

Rapport nr. 500031002/2005

Milieukwaliteit en verliesnormen

Achtergrondrapport deelproject Milieu van de Evaluatie Meststoffenwet 2004

W.J. Willems, J. Kamps ¹, O.F. Schoumans ² en G.L. Velthof ²

Contact:

W.J. Willems, Milieu- en Natuurplanbureau

jaap.willems@mnp.nl

¹ RIZA

² Alterra, Wageningen-UR



Rijkswaterstaat
RIZA



ALTEERRA
WAGENINGEN UR

Dit project is uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) en het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit (LNV) en is onderdeel van het project Evaluatie Meststoffenwet (nr 500031).

Milieu- en Natuurplanbureau, Postbus 303, 3720 AH Bilthoven, telefoon: 030-274 27 45; fax: 030-274 44 79

Rapport in het kort

Milieukwaliteit en verliesnormen

Achtergrondrapport deelproject Milieu van de Evaluatie Meststoffenwet 2004 (EMW2004)

Het mestbeleid van de afgelopen jaren heeft geleid tot lagere stikstof- en fosfaatoverschotten. De kwaliteit van het grondwater (nitraat) en in mindere mate die van het oppervlaktewater, is hierdoor verbeterd. Wat betreft fosfor is er echter geen sprake van een verbetering van de waterkwaliteit.

Op basis van modelonderzoek en metingen is nagegaan wat het lot van het stikstof- en fosfaatoverschot is. De relatie tussen overschot en milieu wordt door veel factoren beïnvloed en verschilt sterk tussen stikstof en fosfor. Het fosforoverschot wordt sterk aan de bodemdeeltjes gebonden. Op basis van metingen is een nieuwe raming van het areaal fosfaatverzadigde gronden gemaakt. Circa 56% van de cultuurgrond kan als verzadigd worden beschouwd.

Bij stikstof is naast ophoping ook sprake van afbraak (denitrificatie). Voorts is gekeken naar de invloed van de bodemopbouw en de grondwaterstand op de nitraatconcentratie in het grondwater. Hiermee verbonden is de vraag of de milieudoelstelling voor nitraat (nu in het bovenste grondwater) niet zou kunnen gelden op een grotere diepte, rekening houdend met het optreden van nitraatafbraak in de bodem. Er zijn nog veel onzekerheden omtrent het verloop van nitraat met de diepte en de mogelijk nadelige effecten op grond- en oppervlaktewater daarvan, om tot een concreet advies te komen.

Behalve bij meren en plassen, is er weinig ervaring met aanvullende of effectgerichte maatregelen ter bescherming van het oppervlaktewater. Over de effectiviteit van dergelijke maatregelen is dan ook weinig bekend.

Het strengere mestbeleid van de afgelopen jaren heeft geen aantoonbaar nadelig effect gehad op de bodemvruchtbaarheid (organische stof, fosfaat). Er is wat betreft een aantal andere emissies sprake van een positieve bijdrage van het mestbeleid, met name bij lachgas (60% van afname). Bij ammoniak en zware metalen is de bijdrage van het mestbeleid kleiner (circa 25% van de afname).

Trefwoorden: meststoffen, nutriëntenoverschot, grondwater, oppervlaktewater, nitraat, stikstof, fosfor, fosfaatverzadigde gronden, denitrificatie, effectgerichte maatregelen, bodemvruchtbaarheid, lachgas, ammoniak, zware metalen.

Abstract

Environmental quality and nutrient loss standards

Background report as part of the evaluation of the Fertilisers Act 2004

The Dutch agricultural minerals policy resulted in lower nitrogen surpluses of the cultivated area. This had a positive effect on nitrate concentrations in groundwater and to a lesser degree on total nitrogen concentrations in surface water. Despite the even greater lowering of phosphorus surpluses, there was no improvement in P-concentrations in ground- and surface water.

Soil and hydrological factors are responsible for the slow response to land based measures of surface water quality in general, and of P-concentrations in particular.

The fate of the nitrogen and phosphorus surplus is based on modelresearch and field experiments

The relationship between surplus and environmental quality is governed by a number of processes and differs between nitrogen and phosphorus. Nearly all surplus-P is bound to soil particles and accumulates in the top soil layers. Based on soil survey data the area with phosphorus saturated soils is estimated at circa 56% of the cultivated area.

For nitrogen apart from accumulation in the soil, an important part of the surplus is decayed.

Soil wetness, e.g. the depth of the groundwater table, has a distinct effect on nitrate concentrations in sandy soils.

The current Dutch policy aims at reaching the nitrate concentration of 50 mg/l in shallow groundwater (upper 1 meter). Whether this level can be safely lowered to a greater depth, taking into account the effect of decay (denitrification), ultimately leading to a higher N-input, is uncertain, because there is a limited knowledge of the detrimental side effects on ground- and surface water.

Apart from shallow lakes (lake restoration projects) there is little experience with effect oriented measures along streams which can enhance the improvement of the water quality situation.

The lowering of nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture of the last years had no demonstrable detrimental effects on soil fertility e.g. the organic matter and phosphorus content of the soil.

The minerals policy based on the Fertiliser Act (and the Soil Protection Act) contributed for circa 25% to the decrease of copper and zinc inputs as well as ammonia emission to the atmosphere.

However, the emission of nitrous oxide decreased with about 60% due to the minerals policy measures.

Key words: fertiliser, manure, nutrient surplus, groundwater, surface water, nitrate, nitrogen, phosphorus, phosphorus saturated soils, denitrification, effect oriented measures, soil fertility, nitrous oxide, ammonia, heavy metals.

Voorwoord

De in dit rapport opgenomen informatie is het resultaat van de werkzaamheden die zijn uitgevoerd in deelproject 'Milieukwaliteit en verliesnormen' van de Evaluatie Meststoffenwet 2004 en die samengevat zijn opgenomen in hoofdstuk 6 van het rapport 'Mineralen beter geregeld' (RIVM, 2004a).

Deze rapportages konden niet geschreven worden zonder de bijdrage van:

Hein ten Berge (PRI: Synthese Nitraatprojecten)
Paul Boers (RIZA: Effectgerichte maatregelen)
Hans Peter Broers en Jasper Griffioen (NITG-TNO: Toetsdiepte nitraat)
Dico Fraters en Leo Boumans (RIVM: data Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid)
Ton van Leeuwen (LEI: Bedrijven Informatie Netwerk)
Linda van der Weijden en Simon Molenaar (NMI: Zware metalen)
Gert Jan Noij (Alterra: Effectgerichte maatregelen)
Sandra Plette (RIZA: Samenvatting DOVE projecten).
Rob Portielje (RIZA: Kwaliteit van door de landbouw beïnvloede oppervlaktewateren)

Achter deze namen gaan nog tal van medewerkers schuil van met name Alterra, PRI, RIZA, RIKZ en RIVM die in de achterliggende rapportages met name worden genoemd en die eveneens een onmisbare bijdrage hebben geleverd. Deze rapportages zijn vermeld in Bijlage 1.

De auteurs danken ir S.M. Smeulders (Ministerie van VROM) en drs E.A.J. Mulleneers (Ministerie van LNV) van de ambtelijke projectgroep voor het sturen en begeleiden van dit onderdeel van het evaluatieproject.

De informatie in het voorliggende rapport vormt de weerslag van de stand van kennis op het moment van publicatie van het hoofdrapport (april 2004).

Inhoud

SAMENVATTING	9
1. INLEIDING	13
2. VRAAGSTELLING EN WERKWIJZE	15
3. MILIEUDOELSTELLINGEN	17
3.1 DOELEN VOOR KWALITEIT EN BELASTING.....	17
3.2 DE KADERRICHTLIJN WATER	18
3.3 NORMEN VOOR ZOUTE WATEREN.....	20
3.4 CONCLUSIES	21
4. MILIEUKWALITEIT EN BELASTING OPPERVLAKTEWATER 1985-2002	23
4.1 KWALITEIT: ONTWIKKELING EN ACTUELE SITUATIE	23
4.1.1 Fosfaat in de bodem.....	23
4.1.2 Fosfor en stikstof in grondwater van landbouwbedrijven.....	28
4.1.3 Fosfor en stikstof in regionaal oppervlaktewater.....	38
4.1.4 Fosfor en stikstof in kust- en zeewater	44
4.2 BELASTING VAN HET OPPERVLAKTEWATER MET NUTRIËNTEN	44
4.2.1 Fosfor.....	44
4.2.2 Stikstof.....	46
4.2.3 Toetsing aan afgesproken reductiedoelstellingen.....	46
5. EFFECT VAN NUTRIËNTENOVERSCHOTTEN OP HET MILIEU	51
5.1 INLEIDING	51
5.2 LOT VAN HET N- EN P-OVERSCHOT.....	51
5.2.1 Resultaten landelijke berekeningen.....	51
5.2.2 Enkele resultaten op lokaal niveau (DOVE projecten).....	54
5.3 RESPONSSNELHEID VAN MAATREGELLEN	58
5.3.1 Nitraat in grondwater en stikstof in oppervlaktewater	58
5.3.2 Fosfor in bodem en water	59
5.4 FACTOREN DIE DE NITRAATCONCENTRATIE VAN HET GRONDWATER BËINVLOEDEN	61
5.4.1 Wat is de invloed van de grondwaterstand op de nitraatconcentratie?	61
5.4.2 Wat zijn de actuele grondwaterstanden?	62
5.4.3 Waar ligt de Gt-grens voor uitspoelingsgevoelige gronden?.....	63
5.4.4 Welke factoren spelen een rol bij denitrificatie?.....	63
5.5 RELATIE BEDRIJFSVOERING EN NITRAATCONCENTRATIE VAN HET GRONDWATER	67
5.5.1 Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid	67
5.5.2 Nitraatprojecten.....	70
5.5.3 MINAS-normen op bedrijfsniveau of op perceelsniveau?.....	75
5.6 NAAR EEN ANDERE TOETS DIEPTE VOOR NITRAAT IN GRONDWATER?.....	75
6. MILIEUGEVOLGEN VAN AANVULLENDE MAATREGELLEN	83
6.1 OMSCHRIJVING EN WERKWIJZE.....	83
6.2 ERVARINGEN MET AANVULLENDE MAATREGELLEN	84
6.3 MOGELIJKHEDEN VAN AANVULLENDE MAATREGELLEN	85
7. NEVENGEVOLGEN VAN DE MESTSTOFFENWET EN FLANKEREND BELEID	89
7.1 BODEMVRUCHTBAARHEID.....	89
7.1.1 Effect op het organische stofgehalte van de bodem	89
7.1.2 Fosfaat	91
7.2 EMISSIE VAN ZWARE METALEN, AMMONIAK EN LACHGAS	93
7.2.1 Zware metalen.....	93
7.2.2 Ammoniak	96
7.2.3 Lachgas.....	97
7.2.4 Bijdrage van het mestbeleid.....	98
LITERATUUR	99

BIJLAGE 1 ACHTERGRONDRAPPORTEN DEELPROJECT 'MILIEU'	105
BIJLAGE 2 AANVULLENDE MAATREGELEN OP HET MESTBELEID.....	106

Samenvatting

Het voorliggende rapport bevat de achtergrondinformatie over de relatie tussen meststoffengebruik en mineralenoverschotten in de landbouw en de kwaliteit van bodem, grond- en oppervlaktewater. De hoofdvraag (wat heeft de Meststoffenwet voor effect op het milieu gehad) kan worden opgesplitst in de volgende vier kernvragen:

- Wat is de huidige milieukwaliteit en hoe heeft deze zich de afgelopen jaren (1997-2003) ontwikkeld onder invloed van het door de meststoffenregelgeving beïnvloede mineralengebruik in de landbouw?
- Wat zijn de effecten van het landbouwkundig handelen op het milieu en welke factoren zijn hierop van invloed?
- Welke bijdrage hebben aanvullende maatregelen geleverd en kunnen deze leveren?
- Wat zijn de nevengevolgen van het mestbeleid op de bodemvruchtbaarheid en op emissies van andere stoffen (metalen, ammoniak en lachgas)?

Milieudoelstellingen

Voor de beoordeling van de kwaliteit zijn doelstellingen of normen van belang. Er zijn op het gebied van milieunormen ten opzichte van de vorige evaluatie uit 2002 weinig nieuwe ontwikkelingen geweest. De Kader Richtlijn Water kan een belangrijk effect hebben maar de gedachtevorming en beleidsontwikkeling over ecologische doelen en daarvan afgeleide normen voor stikstof en fosfor zijn nog niet afgerond. In internationaal verband (OSPAR) is voor het zeewater een nadere definitie van gebieden tot stand gekomen die vanuit eutrofiëring als 'problem area' zijn aan te merken.

Fosfaat in de bodem

Op basis van bodemanalyses voor bemestingsadvies (bodemiaag 0-25 cm) in de periode 1999-2000, blijkt de fosfaattoestand van de Nederlandse landbouwgronden zodanig dat op circa 40% van het areaal alleen de gewasafvoer gecompenseerd zou behoeven te worden. Hier is geen overschot nodig (P-toestand ruim voldoende tot hoog). Circa 30% van de landbouwgrond heeft een P-toestand hoog. Hier is, uitgaande van het landbouwkundig bemestingsadvies, voor de gewasproductie in het geheel geen fosfaatbemesting nodig. Op naar schatting 4% van het areaal is de fosfaattoestand laag. Beleid en praktijk houden onvoldoende rekening met de fosfaattoestand van landbouwgronden.

Met behulp van profielgegevens in de periode 1992-2000 (bodemiaag 0-120 cm) is nader onderzocht welk areaal landbouwgronden fosfaatfixerend is en welk areaal als fosfaatverzadigd beschouwd moet worden. Circa 20.000-60.000 ha (1-3% van totale areaal) is mogelijk fosfaatfixerend. Methoden voor identificatie van fixerende gronden en aanbevelingen voor milieuverantwoorde bemesting zijn ontwikkeld.

Op grond van de huidige inzichten is circa 1,3 miljoen ha landbouwgrond als fosfaatverzadigd te beschouwen (56% van areaal). Dit areaal is kleiner dan eerder werd ingeschat op grond van indicatieve berekeningen op nationale schaal. Momenteel kan alleen in globale zin een risico voor de P-belasting van het oppervlaktewater worden bepaald. Het werkelijke risico moet op de schaal van (deel)stroomgebieden in kaart worden gebracht.

Kwaliteit grond- en oppervlaktewater

De kwaliteit van grond- en oppervlaktewater is wat betreft stikstof in de periode na 1997 verbeterd. Voor grondwater is het een voortzetting van een al eerder ingezette ontwikkeling. Na correctie voor weereffecten en steekproefsamenstelling voldeed 20% van de bemonsterde bedrijven in het zandgebied in 2000-2002 aan de 50 mg/l doelstelling voor nitraat. In 1992-1995

was dit percentage 7%. In het kleigebied voldeed 70% van de bemonsterde bedrijven in 2000-2002 aan deze doelstelling.

Gemiddeld is de gecorrigeerde nitraatconcentratie in het zandgebied gedaald van 135 mg/l (1992-1995) naar 93 mg/l (2000-2002). In het kleigebied is de gemiddelde gecorrigeerde concentratie 44 mg/l (2000-2002).

Voor stikstof in oppervlaktewater is de concentratieafname van recente datum (na 1997) en deze loopt synchroon met het recente mestbeleid en het dalende stikstofoverschot.

De fosforconcentraties in grond- en oppervlaktewater zijn, ondanks de grote daling van het P-overschot in de landbouw, niet gedaald. Voor het oppervlaktewater, dat door de landbouw is beïnvloed, lijkt de laatste jaren eerder sprake te zijn van een toename. Er zijn voor P geen effecten van het recente mestbeleid op de chemische samenstelling van grond- en oppervlaktewater aantoonbaar.

De stikstofbelasting van het oppervlaktewater door af- en uitspoeling daalt licht. De P-belasting daarentegen neemt toe en dit is in overeenstemming met de ontwikkeling van de N- en P-concentratie in door de landbouw beïnvloede oppervlaktewateren.

De afgesproken reductiedoelstelling van 50% ten opzichte van de totale emissie in 1985 is voor P wel (69%) en voor N nog niet gehaald (30%). Voor P komt de reductie voor rekening van de aanpak van puntbronnen (industrie en RWZI's). Af- en uitspoeling van landbouwgronden was hier een kleine post (13%) en deze post is relatief in belang toegenomen (nu 54%). Voor N was de af- en uitspoeling uit landbouwgronden in 1985 al veruit de grootste post (36%) en dat aandeel is momenteel 51%.

Milieueffecten van dalende mineralenoverschotten

De effecten van de afnemende N- en P overschotten op de bedrijven manifesteren zich niet direct in een verbetering van de milieukwaliteit. Er zijn tal van bodemkundige en hydrologische factoren die invloed hebben op de respons. Dit betreft met name de respons op het oppervlaktewater. Voor het bovenste grondwater in de zandgebieden geldt echter dat nitraat snel reageert op de lager wordende N-overschotten. Deze respons is zeer direct: binnen 1-2 jaar kan al een effect worden waargenomen. Fosfor bevindt zich aan de andere kant van de schaal: het vertoont een zeer geringe respons als gevolg van buffering door de grote voorraad P die de afgelopen decennia in de bodem is opgebouwd.

Voor nitraat uitspoelingsgevoelige zand- en lössgronden

De Meststoffenwet (MINAS normen) maakt voor stikstof onderscheid in uitspoelings-gevoelige en overige gronden. Uitspoelingsgevoelige gronden zijn zand- en lössgronden met een diepe grondwaterstand (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand > 80 cm beneden maaiveld; grondwatertrappen 7 en 8). De aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden is gebaseerd op een grotendeels verouderde bodemkartering. Een beperkte steekproefkartering wijst uit dat er een aanzienlijke verdroging heeft plaatsgevonden: er zijn nu meer gronden met grondwatertrap 7 en 8.

Het voorkomen van klei- en leemlagen in de bodem heeft geen grote invloed op afbraak van nitraat door denitrificatie. Veenlagen in het bodemprofiel hebben dat wel. Uit een steekproefkartering blijkt dat veel veenlagen zijn gedeformeerd of zelfs zijn verdwenen. Het rekening houden met de aanwezigheid van veenlagen in de bodem vergt nader onderzoek naar het voorkomen hiervan. Het meenemen van veenlagen als factor bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden zal deze aanwijzing verder compliceren.

De vraag of gronden met grondwatertrap 6 (Gemiddeld hoogste grondwaterstand tussen 40 en 80 cm beneden maaiveld) ook als uitspoelingsgevoelig moeten worden aangemerkt kon niet eenduidig beantwoord worden. De grens blijkt, afhankelijk van de studie en het jaar van waarneming, tussen 50 en 70 cm beneden maaiveld te liggen.

De relatie tussen N-overschot en nitraat in grondwater is voor melkveebedrijven op zandgrond vrij sterk, maar voor akkerbouw op zand minder goed. Zowel uit het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid als uit de Nitraatprojecten kon voor melkveebedrijven op zand een indicatieve waarde voor het N-overschot worden afgeleid waarbij de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater aan de 50 mg/l doelstelling beantwoordt. Deze ligt beneden de waarde die overeenkomt met de ten tijde van de evaluatie geldende verliesnormen van 2003, en ligt lager naarmate er meer UG gronden op een bedrijf voorkomen. Soortgelijke inzichten zijn er ook wat betreft de N-aanvoer via mest (kunstmest en dierlijke mest).

Toetsdiepte nitraat in grondwater

Naar aanleiding van aanbevelingen in de Evaluatie 2002 is een verkenning uitgevoerd naar een eventueel vergroten van de diepte in de verzadigde zone waar aan de nitraatnorm voldaan moet worden (toetsdiepte discussie). De huidige toetsdiepte is het bovenste grondwater, zoals meerdere malen door de Nederlandse regering aan de Europese Commissie is meegedeeld. Deze diepte heeft voordelen omdat hier een directe relatie met de bemesting te leggen is en omdat de meting relatief eenvoudig uit te voeren is. Als op een grotere diepte getoetst zou worden (bijvoorbeeld op circa 10 m diepte) gaat dit verband verloren: de responstijd wordt groter en de herkomst van het water wordt onzeker. Ook neemt de meetinspanning toe. Als er gekozen wordt om dit verband los te laten, dan zal - om op milieuverantwoorde wijze met denitrificatie in de verzadigde zone rekening te houden - nader onderzoek naar de denitrificatiecapaciteit van met name zandgronden en de mogelijke nadelige effecten van denitrificatie moeten plaatsvinden. Ook de effecten op de N-uitspoeling naar het oppervlaktewater verdienen dan nadere analyse.

Aanvullende, effectgerichte maatregelen

Door middel van een enquête bij de waterbeheerders is nagegaan of er in de praktijk op de mestregelgeving aanvullende, veelal effectgerichte, maatregelen genomen zijn voor bescherming en eventueel herstel van watersystemen. De respons op de enquête was beperkt, en behalve bij meren en plassen, blijkt er bij andere watersystemen weinig of geen ervaring met aanvullende maatregelen te zijn. In enkele gebieden worden wel bufferstroken en teeltvrije zones toegepast maar de effectiviteit daarvan is niet bekend.

Nevengevolgen voor bodemvruchtbaarheid en andere emissies

Er zijn geen aanwijzingen dat het mestbeleid van de afgelopen jaren heeft geleid tot een vermindering van de bodemvruchtbaarheid (organische stof en fosfaat).

De emissies van zware metalen (cadmium, koper en zink) en gasvormige stikstofverbindingen (ammoniak en lachgas) zijn al jaren aan het afnemen en zijn vanaf 1997 verder verminderd. Voor zware metalen is gekeken naar de uitwerking van in 1997 geformuleerde beleidsvoornemens.

Deze zijn om verschillende redenen, onder andere vanwege lage prioriteit, niet of maar ten dele uitgevoerd. Overigens dienen de metaalstromen beter in kaart gebracht te worden.

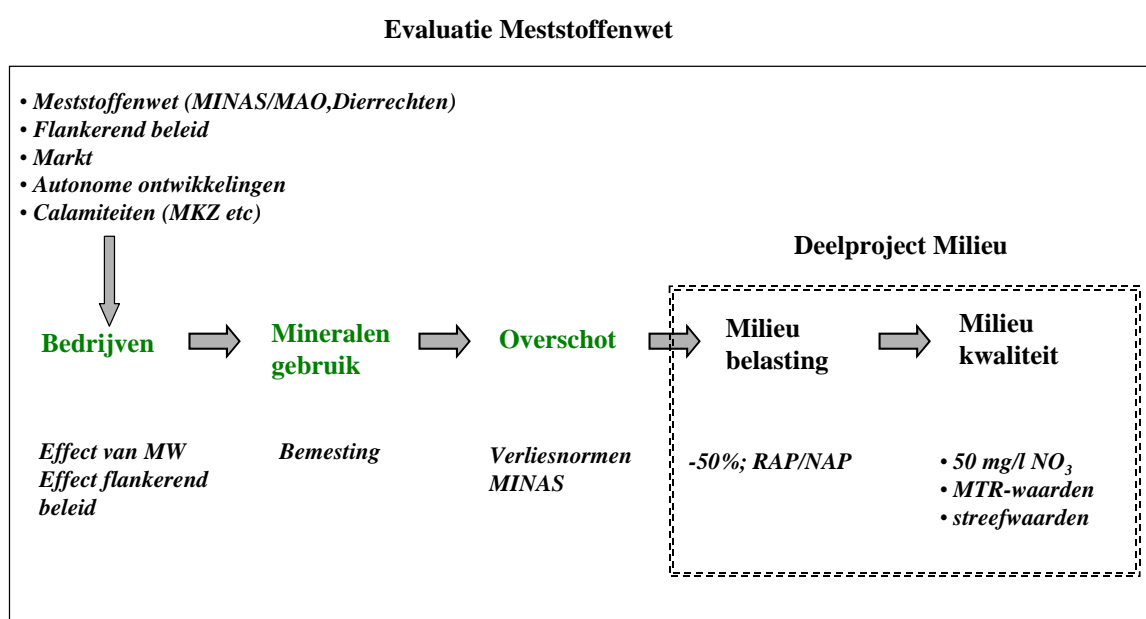
De bijdrage van het mestbeleid aan de afname van de emissie van zware metalen koper en zink en ammoniak is berekend op circa 25% en voor lachgas op 60%.

1. Inleiding

De evaluatie van de Meststoffenwet 2004 is de vierde evaluatie van de Meststoffenwet en de tweede waarin uitgebreid op milieugevolgen wordt ingegaan.

Doel van deze evaluatie is verslag uitbrengen aan het Kabinet, de Tweede Kamer en andere betrokkenen over de werking van de Meststoffenwet en de doorwerking daarvan op het milieu sinds de invoering van het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) in 1998 en het stelsel van Mestafzetovereenkomsten in 2001.

Het voorliggende rapport geeft de achtergrondinformatie over de relatie tussen het landbouwkundig handelen (c.q. de overschotten) en het milieu zoals opgenomen in hoofdstuk 6 van het rapport 'Mineralen beter geregeld' (RIVM, 2004a). De plaats die het inneemt in de totale Evaluatie is in het schema van Figuur 1.1 weergegeven.



Figuur 1.1 Plaats van het deelproject 'Milieu' binnen de Evaluatie Meststoffenwet 2004

Tijdens de uitvoering van de evaluatie op 2 oktober 2003 is Nederland door het Europese Hof van Justitie veroordeeld wegens het niet juist omzetten van de voorschriften van de Nitraatrichtlijn in de nationale wetgeving. Deze uitspraak heeft ertoe geleid dat het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) per 1/1/2006 komt te vervallen. Voor het deelproject milieu heeft deze hofuitspraak echter maar beperkt gevolgen gehad.

