

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE

BILTHOVEN

Rapport nr. 714901003

**Naar afgestemde kwaliteitsdoelstellingen
voor nutriënten in grondwater en
oppervlaktewater.**

Discussienotitie

W.J. Willems en B. Fraters

september 1995

Dit onderzoek is verricht in het kader van het project Vermesting (714901) en is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), Directoraat-Generaal Milieubeheer - Directie Drinkwater, Water, Landbouw - bij de brief van 3 maart 1993.

'Ik weet het niet', sprak heer Ollie dromerig.
'Het is mij vreemd te moede. Soms denk ik dat ik het weet wat het is,
maar nee als ik dan even nadenk weet ik het niet,
als je begrijpt wat ik bedoel.'

Maarten Toonder (1958), uit: "De Kwanten"

Verzendlijst

1-5	Directeur van de Directie Drinkwater, Water en Landbouw van het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het Ministerie van VROM
	- drs. G.J.A. Al
6	plv. Directeur-Generaal Milieubeheer - dr ir B.C.J. Zoeteman
7	Ministerie van Verkeer en Waterstaat, directie Rijkswaterstaat
8	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Veehouderij en Zuivel
9	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Akker- en Tuinbouw
10	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Landbouwkundig Onderzoek
11	Secretaris van de Technisch Commissie Bodembescherming
12	Directeur van het RIZA
13	Directeur van het RIKZ
14	Directeur van het Staring Centrum
15	Directeur van het Centrum voor Landbouw en Milieu
16	Directeur van het KIWA
17	Directeur van het Landbouw Economisch Instituut (LEI-DLO)
18	ir A. Roos, DGM/DWL
19	ir H.O. Hooghoudt, DGM/DWL
20	drs M.M. Dorenbosch, DGM/DWL
21	ir P.L.C.M. Henkens, DGM/DWL
22	drs. T.E.M. van Leeuwen, DGM/DWL
23	drs. D.A Jonkers, DGM/DWL
24	ir J.H. de Rijk, DGM/DWL
25	ing. N.J. Molenaar, DGM/DWL
26	dr C.L.C. Meijer, DGM/DWL
27	ir J.F.M. van Vliet, DGM/DWL
28	ir J.G. Robberse, DGM/Bo
29	drs. C.A.J. Denneman, DGM/Bo
30-39	Leden van de werkgroep N-deskstudie
40-49	Leden van de cluster Milieu N-deskstudie
50-59	Leden van de werkgroep P-deskstudie
60-69	Leden van de cluster Milieu P-deskstudie
70-79	Leden van de werkgroep quick-scan Milieu
80	dr ir R.A. Donker, LNV/VZ
81	ir A. van Straaten, LNV/Landbouw

82	ir J.J.C. Karres, LNV/Natuur
83	ir L. Harkink, LNV/MKG
84	ir G.J. Noij, SC-DLO
85	dr. J. Coppoolse, V&W/RWS
86	ir J. Verloop, TCB
87	ir D.T. van der Molen, RIZA
88	ir F. van Leeuwen, Landbouwschap
89	ir J. Remmers, Natuur en Milieu
90	drs. P. Vertegaal, Waterpakt
91	ir H. ter Horst, IPO-adviesgroep Vermesting
92	ir F. Goselink, prov. Gelderland
93	ing. R.P. Engel, prov. Zuid-Holland
94	Depot van Nederlandse publicaties en Nederlandse bibliografie
95	Directie RIVM
96	sectordirecteur Milieu - ir F. Langeweg
97	hoofd Laboratorium Bodem en Grondwateronderzoek - ir R. van den Berg
98	clustercoördinator Drinkwater, Water en Landbouw - ir T. Bresser
99	hoofd afdeling CBG - ir W. van Duijvenbooden
100	projectleider Zoet oppervlaktewater - dr L. van Liere
101	projectleider Landbouw - ir N.J.P. Hoogervorst
102	projectleider Drinkwater - ir J.H.C. Mülschlegel
103	ir L.J.M. Boumans
104	dr ir C.R. Meinardi
105	dr ir J.J.M. van Grinsven
106	drs R. Reiling
107	ing. G.P. Beugelink
108-113	Auteurs
114	Hoofd Bureau Voorlichting en Public relations
115	Bureau Projecten- en rapportenregistratie
116	CCRX secretariaat
117-118	Bibliotheek RIVM
118-149	Reserve exemplaren t.b.v. Bureau Rapportenbeheer
150-200	Reserve exemplaren

Voorwoord

Bij brief van 3 maart 1993 is door het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer aan het RIVM gevraagd advies te geven over streef- en grenswaarden voor nutriënten in grondwater mede in relatie met de bestaande milieukwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater. In deze notitie wordt hieraan uitvoering gegeven.

Wij zijn ons er van bewust dat deze notitie omvangrijk geworden is. Om deze reden is een uitgebreide samenvatting opgenomen. Daarnaast is het mogelijk om na hoofdstuk 1, eerst de hoofdstukken 4 en 5 te lezen. Indien men geïnteresseerd is in nadere informatie over de onderwerpen in deze hoofdstukken behandeld of de onderbouwing van de hierin vermelde conclusies en/of aanbevelingen dan kan men deze alsnog nalezen in de hoofdstukken 2 en 3.

Concept versies van deze notitie zijn in 1993 en 1994 regelmatig besproken met medewerkers van VROM/DGM (Coen Bootsman, Michiel Dorenbosch, Co Molenaar en Ary Roos).

Een meer definitief concept van deze notitie is in februari 1995 becommentarieerd door en besproken in een ad hoc begeleidingsgroep bestaande uit Michiel Dorenbosch, Peter Henkens, Hero Hooghoudt, Douwe Jonkers, Titia van Leeuwen, Jan de Rijk en Ary Roos van VROM/DGM en Johan Coppoolse van V&W. Wij willen hen bedanken voor hun commentaar. Ook willen wij onze collega's Leo Boumans en Lowie van Liere bedanken voor hun commentaar en suggesties op eerdere versies van deze notitie.

Bilthoven, 17 mei 1995
Jaap Willems en Dico Fraters

Inhoudsopgave

Verzendlijst	i
Voorwoord	iii
Inhoudsopgave	iv
Abstract	vi
Samenvatting	vii
1. Inleiding	1
1.1 Kader en doelstelling	1
1.2 Functies en systematiek van kwaliteitsdoelstellingen	2
1.3 Opbouw van de notitie	4
2. Overzicht van de geldende kwaliteitsdoelstellingen	5
2.1 Algemeen	5
2.2 Zoet oppervlaktewater	5
2.2.1 Ontwikkeling van kwaliteitsdoelstellingen	5
2.2.2 Achtergrond van de kwaliteitsdoelstellingen	7
2.2.3 Kwaliteitsdoelstellingen: huidige stand van zaken	9
2.2.4 Doorwerking van waterkwaliteitsdoelstellingen op regionaal niveau	10
2.3 Zout oppervlaktewater	13
2.4 Grondwater	14
2.4.1 Ontwikkeling van de kwaliteitsdoelstellingen	14
2.4.2 Achtergrond van de kwaliteitsdoelstellingen	15
2.4.3 Kwaliteitsdoelstellingen: huidige stand van zaken	17
2.5 Vergelijking van de kwaliteitsdoelstellingen voor grond- en opper- vlaktewater	18
2.5.1 Overeenkomsten en verschillen	18
2.5.2 Knelpunten met betrekking tot afstemming	21
3. Normstelling in relatie met achtergrondwaarden	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Grondwaterafhankelijke oppervlaktewatertypen	25
3.3 Concentratieniveaus van vermestende stoffen in het grondwater	30
3.3.1 Inleiding	30
3.3.2 Zandgebieden	31
3.3.3 Kleigebieden	39
3.3.4 Veengebieden	44
3.3.5 Het lössgebied	49

3.4	Bijdrage van de bodem aan de voeding van het (kleine) oppervlak-	
	tewater	50
3.4.1	Inleiding	50
3.4.2	De verdeling van de afvoercomponenten	51
3.4.3	Methodiek van de voorbeeldberekeningen	53
3.4.4	Voorbeeldberekening voor stikstof	54
3.4.5	Voorbeeldberekening voor P	57
3.5	Samenvatting	59
3.5.1	Algemeen	59
3.5.2	Stikstof	59
3.5.3	Fosfaat	62
4.	Verbetering van de afstemming	63
4.1.	Inleiding	63
4.2	Invulling van de voortschrijdende normstelling voor nutriënten	63
4.3	Oplossing van knelpunten bij de afstemming	65
4.3.1	Inleiding	65
4.3.2	Type doelstelling	66
4.3.3	Parameters	66
4.3.4	Geldigheidsgebied	67
4.3.5	Onderbouwing streefwaarden	72
4.3.6	Voorstel voor aangepaste streefwaarden	73
4.3.7	Slotopmerkingen	78
5.	Conclusies, aanbevelingen en discussiepunten	80
	Referenties	85
	Bijlagen	90

Abstract

In this report the current environmental quality objectives for nitrogen and phosphorus in groundwater and surface waters are evaluated. The aim of the study was reconcile the quality objectives for groundwater to ensure that they attune to the quality objectives for surface waters. The quality objectives for nitrogen and phosphorus species are compared with recent data on natural back ground concentrations in shallow and deep groundwater. Based on this comparison and the evaluation a proposal for new environmental quality objectives for nutrients in groundwater is presented. Suggestions for amellioration of the system are given for both groundwater and surface waters.

Samenvatting

In deze notitie wordt nagegaan of aanpassing van grens- en streefwaarden voor stikstof en fosfaat in het grondwater noodzakelijk is, mede met het oog op een betere afstemming van de kwaliteitsdoelstellingen voor deze stoffen in oppervlaktewater. Hiervoor is een analyse gemaakt van het huidige doelstellingskader en recente gegevens over grondwaterkwaliteit, welke niet beschikbaar waren ten tijde van het formuleren van de huidige streefwaarden voor stikstof en fosfaat in grondwater.

Ontwikkeling normstelling verschillend

De kwaliteitsdoelstellingen voor stikstof en fosfaat in grondwater en in oppervlaktewater zijn op verschillende momenten en onafhankelijk van elkaar ontwikkeld en kennen ieder een eigen motivering. Bij het formuleren van de doelstellingen waren verschillende onderzoeks- en beleidsinstellingen betrokken.

Voor het oppervlaktewater werd voor het eerst in 1974 een minimum kwaliteit geformuleerd voor stikstof en fosfaat. Hierbij werd een zekere bescherming van zowel aquatische levensgemeenschappen als menselijke gebruiksfunctie nagestreefd. De verdere ontwikkeling van het systeem, met name na 1989, is vooral gericht op de bescherming van het eutrofiëringsgevoelig stagnant oppervlaktewater. Voor het grondwater zijn voor nutriënten in 1986 voorlopige referentiewaarden gepubliceerd, met als doel het behoud van de multifunctionaliteit van de bodem, enerzijds gebaseerd op natuurlijke achtergrondniveaus en anderzijds vanuit de drinkwaterfunctie van het grondwater.

Analyse van verschillen

In het voorliggende rapport wordt een overzicht gegeven van de huidige streef- en grenswaarden voor nutriënten in grond- en oppervlaktewater. Tevens worden de nu geldende grondwater-doelstellingen getoetst aan achtergrondconcentraties in grondwater. Daarnaast worden de huidige grondwater- en oppervlaktewaterdoelstellingen onderling vergeleken. Uit deze analyse blijkt dat aan de volgende onderdelen nader aandacht besteed moet worden:

1. Het gebruik van verschillende doelstellingstypen: voor grondwater zijn er streefwaarden en voor oppervlaktewater grenswaarden gedefinieerd. Dit is vooral lastig als doorwerking voor brongericht beleid moet worden nagegaan.
2. Het gebruik van doelstellingen voor verschillende parameters voor stikstof: voor grondwater zijn er kwaliteitsdoelstellingen voor nitraat- en ammoniumstikstof en voor oppervlaktewater alleen voor totaal-stikstof. Dit belemmert een goede afstemming tussen beide compartimenten.
3. De definiëring van het geldigheidsgebied: Voor grondwater is slecht gedefinieerd waar (plaats/diepte), wanneer (binnen een jaar/welk type jaar) en op welk schaalniveau de doelstellingen gelden, voor oppervlaktewater is het systeem niet dekkend en inconsistent. Zo ontbreekt bijvoorbeeld de doelstelling voor stikstof in wateren die niet stagnant en eutrofiëringsgevoelig zijn (hierna overige wateren genoemd). Verder is de doelstelling voor fosfaat in overige wateren op jaarbasis strenger dan voor het zomerhalfjaar.

4. Onderbouwing streefwaarden voor grondwater: de kwantitatieve invulling van de streefwaarden voor fosfaat en ammonium in grondwater kan met de thans beschikbare informatie verbeterd worden.
5. Kwantitatieve afstemming doelstellingen: De huidige streefwaarden voor grondwater lijken te hoog om de grenswaarden in al het oppervlaktewater te kunnen realiseren.

Afstemming tussen grond- en oppervlaktewater

Bij de afstemming van kwaliteitsdoelstellingen voor grond- en oppervlaktewater moet bedacht worden dat het oppervlaktewater het ontvangende milieu is voor grondwater. Rekening houdend met van nature optredende verschillen (gebieden met voedselrijke en voedselarme bodems) betekent dit, dat kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in oppervlaktewater richtinggevend zijn voor de kwaliteit van het grondwater.

Nodig hierbij is dat duidelijkheid over de oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen moet bestaan. Dit houdt in dat bekend moet zijn welk kwaliteitsniveau c.q. welke mate van natuurlijkheid men wenst te bereiken en te behouden. Hierbij is ook kennis nodig van de onderlinge beïnvloeding van de verschillende gebieden c.q. typen oppervlaktewateren. Zo zullen in stromende beken eutrofiëringsverschijnselen pas optreden bij hogere nutriëntconcentraties dan bij bijvoorbeeld stagnante meren waarop deze beken afwateren. De toelaatbare nutriëntenbelasting van beken door aanvoer via het grondwater is dan mede afhankelijk van de gewenste kwaliteit in de benedenstrooms gelegen wateren (meren).

Knelpunten bij de afstemming

De knelpunten met betrekking tot afstemming van kwaliteitsdoelstellingen voor grondwater op die voor oppervlaktewater zijn:

- Onduidelijkheid over het geldigheidsgebied van de kwaliteitsdoelstellingen voor het oppervlaktewater: waarop moet afgestemd worden? Dit betreft met name de overige wateren.
- De huidige kennis over het bodem-grondwater-oppervlaktewater systeem is onvoldoende om de grondwaterkwaliteit eenduidig te relateren aan de oppervlaktewaterkwaliteit: welke belasting van de bodem en welke grondwaterkwaliteit garanderen de gewenste oppervlaktewaterkwaliteit?
- De geografische verfijning van kwaliteitsdoelstellingen voor regionale oppervlaktewateren door waterbeheerders leidt tot problemen bij de te hanteren set van grondwaterdoelstellingen.

Voor het formuleren van grondwaterkwaliteitsdoelstellingen zijn, naast afstemming op oppervlaktewater, functiegerichte doelstellingen van belang. Hierbij valt te denken aan bescherming van de drinkwaterfunctie en de natuurfunctie.

Aanbevelingen

Op basis van de gemaakte analyses worden een aantal aanbevelingen gedaan voor aanpassing van het stelsel van kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater, rekening houdend met de doelstellingen voor oppervlaktewater. Hierbij is vooral gekeken naar de maatlatfunctie van kwaliteitsdoelstellingen. Vanuit deze maatlatfunctie wordt voor grondwater een voorstel gedaan voor bijgestelde streefwaarden voor stikstof- en fosfaatverbindingen. Grenswaarden hebben een belangrijke aansturende functie voor het brongerichte beleid. Ook ten behoeve van het formuleren van grenswaarden worden een aantal aanbeve-

lingen gedaan. Gelet op het richtinggevend karakter van oppervlaktewater bij de afstemming zijn ook voor de normstelling van oppervlaktewater een aantal aanbevelingen opgesteld.

Oppervlaktewater

De nadere onderbouwing c.q. uitwerking van doelstellingen voor nutriënten overig oppervlaktewater is dringend gewenst. Op korte termijn verdient het aanbeveling het geldigheidsgebied van de oppervlaktewaterdoelstellingen nader te preciseren. Dit geldt zowel voor fosfaat als voor stikstof. De volgende aanbevelingen worden gedaan:

- De grenswaarde voor totaal-fosfaat voor het oppervlaktewater, met name de uitbreiding naar een jaargemiddelde waarde voor alle oppervlaktewateren, dient nader onderbouwd te worden.
- Er dient een grenswaarde voor stikstof voor het overig oppervlaktewater geformuleerd te worden. Een dergelijke doelstelling voor hiertoe behorende typen oppervlaktewater wordt momenteel niet gemist.
- Gelet op de relatie tussen zoete en zoute wateren zouden in feite ook voor brakke en zoute wateren kwaliteitsdoelstellingen ontwikkeld dienen te worden; er is voorts nog vanuit gegaan dat de doelstellingen alleen van toepassing zijn op zoete oppervlaktewateren.
- Voor de oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen een vergelijkbare studie te verrichten, waarbij aandacht besteed wordt aan de aspecten 'plaats', 'tijd' en 'schaal' van de doelstellingen.

Onderscheiden van typen parameters

Het verdient aanbeveling om na te gaan of het zinvol is onderscheid te maken in toestand-parameters enerzijds en emissie-parameters anderzijds. Typische toestand-parameters, kenmerkend voor de natuurlijke bijdrage van grondwater aan de belasting van het oppervlaktewater, zijn ons inziens, organisch-fosfaat en ammonium-stikstof.

De dominante, door menselijk handelen veroorzaakte, bijdrage van het grondwater aan de belasting van het oppervlaktewater wordt gevormd door nitraat-stikstof en anorganisch fosfaat (ortho-fosfaat). Het verdient daarom aanbeveling na te gaan of deze parameters als emissie-parameters beschouwd kunnen worden.

Deze benadering komt bovendien overeen met de door de CUWVO in 1988 geformuleerde ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren (zie *tabel 3.2*).

Door het ontbreken van voldoende meetgegevens is onduidelijk of organisch-stikstof ook als toestand-parameter te beschouwen is.

Een dergelijke onderscheid maakt het ook mogelijk een betere relatie te leggen met het brongerichte beleid.

Typen doelstellingen voor grondwater

Ten aanzien van het type kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten wordt aanbevolen om:

- geen grenswaarde vast te stellen voor fosfaat in grondwater;
- een grenswaarde te handhaven voor nitraat in grondwater;
- geen grenswaarde vast te stellen voor ammonium en organisch-stikstof in grondwater.
- streefwaarden te formuleren voor het oppervlaktewater naast de bestaande grenswaarden.

Ten aanzien van de kwaliteitsdoelstellingen voor de verschillende stikstof en fosfaat verbindingen wordt aanbevolen om:

- geen kwaliteitsdoelstelling voor totaal-stikstof in grondwater te formuleren;
- te onderzoeken of voor (stromende) wateren kwaliteitsdoelstellingen voor nitraat en ortho-fosfaat te formuleren zijn.

Door het gedrag van fosfaat in de bodem ligt het formuleren van een grenswaarde voor grondwater niet in de rede: voortschrijdende normstelling is niet goed mogelijk. In verband hiermee verdient het aanbeveling na te gaan of het mogelijk is nadere eisen te stellen aan de mate waarin ophoping in de bodem plaatsvindt c.q. het fosfaatfront zich in de bodem verplaatst. Wat betreft de ophoping kan gedacht worden aan het normeren van de fosfaattoestand van de bodem welke frequent bepaald wordt in het kader van het periodieke bodemvruchtbaarheidsonderzoek.

Geldigheidsgebied van doelstellingen

Met betrekking tot het geldigheidsgebied van de streefwaarden voor grondwater worden het volgende voorgesteld:

- een driedeling in grondsoorten te maken, waarbij naast zand, klei en veen apart onderscheiden worden. De huidige tweedeling is niet geheel in overeenstemming met de achtergrondniveaus;
- voor zowel het klei- als het veengebied een getalsmatig onderscheid te maken tussen gebieden die onder mariene invloed staan (hebben gestaan) en overige gebieden.

Vanuit het beleid zal aangegeven moeten worden:

- wat de toegestane overschrijdingsfrequentie van de doelstelling in een reeks van jaren als gevolg van weersverschillen tussen jaren;
- op welk schaalniveau de doelstellingen van toepassing zijn.

Om de huidige en toekomstige nutrientconcentraties te kunnen toetsen aan de doelstellingen wordt geadviseerd om:

- methodieken te ontwikkelen, waarmee nutrientconcentraties in een specifiek jaar gecorrigeerd kunnen worden voor weersinvloeden;
- de methode van monsternamen en monsterbehandeling van grondwater te standaardiseren. Dit betekent met name dat voor fosfaat een validatie van methoden moet plaatsvinden.

Gezien het mogelijk belang van het tijdstip van bemonstering zal ten behoeve van deze uniformering nagegaan moeten worden :

- wat vanuit het oppervlaktewater beschouwd, een relevante periode is;
- wat de fluctuaties zijn van de grondwaterkwaliteit binnen een jaar en welke de effecten zijn van de grondwaterstand op grondwaterkwaliteit.

Een deel van de aanbevelingen is verwerkt in een voorstel voor nieuwe streefwaarden voor stikstof- en fosfaatverbindingen voor grondwater. De voorgestelde streefwaarde zijn bedoeld als maatlat en refereren naar een natuurlijk achtergrondniveau.

Relatie met brongerichte beleid

Voor het formuleren van brongericht beleid zijn aanpassingen van de kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater op korte termijn niet nodig. Hoewel van een goede afstemming op oppervlaktewaterdoelstellingen thans niet gesproken kan worden, is dat op dit moment nog geen knellend probleem. Een fosfaatdoelstelling voor grondwater dient ter bescherming van het oppervlaktewater. De in 1994 uitgevoerde fosfaatdeskstudie, die in het kader van het na 1995 te voeren mest- en ammoniakbeleid is opgesteld, heeft duidelijk gemaakt dat elke fosfaat-overschot boven de 1 kg per hectare op termijn leidt tot overschrijding van de grenswaarde voor fosfaat in oppervlaktewater (0,15 mg/l totaal-P). Ook het realiseren van de huidige grondwaterdoelstelling van 0,4 mg/l P (geldig in zandgebieden) zal, gelet op de grootte van de thans gangbare overschotten, een vergelijkbare grote inspanning vergen, als het water van en uit landbouwpercelen hieraan moet voldoen. Voor stikstof ligt er vanuit de huidige kwaliteitsdoelstellingen voor nitraat in grondwater (grenswaarde 11,3 en streefwaarde 5,6 mg/l N) met name voor zandgronden nog een zeer groot "gat" tussen de nu voorkomende concentratieniveaus in het grondwater en de gewenste doelstellingen. Het niet op elkaar afgestemd zijn van grondwater- en oppervlaktewater doelstellingen is vanuit het brongerichte beleid gezien geen knelpunt voor de korte termijn.

1. Inleiding

1.1 Kader en doelstelling

Om vermessing van de bodem (terrestrische ecosystemen) te bestrijden moeten vooral diffuse bronnen worden aangepakt. Het betreft hier het meststoffengebruik (dominante bijdrage in cultuurgronden) en atmosferische depositie (dominante bijdrage in bossen en overige natuurterreinen).

Om vermessing van het oppervlaktewater tegen te gaan moeten naast lokale bronnen van stikstof- en fosfaat-emissie (directe lozingen) ook diffuse bronnen worden bestreden. De belangrijkste diffuse bron voor het zoete oppervlaktewater is de af- en uitspoeling van de bodem.

Het grondwater vormt een belangrijke voeding van het oppervlaktewater. De kwaliteit van het grondwater mag daarom niet zodanig zijn dat de kwaliteitsdoelstellingen voor het oppervlaktewater niet kunnen worden gerealiseerd. Het realiseren en handhaven van een goede grondwaterkwaliteit is een vereiste mede uit oogpunt van de gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater. Al in het Milieuprogramma 1988-1991 (VROM, 1987) is in paragraaf 2.2. (vermessing van het milieu) aangegeven dat, bij de vaststelling van streefwaarden voor fosfaat en nitraat in grondwater in de toekomst wellicht meer rekening moet worden gehouden met het effect van grondwater op de kwaliteit van eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater en voedselarme natuurgebieden.

Daarnaast is de handhaving van een goede grondwaterkwaliteit ook van belang voor de kwaliteit van het drinkwater. Vanwege de relatie tussen grond- en oppervlaktewater is een goede afstemming tussen de milieudoelstellingen voor beide milieucompartimenten gewenst.

De ontwikkeling van kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater heeft niet parallel gelopen met die voor de bodem en het grondwater. Noch in de tijd, noch in relatie tot de doelstelling over wat te beschermen. Dit is onderkend. In het eerste Nationaal Milieubeleidsplan (VROM, 1989) is een actiepunten opgenomen (nr A35) dat als volgt luidde: „Vooruitlopend op de milieukwaliteitseisen voor prioritaire stoffen worden op elkaar afgestemde waarden voor de algemene milieukwaliteit van water, bodem en lucht geformuleerd met het oog op het emissiebeleid van de vergunningverlenende instanties”.

In verband hiermee is februari 1991 de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water uitgebracht (verder aangeduid als MILBOWA; VROM, 1991). In deze notitie, welke zich beperkte tot microverontreinigingen, is concrete invulling gegeven aan de risico-evaluatie methodiek. Hiermee is de normstelling voor bodem en water waar mogelijk op elkaar afgestemd. Milieukwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten en andere macroverontreinigingen kwamen in de notitie niet aan de orde. De notitie is vervolgens aan de adviesorganen van de regering gezonden.

In februari 1992 is mede op basis van de uitgebrachte adviezen een beleidsstandpunt over de notitie aan de Tweede Kamer gezonden (verder aangeduid als MILBOWA-B; VROM, 1992). Hierin zijn behalve voor de in de MILBOWA genoemde stoffen ook nutriënten en

andere macroparameters opgenomen. Hierbij is echter niet die afstemming tussen de milieucompartimenten bodem en water gerealiseerd die voor microverontreinigingen tot stand is gebracht.

Het doel van de voorliggende notitie is te adviseren over streef- en grenswaarden voor de nutriënten fosfor (P) en stikstof (N) in grondwater. Voor fosfor zal de term fosfaat gebruikt worden. In de advisering wordt gedifferentieerd naar zand, veen en klei. Ook wordt gekeken naar de relatie met de bestaande milieukwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater. Het betreft de normstelling voor zowel totaal concentraties, als voor concentraties aan specifieke verbindingen. Nagegaan zal worden of een betere afstemming van kwaliteitsdoelstellingen voor grond- en oppervlaktewater mogelijk is voor stikstof- en fosfaatverbindingen, en zo ja op welke wijze deze gerealiseerd kan worden. Kalium wordt in deze notitie buiten beschouwing gelaten, omdat voor dit nutriënt nog geen kwaliteitsdoelstellingen zijn geformuleerd voor grond- en/of oppervlaktewater. De milieukwaliteitsdoelstellingen voor grondwater staan in deze notitie centraal.

In deze notitie is alleen de afstemming van grondwaterkwaliteitsdoelstellingen op die voor oppervlaktewater beschouwd. De relatie tussen stikstof- en fosfaatemissie, gewenst natuurdoeltype (ecosysteem) en grondwaterkwaliteit is niet beschouwd.

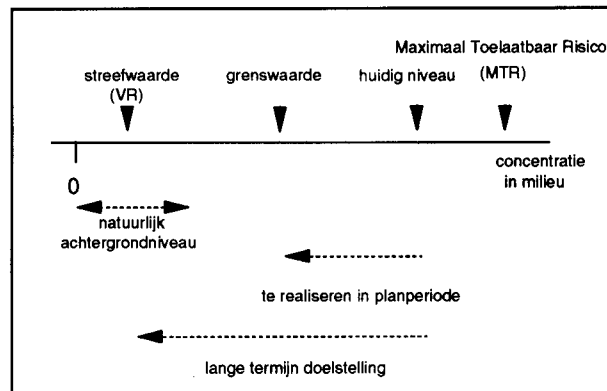
Deze notitie dient als vertrekpunt voor nader overleg met het RIZA over de afstemming conform de conclusie uit het NMP2 (thema vermesting, hoofdstuk 4.4. pag 85; VROM, 1993).

1.2 Functies en systematiek van kwaliteitsdoelstellingen

Milieukwaliteitsdoelstellingen hebben een tweeledige functie (VROM, 1992). In de eerste plaats bieden ze de mogelijkheid om de kwaliteit van het milieu te beoordelen (maatlat-functie). Ze geven een referentiepunt. Voorts hebben kwaliteitsdoelstellingen een functie bij de formulering van de taakstelling voor het brongericht beleid om emissies terug te dringen (taakstellingsfunctie). Een concrete uitwerking naar bronnen vindt vervolgens plaats via het brongericht beleid. Een doorwerking van de kwaliteitsdoelstellingen van het nationale naar het regionale niveau is voor oppervlaktewater wel expliciet aan de orde (provincies en waterbeheerders). Voor grondwater is dit echter niet aangegeven.

In het "ideale geval" vertoont een stofgerichte aanpak het volgende beeld: Het huidige concentratieniveau ligt hoger dan het uiteindelijk gewenste minimum kwaliteitsniveau (streefwaarde). Op het niveau van de streefwaarde worden de risico's voor als nadelig te waarden effecten verwaarloosbaar geacht. Naast het verwaarloosbaar risico (VR) is er ook een maximaal toelaatbaar risico (MTR) niveau vastgelegd. Zowel het VR als MTR zijn zoveel mogelijk wetenschappelijke onderbouwd, bijvoorbeeld via een ecotoxicologische risico-benadering. Er is een tussengelegen kwaliteitsniveau geformuleerd dat binnen de planperiode gehaald moet worden (grenswaarde). De grenswaarde ligt in principe op of

onder het MTR. Op langere termijn moet echter een kwaliteitsniveau gerealiseerd worden waarbij geen nadelige effecten meer optreden (streefwaarde). Streefwaarden zijn niet aan een termijn gekoppeld, grenswaarden wel. Een en ander is schematisch weergegeven in *figuur 1.1*. Een dergelijke aanpak is gevolgd voor organische microverontreinigingen in gronde (vaste fase) en in oppervlaktewater.



Figuur 1.1 Overzicht van de voortschrijdende normstelling. De streefwaarde kan toxicologisch onderbouwd zijn (VR) of gerelateerd zijn aan de achtergrondconcentratie.

De MILBOWA (VROM, 1991) had tot doel het operationaliseren van het systeem van grens-, richt- en streefwaarden voor bodem en oppervlaktewater, waarbij streef- en grenswaarden zoveel mogelijk zijn gekoppeld aan risico-grenzen op basis van een ecotoxicologische risico-evaluatie.

Pas in de MILBOWA-B (VROM, 1992) zijn de streef- en grenswaarden voor algemene parameters zoals nutriënten opgenomen (VROM, 1992, tabel 3). Voor deze en andere algemene parameters, zoals chloride en sulfaat, is geen ecotoxicologische risico-evaluatie uitgevoerd, maar zijn de bestaande milieukwaliteitsdoelstellingen "al naar gelang hun intentie" in het systeem van grens- en streefwaarden ondergebracht. Dit betekent het volgende:

- Voor zoet oppervlaktewater wordt met de bestaande doelstellingen bedoeld de algemene milieukwaliteit (AMK-waarden) uit de derde Nota Waterhuishouding (V en W, 1989; tabel 1). Deze zijn als grenswaarden beschouwd.
- Voor grondwater betreft het de referentiewaarden bodemkwaliteit (VROM, 1987 bijlage 1). Deze laatste waarden zijn als streefwaarden opgenomen.

Een aantal tot dan toe gehanteerde begrippen verliest betekenis. Het betreft de algemene milieukwaliteit voor zoete wateren (AMK 2000), en de begrippen referentiewaarden en A-waarden voor grondwater.

Thans worden de volgende begrippen onderscheiden:

- Streefwaarden geven het uiteindelijk te bereiken kwaliteitsniveau aan (het einddoel). Ze kunnen al of niet gebaseerd zijn op een risico-benadering.
- Grenswaarden geven het kwaliteitsniveau aan dat niet mag worden overschreden. Deze kunnen gebaseerd zijn op een risicobenadering als ze op het niveau van de maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) liggen. Ook kunnen ze onder dat niveau liggen en zijn dan als tussendoelstelling op te vatten. Grenswaarden kunnen zowel een wettelijke status hebben (op basis van de Wet Milieubeheer) als een niet-wettelijke status op basis van beleidsnotities (bijvoorbeeld de 3e Nota Waterhuishouding, het 2e Nationaal Milieubeleidsplan).

Naast grenswaarden worden in de MILBOWA (VROM, 1991) en MILBOWA-B (VROM, 1992) ook nog richtwaarden genoemd. Een richtwaarde geeft het kwaliteitsniveau aan dat zoveel mogelijk moet worden gehaald. Voor de compartimenten water en bodem zijn echter geen formele richtwaarden geformuleerd. Wanneer de tekst in het NMP1 bij de nitraatdoelstelling nader wordt beschouwd zou geconcludeerd kunnen worden dat de waarde van 11,3 mg/l voor nitraat eerder het karakter van een richtwaarde dan van een grenswaarde heeft. In de voorliggende notitie is de NMP doelstelling beschouwd als grenswaarde.

In de VROM notities worden alleen niet-wettelijke kwaliteitsdoelstellingen gehanteerd. Zowel aan de niet-wettelijke (milieukwaliteitsdoelstellingen) als aan de wettelijk vastgestelde doelstellingen (milieukwaliteitseisen) is een maatschappelijke en economische afweging verbonden.

Op twee belangrijke aspecten van de huidige normstelling namelijk de mogelijkheid van voortschrijdende normstelling en de onderbouwing van de doelstellingen op basis van een risico-evaluatie, wordt in hoofdstuk 4 nader ingegaan in relatie tot nutriënten.

1.3 Opbouw van de notitie

In hoofdstuk 2 wordt een overzicht gegeven van de huidige kwaliteitsdoelstellingen voor stikstof en fosfaat voor zowel het grondwater als voor het oppervlaktewater. Tevens zal hun ontwikkeling en hun achtergrond geschetst worden. Verder zal een analyse gemaakt worden van de verschillen tussen de milieukwaliteitsdoelstellingen voor de beide compartimenten. Aangegeven zal worden wat mogelijke knelpunten zijn met betrekking tot afstemming tussen de milieukwaliteitsdoelstellingen voor de beide compartimenten.

In hoofdstuk 3 zal de invulling van de normstelling voor vermestende stoffen aan de orde komen. Hierbij wordt eerst een globale analyse gemaakt van de verschillende grondwaterafhankelijke watersystemen en hun natuurlijke kwaliteit. Vervolgens wordt een overzicht van de concentratieniveau's van de vermestende stoffen (stikstof- en fosfaatverbindingen) in het grondwater gegeven. Tenslotte wordt met een eenvoudig concept de bijdrage van de bodem aan de voeding van het klein oppervlaktewater geschat.

In hoofdstuk 4 zullen de knelpunten en (on)mogelijkheden om te komen tot integrale kwaliteitsdoelstellingen van vermestende stoffen bediscussieerd worden. Op basis hiervan worden aanbevelingen gedaan voor aanpassing van de huidige kwaliteitsdoelstellingen voor grondwater.

In hoofdstuk 5 worden de conclusies geformuleerd en worden aanbevelingen voor vervolgacties gedaan.

2. Overzicht van de geldende kwaliteitsdoelstellingen

2.1. Algemeen

In de MILBOWA-B (VROM, 1992) zijn milieukwaliteitsdoelstellingen opgenomen voor algemene parameters, waaronder stikstof- en fosfaatverbindingen. Deze zijn gebaseerd op reeds bestaande doelstellingen. De bestaande doelstellingen zijn "al naar gelang hun intentie" in het systeem van grens- en streefwaarden ondergebracht.

Voor de verschillende compartimenten is in de *tabel 2.1* aangegeven in welke mate in de MILBOWA-B (VROM, 1992) invulling is gegeven aan grens- en streefwaarden voor vermistende stoffen.

Tabel 2.1 Voorkomen van grens- en streefwaarden voor nutriënten voor grond- en oppervlaktewater in het beleidsstandpunt over de MILBOWA notitie

Doelstelling	Compartiment		
	Grondwater	Oppervlaktewater: zoet	Oppervlaktewater: zout
Streefwaarden	X		
Grenswaarden		X	

Bron: MILBOWA-B (VROM, 1992)

In de volgende paragrafen zal per compartiment een overzicht gegeven worden. Hierbij wordt ingegaan op de ontwikkeling, de achtergrond en de huidige stand van zaken. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een vergelijking van de milieukwaliteitsdoelstellingen voor grond- en oppervlaktewater en zal een overzicht gegeven worden van mogelijke knelpunten met betrekking tot de afstemming van de grondwaterdoelstellingen op de oppervlaktewaterdoelstellingen.

