in de Nederlandse zandgebieden bestudeerd.

Deze samenvatting geeft de belangrijkste resultaten van het gehele onderzoek weer met de nadruk op de nutriëntennormering in beken in relatie tot de beeksystembenadering.

## 6.2 Ecologische processen

### **Toevoer, decompositie en productie**

De van nature belangrijkste ecologische processen in beken die een duidelijk verband hebben met het nutriëntengehalte zijn de input en afbraak van detritus en de primaire productie. Detritus is organisch materiaal dat vooral vanaf de oevers in de beek terecht komt en op de oever of in het water door organismen wordt afgebroken tot opgeloste organische verbindingen of anorganische nutriënten. De hoeveelheid nutriënten die vrijkomt uit detritus is moeilijk te bepalen. Deze hangt af van de afbraaksnelheid die afhankelijk is van de fysische structuur van het detritus, van de chemische samenstelling van het detritus en van de milieu-omstandigheden in het water.

Primaire productie door bijvoorbeeld algen en waterplanten zorgt voor opname van nutriënten en de vorming van organisch materiaal binnen het beekstelsel. In kleinere beken zijn algenmatten op de bodem (op verschillende substraten) dominant, in grotere beken en rivieren gaat het fytoplankton een rol spelen. Primaire producenten kunnen worden gelimiteerd door licht, nutriënten, verstoring, stroomsnelheid, zelfregulatie en begrazing. Vaak zijn niet deze factoren op zich van belang maar treden interacties op waardoor limitatie versterkt of afgezwakt wordt. Welke factor limiterend is, is afhankelijk van de beek, het beektraject, het habitat, het seizoen en de soort producent. Wel blijkt het nutriënt fosfor vaker limiterend te zijn dan stikstof. Of dit ook geldt voor de Nederlandse beken is niet bekend. Indien de productie door nutriënten gelimiteerd is, kan een nutriëntenoverschot in beken snel worden opgenomen. Vooral als er veel fytoplankton aanwezig is kan dit de nutriëntenconcentratie snel doen afnemen. Dit kan van belang zijn bij eutrofiëring of organische belasting. Bij lage nutriëntenconcentraties in de waterlaag is het van belang dat nutriënten binnen het systeem zo lang mogelijk vastgehouden en hergebruikt worden.

Hergebruik van nutriënten kan optreden binnen waterplanten of de algenmat. Dit resulteert in een lagere turnoversnelheid van fosfor vanuit de algenmat of de waterplant richting de waterkolom. Het geproduceerde organische materiaal wordt uiteindelijk via de voedselketen als detritus afgebroken en komt via decompositieprocessen weer als nutriënten in het water terecht, vaak verder stroomafwaarts.

### **Omzetting, transport en recycling van nutriënten**

Normstelling moet gebiedsgericht zijn, omdat processen niet alleen tussen beken kunnen verschillen maar ook tussen trajecten in een beek. De processen zijn afhankelijk van het traject in de beek en de mate van beschaduwing. Bovenlopen van beken hebben dikwijls van nature bos op de oevers, zodat er veel input van organisch materiaal is. Beschaduwing zorgt er eveneens voor dat de primaire productie laag is. Bij smalle bovenloopjes is de toevoer van detritus relatief hoger doordat vallende bladeren en takken over het gehele oppervlak van de beek terecht kunnen komen.

Stroomafwaarts neemt de instraling van zonlicht toe. Ook al zijn de oevers bebost, dan kan het midden van de beek niet meer in de schaduw vallen. Vaak liggen deze trajecten ook in meer open gebieden. Doordat er meer zonlicht is en minder toevoer van detritus is de productie hier hoger maar de afbraak van detritus lager. Wel worden nutriënten die bovenstrooms zijn vrijgekomen door de afbraak van detritus naar de benedenstroomse delen getransporteerd.

Organische en anorganische nutriënten zowel afkomstig van detritus als van primaire productie en van eventuele zijdelingse instroming of directe input komen in het voedselweb terecht. Terwijl het nutriënt zich door het voedselweb verplaatst, bevindt het zich in organismen en wordt het niet door het water getransporteerd naar benedenstroomse delen. Op deze manier kunnen nutriënten in een bepaald traject worden vastgehouden. Uiteindelijk komen de nutriënten weer vrij in de waterkolom en worden ze getransporteerd. Dit proces vindt continu plaats waardoor telkens een hoeveelheid nutriënten getransporteerd wordt. Nutriëntencycli en -spiraalen zijn van groot belang in het voorspellen van het effect van toevoeging van nutriënten aan een stromend-water-systeem. Gedurende de tijd dat een nutriënt een serie van transformaties ondergaat, waarbij een cyclus wordt gevormd als het weer in de oude staat terug is, legt het eveneens een bepaalde afstand stroomafwaarts af. Deze open cyclus die longitudinaal is wordt 'spiraal' genoemd. Met behulp van de theorieën omtrent nutriëntenspiralen kunnen de regeneratie-, opname- en transportsnelheid van nutriënten in het systeem bepaald worden. De dichtheid van de spiralen geeft aan in welke mate een systeem nutriënten kan vasthouden. Tevens geeft het weer hoe lang nutriënten in biota verblijven en hoe lang ze in het water verblijven voordat ze worden opgenomen. Om dergelijke gegevens te kunnen berekenen zullen bepaalde maten bekend moeten zijn. Het meten hiervan is echter erg moeilijk. De informatie over nutriëntenspiralen is theoretisch onderbouwd en slechts eenmaal getoetst in de praktijk

### **6.3 Eutrofiëring van beken**

Veel Nederlandse beeksystemen staan onder invloed van een hoge nutriëntentoevoer als gevolg van intensieve landbouw in het stroomgebied. Overvloedige bemesting zorgt voor oppervlakkige afspoeling van nutriënten naar het water en voor een verhoging van nutriëntenconcentraties in oppervlakkig en uiteindelijk diep grondwater. Daarnaast verandert de aard van de nutriënten in een beek door verandering van vegetatie in het stroomgebied (landbouwgewassen in plaats van de natuurlijke vegetatie, meestal bos en soms heide of veen).

De toename van toevoer van nutriënten naar beken heeft effect op processen in de beek en op de levensgemeenschap. Eutrofiëring in beken en rivieren kan leiden tot:

- Verhoogde primaire productie, bijvoorbeeld overmatige algenbloei;
- Verhoogde afbraaksnelheid van organisch materiaal;
- Zuurstoftekort;
- Verandering in samenstelling van de 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 gebiedsgericht normen te kunnen stellen voor nutriëntengehalten en -belastingen in beken is het noodzakelijk te weten welke processen beïnvloed worden door veranderingen in nutriëntengehalten en -toevoer en andersom. De processen in beken 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 aanvoer 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.

## 6.4 Nutriëntennormering voor beken

### Inleiding

Voor een gebiedsgerichte normering spelen twee vragen een centrale rol:

1. Wat is het belang van stikstof en fosfor op eutrofiëringsverschijnselen in beken?
2. Wat zijn de te verwachten effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting?

Uit de voorgaande paragraaf blijkt dat nutriënten van belang zijn in bekeecosystemen.

Wijzigingen in de belasting of concentratie van stikstof en fosfor leveren wijzigingen op in het bekeecosysteem. Echter hierbij spelen twee vragen:

1. Zijn er grens- of drempelwaarden in de stikstof- en of fosforconcentratie waarbij het bekeecosysteem duidelijke wijzigingen ondergaat en het functioneren verandert en zijn deze waarden bekend?
2. Wat is het belang van wijzigingen in de nutriëntenconcentraties in een bekeecosysteem ten opzichte van de toestand van de factoren die samenhangen met de hydromorfologie van het systeem?

De eerste vraag bleek met behulp van literatuuronderzoek niet op te lossen. Op de tweede vraag wordt nader ingegaan in hoofdstuk 6.5.

### Berekeningswijze

Voor het stellen van normen voor nutriënten in stromende wateren is gebruik gemaakt van zeven datasets (tabel 6.1):

1. Reeds bestaande regionale normen voor beken genoemd in rapporten (1 dataset: NI-normen) (referenties in Verdonschot *et al.*, 2002);
2. Meetwaarden van nagenoeg natuurlijke beken in Nederland (3 datasets: NI-STORA, NI-19 nagenoeg natuurlijke beken en NI-bekentypologie);
3. Meetwaarden van (nagenoeg) natuurlijke stromende wateren in het buitenland (3 datasets: Polen, Duitsland, Denemarken).

Per dataset is de 10-percentiel en de mediaan van de concentraties van de betreffende stoffen berekend (Verdonschot, Nijboer en Higler, 2001). Vervolgens zijn het totale tien-percentiel en de totale mediaan (van zowel de 10-percentielen als de medianen over alle datasets tezamen) bepaald en in tabellen weergegeven om een indruk te geven van de verscheidenheid in de dataset. Het **10-percentiel van de 10-percentielen** is gekozen als '*natuurwaarde*'. Deze

natuurwaarde heeft betrekking op de natuurlijke toestand van betreffend systeem (inclusief het stroomgebied of de waterbeheerseenheid) en gaat ervan uit dat de functie van het water natuur is. In Verdonschot, Nijboer en Higler (2001) wordt de dataset nog verder uitgespitst naar boven-, midden- en benedenlopen van het beekstelsysteem.

Er is voor deze rekenkundige benadering gekozen omdat:

1. Kennis over de vertaling van de onderliggende processen in concentraties ontbreekt
2. Kennis over grenswaarden waarbij ecologisch relevante veranderingen optreden ontbreekt
3. Gegevens van langjarige meetreeksen met een hoge meetfrequentie in natuurlijke systemen ontbreken.

***Er is dus zeer weinig bekend over de effecten van verhoogde nutriëntenconcentraties in Nederlandse beken.*** Buitenlands onderzoek heeft uitgewezen dat effecten wel degelijk optreden, ook al bij lichte verhoging van concentraties. De effecten zijn echter mede afhankelijk van de lokale omstandigheden van de beek, zoals beschaduwing, dimensies en aanwezige organismen (Nijboer, 2001). Alle recente metingen zijn afkomstig uit nagenoeg natuurlijke tot halfnatuurlijke beeksystemen. Deze beeksystemen representeren de best beschikbare maar niet de daadwerkelijk natuurlijke toestand. Waarschijnlijk zijn de meeste locaties minimaal in geringe mate beïnvloed. Daarom schatten we in dat de 10-percentiel, als zeer strenge maat (bijvoorbeeld in tegenstelling tot de iets ruimere 25-percentiel gebruikt door Peeters en Gardeniers (1998), het dichtst de natuurlijke waarde zal benaderen. Een wetenschappelijke onderbouwing is hier niet voor te geven maar zolang niet aangetoond is dat hogere nutriëntengehalten niet nadelig zijn voor de levensgemeenschap is het beter met normering aan de veilige kant te zitten. ***Herstel is veel en veel moeilijker dan verstoring en herstel duurt veel langer naarmate een systeem erger verstoord is.*** Het moet dus, uit het oogpunt van natuurbehoud, voorkomen worden dat beken die nu nog in goede staat zijn (verder) verstoord worden. Als de norm niet streng genoeg is, is het risico hoger dat soorten die gebonden zijn aan natuurlijke beken in Nederland uitsterven. Het was niet mogelijk om een bandbreedte te hanteren, omdat de database daarvoor ongeschikt was, en de keus ervan te subjectief zou zijn. Bovendien kunnen de effecten van een bandbreedte en de verschillende mogelijkheden daarbinnen niet onderbouwd worden.

De op deze wijze verkregen 'normen' voor beken worden vergeleken met de ranges die worden genoemd in de referentietypen uit het Aquatisch Supplement, met bestaande Nederlandse normen en met een, in het verleden op meetwaarden gebaseerde, classificatie in saprobiëklassen. Tenslotte is ook een vergelijking met enkele buitenlandse normen uitgevoerd.

### **Keuze van stoffen**

De belangrijkste nutriënten zijn stikstof en fosfaat. In beken is gebleken dat in de meeste situaties fosfaat het limiterende nutriënt is voor algengroei. Echter, stikstof is zeker van belang, vooral als er zoveel fosfor in het beekwater aanwezig is dat het niet meer limiterend is.

Fosfaat heeft pas effect op de levensgemeenschap als het voorkomt in bio-beschikbare vorm. Dit is de opgeloste vorm die door organismen kan worden opgenomen en gebruikt. Doordat het opneembare fosfaat wordt opgenomen en weer afgegeven wordt, is verstoring (overmatige concentratie) vaak niet meetbaar. In meerdere onderzoeken is aangetoond dat het beter is om normering te richten op totaal-fosfaat. Deze fractie omvat alle fosfaten zowel in beschikbare als in gebonden vorm. Dit betekent dat het fosfaat dat op het moment nog gebonden is aan bijvoorbeeld bodemdeeltjes, maar later vrij kan komen en kan worden opgenomen door organismen, ook wordt meegenomen. Er is altijd uitwisseling van fosfaat in gebonden vorm met fosfaat in opgeloste vorm (Nijboer, 2001). Normering van alleen totaal-fosfaat volstaat dus.

Wat betreft stikstof is normering ingewikkelder. Stikstof bindt zich in tegenstelling tot fosfaat in veel mindere mate aan bodemdeeltjes zodat het minder belangrijk is hoeveel zich nog in niet-beschikbare vorm bevindt. De twee verschillende stikstofvormen, namelijk nitraat en ammonium zijn indicatoren voor verschillende typen verstoring en ze hebben invloed op verschillende processen in de beek. Een hoog ammoniumgehalte duidt op een grote hoeveelheid organisch materiaal in de beek. Het kan een aanwijzing zijn voor organische belasting (als gevolg van rioolwateroverstort of effluent van een zuiveringsinstallatie). Nitraatbelasting vindt meestal plaats via het grondwater. De beken die liggen op de Nederlandse pleistocene zandgronden zijn onderhevig aan hoge nitraatconcentraties afkomstig van bemesting van weilanden en akkers. Dierlijke mest bevat veel ammonium dat in de bovenste laag van de bodem wordt omgezet in nitraat. Kunstmest kan naast organische stikstofverbindingen ook nitraat bevatten. Nitraat spoelt uit naar het grondwater. Het is een stof die zich nauwelijks bindt aan bodemdeeltjes. Via het grondwater komt het nitraat in de beek terecht. Nitraat wordt opgenomen door autotrofe organismen, zoals algen en waterplanten (Nijboer, 2001). Omdat beide stoffen andere verstoringen aanduiden en andere processen beïnvloeden zijn ze beide in normering van belang. Een andere vaak gemeten variabele is totaal stikstof. Dit is een minder geschikte variabele om in normering te gebruiken, omdat hierbij niet duidelijk is wat het type verstoring is en waar in het systeem de grootste effecten te verwachten zijn. Daarnaast zijn er te weinig meetwaarden om een uitspraak over totaal-stikstof te kunnen doen. Ter informatie is deze variabele nog wel opgenomen.

### Totaal fosfaat

Een samenvattend overzicht voor totaal-fosfaat, gebaseerd op de 10-percentiel en de mediaan van alle zeven beschikbare getallenreeksen, is gegeven in tabel 6.1.

De spreiding in totaal-fosfaat is groot. **Voor fosfor (totaal-fosfaat) is de natuurwaarde 0.022 mg P l<sup>-1</sup>.**

*Tabel 6.1. Samenvatting van 10-percentielen en medianen van alle zeven beschikbare getallenreeksen voor totaal-fosfaat (NI-normen=bestaande normen in Nederland, NI-STORA=meetwaarden nutriënten in het STORA onderzoek, NI-19 beken=meetwaarden van 19 nagenoeg natuurlijke beken in Nederland, NI-bekentypologie=meetwaarden van beken in enkele nagenoeg natuurlijke beektypen, D en P=meetwaarden in (nagenoeg) natuurlijke beken in respectievelijk Duitsland en Polen; Verdonschot, Nijboer en Higler, 2001).*

getallenreeks t-P (mg P l <sup>-1</sup> )	NI-normen	NI- STORA	NI- 19 beken	NI-beken- typologie	D	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
10-perc. per dataset	0.165	0.0205	0.024	0.036	0.096	0.072	0.022	0.054
mediaan per dataset	0.300	0.0475	0.070	0.100	0.189	0.440	0.059	0.145

### Ammonium

Een samenvattend overzicht voor ammonium, gebaseerd op de 10-percentiel en de mediaan van alle zeven beschikbare getallenreeksen, is gegeven in tabel 6.2.

De bepaalde natuurwaarde voor ammonium komt neer op 0.02 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N l<sup>-1</sup>.

De waarden in Duitsland en Polen duiden op oligosaprobe omstandigheden, terwijl die in Denemarken daar nog ver onder liggen. De Nederlandse waarden zijn vergelijkbaar met de Duitse en Poolse. Ammonium is in de Aquatisch Supplement-referentietypen opgenomen als oligosaproob in de zwak zure beektypen en als β-mesosaproob in alle andere beektypen. De buitenlandse normen verschillen van 0.015, 0.2, 0.4, 0.5 tot 3.0 mg N l<sup>-1</sup>. De laatste norm betreft kleinere stromende wateren, de overige normen hebben betrekking op rivieren.

Tabel 6.2. Samenvatting van 10-percentielen en medianen van alle zeven beschikbare getallenreeksen voor ammonium (verdere informatie datasets, zie tabel 6.1).

getallenreeks $\text{NH}_4^+$ (mg N l <sup>-1</sup> )	Nl-normen	Nl-STORA	Nl- 19 beken	Nl-beken- typologie	D	De	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
10-perc. per dataset	0.18	0.06	0.03	0.08	0.07	0.00	0.06	0.02	0.06
mediaan per dataset	0.30	0.11	0.11	0.10	0.10	0.03	0.10	0.07	0.10

**De natuurwaarde voor ammonium is 0.02 mg  $\text{NH}_4^+$ -N l<sup>-1</sup>**

De waarden in tabel 6.2 liggen alle beduidend lager dan de buitenlandse normen.

Vermoedelijk zijn de waarden voor ammonium in tabel 6.2 te streng en dient ammonium ruimer te worden genormeerd. De vroegere IMP 80-84 norm voor ammonium + ammoniak bedroeg minder dan 1.0 mg  $\text{NH}_4^+$ -N l<sup>-1</sup>. Deze norm is ook hoger dan de in tabel 6.6 en 6.7 berekende waarden.

### Nitraat

De spreiding in nitraat is erg ruim (tabel 6.3). Opvallend zijn de lagere Poolse waarden ten opzichte van de Duitse en de Nederlandse. Waarschijnlijk is nitraat de variabele die het sterkst toeneemt bij meer intensieve landbouwkundige bedrijfsvoering. In Nederland liggen de waarden van nitraat over het algemeen, juist in de periode 1998-2000 (NI-19 beken), erg gespreid.

Tabel 6.3. Samenvatting van 10-percentielen en medianen van alle zeven beschikbare getallenreeksen voor (verdere informatie datasets, zie tabel 6.1).

getallenreeks $\text{NO}_3^-$ (mg N l <sup>-1</sup> )	Nl- normen	Nl- STORA	Nl- 19 beken	Nl-beken- typologie	D	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
10-perc. per dataset	0.90	0.19	0.83	0.50	(4.40)*	0.40	0.28	0.50
mediaan per dataset	3.30	4.01	2.51	1.60	(5.65)*	0.90	1.18	2.51

\* niet in de berekening betrokken

De buitenlandse norm voor nitraat van 0.1 mgN l<sup>-1</sup> (Hamm, 1991) is ten opzichte van de gevonden getallen laag te noemen. **Het 10-percentiel van de 10-percentielen, de natuurwaarde, bedraagt 0.28 mg  $\text{NO}_3^-$ -N l<sup>-1</sup>.**

### Overige stoffen

Ter informatie is een samenvattend overzicht voor nutriënten (in andere eenheden uitgedrukt) en zuurstof, gebaseerd op de 10-percentiel en de mediaan van alle zeven beschikbare getallenreeksen weergegeven in tabel 6.4.

De waarden voor zuurstof zijn indicatief bedoeld. De IMP 80-84 leidraadnorm voor zuurstof is > 5 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> evenals het MTR in de 4<sup>de</sup> Nota Waterhuishouding. Het lijkt erop dat de zuurstofnorm voor beken iets scherper mag worden gesteld.

## 6.5 Nutriëntennormering in relatie tot andere factoren

Het is te verwachten dat de hierboven aangegeven waarden in ieder geval aan de veilige kant zitten. Ruimere marges leiden snel tot eutrofiëringseffecten, daar veldmetingen in nauwelijks beïnvloede beeksystemen toch aanwijzingen geven van verandering in het beekecosysteem. De belangrijkste normen zijn die voor totaal fosfaat, ammonium en nitraat.

Tabel 6.4. Samenvatting van 10-percentielen en medianen van alle zeven beschikbare getallenreeksen voor de overige nutriënten en zuurstof (verdere informatie datasets, zie tabel 6.1).

stof	getallenreeks	NI-normen	NI-STORA	NI-19 beken	NI- beken-typologie	D	De	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
O <sub>2</sub> (min.)	10-perc. per dataset	5.3	9.7		5.9	9.2		7.6	5.5	7.6
	mediaan per dataset	6.0	9.8		7.8	9.7		9.2	6.7	9.2
O <sub>2</sub> (max.)	10-perc. per dataset	7.5								
	mediaan per dataset	11.0								
O <sub>2</sub> [%]	10-perc. per dataset		86			89		69		
	mediaan per dataset		88			96		76		
BOD <sub>5</sub> [mg l <sup>-1</sup> ]	10-perc. per dataset		1.0		0.8	1.4	0.5	1.6	0.6	1.0
	mediaan per dataset		1.0		1.2	2.6	1.2	2.2	1.1	1.2
Nkj (10-perc)	10-perc. per dataset				0.59					
	mediaan per dataset				1.09					
t-N (10-perc)	10-perc. per dataset				2.8					
	mediaan per dataset				4.6					
NO <sub>2</sub> [mg l <sup>-1</sup> ]	10-perc. per dataset			0.002		0.015				
	mediaan per dataset			0.020		0.050				

Aanvullend kunnen normen gebruikt worden voor ortho-fosfaat, totaal stikstof, zuurstof en het bio-chemisch zuurstofverbruik (BZV).

