

2. Relaties tussen milieukwaliteit en landbouwkundig handelen

2.1 Doelstellingen voor nutriënten in grond- en oppervlaktewater

J. Willems & P. Boers

2.1.1 Inleiding

Deze paragraaf geeft een overzicht van de thans geldende doelstellingen voor de kwaliteit van grondwater en oppervlaktewater voor wat betreft nutriënten. Het gaat hierbij alleen om de plantenvoedingsstoffen stikstof en fosfor.

Milieukwaliteitsdoelstellingen hebben een tweeledige functie (VROM, 1992):

- beoordeling van de kwaliteit van het milieu ('meetlatfunctie');
- basis voor formulering van het brongerichte beleid, gericht op het terugdringen van emissies ('taakstellingsfunctie' o.a. voor prioritering, formulering brongericht beleid, taakstelling doelgroepen).

Het accent ligt in deze paragraaf op de meetlatfunctie. De vertaling naar emissie of belasting (taakstellingsfunctie) komt in de volgende paragrafen aan de orde.

In tegenstelling tot andere paragrafen wordt hier direct de huidige stand van zaken m.b.t. normstelling geschetst en niet eerst de situatie per 1994/1995.

2.1.2 Stand van zaken normstelling (huidige situatie)

2.1.2.1 Typen van normen en wijze van afleiding

Het milieubeleid (NMP3; VROM, 1993) onderscheidt de volgende typen normen:

- wettelijke normen (grenswaarden en richtwaarden);
- niet-wettelijke normen (MTR-waarde en streefwaarde).

In de INS-notitie (INS = Integrale Normstelling Stoffen; VROM, 1997) is een nadere uitwerking gegeven van de niet-wettelijke normen, waarbij de nadruk lag op het bereiken van een betere afstemming van de normstelling voor water, bodem en lucht. Centraal staat hierbij de risicobenadering voor mens en ecosystemen. Voor algemene parameters, nutriënten en eutrofiëringparameters zijn de waarden uit het beleidsstandpunt over MILBOWA (VROM, 1992) onverkort overgenomen. Wel is de terminologie aangepast en gelden de volgende begrippen:

- Streefwaarde: waarde die aangeeft wanneer er sprake is van verwaarloosbare effecten op het milieu. Indien gebaseerd op een risico-benadering, is sprake van een waarde op het niveau van het Verwaarloosbaar Risico (VR). Het streefbeeld 'helder water waarin de snoek zich kan voortplanten' kan volgens de huidige inzichten pas bereikt worden wanneer aan de streefwaarden wordt voldaan.
- MTR-waarden (MTR = maximaal toelaatbaar risico). Deze geven de waarde voor een stof aan bij welke concentratie er geen negatief effect te verwachten is (of dat de kans op het optreden van sterfte kleiner dan of gelijk aan 10^{-6} is). In de oude terminologie waren dit in geval van nutriënten de grenswaarden. Bij deze waarden kunnen wel effecten optreden op de soortensamenstelling, deze effecten hoeven echter niet per definitie als negatief beoordeeld te worden.

Voor de achtergronden van de afleiding van MTR- en streefwaarden wordt verwezen naar de INS-notitie (VROM, 1997, 1999).

Overigens wordt in het NMP3 wel opgemerkt dat algemene uitgangspunten als het *voorzorgbeginsel* en het *stand-still principe* van kracht blijven (VROM, 1993).

Voor nutriënten in grond- en oppervlaktewater is de weerslag van de INS-aanpak terug te vinden in bijlage A van de Vierde Nota Waterhuishouding (NW4; VenW, 1999).

Voor nutriënten zijn t.o.v. de MILBOWA-notitie (VROM, 1992) in 1999 de volgende veranderingen doorgevoerd (zie: VenW, 1999):

- Er zijn streefwaarden voor stagnant eutrofiëringgevoelig oppervlaktewater vastgesteld.
- De term grenswaarde is vervangen door MTR-waarde.
- De totaal-P grenswaarde voor alle wateren van 0,15 mg/l is niet meer van toepassing; de waarde van 0,15 mg/l is nu richtinggevend voor andere wateren dan stagnant eutrofiëringgevoelig water.

Voor nutriënten bestaan alleen kwaliteitsdoelstellingen voor grondwater en zoet oppervlaktewater.

Voor de bodem (grond) en het zoute oppervlaktewater bestaan geen kwaliteitsdoelstellingen.

Een overzicht van de thans geldende kwaliteitdoelstellingen voor nutriënten in grondwater en oppervlaktewater staat in Tabel 2.1.2.1.

Tabel 2.1.2.1. *Kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater en zoet oppervlaktewater. Concentraties in mg/l N en in mg/l P. Bron: NW4 regeringsbeslissing; VenW, 1999.*

Parameter	Grondwater		Zoet oppervlaktewater	
	MTR-waarde	Streefwaarde	MTR-waarde ³	Streefwaarde ⁴
Nitraat-N	11,3 ¹	5,6	-	-
Ammonium-N	-	2 / 10 ²	-	-
Totaal-N	-	-	2,2	1
Totaal-P	-	0,4 / 3 ²	0,15	0,05

¹) Waarde is geldig voor alle grondwater; bron: NMP2 (VROM, 1993). In NW4, bijlage A, aangeduid als MTR-waarde (VenW, 1999).

²) Lage waarde geldig voor zandgrond; hogere waarde geldig voor klei/veengrond. Voor ammonium geldt dat in gebieden met brak/zout grondwater hogere gehalten kunnen voorkomen.

³) MTR-waarden hebben betrekking op zomergemiddelde waarden voor stagnant eutrofiëringgevoelig zoet oppervlaktewater; voor de overige wateren zijn deze waarden richtinggevend; bron: NW4, Bijlage A (VenW, 1999).

⁴) Landelijke streefwaarde voor stagnant eutrofiëringgevoelig oppervlaktewater; zomergemiddelde waarde; voor de overige wateren zijn deze waarden richtinggevend; bron: NW4, Bijlage A (VenW, 1999).

2.1.2.2 Zout oppervlaktewater

In verband met het van nature voorkomen van concentratiegradiënten gelden voor de zoute kustwateren geen concentratienormen, maar emissiereductienormen. Ten tijde van de derde nota waterhuishouding (NW3, VenW, 1989) zijn zonder al te veel onderbouwing verminderingen van de riviervrachten van zowel fosfaat als stikstof met 50% als grenswaarde en met 70-75% als streefwaarde vastgesteld, beide ten opzichte van 1985. Deze verminderingen van de riviervrachten zijn vervolgens vertaald naar emissiereducties en van toepassing verklaard op alle landen in het Rijnstroomgebied en alle doelgroepen. De 4^e Nota waterhuishouding (NW4, VenW, 1999) geeft wel achtergrondwaarden voor de Noordzee: 0,02 mg/l P en 0,15 mg/l N (wintergemiddelde waarden voor open zee).

2.1.2.3 Realisatietermijn van normen

In NMP3 (VROM, 1993) is aangegeven dat op zeer korte termijn, zo mogelijk voor 2000, voor alle stoffen de MTR-waarde niet meer overschreden mag worden als gevolg van emissies.

Op langere termijn, zo mogelijk voor 2010, mag voor alle stoffen de streefwaarde niet meer worden overschreden als gevolg van emissies.

Aan het realiseren van MTR- en streefwaarden is dus geen 'harde' termijn gebonden. Gesteld wordt dat taakstellingen voor doelgroepen in specifieke beleidsdocumenten zal gebeuren (VROM, 1999).

2.1.3 Achtergrond van de normstelling

2.1.3.1 Grondwaterdoelstellingen

De in Tabel 2.1.1 genoemde streefwaarden voor totaal-fosfaat en ammonium zijn gebaseerd op de bovengrens van achtergrondwaarden gemeten onder bos en natuurterreinen en opgenomen in de discussienotitie Bodemkwaliteit (VROM, 1986). Hierbij is rekening gehouden met verschillen in grondsoort. De waarden zijn afgeleid van metingen uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit voor ondiep grondwater (5-15 m onder maaiveld).

De streefwaarde voor nitraat is gebaseerd op de streefwaarde uit de Europese Drinkwater-richtlijn (EU, 1980).