2. Vraagstelling en werkwijze

Uitgangspunt voor dit deelproject was de vraagstelling die door de stuurgroep van het EMW 2004 project is goedgekeurd (versie van 16/6/03). De hoofdvraag van de evaluatie is wat het effect van de Meststoffenwet op het milieu is geweest.

Deze hoofdvraag is voor het deelproject 'Milieu en verliesnormen' uitgewerkt in een aantal deelvragen welke zijn onderverdeeld in twee groepen te weten de ex-post vragen ('terugblikken') en ex-ante vragen ('vooruitblikken'). Deze deelvragen zijn weergegeven in Tabel 2.1 en 2.2. Daarin is in de laatste kolom aangegeven in welke paragraaf van dit rapport de betreffende vraag behandeld wordt.

Het effect op het milieu van de Meststoffenwet is in dit project breder beschouwd namelijk het effect van de mestregelgeving aangevuld met het effect van het flankerend beleid en van andere voor het milieu relevante mestregels (onder andere het Besluit Gebruik Meststoffen, Wet bodembescherming).

Veruit de meeste vragen hebben het karakter van kennisvragen voor beleidsonderbouwing.

Tabel 2.1 Overzicht van ex-post vragen

Nr	Onderwerp	Behandeld in §
1	Wat zijn de huidige vastgestelde kwaliteitsnormen- en doelstellingen	3
2	Wat is de huidige kwaliteit van bodem, grondwater en oppervlaktewater ?	4.1
2a	Wat is de ontwikkeling in de tijd en het niveau van de kwaliteit van het grondwater?	4.1
2b	Wat is de ontwikkeling in de tijd en het niveau van de kwaliteit van het oppervlaktewater?	4.1
2c	Welke bijdrage levert de landbouw aan de beschreven kwaliteit ?	4.2
2d	Worden de doelen van het RAP/NAP gehaald?	4.2
3	Wat is het milieueffect van de voorgeschreven verliesnormen wanneer ze overal worden gerealiseerd? -Termijn waarin effecten van maatregelen in het milieu kunnen worden aangetoond -Wat zijn de invloedsfactoren hierop? -Invloed van MINAS op bedrijfsniveau i.p.v. op perceelsniveau -Invloed juistheid van rekenfactoren/forfaits op relatie verliesnormen en milieukwaliteit	5.3 5.4 5.5 in hoofdrapport
3b	Milieueffect van werkelijk gerealiseerde verliezen (incl. effect van niet halen verliesnormen)	5.4
4	Zijn aanvullende/effectgerichte/gebiedsgerichte maatregelen naast het generieke mestbeleid effectief geweest om de gewenste milieukwaliteit te realiseren?	6.2
4a	Welk samenstel van maatregelen (generiek en specifiek) is het meest effectief gebleken?	6.2
5	Welke positieve/negatieve effecten heeft de Meststoffenwet gehad op de emissie van N ₂ O, NH ₃ en zware metalen en de bodemvruchtbaarheid voor diverse bodemtypen?	7.2 7.1

Tabel 2.2 Overzicht van ex-ante vragen

Nr	Onderwerp	Behandeld in §
1	Op welke wijze kunnen P-fixerende c.q. fosfaatarme gronden in beeld worden gebracht. Wat is het areaal van deze gronden ?	4.1
1x	Wat is het areaal P-verzadigde gronden ? Welke bijdrage kan het gericht terugdringen van P-verzadiging leveren aan het oplossen van het fosfaatprobleem in het oppervlaktewater? Wat is nodig om tot een protocol te komen voor aanwijzing?	4.1
2	Wat is het milieueffect van het opnemen van kunstmest-P in MINAS?	vervallen *)
3	Zijn de verliesnormen op de juiste hoogte vastgesteld om de milieudoelen te halen? Waar in 2005 (en verder) welke verliesnormen hanteren?	5.5
3a	Wat is de relatie tussen de grondwaterstand en de hoogte van de verliesnormen? -Wat zijn de actuele grondwaterstanden? -Bij welke grondwaterstand is er onderscheid in droge en natte Gt 6 gronden te maken? -Kunnen scenario's worden doorgerekend wat betreft de invloed van beide hierboven genoemde factoren op aantallen hectares en aantallen bedrijven met droge gronden?	5.4 5.4 Niet aangeboden: relevante data ontbraken
3b	Wat is de relatie tussen de denitrificatie en de daadwerkelijke milieukwaliteit? -Denitrificatie meewegen bij areaal uitspoelingsgevoelige gronden. Wat is effect op de Gt actualisatie Hoeveel hectare en bedrijven krijgen hiermee te maken? -Bijdrage lagen org. stof, veen, leem en klei aan denitrificatie; -Hoe met denitrificatie rekening te houden bij aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden o.a. door verlagen toetsdiepte?	5.4 5.4 5.6
3c	Is het mogelijk bij de hoogte van de verliesnormen in sterkere mate rekening te houden met eutrofiëring van het oppervlaktewater? (wat is het lot van het P-overschot?)	5.2
4	Welke aanvullende, effectgerichte, gebiedsgerichte maatregelen naast generieke zijn denkbaar om de gewenste milieukwaliteit te bereiken. Op welke termijn leidt dit tot resultaten?	6
4a	Welk samenstel van maatregelen is het meest effectief?	6.3
4b	In welke mate en op welke termijn wordt de milieukwaliteit verbeterd als maximaal aanvullende maatregelen worden genomen?	6.3

*) als gevolg van de uitspraak van het Europese Hof van Justitie van 2 oktober 2003 werd deze vraag niet meer relevant geacht

De beantwoording van de vragen vond plaats door het bewerken en analyseren van meetgegevens (zo actueel mogelijke data), het zoveel mogelijk gebruik maken van eerder uitgevoerde modelberekeningen en het, waar nodig en mogelijk, doen van nieuwe modelberekeningen. Daarnaast zijn desk-analyses verricht op basis van reeds langer aanwezige kennis (expert judgement) aangevuld met recent verkregen inzichten verkregen uit ander onderzoek met name uit het DWK programma 398 van het Ministerie van LNV (de Mest- en mineralen-programma's). Tevens is gebruik gemaakt van de kennis die is opgedaan in de Nitraatprojecten (Milieusynthese).

De werkzaamheden aan dit deelproject zijn uitgevoerd door Alterra, LEI, PRI, RIZA, TNO-NITG en NMI in samenwerking met MNP. Daarnaast heeft ook RIKZ informatie aangeleverd.

3. Milieudoelstellingen

3.1 Doelen voor kwaliteit en belasting

In het rapport 'MINAS en Milieu, Balans en verkenning' uit 2002 (RIVM, 2002) is in hoofdstuk 5.2 een overzicht gegeven van de thans geldende milieudoelstellingen. Daar is ook een uitgebreide toelichting gegeven.

De huidige doelstellingen voor de gewenste milieukwaliteit en de milieubelasting zijn samengevat in Tabel 3.1 en 3.2.

Tabel 3.1 Kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater en oppervlaktewater. Concentraties in mg/l N (tenzij anders vermeld) en in mg/l P. Bron: NW4 regeringsbeslissing (VenW, 1999); NMP4 (VROM, 2001)

parameter	Grondwater		Oppervlaktewater (zoet)		Oppervlaktewater (zout)
	MTR-waarde	Streef-waarde	MTR-waarde ⁴	Streef-waarde ⁴	
Totaal-N	-	-	2,2	1	< 50% boven nat. Achtergrond ⁵)
Totaal-P	-	0,4 / 3 ³	0,15	0,05	< 50% boven nat. Achtergrond ⁵)
Nitraat	50 ¹	25 ²	-	-	-
Ammonium-N	-	2 / 10 ³	-	-	-

¹) Waarde geldig voor al het grondwater; (NMP2 ;VROM, 1993). In NW4, bijlage A, aangeduid als MTR-waarde (Maximaal Toelaatbaar Risico; VenW, 1999).

²) In NMP4 (VROM, 2001) is aangegeven dat de streefwaarde voor nitraat geldt voor het diepere grondwater in grondwaterbeschermingsgebieden en intrekgebieden (§ 3.2 blz 57)

³) De lage waarde is geldig voor zandgrond; hogere waarde geldig voor klei- en veengrond. Voor ammonium geldt dat in gebieden met brak/zout grondwater hogere concentraties kunnen voorkomen.

⁴) Waarden gelden als zomergemiddelde waarden voor eutrofiëringsgevoelige stagnante oppervlaktewateren. Voor overige wateren zijn deze waarden richtinggevend verklaard.

⁵) Voor de natuurlijke achtergrondconcentraties van de zoute wateren worden opgeloste anorganische nutriëntenconcentraties in de winter gehanteerd. Voor N geldt de waarde van 10 µmol DIN (0,14 mg/l; Dissolved Inorganic Nitrogen) en voor P de waarde van 0.6 µmol DIP (0,017 mg/l; Dissolved Inorganic Phosphorus). Beide waarden horen bij een zoutgehalte van 30 practical salinity units (psu; OSPAR 2003a). Voorts is de N/P verhouding van belang. N/P >25 (op mol basis) wordt als duidelijk verhoogd beschouwd.

Tabel 3.2. Doelstellingen voor de emissie/belasting van nutriënten. Bron: NW4 regeringsbeslissing (VenW, 1999); NMP4 (VROM, 2001).

Compartment	Bron	Stikstof	Fosfor
Atmosfeer (NH ₃)	Landbouw	86 mln kg (2010)	-
	Alle bronnen	128 mln kg (2010)	-
Atmosfeer (N ₂ O)	Alle bronnen	6% reductie t.o.v. 1998 ¹)	-
Bodem, landbouw	Landbouw	Verliesnormen tot 2006 ²)	Verliesnormen tot 2006 ²);
			Fosfaatoverschot in 2030: 1 kg/ha.jaar
Bodem, bos/natuur	Depositie	23 kg/ha (2010) ³)	-
Oppervlaktewater: zoet en zout	Alle bronnen	50% reductie t.o.v. 1985	50% reductie t.o.v. 1985

¹) De 6% reductiedoelstelling geldt feitelijk voor alle broeikasgassen tezamen.

²) Gedifferentieerd naar gewas en voor N ook naar grondsoort: uitspoelingsgevoelige zand- en lössgronden. Met ingang van 2006 is er een overgang naar een stelsel van gebruiksnormen.

³) Dit komt overeen met de stikstofdepositiedoelstelling van 1650 mol/ha.

Recente ontwikkelingen die nader aandacht verdienen zijn die in verband met de Kader Richtlijn Water (KRW; paragraaf 3.2; EU, 2000) en de discussie in OSPAR verband over doelen voor zoute wateren (paragraaf 3.3).

3.2 De Kaderrichtlijn Water

De KRW heeft als belangrijkste doel om aquatische ecosystemen en gebieden die hiervan afhankelijk zijn voor verdere achteruitgang te behoeden, te beschermen en (in geval van verstoorde ecosystemen) te herstellen (artikel 1a).

De KRW onderscheidt 4 natuurlijke typen en 2 kunstmatig typen oppervlaktewater:

1. rivieren
2. meren
3. overgangswateren (estuaria)
4. kustwateren
5. kunstmatige oppervlaktewateren
6. sterk veranderde oppervlaktewateren (Engels: 'heavily modified')

Artikel 4 van de richtlijn geeft aan dat de typen 1 tot en met 4 moeten worden beschermd, verbeterd en hersteld. Typen 5 en 6 worden gelijk behandeld: ze moeten worden beschermd en verbeterd.

Daarnaast wordt als onderdeel van een stroomgebied ook het grondwater als waterlichaam onderscheiden. De KRW stelt voor het grondwater twee doelen:

(1) het beschermen, verbeteren en herstellen van alle grondlichamen en (2) zorgen voor een evenwicht tussen onttrekking en aanvulling van grondwater. (Dit wordt hier niet verder behandeld).

Van alle daartoe aangewezen natuurlijke watersystemen moeten per 2015 de oppervlaktewatertoestand zowel in ecologisch als in chemisch opzicht goed zijn, respectievelijk afgekort tot GET (Goede Ecologische Toestand) en GCT (Goede Chemische Toestand). De richtlijn biedt de mogelijkheid van faseren (doelen later bereiken) mits dit goed onderbouwd wordt.

Als de fysieke situatie van een waterlichaam (vanuit zijn belangrijkste functie) het echter onmogelijk maakt om te voldoen aan de GET zoals sterk door de mens beïnvloede wateren en kunstmatige wateren als sloten, vaarten, kanalen, dan kan een land dit waterlichaam aanwijzen als 'sterk veranderd of kunstmatig'. Hiervoor gelden minder stringente eisen betreffende de ecologische toestand. Hierbij hoort het goede ecologische potentieel (GEP) en de goede chemische toestand (GCT).

Voor het bepalen van de vereiste concentraties in kunstmatige en sterk veranderde wateren moet een natuurlijk watertype als referentie worden gekozen en moeten de chemische condities daarop aansluiten, zodat in potentie daar ook een dergelijke doelstelling gerealiseerd kan worden (GEP: Goed Ecologisch Potentieel).

Kenmerk van de GET van een watertype is dat er slechts een geringe afwijking van de natuurlijke/onverstoorde toestand mag zijn. De KRW onderscheidt 5 ecologische toestanden: zeer slecht, slecht, matig, goed en zeer goed. Alleen van de toestanden matig, goed en zeer goed is een algemene beschrijving gegeven. De zeer goede toestand (ZGET) zal slechts gelden voor door lidstaten aangewezen beschermde gebieden (natuurgebieden).

Met betrekking tot oppervlaktewater bevat de KRW wel algemene omschrijvingen maar geen kwantitatieve chemische en fysische waterkwaliteitsnormen per watertype: de *ecologische toestand* is maatgevend.

De ecologische toestand van wateren wordt bepaald door:

- biologische elementen;
- fysisch chemische elementen (waaronder nutriënten)
- hydromorfologische elementen

Voor de implementatie van de KRW is nodig:

- het aanwijzen van stroomgebieden
- het vaststellen van de ecologische doelstelling van de watertypen. Welk watertype ‘natuurlijk’ of ‘sterk veranderd/kunstmatig’ is, wordt aan de lidstaten overgelaten en
- het formuleren van maatregelen om het doel te bereiken

Een en ander moet in stroomgebiedbeheersplannen worden vastgelegd welke in 2009 gereed moeten zijn. Ook moet dan onderzocht zijn of geen afwenteling plaatsvindt van de mogelijk slechtere waterkwaliteit naar benedenstrooms gelegen delen van het stroomgebied waar een GET/GEP wordt beoogd die strengere eisen stelt aan de nutriëntenbelasting (artikel 4 lid 8).

Binnen de KRW is nog geen gedetailleerde invulling aan het begrip GET/GEP gegeven. In Nederland wordt gewerkt aan het beschrijven van referentie-omstandigheden van een 20-tal natuurlijke watertypen. Dat gebeurt in biologische termen. Parallel hieraan is een literatuurstudie gestart om de bijhorende ranges voor nutriënten aan te geven. Deze rapportage moet in 2004 worden afgerond.

Een Europese werkgroep werkt aan een ‘Guidance document’ over eutrofiëring. Daarbij wordt naar verwachting aandacht besteed aan een uniforme benadering voor het afleiden van nutriëtnormen.

De gevolgen voor het milieu hangen af van de aanwijzing van waterlichamen in de beheersplannen: waar zal de GET van toepassing worden en waar geldt het GEP. Van belang is dan welke nutriëntenconcentraties hierbij behoren.

Voorts is van belang hoe rekening wordt gehouden met eventueel aanwezige gevoelige watertypen elders in het stroomgebied (afwenteling naar benedenstroomse delen) en in welke mate gebruik zal worden gemaakt van de mogelijkheid om te faseren.

De nutriëntenbelasting die, gelet op de beoogde GET en GEP kan worden toegestaan, kan mogelijk leiden tot een type- of gebiedsgedifferentieerde uitwerking. De laatste inzichten hierin wijzen er echter op dat er ten opzichte van het huidige beleid niet veel speelruimte is voor een andere (soepeler) aanpak van de emissie c.q. belasting. Reden hiervoor is dat GET en GEP naar verwachting strenge eisen stelt aan de fysisch chemische toestand van de wateren zeker als met afwenteling rekening wordt gehouden (Van Liere en Jonkers, 2002).

Belangrijkste element van de KRW is dat expliciet wordt uitgegaan van de ecologisch gewenste toestand van wateren, in plaats van op de huidige chemische waarden als de MTR. Het bereiken van de huidige doelstellingen voor de kwaliteit is een inspanningsverplichting. In de Vierde Nota Waterhuishouding (VenW, 1999) was het bereiken van de doelstelling niet meer aan een duidelijke termijn gebonden. Maar de GET en het GEP van de KRW zijn een resultaatverplichting: deze moeten in 2015 gerealiseerd zijn.

3.3 Normen voor zoute wateren

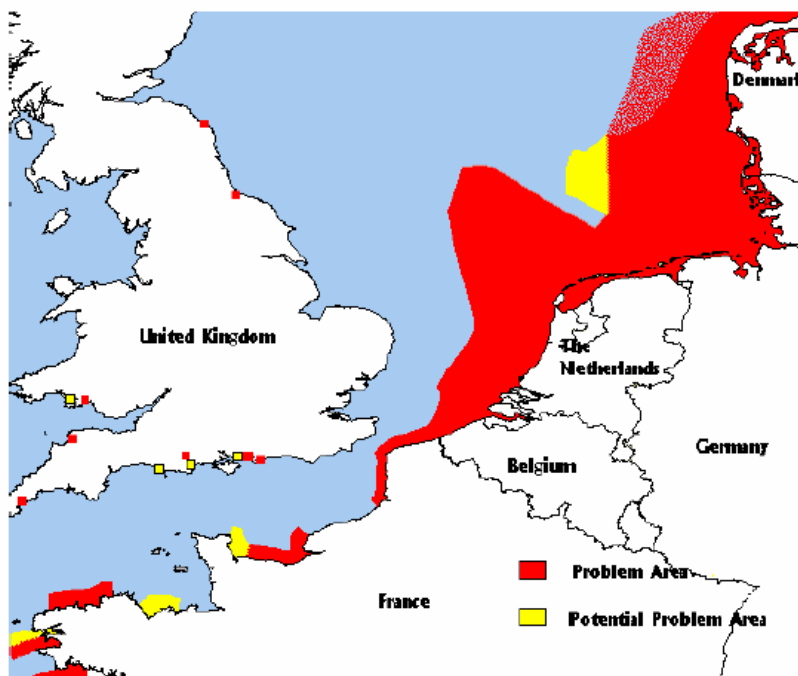
Voor het zoute water gelden geen MTR- of streefwaarden voor nutriënten. In de Vierde Nota Waterhuishouding (VenW, 1999) zijn wel natuurlijke achtergrondconcentraties genoemd van $0,02 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-P en $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-N. Het betreft hier winterwaarden.

Kwaliteitsdoelstellingen voor de Noordzee zullen worden gedefinieerd in de vorm van toetsing van winterconcentraties ten opzichte van de natuurlijke achtergrond, waarbij meer dan 50% verhoging ten opzichte van de natuurlijke achtergrond niet acceptabel is (OSPAR, 2001a). Het criterium is al wel gehanteerd bij het identificeren van de zogenaamde 'problem-areas'.

Voor de opgeloste anorganische nutriëntenconcentraties worden als natuurlijke achtergrondconcentraties voor de Noordzee winterconcentraties gehanteerd van $10 \mu\text{mol DIN}$ (Dissolved Inorganic Nitrogen: Opgelost Anorganisch Stikstof) en $0,6 \mu\text{mol DIP}$ (Dissolved inorganic Phosphorus: Opgelost Anorganisch Fosfor), beide waarden bij een zoutconcentratie (saliniteit) van 30 psu (OSPAR, 2003a).

Naast het brongerichte beleid, wordt in OSPAR kader beleid ontwikkeld gericht op het behalen van bepaalde ecosysteemdelen (OSPAR, 2001b). Als beleidsdoelstelling is geformuleerd dat in 2010 een gezond marien milieu moet zijn bereikt waarin geen eutrofiëring voorkomt ('to achieve by 2010 a healthy marine environment where eutrophication does not occur').

Ten behoeve van een evaluatie van de mate van eutrofiëring van de Noordzee, is in OSPAR kader vastgesteld of gebieden 'problem areas' dan wel 'non-problem-areas' zijn. De rapportage heeft in 2003 plaatsgevonden. Figuur 3.1 geeft een overzicht van deze gebieden (OSPAR, 2003b).



Map 2: Southern North Sea and Channel

Figuur 3.1 Overzicht van 'problem areas' in het Kanaal en de Zuidelijke Noordzee uit oogpunt van eutrofiëring (OSPAR, 2003b).

Daarnaast heeft OSPAR een systeem van kwaliteitsdoelstellingen vastgesteld (Ecological Quality Objectives), welke voortborduren op de criteria voor het vaststellen van 'problem areas'. Deze kwaliteitsdoelstellingen zullen worden gebruikt om te evalueren of de overeengekomen 50% reductie van N en P vrachten naar de Noordzee (RAP/NAP afspraken) voldoende zijn om de beleidsdoelstelling (gezonde zee zonder eutrofiëringverschijnselen) te verwezenlijken. Zij dienen in 2010 te worden gerealiseerd (OSPAR, 2001b).

3.4 Conclusies

Op gebied van zoete wateren (grond- en oppervlaktewater) zijn vooralsnog geen nieuwe ontwikkelingen opgetreden. Voor de zoute wateren zijn in OSPAR-verband gebieden aangewezen die relevant zijn uit oogpunt van eutrofiëringsbestrijding.

Nieuwe ontwikkelingen op gebied van normstelling voor nutriënten in water zijn in voorbereiding in verband met de uitvoering van de Kader Richtlijn Water. De resultaten hiervan zijn nog niet bekend.

4. Milieukwaliteit en belasting oppervlaktewater 1985-2002

4.1 Kwaliteit: ontwikkeling en actuele situatie

4.1.1 Fosfaat in de bodem

De fosfaattoestand geeft de voor het gewas beschikbare hoeveelheid fosfaat in de bodem en vormt de basis voor het bemestingsadvies. Recente landsdekkende overzichten van de fosfaattoestand ontbreken.

Op basis van bodemanalyses uit 1999/2000 voor bemestingsadviezen kan een beeld gegeven worden van de fosfaattoestand. (zie Tabel 4.1). De bijbehorende adviesgiftten zijn (globaal) in deze tabel aangegeven.

Tabel 4.1. Landbouwkundige P-toestand van de bouwvoor, bemestingsadvies en betrokken areaal van de NL landbouwgronden (1999/2000) (Bron: BLGG, bewerking RIVM)

P-toestand (Pw of P-AL)	% van landbouwareaal	Bemestingsadvies
laag/ vrij laag (<20)	4 %	reparatie bemesting ¹
Voldoende (20-30)	29 %	gift = gewasafvoer + overschot (< 20 kg/ha ²)
ruim voldoende-vrij hoog (30-60)	39 %	gift = gewasafvoer
hoog en zeer hoog (>60)	28 %	geen bemesting

1) alleen voor mais- en bouwland relevant

2) als P₂O₅. Om de verliezen door alleen uitspoeling te compenseren moet worden gedacht aan waarden < 6 kg/ha P₂O₅ (Schröder en Corré, 2000)

De landbouwkundige P-toestand is zodanig dat circa 30% een toestand hoog heeft en circa 40% een toestand ruim voldoende tot hoog. Geconcludeerd kan worden dat het overgrote deel van de landbouwgronden een ruim voldoende tot hoge P-toestand heeft. De Nederlandse landbouwgronden zijn over het algemeen rijk aan fosfaat.

Er zijn echter ook nog landbouwgronden die een lage P-toestand hebben. Het areaal is klein: naar schatting 4%.

Gronden met een P-toestand 'laag' en fosfaatfixerende gronden

Een grond met een lage fosfaattoestand is niet altijd fosfaatfixerend, omdat de mate van fosfaatfixatie niet alleen afhangt van de actuele fosfaattoestand van de bodem, maar vooral van de capaciteit van de bodem om fosfaat te kunnen vastleggen (ook wel fosfaatbindend vermogen genoemd). Daarnaast is ook de mate waarin verschillende vormen van fosfaat in de bodem aanwezig zijn van invloed op de actuele fixatiecapaciteit.

In de praktijk wordt onder fosfaatfixerende gronden verstaan (Schoumans *et al.*, 2004a):

'Fosfaatfixerende gronden zijn gronden waaraan veel meer dan gemiddeld aan extra fosfaat gegeven moet worden om de fosfaattoestand van de grond structureel te kunnen verhogen naar een voor het gewas acceptabel niveau.'

In de meeste gronden is het fosfaatgehalte van nature laag, dit gold in het bijzonder voor zand-, dal- en veengronden. Van oudsher werd dan ook aan pas ontgonnen gronden extra fosfaat toegediend om de fosfaattoestand van de bodem te verhogen, zodat uiteindelijk een goede gewasproductie werd verkregen. Deze verbetering van de bodemvruchtbaarheid vormde een onderdeel van andere bodemverbeterende handelingen (bekalking, aanvoer van organische stof).

Bij een lage fosfaattoestand wordt een fosfaatgift geadviseerd die beduidend hoger is dan de hoeveelheid fosfaat die met het geoogste gewas wordt afgevoerd.