Nutriënten zijn zeker van belang, zelfs in stromende wateren, maar andere factoren spelen eveneens een grote rol. Het verlagen van nutriëntengehalten heeft optimaal effect als ook andere factoren in een beek optimaal zijn. Vaak gaan eutrofiëring en morfologische verstoring hand in hand. Tot op heden is in laaglandbeken geen gericht onderzoek gedaan naar de respons van het beekecosysteem op toenemende belasting met stikstof en/of fosfor. De aandacht is steeds uitgegaan naar de hydro-morfologie van de beek. Eutrofiëring kwam meestal niet alleen. Daar waar beken meer nutriënten ontvingen, was ook steeds sprake van veranderingen in het waterhuishoudkundige systeem ten behoeve van de heersende gebruiksfunctie (voornamelijk landbouw met de hiermee gepaard gaande normalisaties, regulaties en kanalisaties).

Het effect van een verhoogd nutriëntengehalte is op trajectniveau vaak groter als de stroomsnelheid laag is. Dit betekent dat de effecten groter zullen zijn in rechtgetrokken, diepere, gestuwde beken dan in natuurlijk meanderende beken. Het effect van eutrofiëring op de levensgemeenschap hangt nauw samen met de stroomsnelheid en het zuurstofgehalte.

Andersom is moeilijk te voorspellen of het verlagen van het nutriëntengehalte in een genormaliseerde rechtgetrokken beek een groter of kleiner effect heeft dan het verlagen van het nutriëntengehalte in een natuurlijke meanderende beek. Enerzijds kan gesteld worden dat in de morfologisch aangetaste beek andere factoren nog steeds niet verbeterd zijn, zoals de stroomsnelheid, maar anderzijds kan het verlagen van het nutriëntengehalte leiden tot een betere zuurstofhuishouding. In een natuurlijke beek was het effect minder sterk, dus zal na verbetering ook minder verandering optreden. Wel leidt het verlagen van nutriëntengehalten in dergelijke systemen, die verder optimaal zijn, tot het bereiken van de referentiesituatie. Dit laatste is natuurlijk het uiteindelijke doel van natuurbeleid en –beheer.

Het is dan ook van groot belang voor beekherstel om het systeem als geheel te beschouwen en alle nodige maatregelen samen uit te voeren. Het gaat om een systeembenadering, niet om een variabele gerichte benadering! In hoofdstuk 6.7 wordt nader ingegaan op maatregelen.



## 6.6 Ontwikkeling van een gebiedsgericht instrument

Om een gebiedsgericht instrument te bouwen voor de voorspelling van het effect van nutriënten in een stroomgebied of beek is het noodzakelijk **gegevens van de beek** te verzamelen zoals:

- Beschaduwing;
- Dimensies;
- Frequentie en duur van inundatie;
- Stroomsnelheid;
- Afvoerdynamiek.

Vervolgens moet bekend zijn hoeveel nutriënten in de beek terechtkomen (**nutriënteninput**). Dit wordt bepaald door kenmerken van het stroomgebied en het landgebruik. De input kan gemeten worden aan de hand van de volgende factoren:

- De input van detritus en de mate en snelheid van detritusafbraak;
- De input van organische nutriënten van antropogene herkomst (organische belasting);
- De input van anorganische nutriënten;
- De mate en snelheid van primaire productie;
- De ratio productie:respiratie;
- De limiterende factor voor de productie.

De retentie van nutriënten in een beektraject bepaalt de hoeveelheid nutriënten ter plekke en stroomafwaarts. Het **transport van nutriënten** kan bepaald worden met behulp van de volgende factoren:

- De aanwezigheid van structuren in de beek;
- De opname van nutriënten gedurende het transport door biota of fysisch/chemisch;
- De retentie van nutriënten in het systeem (organisch of anorganisch);
- De afgifte van nutriënten naar de waterkolom;
- Het transport van organisch materiaal (grof, fijn en opgelost);
- Het transport van nutriënten en organisch materiaal (vracht);
- De spiraallengte (opnamelengte en afstand in biota).

Ten slotte speelt de **afvoer van nutriënten** vanuit het systeem naar land, lucht of andere wateren een rol:

- De hoeveelheid nutriënten die het systeem verlaat via bijvoorbeeld denitrificatie;
- De afvoer van nutriënten vanuit het traject.

Al deze factoren verschillen met het seizoen. Seizoensverschillen moeten in beeld gebracht worden door de gegevens per beek(traject) gedurende verschillende seizoenen te bepalen. Een belangrijke factor is, zoals hierboven al beschreven, de afvoer. Deze factor fluctueert deels afhankelijk van het seizoen maar verschilt ook sterk tussen beken (veel-weinig, constant-fluctuerend) en zal zeker als belangrijke factor in een instrument opgenomen moeten worden.

De bouw van een geschikt gebiedsspecifiek instrument om nutriëntengehalten en hun effecten op biota te voorspellen vraagt om een uitgebreide verzameling van gegevens. In een aantal voorbeeldbeken, waarvan een deel met constante afvoer en een deel met onregelmatige afvoer en een deel beschaduwd, zou uitgetoet moeten worden of de benodigde gegevens verzameld kunnen worden en of het mogelijk is met behulp van deze gegevens effecten te voorspellen.

## 6.7 Aanvullende maatregelen

De aantasting van beken en beekdalen is een gevolg van ingrepen van de mens ten behoeve van de gebruiksfunctie van het stroomgebied. Natuurbeheer en -ontwikkeling in beken vereisen een aanpak gericht op het gehele stroomgebied. Bescherming en herstel van beken en beekdalen is ook van belang voor de terrestrische natuur. Inrichtings- en beheersmaatregelen die de oorzaak van de problematiek aanpakken, hebben vanuit ecologisch oogpunt altijd de voorkeur. In het dicht bevolkte Nederland is dit echter niet altijd mogelijk. Wordt de nutriëntenproblematiek in beschouwing genomen dan is dat zeker een probleem. Daarnaast zijn de stoffen niet altijd de enige factoren die een bedreiging vormen voor het beekmilieu. Structuren en stromingskenmerken zijn ook van belang. Het effect van herstel van deze beide factorcomplexen kan in veel gevallen tot een ecologische groter rendement leiden. Dit betekent niet dat stoffen minder belangrijk zouden zijn, maar dat steeds naar een optimaal ecologisch rendement gezocht dient te worden. Het effect van eutrofiëring en daarmee van eutrofiëringsbestrijding hangt af van de kwaliteit van de andere kenmerken. Steeds moet gezocht worden naar maatregelen die de negatieve effecten op de natuur zo veel mogelijk opheffen. ***Maatregelen gericht op het langer vasthouden van water in het stroomgebied sorteren het grootste effect bij beekherstel.*** Hierbij kan bijvoorbeeld worden gedacht aan het opheffen van drainage, het verhogen van het drainageniveau of het aanleggen van retentiebekkens. Daarnaast is terugdringing van de toevoer van voedingsstoffen noodzakelijk. Vooral het terugdringen van de diffuse toevoer is van belang. Naast vermindering van bemesting kan de aanleg van bufferzones langs de beek positieve gevolgen voor de waterkwaliteit hebben. ***Herstelmaatregelen als hermeandering, verhoging van de beekbodem en aanplant van bomen versnellen het herstelproces*** (Van der Vlies, 1996; Verdonschot *et al.*, 1995).

Bij beken dringt zich steeds de vraag op naar het belang van nutriënten ten opzichte van het belang van andere factoren. Welk rendement levert een nutriëntenreductie op ten opzichte van een hydro-morfologische ingreep? Volgens het 5-S-model (Verdonschot *et al.*, 1995; de 5 kenmerken zijn Stroming, Structuur, Stoffen, Systeem, Soorten) staan de stoffen in de hiërarchie gelijk aan de stroming en de structuren. Echter de stoffen staan gerangschikt als derde naar belang in het beekstelsysteem functioneren ten opzichte van beide andere. De ervaring heeft geleerd dat de aanpak van sterke belasting (eutrofiëring en saprobiëring) grote ecologische effecten oogst. De eerste en tweede saneringsgolf van rioolafvalwaterzuivering hebben in geheel Europa tot een sterke verbetering van de beekwaterkwaliteit geleid. Een verder gaande verbetering van de waterkwaliteit is minder van belang voor het beekecosysteem maar van groot belang voor de beekwater ontvangende systemen (met andere woorden afwenteling kan grote consequenties hebben benedenstrooms). Zijn beken in verslechterde hydromorfologische toestand dan zal een hydromorfologische verbetering een ecologisch veel groter rendement oogsten dan een verdere verlaging van de nutriëntenlast. Momenteel verkeren veel Nederlandse laaglandbeken in een hydrologisch aangetaste toestand. De afvoerdynamiek is veel groter dan die in de natuurlijke toestand. Beekherstel is vooral gericht op de morfologie van de beeksystemen. Inzet van middelen op een verbetering van de waterhuishouding en verdergaande structuurverbetering (vrije meandering en het terug laten keren van de rol van hout in de vorming van het beekstelsysteem lijkt daarom van veel groter belang dan een nog verdere reductie van nutriënten. Een uitzondering hierop vormt het nitraatgehalte. In de meeste Nederlandse beeksystemen is nitraat een bijna exponentieel toenemende parameter die leidt tot sterke en versnelde verzuivering van brongebieden en moeraszones, naast nog onbekende effecten op de natuurlijke primaire productie op de beekbodem.

***Nader onderzoek naar de effecten van deze nitraatverhoging is zeer gewenst.***

## 6.8 Referenties

- Hamm A. 1991. Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Sankt Augustin : Academia Verlag, ISBN: 3-88345-380-3.
- Meinardi, C.R., 1974. De chemische samenstelling van het grondwater van de Veluwe. R.I.D.-mededeling 74-4. 47 pp.
- Nijboer R.C. 2001. Nutriënten in stromende wateren. Effecten van verrijking op de fysische, chemische en ecologische processen. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 332. 173 blz.
- Peeters E.T.H.M. en Gardeniers J.J.P. 1998. Aanzet tot gedifferentieerde grens- en streefwaarden voor nutriënten in regionale wateren. H<sub>2</sub>O 1998-2: 16-20.
- Verdonschot P.F.M. 2002. Nutriënten in stromende wateren. Een verkenning van ecologisch relevante hydrologische en hydraulische modelkenmerken. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport in prep.
- Verdonschot P.F.M., Nijboer R.C. en Higler L.W.G. 2002. Nutriënten in stromende wateren. Overzicht van normen. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport in prep.
- Verdonschot P.F.M. *et al.* 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, subgroep Beekherstel, WEW-06. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, STOWA 95-03, Utrecht. 1-236.
- Vlies M. van der 1996. Beken natuurlijk in beweging. Vogelbescherming Nederland, Zeist.



## 7. Grote zoete wateren

*Paul Boers (RIZA)*

- 0.05 à 0.06 mg P l<sup>-1</sup> (zomergemiddelde) is nodig voor ecologisch ‘gezonde’ grote rijkswateren.

### 7.1 Inleiding

De voedingsstoffen fosfor en stikstof zijn essentieel voor de groei van organismen. Echter, een overmaat kan leiden tot een overmatige groei van met name primaire producenten. Dit leidt tot waterkwaliteitsproblemen en achteruitgang van de natuurwaarden. De belangrijkste manier om deze problemen te verminderen is reductie van de emissies.

Normen in oppervlaktewateren zijn een belangrijke toetssteen. Recent zijn de vigerende normen voor nutriënten, MTR: 0.15 mg P l<sup>-1</sup> en 2.2 mg N l<sup>-1</sup> en streefwaarde 0.05 mg P l<sup>-1</sup> en 1 mg N l<sup>-1</sup>, alle als zomergemiddelde voor eutrofiëringsgevoelige wateren ter discussie komen te staan en wordt er gewerkt aan een stelsel van normen, gedifferentieerd naar watertype. Als onderdeel hiervan worden voor de belangrijkste grote wateren aparte normen afgeleid. Dit hoofdstuk is een beknopt overzicht van de overwegingen voor deze wateren. Stikstof is in een eerder rapport (De Vries *et al.*, 1998) reeds uitgebreid behandeld en komt hier daarom slechts summier aan de orde. Voor fosfor is dit niet het geval en wordt daarom wat uitgebreider besproken. Een achtergronddocument hierover is in voorbereiding (Boers *et al.*, 2002).

### 7.2 Methode

Voor een aantal grote wateren in Nederland worden streefconcentraties voor stikstof en fosfor afgeleid, uitgaande van aan stikstof of fosfor gerelateerde ecologische doelen. Voor meer details zie De Vries *et al.*, 1998.

De volgende systemen zijn bekeken: de Rijn en Maas, het IJsselmeer, het Volkerak en, als voorbeeld van een sterk door de Rijn beïnvloed regionaal watersysteem, het boezemsysteem van Friesland.

### 7.3 Resultaten voor fosfor

#### Rijn

De Rijn stroomt bij Lobith het land binnen. Een deel stroomt via de IJssel naar het IJsselmeer. Het grootste deel van het overige water verlaat bij Hoek van Holland en de Haringvlietsluizen het land en stroomt de Noordzee in. Op diverse plaatsen wordt 's zomers water uit de Rijn ingelaten om watertekorten aan te vullen. Ook uit het IJsselmeer wordt water ingelaten, met name in het Friese boezemsysteem. Het gemiddelde debiet van de Rijn bedraagt bij Lobith 2200 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>.

Het Nederlands deel van de Rijn is een traag stromende laaglandrivier. Het is het laatste deel van een 1220 km lange rivier. Het stroomgebied is 186.000 km<sup>2</sup> en strekt zich uit over Nederland, Duitsland, Zwitserland, Luxemburg en Frankrijk. Het stroomgebied is dichtbevolkt (ruim 50 miljoen inwoners) en in delen ervan vindt intensieve landbouw plaats. De hoogste fosforconcentraties werden gemeten in de zeventiger jaren met jaargemiddelde concentraties tot ca. 1 mg P l<sup>-1</sup>. Daarna daalden ze onder invloed van emissiebeperkende

maatregelen snel en liggen nu rond de 0.2 mg P l<sup>-1</sup>. De natuurlijke achtergrond wordt geschat op ca. 0.05 mg P l<sup>-1</sup>.

In de Rijn komen van tijd tot tijd hoge algenconcentraties voor, vooral bij lage afvoeren en in min of meer stagnante delen. Midden tachtiger jaren lagen de gemiddelde concentraties rond de 60 µg chlorofyl *a* l<sup>-1</sup>, thans zijn deze een factor 2 à 3 lager. Deze daling is niet het gevolg van de daling van de fosforgehalten, want deze waren en zijn niet groeibepkend. De oorzaken moeten eerder gezocht worden in verhoging van de predatie door zoöplankton ten gevolge van verbetering van de zuurstofconditie en daling van de belasting met microverontreinigingen. De huidige algendichtheden worden niet als een probleem ervaren. Een aantal jaren geleden heeft de IRC een 'Zielvorgabe' van 0.15 mg totaal-P l<sup>-1</sup> als jaargemiddelde vastgesteld. Deze is overgenomen van het toen nog voor alle wateren geldende Nederlandse MTR.

Verder zijn reducties van de fosforemissies van 50%, te realiseren in 1995, en van uiteindelijk 75% afgesproken. De 50% is (ruim) gehaald, de 75% is in 1999 en 2000 ook gerealiseerd. Tabel 7.1 geeft een overzicht van de verschillende doelen voor de Rijn.

*Tabel 7.1. Overzicht van de verschillende doelen voor fosforconcentraties in de Rijn*

	fosforconcentratie Rijn (mg P l <sup>-1</sup> )
natuurlijke achtergrond	0.05
Zielvorgabe	0.15
gemiddelde 1985	0.62
gemiddelde 2000	0.18
50% emissiereductie	0.34
75% emissiereductie	0.19

## **Maas**

De Maas is een regenrivier die bij Eijsden het land binnenstroomt.

De Internationale Commissie voor bescherming van de Maas (ICBM) heeft eind 2001 een aantal basiskwaliteitswaarden voor de Maas vastgesteld. De Commissie tekent daarbij met nadruk aan dat deze waarden indicatieve toetswaarden betreffen, die een eerste evaluatie van de waterkwaliteit mogelijk maken. Ze brengen, tenzij daarover specifieke besluiten worden genomen, geen verplichtingen voor de partijen in het kader van de ICBM met zich mee. De basiskwaliteitswaarden worden duidelijk onderscheiden van de basiskwaliteitsnormen en de streefdoelen, die eveneens in het kader van de ICBM moeten worden vastgesteld. Onder basiskwaliteit wordt hier verstaan een zodanige kwaliteit dat er een basis is voor een evenwichtig ecologisch leven. Deze basiskwaliteitswaarden zijn indicatieve toetswaarden met een voorlopige status. In overeenstemming met de gewoonte bij de meeste leden van de ICBM zijn het algemeen zijn 90-percentielwaarden vastgesteld. De in Nederland voor de meeste eutrofiëringsparameters meer gebruikelijke zomer- of jaargemiddelden liggen 25 à 40 % lager. Tabel 7.2 geeft een overzicht van de aan eutrofiëring gerelateerde parameters.

Tabel 7. 2. Overzicht van in de ICBM vastgestelde basiskwaliteitswaarden voor aan eutrofiëring gerelateerde parameters. P = percentiel.

STOFFEN, PARAMETERS	VOORSTEL Basiskwaliteitswaarden
<b>Algemene parameters</b>	
opgeloste zuurstof	P10 = 6 mg l <sup>-1</sup>
zuurstofverzadiging	P10 = 70%
pH	P10 – P 90 = 7.0 à 8.5
chlorofyl-a	P90 = 60 µg l <sup>-1</sup>
organische stoffen	
biochemisch zuurstofverbruik (BZV <sub>5</sub> )	P90 = 6 mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>
chemisch zuurstofverbruik (CZV)	P90 = 30 mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>
DOC	P90 = 7 mg C l <sup>-1</sup>
<b>Vermestende stoffen</b>	
totaal fosfor	P90 = 0.3 mg P l <sup>-1</sup>
orthofosfaat	
totaal stikstof	P90 = 10 mg N l <sup>-1</sup>
Kjeldahl stikstof	P90 = 4 mg N l <sup>-1</sup>
ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	P90 = 0.5 mg N l <sup>-1</sup>
ammoniak (NH <sub>3</sub> )	P90 = 0.02 mg N l <sup>-1</sup>
nitriet (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N)	P90 = 0.12 mg N l <sup>-1</sup>
nitraat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)	P90 = 5 mg N l <sup>-1</sup>

## IJsselmeer

Het IJsselmeer is een groot, ondiep bekken, ontstaan na aanleg van de Afsluitdijk en later verkleind door inpoldering en de aanleg van de Markermeerdijk. Het meer kent een aantal eutrofiëringsverschijnselen: de gemiddelde algenbiomassa schommelt rond de 80 µg chlorofyl a l<sup>-1</sup> en het doorzicht rond de 0,5 m. Regelmatig zijn er uitgebreide drijfslagen van de toxinevormende cyanobacterie *Microcystis*, met name in het Noordelijk deel. Daar is de laatste 15 jaar geen verandering in gekomen. Van de andere kant is het meer zeer productief en verschaft voedsel aan grote hoeveelheden trekvogels.

De fosforgehalten bereiken net als in de Rijn hun hoogtepunt in de 70-er jaren met waarden rond de 0.4 mg P l<sup>-1</sup>. In de 80er en begin 90er jaren zijn ze aanzienlijk gedaald en schommelen al een tiental jaren rond de 0.12 mg P l<sup>-1</sup>. Deze waarden zijn nog niet groeibeperkend.

Zo'n 70% van de fosforbelasting van het IJsselmeer in afkomstig van de IJssel en daarmee van de Rijn. De drastische daling van de fosforconcentratie in de Rijn is dan ook grotendeels verantwoordelijk voor de daling van de fosforconcentratie in het IJsselmeer.

Voor het IJsselmeer zijn de volgende doelen vastgesteld ( BPN 1997):

- De streefwaarde voor P is gelijkgesteld aan de streefwaarde uit het concept van de Evaluatie nota water (1993) van 0.05 mg P l<sup>-1</sup>.
- Het streefbeeld 2040 voor ecologie is: het terugdringen van dominantie van blauwalgen en het niet meer voorkomen van drijfslagen. In het BPN wordt hierbij geen fosforconcentratie genoemd. Volgens de 4e Eutrofiëringsenquête zou voor dit doel een fosforconcentratie van 0.06 mg P l<sup>-1</sup> nodig zijn. Het BPN wordt momenteel herzien. De laatste tijd wordt er door sommigen op gewezen dat bij dergelijke fosforconcentraties de productiviteit van het meer terugloopt en daarmee de draagkracht voor vogels en vis zal

afnemen (Lammens, 1999). Deze veronderstelling dient echter nog nader te worden getoetst.

Een ander doel zou kunnen zijn herstel van de natuurlijke fosfaatlimitatie voor de algen. Volgens modelberekeningen wordt dit bereikt bij een concentratie van ongeveer 0,08 mg P l<sup>-1</sup> in het IJsselmeer (Lammens, 1999).

De verschillende streefbeelden en daarvan afgeleide fosforconcentraties zijn samengevat in tabel 7.3.

Tabel 7.3. verschillende streefbeelden voor het IJsselmeer

streefbeeld	P in IJsselmeer (mg P l <sup>-1</sup> )
huidige situatie	0.12
geen drijfslagen	0.06
terugkeer naar P-limitatie	0.08

### Veluwerandmeren

De Veluwerandmeren zijn een reeks ondiepe (ca 1.5 m) meren, gelegen tussen de Veluwe en de Flevopolders. Al deze meren kenden onmiddellijk na hun ontstaan enkele jaren met helder water en waterplanten en sloegen daarna om naar zeer troebel water met algendichtheden van boven de 200 µg chlorofyl *a* per liter. Deze omslag vond plaats bij fosforconcentraties van circa 0.15 mg P l<sup>-1</sup>, het huidige MTR. In al deze meren zijn sinds de 70-er jaren diverse maatregelen genomen om weer een toestand met helder water en waterplanten te bereiken.