2.2. Zoet oppervlaktewater

2.2.1 Ontwikkeling van kwaliteitsdoelstellingen

Hoewel zoet water niet expliciet gedefinieerd is kan uit de beschikbare informatie worden afgeleid dat de kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater betrekking hebben op de binnenwateren i.c. wateren met een chloride concentratie kleiner dan of gelijk aan 200 mg/l. Van nature kunnen evenwel afwijkingen hiervan optreden (V&W, 1985).

Kwaliteitsdoelstellingen voor onder meer stikstof- en fosfaatverbindingen in zoet oppervlaktewater zijn voor het eerst in 1974 geformuleerd (1e IMP water 1975-1979, V&W, 1975) en werden hierin aangeduid als '**minimum kwaliteit**'. In het 2e IMP water (1980-1984, V&W, 1981) is dit begrip vervangen door de kwaliteitsdoelstelling '**basiskwaliteit**'. Een overzicht van de ontwikkelingen van de kwaliteitsdoelstellingen vanaf 1980 is weergegeven in *tabel 2.2*. In de kolom 'beperking' is aangegeven in hoeverre afwijkingen van algemeen geldende waarden zijn toegestaan en wanneer deze waarden van toepassing zijn.

Tabel 2.2: *Ontwikkeling van de kwaliteitsdoelstellingen voor stikstof- en fosfaatverbindingen in zoet oppervlaktewater vanaf 1980 tot 1992*

Bron	Terminologie	Totaal-fosfaat (in mg/l als P)		Stikstof (in mg/l als N)	
		Waarde	Beperking	Waarde	Beperking
2e IMP water 1980-1984 (V&W, 1981)	basiskwaliteit	≤ 0,2	z,n	≤ 10 nitraat+nitriet	
				≤ 0,02 (ammoniak)	
3e IMP water 1985-1989 (V&W, 1985)	basiskwaliteit	≤ 0,15	z,n	als 2e IMP	z,n
NW3 (V&W, 1989)	AMK 2000	≤ 0,15	j,z,n	≤ 2,2 (totaal-N)	z,n
				≤ 0,02 (ammoniak)	
MILBOWA-B (VROM, 1992)	grenswaarde	≤ 0,15	j,z,n,	≤ 2,2 (totaal-N)	z,n
				≤ 0,02 (ammoniak)	

Verklaring:

j = jaargemiddelde (alleen van toepassing voor stromende wateren; zie tekst)

z = zomergemiddelde (april t/m september) voor eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren

n = afwijkingen van nature zijn toegestaan

Met het begrip basiskwaliteit werd een zekere bescherming van zowel de aquatische levensgemeenschappen als de menselijke gebruiksfuncties nagestreefd. Deze getalswaarden zijn een richtsnoer voor het te voeren beleid. In het 3e IMP water 1985-1989 (V&W, 1985) is geen termijn meer aangegeven waarbinnen de basiskwaliteit gerealiseerd moest worden. De basiskwaliteit vormde een ecologische doelstelling op het laagste (minimum) niveau, zonder differentiatie naar watertype (zie *tabel 2.3*).

Voor oppervlaktewater waar de ecologische doelstelling van het hoogste (maximum) niveau wordt nagestreefd (de natuurlijke toestand) is door de CUWVO voor een 15-tal type wateren de ecologische kwaliteitsdoelstelling omschreven mede, in termen van fysisch chemische kwaliteit. Hiervan worden in paragraaf 3.1 voorbeelden gegeven.

Ten opzichte van de basiskwaliteit als vermeld in het 3e IMP water is in de derde Nota Waterhuishouding (NW3; V&W, 1989) een aanscherping aangebracht voor stikstof. In plaats van een waarde voor nitriet en nitraat (≤ 10 mg/l) is een lagere waarde voor totaalstikstof gesteld ($\leq 2,2$ mg/l), zij het dat deze alleen van toepassing is op eutrofiëringsgevoelig stagnante oppervlaktewateren.

Voor de bescherming van bepaalde vormen van gebruik door de mens zijn tevens functiegerichte waterkwaliteitsdoelstellingen geformuleerd o.a. voor oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater, zwemwater, water voor zalmachtigen en voor karperachtigen en schelpdierwater. Voor deze functies bestaan aparte richtlijnen van de Europese Unie. Deze richtlijnen bevatten nog nadere eisen voor wat betreft stikstof- en fosfaatverbindingen en zijn in Nederland opgenomen in het Besluit kwaliteitsdoelstellingen en metingen oppervlaktewateren (Staatsblad, 1983). Deze kwaliteitsdoelstellingen zullen hier niet aan de orde komen.

2.2.2 Achtergrond van de kwaliteitsdoelstellingen

De milieukwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater zijn gebaseerd op de resultaten van de eutrofiëringsenquêtes welke door de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO) zijn uitgevoerd (zie o.m. CUWVO, 1980,1987). Deze doelstellingen zijn gericht op het terugdringen van overmatige algenbloei. Met behulp van een basisbestand met gegevens van 121 Nederlandse meren zijn praktijkrelaties afgeleid tussen nutriëntenbelasting, nutriëntenconcentraties en algenbiomassa. Op basis hiervan zijn met het oog op de doelstelling voor chlorophyl-a (< 100 microgram/l) en doorzicht (0,4 m) de waarden van 0,15 mg/l P en 2,2 mg/l N afgeleid. Voor nadere informatie over de gevolgde werkwijze wordt verwezen naar het achtergrondrapport Eutrofiëring bij de NW3 (RWS, 1989) en de rapportages over de eutrofiëringsenquêtes (CUWVO, 1980,1987).

De huidige kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater komen voort uit de basiskwaliteit en hebben betrekking op de ecologische doelstelling van het laagste niveau. De

natuurlijke toestand van een watersysteem is de ecologische doelstelling van het hoogste niveau. Deze doelstelling geldt voor wateren waar de natuurfunctie voorop staat. (NW3, p91; V&W, 1989). De verschillen tussen de algemene milieukwaliteit of basiskwaliteit en bijzondere milieukwaliteit in relatie tot de verschillende ecologische doelstellingen zijn in onderstaande tabel weergegeven (*tabel 2.3*).

Tabel 2.3: *Verschillen tussen de algemene en de bijzondere milieukwaliteit voor het oppervlaktewater*

Criterium	Algemene Milieu Kwaliteit	Bijzondere Milieukwaliteit
ecologische doelstelling	laagste niveau	hoogste niveau
bescherming van ecosystemen en gebruiksfuncties	minimum niveau	maximum niveau
mate van natuurlijkheid	gering	groot
aanwezigheid negatieve invloed van menselijke activiteiten	duidelijk aanwezig	afwezig

In de NW3 V&W, 1989) en de MILBOWA-B (VROM, 1992) heeft geen differentiatie van de AMK of grenswaarde naar watertype plaatsgevonden. In NW3 (pag. 88 en 89) wordt opgemerkt dat waterbeheerders andere doelstellingen kunnen hanteren (strenger) of doelstellingen niet relevant (minder streng) kunnen achten voor bepaalde watertypen. Dit geldt met name voor systeemeigen stoffen i.c. voor stikstof- en fosfaatverbindingen. Voor zover dit gebeurt (in waterhuishoudingsplannen of waterbeheersplannen) dient dit wel gemotiveerd te worden.

Gelet op de herkomst van de grenswaarden (basiskwaliteit omgezet in algemene milieukwaliteit) kan gesteld worden dat de grenswaarden voor nutriënten kwaliteitsdoelstellingen zijn die overal gehaald zouden moeten worden, behoudens de bovengenoemde uitzondering.

Door verschillende provincies heeft een differentiatie van de AMK-waarde of grenswaarde plaatsgevonden (zie de voorbeelden in §2.2.4). Voor specifieke watertypen zijn kwaliteitsdoelstellingen voor fosfaat en stikstof geformuleerd, die een hogere waarde hebben dan de algemene milieukwaliteitdoelstelling. Dit is het gevolg van de bijzondere natuurlijke omstandigheden (voorkomen van brak grondwater en van nature eutrofe watertypen) en de daarvoor kenmerkende waterecosystemen. Overigens zijn de hoogste waarden voor totaal-fosfaat en ammonium nog altijd lager dan de streefwaarde voor grondwater onder klei/veen (vergelijk gegevens uit §2.2.4 met *tabel 2.7*).

In het Waterhuishoudingsplan van de Provincie Noord-Holland is de lokatie van de onderscheiden watertypen met bijbehorende fysisch-chemische doelstellingen op een kaart weergegeven. In een dergelijke geval is het mogelijk een nadere invulling te geven aan ruimtelijk gedifferentieerde kwaliteitsdoelstellingen voor het grondwater, door rekening te houden met natuurlijke omstandigheden (zie noot 6 bij *tabel 2.7*).

2.2.3 Kwaliteitsdoelstellingen: huidige stand van zaken

Algemeen

In MILBOWA-B (VROM, 1992) zijn voor stikstof en fosfaat in zoet oppervlaktewater de volgende kwaliteitsdoelstellingen geformuleerd:

<i>Streefwaarden:</i>	geen	
<i>Grenswaarde:</i>	- totaal-fosfaat	0,15 mg/l P
	- totaal-stikstof	2,2 mg/l N

De hierboven vermelde grenswaarden hebben betrekking op zomergemiddelde waarden (april t/m september) en zijn geldig voor eutrofiëringsgevoelige stagnante oppervlaktewateren. Hieronder worden verstaan min of meer stilstaande wateren (meren, plassen) waarin de omvang van de algenpopulatie voornamelijk wordt bepaald door de produktiviteit van het betreffende watersysteem. De grenswaarde voor fosfaat geldt ook als jaargemiddelde waarde voor overige wateren (zie ook onder 'fosfaat'). In algemene zin geldt dat zowel voor stikstof en fosfaat afwijkingen van nature zijn toegestaan.

Naast deze meer algemeen geldende grenswaarden wordt in het achtergrondrapport bij de NW3 (RWS, 1989) nog ingegaan op de gewenste kwaliteit van oppervlaktewater met het oog op het realiseren van natuurdoelstellingen. Deze waarden hebben echter sinds het verschijnen van de MILBOWA-B geen formele status meer.

Richtwaarden i.v.m. natuurontwikkeling:

- totaal-fosfaat < 0,08 mg/l P (zomergemiddelde waarde)
- totaal-stikstof < 1,5 mg/l N (zomergemiddelde waarde)

Met het oog op de bestrijding van eutrofiëring zijn ook de grenswaarden voor de volgende parameters van belang:

- chlorophyl 100 µg/l (zomergemiddelde waarde)
- doorzicht 0,4 m (zomergemiddelde waarde)¹

¹ in het IMP water 1985-1989 was voor de basiskwaliteit een doorzicht van $\geq 0,5$ m als doelstelling vermeld

Fosfaat

In het achtergrondrapport eutrofiëring bij NW3 (RWS, 1989) is voor stromende Rijkswateren een indicatieve waarde vermeld voor totaal-fosfaat ($< 0,25$ mg/l P). Het gaat hierbij om een jaargemiddelde waarde. In de NW3 (V&W, 1989, blz 88, 1e alinea) is in afwijking hiervan gekozen voor een jaargemiddelde indicatieve fosfaat-norm voor stromend water op hetzelfde niveau als voor eutrofiëringsgevoelig stagnant oppervlaktewater ($< 0,15$ mg/l P). In de MILBOWA-B (VROM, 1992) is de reikwijdte verder verbreed, en is niet meer aangegeven dat de doelstelling (jaargemiddelde waarde, toevoeging "j" in *tabel 2.2*) beperkt is tot stromend water.

In geval sprake is van door blauwalgen gedomineerde watersystemen wordt in het achtergrondrapport voorts aanbevolen om de basiskwaliteit te kunnen bereiken als tijdelijk richtgetal voor totaal-fosfaat de waarde $< 0,08$ mg/l te hanteren.

Stikstof

Voor stikstof is een grenswaarde voor totaal-stikstof vermeld. Totaal-stikstof is de som van ammoniumstikstof ($\text{NH}_4\text{-N}$), organisch-stikstof, nitrietstikstof ($\text{NO}_2\text{-N}$) en nitraatstikstof ($\text{NO}_3\text{-N}$). De concentratie aan ammonium- en organisch-stikstof wordt bepaald met de Kjeldahl-methode en worden daarom ook wel Kjeldahl-stikstof genoemd. Naast de genoemde verbindingen geldt ook nog een grenswaarde voor ammoniak van $0,02$ mg/l N. Deze laatste waarde is niet van belang uit oogpunt van eutrofiëring, maar wel in verband met de toxiciteit van ammoniak voor vissen.

In tegenstelling tot fosfaat is het geldigheidsgebied van de grenswaarde voor stikstof beperkt tot eutrofiëringsgevoelige stagnante oppervlaktewateren (alleen zomergemiddelde waarde).

2.2.4 Doorwerking van waterkwaliteitsdoelstellingen op regionaal niveau

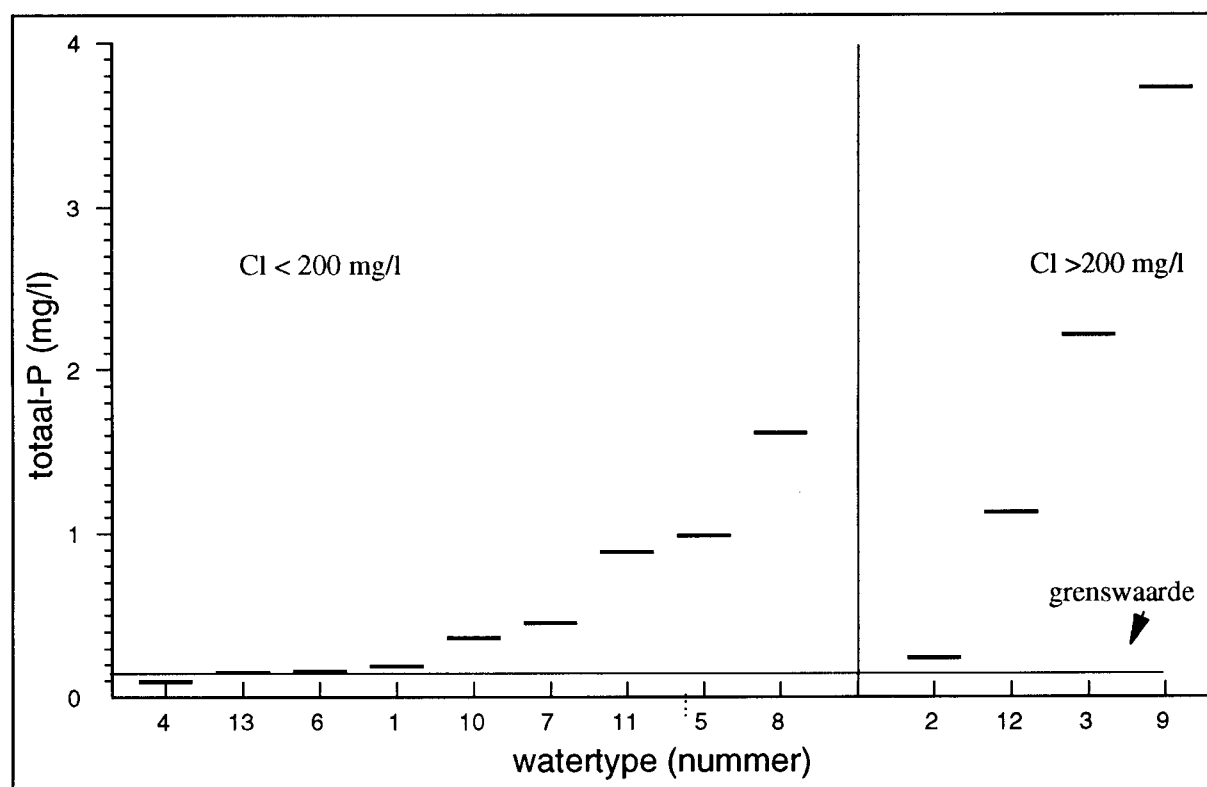
Uit de provinciale waterhuishoudingsplannen kan worden afgeleid hoe de kwaliteitsdoelstellingen op regionaal niveau zijn uitgewerkt. Hieruit blijkt dat de provincies in alle gevallen de doelstellingen als vermeld in *tabel 2.2* hebben overgenomen, maar dat voor bepaalde typen wateren hiervan afgeweken wordt. Hogere waarden voor nutriënten gelden voor bijvoorbeeld brakke watertypen. Hier is sprake van differentiatie van de algemene milieu- of basiskwaliteit. Lagere waarden gelden voor van nature voedselarme watertypen (ecologische doelstellingen van een hoger niveau). Een voorbeeld hiervan is gegeven in *tabel 2.4* voor de provincie Noord-Holland en in *figuren 2.1 en 2.2* voor de provincie Friesland.

Uit *tabel 2.4* blijkt dat de ecologische normdoelstellingen voor ortho-fosfaat voor de wateren vallend in categorie A hoger liggen dan grenswaarde voor totaal-fosfaat ($0,15$ mg/l). De MILBOWA-B waarden hebben echter betrekking op zoet oppervlaktewater (Cl concentratie ≤ 200 mg/l), terwijl in delen van Noord-Holland met brakke kwel de fosfaat-

en stikstofconcentraties in het kwelwater van nature veel hoger zijn. Dit komt tot uiting in de hoogte van doelstellingen. Hier is sprake van differentiatie van de basiskwaliteit.

Van strengere kwaliteitsdoelstellingen dan de grenswaarden in MILBOWA-B is sprake voor de onder B genoemde veenplassen en sloten in de Vechtstreek en voor wateren in en aan de rand van het duingebied (resp. duinwateren en duinrellen). Hier is de doelstelling voor totaal-stikstof en soms ook die voor totaal-fosfaat scherper dan de grenswaarde. In feite is hier sprake van ecologische normdoelstellingen voor een hoger niveau (middelste-hoogste niveau).

Een vergelijkbare aanpak is ook in Friesland gevolgd. Voor een 13-tal typen oppervlaktewateren zijn op basis van ecologisch onderzoek gedifferentieerde fysisch-chemische kwaliteitsdoelstellingen vastgesteld. Voor totaal-fosfaat zijn de uitkomsten hiervan in *figuur 2.1* weergegeven en voor stikstof in *figuur 2.2*.



Figuur 2.1: Toetsingsnormen voor totaal-P in 13 watertypen in Friesland. De watertypen zijn ingedeeld naar chloride-klasse.

Toelichting: 4=vennen; 6=petgaten; 5=pingo ruines; 10=zandvaarten; 1= zandsloten; 2=veensloten; 7=veenpolderplassen; 8=wielen; 11=veenvaarten; 13=boezemwateren; 3=kleislotten; 9=ringdobben; 12=kleivaarten
bron: Provincie Friesland (1990).

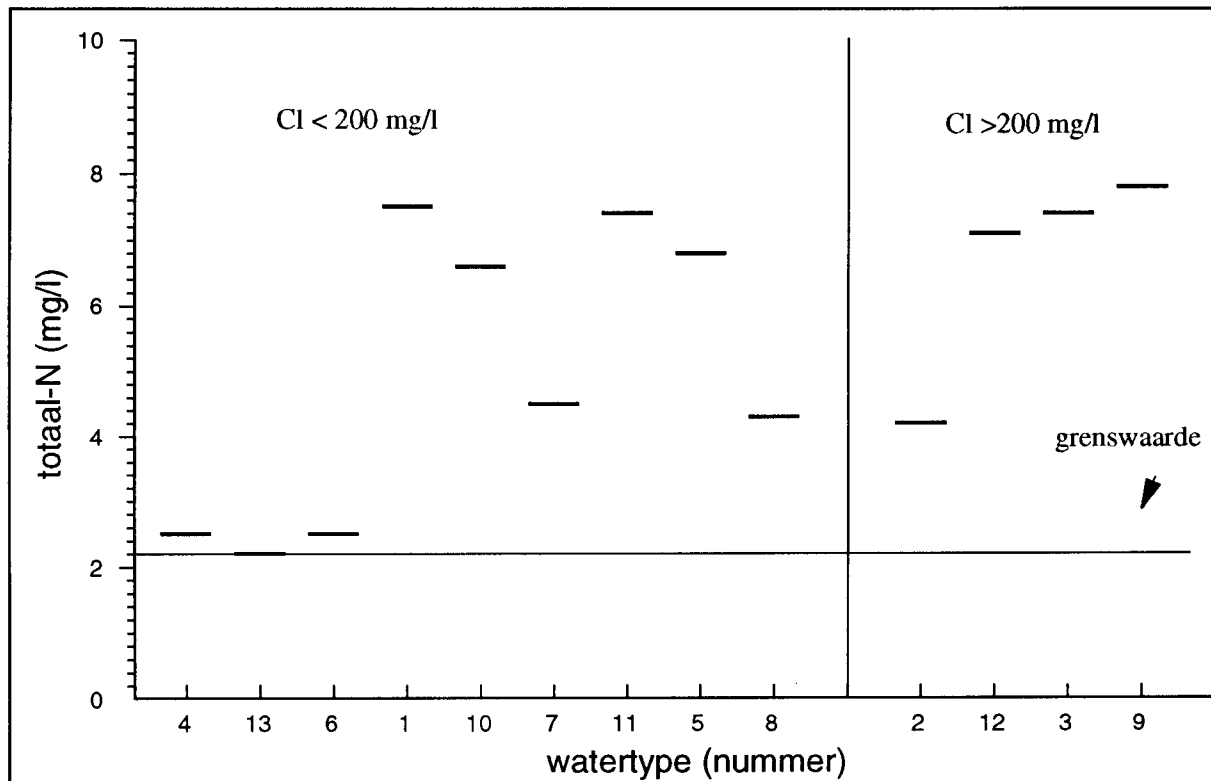
Tabel 2.4: *Waterkwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in enkele watertypen in de provincie Noord-Holland (in mg/l)*
bron: Waterhuishoudingsplan, Provincie Noord Holland (1991)

A. Ecologische normdoelstellingen voor polderwateren (sloten, vaarten, kreken en plassen welke onder invloed van *regionale of lokale kwel* staan) en die in gebieden liggen waar overwegend sprake is van *intensief agrarisch bodemgebruik*

type	A1	A2	B1b/B2a	B2b	C1
bodemgebruik	bouwland	bouwland	grasland	grasland	grasland
kernmerk	brak	matig brak	licht brak brakke variant	licht brak zoete variant	zoet
chloride	>7500	>2000	>1000	300-1500	<150
ortho-fosfaat (P)	<1,0	<1,0	<1,0	<0,15	<0,15
ammonium (N)	<6,0	<6,0	<6,0	<0,3	<0,5
nitraat (N)	<0,6	<1,0	<1,0	<0,2	<0,1

B. Ecologische normdoelstellingen voor polderwateren in de Vechtstreek (veenplassen en sloten) en duinwateren (duinrellen en overige duinwateren) met overwegend functie *natuur of zeer extensief agrarisch bodemgebruik*.

type	D1	F1+F2	J1	-
kenmerk	plassen	sloten	duinrellen	kalkrijke duinwateren
chloride	<100	<100	<100	variabel
ortho-fosfaat (P)	<0,05	<0,10	<0,15	<0,02
totaal-fosfaat (P)	<0,08	<0,15	-	<0,15
ammonium (N)	<0,10	<0,10	<0,3	<0,02
nitraat (N)	<0,05	<0,05	<0,2	<0,05
totaal-stikstof (N)	<1,0	<1,0	-	-



Figuur 2.2: Toetsingsnormen voor totaal-N in 13 watertypen in Friesland. De watertypen zijn ingedeeld naar chloride-klasse.

Toelichting: 4=vennen; 6=petgaten; 5=pingo ruines; 10=zandvaarten; 1= zandsloten; 2=veensloten; 7=veenpolderplassen; 8=wielen; 11=veenvaarten; 13=boezemwateren; 3=kleislotten; 9=ringdobben; 12=kleivaarten
bron: Provincie Friesland (1990).

2.3 Zout oppervlaktewater

Voor het zoute oppervlaktewater zijn geen kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten beschikbaar. Het formuleren van een kwaliteitsdoelstelling voor stikstof- en fosfaatverbindingen in zoute wateren wordt als te problematisch gezien. Dit komt omdat tussen de verschillende delen van de Noordzee grote verschillen in concentratieniveaus bestaan. Bovendien is er geen eenduidige relatie tussen nutriëntenconcentraties en andere eutrofiëringsparameters (chlorofyl). Daarom zijn tot heden voor zout oppervlaktewater geen getalsmatige kwaliteitsdoelstellingen in termen van grens- of streefwaarden geformuleerd.

Indicatieve grens- en streefwaarden (winterconcentraties voor totaal-stikstof en totaal-fosfaat) als functie van het zoutgehalte van het zeewater zijn afgeleid door Peeters et al. (1993). Hierop zal in dit rapport niet worden ingegaan.

2.4 Grondwater

2.4.1 Ontwikkeling van de kwaliteitsdoelstellingen

De streefwaarden voor nutriënten in grondwater komen voort uit de Discussienotitie Bodemkwaliteit (VROM, 1986) en worden daarin aangeduid als voorlopige referentiewaarden voor een multifunctionele bodem.

Het betreft hier de publikatie van een concept-lijst van voorlopige referentiewaarden voor een multifunctionele bodem. In de notitie wordt onderscheidt gemaakt tussen zandgebieden en klei- en veengebieden. Genoemde waarden zijn in *tabel 2.5* gegeven.

Tabel 2.5: *Voorlopige referentiewaarden voor vermistingsparameters in grondwater (concentraties in mg/l).*

Parameter	Zandgebieden	Klei/veengebieden
nitraat (NO ₃ -N)	5,6	2,0
ammonium (NH ₄ -N)	2,0	10
totaal-fosfaat (P)	0,4	3,0

Bron: VROM, 1986

De voorlopige referentiewaarden bodemkwaliteit zijn na advisering door ondermeer de T.C.B. vastgelegd in het Milieuprogramma 1988-1991 (VROM, 1987). Hierin worden referentiewaarden voor de bodemkwaliteit gegeven, waarbij zoveel mogelijk is aangesloten bij de aanbevelingen uit het TCB-advies (1986, zie §2.4.2). Voor de nutriënten is er één wijziging ten opzichte van de concept lijst in de discussienotitie (zie *tabel 2.5*; VROM, 1986). Voor nitraat wordt geen onderscheid meer gemaakt naar grondsoort. De referentiewaarde van 5,6 mg/l N geldt voor al het grondwater. Wel worden nu de volgende kanttekeningen gemaakt:

- voor totaal-fosfaat en nitraat: "ter bescherming van voedselarme gebieden kunnen lagere waarden vereist zijn";
- voor ammonium: "in gebieden met sterke mariene beïnvloeding komen van nature hogere waarden voor (brak-zout grondwater)".

In het NMP-1 (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 (11,3 mg/l N) op een diepte van 2 meter beneden de grondwaterspiegel niet wordt overschreden". Verder wordt in NMP-1 gesteld dat "Op langere termijn wordt gestreefd naar maximaal 25 mg nitraat per liter (5,6 mg/l N)". In het NMP-1 wordt voor het eerst de diepte van het grondwater gespecificeerd waarop de doelstelling van toepassing is. Het

diepte criterium voor de nitraatdoelstelling wordt echter later in het NMP-2 weer verlaten, evenals het tijdstip waarop de doelstelling gerealiseerd dient te worden (VROM, 1993).

2.4.2 Achtergrond van de kwaliteitsdoelstellingen

De in §2.4.1. genoemde referentiewaarden zijn als volgt onderbouwd. De waarden voor de parameters **fosfaat en ammonium** liggen op een zodanig niveau dat deze in het grondwater onder bos en natuurterreinen in vrijwel alle onderzochte delen van het land niet worden overschreden. Voor fosfaat en ammonium gaat het daarom om een bovengrens van gemeten waarden in het grondwater. Hierbij is rekening gehouden met verschillen in grondsoort; van nature komen hoge fosfaat- en ammoniumconcentraties voor in de klei- en veengebieden in het noorden en westen van het land. De indicatie kleiner dan (<) bij de waarden is dan ook essentieel. De waarden zijn gebaseerd op meetgegevens uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit dat in beheer is bij het RIVM. Het betreft gegevens over het diepe grondwater (diepteniveau 5 tot 15 m beneden maaiveld).

In de MILBOWA-B (VROM,1992) is deze bovengrens van gemeten concentraties - zonder nadere motivering - als streefwaarde beschouwd. Wel is als opmerking opgenomen dat ter bescherming van voedselarme gebieden lagere waarden vereist kunnen zijn.

De streefwaarde voor **nitraat** in grondwater is gebaseerd op de streefwaarde voor nitraat in drinkwater uit de EU drinkwaterrichtlijn (EU, 1980).

De kwaliteitsdoelstellingen voor vermestende stoffen in grondwater hebben daarom een "gemengde" onderbouwing: zowel gebaseerd op natuurlijke achtergrondniveaus (ammonium en fosfaat) als op drinkwaternormen (nitraat).

Het TCB-advies over de referentiewaarden bodemkwaliteit

In 1986 heeft de Technische Commissie Bodembescherming (TCB, 1986) advies uitgebracht over de discussienotitie Bodemkwaliteit. Wat betreft de voorgestelde referentiewaarden voor de anorganische macroparameters in algemene zin en voor ammonium, nitraat en fosfaat in het bijzonder (zie *tabel 2.5.*) merkt zij het volgende op:

algemeen:

- Het uitgangspunt dat het landelijk gebied als "niet duidelijk verontreinigd" kan worden beschouwd is niet juist. Met name als gevolg van bemesting van landbouwgrond en de depositie van m.n. stikstofverbindingen kunnen de huidige concentraties niet zonder meer als maatgevend voor referentiewaarden van stofgehalten worden beschouwd.
- De concentraties in grondwater lopen naar plaats en diepte uiteen. De plaats en diepte van het grondwater waarop de referentiewaarde van toepassing is, is dan ook van groot belang en dient meer expliciet gemaakt te worden.

- Het is niet duidelijk in welke mate de referentiewaarden in het grondwater worden overschreden omdat geen inzicht bestaat in de frequentieverdeling van de gemeten concentraties.

specifiek:

- Voor ammonium liggen de referentiewaarden een factor 4-5 hoger dan de gemiddelde concentraties onder natuurgebieden.
- Onder landbouwgronden worden veelal hogere waarden gevonden dan de referentiewaarde
- De referentiewaarden voor nitraat en ammonium dienen op elkaar te worden afgestemd (bij volledige nitrificatie van ammonium ontstaat theoretisch een hogere waarde voor nitraat dan de referentiewaarde).
- Voor landbouwgronden meent de commissie dat de referentiewaarde voor nitraat op een niet te realiseren laag niveau ligt.
- Voor totaal fosfaat liggen de referentiewaarden een factor 4-5 hoger dan de gemeten ortho-fosfaat concentraties in natuurgebieden. De referentiewaarden kunnen als bovengrens voor niet-duidelijk verontreinigde bodems worden aangemerkt.

Het TCB-advies over fosfaatverzadigde gronden

In 1990 is door de Technische Commissie Bodembescherming (TCB, 1990), speciaal met betrekking tot fosfaat, advies uitgebracht aan de Minister van VROM. Dit advies handelt over het protocol fosfaatverzadigde gronden opgesteld in verband met de aparte regeling voor deze gronden in het toenmalige Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen (LNV, 1987). De regeling was bedoeld om op fosfaatverzadigde percelen versneld de eindnorm in te voeren, waarvoor in het BGDM indicatieve waarden waren opgenomen.

Voor deze notitie is van belang het gedeelte van het advies dat handelt over de aanvaardbare concentratie anorganisch fosfaat in de grondwatervoeding in nauwe samenhang met de kwaliteitsdoelstelling voor het oppervlaktewater. In de praktijk wordt namelijk in grondwater vaak alleen ortho-fosfaat bepaald. De reden hiervoor is dat er veelal een duidelijker verband is tussen bodemgebruik en ortho-fosfaatconcentraties dan tussen bodemgebruik en totaal-fosfaatconcentraties.

De commissie merkt op dat de relatie tussen anorganisch fosfaat in grond- en oppervlaktewater niet eenvoudig te leggen is. De redenen zijn de verschillen in chemische/fysische condities in grond- en oppervlaktewater en het feit dat het transport van fosfaat via het grondwater naar het oppervlaktewater lastig in één model te beschrijven is. Er zijn grote variaties per gebied in transportroute, reistijd en gedrag.

Op grond van de kwaliteitsgegevens over ortho-fosfaat in het ondiepe grondwater welke zijn verzameld voor het rapport Grondwaterkwaliteit in Nederland (RIVM, 1989) wordt een waarde voor ortho-fosfaat van 0,1 mg/l (als P) beschouwd als een representatieve

waarde voor onbelaste situaties voor grondwater in zandgebieden. Overweging van de commissie was daarbij dat, gelet op de doelstelling van de mestregelgeving waarbij in 2000 de aanvoer via bemesting in evenwicht moet zijn met de afvoer door het gewas, de concentratie aan ortho-fosfaat in fosfaatverzadigde gronden gelijk dient te zijn aan die in onbelaste gronden. Om deze reden en omdat de hersteltijd bij eenmaal opgetreden doorslag van fosfaat zeer lang kan zijn (vele honderden jaren), adviseerde de commissie de waarde van 0,1 mg/l ortho-P als parameter in het genoemde protocol te hanteren. Deze waarde komt, volgens de TCB, overeen met een totaal-P concentratie van circa 0,15 mg/l. Voorts is door de commissie aangegeven dat deze waarde geldt bij een diepte overeenkomend met de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG), de referentiediepte genoemd. Omdat deze waarde overeenkomt met de doelstelling voor oppervlaktewater vond de Commissie het voor het hanteren van protocol fosfaatverzadigde gronden, teneinde de betreffende gronden te kunnen aanwijzen, niet noodzakelijk een kwantitatieve relatie te leggen met de kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater.

Er zijn geen doelstellingen voor ortho-fosfaat in grondwater. In hoofdstuk 4 zal nader ingegaan worden op de relatie tussen ortho- en totaal-fosfaat in grondwater.

2.4.3 Kwaliteitsdoelstellingen: huidige stand van zaken

In de MILBOWA-B (VROM, 1992) is voor nutriënten in grondwater de volgende getalsmatige invulling gegeven van de kwaliteitsdoelstellingen:

Tabel 2.6: *Streefwaarden voor vermistingsparameters in grondwater.
(concentraties in mg/l).*

Parameter	Zandgebieden	Klei/veengebieden
nitraat (NO ₃ -N)	5,6	5,6
ammonium (NH ₄ -N) ⁽¹⁾	2,0	10
totaal-fosfaat (P) ⁽²⁾	0,4	3,0

Toevoeging:

- (1) In gebieden met mariene beïnvloeding komen van nature hogere waarden voor (brak en zout grondwater).
- (2) Ter bescherming van voedselarme gebieden kunnen lagere waarden vereist zijn.

Bron: VROM, 1992

Grenswaarden:

- totaal-fosfaat: geen
- totaal-stikstof: geen
- nitraat: 11,3 mg/l N

In de MILBOWA-B (VROM, 1992) opgenomen streefwaarden voor stikstof- en fosfaatverbindingen zijn identiek aan de in het Milieuprogramma 1988-1991 (VROM, 1987) opgenomen referentiewaarden. Er is geen getalsmatige invulling van grenswaarden gegeven.

In verband met de uitvoering van de EU nitraatrichtlijn (EU, 1991) is in het NMP-2 (VROM, 1993) de nitraatdoelstelling nader 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.

Gelet hierop impliceert deze doelstelling een resultaatverplichting, zij het dat op het niet halen ervan vooralsnog geen sancties staan. Deze waarde is in deze notitie als grenswaarde beschouwd.

2.5 Vergelijking van de kwaliteitsdoelstellingen voor grond- en oppervlaktewater

2.5.1 Overeenkomsten en verschillen

In de voorafgaande paragrafen hebben we gezien dat de ontwikkeling van het systeem van kwaliteitsdoelstellingen voor stikstof en fosfaat voor grondwater onafhankelijk heeft plaatsgevonden van de ontwikkeling van het systeem van kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater. De ontwikkeling van beide systemen vond plaats verschillend in de tijd, het doel en de onderzoeks- en beleidscircuit. Voor het oppervlaktewater werd voor het eerst in 1974 een minimum kwaliteit geformuleerd voor stikstof en fosfaat. Hierbij werd een zekere bescherming van zowel de aquatische levensgemeenschap als menselijke gebruiksfunctie nagestreeft. De verdere ontwikkeling van het systeem binnen het Waterstaatscircuit, met name na 1989, is vooral gericht op de bescherming van het eutrofiëringsgevoelig stagnant oppervlaktewater. Voor het grondwater zijn voor nutriënten in 1986 voorlopige referentiewaarden gepubliceerd, met als doel het behoud van de multifunctionaliteit van de bodem. Onder verantwoordelijkheid van het VROM werd en wordt het systeem ontwikkeld. Sinds 1989 speelt expliciet de drinkwaterfunctie van het grondwater een rol bij de vaststelling van de hoogte van de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat.