Over de MTR-waarde voor nitraat kan het volgende worden opgemerkt:

In het eerste Nationaal Milieubeleidsplan (NMP1; VROM, 1989) is gesteld dat voor 2000 de bemesting met stikstof zodanig moet zijn dat in landbouwgebieden met zoet grondwater, de waarde van 50 mg/l (als nitraat) op een diepte van 2 meter beneden de grondwaterspiegel niet wordt overschreden.

In het tweede Nationale Milieubeleidsplan (NMP2; VROM, 1993) is het dieptecriterium verlaten en wordt ook geen jaar meer genoemd. Over de doelstelling voor nitraat in grondwater is het volgende geformuleerd:

'... in verband met de implementatie van de EU-richtlijn nitraten, zal de nitraatdoelstelling voor grondwater in agrarische gebieden worden afgestemd op de internationale afspraken. De kwaliteitsdoelstelling voor grondwater zal daarmee gaan gelden voor alle grondwater'.

Voor nitraat geldt, dat de drinkwaternormen uit de Europese drinkwaterrichtlijn zijn vertaald naar milieukwaliteitsdoelstellingen voor het grondwater. Hierbij is als overweging gehanteerd dat het zowel in de huidige winningssituatie maar ook in een toekomstige situatie, met winningen op andere locaties, mogelijk moet zijn om met eenvoudige middelen drinkwater uit grondwater te bereiden, dus zonder toepassing van een uitgebreide zuivering. Hiermee is een maximale invulling gegeven van het *voorzorgsbeginsel*.

De grenswaarde voor nitraat van 50 mg/l (als nitraat) is een algemeen geaccepteerde norm. Recent is discussie ontstaan over de juistheid van deze norm, zowel wat betreft de norm op zich als wat betreft het toepassen van de norm op het bovenste grondwater (Hanekamp *et al.*, 1999). De argumenten voor heroverweging van de norm om redenen van volksgezondheid waren in 1995 bekend en hebben toen niet geleid tot een verruiming van de norm door de WHO (Joosten, 1999). Voor toepassing van de norm op het bovenste grondwater is gekozen op grond van het voorzorgsbeginsel. Op vrijwel alle plaatsen in Nederland daalt het nitraatgehalte in het grondwater met de diepte door denitrificatie (zie ook paragraaf 2.2.1). Het substraat voor deze denitrificatie is echter eindig en deze denitrificatie geeft vaak aanleiding tot het oplossen van zware metalen en kalk. Bovendien is grondwater vaak ook een bron voor oppervlaktewater en ook dan is een hoog nitraatgehalte ongewenst (Joosten, 1999).

2.1.3.2 Zoet oppervlaktewater: normstelling in relatie tot effecten

In oppervlaktewateren veroorzaakt een overmaat aan voedingsstoffen een heel scala aan waterkwaliteitsproblemen, kortweg samengevat onder de noemer eutrofiëring.

De meest in het oog springende effecten zijn:

- het verdwijnen van ondergedoken waterplanten;
- dominantie door algen (meren en plassen);
- bloeien van, soms giftige, blauwalgen (meren en plassen);
- dominantie van flap en kroos (sloten);
- verzuivering van de oevers (beken, sloten);
- verarming van de visstand (verbraseming);
- een algemene achteruitgang van de soortenrijkdom en natuurwaarden.

Algemeen wordt aangenomen dat ondiepe meren en plassen de meest eutrofiëringsgevoelige watertypen zijn. De huidige kwaliteitsdoelstellingen zijn dan ook afgeleid voor dit watertype. Deze zijn gebaseerd op de resultaten van de verschillende eutrofiëringenuêtes welke door de Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO) zijn uitgevoerd (2^e enquête CUWVO, 1980; 3^e enquête CUWVO, 1987). Deze risicoanalyses hebben geleid tot de MTR-waarden. Voor een groot aantal meren en plassen (in de 4^e enquête: circa 231) zijn praktijkrelaties afgeleid tussen nutriëntenconcentraties en algenbiomassa. Als maat voor de algenbiomassa wordt de concentratie chlorofyl-a genomen. De doelstelling hiervoor is: chlorofyl-a <100 microgram/l. Dit komt overeen met een doorzicht van circa 40 cm. De MTR's bedragen 0,15 mg totaal-P/l en 2,2 mg totaal-N/l, beide als gemiddelde over het zomerhalfjaar. Voor de meeste zoetwatersystemen geldt dat P een sterker beperkende factor is voor de eutrofiëring dan N.

2.1.3.3 Ervaringen met saneren

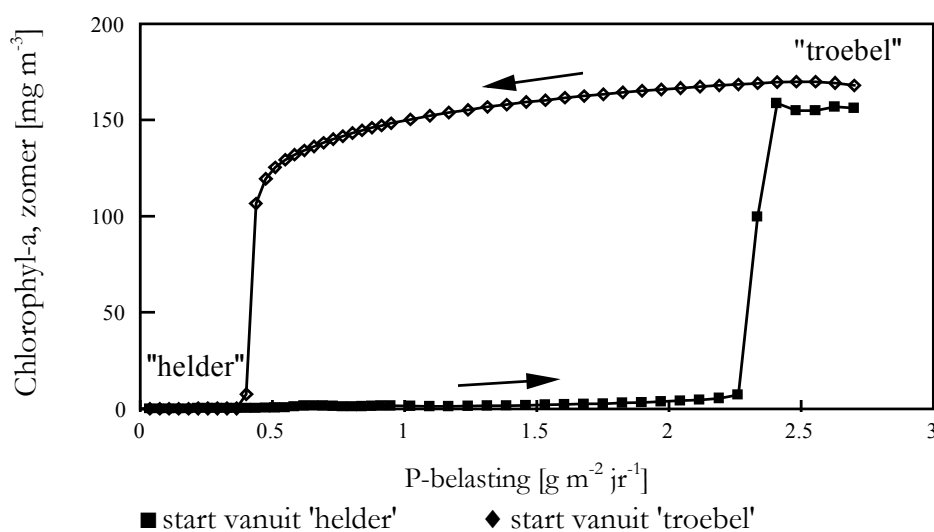
De ervaringen opgedaan bij pogingen de eutrofiëring in meren en plassen te verminderen leidden tot het inzicht dat de MTR onvoldoende is om de eutrofiëringsverschijnselen ook daadwerkelijk te bestrijden en een omslag van een troebel, door algen gedomineerd, systeem naar een helder, door ondergedoken waterplanten gedomineerd, systeem te bewerkstelligen. Bij een vermindering van de nutriëntenconcentratie blijkt een aantal mechanismen de troebele situatie nog lang in stand te houden (zie tekstbox over het hysteresis effect).

Het hysteresis effect: heenweg verloopt anders dan terugweg

Herstel van eenmaal geëutrofiëerde systemen blijkt bijzonder moeilijk te zijn aangezien de door algen gedomineerde systemen zeer stabiel zijn. De reactie van bijvoorbeeld ondiepe meren op veranderingen in de nutriëntenaanvoer is complex. Zo verloopt de heenweg van oligotroof/mesotroof naar eutroof als functie van de P-belasting niet op dezelfde wijze als de weg terug van eutroof naar mesotroof/oligotroof (Hosper, 1997). Hierdoor hebben maatregelen om de belasting terug te dringen niet meteen effect in termen van ecologisch herstel. Dit wordt geïllustreerd met Figuur 2.1.1 waarin de chlorofyl-a-concentratie (een maat voor de algenrijkdom) is uitgezet tegen de P-belasting van een meer. Een verhoogde belasting kan gedurende lange tijd gepaard gaan met lage chlorofyl-a-concentraties totdat een omslag naar een troebel systeem ontstaat. Uitgaande van een verstoorde situatie moet de P-belasting zeer ver worden teruggebracht om de omslag naar helder water te krijgen. Hierbij speelt de interne P-belasting, door de jarenlang verhoogde aanvoer van buiten, een belangrijke rol. Maatregelen die de P-belasting reduceren hebben om die reden niet direct het gewenste effect.

Een verloop zoals in Figuur 2.1.3.1 met behulp van een model geschetst, is ook in de praktijk waargenomen (Hosper, 1997).