De voornaamste maatregelen waren gericht op verregaande vermindering van de fosforbelasting uit de RWZI's van Harderwijk en Elburg. Daarnaast is het Veluwemeer doorgespoeld met fosfor-arm water uit de Flevopolders en is in het Wolderwijd visstandbeheer uitgevoerd. Na aanvankelijk beperkte effecten van de maatregelen trad halverwege de 90-er jaren een snel herstel op. Het doorzicht steeg tot ca 1 meter, de algendichtheden daalden tot ca. 10 µg chlorofyl *a* l<sup>-1</sup>, de bodem was weer grotendeels bedekt met waterplanten en de oorspronkelijk aanwezige watervogels keerden weer terug. Dit herstel trad op bij fosforconcentraties van ca. 0.05 mg P l<sup>-1</sup>. Volgens modelberekeningen is de huidige heldere toestand stabiel bij concentraties tot 0.1 mg P l<sup>-1</sup> (Hosper, 1997; Meijer en Hosper, 1997; Meijer *et al.*, 1999). De landelijke streefwaarde voor P is deels gebaseerd op de ervaringen in deze meren.

De fosforbelasting op de Veluwerandmeren is deels afkomstig van RWZI's, deels van de landbouw. Een deel van deze laatste fosforbelasting wordt met vele kleine beekjes aangevoerd vanaf de Veluwe, een ander deel is afkomstig van de Flevopolders. De verdeling tussen de verschillende bronnen verschilt per meer, en bedraagt gemiddeld ca 50%.

### Volkerak

Het Volkerak is in 1987 ontstaan door afdamming van de Oosterschelde. Het is een groot (45 km<sup>2</sup>) en vrij ondiep (5,2 m) meer. Na enkele jaren met helder water en lage algendichtheden namen de algendichtheden begin negentiger jaren toe en namen tevens de overlast van drijfslagen met *Microcystis* toe. De zichtdiepte nam af. De fosforconcentraties lijken na een aanvankelijke daling de laatste jaren weer wat toe te nemen. De algenbiomassa bedroeg in 2000 bijna 60 µg chlorofyl *a* l<sup>-1</sup>, het doorzicht een meter en de fosforconcentratie ca. 0,15 mg P l<sup>-1</sup>. Naar verwachting kunnen bij gelijkblijvende fosforconcentraties de algendichtheden verder toenemen en de zichtdiepte verder afnemen.

De fosforbelasting van het Volkerak is voor een deel afkomstig van inlaat van water uit het Hollands Diep en daarmee (grotendeels) uit de Rijn. Daarnaast is met name de fosforvrucht van enkele Brabantse riviertjes belangrijk. Het beheer van het Volkerak is gericht op

minimalisering van de inlaat van water uit het Hollands Diep. Desondanks varieert het aandeel van de riviertjes in de fosforbelasting sterk en hangt met name af van de weersomstandigheden.

Voor het Volkerak is een streefbeeld van een schoon en helder watersysteem vastgesteld. Voor de korte termijn is één van de belangrijkste doelen het doorbreken van de jaarlijks terugkerende overlast van *Microcystis*. Daarnaast geldt voor de lange termijn dat het meer stabiel en duurzaam moet functioneren.

Voor het doorbreken van de overlast van *Microcystis* en het verkrijgen van stabiel helder water zijn fosforconcentraties van 0.05 à 0.06 mg P l<sup>-1</sup> vereist.

### **Friese Boezem**

Op veel plaatsen in Nederland wordt 's zomers Rijnwater ingelaten om watertekorten aan te vullen. Ten behoeve van deze notitie is het boezemsysteem van Friesland als voorbeeld genomen. 's Zomers wordt IJsselmeerwater ingelaten bij Lemmer. Dit water wordt door het hele boezemgebied getransporteerd en deels doorgevoerd naar Drenthe. In de winter beweegt het water de andere kant op en worden de overschotten, met name afkomstig uit de poldergebieden uitgemalen op het IJsselmeer en de Waddenzee.

Er zijn verschillende model- en balansstudies uitgevoerd voor dit boezemgebied, die een beeld geven van het aandeel van het IJsselmeer water in de fosforbalans en daarmee in de fosforgehalten in het boezemsysteem.

De ingelaten hoeveelheid water varieert sterk van jaar tot jaar en ligt de laatste jaren meestal tussen de 150 en 300 miljoen m<sup>3</sup> per zomer.

De totale fosforbelasting op het boezemsysteem in de zomer is de afgelopen jaren sterk afgenomen. Deze bedroeg 400-450 ton P/zomer in het begin van de jaren tachtig en is afgenomen tot ca 200 ton/zomer rond 1995. Het gemiddelde aandeel van IJsselmeerwater bedroeg zo'n 20% en is nu 10 à 15%. De overige bronnen zijn polderwater (gemiddeld ca. 150 ton/zomer, zonder duidelijke trend) en RWZI's binnen de provincie (gedaald van ruim 200 ton/zomer tot ca. 75 ton/zomer).

Deze getallen zijn gemiddelden voor het gehele boezemsysteem en kunnen van meer tot meer sterk variëren.

Ten gevolge van de vermindering van de belastingen zijn de fosfor- en chlorofyl-a concentraties gedaald met 4.4 resp. 6.4% per jaar en is het doorzicht toegenomen met 2.3% per jaar. De gemiddelden over de periode 1981-1996 bedragen 0.26 mg P l<sup>-1</sup>, 92 µg chlorofyl *a* l<sup>-1</sup> en 0.30 m.

De doelstelling voor de Friese boezemmeren is het realiseren van ecologisch gezonde ecosystemen, dat wil zeggen heldere plantenrijke watersystemen met een soortenrijke visstand (Veeningen, 1998). Een doorzicht van 0,4 m wordt gezien als een beginpunt. Bij een ecologisch gezond ecosysteem past de streefwaarde van 0.05 mg P l<sup>-1</sup>. Volgens berekeningen van Waterschap Friesland wordt een doorzicht van 0,4 m bereikt bij 50 µg chlorofyl *a* l<sup>-1</sup>, hetgeen weer overeenkomt met 0.05 à 0.07 mg P l<sup>-1</sup> (Portielje en Van der Molen, 1998).

## **7.4 Resultaten voor stikstof**

### **IJsselmeer**

Fosfaat is van nature de voornaamste groeibeperkende factor voor algen in zoete meren en dus ook in het IJsselmeer. Er zijn wel aanwijzingen dat het ontstaan van blauwalgen mogelijk gerelateerd is aan stikstof, maar daarbij gaat het om stikstofbindende blauwwieren. Daarmee is het belangrijkste aan stikstof gerelateerde ecologische doel voor dit meer: geen dominantie van blauwalgen.



**De Rijn:**

Algen groei komt regelmatig voor in de Rijn. Deze wordt echter niet zozeer door stikstof maar door fosfaat en hydrodynamische factoren bepaald. De voornaamste aan stikstof gerelateerde doelen voor de Rijn zijn:

- 1 Natuurlijke N/P verhoudingen in de rivier;
- 2 N-beperkte algengroei in de rivier;
- 3 50% reductie van de stikstofemissies naar de rivier.

**Samenvattend:**

De kwaliteitsdoelstellingen voor totaal N in de Rijn, nodig om bovenstaande streefbeelden te realiseren en de bijbehorende globale reducties van de emissies bij meetstation Lobith (concentratie in 1985 5.5 mg N l<sup>-1</sup>; concentratie in 1995 5.2 mg N l<sup>-1</sup>; achtergrond 0.6 mg N l<sup>-1</sup>) zijn in tabel 7.4. samengevat.

De afgeleide streefwaarden voor totaal-N in de Rijn variëren van 0.6 tot 3.0 mg N l<sup>-1</sup>. Wat betreft de Rijn zelf, lijkt een terugkeer naar natuurlijke N/P verhoudingen van ongeveer 13 g/g, het belangrijkste doel voor stikstof te zijn. Samen met de reeds vastgestelde Zielvorgabe voor fosfaat van 0.15 mg P l<sup>-1</sup> resulteert dit in een streefwaarde van 1.9 mg N l<sup>-1</sup>. Voor het IJsselmeer zijn het voorkomen van dominantie van blauwalgen en productie van toxische stoffen de belangrijkste doelen voor stikstof. Hoewel er geen overtuigend bewijs voorhanden is, lijkt de terugkeer naar natuurlijke N/P verhoudingen (ongeveer 13 g/g) in het meer de beste waarborg te zijn tegen het optreden van deze problemen. Dit resulteert een streefwaarde van 1.4 mg N l<sup>-1</sup>.

Zoals is aangegeven in hoofdstuk 3 en hierboven is fosfor, en niet stikstof, van nature de beperkende factor voor algengroei in zoete wateren. Daarom zijn de getallen voor stikstof niet goed te onderbouwen.

*Tabel 7.4. Samenvattende tabel; van afgeleide stikstofconcentraties en bijbehorende ecologische doelstellingen.*

streefbeeld	Rijn	IJssel meer
<b><i>IJsselmeer</i></b>		
geen dominantie van blauwalgen		1.0
<b><i>Rijn</i></b>		
natuurlijke N/P verhouding (0.15 mg totaal-P l <sup>-1</sup> )	1.9	
N-beperkte algengroei in rivier Rijn	1.0	
50% vermindering van emissies	2.7-3.0	

## 7.5 Referenties

- Boers, P.C.M., *et al.*, 2002. Streefwaarden voor fosfor in de grote zoete wateren. RIZA nota in voorbereiding.
- Hosper, S.H., 1997. Clearing Lakes. An ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. Ph.D. Thesis, Universiteit van Wageningen.
- Lammens, E., 1999. Het voedselweb van IJsselmeer en Markermeer. RIZA rapport 99.008.
- Meijer, M.-L. en H. Hosper, 1997. Effects of biomanipulation in the large and shallow lake Wolderwijd, the Netherlands. *Hydrobiologia* 324/343: 335 – 349.
- Meijer, M.-L. *et al.*, 1999. Stabiliteit van de Veluwerandmeren. RIZA rapport 99.054
- Portielje, R. en D.T. van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport 98.007
- Rijkswaterstaat, 1998. Beheersplan nat IJsselmeergebied 1997. Nota Rijkswaterstaat, directie IJsselmeergebied.
- Veeningen, R., 1998. De betekenis van de vierde eutrofiëringsenquête voor Friesland. *H<sub>2</sub>O* 31: 27-29.
- Vries, I. de, P.C.M. Boers, F. Heinis en J-P.R.A. Sweerts, 1998. Targets for nitrogen in the River Rhine. Rapport RIKZ/OS 98.0129X, RIZA 98.117X.



## 8. Zoute wateren

*Theo Prins, Kees Peeters, Peter Bot (RIKZ)*

- Er zijn geen aanwijzingen dat de sanering van de fosforbelasting van de Noordzee effect heeft gehad op het optreden van algenbloeien.
- Er is een positief verband tussen stikstofconcentraties en algenproductie waargenomen.
- De sterke overmaat van stikstof (hoge N/P) levert mogelijk een verhoogd risico op giftige algenbloeien.
- Verdergaande reductie van de fosforvrucht (70-80% t.o.v. 1985) naar zee zal mogelijk effect hebben op de voorjaarsbloeï van de schuimalg *Phaeocystis*.
- Pas bij een vermindering van de stikstofbelasting met 50% zijn effecten op de chlorofylconcentraties in de kuststrook te verwachten.

### 8.1. Effecten op nutriëntenconcentraties in zee

In de Nederlandse binnenwateren zijn de concentraties van de voedingsstoffen stikstof en fosfaat sterk verhoogd ten opzichte van de natuurlijke achtergrond. Omdat dit water wordt afgevoerd naar zee, beïnvloedt dit uiteindelijk ook de zoute wateren.

Voor het Noordzee ecosysteem als geheel geldt, dat de Atlantische Oceaan, via de noordelijke Noordzee en het Kanaal, verreweg de belangrijkste bron van nutriënten is (OSPAR Commission 2000, 2000). Op regionale schaal is de rivierinvloed echter veel belangrijker. Met name in het zuidelijk deel van de Noordzee monden veel rivieren uit, en worden verhoogde nutriëntenconcentraties waargenomen. De vrucht van stikstof en fosfor die via Nederland de Noordzee bereikt (Rijn, Maas, directe lozingen) bedraagt ongeveer 1/3 van de totale aanvoer via rivieren en directe lozingen (Tabel 8.1).

Het water in de Nederlandse kustzone wordt vooral beïnvloed door het Kanaalwater en het water van Rijn, Maas en Schelde. Voor de Nederlandse kuststrook is de jaarlijkse belasting met opgelost anorganisch stikstof via de rivieren vrijwel gelijk aan de belasting via het Kanaal, voor fosfor is de bijdrage via de rivieren ongeveer een kwart van de totale belasting (De Vries *et al.*, 1998b). De toevoer van nutriënten naar zee gebeurt vooral via Haringvliet en Nieuwe Waterweg, en bedraagt ongeveer 80% van de totale belasting via de rivieren. De belasting via de Schelde/Westerschelde is slechts zo'n 10%. In de westelijke Waddenzee is ongeveer evenveel zoet water afkomstig uit het IJsselmeer als uit de Rijn (via transport langs de Hollandse kust). Het IJsselmeer is voor de westelijke Waddenzee daarom een relatief belangrijke bron van nutriënten.

In de kuststrook van 10 km is ongeveer 10% van het water afkomstig uit het zoete water. Naarmate je verder van de kust af gaat, wordt de rivierinvloed geringer, zoals blijkt uit de toename van het zoutgehalte en de afname van de nutriëntenconcentraties met toenemend zoutgehalte. Globaal kan gesteld worden, dat de invloed van Rijn en Maas zich uitstrekt tot 70 km uit de kust bij Ter Heijde/Noordwijk, en tot 30 km ten noorden van Terschelling (Klein en Van Buuren, 1992). De verhoogde nutriëntengehaltes in de kuststrook ten opzichte van de achtergrondconcentraties in het Kanaalwater kunnen worden veroorzaakt door de aanvoer van nutriënten door de rivieren (De Vries *et al.*, 1998b).

Eutrofiëring van zoute wateren treedt op langs de randen van vrijwel alle continenten. Problemen ontstaan met name in gebieden met beperkte wateruitwisseling met de open zee of

ocean. De Zuidelijke Bocht van de Noordzee is een voorbeeld van zo'n gebied. De effecten van die eutrofiëring kunnen worden beschreven aan de hand van de veranderingen die op diverse plaatsen over de hele wereld zijn waargenomen.

Tabel 8.1. Stikstof- en fosforbelasting van de Noordzee. Aanvoer via rivieren en directe lozingen, en atmosferische depositie, in miljoen kg.

	Stikstof	Fosfor
Aanvoer via rivieren en directe lozingen vanuit Nederland <sup>1)</sup>	385	23
Totale aanvoer via rivieren en directe lozingen <sup>1)</sup>	1047	73
Atmosferische depositie <sup>2)</sup>	340	

<sup>1)</sup> Bron: OSPAR; gemiddelde 1990-1998

<sup>2)</sup> Bron: OSPAR QSR 2000; gemiddelde 1990-1995

## 8.2. Effecten van eutrofiëring

De eutrofiëring uit zich door een toename in de concentraties van de voedingsstoffen stikstof en fosfor. Het initiële, directe gevolg hiervan is een toename van de groei van planten. In de meeste watersystemen gaat het hierbij om een toename van fytoplankton, in sommige ondiepe systemen kan het ook gaan om een toename van kortlevende macro-algen (bijv. zeesla) en microfytobenthos. Planten als zee gras en overblijvende macro-algen kunnen minder diep groeien en verdwijnen uiteindelijk, door verslechtering van het lichtklimaat (Borum, 1996). Voorbeelden van dit soort responsen zijn o.m. de toegenomen biomassa van microfytobenthos (Cadée, 1984) en fytoplankton (Cadée, 1992) in de westelijke Waddenzee, of de overvloedige groei van zeesla in het Veerse Meer. Wereldwijd zijn talloze voorbeelden te vinden van dit soort veranderingen in estuaria en kustgebieden als gevolg van eutrofiëring (Cloern, 2001).

Een ander gevolg van een toename in de beschikbaarheid van stikstof en fosfor is een verandering in de soortensamenstelling van het fytoplankton (Officer en Ryther, 1980; Smayda, 1990). Dit wordt met name veroorzaakt door het feit, dat antropogene eutrofiëring leidt tot een toename van stikstof en fosfor, maar niet van silicaat (kiezelzuur). Een bijkomend effect van eutrofiëring in het zoete water kan zijn, dat de toegenomen algenbloeien in het zoete water leiden tot sterkere uitputting van silicaat in het zoete water en daarmee tot verminderde afvoer en silicaatgehaltes in zee (Conley *et al.*, 1993). Overigens is dit verschijnsel niet waarneembaar in gegevens van de Rijn uitstroom.

Aangezien silicaat een essentiële bouwstof is voor diatomeeën (de meest voorkomende groep algen), maar niet voor andere fytoplanktongroepen, is het gevolg van antropogene eutrofiëring dat de groeiomstandigheden voor diatomeeën niet verbeteren maar voor de andere groepen wel. Dit kan resulteren in een verschuiving in de soortensamenstelling van het fytoplankton van diatomeeën naar andere algen (Radach, 1992). Tijdens de voorjaarsbloei van diatomeeën raakt silicium uitgeput, en de diatomeeëngroei wordt geremd als gevolg van Si-limitatie. Dit leidt tot een verschuiving in de algensamenstelling en toenemende dominantie van andere soorten algen, die geen Si gebruiken, maar kunnen profiteren van de nog niet uitgeputte stikstof en fosfor voorraad. Dit mechanisme is vermoedelijk een van de oorzaken van de toegenomen bloeien van de schuimalg *Phaeocystis* (Peeters en Peperzak, 1990). Ook de mondiale toename van andere plaagalgenbloeien wordt geweten aan de toename van fosfor en stikstof (Smayda, 1990).

Secundaire effecten van de toegenomen plantaardige productie bij eutrofiering, zijn een toename in de biomassa van hogere trofische niveaus. In de westelijke Waddenzee is de biomassa van bodemdieren toegenomen, gelijktijdig met de toename in fytoplankton biomassa (Beukema, 1991; Beukema en Cadée, 1991). Soortgelijke waarnemingen zijn gedaan in Deense estuaria en het Kattegat (Cloern, 2001).

Toenemende plantaardige productie kan negatieve effecten hebben op de zuurstofgehalten in het water en in de waterbodem. Op grote schaal zijn sterk verlaagde zuurstofgehalten opgetreden in de jaren '80 in het gebied van de Duitse Bocht, het deel van de Noordzee langs de Duitse en Deense kust (Gerlach, 1990). Als gevolg van het stromingspatroon in de Noordzee vindt er een transport plaats vanuit de zuidelijke en westelijke Noordzee (Theems monding, Belgische en Hollandse kust) naar dit gebied. Ook monden er nog twee grote Duitse rivieren in dit gebied uit (Elbe en Weser), zodat dit een van de gebieden met de hoogste nutriëntenconcentraties is (OSPAR Commission 2000, 2000). Een verband met toegenomen algenproductie (lokaal of elders geproduceerd) en de zuurstofuitputting lag daarom voor de hand. Sinds 1990 is er echter geen grootschalig effect op zuurstof in de Duitse Bocht waargenomen (OSPAR Commission 2000, 2000). In gestratificeerde gebieden in de Noordzee, zoals de Oestergronden en het Kattegat zijn eveneens zuurstofproblemen waargenomen. Voor de Oestergronden is aangetoond dat deze samenhangen met bepaalde meteorologische condities, maar de kans erop wordt vergroot door hoge stikstofgehalten (Peeters *et al.*, 1995). Op kleinere schaal is ongebruikelijke zuurstofloosheid in de sedimenten in de Waddenzee opgetreden ('zwarte vlekken'), waarvan de frequentie sinds 1984 lijkt te zijn toegenomen. Voor een deel worden deze veroorzaakt door opslag van afstervende macroalgen in het sediment. Grootschaliger optreden van zuurstofloosheid in het sediment van de Duitse Waddenzee in 1996 lijkt samengehangen te hebben met een bijzondere combinatie van hydrodynamische en meteorologische omstandigheden en een grote algenbloei. Mogelijk speelt eutrofiering, via toegenomen algenbloeien in de Noordzee die worden geïmporteerd in de Waddenzee, een rol (De Jong *et al.*, 1999).

Voor de zoete wateren zijn de concepten over de manier waarop watersystemen reageren op eutrofiëring inmiddels algemeen aanvaard. Voor de zoute wateren is in de wetenschappelijke literatuur vrij brede consensus over de mogelijke effecten van eutrofiëring, maar tegelijkertijd is hard wetenschappelijk bewijs voor de causale relaties vaak moeilijk te vinden. Voor een deel ligt de oorzaak in het feit dat eutrofiëring van de kustwateren pas betrekkelijk recent als meer dan een beperkt, lokaal optredend, fenomeen is herkend (Nixon, 1995). Belangrijker is waarschijnlijk, dat er grote verschillen zijn in de manier waarop kustecosystemen reageren op eutrofiëring. Zoals recent door Cloern (2001) aangevoerd, zijn er verscheidene ecosysteemkarakteristieken, die als een 'filter' de respons van kustwateren op de verstoring door verhoogde nutriëntenbelasting beïnvloeden. Hierbij moet gedacht worden aan fysische kenmerken (bijv. getijdynamiek, verblijftijd, troebelheid, diepte) maar ook biologische kenmerken (bijv. aanwezigheid bodemdieren). Een voorbeeld is het Schelde estuarium. In de rivier de Schelde komen als gevolg van eutrofiëring grote algenbloeien voor. De hoge nutriëntenvrucht leidt niet tot eutrofiëringsverschijnselen in de Westerschelde, doordat de hoge troebelheid en menging algengroei belemmert (Kromkamp *et al.*, 1995). Van belang is verder, dat er een wisselwerking is met meteorologische omstandigheden (temperatuur, neerslag, windmenging) en menselijke verstoringen. Voorbeelden van de laatste factor zijn de het snelle transport en de introductie van exoten (via ballastwater, schelpdiercultuur, etc.), of de effecten van waterstaatkundige ingrepen en veranderend landgebruik op de retentie van nutriënten naar zee (Billen en Garnier, 1997). Hoewel de ecosysteemkarakteristieken die de respons op eutrofiëring beïnvloeden (het 'filter' tussen verstoring en respons) grotendeels bekend verondersteld kunnen worden, is het met name de wisselwerking tussen die eigenschappen die nog moeilijk voorspelbaar is.