In *tabel 2.7* zijn de grens- en streefwaarden voor nutriënten in grond- en oppervlaktewater, zoals besproken in paragraaf 2.2 (zoet oppervlaktewater) en 2.4 (grondwater), naast elkaar geplaatst.

Tabel 2.7: Overzicht van grens- en streefwaarden voor nutriënten in grond- en zoet oppervlaktewater op basis van MILBOWA-B en het NMP2.
(Concentraties weergegeven in mg/l N en in mg/l P)

parameter ⁽¹⁾	grondwater		zoet oppervlaktewater	
	grenswaarde	streefwaarde	grenswaarde ⁽²⁾	streefwaarde
nitraat	11,3 ⁽³⁾	5,6 ⁽⁴⁾	-	-
ammonium	-	2 / 10 ^(5,6)	-	-
totaal stikstof	-	-	2,2	-
totaal-fosfaat	-	0,4 / 3 ^(4,5)	0,15	-

(1) de grenswaarde voor ammoniak in oppervlaktewater (<0,02 mg/l N) is in deze tabel niet opgenomen (zie tabel 2.2)

(2) waarden hebben betrekking op zomergemiddelde waarden voor eutrofiëringsgevoelig stagnant oppervlaktewater (P,N) en op een jaargemiddelde waarde voor alle oppervlaktewater (P)

(3) geldig voor alle grondwater; bron: NMP2 (VROM, 1993). De NMP-beleidsdoelstelling is in deze tabel als grenswaarde opgevat.

(4) ter bescherming van voedselarme gebieden kunnen lagere waarden vereist zijn.

(5) lage waarde geldig voor zandgrond; hogere waarde geldig voor klei/veengrond

(6) in gebieden met mariene beïnvloeding komen van nature hogere waarden voor (zout en brak grondwater)

Uit het overzicht van tabel 2.7 kan het volgende afgeleid worden:

- Voor oppervlaktewater gelden alleen grenswaarden terwijl voor grondwater, met uitzondering van nitraat, alleen streefwaarden zijn geformuleerd. Voor beide geldt dat onduidelijk is op welke termijn doelstellingen gerealiseerd dienen te worden.
- Voor stikstof in grondwater zijn doelstellingen voor specifieke stikstofverbindingen gegeven: nitraat en ammonium, terwijl voor oppervlaktewater alleen een waarde voor totaal-stikstof geldt (uitgezonderd een grenswaarde voor opgelost ammoniak, maar deze draagt nauwelijks bij aan de concentratie totaal-stikstof).
- Voor totaal-fosfaat ligt de streefwaarde voor grondwater tenminste een factor 2 hoger dan de grenswaarde voor oppervlaktewater.
- Net als voor fosfaat is ook voor stikstof de streefwaarde voor grondwater hoger dan de grenswaarde voor zoet oppervlaktewater. Wanneer namelijk de som van nitraat en ammonium in grondwater als totaal-stikstof wordt beschouwd (nitriet en organisch-stikstof buiten beschouwing gelaten) dan is de streefwaarde voor totaal-stikstof in grondwater in zandgebieden maximaal: $5,6 + 2 = 7,6$ mg/l. Deze waarde is veel hoger dan de grenswaarde van 2,2 mg/l voor totaal-stikstof in oppervlaktewater. Voor het klei- en veengebied is het verschil nog groter.
- Het geldigheidsgebied van de doelstellingen verschilt sterk per milieucompartiment. bij oppervlaktewater wordt onderscheid gemaakt tussen eutrofiëringgevoelig en overig water (plaats) en zomer- en jaargemiddelde waarden (tijd), terwijl bij grondwater

onderscheid wordt gemaakt in zand en klei/veen-gebied (plaats) en geen uitspraak wordt gedaan over tijdsaspecten.

Deze verschillen zijn deels verklaarbaar. Zo is het uit het oogpunt van het gedrag van stikstof in de zomerperiode in het oppervlaktewater te begrijpen dat de somparameter totaal-stikstof wordt gebruikt als referentiekader. Er is zomers sprake van een grote dynamiek met betrekking tot het voorkomen van de verschillende stikstofverbindingen.

Ook met betrekking tot de hoogte van de doelstellingen valt op te merken dat voor de bescherming van de multifunctionaliteit van de bodem of bescherming van de drinkwaterfunctie (nitraatdoelstelling) nu eenmaal andere waarden kunnen gelden dan voor de bescherming van wateren tegen eutrofiëring. Of deze verschillen leiden tot problemen is niet direct duidelijk. Hierop zal in §3.4 en hoofdstuk 4 nader worden ingegaan.

Het geldigheidsgebied voor de doelstellingen verschilt niet alleen sterk per milieucompartiment, maar is ook voor beide compartimenten niet goed gespecificeerd. Dit betreft de aspecten: waar zijn de normen geldig (plaats), wanneer zijn ze geldig (tijd: binnen een jaar en over de jaren) en voor welk ruimtelijk volume zijn ze geldig (schaalniveau).

Kijken we naar de grondwaterkwaliteitsdoelstelling dan valt op dat nergens aangegeven is wat precies behoort tot het zand en wat tot het klei/veengebied². Onduidelijk is of de doelstelling op elk moment binnen een jaar en in elk jaar gehaald moet worden. Verder is niet opgegeven wat het representatief volume is. Moet elk grondwatermonster voldoen aan de doelstelling? Op deze vragen komen we in hoofdstuk 4 terug, nadat we in hoofdstuk 3 een uitgebreide analyse hebben gemaakt van de onderzoeksgegevens. Daarnaast is het voor nitraat in grondwater niet echt duidelijk of er al dan niet ook nog onderscheid gemaakt wordt in bodemgebruik. In NMP-2 (VROM, 1993) staat letterlijk 'alle grondwater' (zie citaat in §2.4.3). Echter in de voorafgaande tekst wordt gesproken over 'afstemming van de nitraatdoelstelling voor grondwater in agrarische gebieden op de internationale afspraken' en over 'de EU-richtlijn nitraten'. Deze laatste richtlijn richt zich op het inperken van de emissie uit de landbouw naar bodem- en grondwater ter bescherming 'grondwater in agrarische gebieden', en zoet en zout oppervlaktewater dat hiermee gevoed wordt. Vooralsnog wordt er in deze notitie van uitgegaan dat deze 'grenswaarde' (zie opmerkingen in §2.4.3) geldt voor letterlijk 'alle grondwater'. Dit betreft dus ook het 'diepte' aspect. Waarbij we ons moeten realiseren dat de diepte waarop het ondiepe grondwater voorkomt afhankelijk is van de periode van het jaar en de klimatologische historie. In het voorjaar komen hogere grondwaterstanden voor dan in de zomer. Na een reeks van natte jaren zullen de grondwaterstanden gemiddeld hoger zijn dan na een reeks van droge jaren. Zoals in hoofdstuk 4 zal worden aangegeven, heeft de grondwaterstand invloed op de grondwaterkwaliteit.

² In het Besluit Gebruik Dierlijk Meststoffen (LNV, 1987) wordt ten behoeve van de uitrijperiode onderscheid gemaakt tussen zandgronden en overige gronden. In dit besluit zijn de grenzen tussen gebieden wettelijk vastgelegd. Dit is niet het geval bij de milieukwaliteitsdoelstellingen.

Voor oppervlaktewater wordt een onderscheid gemaakt in watertype (eutrofiëringsgevoelig versus overig water), waarbij met name op regionaalniveau niet duidelijk is waar deze wateren zijn gelegen. Wel gaat het hier uitsluitend om zoet water. Dit sluit niet aan op de indeling gehanteerd bij de grondwaterdoelstellingen. Voor eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater geldt een beperking tot het zomer halfjaar (april t/m september). Voor grondwater is zoals gesteld dit onduidelijk.

Resumerend:

Hoewel het bij vermessing slechts om een beperkt aantal kwaliteitsparameters gaat, kan worden gesteld dat de geformuleerde kwaliteitsdoelstellingen voor stikstof en fosfaat in oppervlaktewater en grondwater sterk verschillen met betrekking tot de aard van de doelstellingen, de parameterkeuze (voor stikstof) en de hoogte van de waarden. Voorts zijn er grote verschillen ten aanzien van het gebied waar de waarden gelden (grondsoort, grondgebruik, zoutgehalte van het grondwater, het type oppervlaktewater en de periode van het jaar).

2.5.2 Knelpunten met betrekking tot afstemming

De belangrijkste knelpunten met betrekking tot de afstemming van grondwaterkwaliteitsdoelstellingen op oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen, zoals die uit §2.5.1 naar voren komen, zijn:

- 1 Het grote verschil tussen de hoogte en aard van de doelstellingen; doordat de streefwaarden (lange termijn doelstelling) voor grondwater factoren hoger zijn dan de grenswaarden (korte termijn doelstelling) voor oppervlaktewater is de kans groot dat de grenswaarden voor het oppervlaktewater niet te realiseren zijn. Het verschil is nog groter als gekeken wordt naar mogelijk streefwaarden voor oppervlaktewater (0,05-0,08 mg/l P en 1,5 mg/l N).
- 2 Het toepassings- of geldigheidsgebied van de doelstellingen is onduidelijk (met name voor oppervlaktewater) of globaal (grondwater) en er is een geringe mate van overeenstemming in toepassingsgebied tussen de beide compartimenten. Dit belemmert een goede afstemming in hoge mate.
- 3 De doelstellingen voor stikstof zijn geformuleerd voor zeer verschillende parameters: voor grondwater voor nitraat en ammonium en voor oppervlaktewater voor totaalstikstof.

ad 1. Aard (type) en hoogte van de doelstellingen

Voor grondwater ligt het accent op streefwaarden, voor oppervlaktewater zijn grenswaarden voor nutriënten geformuleerd. Wanneer gekeken wordt naar de functies van milieukwaliteitsdoelstellingen dan is het uit het oogpunt van de maatlat-functie nodig te beschikken over doelstellingstypen die op een vergelijkbaar niveau liggen, dat wil zeggen die op een zelfde realisatietermijn betrekking hebben. Het ontbreken hiervan is echter niet

een erg groot knelpunt vanuit de taakstellingfunctie. Ten aanzien van de functie van een richtsnoer voor het brongerichte beleid vormt het alleen beschikken over een grenswaarde in het ene en over streefwaarden in het andere compartiment alleen een belemmering voor het voeren van een integraal beleid (waarbij compartiment op elkaar zijn afgestemd). Hiermee is echter niet gezegd dat alle ontbrekende elementen in *tabel 2.7* zouden moeten worden ingevuld. Er zijn goede gronden op voor grondwater geen grenswaarden te formuleren, met uitzondering voor nitraat (zie §4.2)

De vraag of de grenswaarden voor oppervlaktewater te realiseren zijn bij de huidige streefwaarden voor grondwater is niet eenvoudig te beantwoorden. Hoewel een analyse van het transportproces van grondwater naar oppervlaktewater regionaal tot verschillende uitkomsten kan leiden, is het toch te verwachten dat een streefwaarde voor totaal-fosfaat van 0,4 mg/l P te hoog is vergeleken met de beoogde grenswaarde van 0,15 mg/l in oppervlaktewater. Een meer zuivere vergelijking is die waarbij of de streefwaarden dan wel de grenswaarden voor de compartimenten onderling worden vergeleken. Wanneer de streefwaarde voor totaal-fosfaat in eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater naar een niveau van 0,05-0,08 mg/l gaat (meren en plassen; zie: Van Liere en Laane, 1993), dan is het aannemelijk dat het bereiken van de laatste doelstelling nog minder eenvoudig zal zijn. De grondwater-streefwaarde is in dat geval een factor 5 tot 8 hoger dan de streefwaarde voor oppervlaktewater. Hetzelfde geldt ook voor de doelstellingen voor stikstof, waarbij de grenswaarde voor grondwater circa een factor 5 hoger is dan de grenswaarde voor oppervlaktewater. Een dergelijk groot verschil in streefwaarde c.q. grenswaarde kan het bereiken van de doelstellingen voor oppervlaktewater ernstig bemoeilijken.

Het verschijnsel van verschillende waarden in beide milieucompartimenten doet zich overigens niet alleen voor bij fosfaat en stikstof, maar ook bij een aantal metalen (vergeleijk de grenswaarden voor totaal-concentraties van cadmium, kwik, koper en zink in oppervlaktewater met de streefwaarden voor deze metalen in opgeloste vorm voor grondwater). Volgens de MILBOWA-B (VROM, 1992) is dit een gevolg van de afleidingssystematiek die voor deze stoffen voor de verschillende compartimenten afzonderlijk is uitgevoerd. De TCB (TCB, 1991), die hierover om advies is gevraagd, achtte het waarschijnlijk dat van nature in grondwater hogere concentraties voorkomen dan in oppervlaktewater (o.a. van arseen is dit bekend). Met name in kwelgebieden zou hierdoor mogelijk sprake kunnen zijn van hogere grondwaterconcentraties die nochtans niet als verontreiniging mogen worden aangemerkt. Uit de beschikbare informatie kan echter niet worden afgeleid dat nutriëntconcentraties in grondwater van nature hoger zijn dan in oppervlaktewater.

Net als voor metalen kan worden gesteld dat getalsmatige afstemming tussen doelstellingen voor stikstof- en fosfaatverbindingen voor oppervlaktewater en grondwater niet heeft plaatsgehad.

ad 2. Geldigheidsgebied van de kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater en oppervlaktewater

In *tabel 2.8* is het geldigheidsgebied van de kwaliteitsdoelstellingen nader uitgewerkt. Hierbij is onderscheid gemaakt in grondsoort, watertype en periode van het jaar. Voorts is aangegeven of de betreffende doelstelling geldig is voor zoet of zout (grond)water.

Uit de tabel blijkt dat voor grondwater rekening is gehouden met de van nature voorkomende verschillen in concentratieniveaus. Voor deze systeem-eigen stoffen zijn verschillende doelstellingen geformuleerd voor de zandgebieden en de klei- en veengebieden. Deze gebieden zijn althans in globale zin geografisch te onderscheiden. Voor eutrofiëringsgevoelige stagnante oppervlaktewateren is geen duidelijk geografisch af te bakenen geldigheidsgebied af te leiden. Voor de regionale wateren zijn de doelstellingen en de mate waarin deze afwijken van de AMK/basiskwaliteit uit de provinciale waterhuishoudingsplannen af te leiden (zie o.m. *tabel 2.4* en *figuren 2.1 en 2.2*). In hoeverre dit ook elders het geval is vergt een nadere analyse van de plannen van de overige provincies.

Voorts kan worden geconcludeerd dat de doelstellingen voor zoet en brak grondwater gelden. In de MILBOWA-B (VROM, 1992) staat namelijk aangegeven dat voor ammonium van nature hogere waarden in brak en zout grondwater kunnen voorkomen. Tenslotte hebben de grenswaarden voor stikstof en fosfaat in oppervlaktewater betrekking op zomergemiddelde waarden (eutrofiëringsgevoelig stagnant oppervlaktewater). Voor fosfaat in het overig oppervlaktewater is sprake van een jaargemiddelde waarde, terwijl voor grondwater geen enkele tijdsaanduiding is gegeven.

ad 3. Doelstellingen voor verschillende parameters per compartiment

Dit verschil doet zich alleen voor bij stikstof. De doelstelling voor stikstof in grondwater geldt voor nitraat en ammonium. Voor oppervlaktewater is een doelstelling voor totaal-stikstof gegeven. Totaal-stikstof is een somparameter die niet in alle situaties eenduidig te relateren is aan specifieke stikstofverbindingen in zowel grondwater als oppervlaktewater. Totaal-stikstof hoeveelheid hangt naast nitraat en ammonium in sterke mate af van het organisch-stikstof. Ammoniak en nitriet zijn kwantitatief onbelangrijk.

Tabel 2.8: *Geldigheidsgebied van kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grond- en oppervlaktewater (bron: VROM, 1992 en 1993)*

compartiment	parameter	waarde	grondsoort	zoet/zout*	watertype	tijd
grondwater	nitraat	grens-waarde	alle	alle	n.v.t.	n.g.
		streef-waarde	alle	alle	n.v.t.	n.g.
	ammonium	streef-waarde	zand; klei/veen	zoet	n.v.t.	n.g.
	totaal-P	streef-waarde	zand; klei/veen	alle	n.v.t.	n.g.
opp. water	totaal-N	grens-waarde	n.v.t.	zoet	st/eutr.	zomer
	totaal-P	grens-waarde	n.v.t.	zoet	st/eutr.	zomer
					alle	jaar

Toelichting:

n.g. = niet gespecificeerd; n.v.t. = niet van toepassing; st = stagnant; eutr = eutrofiëringsgevoelig

zomer = zomergemiddelde waarde (april t/m september); jaar = jaargemiddelde waarde

*) Bij de ammoniumdoelstelling voor grondwater is de opmerking opgenomen: "in gebieden met mariene beïnvloeding komen hogere waarden voor". Hiermee lijkt een onderscheid te zijn gemaakt in zoet-zout. Bij fosfaat en nitraat komt deze opmerking niet voor. Voor het grondwater is in tabel 3 in de MILBOWA-B (VROM, 1992) een streefwaarde voor chloride opgenomen van 100 mg/l met de betreffende opmerking. De opmerking ontbreekt bij de grenswaarde voor chloride in oppervlaktewater, welke 200 mg/l bedraagt. Mede op basis hiervan wordt er in deze notitie vanuit gegaan dat de doelstellingen alleen geldig zijn voor zoet oppervlaktewater.

3. Normstelling in relatie met achtergrondwaarden

3.1 Inleiding

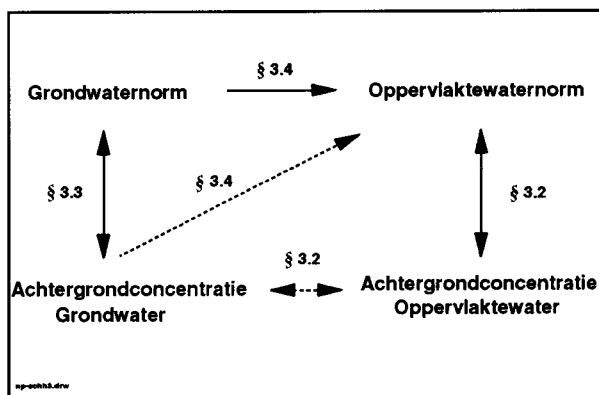
Bij de afstemming van kwaliteitsdoelstellingen voor vermestende stoffen in grond- en oppervlaktewater zullen een aantal vragen beantwoord moeten worden. Het betreft ondermeer de vragen die door de TCB zijn gesteld in haar advies op de discussie notitie Bodemkwaliteit (zie §2.4.2). Vragen met betrekking tot het ontbreken van de afstemming van de huidige streef- en grenswaarde voor grondwater op de natuurlijke concentraties van vermestende stoffen in grondwater:

- voor ammonium liggen de streefwaarden een factor 4-5 hoger dan de gemiddelde concentraties onder natuurgebieden.
- voor totaal fosfaat liggen de streefwaarden een factor 4-5 hoger dan de gemeten ortho-fosfaat concentraties in natuurgebieden.

Een tweede type vraag die in dit hoofdstuk behandeld wordt, is of de streef- en grenswaarden voor grondwater voldoende zijn afgestemd op grenswaarden voor oppervlaktewater.

In nevenstaande *figuur 3.1* is aangegeven waar in dit hoofdstuk de verschillende vraagstukken aan de orde komen.

In §3.2 wordt geschetst in welke mate oppervlaktewateren gevoelig zijn voor vermeting via uit- en afspoeling. Ook wordt voor grondwaterafhankelijke oppervlaktewatertypen nagegaan wat natuurlijke concentraties zijn. In §3.3 worden de concentraties in grondwater onder bos en natuur vergeleken met die onder landbouwgronden en wordt een vergelijking gemaakt van concentraties in het bovenste (ondiepe) en het diepe grondwater om een indruk te krijgen van achtergrondniveaus. Langs deze weg wordt kan een indruk verkregen worden of de vigerende streef- en grenswaarden voor stikstof- en fosfaatverbindingen voldoende zijn afgestemd op de achtergrondconcentratieniveaus. In §3.4 wordt met behulp van enkele eenvoudige berekeningen een schets gegeven van de mate van afstemming van streef- en grenswaarden voor grondwater op die voor oppervlaktewater. Aan het eind van het hoofdstuk wordt in §3.5 een samenvatting gegeven.



Figuur 3.18: Overzicht hoofdstuk 3

3.2 Grondwaterafhankelijke oppervlaktewatertypen

Om een beter beeld te krijgen van het belang van een betere afstemming tussen kwaliteitsdoelstellingen voor vermestende stoffen in grond- en oppervlaktewater, gaan we na in welke mate het oppervlaktewater door uitspoeling van de bodem worden beïnvloed.

Daarnaast is van belang om een indruk te hebben van de natuurlijke concentraties in het oppervlaktewater, mogelijk beïnvloed door kwel, en in welke mate verhoogde uit- en afspoeling als gevolg van menselijk handelen de oppervlaktewaterkwaliteit beïnvloed.

Voorkomen

In de CUWVO-nota Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren (CUWVO, 1988) zijn de Nederlandse oppervlaktewateren ingedeeld in watertypen. Hieruit is een selectie gemaakt van die watertypen waarvan kan worden aangenomen dat deze in min of meerdere mate door grondwater worden gevoed. Deze is weergegeven in *tabel 3.1*. Door Orleans e.a. (1992) is een voorstudie naar een nationaal aquatisch meetnet verricht waarin onder meer is aangegeven in welke mate de watertypen beïnvloed worden door atmosferische stikstofdepositie en meststoffengebruik op de bodem. Waarbij nutriënten via afspoeling van en uitspoeling uit de bodem in het oppervlaktewater geraken. Dit is eveneens aangegeven in *tabel 3.1*.

Tabel 3.1: *Selectie van watertypen die beïnvloed worden door meststoffengebruik op landbouwgronden en door atmosferische stikstofdepositie op de bodem*

Watertypen	Gevoelig voor meststofgebruik	Gevoelig voor N-depositie
bronnen	+	+
heuvellandbeken ⁽¹⁾	+	
laaglandbeken ⁽¹⁾	+	
zand- en grindgaten en wielen	+	
vennen en hoogveenplassen	+	+
polderplassen en petgaten	+	
duinmeren		+
overige meren en plassen	+	
kanalen	+	
sloten en vaarten	+	

(1) onderverdeeld in: bovenloop, middenloop en benedenloop van natuurlijke en "genormaliseerde" beken

bron: CUWVO, 1988 en Orleans e.a., 1992

Uit bovenstaande tabel wordt duidelijk dat vele typen wateren beïnvloed worden of kunnen worden door uit- en afspoeling.

In de aanvulling op de derde nationale milieuverkenning (RIVM, 1993) wordt gesteld dat er sinds 1985 een toename is van het belang van uit- en afspoeling op de belasting van het oppervlaktewater. De belasting van stikstof door uit- en afspoeling nam toe van 68% tot 71% en van fosfaat van 20% tot 27%. Oorzaak is de toename van het belang van diffuse bronnen, als gevolg van het terug dringen van puntbronnen.

Natuurlijke waterkwaliteit

In *tabel 3.2* zijn voor een aantal watertypen genoemd in *tabel 3.1* de natuurlijke trajecten voor enkele chemische kenmerken gegeven. Het betreft hier watertypen welke voorkomen in het zandgebied.

Uit de tabel komt duidelijk naar voren dat in de betreffende typen oppervlaktewater de concentraties aan ortho-fosfaat en nitraat van nature laag zijn.

Tabel 3.2: *Geschatte natuurlijke trajecten voor enkele chemische kenmerken van watertypen in het zandgebied die in belangrijke mate afhankelijk zijn van grondwatervoeding*

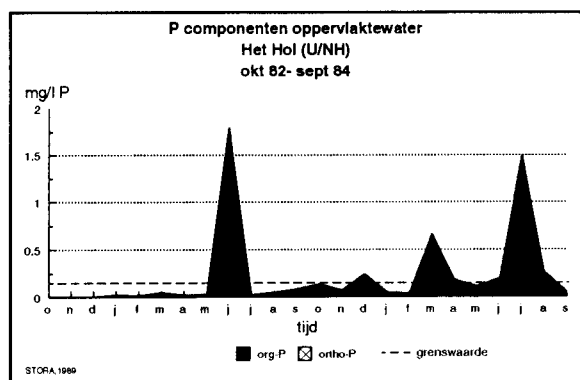
watertype	chloride jaargemiddelde (mg/l)	ortho-fosfaat jaarmaximum (mg/l P)	nitraat jaarmaximum (mg/l N)
bronnen	0 - 20	0 - 0,1	0 - 1
beken	10 - 40	0 - 0,1	0 - 1
sloten	10 - 40	0 - 0,1	0 - 1
duinmeren	40 - 200	0 - 0,1	0 - 1
zand- en grindgaten	10 - 40	0 - 0,1	0 - 1

bron: CUWVO, 1988

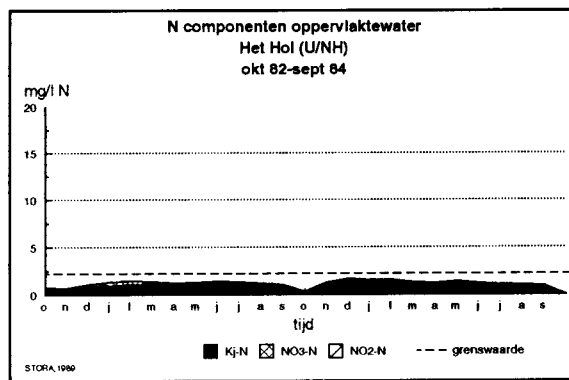
Voor het klei- en veengebied ontbreekt een dergelijk overzicht. Wel zijn gegevens beschikbaar voor oppervlaktewateren in deze gebieden, maar onduidelijk is in welke mate de nutriëntconcentraties in deze wateren beïnvloed zijn door de landbouw in het stroomgebied. Daarnaast speelt inlaat van gebiedsvreemd water een storende factor bij het bepalen van de natuurlijke achtergrondconcentratie.

Als voorbeeld is in de *figuren 3.2 en 3.3* het verloop van de waterkwaliteit van een polderplas in het veengebied weergegeven op de grens van de provincies Utrecht en

Noord-Holland (STORA,1989). De aard van het gebied is vooral natuur en er is geen beïnvloeding van de waterkwaliteit door Rijn of IJsselmeer. Er is wel invloed van kwel. Dit is vooral zichtbaar in het verloop van de fosfaatconcentratie. In de zomer treedt een hoge piek op. Deze piek wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de verdunning met fosfaatarm oppervlakkig afstromend water minder is. Dit soort processen is uitgebreid beschreven door Bots e.a. (1978) voor wateren in Noord-Nederland. Zij zien niet alleen voor fosfaat maar ook voor ammonium dergelijke pieken optreden in het zomerhalfjaar. In welke mate mobilisatie van fosfaat uit sediment een rol zou kunnen spelen is niet duidelijk.



Figuur 3.19: Verloop van de fosfaatconcentraties in de tijd voor een veenplas met vooral natuur in het stroomgebied



Figuur 3.20: Verloop van de stikstofconcentratie in de tijd voor een veenplas met vooral natuur in het stroomgebied

Invloed van landbouw

In de figuren 3.4-3.7 zijn ter illustratie voor twee niet gekanaliseerde laaglandbeken in het zandgebied het verloop van de fosfaat- en de stikstofconcentratie weergegeven voor de periode 1982-1984. De Bosbeek (Limburg) is een beek waarvan het stroomgebied voornamelijk uit natuurgebied bestaat, terwijl het stroomgebied van de Elsbeek (Overijssel) in belangrijke mate uit landbouwgrond bestaat. Beide beken worden niet rechtstreeks door lozing van afvalwater beïnvloed (STORA,1989).

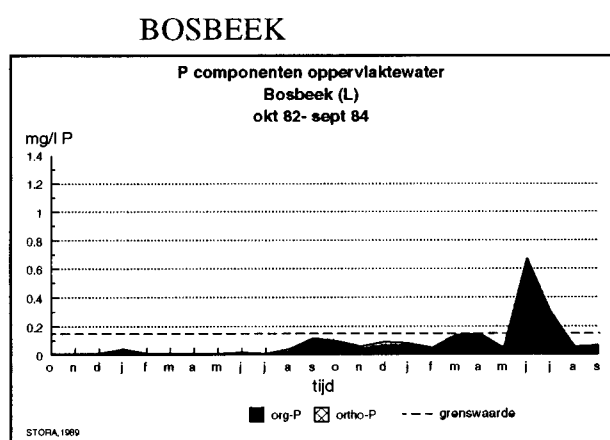
De Elsbeek heeft een duidelijk hogere totaal-stikstof- en fosfaatconcentratie dan de Bosbeek. In de 'natuur'-beek wordt de fosfaatconcentratie nagenoeg geheel bepaald door organisch-fosfaat. De ortho-fosfaatconcentratie blijft duidelijk beneden de 0,1 mg/l (zie tabel 3.2). In de 'landbouw'-beek wordt de totaal-concentratie sterk beïnvloed door ortho-fosfaat. Een ortho-fosfaatconcentratie boven de 0,1 mg/l is eerder regel dan uitzondering. Voor stikstof zien we een vergelijkbaar patroon. In de 'natuur'-beek wordt de hoogte van de totaal-stikstofconcentratie vooral bepaald door de hoeveelheid organisch-stikstof en/of ammonium (Kjeldahl-stikstof), waarbij de nitraatconcentraties beneden de 1 mg/l N blijven. In de 'landbouw'-beek levert nitraat een overheersende bijdrage aan de totaal-stikstofconcentratie. Nitraatconcentraties beneden de 1 mg/l N komen niet voor.

Toelichting: In onderstaande figuren is het verloop van de stikstof of fosfaatconcentratie in de periode oktober 1982 t/m september 1984 weergegeven (STORA, 1989).

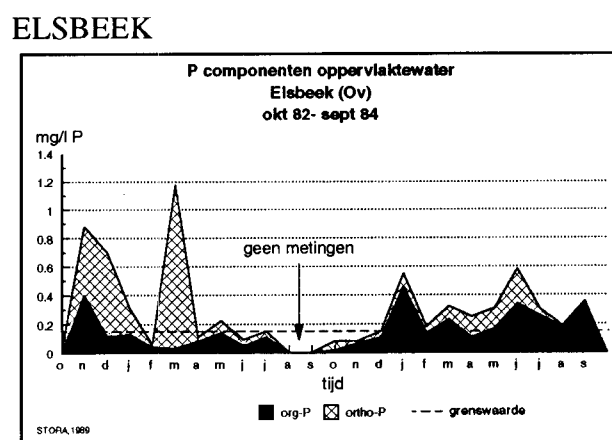
Voor stikstof zijn drie fracties onderscheiden kjeldahl-stikstof (Kj-N), nitraat ($\text{NO}_3\text{-N}$) en nitriet (NO_2). Kjeldahl-stikstof bestaat uit ammonium- en organisch-stikstof.

Voor fosfaat zijn twee fractie onderscheiden: organisch fosfaat (org-P) en ortho-fosfaat (ortho-P).

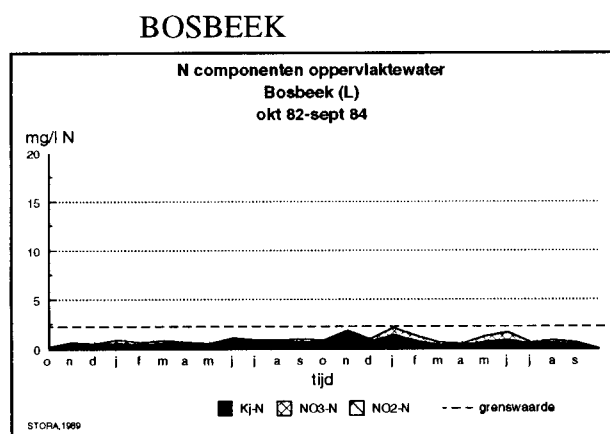
In de figuren is de grenswaarde voor totaal-stikstof (2,2 mg/l N) of totaal-fosfaat (0,15 mg/l P) weergegeven met een stippellijn.



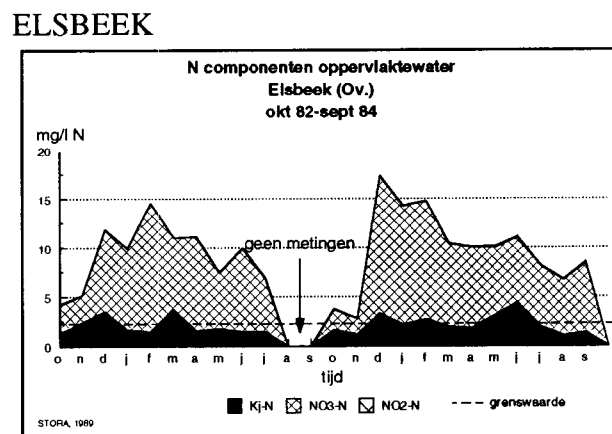
Figuur 3.21: Verloop van de fosfaatconcentratie in de tijd voor een beek met vooral natuur in het stroomgebied



Figuur 3.22: Verloop van de fosfaatconcentratie in de tijd voor een beek met vooral landbouw in het stroomgebied



Figuur 3.23: Verloop van de stikstofconcentraties in de tijd voor een beek met vooral natuur in het stroomgebied



Figuur 3.24: Verloop van de stikstofconcentratie in de tijd voor een beek met vooral landbouw in het stroomgebied

Ook in de veenplas Het Hol (*figuren 3.2 en 3.3*) zien we dat ortho-fosfaat en nitraat nagenoeg afwezig zijn. De vraag in hoeverre op basis van ortho-fosfaat en nitraat de invloed van de menselijke activiteiten op de kwaliteit van het oppervlaktewater in beeld kan worden gebracht, verdient nader onderzoek. Mogelijk bieden de resultaten van een dergelijk onderzoek de mogelijkheid om onderscheid te maken in concentraties die van nature voorkomen en die door de mens veroorzaakt worden.

3.3 Concentratieniveaus van vermestende stoffen in het grondwater

3.3.1 Inleiding

Het doel van deze paragraaf is inzicht te geven in natuurlijke achtergrondniveaus van de stikstof- en fosfaatverbindingen in het grondwater. Dit is niet eenvoudig, omdat geheel onbelaste situaties in Nederland niet meer voorkomen. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de gemeten concentraties van stikstof- en fosfaatverbindingen in grondwater onder bos- en natuurgebieden. Deze worden vergeleken met concentraties in grondwater onder landbouw. Hiermee worden relatief laag belaste systemen vergeleken met hoger belaste systemen. Tevens is een onderscheid gemaakt tussen ondiep grondwater en diep grondwater, hierbij is de grens gelegd op een filterdiepte van ongeveer 5 m beneden maaiveld (-mv). Hiermee kan oud en jong grondwater vergeleken worden. Voor het diepe grondwater zijn de 1991 gegevens van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit gebruikt (RIVM, 1991). Voor dit jaar zijn de meeste gegevens beschikbaar. In bijlage I is een uitgebreid overzicht gegeven. Een uitzondering hierop zijn de ortho-fosfaatconcentraties. Deze zijn afkomstig uit 1989. Dit is het laatste jaar waarbij grondwatermonsters zowel op ortho- als totaal-fosfaat zijn geanalyseerd. Een uitgebreid overzicht is gegeven in bijlage II.

Onderscheiden zijn zandgronden, kleigronden en veengronden. Het is bekend dat deze gronden van nature grote verschillen in concentraties aan stikstof- en fosfaatverbindingen kunnen hebben. Leemgronden zijn behandeld bij de kleigronden, voor zover er gegevens beschikbaar waren. Aan de lössgronden in Zuid-Limburg wordt apart aandacht besteed.

Het overzicht in deze paragraaf is zeker niet volledig. Veel gegevens zijn slecht toegankelijk. Zelfs voor de hier gepresenteerde gegevens is vaak teruggegrepen op de originele bestanden, omdat in de publikaties de gegevens niet op de voor ons gewenste manier gepresenteerd zijn. Of de gegevens een zelfde kwaliteit hebben is vaak moeilijk na te gaan. Beschrijving van bemonstering-, bewaar- en analysemethode van monsters is meestal onvolledig of ontbreekt geheel.