Areaal en ligging van gronden met P-toestand 'laag' en P-fixerende gronden

Op basis van de beschikbare informatie kan niet worden aangegeven waar percelen liggen met een fosfaattoestand laag. Uit de analyseresultaten van vrijwillig ingezonden grondmonsters voor grondonderzoeken naar laboratoria kan alleen een globale indruk worden verkregen van het areaal landbouwgronden met een fosfaattoestand 'laag'.

De verdeling van de gronden met toestand 'laag' naar gewas en grondsoort staat in Tabel 4.2 Bij bouwland is er een verschil tussen zand en kleigrond. Op kleigronden zijn er meer percelen met een lage fosfaattoestand.

Tabel 4.2 Areaalpercentage grasland en bouwland met P-toestand laag (P-AL en Pw <20) (Bron: BLGG, bewerking RIVM).

Gebied	grasland			bouwland		
	Zand	Klei	Veen	Zand	Klei	Veen
Oost	1%	3%	3%	2%	10%	-
Zuid	1%	3%	3%	2%	10%	-
overig NL	3%	3%	3%	4%	10%	-

Het areaal fosfaatfixerende landbouwgronden is lastig vast te stellen, omdat het hier landbouwgronden betreft die zowel een lage fosfaattoestand hebben als ook een hoge fosfaatfixatiecapaciteit. De ligging van gronden die in ieder geval in potentie sterk fosfaat kunnen binden zijn de 'ijzerrijke' bodemeenheden. Volgens de bodemkaart betreft het hier een areaal van circa 50.000 ha. Dit potentiële areaal is echter een onderschatting omdat het hier uitsluitend moerige gronden en zandgronden betreft. Welk deel van deze gronden een lage fosfaattoestand bezit is echter niet bekend.

Met behulp van gegevens van de Landelijke Steekproef Kaarteenheden, en uitgaande van criteria voor fosfaatfixatie, wordt een potentieel areaal geschat van 104.000 ha (Schoumans *et al.*, 2004a). Ook in dit geval kan geen indruk van het werkelijke areaal verkregen worden, omdat informatie over de actuele fosfaattoestand ontbreekt. Indien dergelijke fosfaatfixerende gronden de afgelopen decennia conform het bemestingsadvies zijn bemest, dan is de kans klein dat in Nederland nog een aanzienlijk areaal van dergelijke gronden voorkomt. Op grond hiervan is de verwachting dat het areaal fosfaatfixerende landbouwgronden ver onder de 3% (60.000 ha) zal liggen. Ook de ligging van fosfaatfixerende percelen is niet bekend.

Bemesting van fixerende gronden

Niet alle gronden die een fosfaattoestand 'laag' hebben komen in aanmerking voor reparatiebemesting. Het betreft hier grasland en niet-fosfaatbehoefte akkerbouwgewassen, welke samen meer dan 50% van het landbouwareaal beslaan. Voor deze gewassen bestaat geen advies voor reparatiebemesting. De verwachting is dan ook dat slechts enkele procenten (1-3%) van het landbouwareaal in aanmerking komt voor reparatiebemesting. Dit is naar schatting 20.000 - 60.000 ha. Aanbevolen wordt om reparatie alleen met behulp van kunstmest uit te voeren omdat met dierlijke mest anders teveel stikstof wordt aangevoerd. Voor verdere achtergrondinformatie over fosfaatfixatie, methoden om deze gronden te identificeren en over de wijze waarop deze gronden bemest zouden kunnen worden wordt verwezen naar Schoumans *et al.*, 2004a.

Fosfaatverzadigde gronden

Om het risico van P-uitspoeling naar het oppervlaktewater te kunnen beoordelen, is eind jaren 80 van de vorige eeuw het concept van P-verzadigde gronden ontwikkeld (Breeuwsma *et al.*, 1990). Dit betrof uitsluitend de kalkarme zandgronden.

Een perceel is fosfaatverzadigd als door uitspoeling de gemiddelde fosfaatconcentratie op een bepaalde referentiediepte in de bodem, zodanig hoog is dat de MTR-waarde voor P in oppervlaktewater wordt overschreden (totaal-P = 0,15 mg/l).

Als referentiediepte geldt de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG). De maximale concentratie anorganisch (of ortho) fosfaat op dit niveau in het grondwater is gesteld op 0,10 mg/l als P. Bij deze waarde zou de totaal-fosfor norm van 0,15 mg/l P in oppervlaktewater niet overschreden worden (TCB, 1990).

Op basis van berekeningen is vastgesteld dat wanneer het maximaal fosfaatbindend vermogen (FBV_{tot}) van de grond van maaiveld tot GHG niveau voor 25% is bezet, de concentratie aan anorganisch fosfaat op GHG niveau 0,10 mg/l P bedraagt. Het % FBV dat is bezet met anorganisch fosfaat geldt als fosfaatverzadigingsgraad (FVG). Deze benadering is vastgelegd in het protocol fosfaatverzadigde gronden dat alleen geldt voor kalkarme zandgronden. Voor deze gronden geldt als verzadigingscriterium een FVG van 25% (Van der Zee *et al.*, 1990).

Uit deze definitie volgde dat de FVG bepaald wordt door de grondwaterstandsdiepte (GHG) en de mate waarin de grond anorganisch fosfaat kan binden (FBV_{tot}). Voor kalkarme zandgronden is het totaal fosfaatbindend vermogen afhankelijk van het ijzer- en aluminiumgehalte van de bodem (microkristallijne aluminium- en ijzer(hydr)oxyden). In andere gronden kunnen zowel kalk, organische stof en kleideeltjes een rol spelen. Het risico voor uitspoeling naar het oppervlaktewater is het grootst bij gronden met een hoge GHG (natte gronden) in combinatie met een hoge fosfaatophoping.

Met behulp van een bewerking van bodeminformatie afkomstig van 1079 boringen in de periode 1992-1998 (Landelijke Steekproef Kaarteenheden; LSK) is, rekening houdend met de per regio verschillende achtergrondwaarden voor P in grondwater, een raming gemaakt van het areaal P-verzadigde landbouwgronden. Hierbij is gebruik gemaakt van de meest recente inzichten omtrent de kritieke fosfaatverzadigingsgraad van de meest voorkomende grondsoorten (Schoumans, 2004). Naar schatting is bij 1,3 mln ha landbouwgrond sprake van een te hoge P-ophoping in relatie tot het vermogen om fosfaat te binden tot aan het niveau van de gemiddeld hoogste grondwaterstand. Dit komt overeen met circa 56% van het areaal landbouwgrond.¹

De verdeling van het areaal landbouwgronden per grondsoort is weergegeven in Tabel 4.3. Duidelijk is dat het areaal fosfaatverzadigde gronden veel groter is (factor 15) dan dat van gronden met een lage fosfaattoestand.

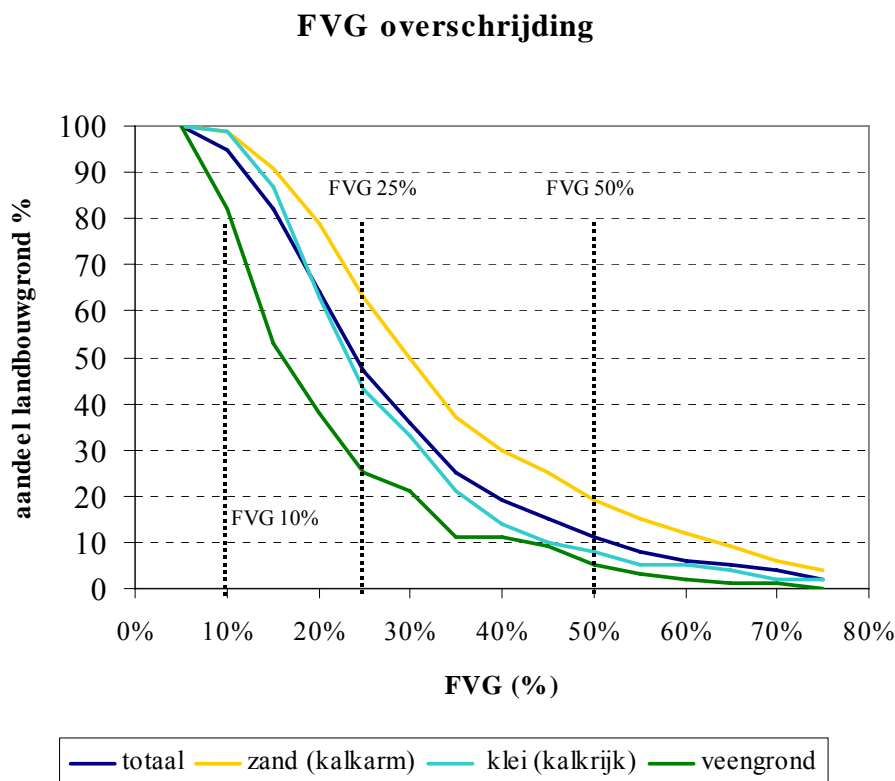
¹ Bij toepassing van de criteria van fosfaatverzadiging van kalkarme zandgronden op de andere grondsoorten is het areaal fosfaatverzadigde landbouwgronden ca 1,1 mln ha en 47% van areaal (Schoumans, 2004).

Tabel 4.3 Verdeling van de fosfaatverzadigde gronden per grondsoort op basis van de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (LSK; Schoumans, 2004)

Grondsoort	Kritieke Fosfaatverzadigingsgraad (FVG _{crit} in %)	P-conc. mg/l ¹	Areaal (%)	Areaal (ha)
Kalkarm zand	25	0,1	63	618.000
Moerige grond	25	0,1	43	38.000
Leem	25	0,1	31	11.000
Kalkarme klei	25	0,1	29	114.000
Kalkrijke klei	25	0,1	43	263.000
Laagveen	10	0,4	82	199.000
Kalkrijk zand	5	1,7	100	64.000
Totaal			56	1.307.000

¹) van deze P-concentratie in het grondwater is bij de berekeningen uitgegaan

Figuur 4.1 geeft voor enkele grondsoorten de verdeling van het areaal landbouwgrond in relatie tot de verzadigingsgraad (FVG).



Figuur 4.1 Verdeling van het areaal landbouwgrond in relatie tot de fosfaatverzadigingsgraad (FVG in %) voor enkele grondsoorten en voor alle grondsoorten tezamen (excl. kalkrijke zandgronden) (Schoumans, 2004).

De kritieke waarden voor de FVG in Tabel 4.3 zijn indicatief en met onzekerheden omgeven. Dit geldt met name voor de kalkrijke zandgronden. Verder geldt dat de referentiewaarden voor de P-concentratie in grondwater (0,1 mg/l P of een hogere waarde) nadere analyse behoeven.

In de vorige evaluatie van de Meststoffenwet (RIVM, 2002) werd het areaal P-verzadigde gronden met behulp van modelberekeningen (STONE) geraamd op 78%, 74% en 75% voor respectievelijk zand-, klei- en veengronden.

De huidige schatting op basis van de Landelijke steekproef (metingen) komt bij kleigronden en in mindere mate bij zandgronden lager uit. Bij veengronden is het aandeel verzadigde gronden iets hoger maar het aandeel sterk verzadigde gronden lager (5% tegen 23% in 2002) (Tabel 4.4 en Tabel 4.5).

Tabel 4.4 Omvang van het areaal fosfaatverzadigde gronden in 2000 berekend met STONE (% van areaal; Willems et al., 2002).

	FVG	zandgrond	kleigrond ¹	veengrond ¹
niet verzadigd	< 25%	22	26	25
verzadigd	> 25%	79	74	75
sterk verzadigd	> 50%	30	6	23

¹) Hier is het protocol voor P-verzadigde kalkarme zandgronden toegepast

Tabel 4.5 Omvang van het areaal fosfaatverzadigde gronden op basis van de Landelijke Steekproef Kaarteenheden in de periode 1992-1998 (% van areaal; Schoumans, 2004)

	FVG ¹	zandgrond ²	kleigrond ³	veengrond ⁴
niet verzadigd	< 25%	37	63	18
verzadigd	> 25%	63	37	82
sterk verzadigd	> 50%	19	6	5

¹) voor veengronden ligt het criterium van verzadiging bij 10% (sterk verzadigd: 50%); zie figuur 4.1

²) Alleen kalkarme zandgronden

³) Gewogen gemiddelde van kalkarme en kalkrijke kleigronden

⁴) Geldig voor laagveen

De verschillen zijn niet eenduidig te verklaren. Voor klei en veen komt het door de andere criteria die voor de definitie van P-verzadiging zijn gehanteerd (het % FVG en de referentieconcentratie voor P in grondwater). De oorzaak van de verschillen bij zandgronden is niet geheel duidelijk. Mogelijk leiden de modelberekeningen tot een overschatting of leiden de metingen tot een onderschatting. Met betrekking tot modelberekeningen is het onzeker hoe groot de fosfaatoverschotten met name in de periode 1940-1986 waren. Verder is het onzeker hoe in de afgelopen 60 jaar de dierlijke mest in de verschillende regio's over de grondsoorten en de gewassen is verdeeld.

De landelijke steekproef (LSK) betreft bodemmonsters die in de periode 1992-1998 zijn genomen. Hoewel de snelheid van ophoping is afgenomen, doordat de P-overschotten zijn gedaald (RIVM, 2004a), is de P-ophoping in landbouwgronden sinds de invoering van MINAS in 1998 wel verder doorgegaan. In die zin leidt de informatie op basis van de landelijke steekproef mogelijk tot een onderschatting.

Anderzijds bestaat de landelijke steekproef uit een relatief beperkte steekproef van in totaal 1079 bodemmonsters. Dat is een monsterdichtheid van 1 boring per 2245 ha landbouwgrond.

De precieze ligging van de fosfaatverzadigde gronden is noch uit de landelijke modelberekeningen noch uit een dergelijke steekproef af te leiden.

Uit wat nu bekend is over de effecten van P-verzadigde gronden op de P-belasting van het oppervlaktewater kan alleen over een potentieel risico van uitspoeling worden gesproken. Hoe groot het werkelijke risico voor het oppervlaktewater is, hangt af van een aantal factoren:

- de hoeveelheid opgehoopt fosfaat en de verdeling daarvan in de bodem;
- de mate waarin en de snelheid waarmee het gebonden fosfaat weer kan vrijkomen (desorptie);
- de ligging van de verzadigde gronden ten opzichte van waterlopen;
- de aard en dichtheid van het afwateringssysteem in een gebied;

- het weer (grootte van het neerslagoverschot);
- de grondwaterdynamiek: grootte en duur van grondwaterstandsfluctuaties en
- het gedrag van fosfaat in de verzadigde zone van de bodem.

4.1.2 Fosfor en stikstof in grondwater van landbouwbedrijven

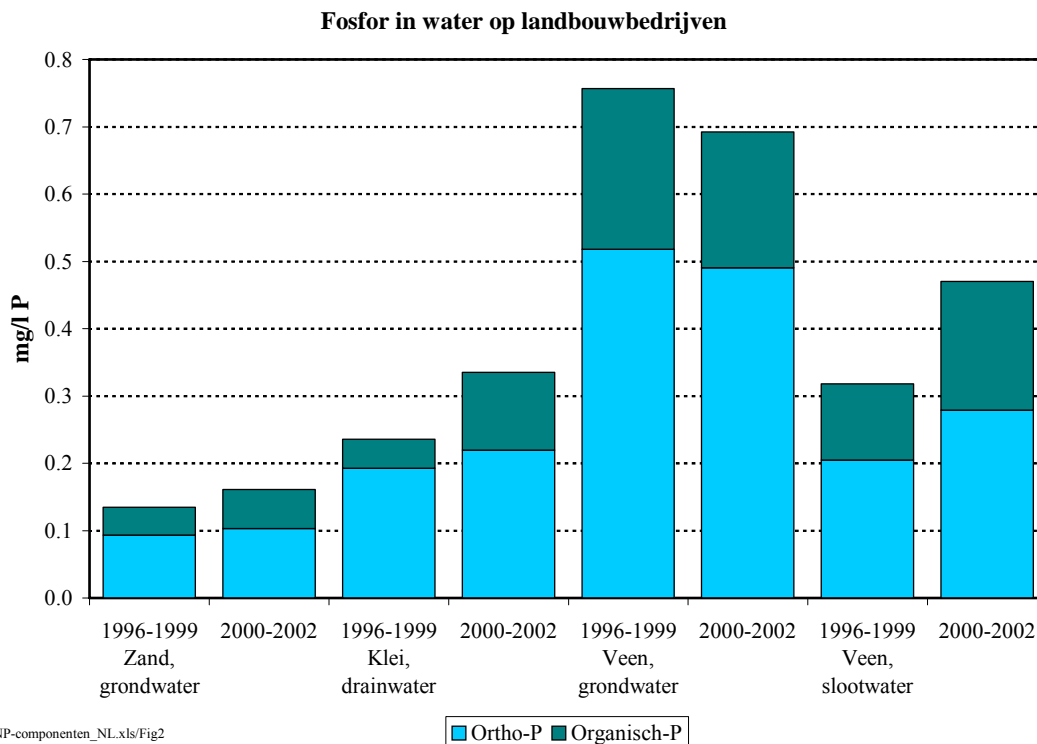
Voor deze analyse zijn de meetgegevens van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) onderverdeeld in drie perioden: 1992-1995 (periode 1); 1996-1999 (periode 2) en 2000-2002 (periode 3). Voor de onderverdeling van fosfor- en stikstofconcentraties in verschillende componenten zijn alleen gegevens van de twee laatste perioden gegeven.

Fosforcomponenten in grondwater, drainwater en slootwater

Uit gegevens van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) blijkt dat in de zandgebieden de gemiddelde totaal-P concentratie varieert van 0,13 mg/l (periode 2) tot 0,16 mg/l (periode 3; Figuur 4.2). Bij 5-10% van de bedrijven zijn waarden hoger dan 0,4 mg/l (streefwaarde grondwater) waargenomen.

De gemiddelde totaal-P concentratie in het drainwater van de kleigebieden in de tweede en derde periode is respectievelijk 0,24 en 0,34 mg/l. De streefwaarde voor P in grondwater is 3 mg/l. Deze werd nergens overschreden.

De hoogste concentraties worden in het grondwater van de veengebieden gevonden (tweede periode: 0,76 mg/l en derde periode: 0,69 mg/l). Slechts in een incidenteel geval werd de streefwaarde van 3 mg/l overschreden. In het slootwater zijn de P-concentraties lager namelijk 0,32 en 0,47 mg/l voor respectievelijk periode 2 en periode 3.



Figuur 4.2 Fosforcomponenten in de bovenste meter van het grondwater, drainwater en slootwater van landbouwbedrijven in de zand, klei en veengebieden in de periode 1996-1999 en in de periode 2000-2002 (bron: LMM- data RIVM).

Als de gemiddelde waarden voor de derde periode vergeleken worden met de richtinggevende normwaarde voor oppervlaktewater (totaal-P: 0,15 mg/l) dan ligt de gemiddelde waarde voor het zandgebied op dit niveau. In de kleigebieden is deze waarde 2 maal hoger en in het veengebied liggen de concentraties gemiddeld 3 maal hoger.

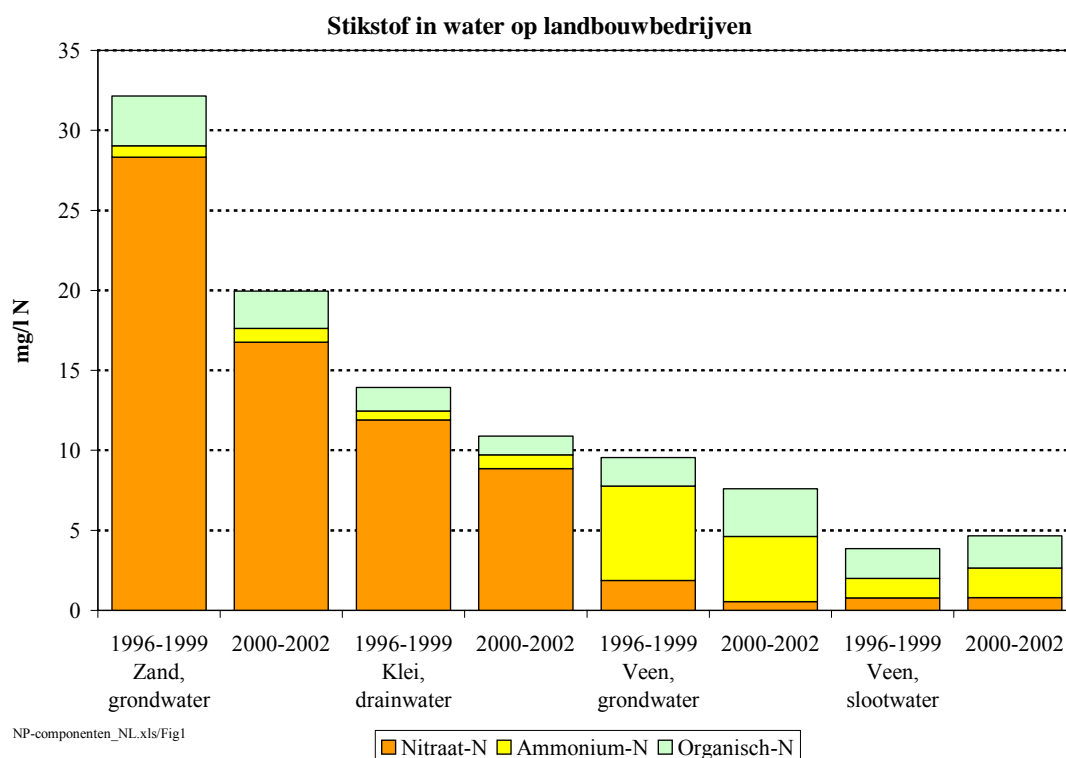
De verhouding tussen anorganisch-P (ortho-P) en organisch-P in het bemonsterde water in procent is gemiddeld 70:30. Afwijkingen hiervan zijn drainwater in de kleigebieden in periode 2 (80:20) en slootwater van veengebieden in periode 3: 60:40.

Stikstofcomponenten in grondwater, drainwater en slootwater

Uit gegevens van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) blijkt dat in de bovenste meter van het grondwater van de zandgebieden nitraat de belangrijkste stikstofcomponent vormt: 84-88% van de totaal-N concentratie (Figuur 4.3). De overige 12-16% bestaat vooral uit organisch gebonden stikstof (10-12%) en een klein deel uit ammonium (2-4%).

In het drainwater van de kleigebieden is het aandeel nitraat iets lager: 81-85%. Het percentage ammonium is 4-8% en het aandeel organisch-N is hier 11%.

In het grondwater van de veengebieden is ammonium de belangrijkste stikstofcomponent (> 50% van totaal-N). Het aandeel nitraat is kleiner dan 20%. In het slootwater is het aandeel ammonium lager dan in grondwater en gemiddeld vrijwel even groot als het aandeel organisch gebonden N². Als de waarden vergeleken worden met de richtinggevende normwaarde voor oppervlaktewater (2,2 mg/l totaal-N) dan zijn de gemiddelde concentraties in de derde periode ten opzichte van deze waarde 9 maal groter (grondwater, zand), 5 maal groter (drainwater, klei) en 2 maal groter (slootwater, veen).



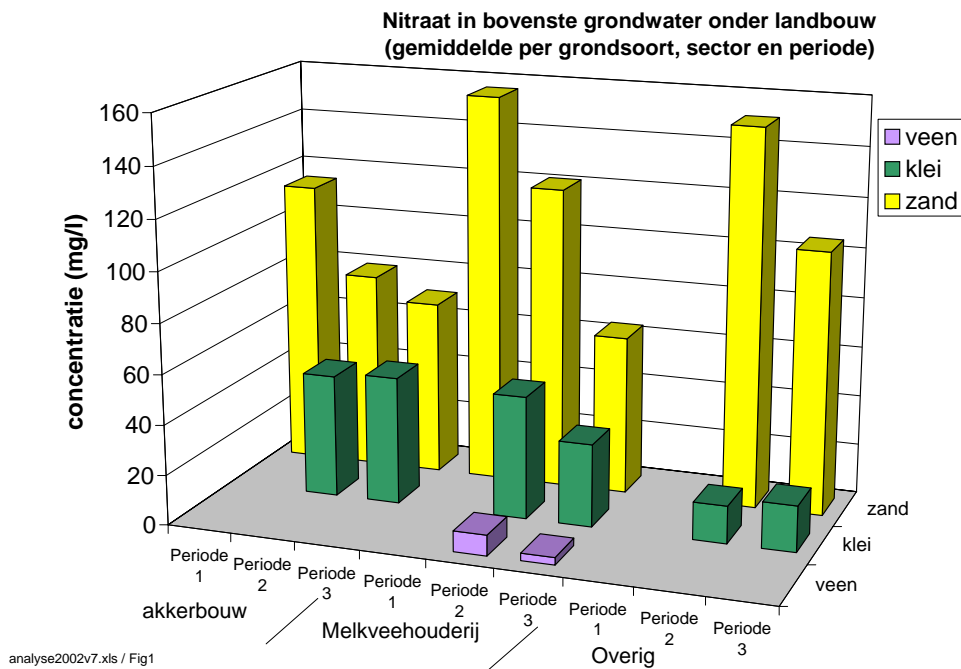
Figuur 4.3 Stikstofcomponenten in grondwater, drainwater en slootwater van landbouwbedrijven in de zand, klei en veengebieden in de periode 1996-1999 en in de periode 2000-2002 (bron: LMM data RIVM).