Dit alles leidt er toe dat er niet altijd sprake is van een eenduidige en voorspelbare respons van mariene ecosystemen op eutrofiëring.

### 8.3. Rol van stikstof en fosfor bij eutrofiëring van zoute wateren

In het zoete water is fosfor het belangrijkste limiterende element voor fytoplanktongroei. Doordat er een groot verschil is in de biogeochemie van zoete en zoute wateren, wordt stikstof daarentegen algemeen beschouwd als het belangrijkste limiterende element in de zoute wateren (Ryther en Dunstan, 1971; Hecky en Kilham, 1988). Het verschil in de nutriëntenkringloop wordt veroorzaakt door het relatief grotere belang van stikstofbinding in zoete wateren (Howarth, 1988), maar vooral door de veel sterkere fosfaatbinding in zoetwatersedimenten (Caraco *et al.*, 1990). In mariene sedimenten wordt fosfor gebonden gedurende de wintermaanden. Bij het stijgen van de temperatuur neemt de sulfaatreductie in het sediment toe als gevolg waarvan fosfor weer gemobiliseerd wordt. Het gevolg is dat in het kustwater de seizoenscyclus van fosfor sterk afwijkt van die in het zoete water, en ook van de seizoenscyclus van stikstof. Gegevens van de Nederlandse kustwateren laten zien dat de fosfaatconcentraties al beginnen te dalen in december-januari, voordat er sprake is van biologische activiteit. De concentraties bereiken een minimum in mei, waarna ze snel weer stijgen (De Vries *et al.*, 1998b). Stikstof daarentegen vertoont ten gevolge van biologische activiteit een sterke daling in het voorjaar, en bereikt de laagste concentraties in de zomer. In het najaar stijgen de concentraties weer langzaam tot maximale waarden in de wintermaanden.

Silicaat, belangrijk voor de groei van diatomeeën, vertoont een seizoenscyclus die grotendeels vergelijkbaar is met die van stikstof, met een snelle daling in het voorjaar en lage niveaus tot het einde van de zomer.

Typerend voor estuaria en kustwateren is dat er een omschakeling plaats vindt van kortdurende limitatie door fosfor in het voorjaar, gevolgd door stikstoflimitatie in de zomer (Fisher *et al.*, 1992; De Vries *et al.*, 1998b; Conley, 2000), als gevolg van de verschillen in het gedrag van stikstof en fosfor. Door de sterk toegenomen N en P belasting, bij in het algemeen gelijkblijvende Si aanvoer, kan voor diatomeeën ook limitatie door Si tekort ontstaan. Gegevens uit de Nederlandse kustwateren onderbouwen de geschetste seizoenswisseling in nutriëntenlimitatie. Het verloop van de nutriëntenconcentraties laat kortdurende uitputting van P in het voorjaar zien, gevolgd door toename in de zomer, terwijl N en Si vanaf het voorjaar dalen tot laagste concentraties in de zomer (De Vries *et al.*, 1998b).

Onderzoek op twee transecten in de Noordzee met behulp van bio-assays bood geen duidelijk uitsluitsel over welk element bepalend is voor de groei van fytoplankton, aangezien de centrale Noordzee N-limitatie liet zien, maar de kustzone mogelijke P- of Si-limitatie (Peeters *et al.*, 1991). Een relatie tussen rivierafvoer en chlorofylconcentratie gedurende het zomerkwartal in de Hollandse kustzone werd aangetoond door Schaub en Gieskes, 1991. In het Marsdiep (westelijke Waddenzee) is een toename in de productie van het fytoplankton waargenomen met de toename van de nutriëntenbelasting (Cadée, 1986). Meest opvallend was de toename van de bloeiduur van *Phaeocystis* in die periode (Cadée en Hegeman, 1986, 1991). Terwijl de fosfaatconcentraties sinds de jaren '80 zijn gedaald, bleef de primaire productie hoog, en er is een correlatie aangetoond tussen de stikstofafvoer via de Rijn en de jaarlijks gemiddelde chlorofyl concentratie (Cadée, 1992; Cadée en Hegeman, 1993). Hoewel veelal wordt verondersteld dat de bloei van *Phaeocystis* in het voorjaar eindigt als gevolg van P limitatie (Veldhuis *et al.*, 1986), zijn er geen aanwijzingen dat de dalende P concentraties al geleid hebben tot afname van de *Phaeocystis* bloeien (De Jong *et al.*, 1999). De conclusie is

dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat P-limitatie nu al van invloed is op de algengroei in het Nederlandse kustwater.

Metingen op een aantal locaties in de Noordzee wijzen op een positief verband tussen de winterconcentraties van anorganisch stikstof en de primaire productie (De Vries *et al.*, 1998b), waarbij opvalt dat in de Hollandse kuststrook (0-20 km transect bij Noordwijk) de hoogste DIN concentraties voorkomen maar de primaire productie geremd wordt door de hoge troebelheid. Studies in mesocosms waarbij de condities in de Nederlandse kustzone werden gesimuleerd wijzen eveneens op N limitatie (Prins *et al.*, 1999).

Als gevolg van het saneringsbeleid zijn de fosfaatconcentraties in de kustzone sinds de jaren '80 met zo'n 50-60% gedaald. De daling van de stikstofconcentraties is in diezelfde periode veel beperkter gebleven (De Vries *et al.*, 1998b). Een gevolg hiervan is dat de verhouding tussen N en P sterk is toegenomen. Waarnemingen in de westelijke Waddenzee duiden op een effect van verschuivingen in de N/P verhouding op de samenstelling van het fytoplankton (Phillipart *et al.*, 2000). De gevolgen van dit soort veranderingen op ecosysteemniveau zijn onbekend. De sterke overmaat aan stikstof die is ontstaan sinds de jaren '80, wordt gezien als een mogelijke risicofactor bij het optreden van giftige algenbloeien. Van een aantal soorten giftige plaagalgen is aangetoond dat ze meer gifstoffen aanmaken bij stikstofovermaat (o.a. Granéli *et al.*, 1998).

#### **8.4. Effecten van nutriëntenreductie**

Zoals hierboven reeds vermeld, zijn de concentraties van fosfor in de kustwateren afgenomen sinds de jaren '80. Deze daling is het sterkst in het nabije kustwater, en neemt af met afstand tot de kust (De Vries *et al.*, 1998b). De concentraties van totaal-P en fosfaat in de kustzone blijken significant gecorreleerd aan de rivierafvoeren, en een onmiddellijke en proportionele respons op dalende rivierafvoeren te vertonen (De Vries *et al.*, 1998b). Ondanks de daling in de fosfaatconcentraties met zo'n 50%, zijn er tot nog toe geen effecten op algenbloeien waarneembaar. Zoals hierboven beschreven, hangt dit samen met het feit dat fosfor hooguit kortdurend, in het voorjaar, beperkend is voor de algengroei. Verdere vermindering van de fosforvrucht naar de Noordzee, zou uiteindelijk kunnen leiden tot toenemende P-limitatie (Conley, 2000). Naar verwachting zal dit effect hebben op de hoogte van de voorjaarsbloei (Prins *et al.*, 1999), en mogelijk kan het leiden tot vermindering van de bloeien van de schuimalg *Phaeocystis*. Naar schatting is hiervoor een reductie van 70-80% ten opzichte van 1985 noodzakelijk (RIVM, 2000). Effecten van verdergaande P-sanering op de voorjaarsbloei lijken mogelijk, voor de zomerperiode zijn effecten minder waarschijnlijk. Dit hangt samen met de geringe fosfaatbinding in het sediment in de zomer, waardoor fosfaatconcentraties na een minimum in mei weer snel stijgen (De Vries *et al.*, 1998; Conley, 2000).

***Vermindering van de stikstofbelasting van de Noordzee lijkt de enige weg om de effecten van eutrofiëring in de zomer, en de risico's van giftige algenbloeien, te verminderen.*** In Deense wateren is een directe relatie tussen N belasting en fytoplankton biomassa aangetoond (Borum, 1996). In de Noordzee is eveneens een verband tussen de winterconcentratie stikstof en de algenbiomassa gevonden (De Vries *et al.*, 1998b). Modelberekeningen hebben aangetoond dat het risico op het ontstaan van zuurstofproblemen op de Oestergronden verminderd kan worden door vermindering van de stikstofbelasting (Peeters *et al.*, 1995). Op dit moment zijn de concentraties van stikstof in de kustwateren te hoog om al beperkend te worden voor de algengroei (De Vries *et al.*, 1998). Eerdere modelberekeningen voor de Hollandse kustzone geven aan dat pas bij een reductie in de stikstofbelastingen en – concentraties in de orde van 50% effecten op de chlorofylconcentraties te verwachten zijn (RIVM, 2000)

## 8.5. Normstelling

Op de Tweede en Derde Noordzee Ministersconferenties is een vermindering van de antropogene nutriëntenbelasting van de Noordzee afgesproken. Deze reductie houdt in dat voor N en P in 1995 een 50% lagere vracht dan in het referentiejaar 1985 bereikt had moeten zijn (RAP/NAP doelstellingen).

Voor de Nederlandse zoute wateren zijn in de loop der jaren verschillende voorstellen gedaan voor kwaliteitsdoelstellingen. Deze zijn hieronder kort samengevat:

1. Halvering van de voorjaarsbloei (Peeters *et al.*, 1993)
2. Halvering van de algenbiomassa veroorzaakt door antropogene belasting, dit komt overeen met een vermindering van 25% van de jaargemiddelde algenbiomassa (De Vries *et al.*, 1993, 1998)
3. Verwaarloosbaar risico op zuurstofgehalten lager dan  $5 \text{ mg l}^{-1}$  in de onderlaag van gestratificeerde gebieden in de centrale Noordzee (OSPAR, 1992)
4. Vermindering van de maximum concentratie van *Phaeocystis* tot  $< 10^7$  cellen  $\text{l}^{-1}$ , overeenkomend met  $< 5 \text{ } \mu\text{g chlorofyl } a \text{ l}^{-1}$  (De Vries *et al.*, 1993, 1998)

Door de Vries *et al.* (1998a) is berekend dat een norm van  $0.6 \text{ mg l}^{-1}$  voor totaal-N, wat overeen zou komen met een norm van  $1.8 \text{ mg l}^{-1}$  voor de Rijn, afdoende zou zijn om de bovengenoemde doelstellingen te halen.

In de 4<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding wordt als doel het behalen van de RAP/NAP doelstellingen van een 50% reductie van de N en P vracht genoemd. Er zijn geen verdere streefwaarden genoemd, maar als natuurlijke achtergrondconcentraties worden genoemd  $0.02 \text{ mg l}^{-1}$  totaal-P en  $0.15 \text{ mg l}^{-1}$  totaal-N. Voor de opgeloste anorganische nutriëntenconcentraties worden als natuurlijke achtergrondconcentraties voor de Noordzee winterconcentraties van  $20 \text{ } \mu\text{M DIN}$  en  $0.77 \text{ } \mu\text{M DIP}$  (bij een saliniteit van 30 psu) gehanteerd (Laane *et al.*, 2000).

Naast het brongerichte beleid, wordt in OSPAR kader beleid ontwikkeld gericht op het behalen van bepaalde ecosysteemdelen (OSPAR 1998-18). Als beleidsdoelstelling is geformuleerd 'to achieve by 2010 a healthy marine environment where eutrophication does not occur'. Hieronder wordt verstaan, dat er dan geen sprake meer is van verhoogde concentraties van opgelost anorganisch fosfor (DIP) en stikstof (DIN), en dat directe en indirecte eutrofiëringseffecten in het OSPAR gebied afwezig zijn.

Ten behoeve van een evaluatie van de mate van eutrofiëring van de Noordzee, wordt in OSPAR kader vastgesteld of gebieden 'problem areas' dan wel 'non-problem areas' zijn. De kwalitatieve en kwantitatieve criteria hiertoe zullen in de loop van 2002 worden vastgesteld en de rapportage zal in 2003 plaatsvinden (OSPAR, 2001a). Daarnaast werkt OSPAR aan de ontwikkeling van kwaliteitsdoelstellingen (Ecological Quality Objectives, EcoQO), welke voortborduren op de criteria voor het vaststellen van 'problem areas'. Deze kwaliteitsdoelstellingen zullen worden gebruikt om te evalueren of de overeengekomen 50% reductie van N en P vrachten naar de Noordzee (RAP/NAP beleid) voldoende zijn om de beleidsdoelstelling (gezonde zee zonder eutrofiëringverschijnselen) te verwezenlijken en dienen in 2010 te worden gerealiseerd (OSPAR, 2001b,c). Op dit moment loopt in OSPAR kader nog de procedure om tot vaststelling van die kwaliteitsdoelstellingen te komen. In 2002 zal hierover besluitvorming plaatsvinden.



Het huidige voorstel voor ecologische graadmeters richt zich op 4 niveaus van eutrofiëringsverschijnselen, nl.

1. Mate van nutriëntenverrijking (oorzaak)
  - a. Winter concentraties van opgelost anorganisch stikstof en fosfaat
2. Directe effecten van eutrofiëring
  - a. Maximale en gemiddelde concentraties van chlorofyl tijdens het groeiseizoen
  - b. Regio-specifieke indicatorsoorten in het fytoplankton
3. Indirecte effecten
  - a. Zuurstofconcentraties
  - b. Sterfte van bodemdieren

De doelstellingen voor de bovengenoemde punten zijn als volgt uitgewerkt (OSPAR 2001a,b):

**1a. Mate van nutriëntenverrijking:** *Winter concentraties van opgelost anorganisch stikstof (DIN) en fosfaat (DIP) moeten lager zijn dan 50% verhoging t.o.v. de natuurlijke achtergrondconcentratie.*

In de kustzone van de Noordzee komen natuurlijke gradiënten voor als gevolg van de menging van nutriëntenrijk rivierwater met zeewater. Als gevolg hiervan is in de winter, door de lage biologische activiteit, in de kustzone sprake van een lineaire afname van de nutriëntenconcentraties bij toenemende zoutgehaltenes, oftewel een daling met toenemende afstand tot de kust. Bij het vaststellen van normen dient daarom rekening te worden gehouden met het zoutgehalte. Aan de hand van mengdiagrammen van nutriëntenconcentratie tegen saliniteit kan de winterconcentratie bij een gestandaardiseerd zoutgehalte worden berekend. Van deze concentraties kan dan vervolgens de verhoging ten opzichte van de natuurlijke achtergrondconcentratie worden vastgesteld. Voor de Nederlandse kust worden als natuurlijke achtergrondconcentraties bij een saliniteit van >34.5 ‰ gehanteerd: 0.6  $\mu\text{mol l}^{-1}$  DIP en 10  $\mu\text{mol l}^{-1}$  DIN.

**2a. Concentraties van chlorofyl:** *Maximale en gemiddelde chlorofylconcentraties gedurende het groeiseizoen moeten lager zijn dan 50% verhoging t.o.v. de achtergrondconcentratie.*

Verhoogde concentraties van chlorofyl worden beschouwd als een direct gevolg van verhoogde nutriëntenbelasting. De natuurlijke achtergrondconcentratie wordt vastgesteld aan de hand van historische gegevens of aan de hand van offshore concentraties. Voor de Nederlandse kust wordt als natuurlijke achtergrondconcentraties 10  $\mu\text{g l}^{-1}$  genoemd.

**2b. Indicatorsoorten:** *Concentraties of bloeiduur van specifieke indicatorsoorten moeten lager zijn dan vastgestelde niveaus.*

Veranderingen in fytoplankton samenstelling, en toename in het optreden of in de duur van algenbloeien van specifieke soorten worden toegeschreven aan eutrofiëring. De volgende soorten en niveaus worden voorgesteld:

<i>Phaeocystis</i> spp.	>10 <sup>6</sup> cellen l <sup>-1</sup> gedurende meer dan 30 dagen
<i>Notiluca scintillans</i> .	>10 <sup>4</sup> cellen l <sup>-1</sup> of drijfslag > 5 km <sup>2</sup>
<i>Chrysochromulina polylepis</i> .	>10 <sup>6</sup> cellen l <sup>-1</sup>
<i>Gymnodinium mikimotoi</i> .	>10 <sup>5</sup> cellen l <sup>-1</sup>
<i>Alexandrium</i> spp.	>10 <sup>2</sup> cellen l <sup>-1</sup>
<i>Dinophysis</i> spp.	>10 <sup>2</sup> cellen l <sup>-1</sup>
<i>Prorocentrum</i> spp.	>10 <sup>4</sup> cellen l <sup>-1</sup>

**3a. Zuurstofconcentraties:** *Zuurstofconcentraties, die als een indirect effect van eutrofiëring verlaagd zijn, moeten boven een regio-specifiek niveau blijven, dat kan variëren tussen 4-6 mg l<sup>-1</sup>.*

Eutrofiëring kan op langere termijn in bepaalde gebieden leiden tot het ontstaan van verlaagde zuurstofconcentraties, veelvuldiger optreden van lage zuurstofconcentraties of verhoogde zuurstofconsumptie. Lage zuurstofconcentraties kunnen leiden tot sterfte van bodemdieren en vissen. Als ondergrens wordt voor de Nederlandse wateren een concentratie van 5 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> genoemd.

**3b. Sterfte van bodemdieren:** *Er mag geen sterfte van bodemdieren optreden als gevolg van lage zuurstofgehaltenes of giftige algenbloeien.*

Voor het vaststellen van de eutrofiëringssituatie zullen bovengenoemde EcoQO's (Ecological Quality Objectives) als een geïntegreerd stelsel van beoordelingscriteria gehanteerd gaan worden, d.w.z. dat de evaluatie niet op basis van de individuele parameters, maar op basis van alle parameters gezamenlijk zal geschieden.

## 8.6. Literatuur

- Beukema, J. J., 1991. Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication. *Mar. Biol.* 111: 293-301
- Beukema, J. J. en Cadée, G. C., 1991. Growth rates of the bivalve *Macoma balthica* in the Wadden Sea during a period of eutrophication: relationships with concentrations of pelagic diatoms and flagellates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 68: 249-256
- Billen, G. en Garnier, J., 1997. The Phison River plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquat. Microb. Ecol.* 13: 3-17
- Borum, J., 1996. Shallow waters and land/sea boundaries. In: Jørgensen, B. B. en Richardson, K. (eds) *Eutrophication in coastal and marine ecosystems. Coastal and estuarine studies 52.* American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 179-203
- Cadée, G. C., 1984. Has input of organic matter into the western part of the Dutch Wadden Sea increased during the last decades? In: Laane, R. W. P. M. en Wolff, W. J. (eds) *The role of organic matter in the Wadden Sea; Proc. 4th Int. Wadden Sea Symp., Netherlands Institute for Sea Research - Publication Series edn., Vol. 10., Texel, The Netherlands, pp. 71-82*
- Cadée, G. C., 1986. Increased phytoplankton primary production in the Marsdiep area (Western Dutch Wadden Sea). *Neth. J. Sea Res.* 20: 285-290
- Cadée, G. C., 1992. Variation in Marsdiep phytoplankton. *ICES Mar. Sci. Symp.* 195: 213-222
- Cadée, G. C. en Hegeman, J., 1986. Seasonal and annual variation in *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in the westernmost inlet of the Wadden Sea during the 1973 to 1985 period. *Neth. J. Sea Res.* 20: 29-36
- Cadée, G. C. en Hegeman, J., 1991. Phytoplankton primary production, chlorophyll and species composition, organic carbon and turbidity in the Marsdiep in 1990, compared with foregoing years. *Hydrobiol. Bull.* 25: 29-35
- Cadée, G. C. en Hegeman, J., 1993. Persisting high levels of primary production at declining phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). *Neth. J. Sea Res.* 31: 147-152
- Caraco, N., Cole, J. en Likens, G. E. 1990. A comparison of phosphorus immobilization in sediments of freshwater and coastal marine systems. *Biogeochemistry* 9: 277-290
- Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210: 223-253
- Conley, D. J., 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 410: 87-96
- Conley, D. J., Schelske, C. L. en Stoermer, E. F., 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101: 179-192

- Fisher, T. R., Peele, E. R., Ammerman, J. W. en Harding Jr., L. W., 1992. Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82: 51-63
- Gerlach, S. A., 1990. Nitrogen, phosphorus, plankton and oxygen deficiency in the German Bight and Kieler Bay. *Kieler Meeresforschungen Sonderheft* 7: 1-341
- Granéli, E., Johansson, N. en Panosso, R. (1998). Cellular toxin contents in relation to nutrient conditions for different groups of phycotoxins. In: Reguera, B., Blanco, J., Fernández, M. L. en Wyatt, T. (eds) *Harmful algae*. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Vigo, pp. 321-324
- Hecky, R. E. en Kilham, P., 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 33: 796-822
- Howarth, R. W., 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 19: 89-110
- Jong, F. de, Bakker, J. F., Van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A., Dahl, K., Gätje, C., Marencic, H. en Potel, P., 1999. 1999 Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, 259 pp.
- Klein, A. W. O. en Van Buuren, J. T., 1992. Eutrophication of the North Sea in the Dutch coastal zone 1976-1990. In: Van Buuren, J. T. (ed.) . Tidal Waters Division, Ministry of Transport and Public Works, 's-Gravenhage, 70 pp.
- Kromkamp, J., Peene, J., Van Rijswijk, P., Sandee, A., Goosen, N., 1995. Nutrients, light and primary production by phytoplankton and microphytobenthos in the eutrophic, turbid Westerschelde estuary. *Hydrobiologia* 311, 9-19
- Nixon, S. W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199-219
- Officer, C. B. en Ryther, J. H., 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 3: 83-91
- OSPAR Commission, 1992. Nutrients in the Convention area. Part B: Eutrophication symptoms and problem.
- OSPAR Commission, 1998. OSPAR strategy to combat eutrophication. OSPAR 98/14/1.
- OSPAR Commission 2000, 2000. Quality Status Report 2000, Region II. Greater North Sea. . OSPAR Commission, London, 136+xiii pp.
- OSPAR Commission, 2001a. The common procedure for the identification of the eutrophication status of the OSPAR maritime area: OSPAR EUC 01/2/1.
- OSPAR Commission, 2001b. Current status of elaborated ecological quality objectives for the Greater North Sea with regard to nutrients and eutrophication effects (EcoQOs-eutro). EUC 01/5/3-Rev.1).
- OSPAR Commission, 2001c. Revised proposal for EcoQOs for nutrients and eutrophication effects for inclusion in the BDC draft background document on the development of Ecological Quality Objectives for the North Sea as in BDC 01/12/1, Annex 5. EUC 01/11/1-E, Annex 6
- Peeters, J. C. H. en Peperzak, L., 1990. Nutrient limitation in the North Sea: a bioassay approach. *Neth. J. Sea Res.* 26: 61-73
- Peeters, J. C. H., Haas, H., Peperzak, L. en Wetsteyn, L. P. M. J., 1991. Limiting factors for phytoplankton in the North Sea. *Water Sci. Technol.* 24: 261-267
- Peeters, J. C. H., Laane, R. W. P. M. en Peperzak, L., 1993. De relatie tussen nutriënten in de Rijn en in het kustwater van de Noordzee: effecten en doelen. In: Boers, P., Laane, W., Van Lier, L., Peeters, Parma, S. en Van der Does, J. (eds) *Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder?* RIZA 93.056X, DGW 93.007, RIVM 732404002,, p. 51
- Peeters, J. C. H., Los, F. J., Jansen, R., Haas, H. A., Peperzak, L. en de Vries, I., 1995. The oxygen dynamics of the Oyster Ground, North Sea. Impact of eutrophication and environmental conditions. *Ophelia* 42: 257-288
- Phillipart, C. J. M., Cadée, G. C., Van Raaphorst, W. en Riegman, R., 2000. Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: Algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. *Limnol. Oceanogr.* 45: 131-144
- Prins, T. C., Escaravage, V., Wetsteyn, L. P. M. J., Peeters, J. C. H. en Smaal, A. C., 1999. Effects of different N- and P-loading on primary and secondary production in an experimental marine ecosystem. *Aquat. Ecol.* 33: 65-81