Gegevens worden hieronder op een aantal manieren gepresenteerd. Voor elke grondsoort, met uitzondering van löss, wordt een tabel gepresenteerd met een compilatie van onderzoeksresultaten. Het betreft concentraties aan stikstof- en fosfaatverbindingen in grondwater onder natuur. Gegeven zijn per onderzoek:

- Range: het betreft meestal de laagste en hoogst voorkomende concentratie, in sommige gevallen heeft het betrekking op een percentieltraject, bijvoorbeeld 10 en 90- percentielwaarden. Dit wordt dan vermeld.
- Rekenkundig gemiddelde: Voor de berekening zijn voor de waarnemingen waarvoor alleen de detectiegrens beschikbaar was, de detectiegrenzen gebruikt.
- Mediaan: de waarneming, waarbij 50% van de waarnemingen een hogere en 50% lagere waarde heeft dan de waarde van deze waarneming. Voor een oneven aantal is het de middelste waarneming, voor een even aantal is het gemiddelde van de twee 'middelste' waarnemingen genomen.
- Aantal: aantal waarnemingen. In sommige gevallen zijn dit punt waarnemingen, terwijl in andere onderzoeken het om lokatiegemiddelde waarden gaat.
- Bron: literatuur vermelding, tevens zijn indien nodig enkele opmerkingen geplaatst.

Voor het diepe grondwater wordt ook de 80- of 90-percentiel gegeven. Dit is de concentratie waar respectievelijk 80 en 90% van de waarnemingen onder blijft.

Naast deze tabellen zijn in figuren cumulatieve frequentieverdelingen gepresenteerd. Op de Y-as van de figuren is de concentratie in het grondwater weergegeven. Op de X-as van de figuren is het percentage van de waarnemingen weergegeven dat kleiner of gelijk is aan de concentratie af te lezen op de Y-as. In de legenda is vermeld hoeveel waarnemingen er zijn (n).

Deze figuren kunnen op twee manieren gebruikt worden. Aan de hand van *figuur 3.8* zal dit toegelicht worden. In deze figuur zijn de nitraatconcentraties gegeven in het bovenste grondwater onder twee grondsoorten. Als men wil weten hoeveel procent van de waarnemingen onder bijvoorbeeld zand een concentratie lager dan de grenswaarde heeft (11,3 mg/l NO₃-N), dan start men vanaf deze waarde op de Y-as en gaat naar rechts totdat de 'zand'-lijn bereikt wordt (driehoeken). Vanaf hier gaat men loodrecht naar beneden en leest op de X-as het bijbehorende percentage af. In dit geval ongeveer 60%. Wil men weten beneden welke concentratie 90% van de waarnemingen blijft, dan wordt gestart vanaf de X-as. Men gaat loodrecht omhoog, totdat de lijn gekruist wordt. Links leest men op de Y-as de bijbehorende concentratie af. In dit geval circa 45 mg/l NO₃-N.

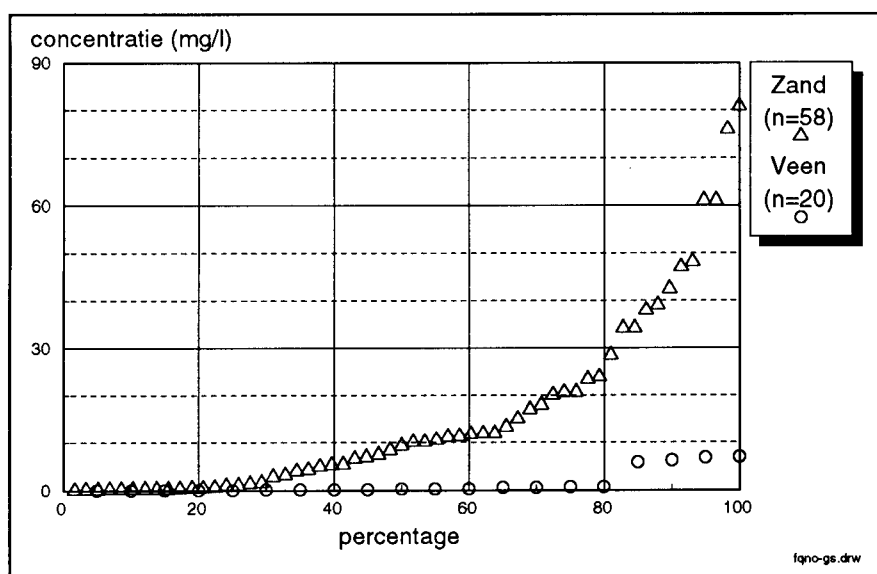
3.3.2 Zandgebieden

Bovenste grondwater

In *tabel 3.3* zijn de belangrijkste bevindingen uit vijf onderzoeken met betrekking tot de kwaliteit van het bovenste grondwater onder bos en natuur samengevat.

In het algemeen is sprake van scheve verdelingen. De mediaanwaarde ligt veel lager dan het gemiddelde: enkele uitschieters bepalen het gemiddelde.

De gemiddelde nitraatconcentraties onder bos en natuur zijn op één uitzondering na ≤ 7 mg/l N, terwijl de mediane concentratie altijd lager is dan 8 mg/l N. In Noord- en Midden-Limburg overschrijdt 60% van de waarnemingen onder bos en natuur de streefwaarde (5,6 mg/l N) en 40% de grenswaarde (11,3 mg/l), zie *figuur 3.8*. Ook uit RIVM onderzoek (Boumans en Beltman, 1989; De Vries et al., in voorbereiding) blijkt, dat streef- en grenswaarden vaak overschreden worden. Vermoedelijk geldt net als voor oppervlaktewater dat natuurlijke nitraatconcentraties onder zand lager zijn dan gevonden in de gepresenteerde studies. Aanwijzing hiervoor levert het sprengenonderzoek langs de oost en de zuidrand van de Veluwe (Meinardi, 1988). Het feit dat de huidige concentraties hoger zijn wordt waarschijnlijk veroorzaakt door atmosferische depositie van stikstofverbindingen (NO_x en NH_y ; Boumans, 1994).



Figuur 3.25: Nitraatconcentratie in het ondiepe grondwater onder natuur op zand- en veengrond in Noord- en Midden-Limburg (als $\text{NO}_3\text{-N}$).

Frequentieverdeling van de gemeten concentraties. De nitraatconcentraties in grondwater onder zandgrond is duidelijk hoger dan onder veengrond. voor uitleg zie tekst in §3.1.1
Bron: Helm e.a. (1989), bewerking RIVM.

Ammoniumconcentraties zijn laag. Gemiddelde zijn $\leq 1,1$ mg/l N en de mediane waarde is in alle onderzoeken $< 0,6$ mg/l N. De gerapporteerde maximum concentratie varieert van 0,4-6,5 mg/l N. De hoogste waarde werd in de provincie Utrecht gevonden. In deze provincie heeft circa 15% van de waarnemingen een concentratie boven de streefwaarde voor zand (2 mg/l N), zie *figuur 3.12*. In het landelijk onderzoek (RIVM, 1994) overschrijdt slechts 4% van de waarnemingen de streefwaarde (zie *figuur 3.9*). In Noord- en Midden-Limburg geldt dat 90% van de waarnemingen een concentratie had lager dan 1,5 mg/l N, zie *figuur 3.11*. Slechts 1% had een concentratie hoger dan de streefwaarde.

Over de concentraties aan organisch-stikstof is weinig bekend. De maximaal gevonden concentratie in Noord-Nederland is 0,9 mg/l N (Bots e.a., 1978).

Tabel 3.3: *Overzicht van gemeten concentraties stikstof en fosfaatverbindingen in het bovenste grondwater onder bos en natuur in het zandgebied (in mg/l)*

Parameter	Range	Rekenkundig gemiddelde	Mediaan waarde	Aantal	Bron
NO ₃ -N	0,02-18,5	7,0	2,7	156	[1]
	0,05-3,9	1,3-1,5	1,1-1,3	12	[2]
	0,03-4,3	0,93	0,05	5	[3]
	0,02-11,0	2,2/2,9	1,3/1,6	15	[4]
	<0,05-81	16	7,9	58	[5]
NH ₄ -N	0,02-0,62	0,39	0,04	156	[1]
	<0,01-1,1	0,03-0,11	<0,01	12	[2]
	0,08-0,36	0,26	0,30	5	[3]
	<0,04-6,5	1,0/1,1	0,45/0,57	15	[4]
	<0,04-3,1	0,46	0,25	57	[5]
organisch-N	0,18-0,92	0,49	0,37	5	[3]
totaal-N	0,51-5,0	1,7	1,1	5	[3]
ortho-P	<0,01-0,08	0,01-0,03		12	[2]
	<0,01	<0,01	<0,01	5	[3]
	0,03-0,40	0,10/0,13	0,07/0,12	13	[4]
	<0,02-0,41	0,03	0,01	58	[5]
totaal-P	<0,01	<0,01	<0,01	5	[3]

- [1] Boumans en Beltman (1989). Range is 10- en 90-percentiel; totaal 1526 monster op 156 lokaties
 [2] De Vries et al. (in voorbereiding) Range betreft lokatiegemiddeldewaarden, onder gemiddelde waarden is het gemiddelde van de 12 lokaties gegeven voor twee meetrondes.
 [3] Bots e.a. (1978). Studie in Noord-Nederland.
 [4] De Wit en Bleuten (1986) en Bleuten (1990). Gemiddelde/mediaan in respectievelijk voorjaar en najaar. Studie in Utrecht.
 [5] Helm e.a. (1989). Bewerking originele gegevens door RIVM. Studie in Noord- en Midden-Limburg.

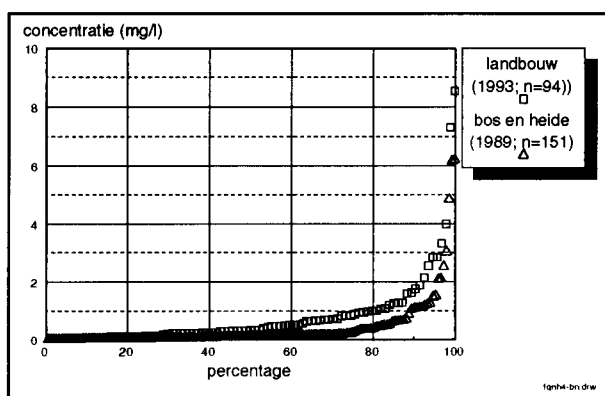
Ook over de totaal-fosfaatconcentratie is weinig bekend voor bos en natuur. In het zelfde onderzoek in Noord-Nederland werden geen waarnemingen boven de detectiegrens (0,01 mg/l P) aangetroffen.

Voor ortho-fosfaatconcentraties zijn meer gegevens beschikbaar. De gemiddelde en mediane waarden verschillen weinig en zijn beide lager dan 0,15 mg/l P. Gerapporteerde maximum concentratie varieert van <0,01 - 0,4 mg/l P. Frequentieverdelingen zijn gegeven

in *figuur 3.15* (Noord- en Midden-Limburg) en *figuur 3.16* (Utrecht). De 90-percentiel is respectievelijk 0,1 en 0,2 mg/l P.

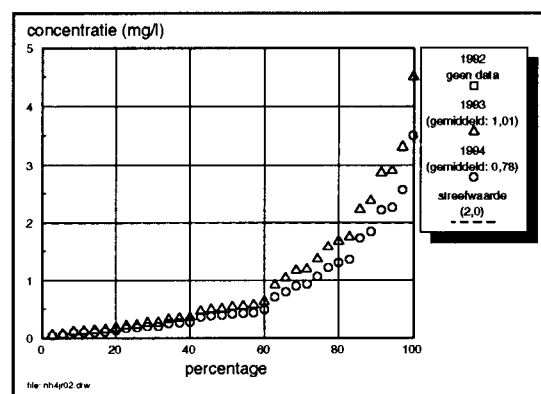
Vergelijking natuur en landbouw

De gemiddelde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder natuurgebieden zijn lager dan die onder grasland (14-47 mg/l N). Ook voor het bovenste grondwater onder bouwland (inclusief snijmaïs) worden veel hogere gemiddelde nitraatconcentraties gerapporteerd (25-84 mg/l N).



Figuur 3.26: Ammoniumconcentratie in ondiep grondwater onder landbouw en natuur op zand (als $\text{NH}_4\text{-N}$).

Bron: RIVM (1994); Boumans en Beltman, 1989.

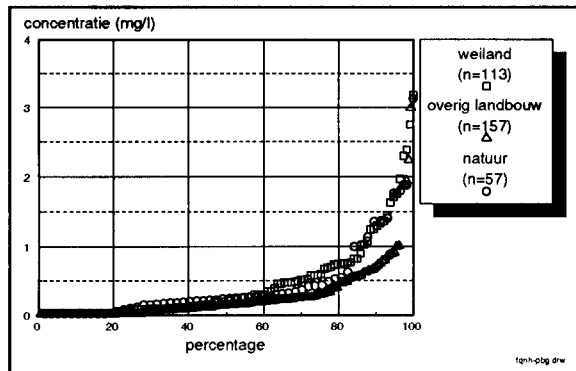


Figuur 3.27: Ammoniumconcentratie in ondiep grondwater onder landbouw op zand voor twee jaar (als N).

Bron: RIVM, 1994

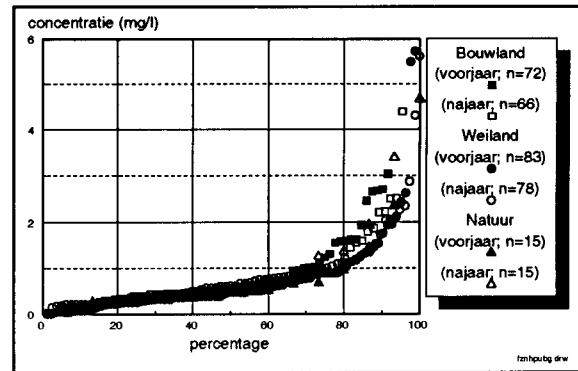
Voor ammonium zijn de verschillen in concentratie in het grondwater onder landbouw en natuur klein. Op basis van de landelijke RIVM onderzoeken in de zandgebieden lijken de concentraties onder landbouw iets hoger (zie *figuur 3.9*). De vergelijking gaat deels mank, omdat hier sprake is van twee verschillende jaren. Bij het RIVM onderzoek in het zandgebied (RIVM, 1994) worden onder graslandbedrijven relatief kleine verschillen in de ammoniumconcentratie gevonden tussen 1993 en 1994, zeker ten opzichte van de verschillen die gemeten zijn in de nitraat- en totaal-fosfaatconcentraties tussen beide jaren (zie *figuur 3.10*). De ammoniumconcentratie in het bovenste grondwater onder zand lijkt minder gevoelig voor weersinvloeden. Mogelijke verklaringen hiervoor zijn een sterkere organische-stofafbraak in nattere jaren als gevolg van de betere vochtvoorziening of juist een verminderde nitrificatie (omzetting van ammonium in nitraat) als gevolg van optreden van aneorobie en ten derde door buffering (vrijkomen van ammonium gebonden aan bodemdeeltjes). Dit laatste verklaart ook eenzelfde relatief kleine schommeling tussen twee jaren bij kalium. Kalium kan net als ammonium gebonden kan worden aan de bodem. Ook regionale onderzoeken geven geen duidelijk verschil te zien tussen bodemgebruiksvormen. In het Noord- en Midden-Limburgonderzoek (Helm e.a., 1989) zijn de ammoniumconcentraties onder weiland en natuur vergelijkbaar en iets hoger dan onder overige landbouw

(zie *figuur 3.11*). In de provincie Utrecht (De Wit en Bleuten, 1986) lijken de concentraties onder bouwland iets hoger (zie *figuur 3.12*).



Figuur 3.28: Ammoniumconcentratie in ondiep grondwater onder zand per bodemgebruik in Noord- en Midden-Limburg (als $\text{NH}_4\text{-N}$)

Bron: Helm e.a., 1989; bewerking RIVM

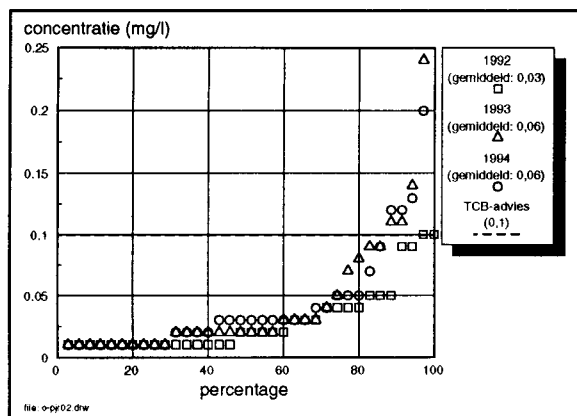


Figuur 3.29: Ammoniumconcentratie in ondiep grondwater onder zand per bodemgebruik in de provincie Utrecht in voor- en najaar (als $\text{NH}_4\text{-N}$).

Bron: De Wit en Bleuten, 1986; bewerking RIVM

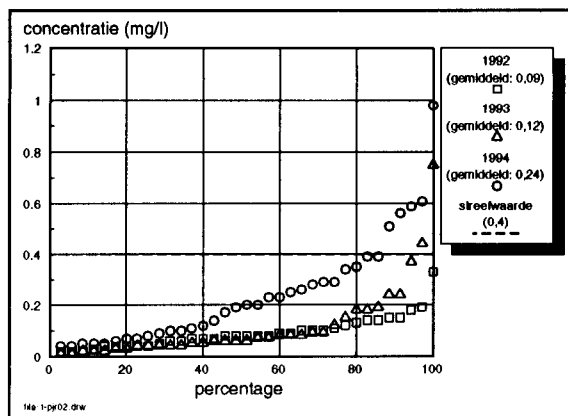
Voor fosfaat zijn geen landelijke concentratiegegevens beschikbaar voor grondwater onder natuur. Voor landbouw zijn landelijke gegevens beschikbaar voor meerdere jaren (RIVM, 1994). In *figuur 3.13* en *3.14* zijn respectievelijk de ortho- en totaal-fosfaatconcentratie weergegeven onder landbouw. De natte winter 1993/'94 leidt tot een stijging van zowel de organisch-fosfaatconcentratie, als van de ortho-fosfaatconcentratie. Op regionaalniveau zijn wel gegevens beschikbaar voor de vergelijking tussen natuur en landbouw. Ortho-fosfaatconcentraties zijn in het bovenste grondwater onder natuur lager dan onder landbouw in deze onderzoeken (zie *figuren 3.15* en *3.16*).

Voor totaal-fosfaat is een vergelijking niet mogelijk, omdat gegevens hierover ontbreken. Recent onderzoek in de provincie Utrecht (CSO, 1994) geeft vergelijkbare concentraties in grondwater onder landbouw op zand te zien als het RIVM onderzoek weergegeven in *figuur 3.14*. In het Schuivenbeekgebied, waar zo'n tachtig procent van de gronden fosfaatverzadigd is, werden hoge totaal-fosfaatconcentraties gevonden in het bovenste grondwater (Breeuwsma et al., 1989). In de winterperiode had 60% van de waarnemingen een totaal-fosfaatconcentratie groter dan de streefwaarde (0,40 mg/l als P), in de zomerperiode overschreed slechts 4% de streefwaarde. Het betrof hier gronden met een grondwatertrapklasse (Gt) II t/m VI.



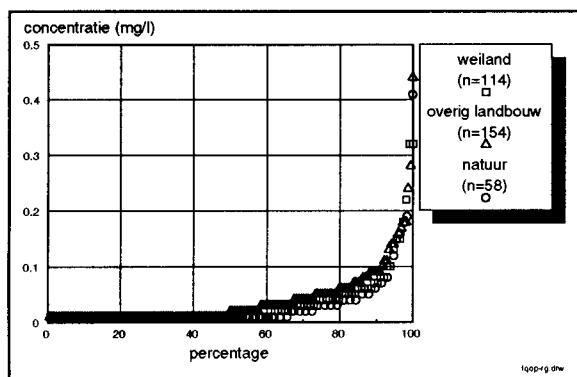
Figuur 3.30: Ortho-fosfaatconcentratie in ondiep grondwater onder landbouw op zand voor drie jaren (als P).

Bron: RIVM, 1994



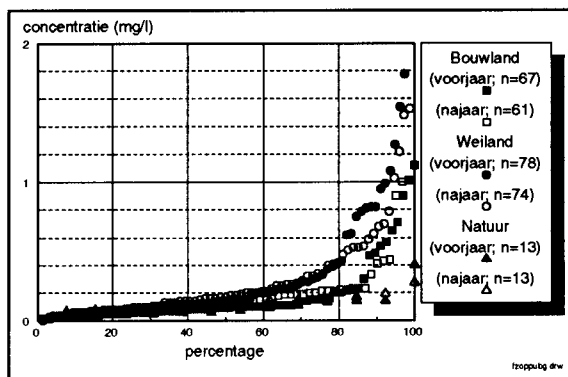
Figuur 3.31: Totaal-fosfaatconcentratie in ondiep grondwater onder landbouw op zand voor drie jaar (als P).

Bron: RIVM, 1994



Figuur 4.1: Ortho-fosfaatconcentratie in ondiep grondwater onder zand per bodembegruik in Noord- en Midden-Limburg (als P).

Bron: Helm e.a., 1989; bewerking RIVM



Figuur 4.2: Ortho-fosfaatconcentratie in ondiep grondwater onder zand per bodembegruik in de provincie Utrecht in voor- en najaar (als P).

Bron: De Wit en Bleuten, 1986; bewerking RIVM

Diepe grondwater

Voor de concentraties van stikstof- en fosfaatverbindingen in het diepere grondwater (filterdiepte 5-15 m -m.v.) onder bos en natuur op zandgrond is in *tabel 3.4* het overzicht opgenomen.

De nitraatconcentratie is lager, met name de mediane waarde is veel lager, dan voor het bovenste grondwater.

De ammoniumconcentratie is, net als voor het bovenste grondwater laag, zeker ten opzichte van de streefwaarde van 2 mg/l N. Negentig procent van de waarnemingen heeft een concentratie lager dan 0,5 mg/l N.

Voor totaal-stikstof zijn geen waarden beschikbaar. Opgemerkt kan worden dat de som van de gemiddelde nitraat- en ammoniumconcentratie (3,6 mg/l N) hoger is dan de grenswaarde voor eutrofiëringsgevoelig stagnant oppervlaktewater (2,2 mg/l N).

Voor het diepe grondwater zijn alleen totaal-fosfaatconcentraties bekend voor 1991. Negentig procent van de waarnemingen heeft een concentratie lager dan 0,15 mg/l P. De ortho-fosfaatconcentratie (1989) heeft een 90-percentiel van 0,11 mg/l P.

Tabel 3.4: *Overzicht van gemeten concentraties van stikstof- en fosfaatverbindingen in het zoete diepe grondwater onder bos en natuur in het zandgebied (in mg/l)*

Parameter	range	gemiddelde waarde	mediaan waarde	90-percentiel
NO ₃ -N	<0,03-23	3,3	0,42	9,3
NH ₄ -N	<0,01-5,8	0,26	0,04	0,50
organisch-N	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
"totaal-N" (NO ₃ -N + NH ₄ -N)	<0,04-23	3,6	0,81	9,3
ortho-P	0,01-4,1	0,14	0,04	0,11
totaal-P	<0,06-4,3	0,08	0,06	0,15

bron: LMG en PMG, jaar: 1991, aantal filters: 65, diepte filters: 5-15 m -mv, chloride < 200 mg/l.
ortho-fosfaat: jaar: 1989, aantal filters: 44, overige is identiek

Vergelijking natuur en landbouw

De nitraatconcentratie in het diepe grondwater onder grasland is in de zelfde orde van grootte als die onder bos en natuur (gemiddelde: 3,0, mediaan: 0,03 en 90-p: 6,5 mg/l N). Onder bouwland is de nitraatconcentratie in het diepe grondwater echter veel hoger (gemiddelde: 22,0, mediaan: 5,9 en 90-p: 61,0 mg/l N).

Voor ammonium geldt dat de gemiddelde en 90-percentiel concentraties in het diepe grondwater onder bouwland en grasland hoger zijn dan onder bos en natuur, respectievelijk 1,3 en 1,1 mg/l N versus 0,26 mg/l N voor de gemiddelde concentratie en 3,2 en 2,2 mg/l N versus 0,50 voor de 90-percentielconcentratie. De mediane waarden zijn voor bouwland en grasland, respectievelijk 0,03 en 0,43 mg/l N.

De gemiddelde totaal-fosfaatconcentratie zoals gerapporteerd voor het diepe grondwater onder bouwland en grasland is hoger dan onder natuur en bos, respectievelijk 0,19 en 0,22 mg/l tegen 0,08 mg/l P. Ook de 90-percentielen zijn hoger namelijk 0,41 en 0,45 voor bouw- en grasland tegen 0,15 mg/l P voor bos en natuur. De mediaanwaarde voor diep grondwater onder bouwland is echter gelijk aan die van grondwater onder natuur en bos.

Voor grasland is deze hoger (0,12 mg/l P). Ook de ortho-fosfaatconcentraties in grondwater onder gras- en bouwland zijn hoger dan in grondwater onder natuur. De 90-percentielen zijn 0,29 en 0,38 voor respectievelijk gras- en bouwland.

Discussie en conclusies:

Nitraat

De huidige nitraatconcentratie in grondwater onder bos en natuur op zandgrond is beïnvloed door atmosferische depositie. Dit valt ondermeer af te leiden uit de studie in Noord- en Midden-Limburg, waar onder naaldbos duidelijk hoger nitraatconcentratie gemeten worden dan onder loofbos (Helm e.a., 1989). Naaldbomen vangen meer stikstof dan loofbomen. Ook uit het onderzoek van Boumans en Beltman (1989, zie ook Boumans 1994) blijkt dit. Onder bos worden hogere concentraties gevonden dan onder natuurgebieden met een lage vegetatie (heide). Ook hier wordt onder naaldbos hogere concentraties gevonden dan onder loofbos. De huidige nitraatconcentraties onder natuur en bos kunnen dus niet zonder meer als natuurlijk achtergrondniveau worden beschouwd. Het percentage overschrijding van streefwaarde ligt tussen de 40-60% en van de grenswaarde tussen de 20-40%.

Ammonium

De ammoniumconcentratie in het bovenste grondwater ligt op een niveau dat in alle studies gemiddeld kleiner is dan 1 mg/l N. Medianen waarden zijn lager dan 0,7 mg/l N (zie *tabel 3.3*). In Noord- en Midden-Limburg wordt in 5% van de waarnemingen een overschrijding van de streefwaarde (2 mg/l N) gevonden (zie *figuur 3.11*). In de provincie Utrecht is dit circa 10% (zie *figuur 3.12*). Ook in landelijk onderzoek, zie *figuur 3.9*, wordt een overschrijding van 5 (natuur) tot 10 procent (landbouw) van de streefwaarde gevonden. Voor het diepe grondwater onder landbouwgrond wordt in meer dan 10% van de putten een concentratie hoger dan de streefwaarde gevonden. Onder natuur zijn de concentraties veel lager; 90 procent $\leq$ 0,50 mg/l N.

Fosfaat

De gemeten ortho-fosfaatconcentraties liggen over het algemeen lager dan 0,1 mg/l P. Landelijke cijfers geven aan dat onder landbouw op zand circa 90% een lager concentratie heeft. In Utrecht heeft circa 70% (natuur) tot 50% (landbouw) een lagere waarde en Noord- en Midden-Limburg zo'n 95% (natuur) tot 90% (landbouw); zie *figuren 3.14 en 3.15*. In het diepe grondwater onder natuur, grasland en bouwland heeft respectievelijk circa 90, 55 en 70% van de waarnemingen een concentratie lager dan 0,1 mg/l P; zie bijlage II.

Voor totaal-fosfaat zijn te weinig meetgegevens beschikbaar voor het bovenste grondwater onder bos en natuur om een schatting van de achtergrondconcentratie in grondwater op zandgrond te geven. In het diepe grondwater heeft 90% van de waarnemingen onder bos en natuur een concentratie lager dan 0,15 mg/l P. Onder landbouwgrond ligt de 90-percentielconcentratie iets boven de 0,4 mg/l P. In het bovenste grondwater onder

landbouwgrond had circa 90% van de waarnemingen onder gras in 1992 een concentratie lager dan 0,20 mg/l P, onder maïs lager dan 0,16 mg/l P en onder bouwland lager dan 0,10 mg/l P (voornamelijk dalgronden, Van Swinderen e.a. 1994). In nattere jaren komen duidelijk hogere concentraties voor, mede als gevolg van hogere grondwaterstanden. Zo werd in 1994 een verdubbeling van de totaal-fosfaatconcentratie waargenomen; gemiddeld van 0,12 mg/l naar 0,24 mg/l als P en 90-percentielwaarde van 0,2 naar 0,4 mg/l P. Dit sluit aan bij het onderzoek in het Schuitembeekgebied (Breeuwsma et al., 1989).

3.3.3 Kleigebieden

Bovenste grondwater

De resultaten van drie onderzoeken in bos en natuurgebieden zijn samengevat in onderstaande *tabel 3.5*. Het aantal waarnemingen per onderzoek is beperkt (≤ 7). Dit hangt samen met het beperkte areaal natuur op klei.

Nitraatconcentraties verschillen niet veel van die van zandgrond. De ammoniumconcentraties daarentegen liggen duidelijk hoger. De organische-stikstofconcentratie en de ortho- en totaal-fosfaatconcentraties lijken, met name in Noord-Nederland, onder klei aanzienlijk hoger dan onder zand.

Opgemerkt moet worden dat, voor wat betreft natuur gebieden, waarnemingen uit West-Nederland ontbreken.

Vergelijking natuur en landbouw

Bij het onderzoek in de provincie Utrecht (De Wit en Bleuten, 1986) wordt in het bovenste grondwater onder grasland op klei een vergelijkbare gemiddelde nitraatconcentraties aangetroffen als onder bos en natuur op klei: gemiddeld 2,9 (voorjaar) en 2,1 (najaar) mg/l N tegen 2,9 (voorjaar) en 3,7 (najaar). Mediane waarden zijn onder grasland wel twee tot drie keer hoger dan onder bos/natuur: 0,6 (voorjaar) en 0,4 (najaar) mg/l N. Onder bouwland op klei worden zowel hogere gemiddelde als mediane nitraatconcentraties aangetroffen (gemiddeld: 21,5(voorjaar)/20,4(najaar) mg/l als N en mediaan: 16,8(voorjaar)/11,9(najaar)). Onderzoek in Zuid-Holland (Tauw, 1991) toont vergelijkbare cijfers voor grasland, maar onder bouwland worden in het bovenste grondwater veel lagere nitraatconcentraties aangetroffen dan in Utrecht (gemiddeld: 1,46 mg/l N, mediaan: 0,18 mg/l).

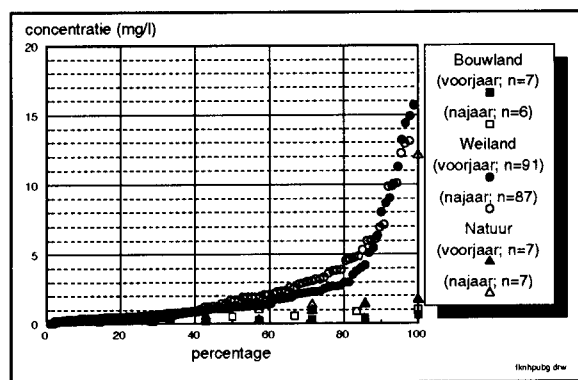
Tabel 3.5: *Overzicht van gemeten concentraties aan stikstof- en fosfaatverbindingen in het bovenste grondwater onder bos en natuur in het kleigebied*

Parameter	Range	Rekenkundig gemiddelde	Mediaan-waarden	Aantal	Bron
NO ₃ -N	0,07-0,69	0,26		5	[1]
	0,01-18	2,9/3,7	0,2/0,2	5	[2]
	<0,05-36	5,3/10	-/3,4	2/6	[3]
NH ₄ -N	3,4 -13,1	7,7	6,2	5	[1]
	0,1-12,1	0,67/2,4	0,22/0,98	7	[2]
	<0,04-1,47	0,75/0,20	-/0,18	2/6	[3]
organisch-N	1,0 -5,0	3,3	3,9	5	[1]
totaal-N	4,6 -15,8	11,3	11,8	5	[1]
ortho-P	1,3-4,7	2,6	2,5	5	[1]
	0,01-0,15	0,04/0,12	0,02/0,13	5	[2]
	<0,02-0,09	0,02/0,03	-/0,02	2/6	[3]
totaal-P	1,4-6,0	3,2	3,4	5	[1]

- [1] Bots e.a. (1978). Het aandeel organische-N is berekend als het verschil tussen Kjeldahl-N en ammonium-N. Studie in Noord-Nederland.
- [2] De Wit en Bleuten (1986) en Bleuten (1990). Gemiddelde/mediaan in respectievelijk voorjaar en najaar. Studie in provincie Utrecht
- [3] Helm e.a. (1989). Bewerking originele gegevens door RIVM. Gemiddelde/mediaan voor respectievelijk klei- en leemgrond. Hoogste nitraatwaarden voor leemgronden en laagste waarden voor kleigronden. Voor ammonium hoogste waarden bij kleigrond. Studie in Noord- en Midden-Limburg.

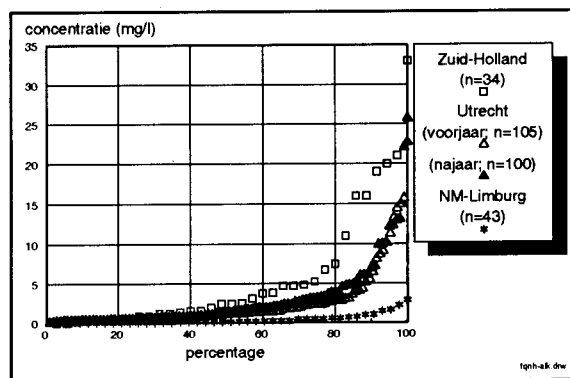
De onder bouwland gevonden gemiddeld ammoniumconcentratie in Zuid-Holland van 7,5 mg/l N (mediaan: 2,5 mg/l N; TAUW, 1991) is nagenoeg gelijk aan die onder bos en natuur in Noord-Nederland (gemiddeld 7,7 mg/l N). Onder grasland worden in Zuid-Holland lagere waarden gevonden dan onder bouwland (2,1 mg/l N, mediaan 1,2 mg/l). De gemiddelde waarde voor de ammoniumconcentratie onder grasland in Zuid-Holland stemt overeen met andere waarde voor gras op klei (1,7 mg/l N; Steenvoorden en Oosterom, 1977). In *figuur 3.17* is voor drie bodemgebruikstypen de frequentieverdeling van de ammoniumconcentratie uitgezet voor de provincie Utrecht. Voor zowel bouwland als natuur zijn weinig waarnemingen beschikbaar. De concentratie in het bovenste grondwater onder beide bodemgebruikstypen lijkt lager dan onder gras. In Noord- en Midden-Limburg zijn de ammoniumconcentraties onder landbouwgrond veel lager (<0,04-2,8 mg/l N, gemiddeld 0,4 mg/l N). In dit onderzoek zijn geen waarnemingen met een concentratie hoger dan de streefwaarde van 10 mg/l N, slechts 5% van de waarnemingen heeft een concentratie hoger dan de streefwaarde voor grondwater onder zand (2 mg/l N). In Noord-

Nederland hebben echter twee van de vijf metingen een concentratie groter dan 10 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Ook in Zuid-Holland heeft 20% van de waarnemingen een concentratie groter dan 10 mg/l N ($n=34$). Voor Zuid-Holland, Utrecht en Noord- en Midden-Limburg zijn de gegevens, zonder onderscheid naar bodemgebruikstype, weergegeven in *figuur 3.18*. In Limburg zijn de ammoniumconcentraties in het grondwater laag. Voor klei wijken deze niet af van leem en zand. In de provincie Utrecht zijn de concentraties duidelijk hoger. Onder klei worden in deze provincie wel hogere concentraties gevonden dan onder zand. In Zuid-Holland worden nog hoger concentraties gemeten. Er zijn hier geen gegevens voor zand of veen.



Figuur 4.3: Ammoniumconcentratie in ondiep grondwater onder klei per bodemgebruik in de provincie Utrecht; in voor- en najaar (als $\text{NH}_4\text{-N}$).

Bron: De Wit en Bleuten, 1986; bewerking RIVM



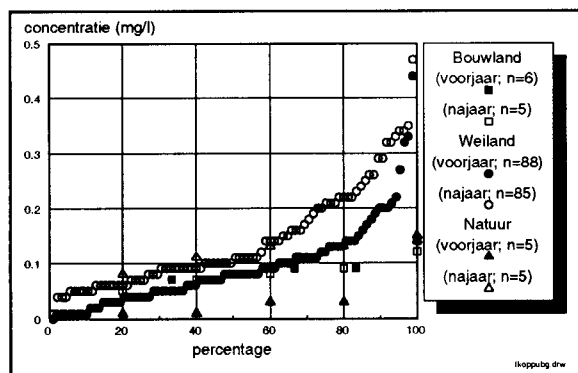
Figuur 4.4: Ammoniumconcentratie in ondiep grondwater onder klei in verschillende regio's (als $\text{NH}_4\text{-N}$).