¹ Onder meren en plassen wordt verstaan zoete stagnante wateren die een breedte/lengte-verhouding van 1 benaderen. Behalve ondiepe wateren zijn ook diepere systemen beschouwd (o.a. Maasplassen, zandwinputten). De oppervlakte varieert van circa 1 ha tot enige honderden km². Vennen zijn hierbij niet beschouwd (Portielje & Van der Molen, 1998).



Figuur 2.1.3.1 Modellsimulatie van een 'gemiddeld' meer: het proces van ontregeling (van helder naar troebel) en van herstel (van troebel naar helder) verloopt langs verschillende wegen. Bron: Janse, 1996.

Een belangrijk mechanisme is dat blauwalgen tot lage nutriëntenconcentraties dominant kunnen blijven. Op basis van deze principes zijn in de vierde eutrofiëringsequête (Portielje & Van der Molen, 1998) streefwaarden afgeleid, thans VR genaamd. Deze zijn 0,05 mg/l totaal-P en 1,0 mg/l totaal-N, beide als gemiddelde over het zomerhalfjaar. De ervaringen in het Veluwemeer bevestigen deze waarden (Meijer *et al.*, 1999). In dit meer trad ruim vijftien jaar na het terugdringen van de belasting een herstel van de waterkwaliteit op bij een fosfaatconcentratie van rond de 0,05 mg/l P. Er zijn nog weinig andere praktijkervaringen die bevestigen of dit getal inderdaad een algemene geldigheid heeft. Uit een evaluatie van een aantal herstelprojecten blijkt dat in een aantal gevallen bij hogere nutriëntenconcentraties herstel kan worden bewerkstelligd met behulp van aanvullende inrichtingsmaatregelen (Meijer, 2000).

2.1.3.4 Regionale/gebiedsgerichte normstelling voor zoet oppervlaktewater

In de 4^e Nota Waterhuishouding (VenW, 1999) wordt over de normstelling voor o.a. nutriënten opgemerkt: 'Normstelling voor nutriënten en andere kwaliteitsparameters vereist vanwege de van nature grote regionale verschillen en het grote aantal watertypen een gebiedsgerichte benadering'.

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' (CUWVO, 1988: 'Nota ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren'.

Enkele provincies (Zuid- en Noord-Holland, Utrecht en Friesland) hebben doelstellingen afgeleid voor verschillende watertypen in hun beheersgebied (zie voor een overzicht: AquaSense, 1998). Ter voorbeeld wordt in Tabellen 2.1.3.2 en 2.1.3.3 informatie gegeven over de Friese watertype-afhankelijke normstelling.

Tabel 2.1.3.2. Normen voor totaal-P en totaal-N (mg/l) zomergemiddelde waarden, in Friese wateren (laagste ecologische niveau) Bron: AquaSense, 1998.

Meren	tot.-P	tot.-N	Lijnvormige wateren	tot.-P	tot.-N
Vennen	0,03	2,4	Kleislotten	0,6	4,0
Pingo-ruïnes	0,15	4,0	Kleivaarten	0,6	4,0
Petgaten	0,03	3,2	Zand/veensloten	0,2	3,0
Veenpolderplassen	0,03	4,0	Zand/veenvaarten	0,2	3,0
Lauwersmeer	0,30	4,0	Boezemwateren	0,2	3,9
Ringdobben	2,55	7,8			

Tabel 2.1.3.3. Normen voor totaal-P en totaal-N (mg/l), jaargemiddelde waarde, in Friese wateren (laagste ecologische niveau). Bron: AquaSense, 1998.

Meren	tot.-P	tot.-N	Lijnvormige wateren	tot.-P	tot.-N
Vennen	0,03	2,4	Kleislotten	0,6	5,0
Pingo-ruïnes	0,15	4,3	Kleivaarten	0,6	5,0
Petgaten	0,03	3,1	Zand/veensloten	0,25	4,5
Veenpolderplassen	0,03	4,3	Zand/veenvaarten	0,25	4,5
Lauwersmeer	0,30	4,3	Boezemwateren	0,2	4,7
Ringdobben	2,55	-			

De werkwijze die hierbij gevolgd wordt is hierbij veelal de volgende (vgl. Figuur 2.1.3.2):

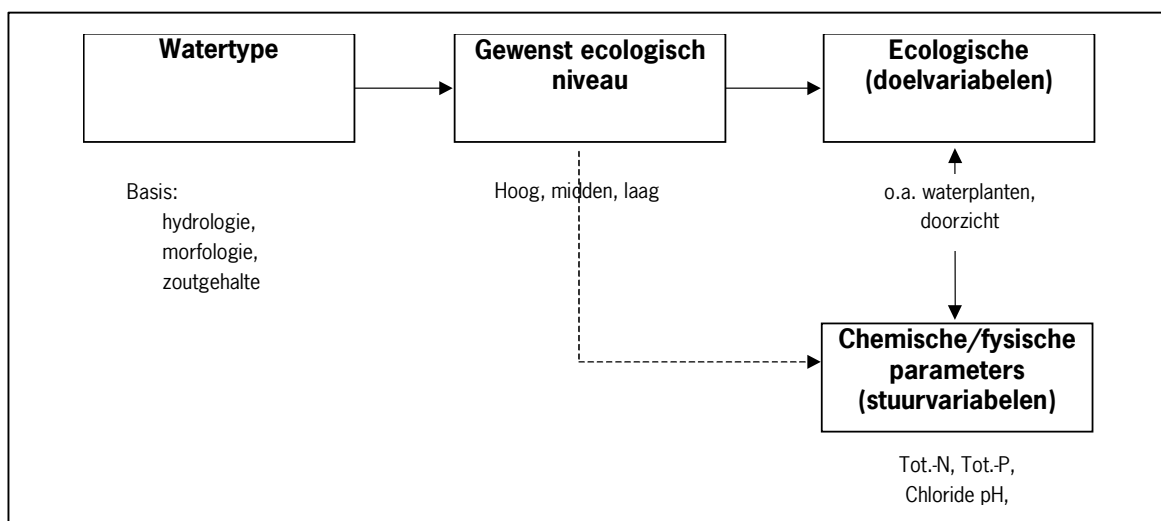
Stap 1: deel de wateren in watertypen in op grond van onder meer morfologische karakteristieken, hydrologie en saliniteit (zoutconcentratie)

Stap 2: definieer het gewenste ecologische niveau (laag, midden of hoog)

Stap 3: definieer doelparameters per watertype (bijvoorbeeld: chlorofyl- a en doorzicht)

Stap 4: ontwikkel stuurparameters (chemische en/of fysische variabelen: o.a. totaal-P en totaal-N).

Dit stappenplan is de 'ideale' situatie. Niet altijd wordt door de provincies met afzonderlijke doelparameters gewerkt. Soms wordt in plaats daarvan met stuurparameters gewerkt (bijv. door de provincie Friesland).



Figuur 2.1.3.2 Weg waarlangs gedifferentieerde normen voor de waterkwaliteit tot stand kunnen komen. Bron: Aquasense, 1998.

Volgens de huidige inzichten gelden de meeste andere watertypen dan meren en plassen (sloten, beken, kanalen) als minder gevoelig voor eutrofiëring. Zij monden over het algemeen uiteindelijk wel uit in een eutrofiëringgevoelig watertype. Om die reden zijn de MTR-waarden en streefwaarden voor nutriënten voor meren en plassen richtinggevend voor de overige waarden. Hoe dat in de praktijk moet worden ingevuld is nog niet duidelijk.

De gebiedsgerichte benadering wordt momenteel verder uitgewerkt door de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW). De CIW ontwikkelt een methodiek voor gebiedsgerichte differentiatie van doelstellingen voor nutriënten. Hierbij gaat men ervan uit dat bij eventuele vaststelling van regionale/ gebiedsgerichte normen rekening moet worden gehouden met de bescherming van het gehele watersysteem (afwenteling van bovenstroomse naar benedenstroomse gebieden voorkomen).

Een hiermee verbonden onderzoeksprogramma is momenteel in uitvoering ter ondersteuning van dit CIW-project. (Uitvoering door RIVM, RIZA, RIKZ, Alterra en IKC-N.)