² Voor gegevens over de kwaliteit en de kwaliteitsontwikkeling van het diepere grondwater (dieper dan 5m. beneden maaiveld) wordt verwezen naar Willems *et al.*, 2002 en naar Fraters *et al.*, 2004.

Nitraat, algemeen

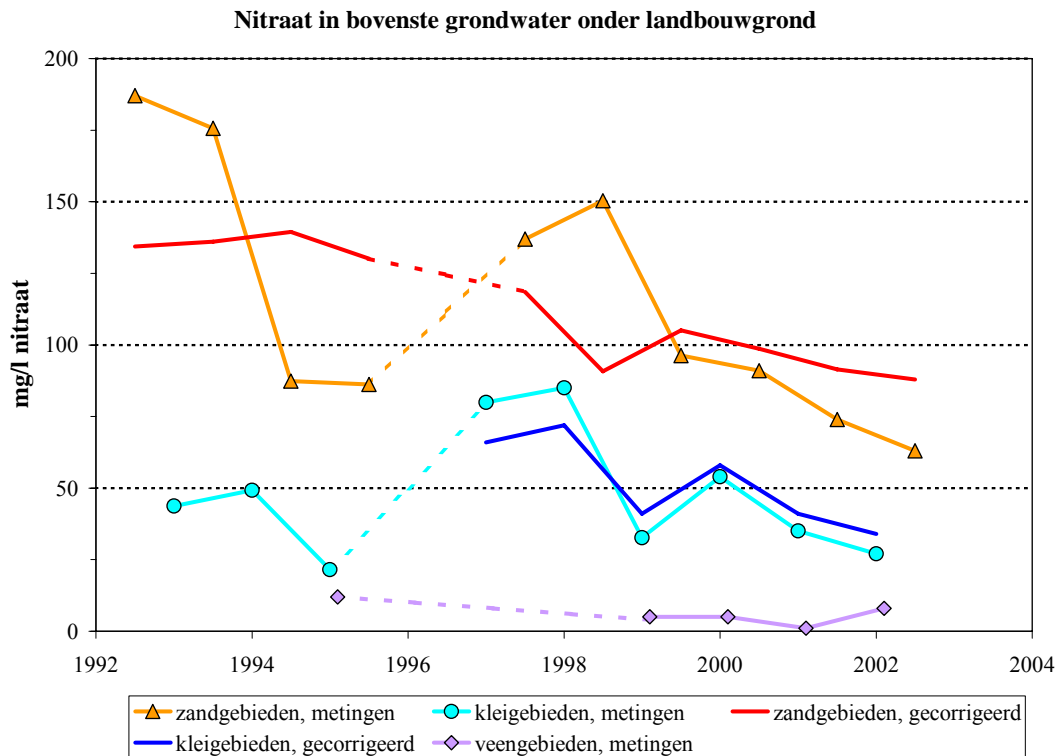
Er zijn grote verschillen in nitraatconcentratie in grond- en drainwater van landbouwbedrijven in Nederland als de waarnemingen worden onderscheiden naar grondsoort (zand, klei en veen), bedrijfstype en periode (Figuur 4.4). De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van bedrijven in de veengebieden is met een gemiddelde van minder dan 10 mg/l per periode het laagst, en in het grondwater van landbouwbedrijven in de zandgebieden het hoogst. De periodegemiddelden variëren van 60 - 160 mg/l. De nitraatconcentratie in het drainwater van landbouwbedrijven in de kleigebieden zit hier tussen in, met periodegemiddelden variërend van 15 - 55 mg/l.

In de zandgebieden komen de hoogste nitraatconcentraties voor bij de overige landbouwbedrijven (hokdierbedrijven en gemengde bedrijven). De akkerbouwbedrijven hebben gemiddelde genomen de laagste nitraatconcentratie, met uitzondering van de laatste periode. In de kleigebieden zijn de verschillen tussen akkerbouw en melkveehouderij klein, maar net als in het zandgebied zijn de nitraatconcentraties bij de melkveebedrijven in de laatste periode lager. De overige landbouwbedrijven (overige graasdierbedrijven) hebben over het algemeen de laagste concentratie, maar deze groep is erg klein (3 bedrijven).



Figuur 4.4 Gemiddelde nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater (zand en veengebieden) en van drainwater (kleigebieden) van landbouwbedrijven in de drie meetperioden. Het ontbreken van een balk betekent dat er geen metingen beschikbaar zijn.

De nitraatconcentraties zijn de afgelopen jaren duidelijk afgenomen, met name bij de melkveehouderijbedrijven. Voor deze categorie was ook tussen de tweede en derde periode sprake van een afname. De gemiddelde afname bedraagt zo'n 25 mg/l nitraat per periode. Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater verschillen sterk tussen jaren (Figuur 4.5). Dergelijke tussen-jaarvariaties worden veroorzaakt door 'storende' factoren. Dit zijn onder andere de variaties in het neerslagoverschot, de grondwaterstand en de samenstelling van de steekproef van bemonsterde bedrijven.

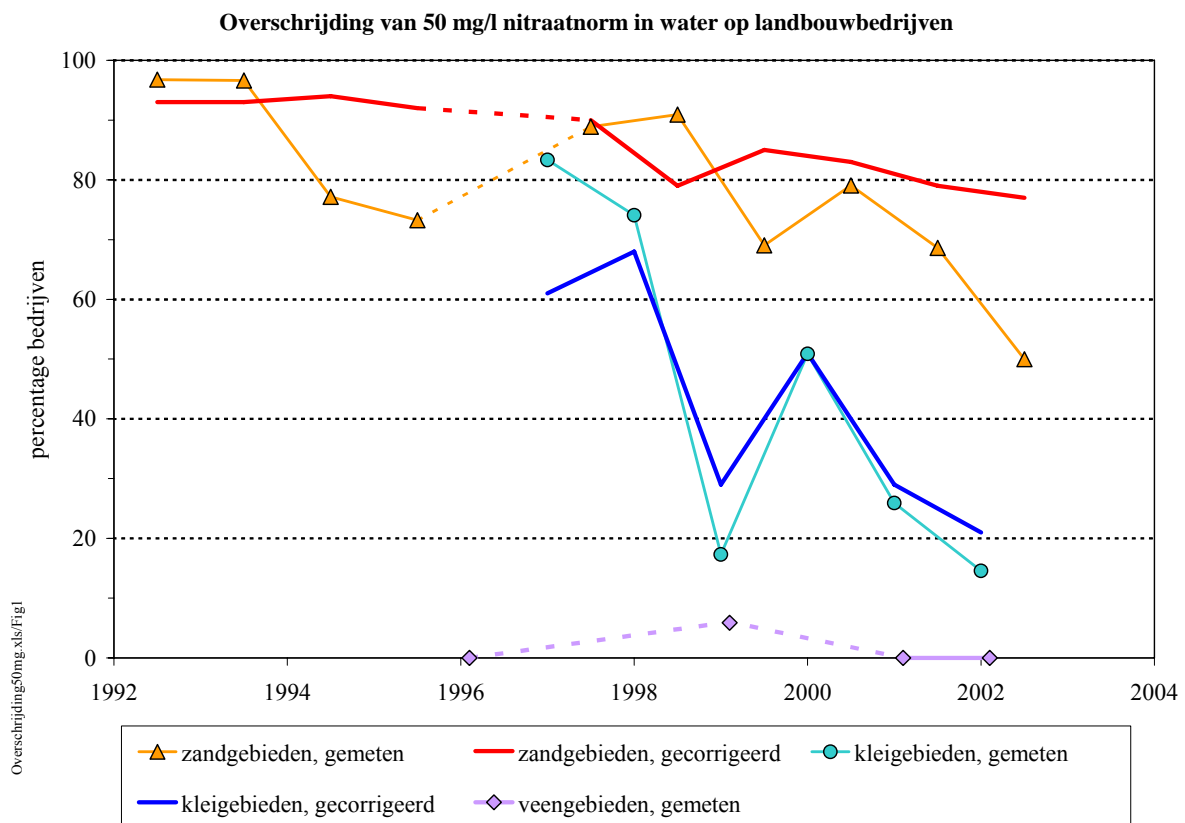


Figuur 4.5 Jaarlijks gemiddelde nitraatconcentratie en gecorrigeerde nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater (zand en veengebieden) en van drainwater (kleigebieden) van landbouwbedrijven in de periode 1992-2002.

Verschillen tussen jaren in de samenstelling van de steekproef leiden bijvoorbeeld tot verschillen in de verhouding tussen de grondsoorten binnen een grondsoortgebied (bijvoorbeeld zand) en de verhouding in grondwatertrapklassen tussen jaren.

Om de effecten van dergelijke factoren (i.c. weer- en steekproefeffecten) te kunnen scheiden van het effect van het beleidsmaatregelen c.q. bedrijfsmanagement is een correctiemethode ontwikkeld. Uit Figuur 4.5 blijkt dat vanaf circa 1998 de concentraties in het zandgebied duidelijk lager zijn dan in de periode 1992-1995, en dat de daling tussen de tweede en derde periode, zij het afgezwakt, ook terug te zien is in de gecorrigeerde cijfers. De gemiddelde gecorrigeerde waarden in de drie perioden zijn 135 mg/l (eerste), 105 mg/l (tweede) en 93 mg/l (derde). Voor het kleigebied dalen zowel de meetwaarden, als de gecorrigeerde waarden. In de tweede periode is de gemiddelde waarde 60 mg/l en in de derde periode gemiddeld 44 mg/l (na correctie). Hierbij zij aangetekend dat de correctiemethode voor klei nog een voorlopig karakter heeft. In Fraters *et al.*, 2004 (Annex 2) wordt deze correctiemethode nader toegelicht.

Het percentage landbouwbedrijven met een nitraatconcentratie in het water hoger dan 50 mg/l vertoont dezelfde trend als de nitraatconcentratie zelf (Figuur 4.6). De normwaarde van 50 mg/l wordt in de zandgebieden meer overschreden dan in de kleigebieden. In de veengebieden komt overschrijding slechts incidenteel voor. Na correctie voor storende invloeden daalt het percentage bedrijven met concentraties hoger dan 50 mg/l van 93% (1992-1995) naar 80% in 2000-2002 (zandgebieden). Voor de kleigebieden zijn deze percentages in 1997-1999 53% en in 2000-2002 30% .



Figuur 4.6 Overschrijding van de 50 mg/l normwaarde in de bovenste meter van het grondwater (zand en veengebieden) en van drainwater (kleigebieden) van landbouwbedrijven in de periode 1992-2002. Mate van overschrijding is zowel voor gemeten als voor gecorrigeerde nitraatconcentraties gegeven (Fraters et al., 2004).

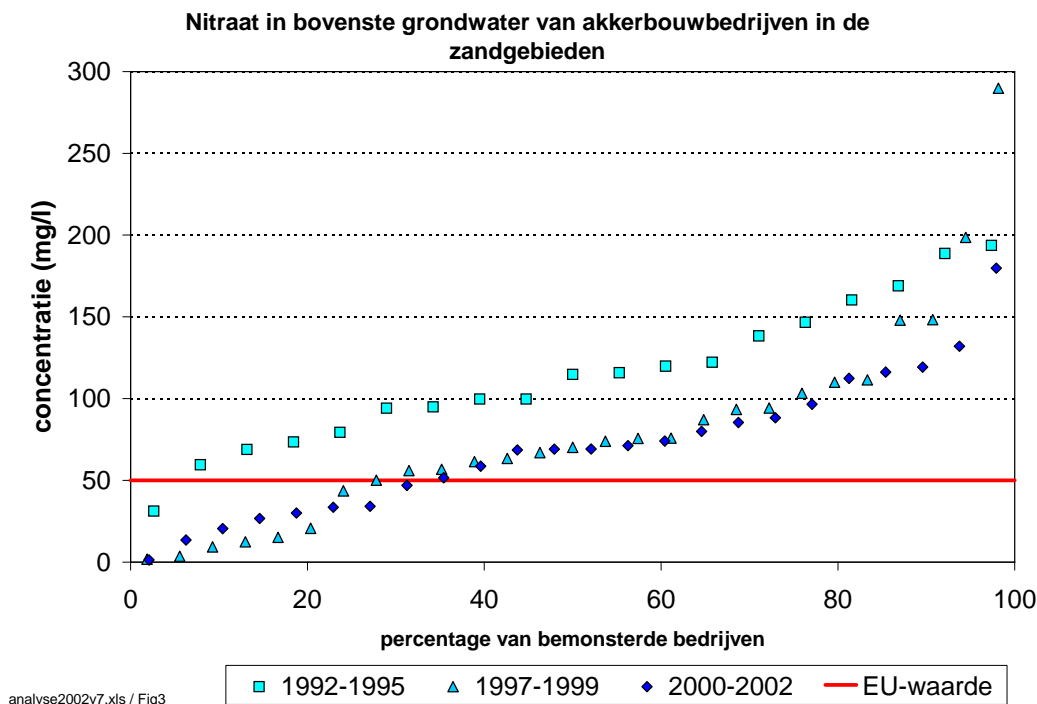
In de navolgende paragrafen worden de meetresultaten per grondsoort en bedrijfstype nader toegelicht.

De veranderingen die daarin besproken worden, hebben steeds betrekking op de ongecorrigeerde meetwaarden, omdat de methode niet geldt voor iedere afzonderlijke categorie van bedrijven. Bedacht moet worden dat de getoonde veranderingen steeds mede veroorzaakt worden door weer- en steekproefeffecten.

Zandgebieden

□ Akkerbouwbedrijven

De nitraatconcentratie in bovenste meter van het grondwater van akkerbouwbedrijven in de zandgebieden overschrijdt bij 70-90% van de bedrijven de EU-waarde. Het hoogste getal geldt voor de periode 1992-1995, de laagste voor de twee laatste perioden, zie Figuur 4.7. Er is een afname van de nitraatconcentratie van gemiddeld 114 mg/l in eerste periode naar 79 mg/l in tweede periode, daarna neemt de nitraatconcentratie af tot gemiddeld 70 mg/l in de derde periode.

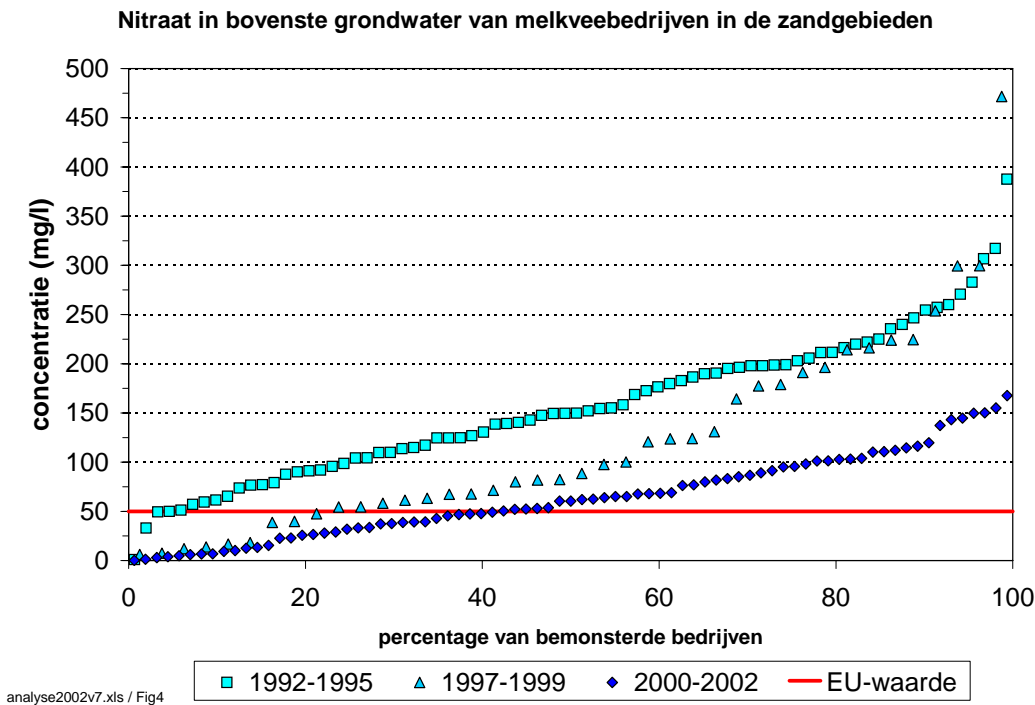


Figuur 4.7 Gemiddelde nitraatconcentratie (mg/l als NO_3) in de bovenste meter van het grondwater bij akkerbouwbedrijven in de zandgebieden, gemiddelde per bedrijf per periode.

□ Melkveebedrijven

De nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater van melkveebedrijven in de zandgebieden overschrijdt de EU-waarde bij 60-95% van de bedrijven. Het hoogste getal geldt voor de periode 1992-1995, de laagste voor de periode 2000-2002 (Figuur 4.8).

Er is een duidelijke daling van de nitraatconcentratie tussen zowel de eerste en tweede periode, van 156 mg/l naar 121 mg/l gemiddeld, als tussen de tweede en derde periode tot 64 mg/l gemiddeld. Opvallend is dat in de derde periode nitraatconcentraties van boven de 200 mg/l niet meer voorkomen. In de eerdere periode was dit bij circa 20% van de bedrijven nog het geval.



Figuur 4.8 Gemiddelde nitraatconcentratie (mg/l als NO₃) in de bovenste meter van het grondwater bij melkveebedrijven in de zandgebieden, gemiddelde per bedrijf per periode.

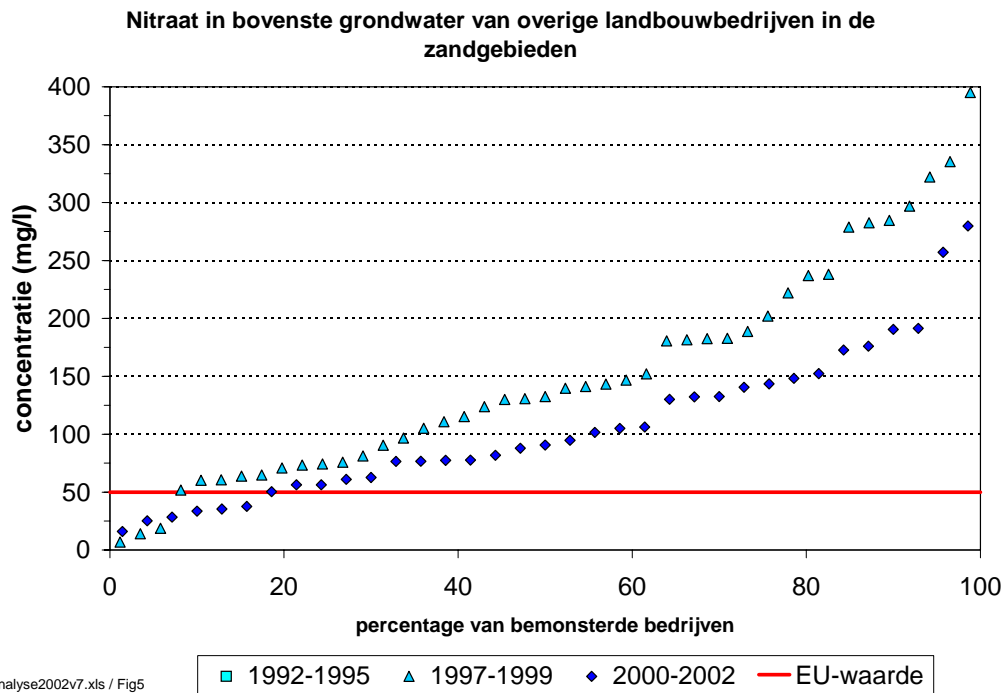
Het grondgebruik van de melkveebedrijven bestaat voornamelijk uit gras en mais. De ontwikkeling van de nitraatconcentratie per grondgebruiksvorm is vermeld in Tabel 4.6. De nitraatconcentratie van het grondwater onder mais is meer gedaald dan onder gras. Dit blijkt uit de verhouding van de ‘maisconcentratie’ en de ‘grasconcentratie’ die is afgenomen van 1,72 (eerste periode) naar 1,50 in de derde periode.

Tabel 4.6 Nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder grasland en maisland van gangbare melkveebedrijven op zandgrond (mg/l nitraat)

	periode 1 1992-1994	periode 2 1997-1999	periode 3 2000-2002
gras	161	127	61
mais	278	212	91
% verandering gras		-21	-52
% verandering mais		-24	-57
Verhouding mais/gras	1,72	1,67	1,50

□ Overige bedrijven

De nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater van de overige landbouwbedrijven (hokdierbedrijven en gewas-dier combinatiebedrijven) in de zandgebieden overschrijdt de EU-waarde bij 80-90% van de bedrijven. Het hoogste getal geldt voor de periode 1996-1999, de laagste voor de periode 2000-2002, zie Figuur 4.9. In de eerste periode is dit bedrijfstype niet bemonsterd. De gemiddelde nitraatconcentratie in de derde periode is met 105 mg/l duidelijk lager dan in de tweede periode (151 mg/l).



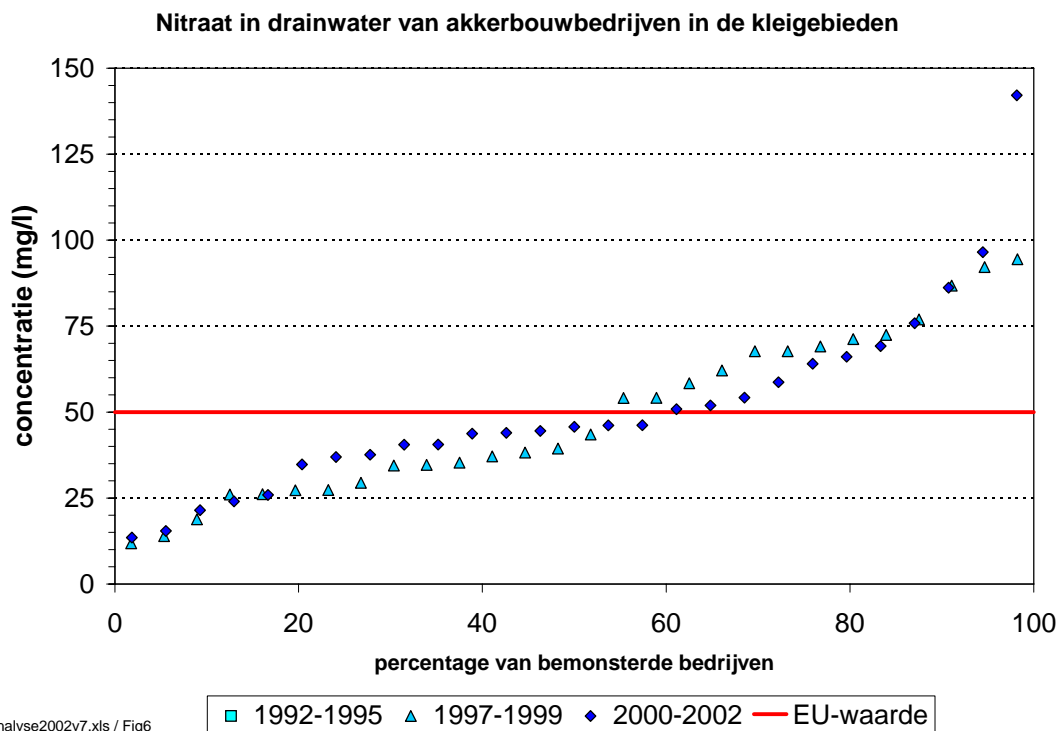
Figuur 4.9 Gemiddelde nitraatconcentratie (mg/l als NO₃) in de bovenste meter van het grondwater bij overige landbouwbedrijven in de zandgebieden, gemiddelde per bedrijf per periode. Dit bedrijfstype is niet bemonsterd in de eerste periode.

Kleigebieden

In de kleigebieden wordt het bovenste grondwater dat via drains uitstroomt naar het oppervlaktewater meerdere malen in het uitspoelingsseizoen bemonsterd.

□ Akkerbouwbedrijven

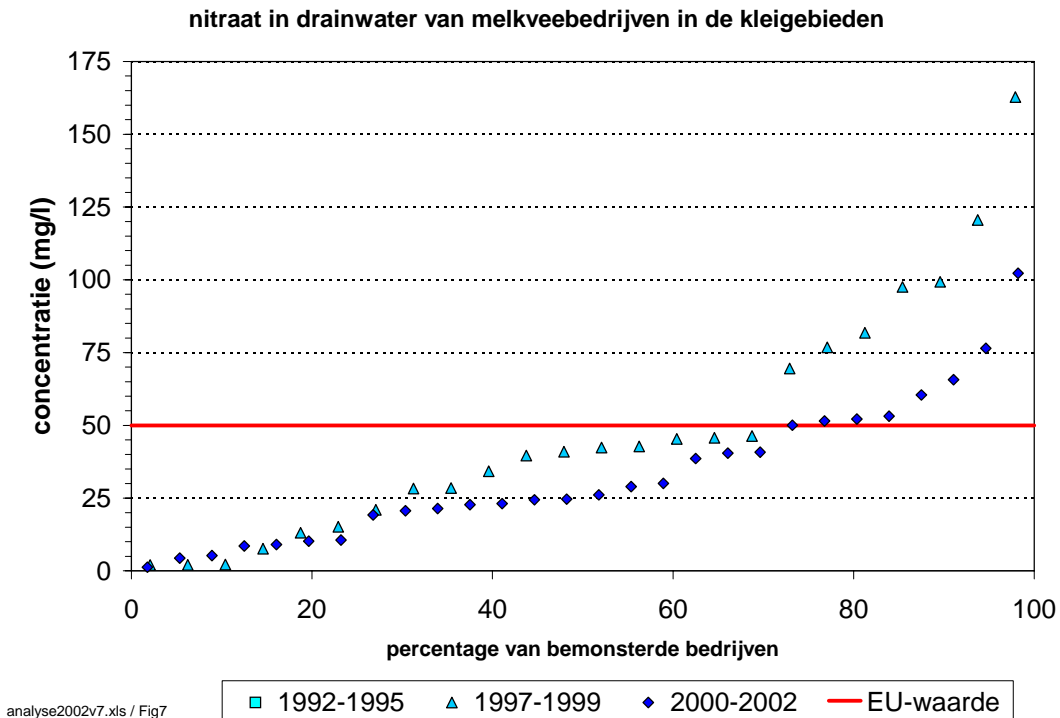
De nitraatconcentratie in het drainwater van akkerbouwbedrijven in de kleigebieden overschrijdt bij 40-45% van de bedrijven de EU-waarde. Er zijn onvoldoende metingen in de eerste periode. De verschillen tussen de tweede en derde periode zijn verwaarloosbaar. De gemiddelde concentraties zijn respectievelijk 49 mg/l en 51 mg/l (Figuur 4.10).