Bron: De Wit en Bleuten, 1986; Helm e.a., 1989; TAUW, 1991

De gemiddelde ortho-fosfaatconcentraties onder grasland zijn in het Utrecht-onderzoek iets hoger dan onder bos en natuur; 0,11 (voorjaar) / 0,16 (najaar) mg/l tegen 0,04 (voorjaar) / 0,12 (najaar) mg/l P. Mediane waarden zijn niet verschillend; 0,08 (voorjaar) / 0,11 (najaar) tegen 0,02 voorjaar) / 0,13 (najaar) mg/l P. De concentraties onder bouwland zijn geheel vergelijkbaar met die onder natuur; gemiddeld: 0,08 (voor- en najaar) mg/l, mediaan: 0,08 (voorjaar) / 0,07 (najaar) mg/l P. In *figuur 3.19* is de frequentieverdeling gegeven. Ook hier geldt dat voor bouwland en natuur weinig waarnemingen beschikbaar zijn. ICW-onderzoek (Steenvoorden en Oosterom, 1977) en onderzoek in Noord- en Midden-Limburg geven onder gras ook lage ortho-fosfaatconcentraties te zien in het bovenste grondwater (0,03 en 0,07 mg/l P).

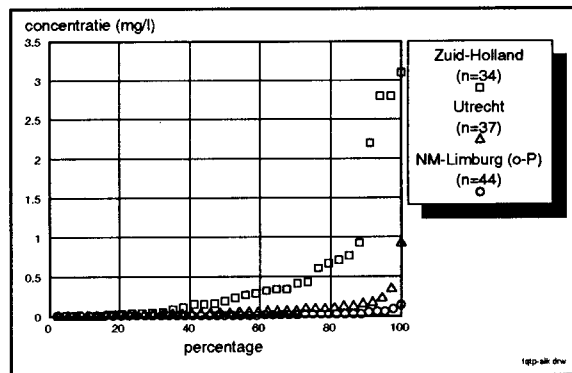
Er is voor de totaal-fosfaatconcentratie in het bovenste grondwater onder klei, net als voor ammonium, en duidelijk verschil tussen Zuid-Holland (TAUW, 1991) en Utrecht (CSO, 1994). In *figuur 3.20* is de frequentieverdeling gegeven. In het Zuid-Hollandonderzoek wordt een gemiddelde totaal-fosfaatconcentratie gevonden van 0,18 mg/l P (mediaan: 0,15 mg/l) onder grasland. Onder bouwland zijn de totaal-fosfaatconcentraties hoger (gemiddeld: 0,69 mg/l, mediaan: 0,29 mg/l P). Negentig procent van de waarnemingen heeft een

concentratie $\leq 1,5$ mg/l P. Drie procent overschrijdt de streefwaarde van 3,0. In het recente Utrechtonderzoek (CSO, 1994) is de maximum waarde $<1,0$ mg/l P.



Figuur 4.5: Ortho-fosfaatconcentratie in ondiep grondwater onder klei per bodemgebruik in de provincie Utrecht; in voor- en najaar (als P).

Bron: De Wit en Bleuten, 1986; bewerking RIVM



Figuur 4.6: Fosfaatconcentratie in ondiep grondwater onder klei in verschillende regio's (als P)

Bron: De Wit en Bleuten, 1986; Helm e.a., 1989; TAUW, 1991

Zeer recent zijn de eerste resultaten van het onderzoek naar bde samenstelling van het drainwater in de zeekleigebieden van Nederland beschikbaar gekomen (Meinardi en Van den Eertwegh, in voorbereiding). Zij vinden voor de vier zeekleigebiedengemiddelde nitraatconcentraties van 4,7 tot 13,0 mg/l N, orthofosfaatconcentraties van 0,07 - 0,18 mg/l P en totaal-fosfaatconcentraties van 0,15 - 0,22 mg/l P. Voor de 750 drainwatermonsters zijn de 90-percentielwaarden voor nitraat 22 mg/l N, ortho-fosfaat 0,15 mg/l P en totaal-fosfaat 0,28 mg/l P.

Diepe grondwater

Voor het diepere grondwater (filterdiepte 5-15 m -m.v.) onder bos en natuur op kleigrond zijn in tabel 3.6 voor de stikstof- en fosfaatverbindingen de voorkomende concentraties opgenomen. Het aantal filters is beperkt (4), dit wordt mede veroorzaakt doordat bos- en natuur op kleigrond relatief weinig voorkomt.

Nitrat- en in mindere mate totaal-fosfaatconcentraties zijn duidelijk lager dan in diep grondwater onder zand, terwijl de ammoniumconcentraties gemiddeld hoger zijn. Opge-merkt moet worden dat de hoogste waarden voor ammonium en totaal-fosfaat gemeten zijn onder zand. De hoogst gemeten ammoniumconcentratie blijft duidelijk beneden de streefwaarde van 10 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. De hoogste waarde voor totaal-fosfaat is ruim lager dan de streefwaarde van 3 mg/l P.

Tabel 3.6: *Overzicht van gemeten concentratie van stikstof- en fosfaatverbindingen in het zoete diepe grondwater onder bos en natuur in het kleigebied.*

Parameter	range	gemiddelde waarde	mediaan waarde	80-percentiel
NO ₃ -N	<0,03-0,07	0,05	0,05	0,06
NH ₄ -N	0,27-3,1	1,1	0,34	0,73
organisch-N	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
"totaal-N" (NO ₃ -N + NH ₄ -N)	0,30-3,2	1,2	0,40	1,9
ortho-P	0,37-0,69	0,53	-	-
totaal-P	0,15-1,2	0,58	0,45	0,53

bron: LMG en PMG, jaar: 1991, aantal filters: 4, diepte filters 5-15 m -mv, chloride < 200 mg/l.
ortho-fosfaat: jaar: 1989, aantal filters: 2, overige is identiek

Vergelijking natuur en landbouw

Nitraatconcentraties onder bouwland zijn vergelijkbaar met die onder natuur. Onder grasland worden hoger concentraties aangetroffen (gemiddelde: 0,69, mediaan: 0,03, 90-p: 0,10 mg/l N).

Ammoniumconcentraties zijn zowel onder bouw- als grasland aanzienlijk hoger. Gemiddeldewaarden zijn 11,1 en 6,4 mg/l N, voor respectievelijk bouw- en grasland. Mediaan en negentig-percentiel zijn voor bouwland 5,4 en 25 mg/l N en voor grasland 1,1 en 19,6 mg/l N.

Totaal-fosfaatconcentraties zijn onder landbouwgronden ook hoger, met name de 90-percentiel. Voor bouwland zijn gemiddelde, mediaan en 90-p respectievelijk 1,2, 0,46 en 2,3 mg/l P en voor grasland 1,0, 0,52 en 2,4 mg/l P. Voor ortho-fosfaat is een vergelijking niet zinvol, door het ontbreken van voldoende gegevens. De 90-percentiel voor de ortho-fosfaatconcentratie in 1989 in diep grondwater onder gras en bouwland is respectievelijk 2,5 en 3,6 mg/l P en voor totaal-fosfaat in dat jaar respectievelijk 2,6 en 3,6 mg/l P.

Discussie en conclusies

Nitraat

Nitraatconcentraties zijn gemiddeld beneden de streefwaarde 5,6 mg/l N. Alleen in het bovenste grondwater onder leemgronden en onder bouwland op rivierklei worden hogere waarden gemeten. Onder bouwland op rivierklei worden zelfs gemiddelde nitraatconcentraties gevonden die veel hoger zijn dan de grenswaarde van 11,3 mg/l N (De Wit en Bleuten, 1986). Uit onderzoek naar drainwaterkwaliteit blijkt dat slechts in 1 van de 4 onderscheiden kleigebieden de gebiedsgemiddelde nitraatconcentratie lager is dan de streefwaarde. Voor de overige gebieden ligt de gemiddelde nitraatconcentratie rond de grenswaarde (Meinardi en Van den Eertwegh, in voorbereiding).

Ammonium

Met name in de kleigebieden van West- en Noord-Nederland komen relatief hoge ammoniumconcentraties voor in het bovenste grondwater (mariene invloed). Onder kleigronden in Noord- en Midden-Limburg zijn de ammoniumconcentraties vergelijkbaar met die voor zandgrond (ontbreken mariene invloed). De hoogste gemiddelde waarden komen voor onder bos en natuur en bouwland. In het diepe grondwater onder natuur lijken de concentraties lager, maar er zijn slechts een beperkt aantal waarnemingen. Onder bouw- en grasland zijn de concentraties hoog. Circa 10% van de waarnemingen heeft een concentratie >20 mg/l N. Mediane waarden zijn echter veel lager dan de streefwaarde van 10 mg/l N.

Fosfaat

De gemiddelde ortho-fosfaatconcentraties in het bovenste grondwater zijn in alle onderzoeken, op één na, lager dan 0,16 mg/l. De totaal-fosfaatconcentraties lager dan 1,5 mg/l P. Alleen in het Noord-Nederlandsonderzoek wordt onder bos en natuur relatief hoge ortho- en totaal-fosfaatconcentraties aangetroffen, respectievelijk 2,6 en 3,2 mg/l P. In het veel uitgebreidere onderzoek in Zuid-Holland heeft 90% van de waarnemingen onder bouw- en grasland een totaal-fosfaatconcentratie $\leq 2,0$ mg/l P. In de diepe grondwater onder bouw- en grasland is de 90-percentiel $\leq 2,5$ mg/l P.

Voor diep grondwater lijkt de totaal-fosfaatconcentraties vooral door de ortho-fosfaatconcentratie bepaald te worden.

De streefwaarde voor klei van 3,0 mg/l P is aan de hoge kant. Grote delen van het kleigebied hebben een achtergrondconcentratie die duidelijk lager is. De helft van de waarnemingen heeft een concentratie $\leq 0,5$ mg/l P.

3.3.4 Veengebieden

Bovenste grondwater

Een samenvatting van een drietal onderzoeken met een beperkt aantal waarnemingen is opgenomen in onderstaande *tabel 3.7*.

Net als voor kleigronden zijn nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder bos en natuur laag (zie ook *figuur 3.8*). Ammoniumconcentraties zijn in met name Noord-Nederland hoog in vergelijking met zandgronden. Ook de concentratie organisch-stikstof is in Noord-Nederland in veengronden hoger dan in zandgronden.

Ortho-fosfaatconcentraties zijn laag ($\leq 0,1$ mg/l P), met uitzondering van het onderzoek in de provincie Utrecht. In Noord-Nederland zijn de totaal-fosfaatconcentraties in het bovenste grondwater in veen hoger dan in zand, maar lager dan in klei.

Tabel 3.7: *Overzicht van gemeten concentratie van stikstof- en fosfaatverbindingen in het bovenste grondwater onder natuur in het veengebied*

Parameter	Range	Rekenkundig gemiddelde	Mediaan-waarden	Aantal	Bron
NO ₃ -N	0,16-0,81	0,4	0,40	7	[1]
	0,00-1,9	0,84/0,58	0,82/0,46	7	[2]
	<0,05-6,9	1,5	0,32	20	[3]
NH ₄ -N	0,94-4,8	3,2	3,6	7	[1]
	0,50-14,9	5,9/5,2	4,3/3,1	7	[2]
	<0,04-4,0	0,80	0,43	20	[3]
organisch-N	0,5 -4,7	2,2	2,1	6	[1]
totaal-N	3,3 -9,6	6,1	6,2	7	[1]
ortho-P	<0,01-0,05	0,01	<0,01	8	[1]
	0,10-3,5	0,93/0,99	0,69/0,67	7	[2]
	<0,02-0,08	0,03	0,03	19	[3]
totaal-P	0,04-0,5	0,13	0,11	8	[1]

- [1] Bots e.a. (1978). Betreft gemiddelde van beperkt aantal waarnemingen op laagveen, hoogveen en dalgrond. Deze veen-'typen' vertonen onderling geen significante verschillen. Studie in Noord-Nederland.
- [2] De Wit en Bleuten (1986) en Bleuten (1990). Gemiddelde/mediaan in respectievelijk voorjaar en najaar. Studie in provincie Utrecht.
- [3] Helm e.a. (1989). Bewerking originele gegevens door RIVM. Studie in Noord- en Midden-Limburg.

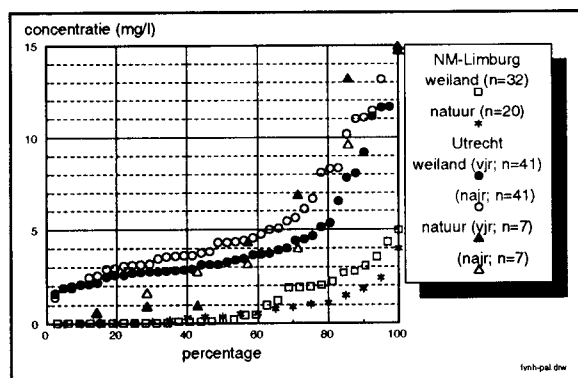
Vergelijking natuur en landbouw

Gemiddelde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder gras op veen komen overeen met die onder bos en natuur (0,6-0,84 mg/l N; Steenvoorden en Oosterom, 1977, De Wit en Bleuten, 1986). Een uitzondering is het onderzoek in Noord- en Midden-Limburg, waar onder gras een duidelijk hogere nitraatconcentratie werd gemeten (4,3 mg/l N; Helm e.a., 1989).

De gemiddelde ammoniumconcentratie onder gras in Limburg is lager dan onder natuur (0,8 mg/l N; Helm e.a., 1989). De maximum concentratie is hoger (5,0 mg/l N). Ook in Utrecht wordt geen duidelijk verschil gevonden tussen concentraties in grondwater onder natuur en onder weiland; zie *figuur 3.21* (De Wit en Bleuten, 1986). Steenvoorden en Oosterom (1977) rapporteren voor grondwater onder grasland een vergelijkbare concentratie met die voor onder bos en natuur (gemiddeld: 2,9 mg/l, maximum: 5,0 mg/l N).

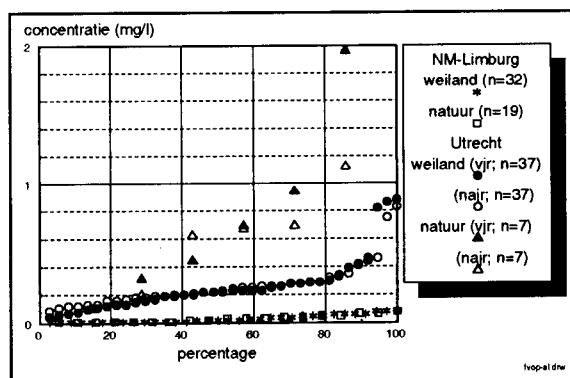
Organisch- en totaal-stikstofconcentratie onder gras zijn in slechts één onderzoek bepaald (Steenvoorden en Oosterom, 1977). De gemiddelde waarden komen overeen met die in het bovenste grondwater onder bos en natuur (zie *tabel 3.7*): 2,3 en 6,1 mg/l N, respectievelijk voor organisch- en totaal-stikstof. Ook de maximumwaarden zijn vergelijkbaar (zie *tabel 3.7*): 5,2 en 8,6 mg/l N, respectievelijk voor organisch- en totaal-stikstof.

De gemiddelde en maximum ortho-fosfaatconcentraties in het bovenste grondwater onder gras zijn gelijk aan of lager dan concentraties in grondwater in vergelijkbare onderzoek onder natuur. Alleen in het Utrechter onderzoek (De Wit en Bleuten, 1986) worden in het grondwater onder natuur hogere concentraties gevonden dan onder weiland; zie *figuur 3.22*).



Figuur 4.7: Ammoniumconcentratie in ondiep grondwater onder veen per bodemgebruik in de provincie Utrecht (in voor- en najaar) en Noord- en Midden-Limburg (als P).

Bron: De Wit en Bleuten, 1986; Helm e.a., 1989



Figuur 4.8: Ortho-fosfaatconcentratie in ondiep grondwater onder veen per bodemgebruik in de provincie Utrecht (in voor- en najaar) en Noord- en Midden-Limburg (als P)

Bron: De Wit en Bleuten, 1986; Helm e.a. 1989

De totaal-fosfaatconcentratie in het ICW-onderzoek was in het bovenste grondwater onder gras gemiddelde vergelijkbaar met de concentraties gevonden onder natuur op veen (0,10 mg/l P; Steenvoorden en Oosterom 1977). In het recente Utrechter onderzoek (CSO, 1994) wordt in het bovenste grondwater onder grasland op veengrond met dek een gemiddelde totaal-fosfaatconcentratie gevonden van 0,16 mg/l P (maximum: 0,72 mg/l P). Onder veengrond zonder dek is de concentratie vergelijkbaar (gemiddeld 0,20, maximum 0,49 mg/l P). In dit onderzoek zijn de totaal-fosfaatconcentraties lager dan de ortho-fosfaatconcentraties in het onderzoek van De Wit en Bleuten (1986).

Diepe grondwater

Voor het diepe grondwater (filterdiepte 5-15 m -m.v.) zijn in *tabel 3.8* de gemeten concentraties voor stikstof- en fosfaatverbindingen weergegeven voor natuur op veengrond. Het betreft net als voor klei een beperkt aantal putten (5).

In alle gevallen was de nitraat afwezig ($\leq 0,03$ mg/l). De ammoniumconcentratie is net als onder kleigronden hoger dan onder zandgronden. De hoogst gemeten concentratie blijft duidelijk beneden de streefwaarde van 10 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$.

De totaal-fosfaatconcentratie in het diepe grondwater is vergelijkbaar met die onder kleigronden. De hoogste waarde is ruim lager dan de streefwaarde van 3 mg/l P.

Tabel 3.8: *Overzicht van gemeten concentratie van stikstof- en fosfaatverbindingen in het zoete diepe grondwater onder bos en natuur in het veengebied*

Parameter	Range	Gemiddelde waarde	Mediaan waarde	80-percentiel
$\text{NO}_3\text{-N}$	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
$\text{NH}_4\text{-N}$	1,10-4,3	2,2	1,2	2,7
organisch-N	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
"totaal-N" ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$)	1,13-4,3	2,2	1,2	2,7
ortho-P	0,05-0,69	0,25	-	-
totaal-P	<0,06-0,76	0,31	0,10	0,47

bron: LMG en PMG; jaar: 1991; aantal filters: 5, chloride < 200 mg/l.
ortho-fosfaat: jaar: 1989, aantal filters: 4, overige is identiek

Vergelijking natuur en landbouw

Nitraatconcentraties in het diepe grondwater onder bouwland (11 filters) en grasland (20 filters) zijn iets hoger dan onder natuur, maar wel laag. Voor grasland zijn de gemiddelde, mediaan en 90-percentielconcentratie, respectievelijk 0,04, 0,03 en 0,09 mg/l N en voor bouwland respectievelijk 1,6, 0,03 en 0,05 mg/l N.

Ammoniumconcentraties zijn duidelijk hoger. Voor grasland zijn de gemiddelde, mediaan en 90-percentielconcentratie, respectievelijk 5,5, 3,1 en 9,4 mg/l N en voor bouwland respectievelijk 4,2, 3,0 en 5,8 mg/l N.

Ook totaal-fosfaatconcentraties zijn hoger onder bouwland en met name grasland dan onder natuur. Voor natuur zijn echter zoals bekend maar weinig waarnemingen. Voor grasland zijn de gemiddelde, mediaan en 90-percentielconcentratie, respectievelijk 0,57, 0,28 en 1,7 mg/l P en voor bouwland respectievelijk 0,18, 0,09 en 0,37 mg/l N.

De 1989 cijfers zijn voor bouwland afwijkend. De gemiddelde, mediaan en 90-percentielconcentratie zijn respectievelijk 1,0, 0,12 en 3,22. Het beperkte aantal putten (n=10) speelt hier waarschijnlijk parten. De 90-percentiel voor de ortho-fosfaatconcentratie is voor gras 1,4 en voor bouwland 3,0 mg/l P.

Discussie en conclusies

Nitraat

In het bovenste grondwater in het veengebied zijn de nitraatconcentraties (veel) lager dan de streefwaarde van 5,6 mg/l N, zowel onder natuur als onder grasland. De gemiddelde concentraties in de verschillende onderzoeken zijn op één na alle lager dan 1 mg/l N. In het diepe grondwater onder natuur zijn de concentraties alle lager dan de detectiegrens (<0,03 mg/l N), onder landbouw geldt dit wel voor grasland. Onder bouwland komen uitschieters voor. Dit laatste kan samenhangen met de mate waarin het veen is afgegraven. De streef- en grenswaarde van nitraat is voor veengronden onrealistisch hoog. Zelfs onder landbouwgrond wordt zelden de streefwaarde overschreden.

Ammonium

De gerapporteerde maximum (bedrijfsgemiddelde) ammoniumconcentratie in het bovenste grondwater van 5,7 mg/l N is lager dan de streefwaarde voor klei/veen (10 mg/l N). De (onderzoeks-)gemiddelde concentraties zijn lager dan 3 mg/l N. Ammoniumconcentraties in het diepe grondwater, met name onder gras zijn hoger. Voor diep grondwater onder gras komt de 90-percentiel (9,4 mg/l N) in de buurt van de streefwaarde voor veen (10 mg/l N).

Net als voor klei geldt dat grote delen van het veengebied ammoniumconcentraties in het grondwater hebben die duidelijk lager zijn dan de streefwaarde. "Lokaal" komt sterke overschrijding voor. Mogelijk kan d.m.v. nader onderzoek een meer gebiedsgerichte invulling worden gegeven.

Organisch- en totaal-stikstof

De organisch-stikstofconcentraties in het bovenste grondwater zijn vergelijkbaar met de ammoniumconcentraties. De maximale gemeten (bedrijfsgemiddelde) concentraties is 5,2 mg/l en (onderzoeks-)gemiddelde concentraties variëren van 1,3-3,0 mg/l N.

Totaal-stikstofconcentraties variëren van 3,3-9,6 mg/l en (onderzoeks-) gemiddelden liggen rond de 6 mg/l N (twee onderzoeken). Dit betekent dat de (normale) stikstofconcentratie in het bovenste grondwater in het veengebied duidelijk hoger is dan de grenswaarde voor eutrofiëringsgevoelig stagnant oppervlaktewater van 2,2 mg/l.

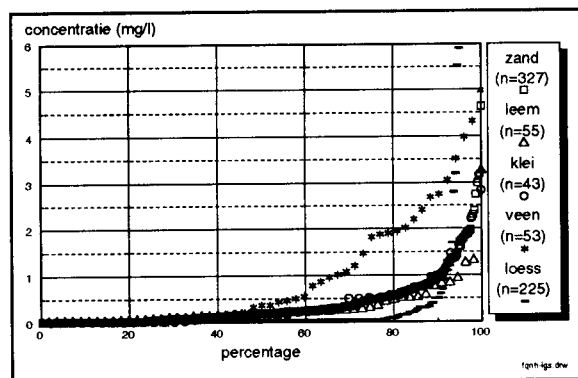
Fosfaat

Ortho-fosfaatconcentraties in het bovenste grondwater zijn over het algemeen laag. Alleen in het veengebied van de provincie Utrecht (De Wit en Bleuten, 1986) zijn concentraties gemiddeld hoger dan 0,1 mg/l (gemiddelde waarden tussen 0,26-0,99 mg/l P, maximum: 3,55 mg/l). In dit onderzoek zijn geen totaal-fosfaatanalyses verricht. Onderzoek van CSO (1994) in dezelfde provincie leverde totaal-fosfaatconcentraties op die lager zijn dan de ortho-fosfaatconcentraties in het eerdere onderzoek. In de overig onderzoeken blijven de totaal-fosfaatconcentraties duidelijk beneden de streefwaarde van 3 mg/l (gerapporteerd bedrijfsgemiddeld maximum 0,40 mg/l P). Dit geldt ook voor het diepe grondwater onder natuur (maximumwaarde 0,76 mg/l P). Onder landbouw komen hoger concentraties voor, die echter duidelijk beneden de streefwaarde voor veen blijft. Voor diep grondwater onder grasland is de 90-percentielconcentratie 1,7 mg/l P in 1991 en 2,2 mg/l P in 1989.

De streefwaarde voor totaal-fosfaat van 3 mg/l P voor grondwater onder veengronden lijkt hoog ten opzichte van de achtergrondconcentratie.

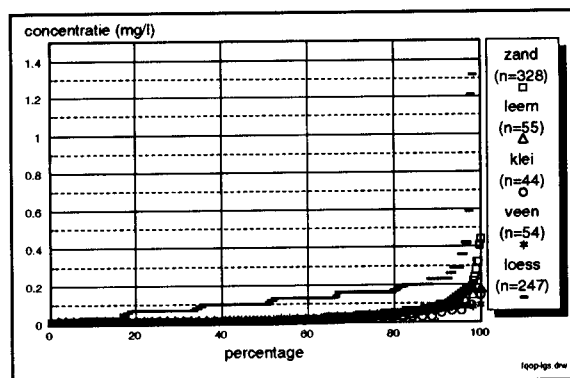
3.3.5 Het lössgebied

In het lössgebied van Zuid-Limburg bevindt het grondwater zich meestal op grote diepte (≥ 5 m -mv). De bodemgesteldheid en geologie is sterk afwijkend van de rest van Nederland. Om deze reden wordt apart aandacht besteed aan dit gebied. Door Rang en Schouten (1987) is het kwaliteit van het grondwater onder vijf plateaus in Zuid-Limburg onderzocht. In de *figuren 3.22 en 3.23* zijn de resultaten voor ammonium en ortho-fosfaat uitgezet. Naast de frequentieverdeling van de concentratie in grondwater onder löss zijn de verdelingen gegeven van de concentraties in het bovenste grondwater onder zand, leem, klei en veen in Noord- en Midden-Limburg. Er is geen onderscheid gemaakt naar bodemgebruik. De ammoniumconcentratie heeft een vergelijkbaar niveau als de overige minerale gronden. De ortho-fosfaatconcentratie ligt hoger, maar is met een 90-percentiel van 0,2 mg/l P vergelijkbaar met de concentratie in het bovenste grondwater onder natuur op zand in Utrecht (zie *figuur 3.16*).



Figuur 4.9: Ammoniumconcentratie in het bovenste grondwater onder verschillende grondsoorten in de provincie Limburg (als $\text{NH}_4\text{-N}$).

Bron: Rang en Schouten, 1987; Helm e.a., 1989



Figuur 4.10: Ortho-fosfaatconcentratie in het bovenste grondwater onder verschillende grondsoorten in de provincie Limburg (als P).

Bron: Rang en Schouten, 1987; Helm e.a., 1989.

3.4 Bijdrage van de bodem aan de voeding van het (kleine) oppervlaktewater

3.4.1 Inleiding

De bijdrage van de af- en uitspoeling van vermestende stoffen aan de kwaliteit van het kleine oppervlaktewater kan inzichtelijk gemaakt worden m.b.v. een analyse op basis van de verdeling van de afvoercomponenten van het langjarig gemiddelde neerslagoverschot voor zand-, klei- en veengebieden van Nederland (Meinardi, 1991). Deze analyse berust op kwantitatief en kwalitatief (geo)hydrologische onderzoek dat de laatste decennia in Nederland is uitgevoerd en gaat ervan uit dat het water de drager van het stoftransport is. De kwaliteit van het oppervlaktewater is de resultante van de toevoer van grondwater en oppervlaktewater met verschillende verblijftijd en samenstelling (lokale bronnen buiten beschouwing gelaten). Voor een bepaalde waterloop wordt de waterkwaliteit bepaald door de grootte van de verschillende afvoercomponenten (afgelegde weg door de bodem) de processen waaraan de met het water meegevoerde stoffen onderhevig zijn geweest en de verblijftijdenverdeling.

Meinardi (1991) onderscheidt drie afvoercomponenten te weten oppervlakkige afvoer (afvoer over of dicht onder maaiveld), drainage en een diepe component (de basisafvoer). Deze componenten hebben ieder een verschillende bijdrage aan het kleine open water waar het grondwater uiteindelijk in uitmondt. Voor klei- en veengebieden wordt de basisafvoer bepaald door kwel welke gevoed wordt door een stroming van grondwater die afkomstig is uit andere en hoger gelegen gebieden.

Met deze methodiek kan in principe worden nagegaan wat de gevolgen van een gekozen streefwaarde voor grondwater op de kwaliteit van het kleine oppervlaktewater in de verschillende delen van Nederland is.

Er zullen 3 varianten worden uitgewerkt namelijk:

- a. welke concentraties worden berekend voor het oppervlaktewater bij de grenswaarde voor grondwater van 11,3 mg/l N (zie § 3.4.4);
- b. idem bij de streefwaarde voor grondwater van 5,6 mg/l N (zie § 3.4.4);
- c. idem, bij de streefwaarde voor grondwater van 0,4 mg/l P in zandgebieden en 3 mg/l P in klei-/veengebieden (zie § 3.4.5).

3.4.2 De verdeling van de afvoercomponenten

Hierbij wordt onderscheid gemaakt in de zandgebieden en in klei- en veengebieden.

De zandgebieden

De percentuele verdeling van de afvoercomponenten voor het jaar en respectievelijk de zomer- en winterperiode is weergegeven in *tabel 3.9* (Meinardi, 1993).

Hierbij zijn de zandgebieden verdeeld in vier typen samenhangend met de hoogte van de grondwaterstand welke kan worden gekarakteriseerd door de grondwatertrap. De onderscheiden typen zijn:

1. Gt's I en II (nattere lage zandgronden; GHG <25 cm)
2. Gt's III en V (idem met diepere GLG >80 cm)
3. Gt's III*, V* (middelhoge zandgronden)
4. Gt's IV, VI, VII en VIII (hogere zandgronden)

Voor de hogere zandgronden is door Meinardi nog een nader onderscheid gemaakt op basis van het ondiep voorkomen van klei of leem in de bodem. Dergelijke storende lagen veroorzaken eveneens het voorkomen van oppervlakkige afvoer. Dit aanvullend type is hier niet nader toegelicht.

Tabel 3.9: *Verdeling van het neerslagoverschot over de verschillende afvoercomponenten in het zandgebied als functie van de grondwaterstand.*
(O= ondiepe afvoer; D= drainage; B=basisafvoer)

Klasse	jaar		zomer		winter	
	O+D	B	O+D	B	O+D	B
1	1	0	0,05	0	0,95	0
2	0,50	0,50	0,10	0,20	0,40	0,30
3	0,25	0,75	0	0,30	0,25	0,45
4	0	1	0	0,40	0	0,60

Een gebied (bijvoorbeeld stroomgebied, PAWN district of ECO district) wordt gekenmerkt door een bepaalde verdeling van typen op basis van Gt-klassen, bijvoorbeeld droge gronden (type 4) nabij de rand tot natte gronden in de direct omgeving van de waterloop (type 1).

De klei- en veengebieden

In deze gebieden komt het neerslagoverschot snel tot afvoer. Hier vindt de afvoer voornamelijk oppervlakkig c.q. via drainage plaats. Voor de nieuwe poldergebieden (Wieringermeer en Flevopolders) geldt dat hier de afvoer voornamelijk in de vorm van drainage plaatsvindt (via drains).

De bijdrage van de kwelcomponent is per gebied verschillend (Meinardi,1993). In sommige kleigebieden is de kwelcomponent nihil. De kwaliteit van het ondiepe grondwater en drainwater wordt dan geheel bepaald door de belasting van de bodem met nutriënten en de processen in de bodem. In gebieden waar wel kwel voorkomt bedraagt deze gemiddeld 50 mm/jaar voor kleigebieden en 20 mm/jr voor veengebieden. Lokaal komen echter grote verschillen in kwel intensiteit voor. In *tabel 3.10* is de verhouding tussen de verschillende afvoercomponenten weergegeven uitgaande van een netto neerslag van 300 mm/jaar en genoemde gemiddelde kwel.

Tabel 3.10: *Verdeling van het neerslagoverschot over de verschillende afvoercomponenten in het klei-veengebied voor gemiddelde kwel.*
(O= ondiepe afvoer; D= drainage; K=diepe kwel)

Gebied	jaar		zomer		winter	
	O+D	K	O+D	K	O+D	K
klei	0,86	0,14	0,26	0,07	0,60	0,07
veen	0,94	0,06	0,28	0,03	0,66	0,03

3.4.3 Methodiek van de voorbeeldberekeningen

Op basis van de afvoerverdeling en de stikstof- respectievelijk de fosfaatconcentraties van de verschillende componenten van de voeding kan de concentratie in het ontvangende oppervlaktewater worden berekend. Nagegaan zal worden wat het effect is van de huidige streef- en grenswaarden voor grondwater voor de kwaliteit van het oppervlaktewater.

De berekeningen worden gemaakt voor zand-, klei- en veengronden, waarbij voor de zandgronden onderscheidt gemaakt wordt tussen de vier gebiedstypen. In de voorbeelden worden geen concentraties berekend van 'echte' wateren, maar van wateren die gevoed worden door een gebied met slecht één grondsoort en grondwatertraptypen. In werkelijkheid komen binnen een gebied in ieder geval meerdere grondwatertrappen voor. Hierdoor zal de oppervlaktewaterkwaliteit bepaald worden door de mengverhouding van de grondwaterstromingen uit de verschillende subgebieden.

Bij de berekeningen passen een aantal kanttekeningen:

- Door beheersmaatregelen kan het oppervlaktewater in een bepaald gebied worden vastgehouden (stuw/peilbeheer). Ook zal in de zomer sprake kunnen zijn van het inlaten van water dat van elders afkomstig is. Hiermee is de navolgende beschouwing geen rekening gehouden.
- Er kunnen in natte jaren afwijkingen van het in *tabel 3.3 en 3.4* geschetste afvoercomponenten optreden waardoor ook in het zomerhalfjaar oppervlakkige afvoer dan wel drainage kunnen optreden. Ook hiermee is geen rekening gehouden.

3.4.4 Voorbeeldberekening voor stikstof

Uitgangspunten

- De grens- respectievelijk de streefwaarde voor stikstof in grondwater geldt voor het grondwater tot een diepte van ca 10 m -mv. (afvoercomponenten O en D).
- Het grondwater dat de basisafvoer verzorgt heeft in het zandgebied een totaal-stikstof-concentratie van 0,8 mg/l N, in het kleigebied van 0,4 mg/l N en in het veengebied 1,2 mg/l N (50-percentiel van nitraat+ammonium onder bos/natuur; bron: LMG+PMG meetpunten; jaar:1991).
- Er is geen rekening gehouden met vastlegging/denitrificatie in de waterbodem.
- Het neerslagoverschot is 300 mm/jaar.
- Er zijn geen andere stikstofbronnen.

Opmerkingen

De veronderstelde stikstofconcentratie van de basisafvoer is relatief laag. Voor het zandgebied komt de concentratie redelijk overeen met de mediane stikstofconcentratie van de Bosbeek (zie *figuur 3.4*), respectievelijk 0,75 en 0,95 mg/l totaal-stikstof in 1982/'83 en 1983/'84. De concentraties Kjeldahl-stikstof in de 'landbouw'-beken liggen tussen 0,50 en 2,0 mg/l (ammonium en organisch-stikstof). Voor de klei- en veengebieden geldt dat organische stikstof niet is meegenomen in de schatting, dit is voor deze gebieden vaak een belangrijke stikstofcomponent. De consequenties van een hogere concentratie is dat het hieronder geschetste verdunningseffect in mindere mate zal optreden.

De streef- en grenswaarde voor grondwater gelden voor nitraat. In de berekeningen is er vanuit gegaan dat voor het bovenste grondwater (O+D component van de afvoer) dit veruit de belangrijkste verbinding is, en dat ze als totaal-stikstof kan worden meegenomen.

Resultaten

Wanneer het bovenste grondwater voldoet aan de grenswaarde van 11,3 mg/l N voor stikstof in grondwater leidt dit tot de volgende concentraties in het kleine open water (zie *tabel 3.11*)

Tabel 3.11: *Berekende concentratie van stikstof in het kleine oppervlaktewater als functie van de grenswaarde van 11,3 mg/l in grondwater.*

grondsoort	zand				klei	veen
gebiedstype	1	2	3	4		
jaargemiddelde	11,3	6,1	3,4	0,8	9,8	10,7
zomergemiddelde	11,3	4,3	0,8	0,8	9,0	10,6
wintergemiddelde	11,3	6,8	4,6	0,8	10,1	10,8

Bij een streefwaarde van 5,6 mg/l N voor stikstof in grondwater leidt dit tot de volgende waarden voor N in oppervlaktewater (jaargemiddelde, resp. gemiddelde voor zomer- en winterhalfjaar) zoals vermeld in tabel 3.12.