De resultaten van onderzoek naar de relatie tussen nutriëntenbelasting en plantensoorten in sloot-systemen worden behandeld in paragraaf 2.1.5.

2.1.3.5 Effecten vermessing op zout oppervlaktewater

Ook in de zoute wateren, en met name de kustwateren, heeft verrijking met nutriënten invloed op de algenontwikkeling. Mogelijke effecten zijn:

- toename van de algenbiomassa;
- toename van zeevonk (*Noctiluca*);
- toename van zeesla/*Ulva*;
- toename van de hoogte en de duur van de bloei van *Phaeocystis* (schuimalg);
- toename van de frequentie van bloeien van andere plaagalg;
- toename van de kans op zuurstofloosheid in daarvoor gevoelige delen van de Noordzee.

Veelal wordt de algenontwikkeling in kustwateren geacht te worden bepaald door stikstof. Daarnaast speelt fosfaat met name in het voorjaar een rol en heeft de verhouding tussen fosfaat en stikstof invloed.

De concentraties aan nutriënten in de Nederlandse kustwateren vertonen een gradiënt, die veroorzaakt wordt door de menging van zoet, nutriëntenrijk rivierwater en zout, nutriëntenarm oceaanoeverwater. Deze gradiënt is door het relatief grote debiet het duidelijkst waarneembaar bij de Rijn. Deze gradiënt is altijd aanwezig geweest, omdat ook in de niet door de mens beïnvloede situatie het water in de Rijn rijker aan nutriënten is dan dat in de oceaan. Door emissies is deze gradiënt tegenwoordig veel steiler. Door deze gradiënten heeft het weinig zin grens- en streefwaarden in termen van concentraties in de kustwateren af te leiden, maar gebruikt men liever emissiereducties. Ten tijde van de derde nota waterhuishouding (NW3, VenW, 1989) zijn zonder al te veel onderbouwing verminderingen van de riviervrachten van zowel fosfaat als stikstof met 50% als grenswaarde en met 70-75% als streefwaarde vastgesteld, beide ten opzichte van 1985. Deze verminderingen van de riviervrachten zijn vervolgens vertaald naar emissiereducties en van toepassing verklaard op alle landen in het Rijnstroomgebied en alle doelgroepen.

Inmiddels is dank zij de maatregelen ten aanzien van de puntlozingen in het gehele stroomgebied van de Rijn de emissiereductie voor fosfaat van 50% (grenswaarde) meer dan gehaald. Ook zijn de te verwachten effecten van emissiereducties middels monitoring, veld- en laboratoriumonderzoek uitgebreid onderzocht. Daar komt het volgende beeld uit naar voren:

Het belang van reductie P-belasting voor de kustwateren

De P-concentraties in de kustzone zijn met 50-60% gedaald ten opzichte van 1985 (peiljaar 1998). P wordt alleen in het voorjaar korte tijd limiterend, namelijk aan het eind van de voorjaarsbloei van diatomeeën. Daarna stijgen de P-concentraties al weer snel als gevolg van regeneratie in anaërobe sedimenten en is P niet meer limiterend. De P-limitatie is daarom vooral van belang voor de voorjaarsbloei, en dan met name voor Phaeocystis. Echter, ondanks de dalende P-concentraties is er nog geen vermindering van de Phaeocystis-bloei, wat duidt op onzekerheden als gevolg van invloed van abiotische factoren (licht, turbulentie, NAO²). Die onzekerheid blijkt ook uit het onverwachte uitblijven van Phaeocystis in het voorjaar van 2000. Modelberekeningen voor de kuststrook geven aan dat een P-reductie van 80% ten opzichte van 1985 nodig is voor vermindering van Phaeocystis.

Doelen/streefbeeld voor N

N kan limiterend worden in de zomer, en de N-belasting is dus sturend voor de zomerproductie. Op dit moment is er nog nauwelijks een vermindering van de N-vrachten en de winterconcentraties in de kustwateren. Deze bedragen nog circa 3x de natuurlijke achtergrond. Sanering van de N-belasting leidt naar verwachting tot een lagere productie van organisch materiaal in de zomer en draagt daarmee bij aan het voorkomen van zuurstofuitputting in de centrale Noordzee en de Duitse Bocht. Mogelijk is er ook een relatie met het optreden van anaërobe sedimenten in de Waddenzee, maar dat is nog minder zeker.

N-overmaat door reductie van de P-emissies

Door de succesvolle sanering van de P-emissies en de onverminderd hoge N-emissie wordt de huidige situatie gekenmerkt door onnatuurlijk hoge N:P-ratio's. In de westelijke Waddenzee is een verband waargenomen tussen veranderingen in de N:P-ratio en de soortensamenstelling van het fytoplankton. Nog onbekend is wat dit voor de rest van de voedselketen betekent.

Uit de wetenschappelijke literatuur en uit laboratoriumstudies is bekend dat een aantal soorten dino-flagellaten sterker toxisch wordt bij een toenemende N-overmaat. Het is te verwachten dat dit ook in het veld optreedt, maar hier zijn geen waarnemingen over. Omdat bloeien ook sterk bepaald worden door abiotiek (licht, temperatuur, stratificatie) is het op dit moment niet mogelijk het risico op toxische plaagalgbloeien beter te kwantificeren. Feit is dat dergelijke bloeien de laatste 10 jaar niet zijn voorgekomen, wel bloeien van andere plaagalgsoorten waarvan relatie met eutrofiëring nog niet bewezen is. Kortom, het risico is evident, maar valt niet te kwantificeren.

Effect van emissiereductie

De inmiddels gerealiseerde 50% reductie in fosfaatbelasting naar de Nederlandse kustzone heeft een proportionele daling in de P-concentraties tot gevolg gehad, zonder effect op de fytoplankton-biomassa (De Vries *et al.*, 1998).

Volgens recente modelberekeningen (Blauw *et al.*, 1999; Smits *et al.*, 1997; VROM, 2000) zal pas bij een forse fosfaatreductie (70-80%) een afname van Phaeocystis te verwachten zijn; dit wordt bij het huidige beleid in de periode 2010-2030 bereikt. De modelberekeningen geven aan dat voortzetting van het huidige beleid leidt tot een 35% reductie (t.o.v. 1985) van de N-belasting in 2010, met daarna nauwelijks nog afname. Deze reductie heeft nog geen effect op de algenbiomassa maar resulteert in een omslagpunt, waarbij verdergaande reductie wel zal leiden tot verminderde algenbiomassa en verminderde risico's van zuurstofgebrek.

² NAO = North Atlantic Oscillation. Hiermee wordt het effect aangeduid van de grootschalige verdeling van luchtdruk in het gebied van de Atlantische oceaan, en de veranderingen daarin, op het ecosysteem van de Noordzee.

2.1.4 Geldigheidsgebied kwaliteitsdoelstellingen

Als gevolg van de discussies die plaatsvonden tijdens de uitvoering van de verschillende desk-studies ter vaststelling van de milieukundig acceptabele verliesnormen in de landbouw (P-desk: Oenema & Van Dijk, 1995; N-desk: Van Eck, 1995), is in brede kring duidelijk geworden dat slecht gedefinieerd is waar, wanneer en op welk schaalniveau de kwaliteitsdoelstellingen betrekking hebben (zie voor overzicht: Willems & Fraters, 1995).

Aspecten, die wat betreft het geldigheidsgebied van de doelstellingen relevant zijn, betreffen het watertype, de bodemgesteldheid, de ruimtelijke schaal, de diepte en de tijd of periode waarin ze geldig zijn.

2.1.4.1 Grondwater

Bodemgesteldheid

Voor de kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in het grondwater heeft een globale differentiatie naar bodemgesteldheid plaatsgevonden. Hierbij is onderscheid gemaakt naar het (niet nader gedefinieerde) zand- en het klei/veengebied.

Voor de streefwaarden voor grondwater zou gebruik kunnen worden gemaakt van meer en recentere informatie (Willems en Fraters, 1995).