Figuur 4.10 Gemiddelde nitraatconcentratie (mg/l als NO₃) in het drainwater bij akkerbouwbedrijven in de kleigebieden, gemiddelde per bedrijf per periode. Er is een beperkt aantal bedrijven in de kleigebieden bemonsterd in de eerste periode om deze te kunnen vergelijken met gegevens uit de andere perioden.

□ Melkveehouderijbedrijven

De nitraatconcentratie in het drainwater van melkveebedrijven in de kleigebieden overschrijdt bij 20-30% van de bedrijven de EU-waarde (Figuur 4.11). Er zijn onvoldoende metingen in de eerste periode. De nitraatconcentraties zijn in de derde periode (gemiddelde 33 mg/l) over het algemeen wat lager dan in de tweede periode (gemiddelde 49 mg/l).

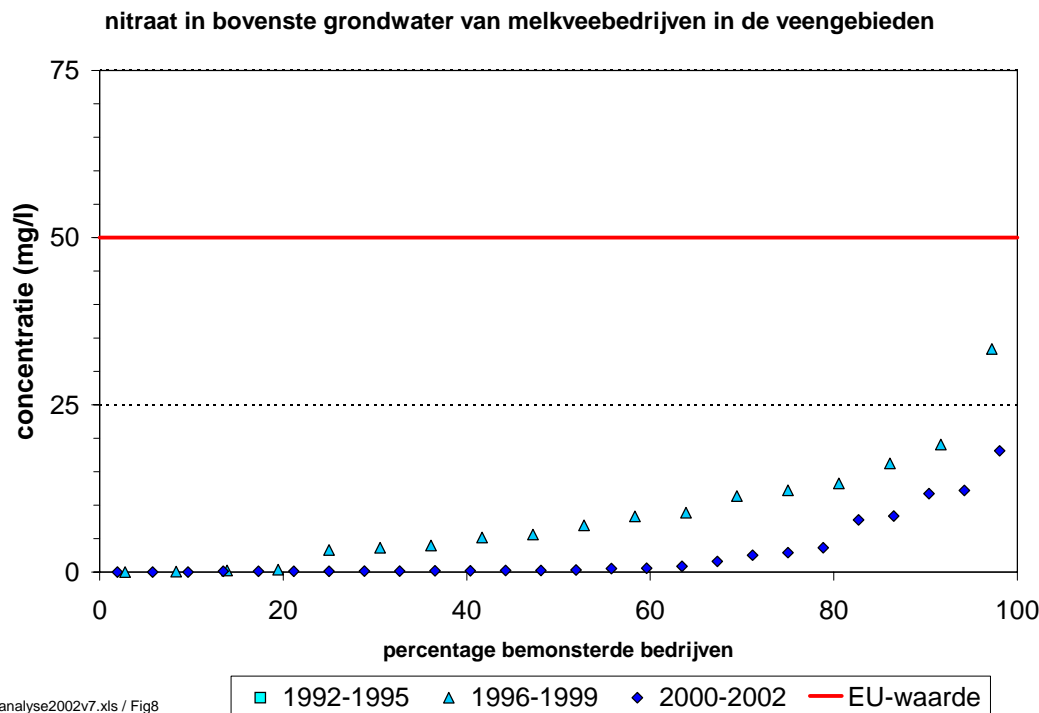


Figuur 4.11 Gemiddelde nitraatconcentratie (mg/l als NO₃) in het drainwater bij melkveebedrijven in de kleigebieden, gemiddelde per bedrijf per periode. Er is een beperkt aantal bedrijven in de kleigebieden bemonsterd in de eerste periode om deze te kunnen vergelijken met gegevens uit de andere perioden.

Veengebieden

□ Melkveebedrijven

De nitraatconcentratie in de bovenste meter van het grondwater van melkveebedrijven in de veengebieden overschrijdt nooit de EU-waarde van 50 mg/l (Figuur 4.12). Er zijn geen metingen in de eerste periode. De nitraatconcentraties zijn in de derde periode (gemiddelde 3 mg/l) over het algemeen wat lager dan in de tweede periode (gemiddelde 6 mg/l). Éénmaal is de streefwaarde van 25 mg/l overschreden.



Figuur 4.12 Gemiddelde nitraatconcentratie (mg/l als NO₃) in de bovenste meter van het grondwater bij melkveebedrijven in de veengebieden, gemiddelde per bedrijf per periode. Er zijn geen metingen voor de eerste periode.

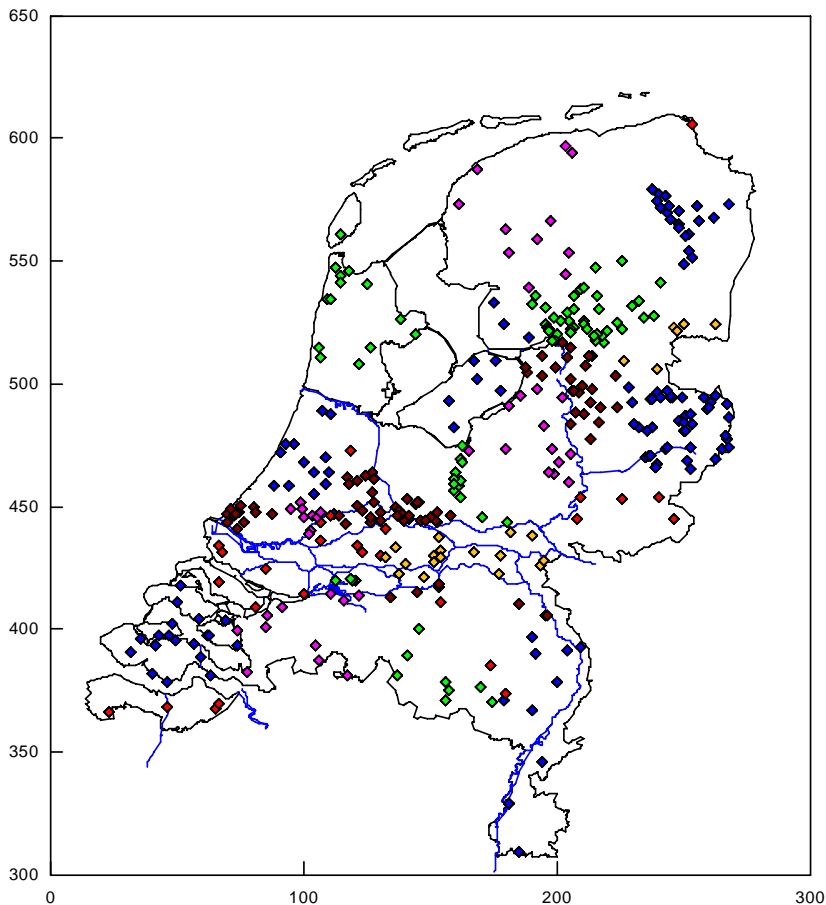
4.1.3 Fosfor en stikstof in regionaal oppervlaktewater

In de CIW enquête zoals deze jaarlijks door RIZA wordt uitgevoerd, wordt de 30 regionale waterbeheerders in Nederland verzocht binnen hun beheersgebied een set meetlocaties aan te wijzen waarvan de waterkwaliteit hoofdzakelijk door landbouw beïnvloed wordt. Deze locaties zijn vervolgens zo ver als mogelijk binnen RIZA en RIVM gecontroleerd op de aanname dat dit inderdaad voornamelijk door de landbouw beïnvloede wateren betreft.

Op grond hiervan is nog een klein aantal locaties geschrapt. De uiteindelijke dataset zoals deze bij de analyses gebruikt is, omvat in totaal 378 locaties.

Figuur 4.13 geeft een overzicht van de verzameling meetlocaties zoals deze bij de analyses gebruikt is. Waar in de vorige studie (Portielje *et al.*, 2002) werd geconstateerd dat een aantal gebieden, met name de mestoverschotgebieden op de centrale en zuidelijke zandgronden nog dun vertegenwoordigd waren, is er nu sprake van een meer evenwichtige verdeling. Het blijft echter zo dat sommige regio's sterker vertegenwoordigd zijn dan andere. Tevens is de effectieve dichtheid van meetlocaties bij waterbeheerders die werken met een roulerend meetnet, waarbij

met een cyclus van enkele jaren jaarlijks een andere set locaties bemonsterd wordt, lager dan Figuur 4.13 suggereert.



Figuur 4.13 Landelijk beeld van de meetlocaties in landbouwbeïnvloede regionaal oppervlaktewater. De verschillende kleuren geven de verschillende regionale beheerders aan.

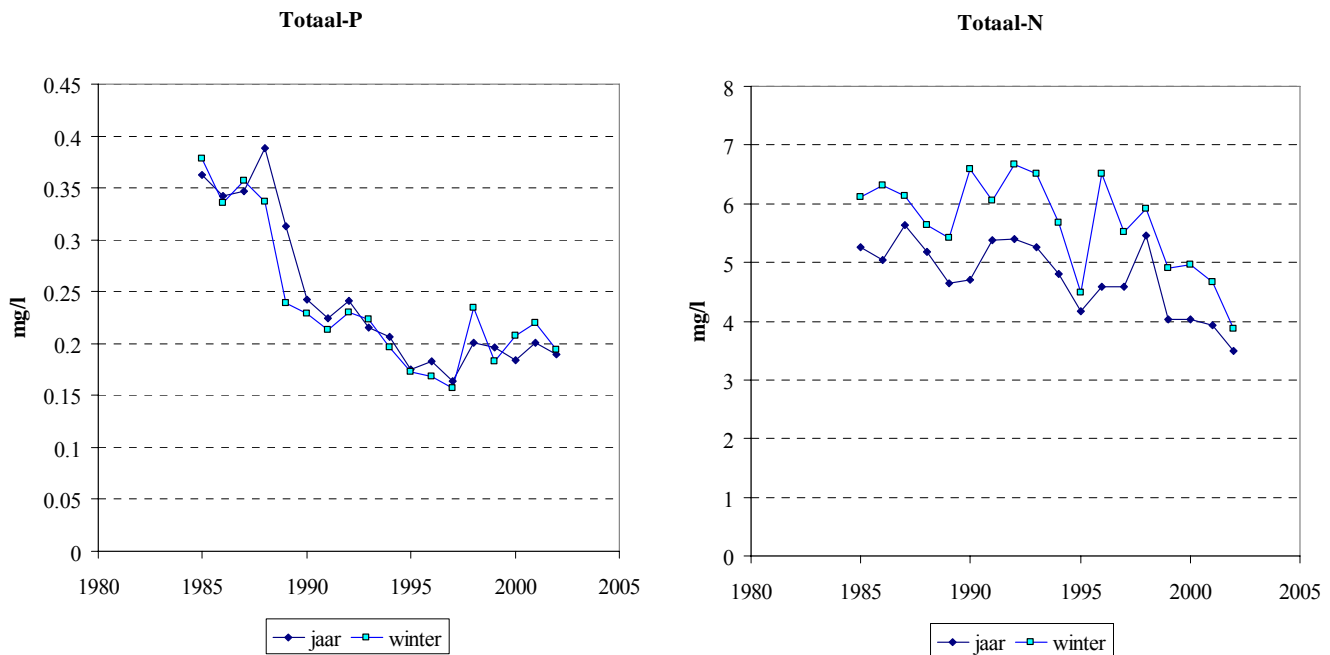
De gegevens zijn geanalyseerd op hoogte van de nutriëntenconcentraties, en op trends in de tijd (landelijk, per regio en per locatie) in deze concentraties. Bij de trendanalyse zijn twee perioden beschouwd namelijk 1985-1996 en 1991-2002. Er is overlap in de periode hetgeen gevolg is van de noodzaak om voldoende meetjaren te hebben (tenminste 8).

De resultaten zijn gepresenteerd als de mediane totaal-N of totaal-P concentratie per maand van de (deel)set van locaties waar die maand gemeten is. De onderliggende set meetlocaties verschilt dus van maand tot maand. Dit betekent dat aangenomen wordt dat voor iedere maand de onderliggende set meetlocaties een representatieve steekproef is voor de landelijke toestand of de toestand in de betreffende regio. De methode is beschreven in Portielje *et al.* (2002).

Resultaten

Op landelijke schaal is de mediane totaal-P concentratie gehalveerd van circa 0,4 mg/l in 1985 naar circa 0,2 mg/l in 2002 (Figuur 4.14). Het grootste deel van deze afname is in een korte periode opgetreden, namelijk in de jaren 1988 tot en met 1990. Daarna is sprake van een stabilisatie. In de jaren na 1991 blijft het effect van zeer natte perioden, met name najaar 1998, duidelijk zichtbaar en leidt tot een tijdelijke toename van de concentraties. Er is voor P nauwelijks verschil in jaargemiddelde en wintergemiddelde waarden.

Voor stikstof is het beeld geheel anders: in de periode 1985-1996 is er geen aantoonbare verandering opgetreden zowel in de jaargemiddelde als de wintergemiddelde waarde. Voor het zomerhalfjaar was er in die periode sprake van een weliswaar significante, doch geringe afname. Over de periode 1991-2002 daarentegen is er wel een significante en aanzienlijke afname in de wintergemiddelde totaal-N concentraties opgetreden, die met name sinds 1997 het duidelijkst is. Fraters *et al.*, (2004) geven aan dat dit ook voor nitraat geldt. In de winterperiode wordt voornamelijk het gebiedseigen water bemonsterd. Deze periode geeft een beter beeld van beïnvloeding door de landbouw dan de zomerperiode omdat af- en uitspoeling voornamelijk in het winterhalfjaar plaatsvindt. De N-concentraties zijn in die periode dan ook duidelijk hoger.



Figuur 4.14 Jaargemiddelde en wintergemiddelde waarden van maandelijkse mediane concentraties van totaal-P en totaal-N in door de landbouw beïnvloed oppervlaktewater op landelijke schaal (Portielje *et al.*, 2004).

In de periode 1997-2002 is de gemiddelde totaal-P concentratie op een groot deel van de locaties in het oostelijk deel van Nederland, met name het zuidelijk en centraal zandgebied en het rivierengebied, beneden de richtinggevende normwaarde van 0,15 mg/l. In het westelijk en noordelijk deel van Nederland zijn de totaal-P concentraties daarentegen aanzienlijk hoger. Langs de kust bevindt zich een strook die vrijwel het gehele zeeleengebied omvat, en ook de locaties in de duinstrook, waar de gemiddelde P-concentratie meer dan 1 mg/l bedraagt.

Het aantal locaties waar de gemiddelde totaal-N concentratie beneden de richtinggevende normwaarde van 2,2 mg/l N, ligt is nog zeer gering. Deze locaties bevinden zich voornamelijk in het rivierengebied. Hoge concentraties van totaal-N (> 3 maal de MTR van 2,2 mg/l N), bevinden zich voornamelijk in het Westland, en op een aanzienlijke fractie van de locaties in Noord-Brabant, Limburg en Oost-Nederland (met name Twente).

Behalve naar trends in de landelijke mediane concentratie zoals hierboven beschreven is ook gekeken naar trends per locatie en naar trends per landschapsregio (zie voor regionale trends: Portielje *et al.*, 2004).

De trends per locatie zijn onderzocht op basis van jaargemiddelde concentraties. Hierbij zijn de perioden 1985-1996 en 1991-2002 beschouwd.

Voor totaal-P was over de periode 1985-1996 op een kleine meerderheid van de locaties sprake van een significant dalende trend (Tabel 4.7). Over de periode 1991-2002 was dat niet meer het geval, en was er op een meerderheid van de locaties geen significante verandering opgetreden. Tevens was de fractie locaties met een significant stijgende trend fors toegenomen. Voor totaal-N is dit beeld geheel anders. Over de periode 1985-1996 was de jaargemiddelde concentratie op tweederde van de locaties niet veranderd, terwijl over de periode 1991-2002 op een ruime meerderheid sprake was van een significant dalende trend. De fractie locaties met een significante stijging was fors afgenomen.

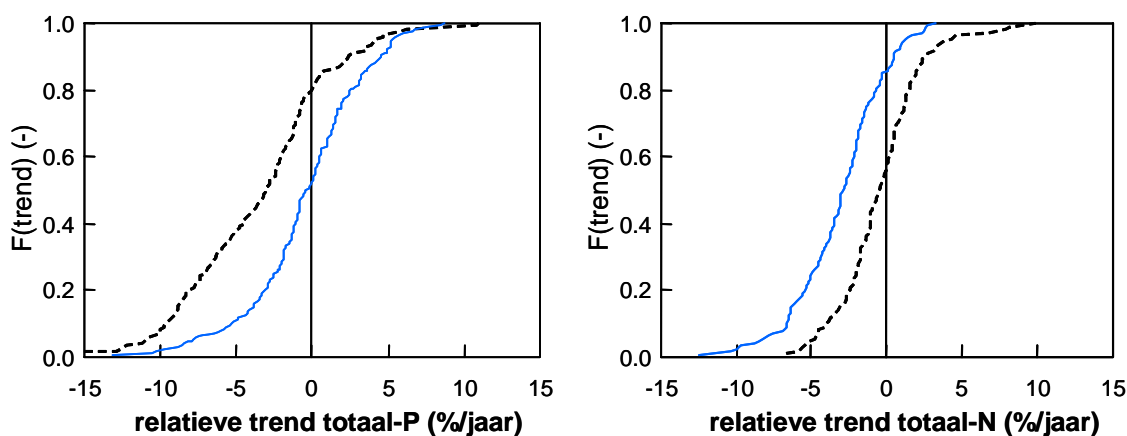
Tabel 4.7 Percentage locaties met significant ($P < 0.1$) afgenomen, significant gestegen en niet aantoonbaar veranderde totaal-P en totaal-N concentraties; deelperioden 1985-1996 en 1991-2002. Alleen locaties waarvoor binnen de beschouwde deelperiode van ten minste 8 jaren jaargemiddelde concentraties berekend konden worden, zijn meegenomen.

periode	aantal locaties	% afgenomen	% gestegen	% niet veranderd
Totaal-P				
1985-1996	125	52	6	42
1991-2002	186	27	20	53
Totaal-N				
1985-1996	113	25	10	65
1991-2002	143	61	2	37

Wanneer men naar de cumulatieve verdeling van de relatieve trends per locatie kijkt zonder te kijken naar significantie, wordt het bovenbeschreven beeld bevestigd (Figuur 4.15).

Voor fosfor was het percentage locaties met een dalende trend over de periode 1985-1996 80%, over de periode 1991-2002 is dit afgenomen naar 52%. De cumulatieve verdeling van de mediane trends is dus naar rechts verschoven.

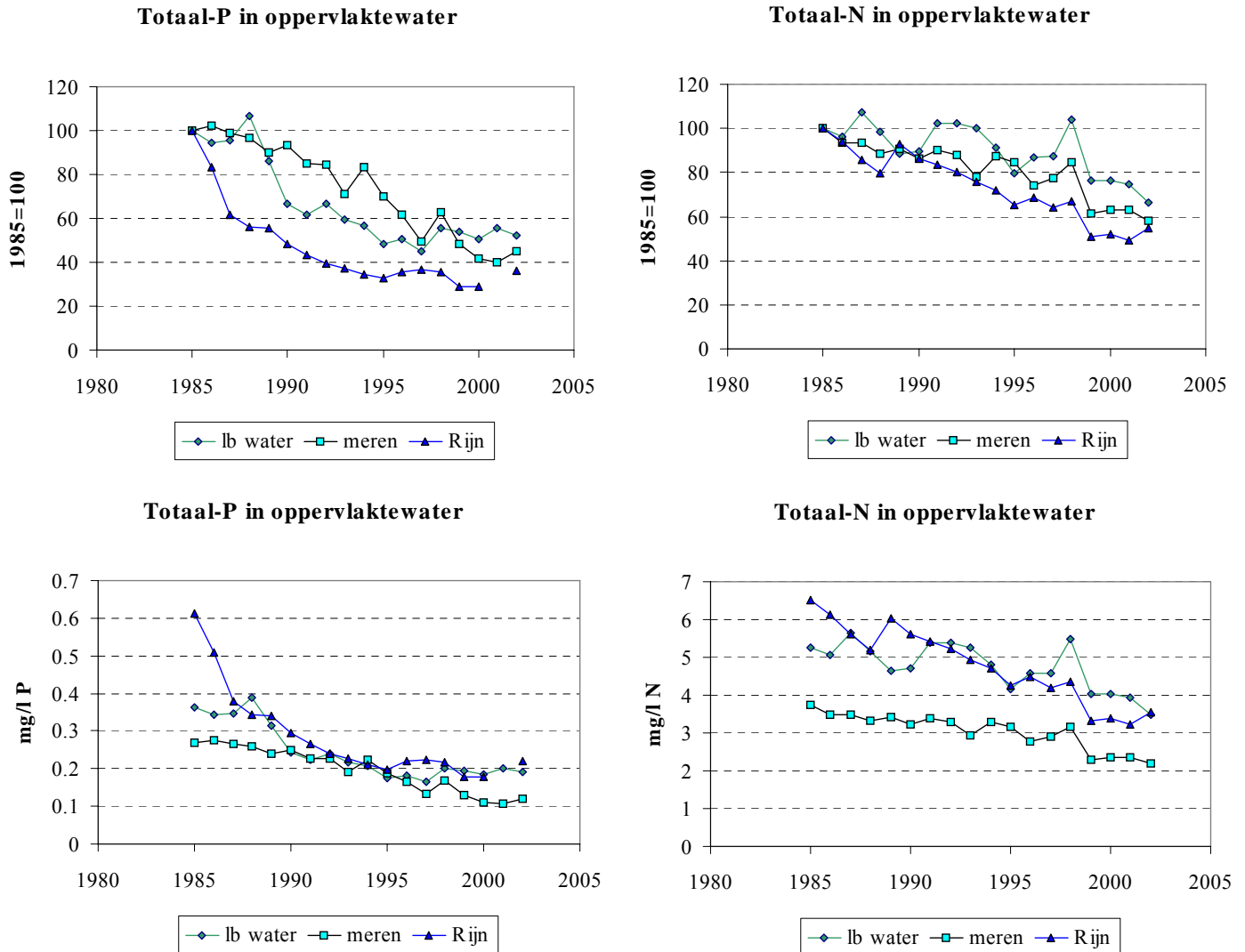
Voor stikstof bedroeg het percentage locaties met een dalende trend over de periode 1985-1996 nog maar 58%, over de periode 1991-2002 was dit toegenomen tot 85%. De cumulatieve curve voor stikstoftrends is duidelijk naar links verschoven.



Figuur 4.15 Cumulatieve verdelingen van relatieve trends per locatie in jaargemiddelde totaal-P en totaal-N concentraties voor de perioden 1985-1996 (---) en 1991-2002(—).

Vergelijking van watersystemen

Figuur 4.16 geeft aan hoe de relatieve en absolute veranderingen in de nutriëntenconcentraties in de landbouwbeïnvloede wateren zich verhouden tot die in de meren en plassen en tot de concentraties in de Rijn.



Figuur 4.16 Trends in de totaal-P en totaal-N concentratie van door de landbouw beïnvloede wateren, meren en de Rijn in de periode 1985-2002. Boven: relatieve verandering ten opzichte van 1985 (=100) beneden: absolute concentraties (bron: Portielje et al., 2004).

Hierbij wordt het jaargemiddelde van de maandelijkse medianen vergeleken met de jaargemiddelde concentratie in de Rijn bij Lobith en met de mediane zomergemiddelde concentratie in de Nederlandse meren en plassen. Om de relatieve veranderingen in deze drie reeksen te kunnen vergelijken zijn deze geïndexeerd, met 1985 = 100 (bovenste Figuur). De grootste daling in de totaal-P concentratie in de Rijn trad op tussen 1985 en 1987, in de jaren voor 1985 was deze vrijwel constant (niet afgebeeld). De grootste daling in totaal-P in door de landbouw beïnvloede wateren trad zoals geconstateerd een paar jaar later op, tussen 1988 en 1990. De daling in de meren en plassen bleef in eerste instantie achter bij die in de door de landbouw beïnvloede wateren, maar juist in de meest recente jaren is de totaal-P concentratie in de meren nog verder gedaald, terwijl die in de landbouwbeïnvloede wateren en de Rijn zich

hebben gestabiliseerd. In absolute zin is de mediane totaal-P concentratie in de landbouwbeïnvloede wateren de laatste jaren vrijwel gelijk aan die in de Rijn bij Lobith. Beide bedragen circa 0,2 mg/l (als P). De zomergemiddelde totaal-P concentratie in de meren en plassen is lager, en bedraagt de laatste jaren 0,10 – 0,12 mg/l (als P).