Tabel 3.12: *Berekende concentratie van stikstof in het kleine oppervlaktewater als functie van de streefwaarde van 5,6 mg/l in grondwater.*

grondsoort	zand				klei	veen
gebiedstype	1	2	3	4		
jaargemiddelde	5,6	3,2	2,0	0,8	4,9	5,3
zomergemiddelde	5,6	2,4	0,8	0,8	4,5	5,2
wintergemiddelde	5,6	3,7	2,5	0,8	5,1	5,4

De hoge concentraties treden met name in het winterhalfjaar op als de afvoer van het grondwater via oppervlakkige afvoer en drainage belangrijk is. De stikstofbelasting van het oppervlaktewater in de zomer uitgedrukt in kg is klein, maar concentraties kunnen desalniettemin hoog zijn.

In natte delen van het zandgebied is de gemiddelde stikstofconcentratie als gevolg van de dominante bijdrage van af- en uitspoeling gelijk aan de concentratie in het bovenste grondwater. Terwijl in de droge delen deze gelijk is aan de concentratie van de basisafvoer (diepere grondwater).

Het realiseren van de oppervlaktewater norm van 2,2 mg/l totaal-stikstof in het zomerhalfjaar bij een grondwaternorm van 11,3 mg/l NO₃-N lijkt alleen mogelijk in drogere delen van het zandgebied. Dit is mede afhankelijk van de ouderdom van het toestromende grondwater. In deze gebieden is echter het realiseren van de grondwaternorm moeilijker

dan in de nattere zandgebieden en de klei- en veengebieden. Uit de analyse in §3.3 bleek al dat onder klei- en met name veengronden de huidige nitraatconcentraties in het grondwater zelfs onder landbouwgronden veelal beneden de streefwaarde zijn.

Bij de aanscherping van de norm tot de streefwaarde van 5,6 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ blijft in de nattere delen van het zandgebied en de klei- en veengebieden de oppervlaktewaternorm overschreden worden. Bedacht moet worden dat het hier gaat om opgelegde concentraties in het grondwater.

Discussie en conclusies

Op basis van deze indicatieve berekeningen en de daaraan ten grondslag liggende aannamen levert een vergelijking op grenswaarde-niveau namelijk 11,3 in grondwater resp. 2,2 in oppervlaktewater (*tabel 3.11*) het beeld op dat

dat de kans tot overschrijding van de oppervlaktewaternorm groot is. Ook bij de streefwaarde van 5,6 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ voor grondwater zal de kans op overschrijding van de stikstofnorm voor en in het oppervlaktewater niet verwaarloosbaar zijn. Zeker als in acht wordt genomen dat de grenswaarde voor grondwater in feite alleen geldt voor nitraat en dus exclusief ammonium en organisch-stikstof is.

Nadere studie naar de volgende aspecten verdient aanbeveling voor een betere afstemming van de grondwaterkwaliteitsdoelstellingen op de oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen:

- a. Wat is de getalsmatig invulling van de gebiedsgerichte oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen (streefwaarden)?
- b. Wat is de kwaliteit van de basisafvoer nu en wat zal deze op de lange termijn zijn?
- c. In welke mate vindt denitrificatie (en/of vastlegging) plaats?

ad. a: In het Landelijk Meetnet grondwaterkwaliteit wordt in meer dan 30% van de putten onder bos/natuur op zand een hogere concentratie dan 2,2 mg/l "ammonium plus nitraat" gemeten. Onder grasland is dit iets minder, maar onder bouwland is dit aanzienlijk meer (> 50%). Ook voor veengronden onder natuur heeft meer dan 20% een hoger concentratie. Voor kleigronden lijkt er geen probleem indien we uitgaan van de concentratie onder natuur (80% lager dan 0,80 mg/l N). Echter voor klei- en veengronden bleek in §3.3 dat de ammoniumconcentraties in diep grondwater onder landbouwgrond nu al hoger zijn dan de grenswaarde voor totaal-stikstof in eutrofiëringsgevoelig stagnant oppervlaktewater. Bovendien kan ook organisch-stikstof nog een bijdrage leveren aan de totale stikstofvrucht. Het is de vraag in hoeverre de norm van 2,2 mg/l totaal-stikstof haalbaar is voor de klei- en veengebieden, als deze hier al van op toepassing is.

ad. b: Van belang is te weten, tot welke basisafvoer kwaliteit de te hanteren grondwater-norm leidt op de langere termijn. Dit is vooral voor de zandgronden van belang. Voor klei- en veengebieden lijkt de bijdrage van ammonium en organisch-stikstof aan de totaal-stikstofconcentratie veel groter dan nitraat.

ad. c: Tijdens 'transport' van grondwater naar oppervlaktewater vindt nog denitrificatie plaats, m.n. in de slootwand en in de sloot. Mogelijk zal voor beantwoording van deze vraag de O+D component verder opgesplitst moeten worden (oppervlakkige afvoer, drainafvoer, diepere afvoer).

3.4.5 Voorbeeldberekening voor P

Uitgangspunten

- de streefwaarde geldt voor ondiep grondwater tot circa 10 m -mv: 0,4 mg/l voor zandgebieden; 3,0 mg/l voor klei/veengebieden (afvoercomponenten O en D);
- de fosfaatconcentratie in de basisafvoer (B) is voor zandgebieden gesteld op 0,08 mg/l (50-percentiel natuur+landbouw LMG+PMG filter 1; jaar: 1991);
- de fosfaatconcentratie in diepe kwel (K) in het kleigebied bedraagt 0,47 mg/l en in het veengebied 0,18 mg/l (50-percentiel natuur+landbouw LMG+PMG filter 1; jaar: 1991);
- er wordt geen rekening gehouden met na-ijling en vastlegging;
- neerslagoverschot is 300 mm/jaar; kwelcomponent klei= 50 mm/jr; veen= 20 mm/jaar;
- er zijn geen andere fosfaatbronnen aanwezig.

Opmerkingen

In deze voorbeeld berekeningen is de veronderstelde fosfaatconcentratie van de basisafvoer/kwel relatief laag. Voor het zandgebied worden met name onder grasland hoger concentraties in het diepe grondwater gemeten. Voor klei- en veengebieden zijn de waarden onder natuur weinig representatief, hierop wordt in de discussie nog teruggeko-

Resultaten

In *tabel 3.13* is aangeven welke concentraties in het oppervlaktewater berekend worden indien het grondwater een totaal-fosfaatconcentratie heeft gelijk aan de streefwaarde. De streefwaarde voor zand is 0,4 mg/l P en voor klei en veen 3,0 mg/l P.

Tabel 3.13: *Berekende concentratie van fosfaat in het kleine oppervlaktewater in de zandgebieden als functie van de streefwaarde van 0,4 mg/l in grondwater onder zand en 3,0 mg/l onder klei en veen.*

grondsoort	zand				klei	veen
gebiedstype	1	2	3	4		
jaargemiddelde	0,40	0,24	0,16	0,08	2,6	2,8
zomergemiddelde	0,40	0,19	0,08	0,08	2,5	2,7
wintergemiddelde	0,40	0,26	0,10	0,08	2,7	2,9

Uit de tabel wordt duidelijk dat, uitgaande van deze eenvoudige berekeningen, slechts in gebieden met overwegend drogere zandgronden geen overschrijding van de grenswaarde voor oppervlaktewater zal plaatsvinden³. Indien de streefwaarde voor totaal-fosfaat in oppervlaktewater 0,08 mg/l wordt (zie Van Liere en Laane, 1993), dan zal deze alleen op de hogere zandgronden worden benaderd. De bijdrage van de basisafvoer is hiervoor verantwoordelijk.

Voor klei- en veengebieden leiden de berekeningen tot waarden voor totaal-fosfaat in oppervlaktewater die ver uitgaan boven de grenswaarde voor eutrofiëringsgevoelig, stagnant oppervlaktewater (zie *tabel 3.12*). Het is echter de vraag in hoeverre het kleine oppervlaktewater alhier als zodanig mag worden aangemerkt.

Discussie en conclusies

Op basis van deze indicatieve berekeningen lijkt een streefwaarde voor grondwater van 0,4 mg/l voor drogere zandgronden vooralsnog niet in conflict te komen met de grenswaarde voor P in oppervlaktewateren (0,15 mg/l). Voor de natte gebieden is de kans op overschrijding van de grenswaarde in het oppervlaktewater groter. Hierbij moeten twee aantekeningen gemaakt worden. Ten eerste dat, indien een voorstel tot verlaging van de grenswaarde voor eutrofiëringsgevoelige, stagnante oppervlaktewateren wordt verlaagd, er mogelijk problemen optreden bij de hogere zandgronden. Ten tweede, is er een serieus probleem indien de grenswaarde voor dit type wateren tevens geldt als jaargemiddelde grenswaarde voor alle oppervlaktewateren, met name voor oppervlaktewater in de klei- en veengebieden. Hier lijkt de streefwaarde van 3,0 mg/l voor grondwater zodanig hoog, dat

³ Vergeleken zijn de berekende zomerhalfjaar-gemiddelde waarden met de grenswaarde van 0,15 mg/l. Deze waarde geldt voor het zomerhalfjaar voor eutrofiëringsgevoelige, stagnante wateren. Echter indien uitgegaan wordt van deze waarde van 0,15 mg/l geldend als jaargemiddelde voor alle wateren dan moeten we constateren dat het probleem groter wordt (zie discussie §2.2.3).

conflicten met de grenswaarde voor fosfaat in oppervlaktewateren niet uit te sluiten zijn. Volgens de berekeningen treden er in het zomerhalfjaar al overschrijdingen van de grenswaarde voor oppervlaktewateren op (zie *tabel 3.12*).

Bij deze voorbeeldberekeningen is de concentratie van stikstof en fosfaat in de basisafvoer/kwel laag gehouden. Gerekend is met de 50-percentielwaarde. Het zal duidelijk zijn dat uitgaande van hogere concentraties de kans dat bij de gegeven grondwaternormen de grenswaarde voor het oppervlaktewater niet overschreden wordt afneemt.

Van nature zijn de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater in zeelei- en veengebieden vaak in het zomerhalfjaar hoger dan in het winterhalfjaar (Bots e.a. 1978), juist doordat de hier optredende kwel hogere concentraties aan nutriënten bevat dan het oppervlakkig uit- en afspoelende water.

De bevindingen op basis van deze globale berekeningen sluiten aan bij de bevindingen zoals gerapporteerd in het N-deskrapport (Van Eck, 1994) en de rapportage van de Quick-scan Milieu (Westhoek, in voorbereiding).

3.5 Samenvatting

3.5.1 Algemeen

Een groot aantal watertypen is gevoelig voor het gebruik van meststoffen en atmosferische depositie op de bodem, doordat ze in meer of mindere mate door grondwater worden gevoed. Voor watertypen in het zandgebied die in belangrijke mate van grondwatervoeding afhankelijk zijn wordt aangenomen dat de natuurlijke maximum concentraties voor ortho-fosfaat $\leq 0,1$ mg/l P en voor nitraat ≤ 1 mg/l N. Nader onderzoek is gewenst om na te gaan of deze twee componenten gebruikt kunnen worden voor het onderscheiden van de natuurlijke en de door de mens veroorzaakte stikstof- en fosfaatvracht. Nagegaan moet worden of ortho-fosfaat en nitraat niet betere parameters zijn voor normstelling dan totaal-fosfaat en totaal-stikstof. Dit geldt met name voor oppervlaktewateren die in overwegende mate door diffuse bronnen (uit- en afspoeling) worden beïnvloed.

3.5.2 Stikstof

Stikstof komt in grond- en oppervlaktewater vooral voor in de nitraat-, ammonium- en organische vorm. Nitriet en opgelost ammoniak zijn meestal in verwaarloosbare hoeveelheden aanwezig. Deze vormen zijn van belang vanwege hun toxiciteit voor mens en dier, en niet zozeer vanwege de 'vermestende' werking.

Hieronder zullen de drie belangrijkste stikstofverbindingen doorgenomen worden. Hierbij wordt organisch-stikstof meegenomen onder totaal-stikstof. Voor organisch-stikstof zijn geen kwaliteitsdoelstellingen. Het lijkt ook niet zinvol dit na te streven.

Nitraat

Voor het grondwater geldt dat de natuurlijke nitraatconcentratie lager is dan de huidige streefwaarde. Als gevolg van atmosferische stikstofdepositie komen ook onder bos en natuur nitraatconcentraties in het grondwater voor boven de streefwaarde van 5,6 mg/l N en zelfs boven de grenswaarde van 11,3 mg/l N. De nitraatconcentratie in het zandgebied is duidelijk hoger dan in het klei- en veengebied. Nitraatconcentraties onder landbouwgrond zijn duidelijk hoger dan onder bos en natuur en overschrijding van de grenswaarde is meer regel dan uitzondering. Uitzondering vormt grondwater onder grasland op klei en veen, waar nitraatconcentraties vergelijkbaar zijn met die onder natuur.

Voor het realiseren van de oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstelling voor totaal-stikstof lijken de huidige grondwaterkwaliteitsdoelstellingen voor nitraat te hoog, zeker in de natte zandgebieden en de klei- en veengebieden. De nitraatconcentratie in deze gebieden is veelal lager dan de streefwaarde voor grondwater.

Ammonium

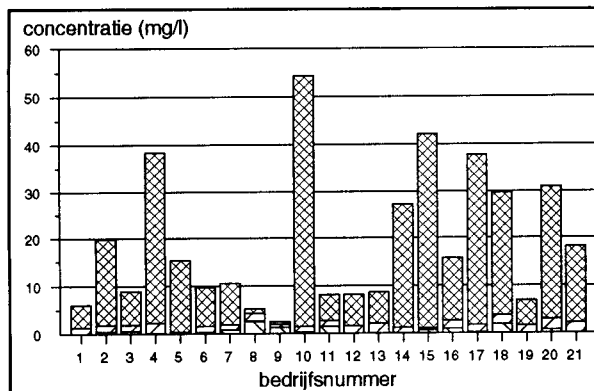
De ammoniumconcentraties in ondiep en diepe grondwater onder bos en natuur op zand zijn laag ten opzichte van de streefwaarde van 2 mg/l N. Onder landbouwgronden worden vaak iets hogere ammoniumconcentraties gemeten (10% overschrijding streefwaarde). Onduidelijk is in hoeverre dit aan landbouwkundig handelen kan worden toegeschreven.

Voor kleigronden dient onderscheid gemaakt te worden tussen het mariene (zeeklei) en niet-mariene (rivierklei) gebied. In het zeekleigebied worden lokaal hoge ammoniumconcentraties waargenomen in met name het diepe grondwater (twee keer de streefwaarde van 10 mg/l N). Onderscheid tussen natuur en landbouw lijkt weinig zinvol, omdat het areaal natuur-op-klei en dus het aantal waarnemingen beperkt is. Voor het rivierkleigebied lijkt op basis van het onderzoek in Noord- en Midden-Limburg het beter de kleigronden te behandelen als zandgronden.

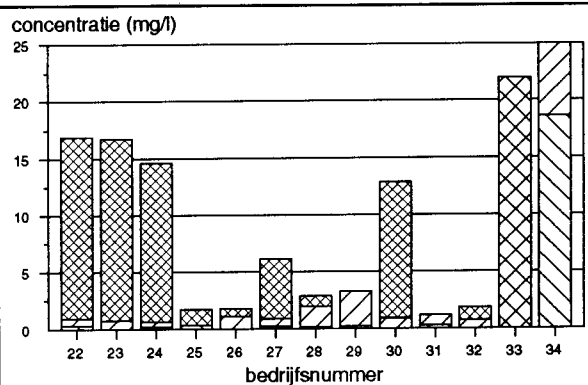
Ammoniumconcentraties in grondwater onder veengronden lijken iets lager maar verder in 'gedrag' in hoge mate vergelijkbaar met die onder kleigronden.

Totaal- en organisch-stikstof

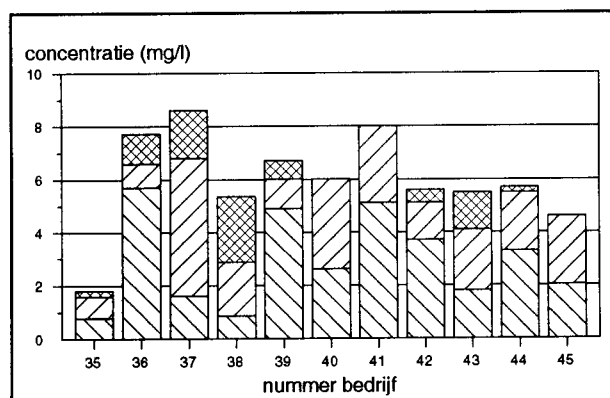
Totaal-stikstof is een somparameter. De Kjeldahl-analyse, benodigd voor de bepaling van de het totaal aan ammonium en organisch-stikstof in het grondwater wordt zelden uitgevoerd. Gegevens over organisch-stikstofconcentraties in grondwater zijn daarom zeer beperkt voorhanden. De organisch-stikstofconcentratie kan worden bepaald door het verschil te bepalen van de Kjeldahl- en ammoniumstikstofconcentratie. In Noord-Nederland zijn in ondiep grondwater onder natuur op zand lagere organisch-stikstofconcentraties gevonden dan onder natuur op klei en veen. Invloed van landbouw op de concentraties is niet bekend. Steenvoorden en Oosterom (1977) stellen dat de organische-stikstofconcentratie net als de ammoniumconcentratie vooral beïnvloed wordt door de natuurlijke bodemsamenstelling en zoute kwel. In *figuur 3.25* zijn een aantal resultaten van hun onderzoek als illustratie weergegeven.



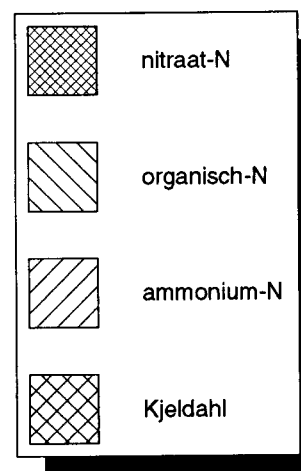
Figuur 4.11a: zandgrond



Figuur 3.25b: kleigrond



Figuur 3.25c: veengrond



Figuur 3.25: Stikstofverbindingen in het bovenste grondwater onder graslandbedrijven op zand-, klei- en veengrond.

Bron: Steenvoorden en Oostrom (1977), bewerking RIVM

De indicatieve berekeningen die gebaseerd zijn op de nitraatdoelstellingen geven aan dat, zeker voor de natte zandgebieden en klei- en veengebieden, deze nitraatdoelstellingen te hoog zijn. Totaal-stikstofconcentraties liggen meestal nog hoger door de bijdrage van ammonium en organisch-stikstof. Voor een goede afstemming zou een totaal-stikstofnorm voor grondwater overwogen kunnen worden. De voor- en nadelen hiervan zullen in hoofdstuk 4 besproken worden.

3.5.3 Fosfaat

Fosfaat komt in grond- en oppervlaktewater zowel voor in de vorm van organisch- als anorganisch-fosfaat. Het anorganisch-fosfaat wordt ortho-fosfaat genoemd. In het zand- en veengebied lijkt de concentratie organisch-fosfaat vooral van natuurlijke oorsprong. Het ortho-fosfaat is vermoedelijk veelal van antropogene oorsprong in deze gebieden. In kleigebieden worden ook op onverdachte "natuurlijke" lokaties hoge ortho-fosfaatconcentraties aangetroffen, d.w.z. boven de streefwaarde voor totaal-fosfaat.

In het ondiepe grondwater is in de beschouwde onderzoeken vooral ortho-fosfaat bepaald, terwijl van het diepe grondwater wel⁴ totaal-fosfaatgegevens ter beschikking staan. Bij de hier gepresenteerde cijfers voor ortho- en totaal-fosfaatconcentraties in het bovenste grondwater moet worden opgemerkt dat uit de verschillende rapporten niet altijd duidelijk is of te herleiden welke bemonsteringsmethode en wijze van monsterbehandeling is toegepast.

In zowel het ondiepe als het diepe grondwater onder natuur op zandgronden zijn de ortho- en totaal-fosfaatconcentraties laag. De natuurlijk achtergrondconcentratie van totaal-fosfaat is vermoedelijk $\leq 0,15$ mg/l P en de ortho-fosfaatconcentratie $\leq 0,1$ mg/l P.

Voor het realiseren van de oppervlaktewaternorm in natte gebieden met hoge grondwaterstanden is in feite een dergelijk lage concentratie in grondwater vereist. In drogere gebieden is dit niet nodig. Het onderzoek in een gebied met veel fosfaatverzadigde gronden wijst uit dat met name in de winterperiode de streefwaarde voor grondwater in sterke mate wordt overschreden (Breeuwsma et al., 1989).

Het ontwikkelen van een aparte ortho-fosfaatsnorm kan overwogen worden. Dit komt in hoofdstuk 4 aan de orde.

⁴ Voor 1991 zijn alleen totaal-fosfaat gegevens beschikbaar, dit is het jaar met de meeste waarnemingen. 1989 is het laatste jaar waarvoor zowel ortho- als totaal-fosfaatgegevens beschikbaar zijn.

4. Verbetering van de afstemming

4.1. Inleiding

Uit het overzicht van de huidige streef- en grenswaarden voor grond- en oppervlaktewater (hoofdstuk 2), het toetsen van de kwantitatieve invulling van de doelstellingen aan de achtergrondwaarden (hoofdstuk 3) en het globaal vergelijken van de grondwater- en oppervlaktewaterdoelstellingen (§3.4) blijkt dat aan de volgende onderdelen nader aandacht besteed moet worden:

1. Het gebruik van verschillende doelstellingstypen: voor grondwater zijn er streefwaarden en voor oppervlaktewater grenswaarden gedefinieerd. Dit is vooral lastig als doorwerking voor brongericht beleid moet worden nagegaan.
2. Het gebruik van doelstellingen voor verschillende parameters voor stikstof: voor grondwater zijn er kwaliteitsdoelstellingen voor nitraat- en ammoniumstikstof en voor oppervlaktewater alleen voor totaal-stikstof. Dit belemmert een goede afstemming.
3. De definiëring van het geldigheidsgebied: Voor grondwater is slecht gedefinieerd waar (plaats/diepte), wanneer (binnen een jaar/welk type jaar) en op welk schaalniveau de doelstellingen gelden, voor oppervlaktewater is het systeem niet dekkend en inconsistent. Bijvoorbeeld de doelstelling voor het overig oppervlaktewater ontbreekt voor stikstof en is voor fosfaat op jaarbasis strenger dan voor het zomerhalfjaar.
4. Onderbouwing streefwaarden voor grondwater: De kwantitatieve invulling van de streefwaarden voor fosfaat en ammonium in grondwater kan met de thans beschikbare informatie verbeterd worden.
5. Kwantitatieve afstemming doelstellingen: De huidige streefwaarden voor grondwater lijken te hoog om de grenswaarden in al het oppervlaktewater te kunnen realiseren.

In dit hoofdstuk zal in paragraaf 3 worden nagegaan op welke wijze deze knelpunten kunnen worden opgelost. Het laatstgenoemde knelpunt (5) kan niet los gezien worden van de knelpunten 1 en 4 en zal daarom bij die punten aan de orde komen.

Om tot een oplossing te kunnen komen is een goed begrip van de huidige systematiek van normstelling noodzakelijk. In paragraaf 2 zal daarom aangegeven worden op welke wijze voor stikstof en fosfaat invulling is gegeven aan de algemene systematiek van normstelling als besproken in §1.2.

4.2 Invulling van de voortschrijdende normstelling voor nutriënten

Grondwater

De aanpak als geschetst in *figuur 1.1* (hoofdstuk 1) gaat er van uit dat voortschrijdende normstelling mogelijk is. Hieronder wordt verstaan dat een vermindering van de belasting zich op relatief korte termijn (bijvoorbeeld een planperiode) vertaalt in een verbreding van de milieukwaliteit. In de MILBOWA-B (VROM,1992) is als reden voor het ontbreken van

grenswaarden voor stikstof- en fosfaatverbindingen voor grondwater aangegeven dat, in tegenstelling tot oppervlaktewater en nieuw gevormd sediment, het concept van de voortschrijdende normstelling niet zonder meer toegepast kan worden voor de bodem en het grondwater. Dit vanwege de relatief lange responstijd tussen maatregelen en milieukwaliteit. Om deze reden wordt het vaststellen van zowel grens- als streefwaarden niet wenselijk geacht en is gekozen voor het alleen formuleren van streefwaarden.

Voor accumulerende stoffen als zware metalen en fosfaat wordt voortschrijdende normstelling moeilijk uitvoerbaar geacht. Voor fosfaat is de concentratie in het ondiepe grondwater namelijk de resultante van de natuurlijke bodemvruchtbaarheidstoestand, de bindingscapaciteit van de bodem voor fosfaat, de grondwaterstand en de fosfaatbelasting. Niet alleen de totale belasting maar ook de duur van de belasting (historie) is hierbij van belang (Oenema en Van Dijk, 1994).

Ook bij een hoge bodembelasting blijft de concentratie in het grondwater, zeker het diepe, gedurende lange tijd op het natuurlijke achtergrondniveau. Voor fosfaat in grondwater geldt dan ook dat het verschil tussen huidig concentratieniveau en gewenste kwaliteit in het algemeen veel geringer is dan bij een mobiele stof als nitraat. Dit blijkt uit de meetgegevens voor fosfaat in grondwater, als grondwater onder bos/natuur wordt vergeleken met grondwater onder landbouwgrond (zie §3.3). Pas bij langdurige bodembelasting en in situaties met ondiepe grondwaterstanden treedt 'doorslag' op, met als gevolg hoge concentraties die vervolgens zeer lang kunnen aanhouden. Deze periode zal een groot aantal planperiodes beslaan. Vermindering van de bodembelasting leidt vervolgens pas op (zeer) lange termijn (decennia) tot lagere concentraties.

Het formuleren van een aparte grenswaarde voor het grondwater, met als consequentie een inspanningsverplichting in de planperiode, is dan ook niet erg zinvol bij stoffen die sterk worden vastgelegd in het bovenste deel van de bodem. Hier is het zinvoller eisen te stellen aan de gehalten in de bodem of eventueel een concentratie in het bodemvocht van de onverzadigde bodem.

Voor het in de bodem mobielere stikstof (met name nitraat) is het wel zinvol voortschrijdende normstelling voor het grondwater te hanteren. Hoewel niet als zodanig in de MILBOWA-B vermeld, wordt in feite als gevolg van de NMP-2 doelstelling voortschrijdende normstellingen gehanteerd voor nitraat (zie *tabel 2.6*).

Voor de andere stikstofverbindingen die in het grondwater voorkomen en vanuit vermessingsoogpunt van belang zijn, te weten ammonium en organisch-stikstof, kunnen echter vraagtekens geplaatst worden bij de zin van het formuleren van voortschrijdende normstelling. Uit de gegevensanalyse in hoofdstuk 3 blijkt dat ammonium en mogelijk ook organisch-stikstof (weinig gegevens) niet of slechts in zeer beperkte mate beïnvloed wordt door bemesting. De concentraties van deze verbindingen zijn (nagenoeg) op het niveau van de natuurlijke achtergrond concentratie. Voor deze stoffen heeft het formuleren van een grenswaarde geen zin vanuit de optiek van voortschrijdende normstelling.

Oppervlaktewater

Zoals blijkt uit het overzicht in hoofdstuk 2 wordt voor stikstof en fosfaat in oppervlaktewater voortschrijdende normstelling wel mogelijk geacht. Hierbij zijn wel de korte termijn doelstellingen geformuleerd (grenswaarden), maar niet de lange termijn doelstellingen (streefwaarden). Het uiteindelijk te bereiken kwaliteitsniveau is onduidelijk.

Toch kan de vraag gesteld worden of voortschrijdende normstelling voor fosfaat in het oppervlaktewater wel mogelijk is. Zeker in die situaties waar de bijdrage van de bodem (uit- en afspoeling uit fosfaatverzadigde percelen) een grote bijdrage levert aan de belasting van het oppervlaktewater kan dit betwijfeld worden. Ook in situaties waar veel fosfaat in de loop der jaren in het bodemslib is opgehoopt is dit het geval. Bij een kleiner worden van de externe belasting (lozingen, af- en uitspoeling) kan de interne belasting vanuit het sediment aan betekenis toenemen. De aanpak hier zal gericht moeten zijn op sanering of isolatie van de bronnen (de fosfaatverzadigde bodems en/of waterbodems).

Risico-evaluatie voor vermestende stoffen

Evenals voor metalen wordt voor nutriënten een ecotoxicologische onderbouwing van de streef- en grenswaarden minder relevant geacht. Van nature komen concentraties voor die verstorend werken op bepaalde typen ecosystemen. Dit kunnen zowel situaties zijn waarbij sprake is van gebrek aan nutriënten, als aan overschotssituaties voor bepaalde soorten planten en/of ecosystemen. Toch is een risicobenadering voor nutriënten in principe wel mogelijk. Door Latour e.a. (1993) is dit uitgewerkt voor stikstof in relatie tot grasland-ecosystemen met behulp van het MOVE-model. Welke risico's voor soorten of ecosystemen nog acceptabel zijn hangt direct af van het type ecosysteem dat men wenst te behouden of te herstellen: streeft men overal naar een algemeen ecologische doelstelling (relatief geringe biodiversiteit en een geringe mate van natuurlijkheid) of overal naar een ecologische doelstelling van het hoogste niveau gekenmerkt door een relatief grote diversiteit en een grote mate van natuurlijkheid. Voor systeem-eigen stoffen als nutriënten, wordt het acceptabel risico volledig bepaald door de gewenste ecologische doelstelling van bodem en oppervlaktewater in Nederland of in delen daarvan. Voor het oppervlaktewater is een dergelijke benadering voor vermestende stoffen echter nog niet uitgevoerd.

4.3 Oplossing van knelpunten bij de afstemming

4.3.1 Inleiding

Bij de navolgende bespreking van mogelijke oplossingen en oplossingsrichtingen zal tevens rekening gehouden worden met de kanttekeningen die indertijd door de TCB (VTCB, 1986) zijn gemaakt bij de concept-referentiewaarden (zie §2.4.2.). Het betrof hier de

bruikbaarheid van thans voorkomende achtergrondconcentraties als basis voor streefwaarden (zijn deze nog natuurlijk te noemen?), de variatie van concentraties in grondwater naar diepte en plaats en de mate waarin bepaalde doelstellingen thans worden overschreden (inzicht in de frequentieverdeling van gemeten concentraties).

4.3.2 Type doelstelling

Geconstateerd is dat het hanteren van verschillende doelstellingstypen voor grond- en oppervlaktewater vooral lastig is als de doorwerking voor brongericht beleid moet worden nagegaan. In §4.2 hebben we laten zien dat het niet zinvol is om ook werkelijk voor alle stikstof- en fosfaatverbindingen grenswaarden te formuleren. Voor vermestende stoffen kan dan ook de volgende aanbeveling worden gedaan:

- Om voor fosfaat in grondwater geen grenswaarde vast te stellen.
- Om voor nitraat in grondwater een grenswaarde te handhaven.
- Om voor ammonium en organisch-stikstof in grondwater geen grenswaarde vast te stellen
- Om voor het oppervlaktewater naast grenswaarden ook streefwaarden te formuleren.

Opgemerkt moet worden dat de streefwaarden voor het oppervlaktewater niet een generiek karakter zullen hebben, maar afhankelijk zijn van het type oppervlaktewater (gebiedsgerichtenormstelling afhankelijk van natuurdoeltype).

4.3.3 Parameters

Nutriënten zijn systeem-eigen stoffen. Concentraties van systeem-eigen stoffen in het grondwater worden beïnvloed door zowel de bodemgesteldheid (natuurlijke omstandigheid) als door het bodemgebruik, het neerslagoverschot en de atmosferische depositie. Uit de in hoofdstuk 3 gepresenteerde gegevens lijkt de conclusie te kunnen worden getrokken dat voor sommige verbindingen de concentratie in het grondwater vooral beïnvloed wordt door emissie (diffuse bodembelasting), terwijl voor andere verbindingen de concentratie in het grondwater vooral bepaald wordt door de natuurlijke concentratie. Ook voor (stromend) oppervlaktewater zou dit verschijnsel kunnen optreden (zie *figuur 3.4 t/m 3.6*) in geval alleen sprake is van diffuse belasting. Puntbronnen kunnen sterk verstorend werken op dit beeld. Voor stilstaande wateren, met name in de zomer, zal de biologische activiteit waarschijnlijk zorgen voor een sterke dynamiek in de verhouding van de verschillende verbindingen.

Het verdient aanbeveling om na te gaan of het zinvol is een onderscheid te maken tussen toestand-parameters enerzijds en emissie-relevante parameters anderzijds. Typische toestand-parameters zijn, ons inziens, organisch-fosfaat en ammonium-stikstof. Mogelijk is organisch-stikstof ook als toestand-parameter te beschouwen. Voor emissie-parameters komen nitraat-stikstof en ortho-fosfaat in aanmerking. Een dergelijke tweedeling maakt het

ook mogelijk een betere relatie te leggen met het brongerichte beleid ten aanzien van diffuse bronnen van belasting.

Het formuleren van een generieke milieukwaliteitsdoelstelling voor de totaal-stikstofconcentratie in grondwater, in aansluiting op die voor oppervlaktewater lijkt weinig zinvol en bovendien moeilijk realiseerbaar. Weinig zinvol omdat het brongerichte beleid voldoende heeft aan een doelstelling voor nitraat, zeker in het zand- en kleigebied. Moelijk realiseerbaar, omdat in deze doelstelling de grote natuurlijke heterogeniteit in de ammonium- en de organisch-stikstofconcentraties ondergebracht moeten worden.

Er zijn aanwijzingen dat ook voor (stromend) oppervlaktewater, dat niet door puntbronnen wordt beïnvloed, ortho-fosfaat en nitraat betere parameters zijn om de bijdrage van af- en uitspoeling te karakteriseren dan totaal-fosfaat of totaal-stikstof. Gezien het feit dat het vaststellen van de concentratie totaal-stikstof in oppervlaktewater berust op de meting van verschillende stikstofverbindingen leidt een speciatie van stikstofverbindingen niet tot een extra meetinspanning voor waterbeheerders.

4.3.4 Geldigheidsgebied

Mede als gevolg van de discussies die plaats vonden in de verschillende bureaustudies ter vaststelling van de milieukundig acceptabele verliesnormen in de landbouw (Oenema en Van Dijk, 1994; Van Eck, 1994), is in brede kring duidelijk geworden dat slecht gedefinieerd is waar, wanneer en op welk schaalniveau de kwaliteitsdoelstellingen betrekking hebben. In deze sectie zal, gezien de achtergrond van de opdracht, vooral aandacht worden besteed aan grondwater.

Waar zijn de doelstellingen geldig?

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 klei/veengebied. Ook is niet aangegeven op welke diepte de doelstellingen van toepassing zijn. Zoals eerder (§2.5.1) is gemeld hangt dit aspect van plaats sterk samen met het hieronder te bespreken onderwerp 'wanneer zijn de doelstellingen geldig?'. Daarom zal de diepte-vraag daar besproken worden. Voor oppervlaktewater is het systeem niet dekkend en inconsistent. Zo ontbreekt bijvoorbeeld de grenswaarde voor stikstof voor het overig oppervlaktewater en is de grenswaarde voor fosfaat op jaarbasis strenger dan voor het zomerhalfjaar voor die wateren waarbij vooral in de zomer hogere concentraties optreden als gevolg van nutriëntrijke kwel.

Uit de gegevens gepresenteerd in §3.3 blijkt het zinvol te zijn het kleigebied en het veengebied afzonderlijk te beschouwen (zie §3.3.3 en 3.3.4), met name waar het de achtergrondconcentratie van ammonium en mogelijk organisch-stikstof en de fosfaatverbin-

dingen betreft. Daarbinnen lijkt dan nog een verschil te bestaan tussen gebieden die onder mariene invloed hebben gestaan (of nog staan) en gebieden waar de afzettingen in een zoetwater milieu zijn gevormd. Dit is geïllustreerd in *figuur 3.18* voor de verschillende kleigebieden. Voor ammonium is dit onderkent en is als voetnoot bij de streefwaarden opgenomen dat 'in gebieden met mariene beïnvloeding van nature hogere waarden voorkomen' met de expliciete vermelding 'zout en brak grondwater' (zie voetnoot bij *tabel 2.7*). Dit is niet getalsmatig uitgewerkt. Voor fosfaat is echter niet een dergelijke voetnoot gegeven.

Dit leidt tot de volgende aanbevelingen voor de onderbouwing van de kwaliteitsdoelstellingen voor het grondwater:

- Achtergrondwaarden te formuleren voor het zand-, klei- en veengebied; de huidige tweedeling is niet geheel in overeenstemming met de achtergrondniveaus.
- Voor zowel het klei- als het veengebied een getalsmatig onderscheid te maken in achtergrondwaarden tussen gebieden die onder mariene invloed staan (hebben gestaan) en de overige gebieden.