- Radach, G., 1992. Ecosystem functioning in the German Bight under continental nutrient inputs by rivers. *Estuaries* 15: 477-496
- RIVM, 2000. Nationale Milieuverkenning 5. 2000-2030. . Samson, Alphen aan de Rijn.
- Ryther, J. H. en Dunstan, W. M., 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* 171: 1008-1013
- Schaub, B. E. M. en Gieskes, W. W. C., 1991. Eutrophication of the North Sea: the relation between Rhine river discharge and chlorophyll-a concentration in Dutch coastal waters. In: Elliott, M. en Ducrotoy, J.-P. (eds) *Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons*. . Olsen en Olsen, Fredensborg, pp. 85-90
- Smayda, T. J., 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. In: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L. en Anderson, D. M. (eds) *Toxic marine phytoplankton*. . Elsevier, New York, pp. 29-40
- Veldhuis, M. J. W., Colijn, F. en Venekamp, L. A. H., 1986. The spring bloom, of *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in Dutch coastal waters. *Neth. J. Sea Res.* 20: 37-48
- Vries, I. de, Los, H., Jansen, R., Cramer, S. en Van der Tol, M., 1993. Risico-analyse eutrofiëring Noordzee. . DGW-93.029, Den Haag, pp.
- Vries, I. de, Boers, P. C. M., Heinis, F., Bruning, C. en Sweerts, J.-P. R. A., 1998a. Targets for nitrogen in the River Rhine. Nitrogen as a steering factor in marine and freshwater ecosystems. . Rapport RIKZ/OS 98.129X, RIZA 98.117X, Den Haag, 41 pp.
- Vries, I. de, Duin, R. N. M., Peeters, J. C. H., Los, F. J., Bokhorst, M. en Laane, R. W. P. M., 1998b. Patterns and trends in nutrients and phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments. *ICES J. Mar. Sci.* 55: 620-634



## 9. Gedifferentieerde normstelling in (stroom)gebieden

*Floor Heinis (Heinis Waterbeheer en Ecologie, CIW 5), Onno van Tongeren (Data-analyse Ecologie), en Lowie van Liere (RIVM, CIW 5).*

- Gebiedsgedifferentieerde normstelling biedt meer mogelijkheden voor normstelling van nutriënten dan normstelling op nationaal niveau.
- De methodiek van de logistische regressie is robuust en kenmerkt zich door eenvoud.

In ruime mate is voor het schrijven van dit hoofdstuk geput uit de rapporten ‘Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater’ (CIW, 2002) en ‘Het gebruik van logistische regressie voor gedifferentieerde normstelling’ (van Tongeren en van den Brink, 2001). Deze rapporten zijn tot stand gekomen door, of in opdracht van, de subgroep ‘Gedifferentieerde Normstelling’ van CIW werkgroep 5 (‘oude CIW samenstelling’) en de STOWA.

### 9.1 Inleiding

Het huidige normenstelsel wordt door de beherende instanties niet altijd als even bevredigend ervaren. Daarom is in de 4<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding ruimte gegeven voor een meer flexibele omgang met normen voor nutriënten (V en W, 1998). De van nature aanwezige verschillende watertypen en de grote (regionale) verschillen geven aanleiding tot een (stroom)gebiedsgerichte aanpak. Uitgangspunt is bescherming van het watersysteem op het ‘laagste ecologische niveau’ (CUWVO, 1988). Ecologische kwaliteit vormt dus expliciet het uitgangspunt voor het watersysteem. Het behalen van bijvoorbeeld het MTR is dus niet meer het doel, maar het middel om een bepaalde ecologische kwaliteit te bereiken. Dit komt in grote lijnen overeen met de uitgangspunten van de Europese Kaderrichtlijn Water, waarin het ook gaat om de Goede Ecologische Toestand van het water (hoofdstuk 11). Abiotische karakteristieken, waaronder nutriëntenconcentraties vormen (naast hydro-morfologische karakteristieken) de randvoorwaarden om deze toestand te bereiken. Het vaststellen van de relatie tussen concentraties van nutriënten en de ecologische kwaliteit vormt dan ook een belangrijkste stap in het normstellingstraject. Het ‘laagste ecologische niveau’ (CUWVO, 1988) is het niveau dat minimaal wordt gewenst voor alle wateren. In het algemeen zijn dit multifunctionele wateren of wateren die als primaire functie een andere dan ‘natuur’ functie<sup>2</sup> hebben. Door de CIW 5 subgroep ‘Gedifferentieerde Normstelling’ is dit minimaal na te streven kwaliteitsniveau (voorlopig) als volgt omschreven:

Een zodanige kwaliteit van oppervlaktewater dat deze ter plaatse of elders minimaal de mogelijkheid biedt voor het duurzaam functioneren van het voedselweb. Daarbij worden levens- en voortplantingskansen geboden voor levensgemeenschappen in het water, waarvan ook hogere organismen (zoals diverse vissoorten, amfibieën, vogels, zoogdieren en planten) deel uitmaken. De organismen waarop wordt gedoeld zijn de voor een bepaald watertype van nature algemeen voorkomende soorten.

In deze definitie zijn veel van de elementen terug te vinden die in het huidige Europese waterbeleid van belang worden geacht (Europese Kaderrichtlijn Water). Als concreet doel wordt gesteld dat met het volledig van kracht worden van de Kaderrichtlijn Water (2012) alle watersystemen in een goede ecologische toestand moeten verkeren (hoofdstuk 11). Hoe de Goede Ecologische Toestand of het minimaal na te streven ecologisch kwaliteitsniveau er

---

<sup>2</sup> Voor wateren waaraan de functie ‘natuur’ is toegekend, zijn streefbeeldens geformuleerd in de Aquatische Supplementen van het Handboek Natuurdoeltypen (EC-LNV, 2000. Rapporten AS01 tot en met AS-13).

concreet uitziet, is nog niet duidelijk. Wat dat betreft bieden de ecologische beoordelingssystemen van de STOWA niet voldoende houvast omdat daarmee slechts een beperkt aantal relevante parameters wordt bepaald. Bovendien leidt toepassen van deze systemen niet tot één enkele eindbeoordeling. Per (regionaal) watertype zullen streefbeelden daarom nader worden uitgewerkt, bijvoorbeeld in de vorm van gewenste levensgemeenschappen bij een bepaald kwaliteitsniveau.

## 9.2 Gedifferentieerde normstelling, het proces.

Wanneer een aanleiding bestaat om tot differentiatie van normen over te gaan, begint het traject waar deze normen worden afgeleid. Deze afleiding verloopt in een viertal stappen, die hieronder kort worden toegelicht. Ze worden uitgebreid beschreven in CIW, 2002.

*Stappenplan afleiding normen:*

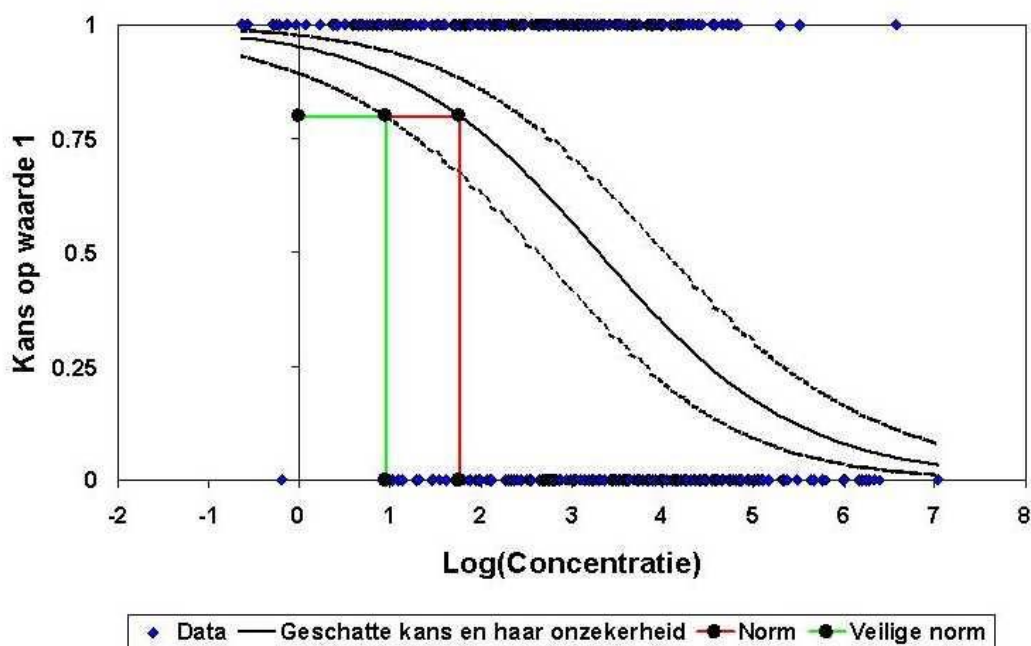
- 1 *Onderscheid watertypes.* In het gebied waar gedifferentieerde normen gewenst zijn worden verschillende water(sub)typen onderscheiden. Vervolgens wordt de hydrologische afhankelijkheid van de onderscheiden water(sub)typen van elkaar in beeld gebracht.
- 2 *Toekenning ecologische niveaus en vaststellen doelparameters.* In deze stap wordt geïnventariseerd welke wateren dienen te voldoen aan het middelste ecologische niveau (= het minimaal na te streven niveau) en voor welke wateren hogere ecologische doelen dienen te worden nagestreefd; de ecologische normen hangen samen met de functie van het betreffende watertype.
- 3 *Afleiding van watertype-normen* voor die watertypen waarin nutriënten sturend zijn of kunnen worden voor de ecologische waterkwaliteit. Deze normen worden afgeleid op basis van relaties tussen parameters voor ecologische kwaliteit en nutriëntenconcentraties; zie 9.3.
- 4 *Afleiding van afwentelingsnormen.* Deze stap wordt doorlopen om:
  - na te gaan of eerder afgeleide watertype-normen niet met elkaar conflicteren; als dat wel het geval is, bijvoorbeeld als de norm stroomafwaarts strenger is dan de norm stroomopwaarts, dan dient een afweging te worden gemaakt;
  - normen af te leiden voor bovenstrooms gelegen gedeelten van een watersysteem waarvoor geen watertype-normen zijn afgeleid, maar waaraan wél eisen aan de nutriëntenconcentraties worden gesteld om normen in benedenstrooms gelegen gedeelten te kunnen halen.

De laatste stap wordt uitgebreid beschreven in hoofdstuk 10.

## 9.3. Afleiding gedifferentieerde watertype-normen

Voor het afleiden van gedifferentieerde watertype-normen met behulp van bestaande gemeten gegevens is in veel gevallen een methode waarbij logistische regressie wordt toegepast het meest geschikt (CIW, 2002). Logistische regressie is een methode om de relatie te schatten tussen een bepaalde gebeurtenis, bijvoorbeeld het al of niet voldoen aan een bepaalde waterkwaliteitsdoelstelling, en één of meer voorspellende variabelen (Van Tongeren en Van den Brink, 2001). De gewenste ecologische toestand (bijvoorbeeld de Goede Ecologische Toestand) heeft de waarde 1 wanneer de metingen van een gekozen meetlocatie daaraan voldoen. Ze heeft de waarde 0 wanneer de gewenste ecologische kwaliteit of toestand niet wordt gehaald. Op datzelfde meetpunt moeten vanzelfsprekend ook de voorspellende variabelen gemeten zijn. In de lijn van de beleidsuitvoering is gekozen voor de ‘voorspellende variabelen’ totaal fosfor en – stikstof concentraties. Met name in meren en

plassen beschrijven deze variabelen de mogelijke hoeveelheid algen, die in het water voor zullen komen, over het algemeen juist. Bij wateren waarbij veel waterplanten voorkomen is de totaal concentratie van de nutriënten minder goed te gebruiken als voorspellende variabele, omdat een groot deel van het nutriënt opgeslagen is in de biomassa (of in het bodemsediment). Van Tongeren (2001) geeft een analyse van andere te gebruiken beschrijvende variabelen. Figuur 9.1 geeft een hypothetisch voorbeeld van een logistische regressie analyse van een meetlocatie.



*Figuur 9.1 Voorbeeld van een analyse waarbij logistische regressie van een dataset is gebruikt. De 'norm' geeft de nutriëntenconcentratie waarbij is geschat dat in 80% van de gevallen de gewenste ecologische kwaliteit wordt gehaald. De 'veilige norm' geeft de nutriëntenconcentratie waarbij het 95% zeker is dat in 80% van de gevallen de gewenste waterkwaliteit wordt gehaald (Van Tongeren en Van den Brink, 2001).*

Met deze methode zijn inmiddels een aantal ervaringen opgedaan (Van Tongeren en Van den Brink, 2001; Limbeek *et al.*, 2001). Van Tongeren (2001) stelt een verfijning voor naar nutriëntenfracties van stikstof en fosfor (gebruik makende van dezelfde methodiek). Daarnaast stelt hij dat het effect van nutriënten gecombineerd dient te worden geanalyseerd, en dat ook beheersmaatregelen en morfometrie in de analyse zouden moeten worden opgenomen. Een in de praktijk veel voorkomend probleem was dat van het gewenste ecologisch niveau nogal eens een voldoende aantal meetpunten ontbreekt, maar dat is door gerichte metingen op te heffen.

## 9.5 Referenties

- CIW, 2002. Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater– hoofdrapport. Methodiek voor het afleiden van gedifferentieerde normen voor fosfor en stikstof op stroomgebiedniveau.
- CUWVO. 1988. Ecologische normdoelstellingen voor het Nederlandse oppervlaktewater. Coördinatie Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater.
- EC-LNV, 2000. Aquatische Supplementen van het Handboek Natuurdoeltypen Rapporten AS01 tot en met AS-13. Expertise Centrum van het Ministerie voor Landbouw, Natuur en Visserij.
- Limbeek, M.C.E., G. Frapporti, en A. van Leerdam, 2001. Differentiatie van nutriëntennormen in de Krimpenerwaard. Royal Haskoning rapport indicatie 42366a0/R0001/Ma/Rott1.
- Tongeren, O.F.R. van en P.J van den Brink, 2001. Het gebruik van logistische regressie voor gedifferentieerde normstelling. Een analyse van de relatie tussen nutriënten, beheer en biologische kwaliteit. STOWA rapport 2001 – 16.
- Tongeren, O.F.R. van, 2001. Relatie tussen nutriënten-concentraties en ecologische kwaliteit, case studie veenweidegebied. Data-Analyse Ecologie.
- V en W, 1998. 4<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. SDU Den Haag.





## 10 Afwenteling nutriënten in oppervlaktewater

*Floor Heinis (Heinis Waterbeheer en Ecologie, CIW 5), Astrid-Driesprong-Zoeteman (RIZA, CIW 5), Francisco Leus, Chris de Blois en Harold van Waveren (RIZA), Frits Kragt (RIVM) en Lowie van Liere (RIVM, CIW 5)*

### 10.1 Inleiding

Afwenteling is het niet halen van de norm benedenstrooms door het toekennen of accepteren van een te ruime norm bovenstrooms (Driesprong-Zoeteman, 2001). Bovenstrooms mogen dus geen ruimere waarden worden toegekend, die het watersysteem benedenstrooms *c.q.* benedenstrooms andere watertypen bedreigen door normoverschrijding aldaar. In verschillende gremia wordt aan afwenteling gewerkt, ook bestaande modellen kunnen worden ingezet voor afwenteling. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op:

- Subgroep CIW 5 (oude CIW samenstelling) Gedifferentieerde Normstelling, waarover ook elders in dit rapport informatie is te vinden (Leeswijzer, hoofdstuk 9)
- RIVM met behulp van de WaterPlanner voor regionale watersystemen op landelijk en regionaal niveau.
- RIZA op nationaal niveau met het waterkwaliteitsmodel Stofstromen.
- RIZA op watersysteemniveau met BOREAS (Beslissing Ondersteunend Systeem Regionale Stofstromen)

Alle genoemde methodieken zullen in dit hoofdstuk kort worden behandeld.

### 10.2 Afwentelingsnormen

(Ingekort overgenomen uit het CIW-rapport: Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater – hoofdrapport. Methodiek voor het afleiden van gedifferentieerde normen voor fosfor en stikstof op stroomgebiedniveau (CIW, 2002).

In de door de CIW ontwikkelde methodiek worden gedifferentieerde normen voor nutriënten in oppervlaktewater stapsgewijs afgeleid. Hierbij worden eerst normen voor de verschillende watertypen afgeleid (watertypenormen). In gevallen dat het niet zinvol is om watertypenormen af te leiden, of wanneer deze al zijn afgeleid, moet worden onderzocht of het zinvol *c.q.* nodig is om afwentelingsnormen af te leiden. Afwenteling kan een rol spelen als:

- eerder afgeleide watertype-normen met elkaar conflicteren, bijvoorbeeld als de norm stroomafwaarts strenger is dan de norm stroomopwaarts;
- in het beheersgebied wateren voorkomen waarvoor geen watertypenormen zijn afgeleid, bijvoorbeeld omdat nutriënten niet sturend zijn voor de ecologische kwaliteit, zoals vaak het geval is in stromende wateren. In deze wateren moeten wél eisen aan de nutriëntenconcentraties worden gesteld om normen benedenstrooms te kunnen halen.

In de praktijk zal een eenvoudige check op afwenteling vrijwel altijd dienen te worden uitgevoerd. Als uit deze eenvoudige check blijkt dat afwenteling mogelijk een rol speelt, dient een meer gedetailleerd afwentelingsonderzoek te worden uitgevoerd. In grote lijnen zal voor het aanleidingsonderzoek ‘afwenteling’ dezelfde informatie nodig zijn als voor het echte afwentelingsonderzoek, namelijk:

- informatie over de hydrologische afhankelijkheid van de verschillende wateren in het beheers- of onderzoeksgebied;
- bijbehorende voorlopige normen of concentraties (in de gevallen waarin nog geen norm is afgeleid).

Er wordt in onderstaand vervolg vanuit gegaan dat het beheers-/studiegebied goed is gedefinieerd en dat dit gebied in deelwatersystemen is ingedeeld, die ieder hun eigen, bij het betreffende watertype behorende norm voor nutriënten hebben. Bij het bepalen van afwenteling is het van belang dat deelwatersystemen niet te groot zijn, omdat afwenteling binnen een deelwatersysteem zelf niet in kaart kan worden gebracht. Aan de andere kant mogen de deelwatersystemen niet te klein zijn, omdat voor ieder deelwatersysteem water- en stoffenbalansen moet kunnen worden opgesteld. Aan de randen van het beheers-/studiegebied zijn blauwe knooppunten gedefinieerd op de plaatsen waar water vanuit het gebied afwatert op een ander beheersgebied of op rijkswater. Voor deze punten, die als een bijzonder deelwatersysteem kunnen worden beschouwd, dient namelijk ook rekening te worden gehouden met afwenteling.

#### *Eenvoudige check op afwenteling*

In een eerste eenvoudige check worden de normen van twee aan elkaar grenzende deelwatersystemen met elkaar vergeleken. Op deze manier is afwenteling soms op voorhand uit te sluiten. Als de norm stroomopwaarts strenger of gelijk is aan de norm stroomafwaarts is het niet waarschijnlijk dat afwenteling optreedt. In het geval dat de norm stroomopwaarts soepeler is dan stroomafwaarts is dat mogelijk wel het geval en wordt aanbevolen de volgende stappen van het afwentelingsonderzoek te zetten. Hoewel met deze benadering op eenvoudige wijze een eerste indruk van mogelijke afwenteling kan worden gekregen, wordt hiermee geen recht gedaan aan processen die optreden in het water, vrachten die op het tussenliggende traject uitkomen en de hydrologie van het watersysteem.

Processen zorgen veelal voor het verlagen van nutriëntenvrachten (Portielje, 1996). Dit kan tijdelijk zijn: zo kunnen fosfaatvrachten benedenstrooms gelegen deelwatersystemen wezenlijk later bereiken als aan zwevend stof gebonden fosfaat tijdelijk achterblijft en pas bij hogere afvoeren wordt meegevoerd. Vrachten kunnen ook permanent worden verwijderd door denitrificatie en opname door algen en waterplanten. Wat processen betreft is de eenvoudige check dus aan de 'veilige' kant.

Door het niet beschouwen van vrachten, die op het tussenliggende traject erbij komen, kan het echter zijn dat een relatief strenge norm stroomopwaarts toch leidt tot het niet halen van de norm stroomafwaarts. Als er aanwijzingen zijn voor aanzienlijk belasting wordt aanbevolen vervolgonderzoek te doen.