Voor stikstof is er veel meer sprake van een geleidelijk verloop, waarbij in de Rijn een geleidelijke daling met 40% ten opzichte van 1985 is opgetreden. De daling in de meren en plassen bleef hierbij aanvankelijk iets achter, maar is uiteindelijk ook op circa 40% uitgekomen. De totaal-N concentratie in de door de landbouw beïnvloede wateren is zoals geconstateerd met name in de meest recente jaren het sterkst afgenomen. In absolute zin is de totaal-N concentratie in de Rijn de laatste jaren vrijwel gelijk aan die in de door de landbouw beïnvloede wateren (beide circa 4 mg/l als N). Aanvankelijk was de concentratie in de Rijn hoger.

Discussie en conclusie

- Fosfor

De totaal-P concentraties in de onderzochte landbouwbeïnvloede wateren zijn over de periode 1985-2002 aanzienlijk afgenomen. Deze afname heeft zich echter voor het grootste deel voltrokken tussen 1988 en 1991, daarna hebben de concentraties zich gestabiliseerd.

De precieze oorzaak van deze scherpe daling tussen 1988 en 1991, en van de hiermee gepaard gaande afname van de variatie van maand tot maand, is nog niet helder.

Een verband tussen maatregelen en effecten is zeer moeilijk te leggen, wanneer meerdere typen maatregelen (puntbronnen en diffuse bronnen) in dezelfde periode worden genomen, en ook nog geleidelijk over een periode van soms enige jaren worden ingevoerd.

De afname van totaal-P in oppervlaktewater door de invoering rond 1987 van fosfaatvrije wasmiddelen heeft zich in de wateren die hierdoor beïnvloed worden, enige jaren voor de afname van de P concentraties in de door de landbouw beïnvloede wateren afgespeeld. De daling in de Rijn tussen 1985 en 1987 (Figuur 4.16) kan hierdoor voor een aanzienlijk deel worden verklaard.

Daarnaast zijn ook andere lozingen in omvang afgenomen. De bijdrage in het verleden van puntbronnen (afvalwaterlozingen) in de belasting van deze wateren is niet geheel uit te sluiten. De afname van zowel de concentratie, als de variatie daarin, in de door de landbouw beïnvloede wateren tussen 1988 en 1991, trad tegelijkertijd op in verschillende landschapsregio's.

De periode waarin het niet toegestaan was om dierlijke mest in de winter uit te rijden, is sinds najaar 1988 geleidelijk uitgebreid. Dit uitrijverbod gold in eerste instantie alleen voor het zandgebied en pas later ook voor de overige regio's. Sinds 1991 geldt ook een verbod voor grasland op klei en veen, maar niet voor bouwland op klei. Deze regulering heeft zeer waarschijnlijk een bijdrage geleverd aan de daling van P in het oppervlaktewater. Mogelijk speelt ook een verandering van de wijze van mesttoediening een rol. Het verplicht onderwerken van mest is echter pas in 1991 ingevoerd.

Door maatregelen die aangrijpen op de periode (en wijze) van mesttoediening wordt voornamelijk de snelle afvoercomponent van P beïnvloed. Uit de DOVE projecten (zie ook paragraaf 5.3.2) is gebleken dat deze snelle afvoercomponent voor P ook nu nog belangrijker is dan voor N, en tot heden mogelijk is onderschat. Dit kan dan ook bijdragen aan de verklaring waarom tegelijkertijd met de scherpe daling van P gedurende de jaren 1988 tot 1991, een dergelijk verloop niet voor N wordt geconstateerd.

De afvlakking van de dalende trend in totaal-P na 1991 kan er op wijzen dat de langzamere afvoercomponent, die veel trager reageert op mestmaatregelen, aan belang wint. De effecten van het recente mestbeleid op de fosforconcentraties in het oppervlaktewater hebben niet aantoonbaar geleid tot een verdere daling van totaal-P in de door de landbouw beïnvloede wateren. Er is daarentegen zelfs sprake van een toename van de fractie locaties waar een stijging van de totaal-P concentratie is opgetreden. Dit duidt er op dat de grootste slag geslagen is met de maatregelen die sinds eind jaren tachtig zijn ingevoerd, en die de snelle afvoerroutes van P konden reduceren, maar dat de concentraties van P via de langzamere afvoerroutes moeilijker te beïnvloeden zijn. De P-aanvoer via deze route wordt veel meer bepaald door de voorraad van P die in de bodem aanwezig is, en deze is groot ten opzichte van de hoeveelheid die jaarlijks opgebracht wordt.

-Stikstof

In de periode 1986-1991 is er geen verandering in de totaal N concentratie opgetreden. Sinds 1997 is echter van een aanzienlijke afname sprake, en deze afname komt in vergelijking met de periode daarvoor met name tot uiting in de winterconcentraties.

Het winterhalfjaar is de periode met voornamelijk gebiedseigen water, en geeft daardoor een betere afspiegeling van lokale effecten dan het zomerhalfjaar.

De totaal-N concentratie vertoont, in tegenstelling tot die van totaal-P, een respons die synchroon loopt met het recente mestbeleid en het afnemende stikstofoverschot.

Als specifiek naar de nitraatconcentratie wordt gekeken, dan blijken de maximale nitraatconcentraties in de winterperiode eveneens sterk te zijn gedaald, hetgeen een aanwijzing voor verminderde af- en uitspoeling is (Fraters *et al.*, 2004).

Ook voor de trends per locaties is het beeld voor stikstof anders dan voor P. Waar over de periode 1985-1996 nog op 65% van de locaties geen significante verandering was opgetreden, is over de periode 1991-2002 juist op en ruime meerderheid (61%) van de locaties sprake van een significante daling.

4.1.4 Fosfor en stikstof in kust- en zeewater

De bijdrage van binnenlandse stikstof- en fosforbronnen aan de belasting van het kustwater is moeilijk precies vast te stellen. Om deze reden is de kwaliteitsontwikkeling van het kustwater hier niet beschouwd. Voor informatie hierover wordt verwezen naar hoofdstuk 7 van Fratens *et al.* (2004).

4.2 Belasting van het oppervlaktewater met nutriënten

4.2.1 Fosfor

De P belasting van het Nederlandse zoete oppervlaktewater in 2002 en de meest actuele schatting van de belasting in 1985 en 1995 staan in Tabel 4.8.

Tabel 4.8 Belasting van het Nederlandse oppervlaktewater met fosfor door emissies, uit- en afspoeling en grensoverschrijdende rivieren. Belasting in mln kg/jaar. Bronnen: 1985: MINAS en Milieu (RIVM, 2002). Andere jaren: Emissie-monitor 2004. Uit- en afspoeling: STONE berekeningen met werkelijke weerjaren voor de EMW 2004 (RIVM, 2004a).

Bron	1985	1995	2002	% reductie in 1995 t.o.v. 1985	% reductie in 2002 ¹ t.o.v. 1985
Industrie	13,4	3,5	0,6	74	96
Effluenten RWZI's	10,8	3,5	3,0	67	72
Overige communale bronnen ²	2,6	0,4	0,2	86	92
Uit- en afspoeling ³	4,8	5,0	5,9	-2	-22 (-23)
<i>w.v. landbouwgrond</i>	4,4	4,6	5,5		
Landbouw direct	0,8	0,4	0,4	48	56
Totaal van binnenlandse bronnen	32,4	12,8	10,1	61	69 (68)
Rijn, Maas en Schelde	43,4	23,3	26,8	46	38 (55)

¹⁾ Omdat de uit- en afspoeling en riviervrachten gevoelig zijn voor het weer, is er in 2002 ook getoetst aan het gemiddelde van de laatste drie meetjaren. Dit is het getal tussen haakjes.

²⁾ Niet gerioleerde bebouwing, afstroming verharde oppervlakken, riooloverstorten.

³⁾ Bijdrage van landbouwgrond gemiddeld 92%, de overige 8% is afkomstig uit natuurterreinen

De grootste afname komt voor rekening van de industrie (96% reductie) gevolgd door overige communale bronnen (92%). De lozing van RWZI's en van directe lozingen in de landbouw is met respectievelijk 72% en 56% afgenomen.

De af- en uitspoeling van landbouwgrond is echter toegenomen (22-23%). Deze bijdrage maakte in 1985 circa 13% van de totale aanvoer van P uit binnenlandse bronnen uit. In 2002 is dit aandeel toegenomen tot circa 54%.

4.2.2 Stikstof

De N-belasting van het Nederlandse zoete oppervlaktewater in 2002 en de meest actuele schatting van de belasting in 1985 en 1995 staat in Tabel 4.9.

Tabel 4.9 Belasting van het Nederlandse oppervlaktewater met stikstof door emissies, uit- en afspoeling en grensoverschrijdende rivieren. Belasting in mln kg/jaar. Bronnen: 1985: MINAS en Milieu (RIVM, 2002). Andere jaren: Emissie-monitor 2004. Uit- en afspoeling: STONE berekeningen met werkelijke weerjaren voor de EMW 2004 (RIVM, 2004a).

Bron ¹	1985	1995	2002	% reductie in 1995 t.o.v. 1985	% reductie in 2002 ² t.o.v. 1985
Industrie	20	4	4	78	79
Effluenten RWZI's	38	36	28	6	28
Overige communale bronnen ³	14	4	3	72	79
Uit- en afspoeling ⁴	62	66	60	-7	3 (-5)
w.v. landbouwgrond	52	56	51		
Landbouw direct	10	6	5	37	51
Totaal van binnenlandse bronnen	144	117	100	19	30 (26)
Rijn, Maas en Schelde	462	474	380	-3	18 (20)

¹) Atmosferische depositie is buiten beschouwing gelaten

²) Omdat de uit- en afspoeling en riviervrachten gevoelig zijn voor het weer, is er in 2002 ook getoetst aan het gemiddelde van de laatste drie meetjaren. Dit is het getal tussen haakjes.

³) Niet gerioleerde bebouwing, afstroming verharde oppervlakken, riooloverstorten. In het rapport 'Mineralen beter geregeld' staan iets lagere getallen (respectievelijk 11, 3 en 2 mln kg). De hierboven vermelde zijn correct.

⁴) Bijdrage landbouwgrond gemiddeld 86%. De overige 14% is afkomstig uit natuurterreinen.

De grootste afname komt voor rekening van de industrie en door overige communale bronnen (79%). De bijdrage van directe lozingen in de landbouw is met 51% afgenomen. De lozing van RWZI's daalde met 28%.

De af- en uitspoeling van landbouwgrond is beperkt afgenomen (3%). Deze bron maakte in 1985 ca 36% van de totale aanvoer van N uit binnenlandse bronnen uit. In 2002 is dit aandeel toegenomen tot 51%.

4.2.3 Toetsing aan afgesproken reductiedoelstellingen

De in internationaal verband (op de Rijn afwaterende landen en aan de Noordzee grenzende landen resp. afgekort als RAP en NAP) gemaakte afspraken beoogden een reductie van de oppervlaktewaterbelasting met N en P door binnenlandse bronnen te realiseren van 50% in 1995 ten opzichte van 1985.

In Nederland is dit zodanig geïnterpreteerd dat alle bronnen/doelgroepen ditzelfde percentage moesten realiseren.

Nationale doelstellingen voor nutriënten gaan verder

In de Derde Nota Waterhuishouding (NW3 zie § 5.2.3; VenW, 1989) zijn aanvullend de volgende doelstellingen opgenomen:

Einddoel: Verminderen emissies uit huishoudens, industrie en landbouw naar water t.o.v. 1985 met 75% voor P en 70% voor N.

In het eerste Nationaal Milieubeleidsplan (NMP1, VROM, 1989) wordt een emissiereductie van 70-90% genoemd.

Noch in NW3 noch in NMP1 is een termijn gedefinieerd waarin deze doelstellingen bereikt moeten zijn.

Resultaten

Voor de toetsing aan de reductiedoelen moet bekend zijn wat de N- en P belasting in het referentiejaar 1985 is geweest. Volgens de huidige inzichten is deze 144 mln kg N en 32,4 mln kg P (RIVM, 2004a). Voor P is deze schatting in afgelopen jaren stabiel geweest (32-33 mln kg) met kleine schommelingen in de diverse aanvoerposten. Voor N is dit niet het geval.

Aanvankelijk gold een totale hoeveelheid van 230 mln kg als referentiehoeveelheid (NW3). In de periode 1989-2004 is deze naar beneden bijgesteld naar 144 mln kg, vooral door gewijzigde inzichten in de grootte van de af- en uitspoeling. De uitgangspunten van de berekeningen en het modelinstrumentarium waarmee de af- en uitspoeling vanuit de bodem (landbouw en natuur) worden berekend, hebben belangrijke wijzigingen ondergaan. In 1989 is deze bijdrage nog berekend op 169 mln kg, in de laatste berekeningen (voor de EMW 2004) is deze post gedaald naar 62 mln kg.³

Op basis van de meest recente inzichten bedraagt de belasting van het oppervlaktewater waarbij aan de RAP/NAP doelstelling is voldaan 72 mln kg N en 16 mln kg P.

De totale P-vracht was in 1995 61% lager dan in 1985. Voor N was de vrachtreductie 19%. In dit percentage is de bijdrage van de atmosferische depositie, direct op het oppervlaktewater, niet meegenomen.

In de periode 1995-2002 is de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater verder teruggedrongen. Ten opzichte van 1985 was de P-belasting in 2002 69% lager. Voor N was de bereikte reductie opgelopen naar 30%.

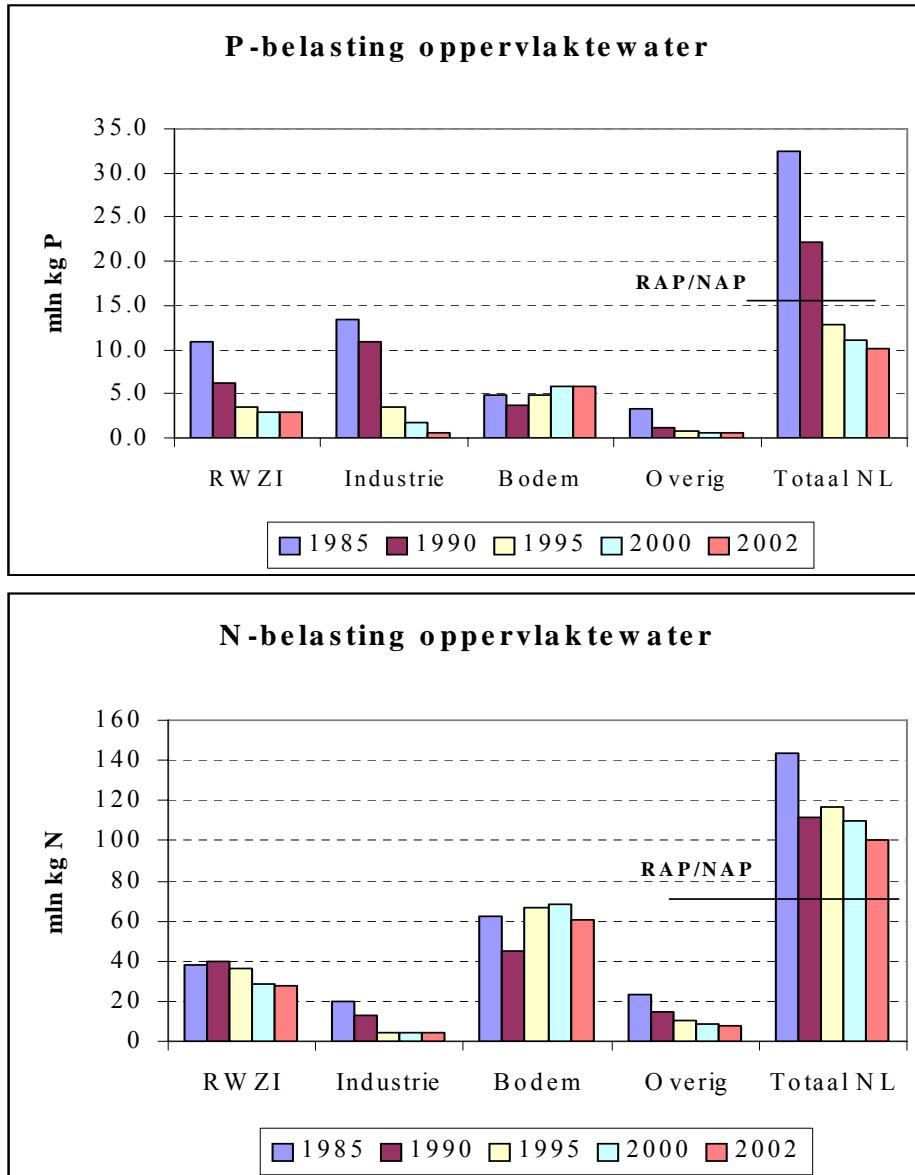
Voor P is de RAP/NAP doelstelling ruimschoots gehaald door de sterke afname van de lozingen van RWZI's en industrie. De emissie vanuit RWZI's is gedaald door een combinatie van een lagere aanvoer (P-vrije textielwasmiddelen) en een verbeterde zuivering.

De bijdrage van af- en uitspoeling uit de bodem vertoont zelfs een lichte toename. De RAP/NAP doelstelling voor N is niet gehaald omdat de bijdrage van RWZI's maar beperkt is afgenomen en omdat de af- en uitspoeling van de bodem maar weinig is verminderd.

³ In hoofdstuk 8 van de EMW 2004 is een quick scan van de milieugevolgen van het nieuwe stelsel van gebruiksnormen gemaakt. Hiervoor is een gewijzigde versie van STONE 2.1 gehanteerd omdat de berekende nitraatconcentraties bij (zeer) droge zandgronden hoger bleken te zijn dan de metingen uit het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid (LMM). Om deze reden is de meest onzekere parameter, namelijk de invloed van het watergehalte op de denitrificatiesnelheid, bijgesteld. Dit heeft ertoe geleid dat ook de af- en uitspoeling van landbouwgronden en natuurterreinen afnam en wel met circa 8% (6 mln kg) .

De bijdrage van de verschillende P- en N-bronnen van waterbelasting in de tijd is grafisch weergegeven in Figuur 4.17. Daarin is ook de emissie behorende bij de 50% reductiedoelstelling (RAP/NAP) aangegeven.

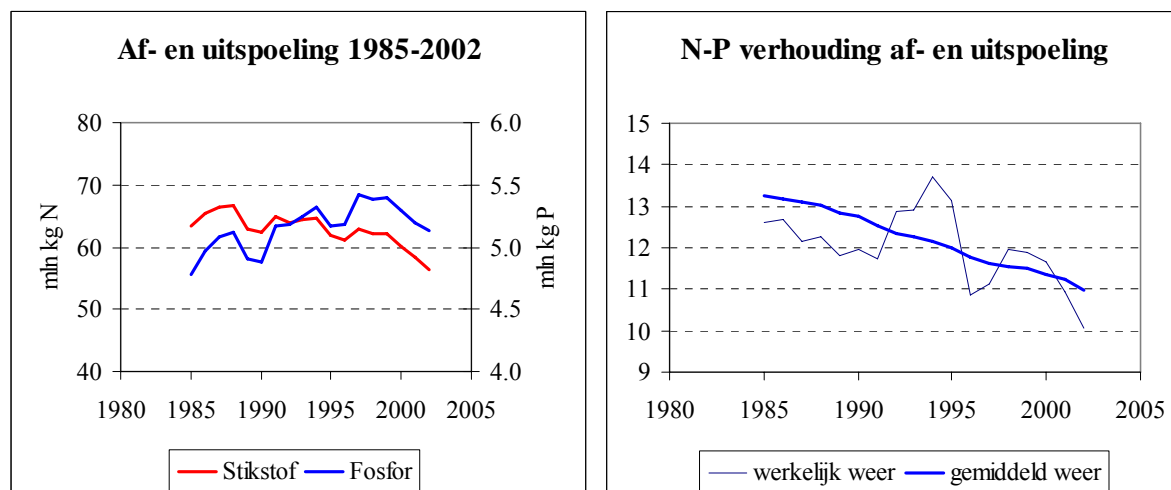
Uit Tabel 4.7 en 4.8 en uit Figuur 4.17 blijkt dat zowel voor P als N de bijdrage van de lozingen door de industrie het sterkst zijn afgenomen (96% voor P en 79% voor N). De af- en uitspoeling vertoont zowel voor N als P de minste daling.



Figuur 4.17 P- en N- belasting van het Nederlandse oppervlaktewater door binnenlandse bronnen in de periode 1985-2002. De post bodem is de af- en uitspoeling van landbouwgronden en natuurterreinen. In de post 'overig' zijn de overige communale bronnen samengenomen met de post landbouw direct. Tevens is aangegeven welke belasting bij de RAP/NAP doelstellingen hoort.

Voor deze evaluatie is de bijdrage van de af- en uitspoeling opnieuw berekend met een aangepaste modelversie (STONE versie 2.1; Groenendijk 2004). Figuur 4.18 geeft de resultaten voor de periode 1985 tot en met 2002. Aangezien het effect van het weerjaar op de af- en uitspoeling groot is, is zowel met werkelijke weerjaren als met een gemiddelde van een aantal

weerjaren gerekend, waarbij voor een bepaald jaar (t), het voortschrijdende gemiddelde is genomen van de af- en uitspoeling van 7 jaren ervoor (t-7) en 7 jaren daarna (t + 7), zodat telkens een middeling ontstaat van de 15 weerjaren waarmee de hydrologie van Nederland wordt doorgerekend. Voor jaren na 2002 zijn historische weerjaren gebruikt. Door deze procedure worden de forse jaarlijkse variaties als gevolg van het weer (neerslagoverschot) uitgemiddeld. De af- en uitspoeling van N en P vertoont een verschillende tendens. Voor N is sprake van een afname, terwijl P een lichte toename te zien geeft (linkerfiguur). Dit komt ook tot uiting in de N-P verhouding van de berekende vrachten. In Figuur 4.18 (rechts) is dit zowel op basis van de werkelijke weerjaren als op basis van de voortschrijdende gemiddelde weerjaren uitgezet. De N/P verhouding neemt duidelijk af van ruim 13 in 1985 tot 11 in 2002 (gemiddeld weer).



Figuur 4.18 Links: Verloop van de af- en uitspoeling in de periode 1985-2002 op basis van een gemiddelde van weerjaren; Rechts: de N-P verhouding in de af- en uitspoeling in de periode 1985-2002 op basis van werkelijk weer en op basis van een gemiddelde van weerjaren (berekend met STONE versie 2.1).

De af- en uitspoeling van N reageert op het afnemende N-overschot van landbouwgronden (afname 1986-2002: 47%; CBS en RIVM, 2004), terwijl de af- en uitspoeling van P vooral door de in de bodem aanwezige voorraad wordt gestuurd en niet door het overschot. Het P-overschot is zelfs sterker afgenomen (61% sinds 1986; CBS en RIVM, 2004) maar desondanks nemen de P-voorraden in de bodem nog toe.

Hoewel de afname van de N- en P-overschotten van de Nederlandse landbouwgronden qua grootte orde 50% of meer bedraagt, blijft de afname van de uit- en afspoeling daar sterk bij achter (Tabel 4.10). Dit verschil is het gevolg van naijling (traagheid van het bodem- en grondwatersysteem) die voor P veruit het grootst is in verband met een langdurige nalevering uit de opgebouwde bodemvoorraad. Bij N is deze nalevering niet zo groot.

Tabel 4.10 Kloof tussen de gerealiseerde afname van het N- en P-overschot van landbouwgronden en de gerealiseerde afname in de af- en uitspoeling

	Afname overschot bodembalans realisatie 1986-2002	Afname af- en uitspoeling realisatie 1985-2002	Afname af- en uitspoeling doel 1985-1995
Stikstof	47%	3%	50%
Fosfor	61%	-22%	50%

Conclusie

De RAP en NAP doelen voor de reductie van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater met 50% in 1995 zijn voor P wel (69%) en voor N nog niet (30%) gehaald. De diffuse belasting vanuit de bodem (voornamelijk landbouwgrond) heeft aan de bereikte reductie van P geen, en aan die van N slechts een beperkte bijdrage geleverd.

De reductiedoelen van 75% (P) en 70% (N) uit NMP1 en NW3 vergen voor P en ook voor N nog een zeer omvangrijke inspanning en moeten gericht zijn op het terugdringen van de af- en uitspoeling van landbouwgronden.

5. Effect van nutriëntenoverschotten op het milieu

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk komt een groot aantal verschillende onderwerpen aan de orde. Allereerst wordt in paragraaf 5.2 aangegeven wat bekend is over het lot van het fosfor- en stikstofoverschot. Dit wordt behandeld aan de hand van modelberekeningen en aan de hand van veldmetingen. In paragraaf 5.3 wordt de snelheid behandeld waarmee het milieu reageert op veranderende fosfor- en stikstofoverschotten. De rest van het hoofdstuk handelt specifiek over nitraat in grondwater.

In paragraaf 5.4 worden factoren besproken die van invloed zijn op de stikstofconcentratie in het grondwater, met name handelt het om de denitrificatie en de invloed van de grondwaterstand daarop.