Voor nitraat is er geen onderscheid in natuurlijk achtergrondniveau tussen de gebieden. Concentraties zijn van nature lager dan 1 mg/l (als N). Voor het formuleren van kwaliteitsdoelstellingen ten behoeven van een voortschrijdende normstelling ter bescherming van het oppervlaktewater is een onderscheid in natte en droge gronden te overwegen. Natte gronden belasten, door de korte weg die het grondwater heeft af te leggen, bij een zelfde concentratie in het grondwater het oppervlaktewater sterker. Wat precies natte gronden zijn zal nog nader gedefinieerd moeten worden.

Op korte termijn verdient het aanbeveling het geldigheidsgebied van de oppervlaktewater doelstellingen nader te preciseren. Dit geldt zowel voor fosfaat als voor stikstof. De volgende aanbevelingen worden gedaan, waarbij waar- en wanneeraspecten elkaar overlappen:

- De grenswaarde voor totaal-fosfaatconcentratie voor het overig oppervlaktewater, met name de uitbreiding naar een jaargemiddelde waarde voor alle oppervlaktewateren, dient nader onderbouwd te worden.

Voor fosfaat is de oorspronkelijk beperkte reikwijdte van de doelstelling, namelijk geldig voor eutrofiëringsgevoelige stagnante oppervlaktewateren (zomergemiddelde waarde), uitgebreid naar overige wateren, met de toevoeging jaargemiddelde waarde. Het is de vraag of de waarde van 0,15 mg/l in oppervlaktewater als een landelijk geldige - algemene - waarde mag worden opgevat. Volgens de tabel met macroparameters in MILBOWA-B (tabel 3) ligt de jaargemiddelde totaal-fosfaat doelstelling geldig voor alle wateren op hetzelfde niveau als de zomergemiddelde waarde voor stagnant eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater. De jaargemiddelde doelstelling is in feite strenger dan de zomergemiddelde doelstelling (geldig voor stagnant eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater), omdat bij stromende wateren de winterconcentraties doorgaans het hoogst zijn, met uitzondering van watertypen die in de zomer een relatief groot aandeel 'nutriëntenrijk' kwelwater ontvangen (zie §3.2).

- Er dient een grenswaarde voor stikstof voor het overige oppervlaktewater geformuleerd te worden. Een dergelijke doelstelling voor hiertoe behorende typen oppervlaktewater wordt momenteel nog gemist.

Voor stikstof heeft een dergelijke uitbreiding van het geldigheidsgebied niet plaatsgevonden en is de doelstelling beperkt gebleven tot eutrofiëringsgevoelig stagnant water. Er is geen doelstelling voor overige wateren geformuleerd, tenzij deze de functie bron voor drinkwaterbereiding hebben. Voor totaal-stikstof kan daarom uit de beschikbare documenten geen landelijk geldige - algemene - waarde in oppervlaktewater worden afgeleid. Voor oppervlaktewater dat niet eutrofiëringsgevoelig is, is het niet duidelijk welke doelstelling hier geldt.

- Ook voor brakke en zoute wateren dient een kwaliteitsdoelstelling ontwikkeld te worden, hiervoor kan het onderzoek van Peeters et al. (1993) een handvat bieden.

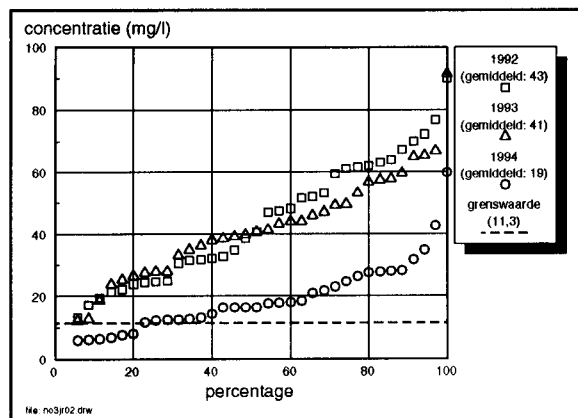
Er is vooralsnog vanuit gegaan dat de doelstellingen alleen van toepassing zijn op zoete oppervlaktewateren. Normstellingen voor deze wateren is vooral van belang in verband met doorwerking op de normstelling voor wateren afwaterend op dit type wateren.

Wanneer zijn de doelstellingen geldig?

De ter beschikking staande meetgegevens voor ondiep grondwater hebben vrijwel allemaal betrekking op eenmalige bemonsteringsprogramma's. Er bestaat momenteel alleen op beperkte schaal inzicht in de variatie binnen een jaar. In §3.3 zijn hiervan enkele voorbeelden gegeven (zie bijvoorbeeld *figuur 3.13 en 3.17*). Onderzoek uitgevoerd in het kader van het Meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven (RIVM/LEI-DLO) lijkt uit te wijzen de deze binnen-jaarsvariatie (periode maart - juli) beperkt is ten opzichte van de tussen-jaarsvariatie. Verder zijn er aanwijzingen dat de richting waarin de concentratie verandert binnen een jaar afhankelijk is van de historie (onder andere de nitraatconcentratie in het voorafgaande jaar).

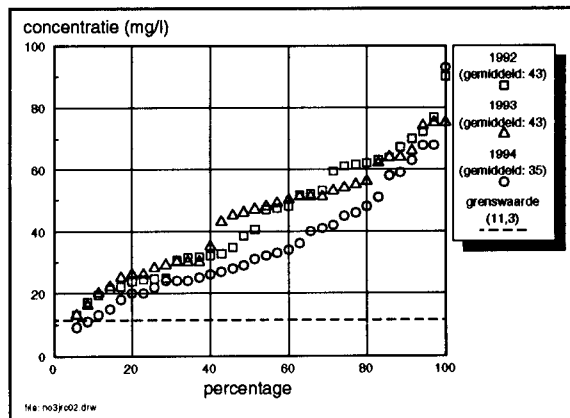
Verschillen in meteorologische omstandigheden die van jaar tot jaar optreden leiden tot verschillen in "achtergrondconcentraties" tussen jaren (zie bijvoorbeeld *figuur 3.12 en 3.13*). In hoofdstuk 3 ligt de nadruk op het achterhalen van natuurlijke concentraties. Bij nitraat komen, zeker onder landbouwgronden in het zandgebied, alleen sterk verhoogde concentraties voor. Bij voortschrijdende normstelling hebben we ook rekening te houden met deze fluctuaties in nitraatconcentraties binnen een jaar en tussen jaren om te kunnen beoordelen of voldaan wordt aan de doelstelling. In *figuur 4.1* is een voorbeeld van tussen-jaarvariatie weergegeven voor nitraat in het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven op zand.

Vanuit het beleid zal aangegeven moeten worden of de doelstelling in elk jaar gehaald dient te worden of bijvoorbeeld in 90% van de jaren. Op basis hiervan zal onderzocht moeten worden of er mogelijkheden zijn tot het berekenen van een 'weers'gecorrigeerde concentratie in het grondwater. Zodat ook tussentijds geëvalueerd kan worden of de doelstelling gehaald wordt.



Figuur 4.1: Nitraatconcentratie in ondiep grondwater onder landbouw op zand voor drie jaren (als N)

Bron: RIVM, 1994



Figuur 4.2: Nitraatconcentratie als in figuur 4.1, gecorrigeerd op basis van chlorideconcentratie (zie tekst)

Een voorbeeld is opgenomen in *figuur 4.2*. In deze figuur is de nitraatconcentratie weer-gegeven die berekend is door de concentratie te corrigeren voor verdunningseffecten ten opzichte van het voorafgaande jaar op basis van de chlorideconcentratie. Dit mag omdat er geen aanwijzingen zijn dat het bemestingsniveau, en mede de chloridebelasting van de bodem, in de loop van de periode 1992-1994 gewijzigd zijn. In *figuur 4.2* is te zien dat de correctie wel werkt voor 1993, maar in onvoldoende mate voor 1994. Naast verdunning is er waarschijnlijk ook sprake van extra denitrificatie als gevolg van hogere grondwaterstan-den. Een en ander is onderwerp van nader onderzoek in het Meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven (RIVM/LEI-DLO).

Alleen landsdekkende meerjarige meetinspanningen kunnen dergelijke gegevens opleveren voor zand-, klei- en veengebied. Een dergelijk grootschalige monitoring vindt wel plaats door de waterbeheerders als het gaat om oppervlaktewater (periodieke bemonstering in kader van de beheerstaken voortvloeiend uit de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren). Voor grondwater is een dergelijke taak niet formeel geregeld en onderzoek vindt slecht in beperkte mate plaats.

Diepte

De oude referentiewaarden voor grondwater zijn gebaseerd op meetgegevens over het diepere grondwater (diepteniveau van 5 tot 15 m beneden maaiveld) uit het Landelijk Meetnet grondwaterkwaliteit (VROM, 1986). Sinds het formuleren van deze waarden zijn meer gegevens over de kwaliteit van het bovenste grondwater beschikbaar gekomen. De in §3.3 vermelde gegevens hebben dan ook voornamelijk betrekking op het bovenste grondwater. Dit grondwater heeft in het algemeen een grotere invloed op de kwaliteit van het oppervlaktewater dan het diepere grondwater, uitgezonderd bepaalde gebieden waar met name in de zomer diepe kwel een belangrijke bijdrage aan de voeding van het oppervlaktewater levert. Naast de sterkere invloed van het ondiepe grondwater op de

oppervlaktewaterkwaliteit, is het ondiepe grondwater ook 'gevoeliger'. Bij de beschrijving van de geldigheid van de grenswaarde van nitraat in het NMP-2 (VROM,1993) wordt gesteld dat de doelstelling geldt voor al het grondwater (zie §2.4.3). Realisatie van de doelstelling in het ondiepe grondwater betekent in het geval van nitraat dat deze in het algemeen ook gehaald zal worden in het diepere grondwater. Om deze twee redenen is bij het maken van een voorstel uitgegaan van het ondiepe grondwater.

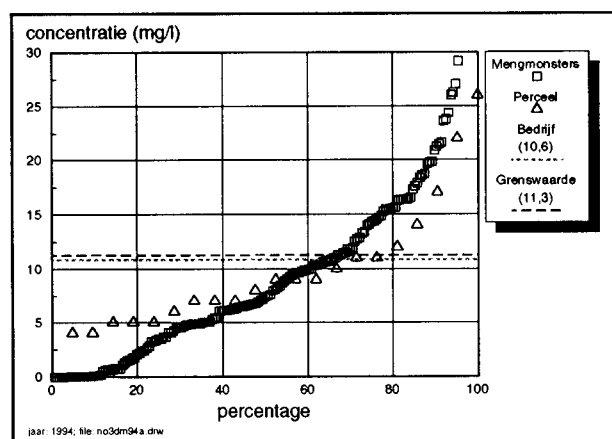
De kwaliteit van het ondiepe grondwater (bovenste meter) vertoont echter een variatie binnen een jaar, zoals boven gemeld. De kwaliteit op een bepaald moment is ondermeer afhankelijk van de diepte van de grondwaterstand. Het tijdstip en de diepte van bemonstering beïnvloeden de gemeten kwaliteit.

De volgende aanbevelingen worden gedaan:

- Nagegaan moet worden wat vanuit het oppervlaktewater beschouwd een relevante periode is.
- De effecten van het tijdstip van bemonsteren en de grondwaterstand op moment van bemonsteren (weersinvloeden) op grondwaterkwaliteit moeten in beeld gebracht worden.

Op welk schaalniveau zijn de doelstellingen geldig?

Aan de hand van meetresultaten voor 1994 voor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder het proefbedrijf voor melkveehouderij en milieu De Marke (melkveebedrijf op zandgrond) kan het schaalprobleem geïllustreerd worden.



Figuur 4.3: Nitraatconcentratie in het bovenste grondwater op De Marke

Bron: RIVM

In nevenstaande *figuur 4.3* is de frequentieverdeling gegeven van de gemiddelde mengmonsterconcentratie (170 mengmonsters elk samengesteld uit 3 monsters) en de gemiddelde perceelsconcentraties (27 percelen elk samengesteld uit een aantal mengmonsters). Ook zijn de bedrijfs-gemiddelde nitraatconcentratie (10,6 mg/l als N) en de grenswaarde weergegeven.

Kijken we naar de cumulatieve frequentieverdeling van de mengmonsterconcentraties (in dit geval het 'laagste' schaalniveau) dan valt uit de figuur af te lezen dat circa 35% van de mengmonsters een nitraatconcentratie heeft hoger dan de grenswaarde van 11,3 mg/l.

Als de doelstelling op dit schaalniveau van toepassing is dan zal dus verder actie ondernomen moeten worden. De cumulatieve frequentieverdeling van de perceelsconcentraties geeft een positiever beeld. Circa 20% van de percelen overschrijdt de grenswaarde. Als de doelstelling echter op bedrijfsniveau van toepassing is ('hoogste'

schaalniveau) dan is het beeld positiever. In dat geval is de doelstelling gerealiseerd. Opgemerkt dient te worden dat hoewel De Marke in 1994 wel beneden de grenswaarde voor nitraat in grondwater blijft, het de vraag is of zij ook in andere jaren aan de doelstelling zullen voldoen. Boumans en Fraters (1995) schatten dat, indien 1994 een vergelijkbaar (weer)jaar was geweest als 1990 (start jaar bemonstering) de concentratie in 1994 ongeveer 22 mg/l zou zijn geweest en niet 10,6 mg/l. Overigens altijd nog een halvering ten opzichte van het startniveau van 45 mg/l.

Een nog verdere opschaling is ook denkbaar. De TCB (1994) roert in haar advies op het P-deskrapport al het onderwerp aan wanneer zij stelt dat ".. een mineralenbalans behalve door het bewerkstelligen van een uniforme extensivering tevens bereikt kan worden door in een gebied verrijkte arealen met hoge productieniveaus te compenseren door arealen waarin per saldo mineralen onttrokken worden". Maar zelfs op bedrijfsniveau zou een boer kunnen overwegen zijn bedrijf zo in te richten dat op bedrijfsniveau aan de normen wordt voldaan. Gezien allerlei andere regelingen op Europees niveau, zoals braaklegging en omzetten in bospercelen, vindt dit al plaats.

In eerste instantie lijkt het bedrijfsniveau voor de landbouw het meest aangewezen schaalniveau. Ook al omdat het brongerichte beleid op dit niveau ingrijpt. Dit sluit niet uit dat voor het voldoen aan twee doelstellingen van het beleid te weten de bescherming van het milieu (oppervlaktewater en grondwater) en het behoud van 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. Kwaliteitsdoelstellingen op het niveau van perceel en zeker van individuele monsters lijkt weinig bij te dragen aan het verbeteren van de milieukwaliteit, mede gezien de bemonsteringsproblemen die daarbij een rol gaan spelen.

4.3.5 Onderbouwing streefwaarden

De kwantitatieve invulling van de streefwaarden voor fosfaat- en stikstofverbindingen in grondwater kan verbeterd worden, mede doordat meer meetgegevens beschikbaar zijn gekomen sinds 1986, het jaar waarin deze zijn geformuleerd (de huidige streefwaarden zijn gelijk aan de voormalige referentiewaarden; zie §2.4.3).

Referentiewaarden hadden tot doel aan te geven bij welk concentratieniveau niet meer sprake was van een natuurlijke situatie. Bij de omzetting van referentiewaarden naar streefwaarden moet bedacht worden dat de werkelijke waarden bij gebruik maken van de 90-95 percentielwaarde van gemeten achtergrondconcentraties in 90 tot 95% van de gevallen daaronder is gelegen. Hierbij passen de volgende kanttekeningen:

- bij de maatlatfunctie van de kwaliteitsdoelstellingen geeft een aldus geformuleerde streefwaarde geen problemen

- wanneer aldus afgeleide streefwaarden gebruikt worden als richtsnoer voor het brongerichte beleid kunnen wel problemen ontstaan, omdat in dat geval van een in tal van situaties c.q. gebieden van een te hoge waarde wordt uitgegaan.

Het voorvoegsel "<" is dan ook essentieel. Bij afwezigheid van correcte gebiedsgedifferentieerde doelstellingen dient in elk geval gebruik te worden gemaakt van de aanduiding "<".

In de hiernavolgende paragraaf 4.3.6. worden voorstellen uitgewerkt voor aangepaste streefwaarden waarbij voorlopig is uitgegaan van de 90-percentiel van gemeten concentraties. Hierbij past dan wel een duidelijke vermelding dat de 90-percentielniveaus de bovengrens van een traject weerspiegelen.

4.3.6 Voorstel voor aangepaste streefwaarden

In deze paragraaf zal een synthese worden gegeven van de bevindingen in hoofdstuk 3, waarbij tevens rekening is gehouden met hetgeen in de voorgaande paragrafen over de oplossing van de bestaande knelpunten is opgemerkt. Deze paragraaf begint met een voorstel voor aangepaste streefwaarden. In dit voorstel wordt aangesloten bij de systematiek zoals die voorheen ook voor ammonium en fosfaat is gehanteerd, dit wil zeggen dat de streefwaarde op het niveau van de (natuurlijke) achtergrondconcentratie is gebaseerd. Per verbinding van stikstof en fosfaat wordt een toelichting gegeven.

Voor het vaststellen van de streefwaarden zal een beleidsafweging plaats moeten vinden, waarbij bij het vaststellen van de hoogte van de streefwaarde meerdere belangen een rol spelen.

Tabel 4.2 *Voorstel nieuwe streefwaarde stikstof en fosfaatverbindingen
(concentraties in mg/l , respectievelijk als N en P)*

parameter	zand	klei		veen	
		marien	overig	marien	overig
nitraat-stikstof (a)	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	(b)	<5,6	<2,0	<2,0	<2,0
ammonium-stikstof	<1,0	<20	<5,0	<10	<3,0
totaal-fosfaat	<0,4	<3,0	<0,4	<1,0	<0,4
ortho-fosfaat	<0,1	<2,0	<0,1	<0,7	<0,1

(a) gebaseerd op de natuurlijke achtergrondconcentratie

(b) gebaseerd op de huidige systematiek en concentraties in ondiep grondwater onder natuur.

Toelichting bij tabel 4.2

Nitraat

De huidige streefwaarde voor nitraat is gebaseerd op de streefwaarde in drinkwater (EU, 1980). In Nederland komen vrijwel geen onbelaste gebieden meer voor als gevolg van atmosferische stikstofdepositie. Het afleiden van de streefwaarde met dezelfde systematiek als die voor ammonium of fosfaat is niet goed mogelijk. De streefwaarden voor deze parameters zijn namelijk gebaseerd op achtergrondwaarden in natuurgebieden. Vermoedelijk zijn natuurlijke nitraatconcentraties in het grondwater van de zandgebieden in dezelfde orde van grote als de natuurlijke nitraatconcentraties in het oppervlaktewater (≤ 1 mg/l). Als de streefwaarde een indicatie moet geven van het natuurlijk achtergrondniveau dan verdient het voorkeur deze waarde te hanteren. Deze is onder (a) in *tabel 4.2* opgenomen. Hanteert men de tot nog toe gehanteerde systematiek dan liggen de mediaanwaarden⁵ van nitraat in ondiep grondwater onder zand (die overigens van verschillende datum zijn; zie *tabel 3.3*) beneden 5,6 mg/l N. In het bovenste grondwater onder kleigronden kunnen blijkens *tabel 3.5* hoge waarden voor nitraat voorkomen. Het betreft hier lichte klei- en leemgronden. Deze laatste kunnen bij de zandgronden worden ingedeeld. Mediaanwaarden liggen beneden 2 mg/l NO₃-N. Dit geldt ook voor veengronden. Deze waarden zijn onder (b) in *tabel 4.2* opgenomen.

Voorgesteld wordt om nitraat als emissie-indicator te beschouwen. En de streefwaarde voor nitraat te leggen op het natuurlijk achtergrondniveau van $<1,0$ mg/l N. Indien men voor nitraat de huidige - afwijkende - systematiek wil handhaven dan ligt voortsnog de streefwaarde voor nitraat voor het zandgebied op het niveau van 5,6 mg/l N in de rede. Op basis van de ontwikkeling van de streefwaarde voor stikstof voor oppervlaktewater kan deze later bijgesteld worden. Gezien de gemeten concentraties onder klei en veen, zijn er argumenten om de streefwaarde voor nitraat onder deze gronden op de oorspronkelijke waarde van 2,0 mg/l te stellen (zie VROM, 1986).

Ammonium

De thans bekende maximale ammoniumconcentraties in grondwater onder bos/natuur op zand liggen vrijwel allemaal beneden het huidige streefwaarde-niveau. De mediaanwaarden liggen beneden de 0,3 mg/l N (bovenste grondwater) en beneden de 0,04 mg/l N (diepe grondwater).

Maximum ammoniumconcentraties in het bovenste grondwater onder bos/natuur op klei en veen bedragen 13 mg/l (klei) en 5 mg/l (veen). Mediaanwaarden liggen beneden 7 mg/l

⁵ Het gebruik van een 90-percentielwaarde is vanwege de belasting van natuurterreinen door atmosferische depositie niet juist. Het uitgebreide onderzoek van Boumans en Beltman (1989) m.b.t. grondwaterkwaliteit onder natuur op zand laat zelfs voor de 90-percentielwaarde een overschrijding van de grenswaarde zien (zie *tabel 3.3*)

(klei) en 3 mg/l (veen). In het diepere zoete grondwater liggen mediane concentraties op 0,34 resp. 1,15 mg/l. Gezien de geringe hoeveelheid gegevens voor natuur op klei en veen, zijn voor deze grondsoort ook de gegevens van concentraties in grondwater onder landbouw in beschouwing genomen bij het onderbouwen van een nieuwe streefwaarde.

Voorgesteld wordt de ammoniumstreefwaarde als toestand-indicator te gebruiken. Hoewel enige invloed van landbouw op de concentratie niet uitgesloten wordt, is deze relatief van geringe betekenis. De belangrijkste invloed op de ammoniumconcentratie is waarschijnlijk de geo-chemische toestand van het bodemmateriaal. Er lijkt een natuurlijke toenemende gradient van het zuid-oosten naar het noord-westen. Voor alle grondsoorten - zand, klei en veen - geldt dat de ammoniumconcentratie in het ondiepe grondwater in Utrecht hoger is dan in Limburg. Voor klei- en veen zijn de concentraties in Noord-Nederland en Zuid-Holland hoger dan in Utrecht, en in Utrecht hoger dan in Limburg.

Voor zand zijn de verschillen niet zodanig dat hierbij een onderscheid hoeft te worden gemaakt in streefwaarde tussen 'marien' en 'overig'. Voor het zandgebied wordt voorgesteld deze de waarde 1,0 mg/l N te geven (of handhaven op 2,0).

Voorgesteld wordt voor klei en veen wel een onderscheid te maken tussen 'marien' en 'overig'. De gebiedsafbakening valt vooralsnog niet te geven. Wel zijn met statistische technieken landelijke kaartbeelden gegenereerd op basis van meetgegevens uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (Pebesma en De Kwaadsteniet, 1994).

Afgaande op de meetgegevens is het ook zinvol onderscheid te maken tussen klei en veen. Onder klei komen veel hogere waarden voor dan onder veen. Voor klei wordt voorgesteld voor het 'mariene' deel een streefwaarde te hanteren van 20 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Dit komt overeen met de 90-percentiel in het Zuid-Hollandonderzoek (zie *figuur 3.18*) en de 90-percentielen voor het diepe grondwater onder gras en bouwland (zie blz. 44). Voor het 'overig' gebied wordt voorgesteld een waarde van 5,0 mg/l te gebruiken als bovengrens. Dit komt overeen met de 90-percentiel in het Utrechtonderzoek (zie *figuur 3.18*). In Limburg is 100% van de waarnemingen lager en in Zuid-Holland zo'n 70%. Ook voor het diepe grondwater onder gras op klei is dit de 70-percentiel. Voor bouwland op klei is het ongeveer de mediaan (zie bijlage I).

Voor het 'marien' beïnvloedde veen wordt de 10 mg/l waarde aangehouden. Deze komt overeen met de 90-percentiel in Utrecht (zie *figuur 3.21*) en in het diepe grondwater onder gras (zie bijlage I). Voor het 'overig' veen wordt een waarde van 3,0 mg/l voorgesteld. Dit komt overeen met de 90-percentiel in het Limburgonderzoek (zie *figuur 3.21*) en de mediaan in het diepe grondwater onder gras.

Totaal-stikstof

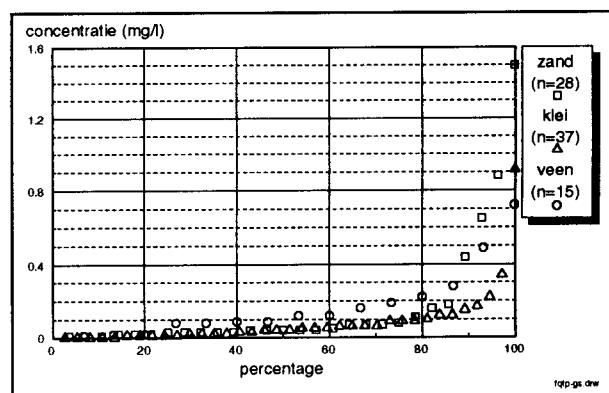
Gezien het ontbreken van voldoende gegevens over de concentratie aan organisch-stikstof wordt er vooralsnog van afgezien een invulling te geven aan een streefwaarde voor totaal-stikstof in grondwater. Voor grondwater lijkt een dergelijke doelstelling (toestandsparemeter) in aanvulling op ammonium-stikstof niet erg zinvol. Zoals in §4.3.3. is aangegeven lijkt het meer voor de hand te liggen de oppervlaktewaterdoelstellingen te specificeren naar nitraat en ammonium. Aanbevolen wordt hierna nader onderzoek uit te voeren.

Totaal-fosfaat

Net als voor totaal-stikstof kan, voor de afstemming op de totaal-fosfaatdoelstelling voor oppervlaktewater, worden overwogen deze parameter als toestand-indicator op te nemen.

Voor het zand- en 'overig' veen- en kleigebied wordt voorgesteld een waarde van 0,4 mg/l P te hanteren, welke overeen komt met de huidige streefwaarde voor zand. Met name het recente Utrechtonderzoek (CSO, 1994) laat kleine verschillen zien tussen grondsoorten m.b.t. totaal-fosfaat (zie *figuur 4.4*). Deze waarde komt ongeveer overeen met de 90-percentiel. In het landelijk onderzoek in de zandgebieden (RIVM, 1994) is het in 'normale' jaren ongeveer de 95-percentiel.

Voor het 'mariene' kleigebied wordt een waarde van 3,0 mg/l P voorgesteld, conform de huidige streefwaarde voor klei/veen. Deze waarde ligt iets boven de 90-percentiel voor totaal-fosfaat in het diepe grondwater (gras- en bouwland) en in het ondiepe grondwater in Zuid-Holland. Voor het 'mariene' veen ligt de totaal-fosfaatconcentratie waarschijnlijk lager. Een waarde van 2,0 mg/l P ligt iets boven het 90-percentielniveau in het diepe grondwater (grasland). Het beperkte aantal waarnemingen in het ondiepe grondwater in Noord-Nederland lijkt een lagere waarde te rechtvaardigen. Het maximum ligt op 0,5 mg/l P. Een waarde van 1 mg/l P komt ongeveer overeen met de 85-percentiel voor diep grondwater onder gras. De maxima in diep grondwater onder natuur en bouwland op veen zijn kleiner dan deze waarde.



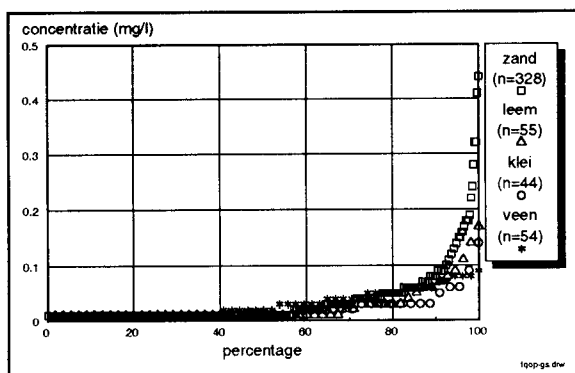
Figuur 4.4: Totaal-fosfaatconcentratie in ondiep grondwater in de provincie Utrecht per grondsoort (als P)

Bron: CSO, 1994

Ortho-fosfaat

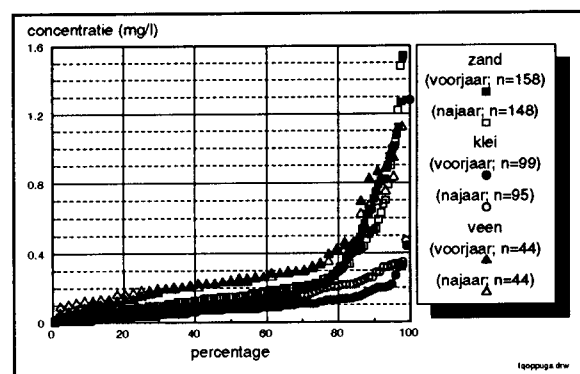
Voorgesteld wordt om een aparte streefwaarde in te voeren voor ortho-fosfaat. Deze verbinding is ons inziens geschikt als emissieindicator, in tegenstelling tot totaal-fosfaat. Het hanteren van een vaste verhouding tussen totaal- en ortho-fosfaat is ons inziens niet juist. Van Swinderen et al. (1994) rapporteren een grote variabiliteit in deze verhouding in het bovenste grondwater onder landbouwbedrijven op zand. De verhouding totaal-P : ortho-P varieerde van 1:1 tot meer dan 1:10. Recentere metingen geven aan dat de verhouding tussen de jaren ook sterk kunnen variëren afhankelijk van grondsoort (RIVM, 1994). Voor het diepe grondwater lijkt de variabiliteit beperkter (tussen 1:1 en 1:4; LGM zie bijlage II).

Er wordt voorgesteld één waarde voor zand en 'overig' veen en klei te formuleren. De onderstaande figuren 4.5 en 4.6 laten zien dat verschillen tussen grondsoorten klein zijn. In het Noord- en Midden-Limburgonderzoek is voor alle grondsoorten de 90-percentiel $\leq 0,1$ mg/l P (figuur 4.5). In de provincie Utrecht zijn de ortho-fosfaatconcentratie in zijn algemeenheid hoger dan in Limburg (figuur 4.6). De 90-percentiel voor zand en veen is gelijk en voor klei lager dan voor zand/veen. De ortho-fosfaatconcentratie onder veen is in het 0- tot 80-percentieltraject wel hoger dan onder zand/klei. Voorgesteld wordt de waarde op 0,1 mg/l vast te stellen.



Figuur 4.5: Ortho-fosfaatconcentratie in ondiep grondwater in Noord- en Midden-Limburg per grondsoort (als P).

Bron: Helm e.a., 1989.



Figuur 4.6: Ortho-fosfaatconcentratie in ondiep grondwater in de provincie Utrecht per grondsoort (als P).

Bron: De Wit en Bleuten, 1986.

Voor de 'mariene' klei- en veengebieden wordt vermoed dat van nature hogere ortho-fosfaatconcentraties voorkomen. Voor het kleigebied geeft het onderzoek van Bots e.a. (1978) hier aanwijzingen voor; zie tabel 3.5. Daarnaast zijn er LMG gegevens van 1989 die dit ondersteunen (RIVM, 1989). De verhouding tussen totaal- en ortho-fosfaat uit het Noord-Nederlandonderzoek is ongeveer 1,5. Ook in het LMG wordt deze verhouding voor

diep grondwater onder klei gevonden. Rekenend met deze verhouding komt de ortho-fosfaatnorm op 2,0 mg/l P.

Het Utrechtse onderzoek lijkt een indicatie voor de invloed in het veengebied; zie *tabel 3.7*. Echter de gemeten concentraties in dit onderzoek zijn over de gehele linie hoger. In Noord-Nederland komen geen verhoogde ortho-fosfaatconcentraties voor onder veen. Ook in het veenplas voorbeeld wordt geen ortho-fosfaat gevonden (*figuur 3.2*). In het LMG werden in 1989 (RIVM, 1989) zelden waarden boven de 1 mg/l P waargenomen. De 90-percentiel ligt op circa 0,7 mg/l P.

Het onderscheid bij klei- en veengronden in marien en overig kan op dit moment nog niet via harde criteria gerealiseerd worden. Mogelijk kan er een relatie gevonden worden, zodat een soort continu-benadering ontstaat, vergelijkbaar met de huidige streefwaarden voor zware metaalgehalten in bodem (voor zware metalen is de streefwaarde een functie van organisch-stofgehalte en kleigehalte van de bodem).

4.3.7 Slotopmerkingen

De milieukwaliteitsdoelstellingen hebben twee functies, namelijk (i) het bieden van een goede maatstaf om de kwaliteit van grondwater te beoordelen en (ii) een basis te vormen voor het formuleren van een taakstelling voor het brongerichte beleid. Gezien deze functies kan opgemerkt worden dat de in dit hoofdstuk gedane aanbevelingen voor aanpassing van de oude referentiewaarden naar onze mening een betere maatstaf vormen voor de beoordeling van de milieukwaliteit dan in 1986 mogelijk was. Met name waar het het uiteindelijk te bereiken kwaliteitsniveau betreft. Dit, ondanks de hiaten in kennis en de soms beperkte vergelijkbaarheid van gegevens (in verschillende jaren verzameld, onderzoeksmethoden, etc.).

In hoeverre de huidige streefwaarden in combinatie met een geringe afstemming op het oppervlaktewater een belemmering bij het formuleren van een taakstelling voor het brongerichte beleid is in deze notitie niet expliciet onderzocht. Door een onderscheid te maken in toestand- en emissie-parameters wordt een belangrijk deel van de kloof tussen waarden voor grondwater en oppervlaktewater verkleind. Een vergaande differentiatie van kwaliteitsdoelstellingen voor het oppervlaktewater op regionaal niveau zal de afstemming tussen de compartimenten er niet eenvoudiger op maken. Op gebiedsniveau zal een geïntegreerde aanpak onmisbaar zijn.

Al in de MILBOWA-B (VROM, 1992) wordt gesteld dat er ten aanzien van meten en toetsen van de milieukwaliteitsdoelstellingen niet voldoende duidelijkheid is. De noodzaak om te komen tot de normalisatie van bemonstering, bemonsteringsstrategieën en analysevoorschriften is nog steeds aanwezig. Onderzoek op dit gebied is ondermeer uitgevoerd in het kader van het Meetprogramma Kwaliteit Bovenste Grondwater Landbouwbedrijven (o.a. Van Swinderen et al., 1994) en in het onderzoek naar drainwaterkwaliteit in de kleigebieden (Meinardi en Van den Eertwegh, in voorbereiding).

Als laatste wordt nog opgemerkt dat onduidelijk is op welke termijn de grens- en streefwaarden gerealiseerd dienen te worden. Het in het NMP (VROM, 1989) genoemde jaar 2000 voor het realiseren van de grenswaarde voor nitraat in grondwater, is in de NMP2 (VROM, 1993) vervallen. In de MILBOWA (VROM, 1991) wordt gesteld dat aan de streefwaarde als zodanig geen realisatie termijn is verbonden, maar dat het milieubeleid er in algemene zin op gericht is om in 2010 een schoon milieu over te dragen aan de volgende generatie. Dit onder verwijzing naar het NMP1. Ten aanzien van grenswaarden wordt voor oppervlaktewater de realisatietermijn van 2000 genoemd, onder verwijzing naar de regeringsbeslissing derde nota waterhuishouding (V&W, 1990). Voor grondwater wordt in het NMP2 (VROM, 1993) gesteld dat "mede als gevolg van naijling van bodemprocessen de grond- en oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen voor 2000 niet worden gerealiseerd". Men ging er toen wel vanuit dat in 2000 evenwichtsbemesting gerealiseerd zou worden.

5. Conclusies, aanbevelingen en discussiepunten

Conclusies

De huidige streefwaarden voor grondwater zijn gebaseerd op een combinatie van motieven: enerzijds afgeleid van de functie bron voor drinkwater (nitraat-stikstof) en anderzijds op natuurlijke achtergrondwaarden (ammonium-stikstof en totaal-fosfaat).

De kwaliteitsdoelstellingen voor systeem-eigen stoffen als stikstof en fosfaat in grondwater dienen in sterke mate bepaald te worden door de gewenste kwaliteit van het oppervlaktewater. In die zin zijn de doelstellingen voor oppervlaktewater in belangrijke mate richtinggevend voor de doelstellingen in grondwater.

In MILBOWA is voor de intercompartimentele afstemming als uitgangspunt geformuleerd dat streefwaarden in het ene compartiment niet mogen leiden tot verontreiniging van het andere compartiment i.c. tot stofconcentraties boven de streefwaarde aldaar. Uit hoofdstuk 3 blijkt dat het niet uitgesloten moet worden dat de huidige streefwaarden voor grondwater kunnen leiden tot overschrijding van de grenswaarden voor oppervlaktewater. Hoewel streefwaarden voor oppervlaktewater ontbreken kan gesteld worden dat bij het huidige niveau van streefwaarden voor grondwater aan dit uitgangspunt niet voldaan wordt.