In sommige gevallen is niet bekend of twee wateren elkaar beïnvloeden. Als bijvoorbeeld het vermoeden bestaat dat een petgat gevoed wordt door een beek, dan dient de norm van het petgat minder streng te zijn dan de norm van de beek. Als de norm van het petgat strenger is, is er mogelijk sprake van afwenteling. De beheerder dient te bepalen of nader onderzoek naar de hydrologie en grondwaterstroming gewenst is.

#### *Balansen opstellen*

Als uit de vorige stap blijkt dat er kans is op afwenteling dienen de stofstromen in kaart te worden gebracht met behulp van water- en stoffenbalansen per deelwatersysteem. Indien maandelijks gegevens beschikbaar zijn verdient het de voorkeur deze balansen op maandbasis te maken. In gevallen dat de waterhuishouding in de zomer sterk afwijkt van die in de winter dient minimaal te worden gewerkt met zomer- en winterbalansen.

#### *Kwantificeren relaties (eenvoudig)*

In deze stap wordt het verband tussen twee aan elkaar grenzende deelsystemen in formulevorm omschreven op basis van waterkwaliteitsmetingen en vrachten. Het betreft in feite een black box benadering: omzettingen van stoffen en fouten in de geschatte vrachten zijn verwerkt in constanten. Om onderdelen van de constante te kunnen benoemen en kwantificeren dienen aanvullende metingen te worden verricht.

Bij het in beeld brengen van afwenteling zijn twee situaties denkbaar die ieder om hun eigen aanpak vragen:

1. Het aangevoerde water heeft een individueel, direct effect op de waterkwaliteit van het ontvangende water. In deze situatie wordt voor stromende wateren gebruik gemaakt van de eerder opgestelde stoffenbalansen om de verhouding tussen aan elkaar grenzende wateren te bepalen. De lozingen worden bij elkaar opgesteld. Voor stagnante wateren wordt een verband gezocht tussen de waterkwaliteit van het ontvangende en 'lozende' water met behulp van een eenvoudig model zoals dat in het kader van de 3<sup>e</sup> en 4<sup>e</sup> eutrofiëringsenquête is afgeleid.
2. In de tweede situatie, waarin meerdere kleine aanvoerende wateren gezamenlijk de waterkwaliteit van het ontvangende water bepalen, kan het beste gebruik worden gemaakt van een aanpak die ook gebruikt wordt voor diffuse bronnen (CIW, 1997). Er is namelijk geen direct verband te leggen tussen de aan elkaar grenzende wateren. Hierbij wordt het verschil tussen gemeten concentraties en normen lineair vertaald naar emissiereductiedoelstellingen:

$$\text{reductie \%} = 100 - (100 \times C_{\text{norm}} / C_{\text{gemeten}})$$

Hieruit volgt een benodigde emissiereductie per stof. Het is niet mogelijk om dit percentage rechtstreeks door te vertalen naar de norm bovenstrooms. Bij het bovenstaande wordt uitgegaan van gelijktijdige, volledige menging. Indien er sprake is van een mengzone binnen het ontvangend water, dient hier rekening mee te worden gehouden. Met vuistregels en toepassing van modellen kan worden ingeschat hoe groot een lozing mag zijn om een bepaalde waterkwaliteit binnen de mengzone te halen.

#### *Kwantificeren relaties (complex)*

Bij de complexe benadering wordt een verspreidingsmodel ingezet om relaties tussen naburige deelwatersystemen te bepalen. Eerst wordt de huidige waterkwaliteit gemodelleerd. Door vervolgens de gedifferentieerde normen als kwaliteit stroomopwaarts in te voeren kan worden nagegaan of de normen stroomafwaarts worden gehaald. Voordeel van deze methode is dat zowel transport als processen worden meegenomen. Nadeel is dat er meer invoer nodig is en dat het bouwen van een model tijdrovend en kostbaar is. Voorbeelden van modellen voor afwenteling volgen hieronder.

#### *Stroomopwaarts terugrekenen*

Gebruikmakend van de in de vorige stappen afgeleide norm voor het stroomafwaarts gelegen water en relaties tussen concentraties in de stroomopwaarts en stroomafwaarts gelegen wateren kan de toegestane concentratie in het stroomopwaarts gelegen water worden berekend. Zeker in het geval van meerdere wateren die in één water lozen zal deze benadering echter niet leiden tot aparte concentraties in alle lozende wateren, maar in een gemiddelde waarde voor deze wateren samen.

#### *Onderzoek op blauwe knooppunten*

Bij de check op afwenteling moet ook rekening worden gehouden met de afwenteling naar aangrenzende beheersgebieden en/of rijkswateren. Het in kaart brengen van de plaatsen waar overdracht van water en stoffen plaatsvindt (blauwe knooppunten), vormt dan ook een belangrijk aandachtspunt tijdens de watersysteemindeling. Eventuele afwenteling naar andere beheersgebieden/rijkswater kan op twee manieren worden getoetst:

1. de waterkwaliteit mag op het blauwe knooppunt niet significant verslechteren (niet meer dan 10% concentratieverhoging);
2. de waterkwaliteit van het water dat uitkomt op het blauwe knooppunt moet voldoen aan de waterkwaliteitsnormen van dat blauwe knooppunt.

Ad 1. Eventuele effecten op blauwe knooppunten kunnen worden ingeschat met de CIW immissietoets (CIW, 2000). De stofvracht van een water dat uitkomt op een blauw knooppunt is dan de emissie, waarna de waterkwaliteit van het ontvangende water wordt berekend. De immissietoets is stapsgewijs opgezet en zodanig dat in de eerste stappen met relatief weinig gegevens en met behulp van eenvoudige berekeningen kan worden bepaald of de stofvracht van het water toelaatbaar is. Kern van de toets is dat wordt nagegaan hoe de concentratie verandert op een vaste afstand (10 maal de breedte van het ontvangend water) stroomafwaarts. De concentratie mag niet meer dan 10% toenemen. Een handleiding en de software van de immissietoets zijn via internet (Steunpunt Emissies) verkrijgbaar.

Ad 2. Het hangt van het ontvangende water af, welke norm op het blauwe knooppunt van toepassing is. Voor de Rijn zijn milieudoelstellingen vastgesteld (de zogenaamde Zielvorgaben). Dit is echter alleen voor fosfaat gedaan ( $P = 0,15 \text{ mg l}^{-1}$ ) en niet voor stikstof. Voor het stroomgebied van de Maas en Schelde worden naar verwachting in 2003 normen vastgesteld. Voor de Noordzee zou moeten worden uitgegaan van de ecotoxicologische beoordelingscriteria van OSPAR. Voor nutriënten zijn echter nog geen waarden vastgesteld.

### *Afweging*

Als laatste stap dienen de volgens de hiervoor beschreven procedure afgeleide concentraties in bovenstrooms gelegen wateren te worden vergeleken met reeds bestaande normen, of met de eerder afgeleide watertypenormen. Hierbij is de strengste norm in principe de geldende norm. Er zijn echter ook andere opties dan het aanscherpen van de norm. Te denken valt aan het isoleren van kwetsbare gebieden of het voorzuiveren van water dat op kwetsbaar water uitkomt.

## **10.3 Waterplanner/Stofstromen**

Afwenteling kan ook worden berekend met behulp van de WaterPlanner (regionale wateren, RIVM) en het model Stofstromen (hoofdwateren, RIZA).

De stromingsrelaties in de Waterplanner zijn gebaseerd op de WIS-schematisatie (Waterstaatkundig Informatie Systeem, een digitaal stelsel van kwantitatieve informatie over watersystemen). De afwateringseenheid op het laagste niveau wordt gevormd door het WIS-element en komt overeen met de afwateringseenheid, zoals gedefinieerd in de CIW, 1998; Figuur 10.1): in laag-Nederland een peilgebied, in hoog-Nederland een zijtak van een beek. Deze afwateringseenheden kunnen geaggregeerd worden tot stroomgebieden op hoger niveau. Informatie per Waterplanner (WIS)-afwateringseenheid bevat onder anderen grootte van verschillende watersystemen, wateroppervlak, stromingsrichting, dimensies van waterlopen, (kavel)slootdichtheden, peilen, duikers, kunstwerken (gemaal, stuw, RWZI, watertypen, etc.). Via koppeling met andere informatiesystemen is informatie zoals bodemtype en (provinciale) waterfunctie hieraan toegevoegd en is het STOWA-watertype bepaald.

Stofstromen is gebaseerd op de PAWN schematisatie (Policy Analysis of Water Management in the Netherlands). Basis zijn de PAWN-districten, die het regionale water geaggregeerd beschrijven. Processen die hier plaatsvinden worden 'vertaald' in een waterkwantiteit en waterkwaliteit, die worden uitgeslagen op het hoofdwatersysteem. Met water ingelaten vanuit het hoofdwatersysteem wordt rekening gehouden. Het hoofdwatersysteem is een geschematiseerde weergave van de grote zoete wateren (rijkswateren en grotere regionale wateren).

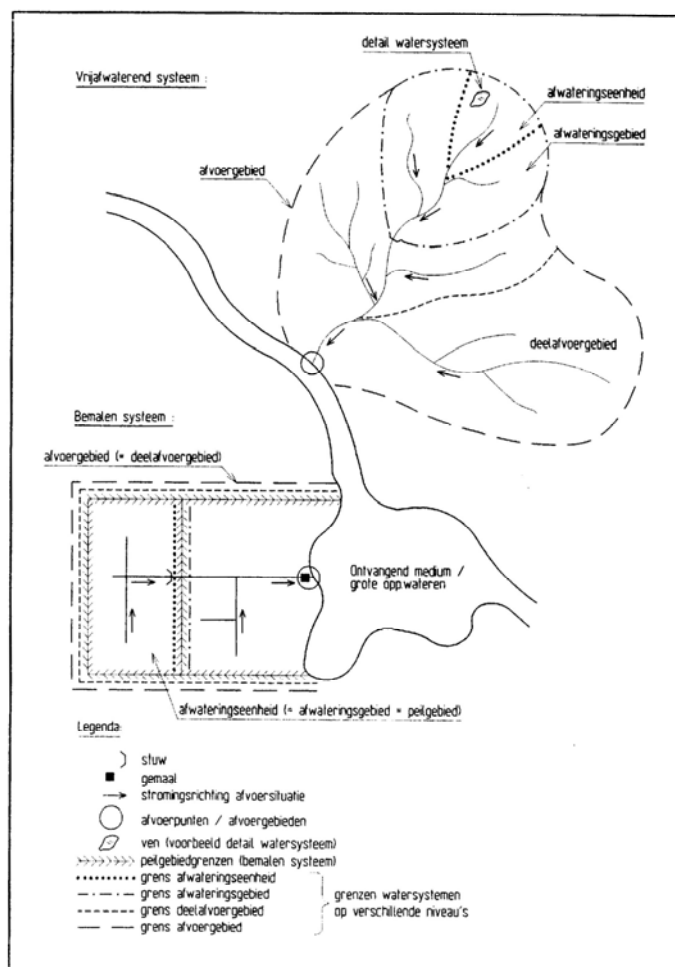


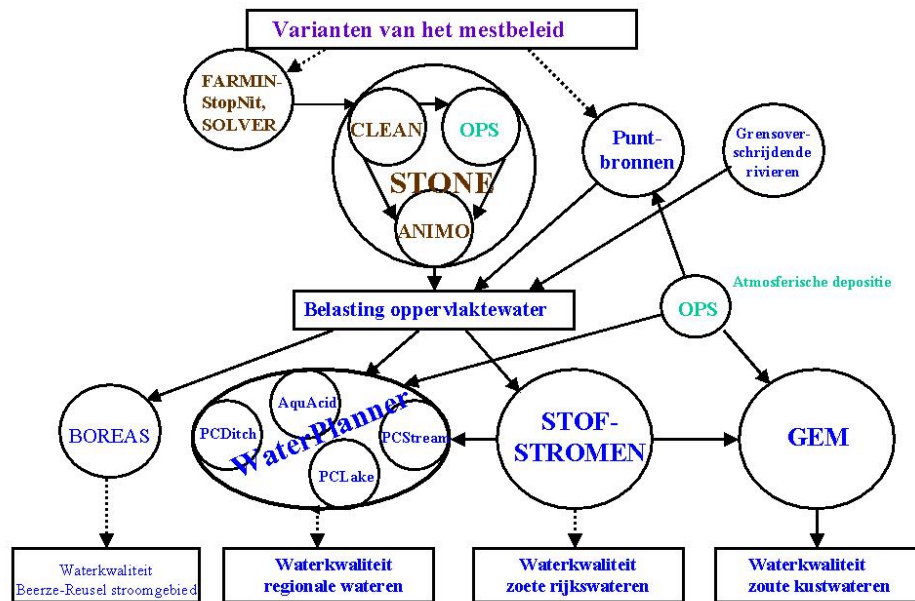
Fig.10.1. Oppervlaktewatersysteem-indeling volgens de CIW-Leidraad begrenzing watersystemen (CIW, 1998).

De WaterPlanner en Stofstromen krijgen informatie van andere modellen die toevoer van nutriënten naar watersystemen beschrijven. Deze belasting wordt vertaald naar belasting per afwateringseenheid (WIS-element) ten behoeve van modellen die de milieu- (concentraties) en ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater per afwateringseenheid bepalen.

Figuur 10.2 geeft een overzicht van modellen gebruikt tijdens de evaluatie van het mestbeleid, en die tevens de WaterPlanner en Stofstromen van 'informatie' voorzien (Oenema *et al.*, 2002).

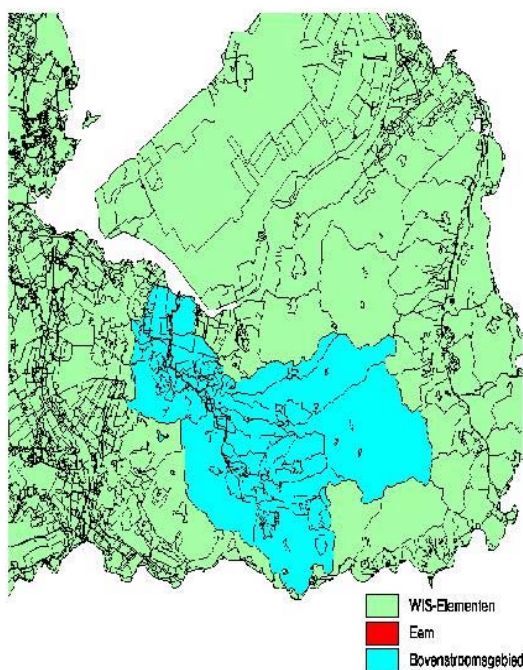
Met behulp van de stromingsrelaties wordt de (afwentelings-)beïnvloeding bepaald (Figuur 10.3). Doorvoer van water en daarin voorkomende stoffen kan van afwateringseenheid naar afwateringseenheid worden bepaald, waardoor de Waterplanner zowel op regionaal niveau als landsdekkend bruikbaar is. Toevoer van gebiedsvreemd water uit grote wateren wordt ingevuld met behulp van informatie uit het model Stofstromen. Stofstromen rekent met de grotere PAWN-districten en het netwerk van hoofdwateren (Figuur 10.4). De aanvoer van grensoverschrijdende rivieren wordt meegenomen. De doorvoer van rivierwater naar IJsselmeer en met name naar de Noordzee kunnen berekend worden.

Beide modellen hebben hun eigen kracht en mogelijkheden, maar kunnen elkaar aanvullen.

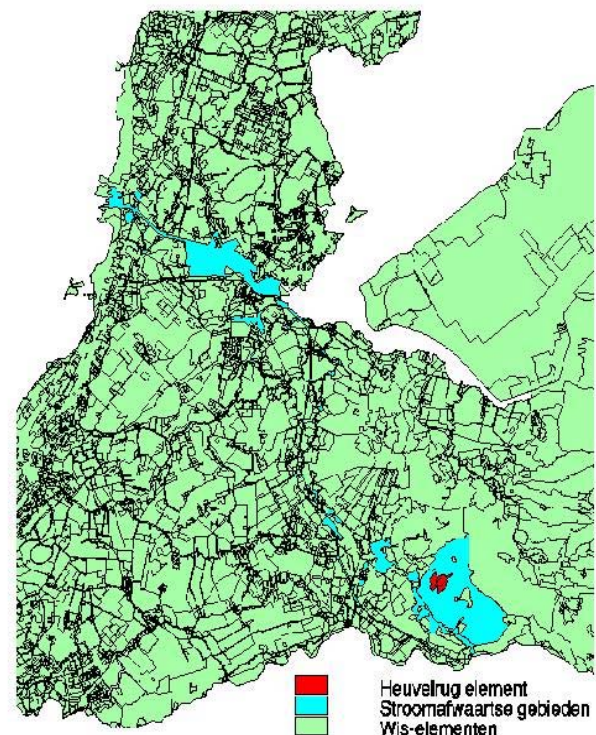


Figuur 10.2. Geschematiseerde weergave van modellen gebruikt tijdens de evaluatie van het mestbeleid en hun onderlinge relaties.

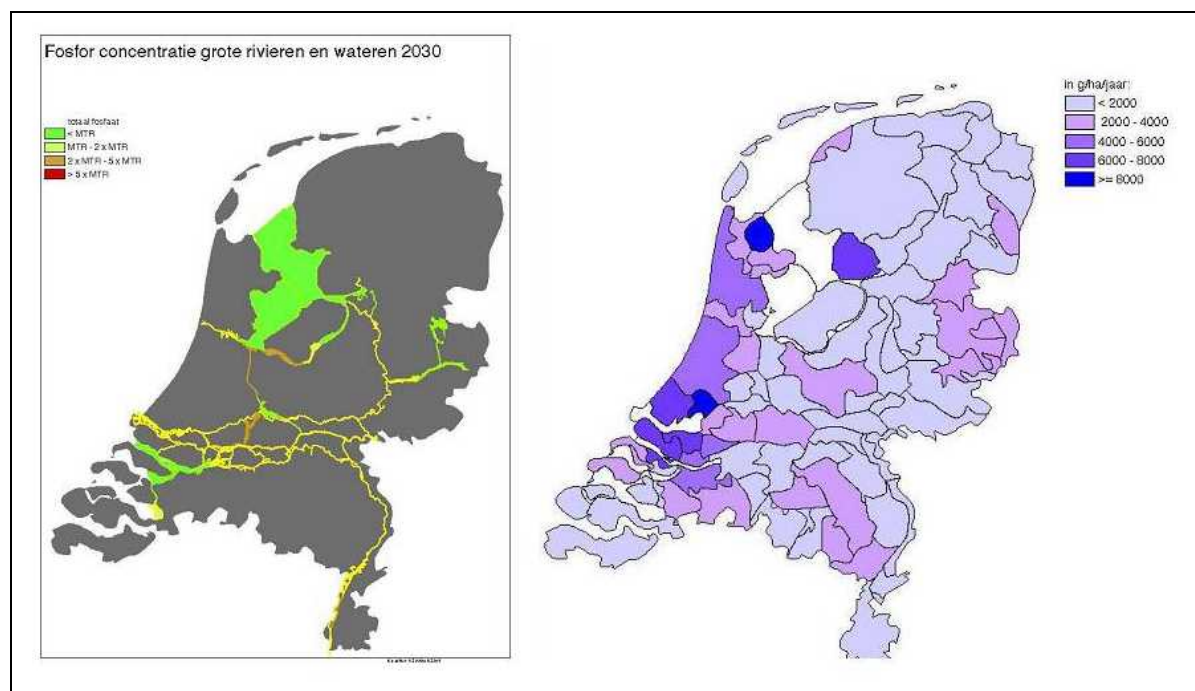
Bovenstroomse gebieden van de Eem



Stroomafwaartse gebieden vanaf een heuvelrug element



Figuur 10.3. Twee voorbeelden van de bepaling van het beïnvloedingsgebied stroomopwaarts resp. stroomafwaarts door de WaterPlanner.



Figuur 10.4. Linkerfiguur: het netwerk van hoofdwateren van het model Stofstromen, de grotere regionale wateren die onderdeel uitmaken van het netwerk zijn in de figuur niet aangegeven, RIVM, 2000. Rechterfiguur: de PAWN-districten, die op geaggregeerd niveau de regionale wateren beschrijven, voorbeeld P-belasting door uit- en afspoeling, RIVM, 1997.

## 10.4 BOREAS

Het beleids- en beheersinstrumentarium BOREAS (**B**eslissingen **O**ndersteunend **S**ysteem voor **R**egionale **S**tofstromen; De Blois en Leus, 2002) is opgebouwd uit een aantal modellen en informatiesystemen, die samen de keten van **verbruik** → **emissie** → **verspreiding** → **effect** op stroomgebiedniveau van een regionaal watersysteem beschrijven. Effecten voor de aquatische natuur kunnen op het niveau van subwatertypes volgens de STOWA-indeling voor de regionale wateren in beeld worden gebracht. Voor een beek betekent dit een toestands- en effectbeschrijving op het niveau van de bovenloop, middenloop en benedenloop.

Het oppervlaktewatersysteem in bijvoorbeeld vrij afwaterende gebieden wordt onderverdeeld in een lokaal deel (greppels, sloten, kleine beken) en een regionaal deel (hoofdbeek). Het lokale deel wordt onderverdeeld in afwateringseenheden van 10 tot 100 km<sup>2</sup>. Het regionale deel wordt onderverdeeld in homogene beeksegmenten. De lokale afwateringseenheden worden elk gemodelleerd als een denkbeeldig kanaal waarin per tijdstap de verblijftijd en de retentie van stoffen wordt bepaald. Verontreinigende stoffen in de beek kunnen zich in drie toestanden bevinden: opgelost, gehecht aan waterplanten, of gehecht aan (zwevend) sediment. Hiertoe worden ook de ontwikkeling van de waterplanten gedurende het jaar en het slibtransport in de beek gemodelleerd.

Met BOREAS kunnen herkomstanalyses worden uitgevoerd en de effecten van verschillende maatregelen worden berekend, zoals: wijziging hydrologie, vergroting van de zuiveringsefficiëntie van RWZI's, wijziging van landgebruik en mestgiften, hermeandering, wijziging stuwbeheer, vervanging stuwen door vistrappen, wijziging van maaibeheer, en sanering van de beekbodem.