Ruimtelijke schaal

Het is niet duidelijk of de doelstellingen geldig zijn voor elk afzonderlijk waarnemingspunt, een perceel of een bedrijf. Voor De Marke waar het RIVM sinds 1990 waarnemingen verricht blijkt het aantrekkelijker te zijn om de norm op bedrijfsniveau te stellen dan op een gedetailleerder schaalniveau. Kwaliteitsdoelstellingen op het niveau van perceel en zeker van individuele monsters lijken weinig bij te dragen aan het verbeteren van de milieukwaliteit, mede gezien de bemonsteringsproblemen die daar een rol gaan spelen. Aangezien voor nutriënten in de landbouw de maatregelen op bedrijfsniveau aangrijpen, lijkt dit het meest voor de hand liggende schaalniveau. Hierover moet echter wel een beleidskeuze gemaakt worden.

Dit sluit niet uit dat voor het voldoen aan twee doelstellingen van het beleid, te weten de bescherming van het milieu (bodem, grondwater en oppervlaktewater) en het behoud van een duurzame landbouw, het *gebiedsgerichte niveau* uitkomst kan bieden. Dit is echter vooral een beleidsdiscussie. Deze optie vergt wel de nodige studie op het beoogde schaalniveau, om de consequenties voor natuur en milieu na te gaan.

Diepte

Het effect van de diepte op de waargenomen concentraties in grondwater wordt geïllustreerd aan nitraat (Tabel 2.1.4.1). In het algemeen geldt dat naarmate er dieper wordt gemeten de nitraatconcentraties lager zijn, bij gelijkblijvende N-belasting van de bodem. Belangrijk hierbij is de omzetting van nitraat in gasvormige N-verbindingen (denitrificatie).

Bij de gegevens in Tabel 2.1.4.1 gelden de volgende kanttekeningen:

- het aantal waarnemingen neemt met toenemende diepte sterk af,
- de concentraties in het bovenste grondwater kunnen niet direct gerelateerd worden aan die op grotere diepte: er is sprake van een tijdvertraging en niet overal bereikt het bovenste grondwater een grotere diepte (horizontaal transport naar waterlopen).

Tabel 2.1.4.1 Gemiddelde waarden van waargenomen nitraatconcentraties (mg/l) in grondwater onder landbouwgrond in de periode 1992-1997.

Grondwater	Zand	Klei	Veen
Bovenste grondwater (landbouwgrond) 0-2 m	150	50	10
Ondiepe grondwater (landbouwgrond) circa 10 m	45	5	<5
Diepe grondwater (landbouwgrond) circa 25 m	10	<5	<5
Pompstations (freatische) (combinatie van: landbouw, bos en overig) ca 30-60 m	7	-	-

Momenteel wordt de doelstelling van toepassing verklaard voor alle grondwater, dus impliciet voor het bovenste grondwater. Als deze daar gehaald wordt, is het op grotere diepte zeker 'in orde'. Bovendien is in veel gebieden de kwaliteit van het bovenste grondwater meer bepalend voor de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Tenslotte is, om voor een bedrijf de relatie tussen maatregelen en effecten te kunnen leggen, het bovenste grondwater eveneens het meest voor de hand liggende diepteniveau. Ook uitvoeringstechnisch is dat een goede diepte.

De beslissing op welke diepte de doelstelling van toepassing is, is uiteindelijk van beleidsmatige aard.

Tijdstip/periode

Hier is het zinvol onderscheid te maken tussen de variatie binnen een jaar en de variatie tussen jaren. De ter beschikking staande meetgegevens voor het bovenste grondwater hebben vrijwel allemaal betrekking op eenmalige bemonsteringsprogramma's. Er bestaat momenteel alleen voor zandgronden inzicht in de variatie binnen een jaar. Voor deze gronden blijkt de binnen-jaarsvariatie klein te zijn vergeleken met de variatie tussen jaren. Er is geen systematisch verband gevonden tussen het bemonsteringstijdstip en de grondwaterkwaliteit. De grondwaterkwaliteit tussen jaren vertoont echter een grote variatie die afhankelijk is van weersomstandigheden i.c. de grootte van het neerslagoverschot (Fraters *et al.*, 1997). Het RIVM heeft in verband hiermee een methode ontwikkeld om de gemeten nitraatconcentraties te corrigeren voor weerseffecten (Boumans *et al.*, 1997).

Of de doelstellingen voor een specifiek jaar dan wel voor een gemiddeld jaar of voor een periode van jaren gelden is thans nog niet gespecificeerd.

Zoet oppervlaktewater

Zowel de MTR-waarden als de streefwaarden hebben uitsluitend betrekking op *stagnante eutrofiëringsgevoelige* wateren (zomergemiddelde waarde).

De stagnante eutrofiëringsgevoelige wateren in de CUWVO-enquêtes betreffen meren en plassen van verschillende diepte en grootte (1 ha – honderden km²) met een breedte-lengte verhouding van circa 1, met uitzondering van vennen.

Voor de overige wateren wordt opgemerkt dat de MTR-waarden en de streefwaarden voor nutriënten als *richtinggevend* moeten worden beschouwd (zie Tabel 2.1.4.2). Dat betreft vooral de lijnvormige watersystemen als sloten, beken, kanalen, rivieren etc. Deze zijn niet als stagnant eutrofiëringgevoelig te beschouwen. Voor deze wateren zijn tot op heden geen doelstellingen afgeleid. Voor regionale wateren wordt momenteel wel gewerkt aan de ontwikkeling van een systematiek hiervoor (CIW, werkgroep V). Het is niet duidelijk of deze waarden ook betrekking hebben op de zomerperiode (zomergemiddelde waarde) of voor het jaar gelden (jaargemiddelde waarde).

Tabel 2.1.4.2 Geldigheidsgebied doelstellingen voor nutriënten in zoet oppervlaktewater.

Parameter	Eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren (zomer)	Overige wateren
Totaal-N	MTR: 2,2 mg/l	MTR-waarde richtinggevend
	VR: 1,0 mg/l	VR-waarde richtinggevend
Totaal-P	MTR: 0,15 mg/l	MTR-waarde richtinggevend
	VR: 0,05 mg/l	VR-waarde richtinggevend

2.1.5 Verband tussen nutriëntenbelasting en soortensamenstelling in klein oppervlaktewater (sloten)

2.1.5.1 Inleiding

De uit- en afspoeling van voedingsstoffen vanuit en vanaf de bodem is veruit de belangrijkste vermessingsbron van het oppervlaktewater. Deze vermessingsbron bestaat uit een deel van het bemestingsoverschot, de achtergrondbelasting en kwel. Transport van voedingsstoffen vindt plaats in opgeloste vorm in water of gebonden aan in water gesuspendeerd materiaal. Via verschillende transportroutes kunnen voedingsstoffen vanuit landbouwgronden in oppervlaktewateren (veelal sloten) terechtkomen (Arts *et al.*, 1998). Eutrofiëring (hypertrofiëring) van deze oppervlaktewateren en veranderingen in de levensgemeenschap zijn het gevolg. Gedurende het transport kunnen processen optreden waardoor de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vermindert. Evenzo kunnen ook in de sloten zelf voedingsstoffenverwijderende processen optreden, zoals denitrificatie (het proces waarbij nitraat wordt omgezet in een gasvormige stikstofverbindingen) en opname door waterplanten in combinatie met maaien. Ook adsorptie van fosfaat kan een rol spelen bij de vermindering van de belasting, maar aangezien dit een reversibel proces is, is geen sprake van echte nutriëntenverwijdering.

In de P-desk-studie wordt door Oenema & Van Dijk (1995) onder meer als benodigd vervolgonderzoek aangegeven:

- onderzoek naar de relatie tussen fosfaatgehalten (ortho-fosfaat, organisch fosfaat en totaal fosfaat) in grond- en oppervlaktewater en de daarmee verbonden eutrofiëringseffecten.

Deze paragraaf gaat in op de interactie tussen de belasting van oppervlaktewateren in landbouwgebieden en de effecten in deze oppervlaktewateren. De waterbodem van de sloot en de slootwand kunnen daarbij fungeren als source en als sink voor nutriënten.