Het verband tussen het stikstofoverschot en nitraat in het grondwater van zand- en lössgronden wordt in paragraaf 5.5 besproken aan de hand van resultaten van het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid en de Nitraatprojecten.

Dit hoofdstuk wordt afgesloten (paragraaf 5.6) met een beschouwing over de diepte in de verzadigde zone waar de nitraatdoelstelling van de Nitraatrichtlijn van toepassing is (toetsdiepte).

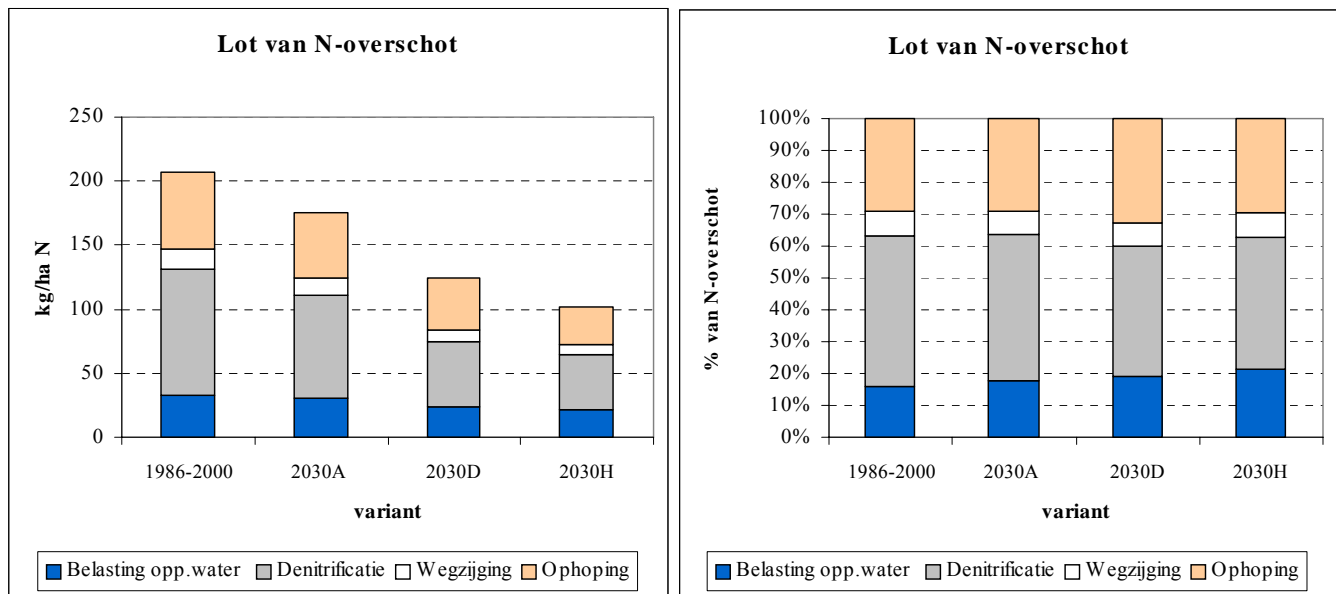
5.2 Lot van het N- en P-overschot

5.2.1 Resultaten landelijke berekeningen

Lot van het N-overschot

Naar aanleiding van de Evaluatie uit 2002 (RIVM, 2002) is op basis van de berekeningen met STONE instrumentarium nagegaan wat de grootte en de lotgevallen van het N-overschot zijn. Deze studie is voorafgaande aan de EMW 2004 uitgevoerd en gerapporteerd (De Willigen *et al.*, 2003). Beschouwd zijn verschillende varianten van verliesnormen. Op landelijke schaal heeft de analyse tot de volgende uitkomsten geleid.

Het netto bodemoverschot neemt af van 206 kg/ha (historie 1986-2000) naar 103 kg/ha in de toekomst (variant H; 2030). De bijdrage van denitrificatie aan het overschot is het grootst en varieert van 41-48%. Het aandeel af- en uitspoeling is 16-21% van het overschot, waarbij het % toeneemt naarmate het N-overschot lager wordt. Berekend is voorts dat 29-33% van het overschot in de bodem ophoopt. De resterende 7-8% infiltreert naar grotere diepte (Figuur 5.1).



Figuur 5.1 Lot van N-overschot op basis van berekeningen met het modelinstrumentarium STONE. De linker figuur geeft de absolute hoeveelheden (kg/ha), de rechter figuur geeft de procentuele verdeling (STONE versie 2.0; De Willigen et al., 2003)

Voorts is er na afloop van de EMW 2002 discussie ontstaan over de mate waarin een afname van het N-overschot leidt tot een afname van de af- en uitspoeling.

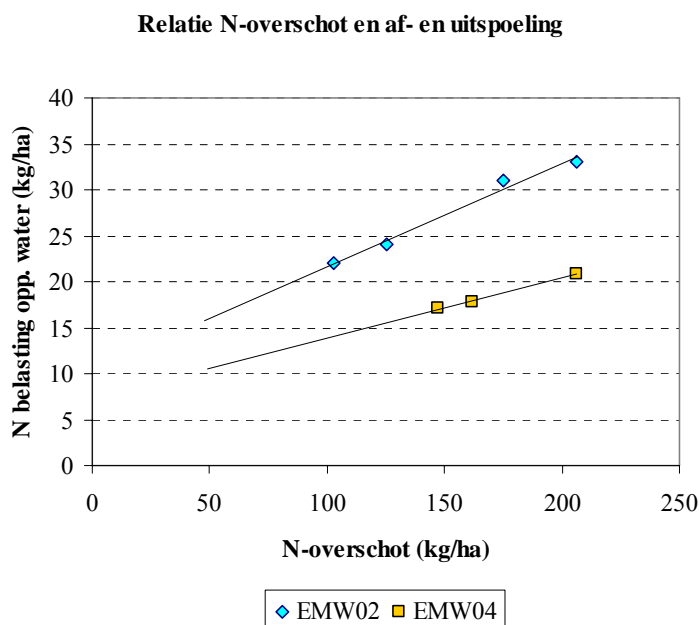
In de rekenvarianten is het N-overschot gaande van de historische variant (1986-2000) naar de H variant gehalveerd. Het bleek dat een afname van het overschot met 50% leidt tot een afname van 33% van de af- en uitspoeling. De verhouding tussen de verandering van beide grootheden is dus niet 1:1. In vrachten uitgedrukt leidt iedere 10 kg/ha afname van het overschot tot een daling van de belasting van het oppervlaktewater met ca 1,1 kg/ha. Het verband tussen beide grootheden blijkt nagenoeg rechtlijnig te zijn.

Op grond van deze analyse is geconcludeerd dat STONE versie 2.0 op onderdelen aangepast moest worden. Met name de aspecten gewasonttrekking, denitrificatie en ophoping werd op onderdelen (met name bij grasland) als minder plausibel beoordeeld.

Met dit in het achterhoofd moeten de uitkomsten van de studie van De Willigen *et al.* (2003) als indicatief beschouwd worden.

In de versie die voor de EMW 2004 is gebruikt (STONE versie 2.1) is een groot aantal van de gesignaleerde onvolkomenheden gerepareerd. Een herziening van de berekening van het lot van het N-overschot heeft vanwege tijdgebrek echter niet kunnen plaatsvinden.

Wel kan een vergelijking gemaakt worden met de afname van de af- en uitspoeling in relatie tot de afname van het N-overschot in de modelversie die is gebruikt voor de doorrekening van het nieuwe stelsel van gebruiksnormen (STONE versie 2.1.1; Schoumans *et al.*, 2004c).



Figuur 5.2 Relatie tussen het N-overschot en de af- en uitspoeling van N voor de EMW 2002 (STONE versie 2.0; De Willigen et al., 2003) en de EMW 2004 (STONE versie 2.1.1; Schoumans et al., 2004c)

De nieuwe modelversie leidt tot een andere verhouding tussen afname N-overschot en afname van de af- en uitspoeling. De helling van de regressielijn is minder steil (Figuur 5.2).

Een afname van het N-overschot van 10 kg/ha leidt nu tot een kleinere daling van de af- en uitspoeling namelijk van 0,7 kg/ha.

Figuur 5.6 laat ook zien dat een halvering van de actuele stikstofbelasting van het oppervlaktewater in beide gevallen alleen optreedt als het landelijk gemiddeld N-overschot tot circa 50 kg/ha daalt, onder de aanname dat lineaire extrapolatie naar het lagere overschotgebied verantwoord is.

Lot van het P-overschot

Resultaten berekeningen op landelijke schaal met STONE (v. 2.1) leiden tot de volgende resultaten voor de periode 1986-2000 (Schoumans, 2004). Bij zandgronden zijn de overschotten het hoogst: 47-76% van de gift wordt niet via de oogst afgevoerd. Van de gewassen zijn de overschotten van mais het grootst: circa 75% van de gift (Tabel 5.1).

Tabel 5.1 Gemiddelde P-balans van grasland, bouwland en mais in de periode 1986-2000 (in kg/ha.jr als P) (Schoumans, 2004)

	mestgift	gewasafvoer (netto)	overschot	overschot % van gift
Zand gras	77	41	36	47
bouwland	46	24	22	48
mais	111	27	84	76
Klei gras	62	43	18	30
bouwland	40	25	15	38
mais	110	27	82	75
Veen gras	64	43	21	33

Tabel 5.2 Lot van het P-overschot (kg/ha.jr als P)

	overschot *	uit- en afsp.	% af- uitsp van overschot	% ophoping van overschot
Zand gras	36	1,0	3%	97%
bouwland	22	1,6	7%	93%
mais	84	4,1	5%	95%
Klei gras	19	1,9	10%	90%
bouwland	17	2,6	15%	85%
mais	82	3,5	4%	96%
Veen gras	22	3,6	17%	83%

*) dit is het overschot inclusief een bijdrage van kwel met name bij klei en veen

De uitkomsten van de modelberekeningen laten zien dat het percentage af- en uitspoeling naar het oppervlaktewater het grootst is bij bouwland op klei en gras op veen respectievelijk 15% en 17% van het P-overschot. Voor de overige combinaties is de bijdrage kleiner dan 7% en hoopt meer dan 93% van het P-overschot op in de bodem (Tabel 5.2).

In kg/ha uitgedrukt is de oppervlaktewater belasting bij zandgronden 1,0-1,6 kg/ha, bij kleigronden 1,9-2,6 en 3,6 bij veengronden. Berekeningen voor mais laten hoge waarden zien (3,5-4,1 kg/ha) maar dit is waarschijnlijk een overschatting omdat mais-gras rotaties niet meegenomen kunnen worden in de berekeningen.

Op basis van de analyse van de modelberekeningen concludeert Schoumans (2004) dat:

- het niet door het gewas afgevoerde fosfaat voornamelijk in minerale vorm in de bovengrond ophoopt;
- de frequentieverdeling van de berekende minerale fosfaatvoorraad goed overeenkomt met de frequentieverdeling van de gemeten minerale P-gehalten in de bodem (laag 0-50 cm; Landelijke Steekproef Kaarteenheden). Per gewas zijn er echter wel verschillen;
- de mediane waarde van de minerale fosfaatvoorraad 4.700 kg/ha bedraagt (5 en 95 percentielwaarde zijn respectievelijk 2.250 en 12.250 kg/ha (als P₂O₅));
- het aandeel mineraal-P in de wortelzone van de bodem met het model berekend is 62% (zand), 66% (klei) en 32% (veen). Het overige deel is organisch-P. Een verificatie hiervan aan veldwaarnemingen moet nog plaatsvinden;
- het aandeel van mineraal-P aan de belasting van het oppervlaktewater bij zand- en kleigronden varieert van 50-80%. In veengronden is de variatie 35-70%;
- de af- en uitspoeling van het opgeloste organisch-P niet afhankelijk is van de organische P-voorraad. Hoogte en tijdstip van bemesting lijken belangrijker factoren;
- uit de analyse van de berekeningsresultaten blijkt dat de fosfaatverzadiging van de bodem in de laag van 0-50 cm een betere maat is voor de P-belasting van het oppervlaktewater dan wanneer de fosfaatverzadigingsgraad tot aan het GHG niveau wordt beschouwd (dit is de huidige definitie van een fosfaatverzadigde grond).

5.2.2 Enkele resultaten op lokaal niveau (DOVE projecten)

Bij de vorige evaluatie van de meststoffenwet (RIVM, 2002) kwam nadrukkelijk de vraag naar voren wat de bijdrage is van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater.

Zoals uit paragraaf 4.2 blijkt, wordt de nationale bijdrage geheel gebaseerd op modelberekeningen.

Er was (en is) sterke behoefte aan een onderbouwing van deze ramingen op basis van veldonderzoek.

De relatie tussen bemesting en belasting van het oppervlaktewater is complex. Een groot aantal processen in de bodem, als bijvoorbeeld vastlegging van P en afbraak van nitraat door denitrificatie, zijn van invloed op deze relatie. Bovendien zijn bodemtype en hydrologie van grote invloed. Om hier beter inzicht in te krijgen is in de tweede helft van de jaren '90 het programma **Diffuse Belasting Oppervlaktewater** door de **Veehouderij (DOVE)** van start gegaan met als doel een kwantitatief beeld krijgen van de effecten van bemesting en nutriëntenoverschotten op de belasting van het oppervlaktewater op basis van metingen in het veld.

Het onderzoek richt zich volledig op grasland dat wat betreft het areaal het belangrijkste agrarisch landgebruik in Nederland is. In het programma is veldonderzoek op perceelsniveau verricht bij 3 melkveehouderijbedrijven waarvan één op zand, één op veen en één op klei. De projecten kenmerken zich door een uitvoerig meerjarig onderzoek (2 à 3 uitspoelseizoenen), waarbij getracht is alle processen, die relevant zijn voor de lotgevallen van nutriënten in de bodem en het transport naar grond- en oppervlaktewater, daadwerkelijk te meten.

De hierna samengevatte resultaten zijn gebaseerd op Plette *et al.*(2004).

Tabel 5.3 P-balans van de wortelzone op perceelsniveau (kg/ha/jaar als P)

Aanvoer		Zand	Klei	Veen
	Dierlijke mest	39	64	37
	Kunstmest	0	19	9
	Mineralisatie	0	0	11
	Totaal	39	83	57
Afvoer	Oogst (Maaien+grazen)	20	44	39
Overschot	Totaal, waarvan:	19	39	18
	- Oppervlakkige afspoeling	1,4	1,1	2,2
	- Uitspoeling via grondwater naar oppervlaktewater	0,2	0,4	3,6
	- uitspoeling naar grondwater	0	0	0,4
	- niet gemeten	18	37	13

Voor de kleilocatie (voorlopige resultaten op basis van 1 jaar meten) bedraagt het overschot 47% van de gift. Dit wijkt behoorlijk af van de landelijke berekening (gemiddeld 30%). Dit komt door de hoge fosfaataanvoer: het betreft hier een fixerende grond. Voor de zand- en veenlocatie zijn de overschotpercentages vergelijkbaar met de gemiddelde landelijke cijfers. Opvallend is wel dat de P-afvoer via de oogst bij de zandlocatie lager is dan bij de beide andere locaties. Het niet gemeten deel van het overschot kan worden beschouwd als de ophoping in de bodem. Voor de zand-, klei en veen locatie is deze respectievelijk 95%, 95% en 72% van het overschot. Deze ophoping komt voor zand overeen met de landelijke berekening (vergelijk Tabel 5.2). Voor klei is deze 5% hoger en voor veen 11% lager dan de gemiddelde bij de landelijke berekeningen (maar valt binnen de spreiding die landelijk wordt berekend). Deze afwijkingen t.o.v. het gemiddelde zijn overigens plausibel omdat het hier specifieke locaties betreft.

Oppervlakkige afspoeling van P is de dominante route naar het oppervlaktewater voor zand en klei en ook bij veen speelt dit een belangrijke rol.

De P-vracht naar het oppervlaktewater bedraagt 1,6 kg/ha (zand), 1,5 kg/ha (klei) en 5,8 kg/ha (veen).

Voor zand en klei komt dit goed overeen met de landelijke berekeningen (gemiddeld 1-2 kg/ha). Voor veen is dit hoger (landelijk gemiddeld 4 kg/ha).

Tabel 5.4 N-balans van de wortelzone op perceelsniveau (kg/ha/jaar als N)

Aanvoer		Zand	Klei	Veen
	Dierlijke mest	313	385	297
	Kunstmest	143	155	204
	Mineralisatie	68	130	268
	Depositie	44	53	31
	Totaal	568	723	800
Afvoer	Oogst (Maaien+grazen)	295	318	369
Overschot	Totaal, waarvan:	273	405	431
	- NH ₃ vervluchtiging	4	15	12
	- N ₂ (O) door denitrificatie	103	72	170
	- Oppervlakkige afspoeling	7	9	17
	- Uitspoeling van grondwater naar oppervlaktewater	61	5	27
	- Uitspoeling naar grondwater	0	0	4
	- niet gemeten	98	304	201

De stikstofbalans van de drie meetlocaties is weergegeven in Tabel 5.4. Het niet benutte deel van de N-aanvoer, c.q. het overschot, is 48% (zand), 54% (veen) en 56% (klei).

De N-vracht naar het oppervlaktewater bedraagt 68 kg/ha (zand), 14 kg/ha (klei) en 44 kg/ha (veen).

Het niet gemeten deel van het overschot kan veroorzaakt zijn door meeton nauwkeurigheden. Vooral de posten mineralisatie en denitrificatie zijn moeilijk door meting nauwkeurig vast te stellen.

Oppervlakkige afstroming is de dominante route naar oppervlaktewater bij klei en een belangrijke route voor veen. Bij zand is dat de uitspoeling via transport door de bodem.

Er is in de projecten ook een balans van het ontvangende oppervlaktewater opgesteld, waarbij vanuit de gemeten concentraties is bepaald wat de bijdrage van de verschillende aanvoerposten is.

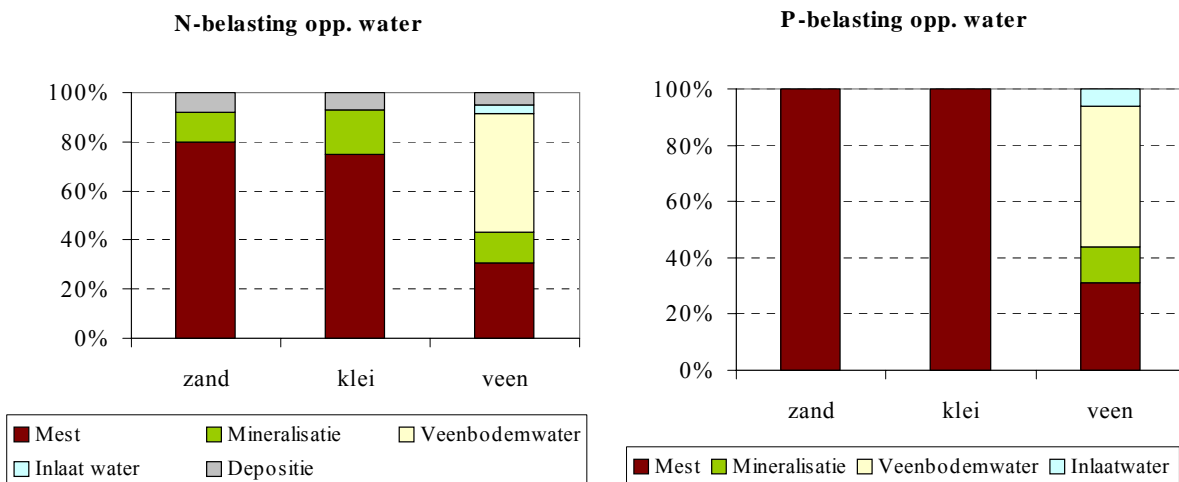
Als er van uitgegaan wordt dat alle aanvoerbronnen evenredig bijdragen aan de belasting van het oppervlaktewater, kan een verdeling gegeven worden van de bijdrage van de diverse bronnen aan de belasting van het oppervlaktewater op deze locaties (Figuur 5.3).

Voor N is 70 tot 80% van de belasting op de klei- en zand-locatie gerelateerd aan bemesting.

Voor P is dit 100%, omdat, vergeleken met N, de bijdragen van mineralisatie en atmosferische depositie veel kleiner of afwezig zijn.

De veenlocatie laat een andere bronverdeling zien. Circa 30% van de belasting van de sloot met N en P is afkomstig van mest. Verder is er nog een kleine post inlaatwater (in de zomer- periode werd boezemwater ingelaten). Het grootste deel is echter toegeschreven aan mineralisatie van veen en van 'veenbodemwater' (N: 52%; P: 63%). Om de gemeten concentraties te kunnen verklaren, wordt aangenomen dat er van een substantiële bijdrage van diffusie uit diepere mineraalrijke veenlagen naar de sloot sprake is (post 'veenbodemwater').

Dat nutriënten uit het veenwater in de sloot komen, is deels gevolg van het gevoerde peilbeheer. Dit geldt m.n. voor de belasting als gevolg van mineralisatie.



Figuur 5.3 Bijdrage van de verschillende aanvoerposten aan de belasting van het oppervlaktewater in de drie DOVE projecten (Plette et al., 2004).

Representativiteit van de metingen

De onderzochte percelen maken deel uit van bedrijven. Zowel bij het veen- als het zandobject bleek dat de spreiding in N- en P-overschot tussen de afzonderlijke percelen binnen de betrokken bedrijven groot was.

Extrapolatie van deze waarnemingen naar grotere gebieden (zand/veen/kleigebied) is daarom niet zonder meer mogelijk. Niet alleen het aantal meetlocaties maar ook de duur van de metingen is nog te beperkt (bij klei: 1 jaar) om dit op verantwoorde wijze te kunnen doen.

Conclusies DOVE studie

- Het onderzoek op de drie locaties draagt bij aan de inzichten in de processen die een rol spelen bij de relatie tussen bemesting en belasting van het oppervlaktewater;
- Voor N blijkt 60 tot 80% van de belasting van het oppervlaktewater op de onderzoekslocaties op zand en klei gerelateerd te zijn aan bemesting. Voor P is dit aandeel nog hoger, omdat daar de bijdrage van mineralisatie kleiner is of te verwaarlozen is (atmosferische depositie);
- Op de veenlocatie is de bijdrage van mest relatief klein, circa 30% van de belasting van het oppervlaktewater is gerelateerd aan bemesting. De grootste bijdrage wordt toegeschreven aan de invloed van het nutriëntenrijke veenwater (effect van mineralisatie en diffusie);
- Oppervlakkige afvoer speelt op alle drie locaties een belangrijke rol bij de belasting van het oppervlaktewater.
- De balansen hebben een vrij grote post 'niet gemeten'. Deze post kan verklaard worden door onzekerheden bij schatting van de posten denitrificatie en de mineralisatie voor N. Voor P is dit vastlegging in de bodem.

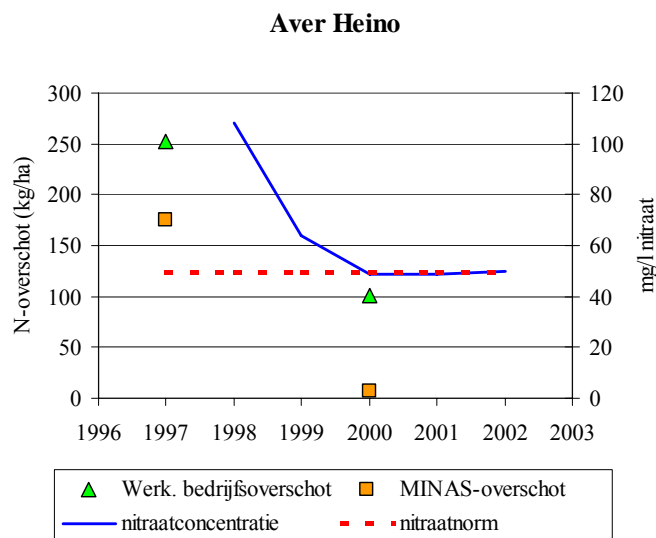
5.3 Responsnelheid van maatregelen

5.3.1 Nitraat in grondwater en stikstof in oppervlaktewater

Nitraat in grondwater

Er is een deskstudie uitgevoerd om inzicht te verkrijgen in hoe snel de effecten van maatregelen (verlaging van stikstof- en fosfaatoverschotten) zichtbaar zijn in de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater en welke factoren hierop van invloed zijn (Velthof, 2004).

In landbouwsystemen met relatief hoge N-overschotten waar (stringente) maatregelen worden genomen, zijn de effecten snel zichtbaar in de nitraatconcentratie van het bovenste grondwater (1-2 jaar na het jaar waarin de maatregel is genomen; onder andere bij proefbedrijven De Marke en Aver Heino; zie Figuur 5.4 en paragraaf 5.4.2). Of de nitraatnorm hiermee wordt bereikt, is afhankelijk van het soort maatregelen en optredende processen in de bodem (mineralisatie en denitrificatie).



Figuur 5.4 Ontwikkeling van het N-overschot (werkelijk en volgens MINAS) en de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater na omschakeling van een gangbaar melkveebedrijf naar een biologisch melkveebedrijf (Ten Berge en Hack-ten Broeke, 2004).