Effecten van maatregelen worden getoetst aan afrekenbare doelen. Daarbij wordt ook rekening gehouden met de onderlinge beïnvloeding van de te onderscheiden (deel-)systemen binnen het beschouwde gebied (bovenloop=>benedenloop; lokaal systeem =>hoofdsysteem; voor en na lozingspunt RWZI, *etc.*). Hiervoor worden op een aantal strategisch gekozen locaties zogenoemde blauwe knooppunten gedefinieerd. Per knooppunt worden een aantal zaken scherper in beeld gebracht, zoals het vaststellen: van probleemstoffen en mate van normoverschrijding;

- van de relatieve bijdrage bronnen en herkomst stoffen (gebied of bron); zie figuur 10.5;
- van de doelgroepen die hiervoor verantwoordelijk zijn en/of hierop invloed kunnen uitoefenen (stakeholder-analyse);
- van de effecten van de voorgestelde maatregelen(sets), inclusief kosten, uitvoerbaarheid en draagvlak;
- of er sprake is van afwenteling. Zo ja, zijn de toegekende functies van het bovenstroomse gebied wel in voldoende mate op elkaar afgestemd? Zo niet, nagaan welke oplossingsrichtingen hiervoor mogelijk zijn en zo nodig nagaan op welke wijze verrekening van kosten bij sprake van afwenteling kan plaatsvinden.

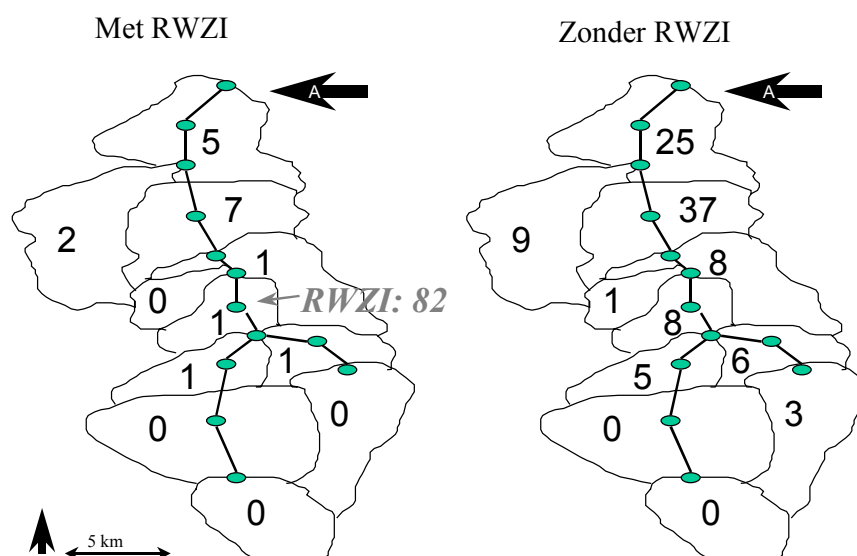
Het draagvlak voor de gekozen oplossing hangt sterk af van de maatschappelijk, sociaal-economische effecten van de voorgestelde maatregelen(sets). Met een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) wordt dit in beeld gebracht. MKBA is een evaluatiemethodiek waarbij een zoveel mogelijk gekwantificeerd overzicht wordt gegeven van de maatschappelijke voordelen (baten) en nadelen (kosten) over een langere periode van alternatieve beleidsmaatregelen of beheerspakketten. Belangrijke aspecten in het opzetten van een kosten-batenanalyse (en een integraal beoordelingskader in het algemeen) is het bepalen van de uitgangssituatie en de streefsituatie. De mate waarin onzekerheden over toekomstige (autonome of niet) ontwikkelingen een rol spelen dienen expliciet gemaakt te worden en verwerkt worden in aannames en eventueel scenario's.

De kosten van maatregelen zijn vaak relatief gemakkelijk te bepalen, vergeleken met de baten. Onderzocht moet worden welke andere typen baten naast het behalen van milieunormen en ecologische doelstellingen een rol spelen. Deze verkenning van met name de maatschappelijke baten zal gedeeltelijk voortbouwen op een stakeholder-analyse, omdat hieruit tevens moet blijken wie (sociale en economische actoren of sectoren) er naar verwachting op achteruit en op vooruit gaan door het treffen van maatregelen. Het identificeren, kwalificeren en kwantificeren van baten kan op verschillende manieren gebeuren, bijvoorbeeld door middel van kwalitatief belevingswaardenonderzoek of kwantitatieve economische waarderingsmethoden van het milieu.

Bovenstaande analyses kunnen op verschillende schaalniveaus worden uitgevoerd. In de EU Kader Richtlijn Water worden een viertal belangrijke schaalniveaus genoemd:

klein	10 - 100 km <sup>2</sup>	(bijvoorbeeld peilvak/stuwvak, bovenloop beek)
middelgroot	> 100 tot 1000 km <sup>2</sup>	(bijvoorbeeld bekenstelsel Beerze/Reusel, Dinkel)
groot	>1000 tot 10.000 km <sup>2</sup>	(beheersgebied Schap tot een WB-21 stroomgebied)
zeer groot	> 10.000 km <sup>2</sup>	(stroomgebied Rijn, Maas, Schelde, Eems)





*Figuur 10.5: Relatieve bijdrage van de afwateringseenheden in het Groote-Beerze-gebied aan de stofvracht van fosfaat-totaal in benedenstroomse richting (bij punt A) in 1997 in een situatie met en zonder puntlozing door de RWZI Hapert. De bijdrage van een afwateringseenheid wordt enerzijds bepaald door het landbouwareaal in de afwateringseenheid en anderzijds door de afstand tot het benedenstroomse punt A door de beek. Deze afstand is immers een belangrijke bepalende factor voor de retentie van fosfaat in het oppervlaktewater tot punt A.*

Dit zijn belangrijke niveaus waarop afweging plaatsvindt en waarvoor blauwe knooppunten kunnen worden gedefinieerd. De vraagstelling bepaalt in belangrijke mate de keuze van het gewenste schaalniveau, de te berekenen toetsparameters én de kwaliteitseisen van het antwoord: indicatief met veel onzekerheid (verkennend karakter) dan wel exact met minder onzekerheid (oplossingsgericht karakter). Prioritering van maatregelen op basis van effecten, kosten, uitvoerbaarheid en draagvlak ligt per schaalniveau vaak anders. Bij een analyse op stroomgebiedniveau zullen bijvoorbeeld overstorten of erfafvoer een relatief geringe bijdrage leveren aan de totale stofvracht op een knooppunt en geen rol spelen bij de discussie rondom afwenteling. Op lokaal niveau en gedurende een korte tijdsperiode kunnen dergelijke bronnen juist grote ecologische effecten hebben en voor onacceptabele afwenteling zorgen.

## 10.5 Referenties

- Blois, C.J. en Leus, F.M.R., 2002. Methodiek voor integrale afweging op stroomgebiedniveau voor regionale wateren in hoog-Nederland. Toepassing op de Groote Beerze. RIZA rapport (in prep).
- CIW, 1997. Handreiking regionale aanpak diffuse bronnen. Rapport Commissie Integraal Waterbeheer werkgroep 6.
- CIW, 1998. Leidraad begrenzing watersystemen. Rapport Commissie Integraal Waterbeheer werkgroep 7.
- CIW, 2000. Emissie-immissie. Prioritering van bronnen en de emissietoets. Rapport Commissie Integraal Waterbeheer werkgroep 6.
- CIW, 2002. Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater – hoofd rapport. Methodiek voor het afleiden van gedifferentieerde normen voor fosfor en stikstof op stroomgebiedniveau.

- Driesprong-Zoeteman, A., 2001. Afwenteling van waterverontreiniging in Fryslân. RIZA rapport 2001.006.
- Oenema, O., G. Stam, L. van Liere, T. Prins, H. ten Berge, C. de Blois, O. Schoumans, J. Eulen, F. Kragt, M. Bokhorst, H. van Zeijts en J. Roelsma, 2002. Prognose Milieukwaliteit, verkenning van de effecten van verliesnormen op de kwaliteit van bodem. Grond- en oppervlaktewater in Nederland. Rapport evaluatie mestwet (in prep.)
- Portielje, 1996. Nutriëntenretentie in kleine wateren. Een literatuurstudie. Stichting voor Onderzoek Waterkwaliteitsbeheer.
- RIVM, 2000. Nationale Milieuverkenning 2000-2030. Samson b.v. Alphen aan den Rijn.



## 11. Doelen voor de Rijn (afwenteling)

*Paul Boers*

- Fosfor: IJsselmeer normstellend voor de Rijn → 0.08 mg P l<sup>-1</sup>.
- Stikstof: kustwateren normstellend voor de Rijn → 1.8 mg N l<sup>-1</sup>.

### 11.1 Inleiding

In hoofdstuk 7 zijn voor een aantal grote wateren streefwaarden voor nutriënten afgeleid. Daar bleek dat er voor de Rijn zelf niet of nauwelijks harde ecologische doelen zijn, die zijn ter vertalen naar streefwaarden voor nutriënten in die rivier. Voor een aantal in belangrijke mate door de Rijn gevoede systemen zijn echter wel streefwaarden af te leiden. In dit hoofdstuk wordt nagegaan wat de consequenties van deze streefwaarden zijn voor de nutriëntenconcentraties in de Rijn. Deze exercitie is eerder uitgevoerd voor stikstof in de Rijn (De Vries *et al.*, 1998). De resultaten daarvan worden hier kort samengevat. Daarnaast worden de resultaten van een soortgelijke exercitie voor fosfor in de Rijn gepresenteerd.

### 11.2 Resultaten voor fosfor

#### **IJsselmeer**

De streefwaarden uit hoofdstuk 7.3 zijn teruggerekend naar de Rijn met behulp van de regressielijn tussen de zomergemiddelde concentraties in het IJsselmeer en die bij Lobith over de jaren 1985-2001.

#### **Friese boezem**

Deze concentraties zijn moeilijk terug te vertalen naar het IJsselmeer, omdat de invloed van de fosfaatbelasting vanuit het IJsselmeer op de boezem als geheel te beperkt is en de invloed van regionale en locale bronnen te groot. Wel is de invloed van het IJsselmeer op de nabij het inlaatpunt gelegen meren relatief groot. Voorzichtig kan worden gesteld dat bij de reeds eerder vastgestelde streefwaarden voor het IJsselmeer aanzienlijke verbetering van de ecologische kwaliteit of met name voor de dichtbij het IJsselmeer gelegen boezemmeren zelfs ecologisch herstel mogelijk moet zijn, mits de invloed van de overige bronnen voldoende ver kan worden teruggedrongen.

#### **Volkerak-Zoommeer**

De in hfdst 7.3 afgeleide streefwaarde is teruggerekend naar het Hollands Diep met behulp van de fosforbalansen van enkele representatieve jaren, onder de aanname dat de fosforconcentraties in alle bronnen in dezelfde mate dalen als in het Hollands Diep. In dat geval is de te realiseren fosforconcentratie in het Hollands Diep simpelweg evenredig aan die in het Volkerak. Om 0.05 mg P l<sup>-1</sup> in het Volkerak te realiseren is dan gemiddeld 0.093 mg P l<sup>-1</sup> in het Hollands Diep nodig.

De aldus verkregen doelconcentraties in het Hollands Diep zijn vervolgens teruggerekend naar de Rijn met behulp van de regressielijn tussen de gemiddelde concentraties in het Hollands Diep en die bij Lobith over de jaren 1985-2000. Dit levert als jaargemiddelde 0,1 – 0.14 mg P l<sup>-1</sup>, afhankelijk van het weer, en met een gemiddelde van 0.124 mg P l<sup>-1</sup> en als zomergemiddelde 0.11 – 0.17 mg P l<sup>-1</sup> met een gemiddelde van 0.15 mg P l<sup>-1</sup>.

#### **Kustwateren**

Zoals besproken in hoofdstukken 7.3 en 7.4 is voor de kustwateren fosfor veel minder van belang dan stikstof. Daarom is het niet zinvol vanuit de kustwateren een streefwaarde voor fosfor in de Rijn af te leiden. Eventueel kan de eis van herstel van natuurlijke N/P ratio's in de kustwateren en Rijn worden gesteld (zie hfdst. 7.3).

## Samenvattend

De ecologische doelen voor de verschillende beschouwde systemen en de daarvan afgeleide streefwaarden voor fosforconcentraties in de Rijn alsmede de benodigde reducties van de emissie ten opzichte van 1985 zijn samengevat in tabel 11.1. Ter vergelijking zijn ook de in internationale kaders afgesproken doelstellingen voor emissiereductie opgenomen. Ter vergelijking: In 1985 en 2000 bedroegen de gemiddelde concentratie 0.7 en 0.2 mg P l<sup>-1</sup>.

Tabel 11.1. Overzicht van doelen voor verschillende watersystemen en daarvan afgeleide streefwaarden voor totaal-P in de Rijn

Doel	P in Rijn	reductie emissies t.o.v. 1985
<b>Rijn</b>		
natuurlijke achtergrond	0.05	100
Zielvorgabe	0.15	82
50% emissiereductie	0.34	50
75% emissiereductie	0.19	75
<b>IJsselmeer</b>		
geen drijfslagen	0.08	94
terugkeer naar P-limitatie	0.13	86
<b>Kustwateren</b>		
natuurlijke N/P ratio	0.14	84
<b>Volkerak</b>		
geen drijfslagen	0.12 (zomergem.)	88
stabiel helder	0.15 (zomergem.)	82
<b>Friese boezem</b>		
0.4 m doorzicht	0.11	90
ecologisch gezonde ecosystemen	0.08	94

## 11.4 Conclusie

De keuze voor een streefwaarde voor totaal fosfor in de Rijn wordt sterk bepaald door de onderliggende ecologische doelen. De ecologische doelen voor het IJsselmeer zijn verankerd in het BPN en lijken daarmee een breed draagvlak te hebben. De eis: geen drijfslagen levert de laagste streefwaarde en is daarmee normstellend. De resulterende streefwaarde voor de Rijn is 0,08 mg P l<sup>-1</sup>. Er is een reductie van ca. 94% van de emissies t.o.v. 1985 nodig om deze waarde te realiseren. Vanzelfsprekend leiden andere doelen voor het IJsselmeer tot andere streefwaarden.

## 11.5 Resultaten voor stikstof

In de kustwateren is stikstof van nature groeibeperkend. Daarom zijn verschillende ecologische streefbeeldens voor de kustwateren terug te vertalen naar stikstofconcentraties in de kustwateren *c.q.* stikstofbelastingen op de kustwateren en vervolgens naar stikstofconcentraties in de Rijn. In de zoete wateren en met name de grote rijkswateren is fosfor veel belangrijker. Om die reden is het veel moeilijker om uitgaande van de grote zoete wateren streefwaarden voor stikstof in de Rijn vast te stellen.

De kwaliteitsdoelstellingen voor totaal N in de Rijn, nodig om de verschillende streefbeeldens te realiseren en de bijbehorende globale reducties van de emissies bij meetstation Lobith

(concentratie in 1985 5.5 mg N l<sup>-1</sup>; concentratie in 1995 5.2 mg N l<sup>-1</sup>; achtergrond 0.6 mg N l<sup>-1</sup>) zijn samengevat in tabel 11.2.

Tabel 11.2. Overzicht van doelen voor verschillende watersystemen en daarvan afgeleide streefwaarden voor totaal stikstof in de Rijn (De Vries et al., 1998).

doel	Rijn	% reductie
<b><i>Kustwateren</i></b>		
natuurlijke concentratie	0.6	100
50% vermindering biomassa in voorjaar	1.8	75
25% reductie van jaargemiddelde biomassa, overeenkomend met 50 % van de biomassa door antropogene oorzaken	3.0	50
geen zuurstofloosheid in gestratificeerde delen	3.0	50
max. biomassa Phaeocystis minder dan 5 µg chlorofyl l <sup>-1</sup> , overeenkomend met minder dan 10 <sup>7</sup> cellen l <sup>-1</sup>	1.8	75
N-beperkte groei	1.8	75
<b><i>IJsselmeer</i></b>		
geen dominantie van blauwalgen	1.4	83
<b><i>Rijn</i></b>		
natuurlijke N/P verhouding (0.15 mg totaal-P l <sup>-1</sup> )	1.9	72
N-beperkte algengroei in rivier Rijn	1.0	87
50% vermindering van emissies	2.7-3.0	50

## 11.6 Conclusies

Zoals is aangegeven in de hoofdstukken 3 en 7 is fosfor, en niet stikstof, van nature de beperkende factor voor algengroei in zoete wateren. Daarom zijn deze getallen niet goed te onderbouwen. Voor stikstof is de waarde gekozen, die afgeleid is uit de ecologische doelstellingen voor de kustwateren. Wat betreft de Noordzee, is een terugkeer naar de natuurlijke N-beperkte groei van algen het belangrijkste doel. Over het algemeen biedt dit waarborgen tegen het voorkomen van de meeste soorten plaagalgen, inclusief toxines producerende soorten. Het streefbeeld van een N-beperkte algengroei in de kustwateren wordt benaderd bij een vermindering van de antropogene belasting met 50%, overeenkomend met een streefwaarde van **1.8 mg N l<sup>-1</sup>** in de Rijn.

## 11.7 Referenties

- Boers, P.C.M., *et al.*, 2002. Streefwaarden voor fosfor in de grote zoete wateren. RIZA nota in voorbereiding.
- Vries, I. de, P.C.M. Boers, F. Heinis en J-P.R.A. Sweerts, 1998. Targets for nitrogen in the River Rhine. Rapport RIKZ/OS 98.0129X, RIZA 98.117X.



## 12 Europese Kaderrichtlijn Water

*Ronald Buskens, Marga Limbeek (Royal Haskoning) en Lowie van Liere (RIVM)*

Dit hoofdstuk is een verkorte weergave van Buskes en Limbeek, 2002, waaraan enige figuren uit van Ruiten, 2001 zijn toegevoegd. De status van het hoofdstuk is een navolging van de Kaderrichtlijn, waarbij enige interpretaties zijn gemaakt, waar nog internationaal overleg over gaande is.

### 12.1 Inleiding

De Europese Kaderrichtlijn heeft tot doel de achteruitgang van de aquatische ecosystemen te voorkomen en deze te verbeteren, het duurzaam gebruik van water te bevorderen en bij te dragen aan een oplossing voor de negatieve gevolgen van droogte en overstroming. Als concreet doel stelt de EKW dat met het volledig van kracht worden van de richtlijn (2015) alle watersystemen in een goede ecologische toestand moeten verkeren. Dat betekent een zodanige kwaliteit van water, waterbodem en oevers dat deze in ieder geval levenskansen bieden voor de aquatische levensgemeenschappen waarvan ook hogere organismen, zoals diverse vissoorten, deel uit kunnen maken en tevens de ecologische belangen buiten het water (vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) beschermen.

### 12.2 Natuurlijke watertypen en ecologische toestand

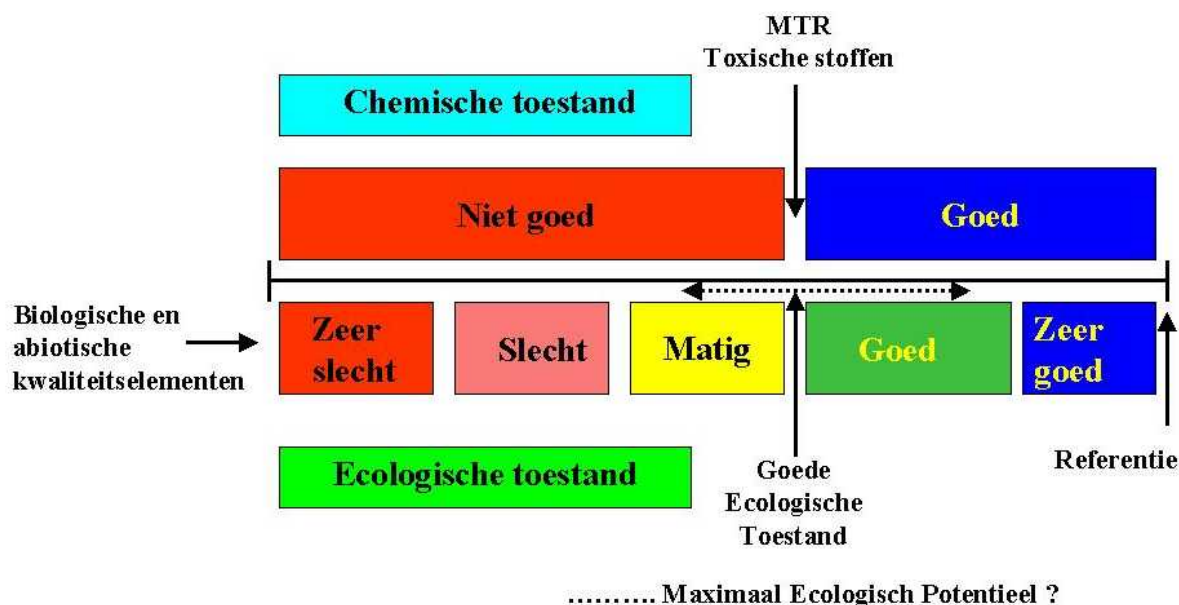
In de Europese Kaderrichtlijn wordt onderscheid gemaakt in vier natuurlijke categorieën water, te weten rivieren, meren, overgangswateren en kustwateren. Voor deze vier categorieën is een indeling in vijf ‘ecologische toestanden’ (niveaus) gemaakt, waarvan alleen voor de beste drie (zeer goed, goed en matig) een algemene beschrijving is weergegeven (bijlage V EKW). De laagste twee toestanden zijn niet nader gedefinieerd. De algemene omschrijving van de beste drie ecologische toestanden is gebaseerd op omschrijvingen voor deze drie niveau's, voor drie verschillende kwaliteitselementen: de biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen (zie Figuur 12.1). De kwaliteitselementen per categorie water zijn beschreven in Tabel 12.1

### 12.3 Kunstmatige of sterk veranderde waterlichamen en ecologisch potentieel

Behalve de vier natuurlijke categorieën water, zijn ook ‘kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen’ opgenomen in de Europese Kaderrichtlijn. Voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen is geen ‘ecologische toestand’ maar ‘ecologisch potentieel’ omschreven voor de beste drie niveaus (maximaal, goed en matig).