Door verschillen in type doelstelling, geldigheidsgebied van de doelstellingen en gehanteerde parameters, in combinatie met verschillen in niveaus van de betreffende waarden, kan worden geconcludeerd dat er geen sprake is van een goede intercompartimentele afstemming van doelstellingen.

De afstemming van de kwaliteitsdoelstellingen voor het milieucompartiment bodem, met daarin het grondwater, op de kwaliteitsdoelstellingen voor het oppervlaktewater is op dit moment niet mogelijk omdat:

- (i) de kwaliteit van grondwater niet eenduidig aan die van oppervlaktewater kan worden gerelateerd door zowel het ontbreken van essentiële kennis over de grootte van de procesparameters als door de grote verscheidenheid aan combinaties van bodem - grondwater - oppervlaktewater systemen;
- (ii) het geldigheidsgebied van de kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater niet dekkend met betrekking tot ligging (geen doelstellingen voor 'overige' wateren) en in de tijd (voor stikstof alleen voor de zomer);
- (iii) in het waterbeheer op goede gronden de voorkeur wordt gegeven aan verfijning van doelstellingen op niveau van waterbeheerders. De differentiatie in normstelling die hiervan het gevolg is, leidt niet tot een makkelijk te hanteren set van grondwaterdoelstellingen waarop afgestemd kan worden bij het formuleren van het brongebruikbeleid voor de bodem. Tenzij ook op dat beleidsterrein een daarop aansluitende gebiedsspecifieke differentiatie in doelstellingen wordt doorgevoerd.

Deze afstemmingsproblemen hebben ook gevolg voor het brongerichte beleid. Zo maakt bijvoorbeeld de onduidelijkheid over het geldigheidsgebied van de doelstellingen voor oppervlaktewater het moeilijk deze waarden als uitgangspunt te nemen voor de formulering van een taakstelling in het brongericht beleid. Dit probleem doet zich voor bij het formuleren van eindtermen van het mestbeleid.

Het formuleren van zowel streef- als grenswaarden voor in de bodem accumulerende stoffen als fosfaat is weinig zinvol. Voor mobiele stoffen zoals nitraat-stikstof kan dit echter wel.

De aanname dat voor fosfaat in oppervlaktewater grenswaarden geformuleerd kunnen worden impliceert dat voortschrijdende normstelling in dit compartiment wel mogelijk geacht wordt. Dit lijkt vooral ingegeven door de bestrijding van fosfaatemissies uit lokale bronnen. Met name daar waar de kwaliteit van het grondwater momenteel reeds een duidelijke invloed heeft op de kwaliteit van het oppervlaktewater, kan aan de toepasbaarheid hiervan getwijfeld worden. Hier werkt de conclusie dat voortschrijdende normstelling voor de bodem weinig zinvol is direct door naar het oppervlaktewater.

De huidige tweedeling in het geldigheidsgebied voor grondwaterdoelstellingen in zandgebieden en in klei/veengebieden lijkt onvoldoende om de natuurlijke regionale verschillen in stikstof- en fosfaatconcentraties weer te geven.

Een zekere mate van verbetering in de intercompartimentele afstemming kan bereikt worden door de streefwaarden voor grondwater gelijk te stellen aan het niveau van de (natuurlijke) achtergrondconcentratie. Ook vanuit de maatlatfunctie van de kwaliteitsdoelstellingen is een herziening zinvol.

Voor de stikstofverbindingen is voortschrijdende normstelling voor grondwater wel mogelijk. Het is alleen relevant voor nitraat, omdat voor de overige stikstofverbindingen de huidige concentratie in het grondwater niet duidelijk beïnvloed wordt door bemesting of atmosferische depositie (ammonium wordt omgezet in nitraat).

Aanbevelingen

De nadere onderbouwing c.q. uitwerking van doelstellingen voor nutriënten in overig oppervlaktewater is dringend gewenst. Op korte termijn verdient het aanbeveling het geldigheidsgebied van de oppervlaktewater doelstellingen nader te preciseren. Dit geldt zowel voor fosfaat als voor stikstof. De volgende aanbevelingen worden gedaan:

- De grenswaarde voor totaal-fosfaat voor het oppervlaktewater, met name de uitbreiding naar een jaargemiddelde waarde voor alle oppervlaktewateren, dient nader onderbouwd te worden.

- Er dient een grenswaarde voor stikstof voor het overig oppervlaktewater geformuleerd te worden. Een dergelijke doelstelling voor hiertoe behorende typen oppervlaktewater wordt momenteel niet gemist.
- Gelet op de relatie tussen zoete en zoute wateren zouden in feite ook voor brakke en zoute wateren kwaliteitsdoelstellingen ontwikkeld dienen te worden; er is voornamelijk vanuit gegaan dat de doelstellingen alleen van toepassing zijn op zoete oppervlaktewateren.
- Voor de oppervlaktewaterkwaliteitsdoelstellingen een vergelijkbare studie te verrichten, waarbij aandacht besteed wordt aan de aspecten 'plaats', 'tijd' en 'schaal' van de doelstellingen.

Het verdient aanbeveling om na te gaan of het zinvol is onderscheid te maken in toestand-parameters enerzijds en emissie-parameters anderzijds. Typische toestand-parameters, kenmerkend voor de natuurlijke bijdrage van grondwater aan de belasting van het oppervlaktewater, zijn ons inziens, organisch-fosfaat en ammonium-stikstof.

De dominante, door menselijk handelen veroorzaakte, bijdrage van het grondwater aan de belasting van het oppervlaktewater wordt gevormd door nitraat-stikstof en anorganisch fosfaat (ortho-fosfaat). Het verdient daarom aanbeveling na te gaan of deze parameters als emissie-parameters beschouwd kunnen worden.

Deze benadering komt bovendien overeen met de door de CUWVO in 1988 geformuleerde ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren (zie *tabel 3.2*).

Door het ontbreken van voldoende meetgegevens is onduidelijk of organisch-stikstof ook als toestand-parameter te beschouwen is.

Een dergelijke onderscheid maakt het ook mogelijk een betere relatie te leggen met het brongerichte beleid.

Ten aanzien van het type kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten wordt aanbevolen om:

- geen grenswaarde vast te stellen voor fosfaat in grondwater;
- een grenswaarde te handhaven voor nitraat in grondwater;
- geen grenswaarde vast te stellen voor ammonium en organisch-stikstof in grondwater.
- streefwaarden te formuleren voor het oppervlaktewater naast de bestaande grenswaarden.

Ten aanzien van de kwaliteitsdoelstellingen voor de verschillende stikstof en fosfaat verbindingen wordt aanbevolen om:

- geen kwaliteitsdoelstelling voor totaal-stikstof in grondwater te formuleren
- te onderzoeken of voor (stromende) wateren kwaliteitsdoelstellingen voor nitraat en ortho-fosfaat te formuleren zijn.

Door het gedrag van fosfaat in de bodem ligt het formuleren van een grenswaarde voor grondwater niet in de rede: voortschrijdende normstelling is niet goed mogelijk. In verband hiermee verdient het aanbeveling na te gaan of het mogelijk is nadere eisen te stellen aan de mate waarin ophoping in de bodem plaatsvindt c.q. het fosfaatfront zich in

de bodem verplaatst. Wat betreft de ophoping kan gedacht worden aan het normeren van de fosfaattoestand van de bodem welke frequent bepaald wordt in het kader van het periodieke bodemvruchtbaarheidsonderzoek.

Met betrekking tot het geldigheidsgebied van de streefwaarden voor grondwater worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- een driedeling te maken, waarbij naast zand klei en veen apart onderscheiden worden, de huidige tweedeling is niet geheel in overeenstemming met de achtergrondniveaus.
- voor zowel het klei- als het veengebied een getalsmatig onderscheid te maken tussen gebieden die onder mariene invloed staan (hebben gestaan) en overige gebieden.

Vanuit het beleid zal aangegeven moeten worden:

- wat de toegestane overschrijdingsfrequentie van de doelstelling in een reeks van jaren als gevolg van weersverschillen tussen jaren;
- op welk schaalniveau de doelstellingen van toepassing zijn.

Om de huidige en toekomstige nutrientconcentraties te kunnen toetsen aan de doelstellingen wordt geadviseerd om:

- methodieken te ontwikkelen, waarmee nutrientconcentraties in een specifiek jaar gecorrigeerd kunnen worden voor weersinvloeden.
- de methode van monsternamen en monsterbehandeling van grondwater te standaardiseren. Dit betekent met name dat voor fosfaat een validatie van methoden moet plaatsvinden.

Gezien het mogelijk belang van het tijdstip van bemonstering zal ten behoeve van deze uniformering nagegaan moeten worden :

- wat vanuit het oppervlaktewater beschouwd een relevante periode is;
- wat de fluctuaties zijn van de grondwaterkwaliteit binnen een jaar en welke de effecten zijn van de grondwaterstand op grondwaterkwaliteit.

Discussiepunten

Er zijn op dit moment geen redenen om het niveau van de huidige grenswaarde voor nitraat in het grondwater te wijzigen. Gezien de huidige nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (inclusief drainwater) onder landbouwbedrijven in het zand- en kleigebied zal de bodembelasting met stikstof in deze gebieden nog sterk moeten afnemen (brongerichte beleid). Voor het veengebied wijzen de schaarse meetcijfers uit dat de stikstof- en met name de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater laag zijn. Voor de oppervlaktewaterkwaliteit is hier naast belasting echter ontwateringstoestand en waterhuishouding ook van belang.

Voor het formuleren van brongericht beleid zijn aanpassingen van de kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater op korte termijn niet nodig. Hoewel van een goede

afstemming op oppervlaktewaterdoelstellingen thans niet gesproken kan worden, is dat op dit moment nog geen knellend probleem. Een fosfaatdoelstelling voor grondwater dient ter bescherming van het oppervlaktewater. De in 1994 uitgevoerde fosfaatdeskstudie, die in het kader van het na 1995 te voeren mest- en ammoniakbeleid is opgesteld, heeft duidelijk gemaakt dat elke fosfaat-overschot boven de 1 kg per hectare op termijn leidt tot overschrijding van de grenswaarde voor fosfaat in oppervlaktewater (0,15 mg/l totaal-P). Ook het realiseren van de huidige grondwaterdoelstelling van 0,4 mg/l P (geldig in zandgebieden) zal, gelet op de grootte van de thans gangbare overschotten, een vergelijkbare grote inspanning vergen, als het water van en uit landbouwpercelen hieraan moet voldoen. Voor stikstof ligt er vanuit de huidige kwaliteitsdoelstellingen voor nitraat in grondwater (grenswaarde 11,3 en streefwaarde 5,6 mg/l N) met name voor zandgronden nog een zeer groot "gat" tussen de nu voorkomende concentratieniveaus in het grondwater en de gewenste doelstellingen. Het niet op elkaar afgestemd zijn van grondwater- en oppervlaktewater doelstellingen is vanuit het brongerichte beleid gezien geen knelpunt voor de korte termijn.

Op basis van de gemaakte analyses wordt voorgesteld de streefwaarden te herzien zoals in *tabel 5.1* is weergegeven. Dit vooral ten behoeve van de maatlatfunctie van de streefwaarden.

Tabel 5.1 *Voorstel nieuwe streefwaarde stikstof en fosfaatverbindingen
(concentraties in mg/l , respectievelijk als N en P)*

parameter	zand	klei		veen	
		marien	overig	marien	overig
nitraat-stikstof (a) (b)	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	<5,6	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
ammonium-stikstof	<1,0	<20	<5,0	<10	<3,0
totaal-fosfaat	<0,4	<3,0	<0,4	<1,0	<0,4
ortho-fosfaat	<0,1	<2,0	<0,1	<0,7	<0,1

(a) gebaseerd op de natuurlijke achtergrondconcentratie

(b) gebaseerd op de huidige systematiek en concentraties in ondiep grondwater onder natuur.

Referenties

Boers, P., W. Laane, L. van Liere, et al. (1993). Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder? Lelystad, RIZA-notitie 93.056X (tevens verschenen als DGM-nota 93.007 en RIVM-rapport nr. 732404002).

Boumans, L.J.M. en W.H.J. Beltman (1989). Kwaliteit van het bovenste freatische grondwater in de zandgebieden van Nederland, onder bos en heidevelden. RIVM rapport nummer 724901001.

Boumans, L.J.M. (1994). Nitraat in het bovenste grondwater onder natuurgebieden op zandgrond in Nederland. RIVM rapport nummer 712300002. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.

Boumans, L.J.M. en D. Fraters (1995). Kwaliteit van het bovenste grondwater van het proefbedrijf De Marke. In: F. Aarts (redactie); Weide en Voerbou op De Marke: op zoek naar de balans tussen produktie en emissie. Rapport no. 12, Hengelo: De Marke.

Bots, W.C.P., P.C. Jansen en G.J. Noordewier (1978). Fysisch-chemische samenstelling oppervlakte- en grondwater noorden des lands. ICW regionale studies 13. Wageningen: Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding.

Breeuwsma, A, J.G.A. Reijerink, O.F. Schoumans, D.J. Brus en H. van het Loo (1989). Fosfaatbelasting van bodem, grond- en oppervlaktewater in het stroomgebied van de Schuivenbeek. SC-DLO rapport nummer 10. Wageningen: Winand Staring Centrum.

CSO, 1994. Bodemkwaliteitsmeetnet provincie Utrecht - Resultaten van de eerste meetronde van het meetnet vermessing -. CSO rapportnummer 94.022b. Bunnik: CSO Adviesbureau voor Milieuonderzoek.

CUVWO, (1980). Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorofyl, fosfaat en stikstof; resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren.

CUVWO, (1987). Vergelijkend onderzoek naar eutrofiëring van meren en plassen; resultaten van de derde eutrofiëringsenquête. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep VI.

CUVWO, (1988). Ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep V-1.

Eck, G. van, (red.)(1994). Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Projectverliesnormen, deelrapport 3. Rapport van de technische projectgroep 'N-deskstudie'.

EU (1980). Richtlijn van de raad van 15 juli 1980 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Richtlijn nummer 80/778/EEG. Brussel: Europese Gemeenschap.

EU (1991). Richtlijn van de Raad van 12 december 1991 inzake de bescherming van wateren tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen. Richtlijn nummer 91/676/EG. Brussel: Europese Gemeenschap.

Helm, P.P.M. van der, P.L. Karssemeijer, P.G.M. Kaasenbrood en H.J.T. Weerts (1989). Milieukwaliteit van het streekplangebied Noord- en Midden-Limburg; Deel A: Macro-nutriënten in het bovenste grondwater. Utrecht: Instituut voor Ruimtelijk Onderzoek, Faculteit der Ruimtelijke Wetenschappen, Rijksuniversiteit Utrecht.

Liere, L. van en W. Laane (1993). Streven naar (streef)waarden van het zoete oppervlaktewater in Nederland. In: Boers et al., Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder? Lelystad, RIZA-notitie 93.056X (tevens verschenen als DGM-nota 93.007 en RIVM-rapport nr. 732404002).

LNV (1987). Besluit van 25 maart 1987, houdende regelen met betrekking tot het op of in de bodem brengen van dierlijke meststoffen (Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen, Ministerie van Landbouw, Natuur en Visserij). Staatblad van het Koninkrijk der Nederlanden, 1987 nr. 114.

Meinardi, C.R. (1988). Veranderingen in de samenstelling van het water in de Veluwe sprengen. *H₂O (21) nr.3:52*.

Meinardi, C.R. (1991). De stroom van voedingsstoffen (stikstof, fosfor, kalium) van de bodem naar het kleine open water. Bilthoven, RIVM-rapportnummer 724903004.

Meinardi, C.R. (1993). Achtergrondsberoeeningen voor de Milieurapportage 1993. Bilthoven, interne RIVM notitie.

Meinardi, C.R. en G.A.P.H. van den Eertwegh (in voorbereiding). Onderzoek aan drainwater in de kleigebieden van Nederland; deel 1: Resultaten van het veldonderzoek. Bilthoven: RIVM rapport in voorbereiding.

Oenema, O. en T.A. van Dijk (red.) (1994). Fosfaatverliezen en fosfaatoverschotten in de Nederlandse landbouw. Projectgroep Verliesnormen, deelrapport I. Rapport van de technische projectgroep 'P-deskstudie'.

Orleans, A.B.M., P. Vos en H.J. de Graaf (1992). Nationaal aquatisch meetnet. Een vooronderzoek ten behoeve van de inrichting van een landelijk meetnet voor het oppervlaktewater. Milieubiologie R.U. Leiden, rapportnr 92-08.

Pebesma, E.J. en J.W. de Kwaadsteniet (1994). Een landsdekkend beeld van de Nederlandse grondwaterkwaliteit op 5 tot 17 meter diepte in 1991. RIVM rapport nummer 714810014. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.

Peeters, J.C.H., R.W.P.M. Laane en L. Peperzak (1993). De relatie tussen nutriënten in de Rijn en in het kustwater van de Noordzee: effecten en doelen. In: Boers et al., Eutrofiëring en beleid in Nederland, hoe verder? Lelystad, RIZA-notitie 93.056X (tevens verschenen als DGM-nota 93.007 en RIVM-rapport nr. 732404002).

Provincie Friesland (1990). Waterkwaliteitsplan 1989-1995; Beleid en beheer.

Provincie Noord-Holland (1991). Natuurlijk, water; Ecologische aspecten en normdoelstellingen. Waterhuishoudingsplan provincie Noord-Holland.

Rang, M.C. en C.J. Schouten (1987). Kwaliteitsverlies van het grondwater in Zuid-Limburg. Milieu, 2de jaargang nr. 1. Uit: RIVM, 1989.

RIVM (1989). De kwaliteit van het grondwater in Nederland. RIVM rapport nummer 728820001. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.

RIVM (1991). Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit. Meetgegevens 1991.

RIVM (1993). Milieurendement van het NMP-2; Aanvulling op de Nationale Milieuverkenning 3. Alphen aan de Rijn: Samsom H.D. Tjeenk Willink b.v.

RIVM (1994). Meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater. Meetgegevens 1992-1994.

RWS (1989). Eutrofiëring. Basisrapport Derde Nota Waterhuishouding. (Rijkswaterstaat). Nota 89.034. Lelystad: RIZA.

Steenvoorden, J.H.A.M. en H.P. Oosterom (1977). De chemische samenstelling van het ondiepe grondwater bij rundveehouderijbedrijven. ICW nota 964. Wageningen: Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding.

Staatsblad (1983). Besluit van 3 november 1983, houdende regelen inzake kwaliteitsdoelstellingen en metingen oppervlaktewateren. Stb 1983 606.

STORA (1989). Kenmerken van niet rechtstreeks door afvalwater beïnvloed binnenwater. Den Haag: Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater.

Swinderen, E.C. van, W.J. Willems, C.H.G. Daatselaar, T. de Haan en D.W. de Hoop (1994). Meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven, resultaten eerste bemonstering. RIVM rapport nummer 714901002. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.

TAUW (1991). Aanvullend chemisch onderzoek kwaliteit bodem en grondwater provincie Zuid-Holland (+bijlage). Rapportnummer: 3155951. Deventer: TAUW Infra Consults bv.

TCB (1986). Advies bodemkwaliteit. (voorlopige Technische Commissie Bodembescherming); Leidschendam, vTCB-rapporten A86/02-I en II.

TCB (1990). Advies van de Technische Commissie Bodembescherming ten behoeve van de hantering van het protocol fosfaatverzadigde gronden. Advies aan de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

TCB (1991). Advies milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (Technische Commissie Bodembescherming); Leidschendam, TCB-rapport A91/03.

TCB (1994). Advies eindverliesnormen fosfaat. TCB A10(1994). Den Haag: Technische Commissie Bodembescherming.

Vries, W. de, L.J.M. Boumans en Oltmans (in voorbereiding). Interim rapportage intensief bosmeetnet, eerste en tweede ronde (RIVM/SC-DLO/IBN-DLO).

VROM (1986). Discussienotitie Bodemkwaliteit. (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne); 's-Gravenhage, VROM-notitie. (Is tevens opgenomen als bijlage in het TCB-advies; TCB,1986).

VROM (1987). Milieuprogramma 1988-1991, voortgangsrapportage. (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne); Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20 202, nrs. 1-2. s'-Gravenhage, SDU-uitgeverij.

VROM (1989). Nationaal Milieubeleidsplan: Kiezen of Verliezen. (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne); Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nrs. 1-2. s'-Gravenhage, SDU-uitgeverij.

VROM (1991). Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne); Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr. 1. 's-Gravenhage, SDU-uitgeverij.

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 2: Milieu als maatstaf (Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne); Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, 23 560, nrs. 1-2. 's-Gravenhage, SDU-uitgeverij.

V&W (1975). Indicatief Meerjaren Programma Water 1975-1979. (Ministerie van Verkeer en Waterstaat); Tweede Kamer, vergaderjaar 19..-19..,, nrs. -.. 's-Gravenhage: SDU-uitgeverij

V&W (1981). Indicatief Meerjaren Programma Water 1980-1984. (Ministerie van Verkeer en Waterstaat); Tweede Kamer, vergaderjaar 19..-19..,, nrs. -.. 's-Gravenhage: SDU-uitgeverij

V&W (1985). Indicatief Meerjaren Programma Water 1985-1989. (Ministerie van Verkeer en Waterstaat); Tweede Kamer, vergaderjaar 1984-1985, 19 153, nrs. 1-2. 's-Gravenhage: SDU-uitgeverij

V&W (1989). Derde nota Waterhuishouding, Water voor nu en later. (Ministerie van Verkeer en Waterstaat); Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250, nrs. 1-2. 's-Gravenhage: SDU-uitgeverij

V&W (1990). Regeringsbeslissing derde Nota Waterhuishouding. Kamerstukken II, 1989-1990, 21 250 nr. 3. 's-Gravenhage: SDU-uitgeverij.

Westhoek, H.J. (red.; 1995). Verkenning van de milieu-effecten van verschillende stikstof- en fosfaatverliezen. Rapport van de werkgroep 'Quick-scan milieu-effecten'.

Wit, N.H.S.M. de en W. Bleuten (1986). Inventarisatie van de vermesting van het ondiepe gronwater in de gehele provincie Utrecht. Utrecht: Rijsuniversiteit Utrecht, vakgroep Fysische Geografie.

Bijlagen

Nutrientenconcentraties in het diepere grondwater

Uit de gegevens van het Landelijk (LMG) en de Provinciale (PMG) grondwaterkwaliteitsmeetnetten zijn voor de gegevens van 1991 (bijlage I) en 1989 (bijlage II) voor een filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter) geselecteerd. Bovendien zijn de overzichten beperkt tot het zoete grondwater, dit wil zeggen grondwater met een chlorideconcentratie (Cl) < 200 mg/l.

Standaard worden totaal-fosfaat en de volgende stikstofverbindingen bepaald: nitriet, nitraat en ammonium. Voor stikstof geldt dat alleen de resultaten van nitraat en ammonium worden weergegeven. Nitriet blijkt vrijwel nooit in concentraties van enige betekenis voor te komen.

In 1989 is naast totaal-fosfaat ook ortho-fosfaat bepaald. Voor de algemene presentatie is gekozen voor de 1991 gegevens, omdat voor dit jaar de meeste putten beschikbaar waren. De 1989 gegevens zijn gebruikt voor het ortho-fosfaatoverzicht.

In de onderstaande tabellen staan de gemiddelde-, minimum- en maximum concentratie en de frequentieverdeling (percentielen) voor totaal-fosfaat (als P), ortho-fosfaat (als P, alleen bijlage II), nitraatstikstof ($\text{NO}_3\text{-N}$), ammoniumstikstof ($\text{NH}_4\text{-N}$) en de som van beide ($\text{NH}_4\text{+NO}_3\text{-N}$; alleen 1991) in grondwater weergegeven. Tevens zijn het aantal putten vermeld.

Bijlage I

De eerste serie van drie tabellen geeft per bodemgebruik de verschillen weer tussen de grondsoorten zand, klei en veen. De onderscheiden vormen van bodemgebruik zijn: bos en natuur, bouwland en grasland.

De tweede serie van drie tabellen geeft per bodemtype de verschillen weer tussen de bodemgebruiksvormen.

Bijlage II

In drie tabellen zijn per bodemgebruik de verschillen weergegeven tussen de grondsoorten zand, klei en veen. De onderscheiden vormen van bodemgebruik zijn: bos en natuur, bouwland en grasland.

I.1 Kwaliteit van het diepere zoete grondwater onder bos en natuur

populatie: LMG en PMG; filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter)

jaar: 1991; zoet grondwater met Cl < 200 mg/l

grondsoorten: zand, klei en veen

Nitraat (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	3,33	0,03	23,4	0,42	1,44	3,26	6,70	9,31	65
klei	0,05	0,02	0,07	0,05	-	-	0,06	-	4
veen	0,03	0,03	0,03	0,03	-	-	0,03	-	5

Ammonium (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	0,26	0,01	5,81	0,04	0,07	0,12	0,19	0,50	65
klei	1,12	0,27	3,14	0,34	-	-	0,73	-	4
veen	2,16	1,10	4,30	1,15	1,57	-	2,67	-	5

"Totaal"-stikstof (NH₄-N + NO₃-N in mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	3,59	0,04	23,4	0,81	1,45	3,32	7,13	9,32	65
klei	1,17	0,30	3,20	0,40	-	-	0,80	-	4
veen	2,19	1,13	4,33	1,18	1,60	-	2,70	-	5

Totaal-fosfaat (mg/l P)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	0,08	0,02	0,31	0,06	0,06	0,06	0,09	0,15	65
klei	0,58	0,15	1,18	0,45	-	-	0,53	-	4
veen	0,31	0,06	0,76	0,10	0,14	-	0,47	-	5

I.2 Kwaliteit van het diepere zoete grondwater onder bouwland

populatie: LMG en PMG; filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter)

jaar: 1991; zoet grondwater met Cl < 200 mg/l

grondsoorten: zand, klei en veen

Nitraat (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	22,0	0,03	113	5,92	19,9	31,7	47,5	61,0	60
klei	0,08	0,03	0,47	0,04	0,04	0,06	0,06	0,07	15
veen	1,59	0,03	17,1	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	11

Ammonium (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	1,34	0,01	25,7	0,03	0,08	0,43	1,58	3,19	65
klei	11,1	0,04	38,8	5,37	11,2	12,9	15,1	24,8	15
veen	4,24	0,01	10,1	3,03	4,39	4,69	5,30	5,78	11

"Totaal"-stikstof ($NH_4-N + NO_3-N$ in mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	23,4	0,09	113	8,28	19,9	31,7	47,5	64,3	60
klei	11,2	0,28	38,8	5,44	11,2	13,0	15,1	24,9	15
veen	5,82	0,85	17,1	4,42	4,72	5,33	5,81	9,55	11

Totaal-fosfaat (mg/l P)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	0,19	0,02	2,33	0,06	0,06	0,06	0,20	0,41	60
klei	1,23	0,06	4,44	0,46	1,13	1,35	1,82	2,28	15
veen	0,18	0,06	0,43	0,09	0,11	0,12	0,12	0,37	11

I.3 Kwaliteit van het diepere zoete grondwater onder grasland

populatie: LMG en PMG; filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter)

jaar: 1991; zoet grondwater met Cl < 200 mg/l

grondsoorten: zand, klei en veen

Nitraat (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	2,98	0,03	40,6	0,03	0,04	0,07	0,06	6,49	87
klei	0,69	0,03	14,8	0,03	0,04	0,04	0,07	0,10	33
veen	0,04	0,03	0,10	0,03	0,03	0,03	0,04	0,09	20

Ammonium (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	1,13	0,01	12,4	0,43	0,62	0,74	1,56	2,21	87
klei	6,36	0,01	37,0	1,08	1,52	4,52	11,7	19,6	33
veen	5,54	0,14	27,4	3,14	4,06	5,55	6,69	9,42	20

"Totaal"-stikstof (NH₄-N + NO₃-N in mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	4,11	0,08	40,6	0,76	1,48	1,98	4,38	9,71	87
klei	7,05	0,23	37,1	1,55	1,81	7,14	11,8	19,6	33
veen	5,58	0,17	27,5	3,17	4,09	5,69	6,72	9,45	20

Totaal-fosfaat (mg/l P)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
zand	0,22	0,02	1,59	0,12	0,15	0,22	0,29	0,45	87
klei	1,00	0,06	4,32	0,52	0,59	0,62	1,43	2,44	33
veen	0,57	0,09	2,24	0,28	0,43	0,56	0,71	1,66	20

I.4 Vergelijking van bodemgebruiksvormen per grondsoort: 1. zandgrond

filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter)

jaar: 1991

populatie: LMG en PMG

zoet grondwater: Cl < 200 mg/l

***nitraat* (mg/l N)**

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	3,33	0,03	23,4	0,42	1,44	3,26	6,70	9,31	65
bouwland	22,0	0,03	113	5,92	19,9	31,7	47,5	61,0	60
grasland	2,98	0,03	40,6	0,03	0,04	0,07	0,60	6,49	87

***ammonium* (mg/l N)**

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	0,26	0,01	5,81	0,04	0,07	0,12	0,19	0,50	65
bouwland	1,34	0,01	25,7	0,03	0,08	0,43	1,58	3,19	60
grasland	1,13	0,01	12,4	0,43	0,62	0,74	1,56	2,21	87

***"Totaal"-stikstof* ($NH_4-N + NO_3-N$ in mg/l N)**

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	3,59	0,04	23,4	0,81	1,45	3,32	7,13	9,32	65
bouwland	23,4	0,09	113	8,28	19,9	31,7	47,5	64,3	60
grasland	4,11	0,08	40,6	0,76	1,48	1,98	4,38	9,71	87

***Totaal-fosfaat* (mg/l P)**

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	0,08	0,02	0,31	0,06	0,06	0,06	0,09	0,15	65
bouwland	0,19	0,02	2,33	0,06	0,06	0,06	0,20	0,41	60
grasland	0,22	0,02	1,59	0,12	0,15	0,22	0,29	0,45	87

I.5 Vergelijking van bodemgebruiksvormen per grondsoort: 2. kleigrond

filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter)

jaar: 1991

populatie: LMG en PMG

zoet grondwater: Cl < 200 mg/l

nitraat (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	0,05	0,02	0,07	0,05	-	-	0,06	-	4
bouwland	0,08	0,03	0,47	0,04	0,04	0,06	0,06	0,07	15
grasland	0,69	0,03	14,8	0,03	0,04	0,04	0,07	0,10	33

ammonium (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	1,12	0,27	3,14	0,34	-	-	0,73	-	4
bouwland	11,1	0,04	38,8	5,37	11,2	12,9	15,1	24,8	15
grasland	6,36	0,01	37,0	1,08	1,52	4,52	11,7	19,6	33

"Totaal"-stikstof (NH₄-N + NO₃-N in mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	1,17	0,30	3,20	0,40	-	-	0,80	-	4
bouwland	11,2	0,28	38,8	5,44	11,2	13,0	15,1	24,9	15
grasland	7,05	0,23	37,1	1,55	1,81	7,14	11,8	19,6	33

Totaal-fosfaat (mg/l P)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	0,58	0,15	1,18	0,45	-	-	0,53	-	4
bouwland	1,23	0,06	4,44	0,46	1,13	1,35	1,82	2,28	15
grasland	1,00	0,06	4,32	0,52	0,59	0,62	1,43	2,44	33

I.6 Vergelijking van bodemgebruiksvormen per grondsoort: 3. veengrond

filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter)

jaar: 1991

populatie: LMG en PMG

zoet grondwater: Cl < 200 mg/l

nitraat (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	0,03	0,03	0,03	0,03	-	-	0,03	-	5
bouwland	1,59	0,03	17,1	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	11
grasland	0,04	0,03	0,10	0,03	0,03	0,03	0,04	0,09	20

ammonium (mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	2,16	1,10	4,30	1,15	1,57	-	2,67	-	5
bouwland	4,24	0,01	10,1	3,03	4,39	4,69	5,30	5,78	11
grasland	5,54	0,14	27,4	3,14	4,06	5,65	6,69	9,42	20

"Totaal"-stikstof (NH₄-N + NO₃-N in mg/l N)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	2,19	1,13	4,33	1,18	1,60	-	2,70	-	5
bouwland	5,82	0,85	17,1	4,42	4,72	5,33	5,81	9,55	11
grasland	5,58	0,17	27,5	3,17	4,09	5,69	6,72	9,45	20

Totaal-fosfaat (mg/l P)

bodemgebruik	gemiddeld	min	max	50%	60%	70%	80%	90%	aantal
bos/natuur	0,31	0,06	0,76	0,10	0,14	-	0,47	-	5
bouwland	0,18	0,06	0,43	0,09	0,11	0,12	0,12	0,37	11
grasland	0,57	0,09	2,24	0,28	0,43	0,56	0,71	1,66	20

II.1 Kwaliteit van het diepere zoete grondwater onder bos en natuur

populatie: LMG en PMG (Groningen, Gelderland en Zuid-Holland);

filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter)

jaar: 1989; zoet grondwater met Cl < 200 mg/l

grondsoorten: zand, klei en veen

ortho-P	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	44	0,01	0,14	4,14	0,01	0,04	0,04	0,05	0,08	0,11
klei	2	0,37	0,53	0,69	-	-	-	-	-	-
veen	4	0,05	0,25	0,69	-	-	-	-	-	-

totaal-P	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	53	0,06	0,08	4,25	0,03	0,03	0,03	0,06	0,09	0,12
klei	3	0,06	0,59	1,18	-	-	-	-	-	-
veen	4	0,06	0,30	0,86	-	-	-	-	-	-

nitraat-N	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	56	0,14	3,38	19,69	0,14	0,14	1,28	2,30	4,49	13,1
klei	3	0,03	0,59	1,18	-	-	-	-	-	-
veen	4	0,14	0,14	0,14	-	-	-	-	-	-

ammonium-N	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	56	0,01	0,27	4,14	0,01	0,03	0,05	0,12	0,18	0,47
klei	3	0,01	1,23	3,44	-	-	-	-	-	-
veen	4	0,87	2,42	4,55	-	-	-	-	-	-

II.2 Kwaliteit van het diepere zoete grondwater onder bouwland

populatie: LMG en PMG (Groningen, Gelderland en Zuid-Holland);

filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter)

jaar: 1989; zoet grondwater met Cl < 200 mg/l

grondsoorten: zand, klei en veen

ortho-P	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	32	0,01	0,76	18,87	0,02	0,04	0,06	0,10	0,21	0,38
klei	20	0,01	1,68	10,2	0,15	0,57	1,25	1,82	2,59	3,62
veen	10	0,01	0,96	4,37	0,01	0,12	0,3	0,44	1,31	2,98

totaal-P	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	41	0,03	0,65	19,2	0,03	0,03	0,03	0,06	0,22	0,46
klei	20	0,03	1,95	10,5	0,42	0,99	1,7	2,1	2,73	3,72
veen	10	0,03	1,02	4,38	0,03	0,12	0,4	0,46	1,36	3,22

nitraat-N	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	41	0,14	20,72	124	0,14	0,14	13,7	22,1	39	48,8
klei	20	0,14	9,68	191	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
veen	10	0,14	0,67	4,04	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	1,55

ammonium- N	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	41	0,01	3,62	73,25	0,01	0,08	0,54	1,01	2,85	5,52
klei	20	0,16	13,61	63,99	5,9	7,93	12,05	13,05	16,39	24,76
veen	10	0,04	8,71	31,27	0,78	2,93	5,3	5,44	15,54	22,27

II.3 Kwaliteit van het diepere zoete grondwater onder grasland

populatie: LMG en PMG (Groningen, Gelderland en Zuid-Holland);

filterdiepte 5-15 m beneden maaiveld (bovenkant filter)

jaar: 1989; zoet grondwater met Cl < 200 mg/l

grondsoorten: zand, klei en veen

ortho-P	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	71	0,01	0,02	3,22	0,04	0,09	0,13	0,15	0,21	0,29
klei	31	0,01	1,03	4,42	0,16	0,4	0,45	0,54	1,79	2,48
veen	23	0,05	1,17	10,7	0,09	0,23	0,38	0,50	1,17	1,43

totaal-P	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	79	0,03	0,22	3,41	0,03	0,12	0,15	0,19	0,25	0,38
klei	31	0,03	1,22	5,58	0,29	0,57	0,63	0,71	1,92	2,64
veen	23	0,09	1,26	10,7	0,15	0,26	0,45	0,71	1,09	2,23

nitraat-N	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	79	0,14	3,73	68,7	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	7,35
klei	31	0,14	0,33	2,70	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
veen	23	0,14	0,15	0,32	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14

ammonium- N	aantal	min.	gem.	max.	25%	50%	60%	70%	80%	90%
zand	79	0,01	1,29	13,25	0,11	0,38	0,51	0,69	1,79	4,56
klei	31	0,01	8,31	38,32	0,5	1,54	9,52	10,96	13,54	21,02
veen	23	0,08	8,64	28,08	0,82	3,35	4,25	8,28	10,9	25,83