2.1.5.2 Onderzoek naar de relatie tussen fosfaatgehalten en eutrofiëringseffecten

Voor zoet oppervlaktewater zijn kwaliteitsdoelstellingen vastgesteld voor stikstof en fosfaat. Deze normen zijn gebaseerd op praktijkrelaties tussen nutriëntenconcentraties en algenbiomassa voor meren/plassen, waarbij als maat voor de algenbiomassa de chlorofyl-concentratie is genomen. Dit gaat voor sloten echter niet op, aangezien in deze kleine wateren eutrofiëring zich overwegend manifesteert in de vorm van kroosontwikkeling en niet in de vorm van vertroebeling door overmatige algengroei. Naast ondergedoken waterplanten en kroos spelen draadalg (flab) een rol bij de concurrentie om nutriënten in sloten. Concluderend kan dus gesteld worden dat voor kleine, eutrofiëringsgevoelige oppervlaktewateren zoals sloten tot op heden geen doelstellingen zijn afgeleid en de huidige normen alleen richtinggevend zijn. Daarbij is het ook de vraag of concentraties van stikstof en fosfaat wel de relevante variabelen zijn voor sloten. Immers, veel stikstof en fosfaat zit opgeslagen in waterplanten en

waterbodem en deze compartimenten worden doorgaans niet meegenomen bij kwaliteitsonderzoek van sloten. Een kwaliteitsdoelstelling voor sloten in de vorm van een fosfaat- en stikstofbelasting zou wellicht een betere optie zijn.

Voor het onderbouwen van een vooralsnog ontbrekende normstelling voor kleine waterlopen (zie ook Van Eck, 1995) dient er inzicht verkregen te worden in de relatie tussen nutriëntenbelasting, processen en feitelijke effecten in deze kleine waterlopen. De resultaten van uitgevoerde en lopende onderzoeken met betrekking tot deze vraag, worden hier kort besproken.

In de periode 1989-1998 is onderzoek gedaan naar de effecten van verschillende belastingen met stikstof en fosfaat op de vegetatie- en diatomeeëntwikkeling en nutriëntenhuishouding in proefsloten (Arts *et al.*, 2000). Daarbij is zowel het proces heen (eutrofiëring) als het proces terug (dé-eutrofiëring) gevolgd. Vier zand- en vier kleisloten zijn in een oplopende reeks belast gedurende de eerste vier jaren (1989-1993). Daarna is de belasting stop gezet en is het herstel van de sloten gevolgd. De belastingen waren gerelateerd aan de kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater (zie boven). De laagste toegevoegde belasting staat voor een belasting die theoretisch zou moeten resulteren in 0,15 mg/l P en 2,2 mg/l N in het oppervlaktewater van de sloot. De andere belastingen waren een veelvoud van deze laagste belasting met als maximum circa 25 x MTR.

Tijdens het experiment werden lagere concentraties in het oppervlaktewater bereikt als gevolg van opname van nutriënten door algen, waterplanten en sediment. Alleen de hoogste belasting leidde tot substantiële verhogingen van de fosfaatconcentraties in de waterlaag en tot de ontwikkeling van een kroosdek. In de dé-eutrofiëringfase daalden de fosfaatconcentraties in alle sloten tot zeer lage waarden. De sedimenten waren dan nog in verschillende mate opgeladen met fosfaat, afhankelijk van de hoogte van de toegevoegde belasting in de eutrofiëringfase. Nalevering van fosfaat door versnelde mineralisatie en veranderingen in het sorptiecomplex kan seizoensafhankelijk optreden. In de proefsloten waren geen aanwijzingen voor deze seizoensafhankelijkheid, wèl in andere onderzoeken. Nader onderzoek hieraan is noodzakelijk.

Herstel van de sloten na stopzetting van de belasting verloopt zeer langzaam, waarbij sprake is van een hysteresis-effect: de sloten blijven 'hangen' in een bepaald ecologisch stadium (vgl. beschrijving van hysteresis van meersystemen hierboven). Wel wordt de biomassa aan waterplanten lager en nemen zeldzame waterplanten toe (Vink, 1998).

Op basis van het uitgevoerde eutrofiëring- en de-eutrofiëringsonderzoek ontstond een unieke dataset voor de validatie van de ecologische effecten en het verloop van nutriëntenconcentraties in kleine waterlopen zoals gemodelleerd in de modellen PCDitch en NUSWA. Het functionele sloot ecosysteem model PCDitch (Janse, 1998; Janse & Van Puijenbroek, 1998) berekent een dominantie van ondergedoken waterplanten tot een gehalte van 0,45 mgP/l. Bij een input-concentratie van 3,5 mg P/l treedt een snelle omslag op naar dominantie door kroos. Het model dient verder te worden gekalibreerd op meer gegevens, met name velddata, waardoor ook interpolatie van de data naar intermediaire belastingniveaus mogelijk wordt.

Met de dataset resulterend uit proefslotenonderzoek en toegepast als validatiedataset in modellen, is een goede basis gelegd voor de onderbouwing van normstelling in kleine waterlopen. Als vervolg op het proefslotenonderzoek vindt momenteel onderzoek in 30 mesocosms plaats, specifiek gericht op het vaststellen van het omslagpunt van kroos naar ondergedoken waterplanten in kleine waterlopen bij vijf verschillende belastingniveaus van fosfaat en onder drie verschillende beheersregimes (alle combinaties in duplo). Het onderzoek zal duidelijk maken welke (aanvullende) maatregelen noodzakelijk zijn om ecologisch interessant oppervlaktewater te realiseren en tot welke niveaus de nutriëntenbelasting dient te worden teruggebracht. De eerste resultaten van het experiment zullen eind 2000 beschikbaar zijn. De lange-termijn effecten van de geteste maatregelen in combinatie met de verschillende belastingniveaus zullen in 2001 verder worden gevolgd. De resultaten zullen onder meer voor validatie van het model NUSWA worden gebruikt.

2.1.5.3 Conclusies

- Een onderbouwde normstelling voor kleine waterlopen in het landelijk gebied ontbreekt. Hier-voor dient inzicht te worden verkregen in de relatie tussen nutriëntenbelasting, processen en feite-lijke effecten in deze kleine waterlopen.
- Proefslotenonderzoek heeft geleid tot een unieke dataset welke momenteel wordt toegepast als validatieset in modelberekeningen.
- Lopend onderzoek in mesocosms zal duidelijk maken welke (aanvullende) maatregelen noodzake-lijk zijn om ecologisch interessant oppervlaktewater te realiseren en tot welke niveaus de nutriën-tenbelasting van sloten in dit licht dient te worden teruggebracht.

2.1.6 Bijdrage van de landbouw aan de belasting van het zoete oppervlakte- water

2.1.6.1 Inleiding

De belasting van het zoete oppervlaktewater met N en P door Nederlandse bronnen voor 1985, 1995 en 1997 is weergegeven in Tabel 2.1.6.1 (stikstof) en Tabel 2.1.6.2 (fosfor).

Het betreft directe lozingen (emissies) na zuivering op het oppervlaktewater (RIVM/CBS, 1999; Tabel C5.3 en C5.5). Daarnaast is ook de berekende uit- en afspoeling vermeld (Boers *et al.*, 1997). Voor 1995 en 1997 is de waarde voor 1993 gebruikt, waarbij de invloed van het weer is aangegeven door behalve het weerjaar 1993 ook het rekenresultaat voor het weerjaar 1985 te presenteren. Voor de jaren 1995 en 1997 zijn geen berekeningen uitgevoerd. Ook geeft de Tabel de berekende bijdrage van de atmosferische depositie.

De emissies zijn gegroepeerd naar doelgroep.

De aanvoer door grensoverschrijdende rivieren is niet ingedeeld naar bronnen maar ook hier is de landbouw met name voor stikstof een belangrijke bron. Deze aanvoer heeft slecht een geringe impact op de waterkwaliteit in Nederland, het overgrote deel stroomt via de grensoverschrijdende rivieren rechtstreeks naar zee.

2.1.6.2 Stikstof

Uit Tabel 2.1.6.1 kan worden afgeleid dat de uit- en afspoeling de belangrijkste bijdrage levert aan de stikstofbelasting van het oppervlaktewater (60-68% in 1995-1997).

De bijdrage van de landbouw is in 1995-1997 circa 52-56%, waarvan het grootste deel door af- en uit-spoeling in het oppervlaktewater terechtkomt. Dit is de gemiddelde bijdrage, regionaal kan de bijdrage veel groter zijn.