Een kunstmatig waterlichaam is gedefinieerd als een ‘door menselijke activiteiten tot stand gekomen oppervlaktewaterlichaam’ (artikel 2, EKW). Een sterk veranderd waterlichaam is gedefinieerd als ‘een oppervlaktewaterlichaam dat door fysische wijzigingen ingevolge menselijke activiteiten wezenlijk is veranderd van aard zoals door de lidstaten aangeduid overeenkomstig de bepalingen uit bijlage II’. In artikel 4 van de EKW zijn de voorwaarden aangegeven wanneer oppervlaktewaterlichamen als kunstmatig of sterk veranderd mogen worden aangemerkt. Dit mag alleen als voor het bereiken van de goede ecologische toestand noodzakelijke wijzigingen in de hydromorfologische kenmerken van die lichamen significante negatieve effecten zouden hebben op het milieu, een aantal erkende gebruiksfuncties of de waterhuishouding of het doel van de kunstmatige of veranderde aard

van het waterlichaam redelijkerwijs (technische haalbaarheid of financiële redenen) niet kan worden bereikt op een voor het milieu gunstiger manier.



*Figuur 12.1 Interpretatie van de implementatie van de EKW (van Ruiten et al., 2001). Gecombineerde maatlat voor de beoordeling van de ecologische en chemische toestand De chemische beoordeling is gebaseerd op een 'norm', het MTR voor toxische stoffen. De ecologische beoordeling kent een systeem waarbij biologische, hydro-morfologische en chemische kwaliteitselementen (bijvoorbeeld nutriënten) van belang zijn. De interpretatie van de EKW vindt momenteel in de lidstaten plaats.*

*Tabel 12.1 Kwaliteitselementen en categorieën water voor de beschrijving van de ecologische toestand (EU, 2000; Van Ruiten et al. 2001). De biologische componenten zijn uitgesplitst in verschillende groepen, de hydromorfologische en chemische-fysische niet.*

Kwaliteits- element	Betreft:	Rivieren Meren	Overgangs- wateren	Kustwateren
Fytoplankton	zwevende algen	✓	✓	✓
Fytobenthos	vastzittende algen	✓		
Macrofyten	Waterplanten	✓		
Macroalgen	b.v. zeewieren		✓	✓
Angiospermen	vaste waterplanten (zout met name zeegras)		✓	✓
Macrofauna	ongewervelde dieren	✓	✓	✓
Vis		✓	✓	
Hydromorfologie		✓	✓	✓
Fysisch-chemisch		✓	✓	✓

## 12.4 Omschrijvingen ecologische toestanden en ecologisch potentieel.

Als voorbeeld voor een Goede Ecologische Toestand zoals onderscheiden binnen de EU-Kaderrichtlijn geeft Tabel 12.2 de omschrijving ervan voor natuurlijke categorieën van rivieren en meren. De weergegeven definities gelden voor de 'biologische kwaliteitselementen' van het water. Voor beschrijving van de andere toestanden (zeer goed en matig) wordt verwezen naar EU, (2000) en Buskes *et al.* (2002). Voor de overige kwaliteitselementen, hydromorfologie, fysische chemie, microverontreinigingen en algemene omstandigheden, geldt voor het 'zeer goede niveau' de onverstoorte staat als doel. Voor de lagere niveaus geldt als doel 'omstandigheden die erop wijzen dat de bovenvermelde waarden voor de biologische kwaliteitselementen zijn bereikt'. De 'abiotische' toestandbeschrijving heeft dus de biologische toestand van het water als basis.

Voor de kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen geldt dat de waterlichamen worden beoordeeld op die biologische kwaliteitselementen die zijn vastgesteld voor de natuurlijke categorie water, die het meest overeenkomt met het kunstmatige of sterk veranderde waterlichaam.

*Tabel 12.2 Voorbeeld: de beschrijving van de Goede Ecologische Kwaliteit voor rivieren en meren.*

Omschrijving
<p>- <b>Fytoplankton</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>* Er zijn <i>lichte veranderingen</i> in samenstelling en abundantie van de planktontaxa in vergelijking met de typespecifieke gemeenschappen. Die veranderingen wijzen niet op een versnelde groei van algen die leidt tot ongewenste verstoringen van het evenwicht van de in het waterlichaam aanwezige organismen of de fysisch-chemische kwaliteit van het water of sediment.</li> <li>* Er kan zich een <i>lichte stijging</i> voordoen in de frequentie en intensiteit van de systeemeigen planktonbloei.</li> </ul> <p>- <b>Macrofyten en fyto bentos</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>* Er zijn <i>lichte veranderingen</i> in samenstelling en abundantie van de macrofytische en fyto bentische taxa in vergelijking met de typespecifieke gemeenschappen. Die veranderingen wijzen niet op een versnelde groei van fyto bentos of hogere vormen van plantaardig leven die leiden tot ongewenste verstoringen van het evenwicht van de in het waterlichaam aanwezige organismen of de fysisch-chemische kwaliteit van het water of sediment.</li> <li>* De fyto bentische gemeenschap wordt <i>niet negatief beïnvloed</i> door bacterievlokken en -lagen ten gevolge van menselijke activiteiten.</li> </ul> <p>- <b>Bentische ongewervelde fauna</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>* Er zijn <i>lichte veranderingen</i> in samenstelling en abundantie van ongewervelde taxa ten opzichte van de typespecifieke gemeenschappen.</li> <li>* De verhouding tussen voor verstoring gevoelige taxa en ongevoelige taxa <i>wijkt licht af</i> van de typespecifieke niveaus.</li> <li>* De diversiteit van ongewervelde taxa <i>wijkt licht af</i> van de typespecifieke niveaus.</li> </ul> <p>- <b>Visfauna</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>* Er zijn <i>lichte veranderingen</i> in samenstelling en abundantie van de soorten ten opzichte van de typespecifieke gemeenschappen ten gevolge van antropogene invloeden op de fysisch-chemische en hydromorfologische kwaliteitselementen.</li> <li>* De leeftijdsopbouw van de visgemeenschappen vertoont <i>tekenen van verstoring</i> ten gevolge van antropogene invloeden op de fysisch-chemische of hydro-morfologische kwaliteitselementen en wijst in enkele gevallen op een zodanige verstoring in de voortplanting of ontwikkeling van een bepaalde soort dat sommige leeftijdsklassen kunnen ontbreken.</li> </ul>



## 12.5 ‘Lichte afwijking’ vertaald in kenmerken.

De ‘goede ecologische toestand’ moet worden nagestreefd. Dat betekent dat er een ‘*lichte afwijking*’, van met name de samenstelling en abundanties van de relevante biologische kwaliteitselementen ten opzichte van de natuurlijke situatie toegestaan is (Tabel 12.2). In de Engelse versie wordt gesproken van een ‘*slight deviation*’. Slight is in de Nederlandse versie van de EKW steeds vertaald als ‘licht’ en wordt vertaald als *gering, klein onbeduidend* (Van Dale, 1994). ‘Licht’ wordt omschreven als ‘van geringe zwaarte, hetzij absoluut of in vergelijking met iets anders’. Of als ‘weinig betekenis, onbeduidend’ (Van Dale, 1992). Hieruit kan worden afgeleid dat een ‘lichte afwijking’ betekent dat er in de goede ecologische toestand ten aanzien van abundanties en soortensamenstelling van de relevante biologische kwaliteitselementen maar weinig afstand is tot die in de natuurlijke toestand. Daarom kan gesteld worden dat de abundanties en soortensamenstellingen van de natuurlijke toestand dus nog wel goed herkenbaar moeten zijn. In de natuurlijke toestand zijn er niet een vast aantal soorten en abundanties, maar zijn er altijd zekere marges hierin. Er mag dus een lichte afwijking van die marge zijn.

De eerste veranderingen in biologische kwaliteitselementen, de ‘lichte veranderingen’ in een aquatisch ecologisch ecosysteem, kunnen verwacht worden in de soorten die zeer nauwe tolerantiegrenzen hebben voor één of meerdere factoren. Indien deze grenzen overschreden worden als gevolg van antropogene invloeden, dan zullen deze soorten snel reageren en uit het systeem verdwijnen. Het is dus logisch op deze gevoelige soorten te focussen om het verschil in goed en zeer goed te begrenzen.

Wat betreft de vegetatie kan daarbij bijvoorbeeld gedacht worden aan kensoorten van een bepaalde plantengemeenschap (associatie) die als eerste verdwijnen wanneer er bepaalde verstoringen zijn. De soortensamenstelling van de vegetatie heeft dan een lichte wijziging ondergaan en de abundanties van soorten mogelijk ook licht of niet, maar de nog altijd diverse vegetatie kan ook zonder die associatie-kensoorten toch nog als goed worden beschouwd. Kensoorten van hogere syntaxonomische eenheden zoals verbond en orde, zijn aanwezig. Wanneer meer soorten verdwijnen en er slechts rompgemeenschappen overblijven, is er duidelijk meer verstoring en kan de vegetatie niet meer als goed worden beschouwd maar bijvoorbeeld als matig. Indien de verstoringen dermate zijn waardoor de vegetatiestructuur sterk vereenvoudigd - en nog uit slechts één laag bestaat (kroosdek, flab) - beschouwen we de toestand als ontoereikend. Aan het eind van de degradatiereeks bevindt zich dood water waarin extreme algenbloei en organische belasting zorgen voor zuurstofloosheid en sterke slibaanwas. De toestand van het water is slecht (onderscheid *Gammarus* en *Calypteryx*-zone).

Wat betreft macrofauna en vissoorten kan voor het onderscheid tussen zeer goed en goed gedacht worden aan kritische soorten die gevoelig zijn voor geringe verstoring. Er kan bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van indicatoren die gevoelig zijn voor lichte verontreinigingen met microverontreinigingen, soorten die gevoelig zijn voor lichte veranderingen in zuurstof- of nutriëntenhuishouding of voor veranderende stroomsnelheden.

Ten aanzien van fytoplankton uiteten de eerste verstoringen in Nederland in stagnante wateren zich meestal door een versterkte groei in het algemeen, een verstoring van de dynamiek over de seizoenen en een versterkte groei van blauwalgen in het bijzonder. Het ligt dus voor de hand hierop in te spelen bij het definiëren van de goede ecologische toestand.

## 12.6 Goede ecologische toestand uit beleidsmatig oogpunt beschouwd

Wanneer de omschrijving van de Goede Ecologische Toestand wordt vergeleken met de ambities uit de Vierde Nota waterhuishouding, valt op dat de GET de ecologie zeer centraal stelt en dat in de Vierde Nota wordt verwezen naar oude beleidsdocumenten, zonder zelf expliciet ecologische ambities te benoemen. Wel zijn in de Vierde Nota nadrukkelijk de fysisch chemische factoren benoemd en normen hiervoor vastgesteld (het MTR-normen) uit oogpunt van de risico's voor het ecosysteem (en de mens). Over het algemeen zijn de toegestane concentraties (zeer) laag, waarbij voor ecosysteem (of mens) geen als negatief te waarden effecten te verwachten zijn (MTR) of verwaarloosbare effecten te verwachten zijn op ecosysteem, (of mens) rekening houdend met mogelijke effecten als gevolg van gecombineerde werking van grote aantallen stoffen die gelijktijdig in een watersysteem aanwezig kunnen zijn (VR). Ook de voorgaande normeringen voor microverontreinigingen zoals de grenswaarde, beoogden bescherming van de aquatische ecosystemen. Hoewel de chemische normen nog lang niet altijd gehaald worden, is het beleid in de EKW hiervoor in Nederland niet nieuw en zijn de intenties overeenkomstig.

Ten aanzien van de ecologische doelstellingen verwijst de Vierde Nota vooral naar voorgaande beleidsdocumenten. In deze documenten werden vooral doelstellingen geformuleerd waarin onderkend werd dat 'levenskansen moeten worden geboden aan aquatische levensgemeenschappen waarvan ook hogere organismen, zoals diverse vissoorten deel uit kunnen maken en tevens ecologische belangen buiten het water (bijvoorbeeld vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) beschermd worden'. Ook werd gesteld dat er binnen de verschillende trofische niveaus een zekere soortendiversiteit moet zijn.

Daarnaast was het passend in de algemene milieukwaliteit dat zoveel mogelijk systeemeigen kenmerken van watertypen aanwezig zijn. Deze kenmerken kunnen betrekking hebben op factoren als stroming, peilvariaties, morfologie en oeveropbouw. Daar waar deze kenmerken essentieel zijn voor het watertype en de daarmee verbonden levensgemeenschap, werd erkend dat aantasting achterwege dient te blijven (bijvoorbeeld de watervoering bij bronnen, beken, peilvariaties bij getijdewateren). De oever wordt sinds het watersysteemdenken als een integraal deel van het ecosysteem van het water beschouwd. De rol als overgang van land naar water dient vervuld te kunnen worden. Dit is zowel van belang voor het land- als voor het waterecosysteem (V en W, 1989).

Wanneer deze ecologische beleidsdoelstellingen worden vergeleken met de GET, zijn er voor een groot deel overeenkomsten te constateren. Toch vallen in de EKW een aantal aspecten op, die in eerdere beleidsnota's niet zo nadrukkelijk of anders benoemd waren. Het gaat hier met name om het volgende aspecten:

- er is expliciet gekozen voor de natuurlijke referentiesituatie per onderscheiden categorie water als uitgangspunt. De 'goede' ecologische toestand, die gehaald moet worden, betekent dat er slechts lichte afwijkingen ten opzichte van deze natuurlijke referentie van de betreffende categorie water mogen zijn. Dit is een ambitieuzer keuze dan te werken vanuit de algemenere doelstellingen zoals die meestal tot nog toe in de beleidsnota's waren geformuleerd. Bovendien betekent dit dat er meer richting natuurdoelstellingen wordt gewerkt, in plaats van meer thematisch vanuit waterkwaliteitsdoelstellingen te werken;

- vissen zijn in het huidige beleid en in de waterkwaliteitsbeoordeling vaak nog onderbelicht gebleven, terwijl voor deze groep in de EKW expliciete doelstellingen zijn opgenomen;

Bovenstaande geeft aan dat de beleidsambities in de EKW vooral een verscherping lijken te zijn van eerdere doelstellingen op nationaal niveau. In Nederland was men in het nationale beleid al wel gewend om watertype specifieke ecologische benaderingen en beoordelingen uit te voeren, maar de EKW is het eerste document met een beleidsmatige status, waarbij voor verschillende expliciet benoemde biologische groepen (de biologische kwaliteitselementen) doelstellingen zijn geformuleerd die zijn opgesteld met een benadering vanuit referentiesituaties voor de verschillende categorieën water.

De lijn die in de EKW staat is niet geheel nieuw voor Nederland, maar kan wel worden beschouwd als een aanscherping van de ecologische beleidsdoelstellingen, die in de komende jaren ook in de nationale nota's geïmplementeerd dient te worden. Voor het beleidsniveau is dit ambitieus maar in overeenstemming met ingezette lijnen in de afgelopen jaren en wordt daarom wel haalbaar geacht vanuit beleidsmatig oogpunt.

## 12.7 Conclusies

Analyse van de beleidsstukken en van daaruit vooruitblikkend op de te maken keuzes, leidt ons tot de volgende conclusies:

- Volgens de Europese Kaderrichtlijn moeten alle natuurlijke oppervlaktewateren (zoals beken) in 2015 voldoen aan de Goede Ecologische Toestand en alle kunstmatige wateren (zoals sloten en mogelijk ook voor een deel de genormaliseerde beken) aan een Goed Ecologisch Potentieel.
- Een Goede Ecologische Toestand wordt omschreven als een situatie waarin slechts lichte afwijkingen in soortensamenstellingen en abundanties ten opzichte van de referentiesituatie optreden. Een Goed Ecologisch Potentieel wordt omschreven als een situatie waarin slechts lichte afwijkingen in de waarden van relevante biologische kwaliteitselementen ten opzichte van het Maximaal Ecologisch Potentieel optreden; bij het Maximaal Ecologisch Potentieel zijn de waarden van de relevante kwaliteitselementen zoveel mogelijk normaal voor het meest vergelijkbare type oppervlaktewaterlichaam, gegeven de fysische omstandigheden die voortvloeien uit de kunstmatige of sterk veranderde kenmerken van het waterlichaam. Voor beken kan worden uitgegaan van een Goede Ecologische Toestand, voor sloten van een Goed Ecologisch Potentieel.
- Vanuit beleidsmatig oogpunt introduceert de Europese Kaderrichtlijn niet geheel nieuw beleid, maar er zijn wel accentverschillen ten opzichte van bestaand Nederlands beleid. In de Europese Kaderrichtlijn is de ecologie centraler gesteld dan in de nationale beleidsdocumenten die vanuit Verkeer en Waterstaat zijn opgesteld. Dit betekent dat er een verdere integratie met het natuurbeleid wordt doorgevoerd en er meer aansluiting moet worden gezocht met beleid en onderzoek vanuit Landbouw, Natuurbeheer en Visserij zoals het Handboek Natuurdoeltypen.
- Het lijkt zeer ambitieus om in 2015 de Nederlandse oppervlaktewateren te laten voldoen aan de Goede Ecologische Toestand, waarbij slechts lichte afwijkingen ten opzichte van de natuurlijke toestand mogen bestaan. Het verdient aanbeveling om voor het beschrijven van de Goede Ecologische Toestand uit te gaan van de natuurlijke situatie, zoals in de Kaderrichtlijn omschreven, waarbij duidelijk in beeld moet worden gebracht wat de natuurlijke marges binnen de referentietoestand zijn en wat daarnaast de marges zijn in lichte afwijkingen van de grenzen van de referentiesituatie zijn. De ambities voor een Goed Ecologisch Potentieel zijn afhankelijk van welke kunstmatige of sterk veranderde

kenmerken van een waterlichaam als gegeven mogen worden beschouwd. Indien de normalisatie van een beek als gegeven mag worden beschouwd, zal in deze beek naar een Goed Ecologisch Potentieel worden gestreefd, dat minder ambitieus is dan een Goede Ecologische Toestand voor de betreffende beek, omdat de gevolgen van de normalisatie voor de biologische kwaliteitselementen als gegeven mogen worden beschouwd.

## 12.8 Referenties

- Buskens, R.F.M en M.C.E. Limbeek, 2001. Deeldocument 1: Beschrijving goede ecologische toestand voor sloten en beken. Conceptrapport in opdracht van de STOWA.
- EU, 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.
- Ruiten, K. van, P. Latour en E. Jagtman, 2001. EU-kaderrichtlijn; opgelegde plichten of uitgesproken kansen. Zoutkrant december 2001 p. 11-12.
- Van Dale. 1992. Groot woordenboek der Nederlandse taal. Van Dale Lexicografie Utrecht/Antwerpen
- Van Dale, 1994. Handwoordenboek Engels Nederlands. Van Dale Lexicografie Utrecht/Antwerpen
- V en W, 1989. Derde Nota Waterhuishouding. Ministerie voor Verkeer en Waterstaat. SDU Den Haag.



### 13 Achtergronddocumentatie project

- Aquasense, 1999. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten, en toepassing op meren en plassen. Auteurs: A.J. Otte, S.G. Vermeij en F. Heinis. Aquasense rapportnummer 99.1221.
- Arts, G.H.P., P.W.M. van Beers, J.D.M. Belgers en F.G. Wortelboer, 2001. Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in vennen, onderbouwing en toetsing van kritische depositieniveaus en effecten van herstelmaatregelen op het voorkomen van isoëtiden. Alterra rapport 262.
- Hendriks, R.F.A., R. Kruijne, J. Roelsma, H.P. Oosterom en O.F. Schoumans, 2001. Berekening van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden. Alterra rapport 408.
- Higler, Bert, 2001. De chemische samenstelling van oorspronkelijk beekwater. Alterra rapport (concept intern Alterra rapport).
- Janse, Jan, 2002. Eutrophication models for shallow lakes (preliminary title), DSc. Thesis. University of Wageningen. (in voorbereiding).
- Jeuken, Michel, Jan Janse, Jennie van der Kolk en Lowie van Liere, 2001. Nutriënten en ecologische effecten in het oppervlaktewater van vier poldergebieden (in voorbereiding)
- Jeuken, Michel en Jan Janse. OPTIMIX. Vaststellen van een optimale mix van maatregelen voor realisatie van waterkwaliteitsnormen in proefgebieden. Deel 2: Water. (in voorbereiding).
- KIWA, 2000. Stikstofverwijdering in bufferzones, een overzicht van ervaringen. Auteur: A.F.M. Meulemans. KIWA rapport.
- Liere, Lowie van, 1997. Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater, een voorstel voor onderzoek en modellering. Projectvoorstel, het 'blauwe boekje', in beperkte oplage verspreid.
- Liere, Lowie van, Jan Janse, Michel Jeuken, Peter van Puijenbroek, Oscar Schoumans, Rob Hendriks, Jan Roelsma en Douwe Jonkers, 2002. Effect of nutrient loading on surface waters in polder Bergambacht, the Netherlands. IAHS Publication 273 (geaccepteerd voor publicatie).
- Nijboer R.C. 2001. Nutriënten in stromende wateren. Effecten van verrijking op de fysische, chemische en ecologische processen. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 332.
- Schoumans, Oscar, Rob Hendriks, Jan Roelsma, Erik Westein, 2001. Nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden in vier poldergebieden. Alterra rapport.
- Verdonschot P.F.M. 2002. Nutriënten in stromende wateren. Een verkenning van ecologisch relevante hydrologische en hydraulische modelkenmerken. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport (in prep).
- Verdonschot P.F.M., Nijboer R.C. en Higler L.W.G. 2002. Nutriënten in stromende wateren. Overzicht van normen. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport (in prep.)
- Witmer, Maria, Lowie van Liere, Jaap Willems, Arthur Beusen, Paul Boers, Jacques Neeteson, Joop Steenvoorden, Douwe Jonkers, 1998. Toetsing van het mestbeleid, verslag van de gelijknamige DGM workshop op 2 december 1998.
- Wolters, R.T. en R.F.A. Hendriks, 2001. OPTIMIX. Vaststellen van een optimale mix van maatregelen voor realisatie van waterkwaliteitsnormen in proefgebieden. Deel 1: Bodem. Alterra rapport 409.