Opvallend is de sterke afname (circa 40%) van de aanvoer uit het buitenland in 1997 t.o.v. 1985.

2.1.6.3 Fosfor

De emissies (puntbronnen) leveren bij P de grootste bijdrage (ca 58-63% in 1995-1997). Van de bijdra-ge door uit- en afspoeling wordt ongeveer de helft veroorzaakt door kwel. De bijdrage van de land-bouw ligt voor 1995-1997 tussen circa 26-30%. Ook voor P kan regionaal de bijdrage van de landbouw veel groter zijn.

De emissies via puntlozingen zijn sinds 1985 sterk afgenomen. Dit geldt zowel voor Nederland als voor de bovenstrooms gelegen landen die afwateren op Rijn en Maas. De aanvoer via deze rivieren was in 1997 circa 65% lager dan in 1985.

Tabel 2.1.6.1 *Stikstofbelasting van het zoete oppervlaktewater 1985-1997 (miljoen kg N) Bron: RIVM/CBS, 1999; Boers et al., 1997.*

	1985	1995	1997
Emissies ¹	62	50	46
w.v. consumenten	27	23	21
w.v. industrie	13	8	7
w.v. onbekend op riool	14	10	9
w.v. landbouw (direct)	6	6	6
w.v. overige ²	2	3	3
Uit- en afspoeling ³	69	87-118	87-118
w.v. kwel	9	13-31	13-31
w.v. landbouw	60	74-87	74-87
Atmosferische depositie	7	9	9
Bijdrage landbouw	66	80-93	80-93
Totale belasting door Nederlandse bronnen	138	146-177	142-173
Aanvoer door grensoverschrijdende rivieren (excl. Schelde)	454	431	273

¹ Directe lozingen na zuivering op het oppervlaktewater.

² Overige emissies: raffinaderijen, HDO sector, niet op riolering aangesloten huishoudens, riooloverstorten etc.

³ Uit- en afspoeling naar oppervlaktewater, inclusief achtergrondbelasting door kwel voor 1993, berekend met weerjaar 1993 (hoogste waarde) en met weerjaar 1985 (laagste waarde).

Tabel 2.1.6.2 *Fosforbelasting van het oppervlaktewater 1985-1997 (miljoen kg P).
Bron: RIVM/CBS, 1999; Boers et al., 1997.*

	1985	1995	1997
Emissies ¹	25,5	9,0	7,3
w.v. consumenten	7,0	2,2	2,0
w.v. industrie	12,8	4,4	3,8
w.v. onbekend op riool	4,6	1,1	1,1
w.v. landbouw (direct)	1,1	1,3	0,4
Uit- en afspoeling ²	5,4	5,2-6,4	5,2-6,4
w.v. kwel	2,3	2,3-2,7	2,3-2,7
w.v. landbouw	3,1	2,9-3,7	2,9-3,7
Atmosferische depositie	<1	<1	<1
Bijdrage landbouw	4	4-5	3-4
Totale belasting door Nederlandse bronnen	30,9	13,8-15,4	12,1-13,7
Aanvoer door grensoverschrijdende rivieren (excl. Schelde)	43	22	15

¹ Directe lozingen na zuivering op het oppervlaktewater.

² Uit- en afspoeling naar oppervlaktewater, inclusief achtergrondbelasting door kwel voor 1993, berekend met weerjaar 1993 (hoogste waarde) en met weerjaar 1985 (laagste waarde).

2.1.7 Conclusies

De onderbouwing van de streefwaarden voor grondwater zou in het licht van de thans beschikbare gegevens verbeterd kunnen worden.

De afstemming tussen de doelstellingen voor nutriënten in grond- en oppervlaktewater is gebrekkig.

Er is verschil in:

- Type doelstelling (vooral MTR-waarden voor oppervlaktewater; overwegend streefwaarden voor grondwater).
- Geldigheidsgebied (grondwater: per grondsoort; oppervlaktewater alleen voor een bepaald type oppervlaktewater).
- Parameters voor stikstof (Nitraat en ammonium voor grondwater versus totaal-N voor oppervlaktewater).

Hieraan moet worden toegevoegd dat er ook verschil in concentratieniveau is tussen de compartimenten. Zo is bijvoorbeeld de streefwaarde voor nitraat in grondwater hoger dan MTR-waarde voor totaal-N in oppervlaktewater.

Voor fosfaat is wel een relatie gelegd tussen de norm voor oppervlaktewater en de P-concentratie in grondwater (zie ook paragraaf 2.3.2).

Met name het geldigheidsgebied van de doelstellingen voor oppervlaktewater is onduidelijk. Welke waarden gelden voor de 'overige' wateren die niet stagnant en eutrofiëringgevoelig zijn? Wat is precies de reikwijdte van de passage '*MTR-waarden zijn richtinggevend voor overige wateren*'?

Risico's van de verstoorde N:P-ratio in het kustwater zijn nog onvoldoende in kaart gebracht.

2.1.8 Resterende onderzoeksvragen

- Het belangrijkste hiaat is de gebrekkige kennis over de precieze rol van stikstof bij de eutrofiëring van zoet en zout oppervlaktewater. Hoever te gaan met emissiereducties Noordzee in verband met mogelijke risico's?
- Voorts is het verband tussen het gewenste ecologische niveau en de bijbehorende nutriëntenconcentraties voor niet stagnante en eutrofiëringgevoelige wateren nog niet voldoende bekend. Het betreft met name lijnvormige watersystemen als sloten, beken, kanalen etc. Hierbij moet wel rekening worden gehouden met afwenteling van bovenstrooms gelegen wateren op benedenstrooms gelegen watersystemen, zoals IJsselmeer, Waddenzee en Noordzee.
- Relatie tussen fosfaat- en stikstofgehalten en herstel van watersystemen w.o. sloten: het hystereseeffect dient nader te worden gekwantificeerd. Het is belangrijk om te weten welk niveau aan met name fosfaat dient te worden bereikt, alvorens een omslag naar helder water (meren) en ondergedoken waterplantenvegetaties (sloten) kan plaatsvinden.
- Seizoensafhankelijke fosfaatnalevering vanuit sedimenten van sloten: Als gevolg van processen zoals mineralisatie en veranderingen in het sorptiecomplex, kan fosfaat vrijkomen, vooral in de zomerperiode. De factoren die deze nalevering sturen dienen nader te worden onderzocht en gekwantificeerd, dit ten behoeve van het inschatten van de herstelmogelijkheden van levensgemeenschappen in sloten en mede in het licht van de problematiek normstelling kleine waterlopen.

Literatuur

- Arts, G.H.P., M. Fellingier & 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, Sinkeldam & P.F.M. Verdonschot, 2000.
Biotic responses to eutrophication and recovery in outdoor experimental ditches. Verhandelingen Internationale Vereniging voor Limnologie (in press).
- AQUASENSE, 1999.
Watertype gerichte normstelling voor nutriënten. Rapport nr 99.1221.
- Blauw, A.N., F.J. Los, E.J. Kraneborg & J.G. Boon, 1999.
Toepassing van GEM op de Nederlandse kustwateren. WL-rapport Z2556.20
- Boers, P.C.M. (red.), 1997.
Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. Achtergrondrapport Watersysteemverkenningen 1996. RIZA rapport 97.013.
- Boumans, L.J.M., G. van Drecht, B. Fraters, T. de Haan & W. de Hoop, 1997.
Effect van neerslag op nitraat in het bovenste grondwater onder landbouw in de zandgebieden; gevolgen voor de inrichting van het monitoringnetwerk effecten mestbeleid op landbouwbedrijven. RIVM rapport nr 714831002.
- CUVWO, 1980.
Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof; resultaten van de tweede eutrofiëringssenquete. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren.
- CUVWO, 1987.
Vergelijkend onderzoek naar eutrofiëring van meren en plassen; resultaten van de derde eutrofiëringssenquete. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep VI.
- CUVWO, 1988.
Ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep V-1.
- De Vries I., R.N.M. Duin, J.C.H. Peeters, F.J. Los, M. Bokhorst & R.W.P.M. Laane, 1998.
Patterns and trends in nutrients and phytoplankton in Dutch coastal waters; comparison of time-series analysis, ecological model simulation, and mesocosm experiments. ICES Journal of Marine Science 55: 620-634
- EU, 1980.
Richtlijn van de raad van 15 juli 1980 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Richtlijn 80/778/EEG. Brussel: Europese Gemeenschap.
- Fraters, B. & L.J.M. Boumans, 1997.
Fosfaatverzadigde gronden: een overzicht. Deel 1: Technische achtergronden bij de aanpak van fosfaatverzadigde gronden. RIVM rapport nr 716601001.
- Fraters, B., H.A. Vissenberg, L.J.M. Boumans, T. de Haan & D.W. de Hoop, 1997.
Resultaten Meetprogramma Kwaliteit Bovenste Grondwater Landbouwbedrijven in het zandgebied (MKBGL-zand) 1992-1995. Bilthoven, RIVM-rapport nr 714801014.
- Hanekamp, J., A. Bast, R. Schuiling & M. Donze, 1999.
Nitraat, enkele kanttekeningen. H₂O 1999-21: 22-23.
- Hosper, S.H., 1997.
Clearing lakes, an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen.
- Janse, J.H., 1998.
A model of ditch vegetation in relation to eutrophication. Water Science and Technology 37: 139-149.
- Janse, J.H. & P.J.T.M. van Puijenbroek, 1998. Effects of eutrophication in drainage ditches. Environmental Pollution 102, S1: 547-552.

- Joosten, L., 1999.
Kanttekeningen bij 'Nitraat, enkele kanttekeningen'. H₂O 1999-22: 7-8.
- Meijer, M.L., 2000.
Biomaniipulation in the Netherlands. Proefschrift Wageningen Universiteit.
- Meijer, M.L. *et al.*, 1999.
Stabiliteit van de Veluwerandmeren. Lelystad, RIZA rapport nr 99.054.
- Oenema, O. & T. van Dijk (red.), 1995.
Fosfaatverliezen en fosfaatoverschotten in de Nederlandse landbouw. Project Verliesnormen, deelrapport 1. Min. LNV, VROM, V&W, Landbouwschap, Centrale Landbouworganisaties. 102 pp.
- Portielje, R. & D.T. van der Molen, 1998.
Relaties tussen eutrofiervariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport nr 98.007.
- Projectgroep Verliesnormen, 1995.
Acceptabele fosfaat- en stikstofverliezen in de landbouw, op weg naar een evenwichtsbemesting. Eindrapport Project Verliesnormen. Project Verliesnormen, deelrapport 5. Min. LNV, VROM, V&W, Landbouwschap, Centrale Landbouworganisaties.
- RIVM/CBS, 1999.
Milieucompendium 1999, Het milieu in cijfers. Uitgave CBS en RIVM.
- Smits, J.G.C., M. Bokhorst, A.G. Brinkman, P.M.J. Herman, P. Ruardij, H.L.A. Sonneveldt & M.W.M. Van der Tol, 1997.
GEM, a Generic Ecological Model for estuaries. WL-rapport T2087.
- TCB, 1990.
Advies van de Technische Commissie Bodembescherming inzake het protocol fosfaatverzadigde gronden. Opgenomen als aanhangsel 1 in rapport 68 van het Staring Centrum.
- V en W, 1989.
Derde Nota Waterhuishouding. SDU, Den Haag.
- V en W, 1997.
Water kader. Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsvoornemen. SDU, Den Haag.
- V en W, 1999.
Vierde Nota Waterhuishouding, regeringsbeslissing. SDU, Den Haag.
- Van Eck (red.), 1995.
Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Project Verliesnormen, deelrapport 3. Min. LNV, VROM, V&W, Landbouwschap, Centrale Landbouworganisaties. 115 pp.
- Vink, G., 1998.
Onderzoek naar de relatie tussen macrofyten, macrofauna en eutrofiëring in cilinders en proefsloten. Stagerapport IAHL.
- VROM, 1986.
Discussienotitie Bodemkwaliteit. (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne); 's-Gravenhage, VROM-notitie.
- VROM, 1992.
Beleidsstandpunt over de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (MILBOWA). (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne); Tweede Kamer, vergaderjaar 1991-1992, 21 990 en 21 250, nr 3. 's-Gravenhage, SDU-uitgeverij.
- VROM, 1993.
Nationaal Milieubeleidsplan 3 (NMP3).
- VROM, 1997.
Integrale Normstelling Stoffen, Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. INS notitie; december 1997.
- VROM, 1999.
Integrale Normstelling Stoffen, Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Geaktualiseerde versie van de INS notitie uit 1997; december 1999.

VROM, 2000.

5e Milieuverkenningen. (in concept).

Willems, W.J. & B. Fraters, 1995.

Naar afgestemde kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater en oppervlaktewater.

RIVM rapport nr 714901003.

2.2 Processen op perceelsniveau: N

O. Oenema, G. Velthof & M.C.J. Smits

2.2.1 Stikstofverliezen door denitrificatie in landbouwgronden en slootbodems

2.2.1.1 Inleiding

Denitrificatie is de omzetting van nitraat (NO_3^-) in stikstofgas (N_2). Het is een microbiologisch proces dat optreedt onder zuurstofloze omstandigheden bij de afbraak van organische stof. De heterotrofe bacteriën benutten de energie en koolstof van de organische stof voor hun metabolisme en groei. NO_3^- doet daarbij dienst als electronacceptor; het wordt gereduceerd van NO_3^- tot N_2 . Het denitrificatieproces loopt via een aantal tussenstappen en afhankelijk van de omstandigheden kunnen de intermediaire producten (NO en N_2O), die gasvormig en mobiel zijn, ontsnappen (zie ook 2.2.2). Het eindproduct (N_2) van denitrificatie is eveneens gasvormig en bovendien inert en ontsnapt naar de atmosfeer. Denitrificatie kan worden opgevat als het sluitstuk van de stikstofkringloop; het brengt de stikstof die via biologische stikstofbinding of via kunstmestproductie in de biosfeer is gebracht weer terug naar de atmosfeer.

De bij deze paragraaf gevoegde literatuurlijst geeft een overzicht van vrijwel alle relevante publicaties die sinds ongeveer 1995 in Nederland zijn verschenen. In deze paragraaf worden alleen de belangrijkste aspecten toegelicht en wordt verwezen naar de meest relevante publicaties.

2.2.1.2 Stand van zaken in 1995

In het N-desk-rapport (Van Eck, 1995) wordt gesteld dat de onzekerheid over de grootte van de stikstofverliezen door denitrificatie groot is. Die onzekerheid komt tot uiting in de bandbreedte van de schattingen voor stikstofverliezen door denitrificatie in zandgronden, kleigronden en veengronden. De schattingen vermeld in het N-desk-rapport waren vooral gebaseerd op modelberekeningen en op gegevens uit het buitenland, omdat resultaten van metingen in Nederland schaars waren. Met name worden genoemd de onzekerheden in:

- denitrificatiecapaciteit van de slootwand;
- denitrificatiecapaciteit van de slootbodem.

Sinds het verschijnen van het N-desk-rapport zijn er verschillende metingen uitgevoerd. De belangrijkste onderzoeken in landbouwgronden zijn die van De Klein & Van Logtestijn (1994a, 1994b, 1996), Corré (1996), Koops *et al.*, (1995, 1996, 1997a+b) en Postma (1996). De belangrijkste onderzoeken in slootbodems zijn die van Luijn (1997), Arts *et al.* (1998) en Zweers & Van der Kolk (1998). De bandbreedte van de schattingen is echter groot gebleven, omdat de grootte van de stikstofverliezen door denitrificatie zeer sterk varieert in tijd en ruimte. Hieronder worden de belangrijkste resultaten van het Nederlandse experimentele onderzoek naar stikstofverliezen door denitrificatie in landbouwgronden en in slootbodems weergegeven. Omdat het ontbreken van een eenvoudige en betrouwbare methode voor het meten van denitrificatie een belangrijk knelpunt is voor het nauwkeurig schatten van stikstofverliezen door denitrificatie, worden hieronder eerst beknopt de ontwikkelingen in meetmethoden en -procedures en in (model)concepten besproken.