Het soms nog niet realiseren van de nitraatnorm in het bovenste grondwater na het nemen van maatregelen kan de volgende oorzaken hebben:

- De maatregelen zijn nog niet streng genoeg, rekening houdend met bodemeigenschappen. Op uitspoelingsgevoelige droge gronden zijn strengere maatregelen nodig dan op nattere gronden;
- Er kan sprake zijn van een relatief hoge stikstofmineralisatie in de bodem. Maatregelen hebben een traag effect op stikstofmineralisatie. Aangezien de aanvoer van organische stof naar landbouwgronden niet sterk is verminderd (zie paragraaf 7.1), is het niet te verwachten dat de stikstofmineralisatie sterk zal dalen in Nederlandse landbouwgronden. Dit wordt bevestigd door metingen van de mineralisatie op De Marke;
- Er kunnen bepaalde handelingen/situaties zijn die leiden tot een relatief hoge nitraatuitspoeling bijvoorbeeld beweiding in het najaar, achterlaten van N-rijke gewasresten en het scheuren van grasland in de nazomer.

De effecten op het diepere grondwater verlopen veel trager. Veranderingen in de belasting aan maaiveld leiden met grote vertraging (tot tientallen jaren) tot effecten op grotere diepte (zie onder andere Willems *et al.*, 2002 en Broers *et al.*, 2004).

Stikstof in oppervlaktewater

De effecten van landbouwkundige maatregelen en de stikstofconcentratie in het door de landbouw beïnvloede oppervlaktewater zijn veel minder duidelijk en minder snel zichtbaar vanwege de volgende factoren:

- De stikstofaanvoer verloopt via verschillende transportwegen.

Dit verloopt snel via oppervlakkige afstroming, via greppels (veengebieden), drains (op verschillende diepten voornamelijk in kleigronden), en langzamer via diepere grondwaterstroming naar watergangen. In het oppervlaktewater is sprake van een mengsel van water van verschillende herkomst. In watersystemen waar ondiepe toestroming domineert, is de reactietijd van maatregelen korter dan bij systemen die door diepe grondwaterstroming gevoed worden.

De N-concentraties en het soort N-verbindingen (nitraat, ammonium, organische N) en de omzettingen (met name denitrificatie) kunnen afhankelijk van de transportweg door de bodem sterk verschillen.

- Behalve nitraat spoelen ook andere stikstofcomponenten uit.

Niet alleen nitraat maar ook ammonium en opgelost organische stikstof kunnen voor oppervlaktewater belangrijk zijn (vooral bij klei en veen; vergelijk paragraaf 4.1.2). Met name rond de herkomst van opgeloste organische stikstof en de mogelijkheid om uitspoeling van opgelost organische stikstof te verminderen door bemestingsmaatregelen bestaan veel onduidelijkheden,

- Stikstof kan in het oppervlaktewater omzettingen ondergaan

Ammonium en nitraat kunnen worden opgenomen door waterplanten en na afsterving van deze planten als organische stof in het water en in de waterbodem terecht komen. Deze organische stof kan vervolgens weer worden gemineraliseerd (zowel onder zuurstofhoudende als zuurstofloze omstandigheden) tot ammonium. Het ammonium kan in zuurstofrijke delen van het oppervlaktewater worden genitrificeerd tot nitraat, terwijl het nitraat in zuurstofarme delen kan worden gedenitrificeerd. Denitrificatie leidt tot een definitief verdwijnen van stikstof uit het oppervlaktewater, terwijl de N die wordt opgenomen door planten en vastgelegd in organische stof op den duur weer vrij kan komen. Deze omzettingen dragen ertoe bij dat er geen duidelijke relatie is tussen maatregelen op het land (op de percelen) en de N-concentratie in het oppervlaktewater.

5.3.2 Fosfor in bodem en water

Fosfaat in bodem

In tegenstelling tot stikstof wordt fosfor (of: fosfaat) goed in de bodem vastgelegd. Naarmate er meer fosfaat in de bodem is vastgelegd, neemt de capaciteit om fosfaat te binden sterk af waardoor de fosfaattuitspoeling toeneemt. De fosfaattoestand van de bodemlagen is stabiel en als de aanvoer wordt beperkt verandert deze maar langzaam (jaren tot tientallen jaren; zie tekstbox De Marke).

Veldexperiment met fosfaatsanering op proefbedrijf De Marke (Reijneveld *et al.*, 2004)

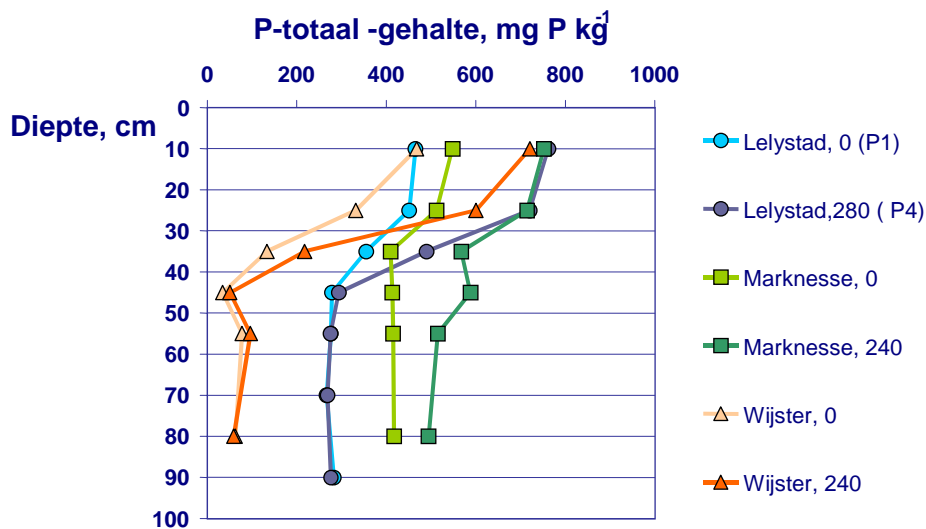
Op één perceel met een hoge P-toestand (Pw 98 en P-AL 120 in 1993) zijn vanaf 1993 drie bemestingsregimes opgelegd: een 0-gift conform het bemestingsadvies, een gift gelijk aan de helft van de gewasafvoer (1/2 evenwicht) en een gift gelijk aan de gewasafvoer (evenwicht). Op het perceel werd grasland in wisselbouw met snijmais, triticale en voederbiet geteeld.

Er bleek bij de drie regimes geen verschil in gewasopbrengst. In alle regimes was sprake van een negatief fosfaatoverschot van de bodem variërend van gemiddeld 72 kg/ha (0-gift), 47 kg/ha (1/2 evenwicht) tot 28 kg/ha (evenwicht). Het bleek niet goed mogelijk vooraf 100% evenwichtsbemesting op te leggen, omdat de gewasafvoer pas aan het eind van het groeiseizoen kan worden bepaald. Daarom bleek ook bij evenwichtsbemesting sprake te zijn van een negatief fosfaatoverschot. De grootste fosfaatafvoer werd gerealiseerd bij gras (maximaal 112 kg/ha) de laagste bij mais (20 kg/ha).

De P-toestand daalde aanvankelijk maar stabiliseerde zich na 1995. Verschillen tussen de behandelingen bleken niet groot. Wel waren de Pw en P-AL getallen bij de plekken met 0-gift iets lager dan bij de andere plekken, maar bleven na 6 jaar ruimschoots in het traject 'hoog' (Pw 75; P-AL 105). Zelfs bij de 0-gift (maximale uitmijn-variant) komt er door nalevering uit de bodemvoorraad blijkbaar voldoende fosfaat beschikbaar voor het gewas. Berekend is dat in het perceel circa 11.000 kg fosfaat per hectare in de laag 0-40 cm aanwezig is. Bij de maximale gewasafvoer van 112 kg/ha wordt slechts 1% van de voorraad aan de bodem onttrokken.

Voortzetting van dit veldexperiment en mogelijk andere experimenten bij een lagere P-toestand, kunnen een beter inzicht geven in het tijd-effect van maatregelen (zie ook paragraaf 7.1.2 voor een totaalbeeld van De Marke).

Ook de verplaatsing van fosfaat naar grotere diepte in het profiel kan tientallen jaren duren. De verhoging van de P-gehalten is vaak alleen in de eerste 40-45 cm terug te vinden (Figuur 5.5; Dekker en Ehlert, 2003).



Figuur 5.5 Verloop van het totaal fosfaatgehalte met de diepte op drie locaties bij verschillende niveaus van fosfaatbemesting (0 en 240-280 kg ha⁻¹ P₂O₅) in een periode van 16 jaar (Lelystad) tot 32 jaar (Marknesse en Wijster; Dekker en Ehlert, 2003).

Fosfor in oppervlaktewater

De fosforbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden wordt sterk bepaald door de mate van fosfaatophoping van de bodem en de hydrologische situatie. De gronden waarin regelmatig hoge grondwaterstanden voorkomen, dragen sterk bij aan de fosforbelasting van het oppervlaktewater (zie Figuur op vorige pagina en ook paragraaf 5.2). Vernatting van landbouwgronden kan ook leiden tot een toename van de fosforbelasting van oppervlaktewater en dit kan de effectiviteit van maatregelen beperken. De uiteindelijke fosforconcentratie in het oppervlaktewater wordt verder beïnvloed door de processen in het oppervlaktewater en waterbodems. Hierdoor zullen effecten van bemestingsmaatregelen minder snel waarneembaar zijn in de fosforconcentraties in het oppervlaktewater.

Desorptie van mineraal fosfaat en mogelijk ook mineralisatie van organisch fosfaat kan er toe leiden dat de fosfaattoestand van bodems minder snelt daalt dan op basis van het fosfaatoverschot zou worden verwacht (bijvoorbeeld bij nulbemesting met een negatief P-overschot). Over het gedrag van organisch fosfaat in de bodem en uitspoeling naar het oppervlaktewater is nog relatief weinig bekend.

5.4 Factoren die de nitraatconcentratie van het grondwater beïnvloeden

In deze paragraaf ligt de nadruk op nitraat. Een aantal factoren dat van invloed is op de relatie tussen N-overschot en de nitraatconcentratie in grondwater wordt hier besproken.

5.4.1 Wat is de invloed van de grondwaterstand op de nitraatconcentratie?

Op basis van diverse onderzoeken onder andere Boumans *et al.*, (1989) en recenter uit meetresultaten van Sturen op Nitraat, Koeien en Kansen en Telen met Toekomst en uit de berekeningen met STONE (v2.0; RIVM, 2002) blijkt dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in algemene zin toeneemt naarmate de Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG) dieper is (zie Tabel 5.5 voor resultaten van Sturen op Nitraat). De invloed van de Grondwatertrap, en met name de GHG op de nitraatconcentratie is een gevolg van het feit dat de nitraatafbraak (denitrificatie) sterk wordt bepaald door het zuurstofgehalte in de bodem. Zolang er zuurstof in de bodem aanwezig is, wordt nitraat niet afgebroken. Naarmate de gronden natter worden neemt de kans op denitrificatie toe. In Sturen op Nitraat was er niet steeds een duidelijk verschil in nitraatconcentratie bij matig droge en bij droge gronden. De spreiding in concentratie bleek groot te zijn. Deze wordt veroorzaakt doordat naast Gt ook andere factoren een effect hebben op de nitraatconcentratie van het bovenste grondwater, zoals het stikstofoverschot, het nutriëntenmanagement (bijvoorbeeld de grootte en wijze van bemesting), het type gewas, de bodemeigenschappen in boven- en ondergrond (bijvoorbeeld het effect van veenlagen op denitrificatie; zie paragraaf 5.4.4) en de neerslag en temperatuur (effect op gewasgroei, mineralisatie en denitrificatie). De uiteindelijke nitraatconcentratie in het grondwater wordt dus veroorzaakt door een complex samenspel van genoemde factoren, waarvan Gt er één is.

Tabel 5.5 Effect van de Grondwatertrap op de nitraatconcentratie (locaties project Sturen op Nitraat)

Meetseizoen	Gt-groep ¹	Aantal	Gemiddeld	Minimum	Maximum	Mediaan
2000-2001	nat	70	51	0	383	27
	m droog	185	79	0	365	61
	droog	217	101	0	519	74
2001-2002	nat	70	43	0	297	23
	m droog	183	60	0	308	45
	droog	212	72	0	410	60
2002-2003	nat	72	33	0	278	10
	m droog	185	73	0	360	57
	droog	213	78	0	541	56

¹) 'nat': GHG ondieper dan 40 cm (Gt 1, 2, 2*, 2b, 3, 3*, 5, 5*);

'matig droog': GHG tussen 40 en 80 cm (Gt 2c, 4, 6);

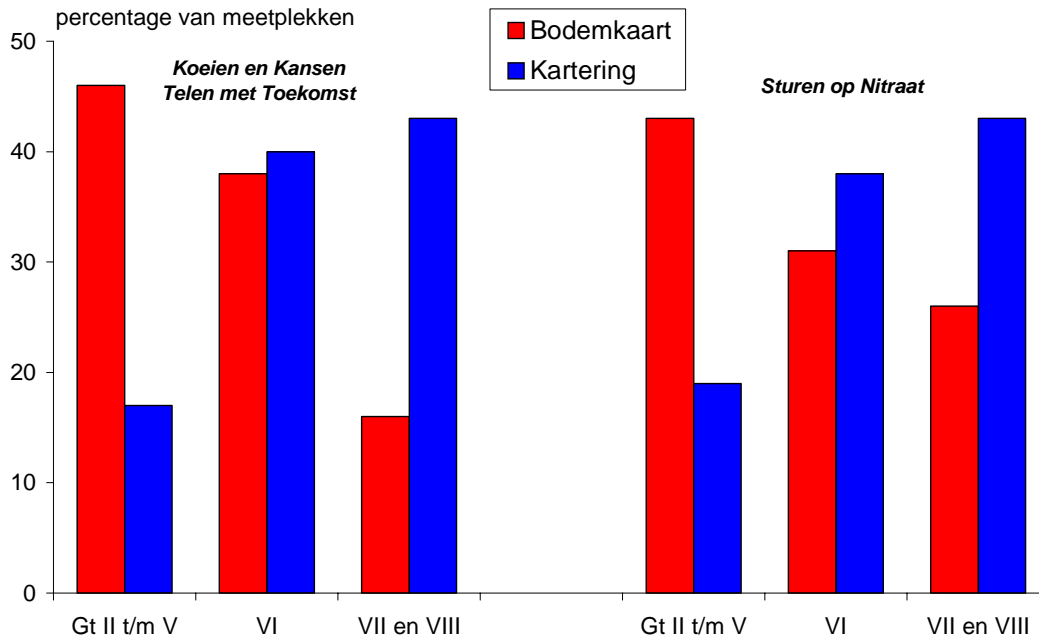
'droog': GHG dieper dan 80 cm (Gt 4c, 7, 7*, 8)

5.4.2 Wat zijn de actuele grondwaterstanden?

Uit grondwaterkwaliteitsmetingen is gebleken dat bij gelijke N-giften hogere nitraatconcentraties voorkomen in situaties met diepe grondwaterstanden. Om die reden is een aparte regeling voor uitspoelingsgevoelige gronden (Besluit Zand- en lössgronden) in werking getreden. Bij de aanwijzing speelt de Gt klasse een belangrijke rol. Tot de uitspoelingsgevoelige gronden behoren zand- en lössgronden met Gt 7 en 8. De aanwijzing van deze gronden is gebaseerd op de bodemkartering die deels verouderd is.

In 2002 is Alterra gestart met een grootschalige herkartering van de zandgebieden om een actueel beeld van de grondwaterstanden in deze gebieden te verkrijgen. Dit project had een eigen planning en voorzien was dat de resultaten niet tijdig beschikbaar zouden zijn voor deze evaluatie.

Met het oog daarop is besloten eind 2003 een beperkte bodem- en Gt-kartering uit te voeren van de bedrijven op zandgrond uit de projecten Koeien en Kansen (melkveebedrijven) en Telen met Toekomst (akker- en tuinbouwbedrijven) om een indicatie te krijgen van de veranderingen ten opzichte van de 'oude' gegevens van de bodemkaart. De resultaten van deze kartering zijn gebruikt bij verschillende onderdelen van de evaluatie van de Meststoffenwet 2004, namelijk de synthese van de Nitraatprojecten, het rekening houden met denitrificatiecapaciteit bij aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden en de GHG-grens voor de afbakening van uitspoelingsgevoelige gronden. Zowel uit de gegevens van Sturen op Nitraat als uit de gegevens van de kartering van de bedrijven (Koeien en Kansen en Telen met Toekomst) blijkt dat er ten opzichte van de gegevens van de bodemkaart een forse verdroging is opgetreden. Het aantal meetpunten met natte Gt'en (2 tot en met 5) is afgenomen en het aantal meetpunten met een droge Gt (Gt 7 en 8) is sterk toegenomen (Figuur 5.6).



Figuur 5.6 Opgetreden veranderingen in de Gt op basis van de karteringen op bedrijven die deelnemen aan de projecten Koeien en Kansen, Telen met Toekomst en Sturen op Nitraat (Velthof, red., 2004).

5.4.3 Waar ligt de Gt-grens voor uitspoelingsgevoelige gronden?

Er is een analyse uitgevoerd op de meetresultaten van de projecten Sturen op Nitraat, Telen met Toekomst en Koeien en Kansen naar de Gt-grens voor uitspoelingsgevoelige gronden. Deze studie is gebruikt bij de beantwoording van de vraag bij welke grondwatertrap (Gt) of gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) de grens tussen uitspoelingsgevoelige en overige gronden kan worden getrokken. De meetresultaten bevestigen de modelberekeningen van STONE uit de Evaluatie Meststoffenwet 2002 (RIVM, 2002): de grens tussen gronden met een relatief hoge en relatief lage nitraatconcentratie ligt binnen Gt 6.

De GHG-grens waarbij er een verschil in nitraatconcentratie bestaat, verschilt tussen studies en meetjaren en gewaseffecten mogen niet worden uitgesloten. Uit de meetresultaten kan een waarde voor de GHG worden afgeleid die ligt tussen 50 en 70 cm.

5.4.4 Welke factoren spelen een rol bij denitrificatie?

Op verzoek van het ministerie van LNV zijn in 2002 en 2003 enkele deskstudies uitgevoerd met als doel meer inzicht te krijgen in het voorkomen van organische stof in de bodemlagen tussen de bouwvoor en het bovenste grondwater, de aanvoer van organische stof vanuit de bouwvoor naar diepere bodemlagen, de mate van afbreekbaarheid van deze organische stof en de effecten van deze organische stof op denitrificatie. In het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004 is nagegaan wat de implicaties voor het beleid zijn indien deze bodemeigenschappen als criterium worden meegenomen bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden.

De volgende deskstudies zijn uitgevoerd (Velthof *et al.*, 2004):

- analyse van de berekeningen met het model STONE voor de EMW 2002 om na te gaan welke bodemeigenschappen een rol spelen bij de geconstateerde verschillen in denitrificatie. Voorts is nagegaan of uitspoeling van organische stof uit dierlijke mest kan leiden tot een hogere denitrificatie in de lagen onder de bouwvoor;

- een literatuurstudie naar de uitspoeling van organische stof en denitrificatie in lagen onder de bouwvoor;
- analyse van de concentraties van opgelost organische stof in het grondwater en de relatie met nitraatconcentratie op basis van gegevens van het Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid (LMM) en Sturen op Nitraat;
- denitrificatie in lagen van karakteristieke bodemprofielen. Nagegaan is wat de denitrificatiecapaciteit is op basis van gemeten gehalten aan organische stof en opgelost organische stof;
- analyse van de relatie tussen bodemkenmerken (waaronder klei- en leemlagen) en nitraatconcentraties in zandgronden op basis van gegevens van Sturen op Nitraat;
- bepaling van het areaal (uitspoelingsgevoelige) zandgronden waarin veenlagen aanwezig zijn met behulp van de Bodemkaart van Nederland.

Specifiek voor de EMW2004 is onderzocht wat het effect is van veenlagen op de kwaliteit van het grondwater en of hiermee rekening zou moeten worden gehouden bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden.

Resultaten deskstudies

Uit metingen van de potentiële (maximale) denitrificatie blijkt dat de hoeveelheid afbreekbare organische stof fors afneemt met de diepte en bij sommige zandgronden kan geen potentiële denitrificatie gemeten worden in lagen dieper dan 50 cm beneden maaiveld. De potentiële denitrificatie in bodemprofielen met veenlagen is duidelijk hoger dan die in profielen zonder veenlagen.

Berekeningen op basis van gegevens over gehalten en afbreekbaarheid van organische stof geven aan dat onder actuele omstandigheden de denitrificatie in de laag tussen bouwvoor en het bovenste grondwater kan variëren van minder dan $10 \text{ kg ha}^{-1}\text{jaar}^{-1}$ als N voor profielen met weinig organische stof in de ondergrond tot meer dan $100 \text{ kg ha}^{-1}\text{jaar}^{-1}$ als N voor profielen met veen in de ondergrond. Ook de resultaten van STONE duiden op een lage denitrificatie ($< 50 \text{ kg ha}^{-1}\text{jaar}^{-1}$ als N) in profielen met weinig organische stof en een hoge denitrificatie in profielen met veel organische stof ($> 100 \text{ kg ha}^{-1}\text{jaar}^{-1}$ als N). Uit de meetgegevens van Sturen op Nitraat volgt dat de aanwezigheid van veen in de ondergrond leidt tot lagere nitraatconcentraties in het grondwater. Dit geldt met name bij ondiepe grondwatertrappen (Gt 6 en ondieper).

Naast afbraak van organische stof als gevolg van denitrificatie onder zuurstofloze omstandigheden, treedt er ook afbraak van organische stof door zuurstof op (oxidatie). In de laag tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in droge zandgronden vindt er een continue afbraak plaats van organische stof. Dit leidt niet alleen tot veranderingen in de totale hoeveelheid organische stof, maar ook tot veranderingen in de afbreekbaarheid van organische stof.

Aangezien de organische stof in de ondergrond niet wordt aangevuld, is er sprake van een eindig proces en zal de denitrificatiecapaciteit in de loop van de tijd dalen. Overigens zijn veel veengronden inmiddels door oxidatie (als gevolg van ontwatering) gedeformeerd tot moerige gronden en hierdoor is ook een deel van de oorspronkelijk moerige lagen en veenlagen in zandgronden verdwenen.

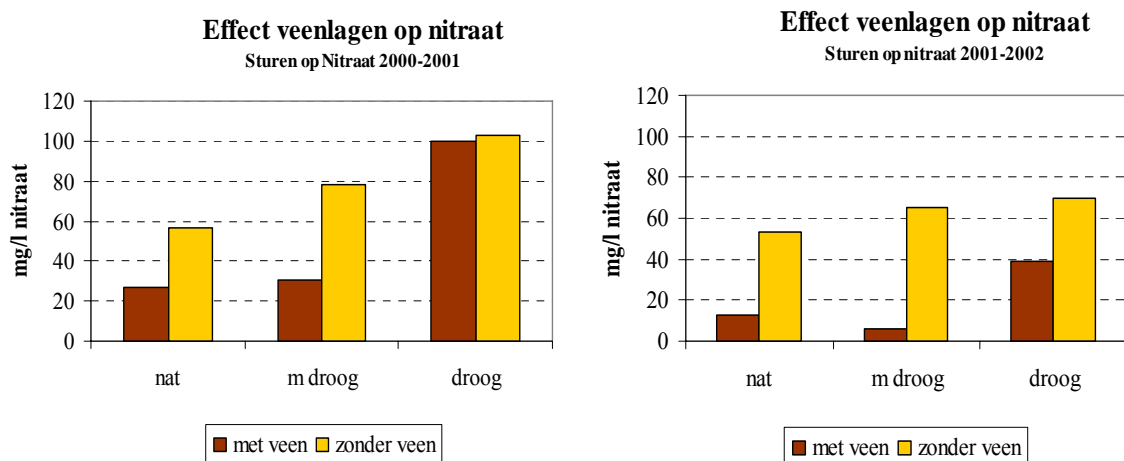
Bodemtype, gewas, gewasresten en bemesting hebben een groot effect op de hoeveelheid opgeloste organische stof (DOC: Dissolved Organic Carbon) in de bouwvoor. De effecten op de hoeveelheid DOC in diepere lagen zijn meestal veel kleiner, omdat een deel van de DOC wordt afgebroken tijdens het transport naar diepere lagen. Eenzelfde beeld komt uit de modelberekeningen (STONE) en deze geven aan dat toepassing van dierlijke mest niet leidt tot een hogere denitrificatie in de bodemlagen onder de bouwvoor. DOC-concentraties in het bovenste grondwater van zandgronden nemen toe naarmate de grondwaterstand hoger wordt. Dit

is waarschijnlijk gerelateerd aan direct contact van grondwater met organische stof in de bodem en niet door uitspoeling van DOC vanuit de bouwvoor naar diepere lagen. Er kan niet worden afgeleid of denitrificatie in het grondwater optreedt met de daar aanwezige DOC of dat denitrificatie optreedt in de organische stof houdende bodemlagen boven het grondwater. Het is niet bekend of de in het grondwater voorkomende DOC goed afbreekbaar is.

De aanwezigheid van veenlagen en/of moerige lagen in zandgronden zou een criterium kunnen zijn om uitspoelingsgevoelige gronden verder te differentiëren (zie hierna). Andere mogelijke criteria voor differentiëring van uitspoelingsgevoelige gronden naar denitrificatie, zoals het voorkomen van klei- en lemlagen lijken op basis van deze studie weinig perspectiefvol. Deze bodemeigenschappen hadden geen duidelijk effect op de denitrificatie in zandgronden.

Effect van veenlagen in het bodemprofiel

Uit de bodemkartering van bedrijven uit de projecten Telen met Toekomst en Koeien en Kansen voor deze evaluatie blijkt dat in 90 procent van de gevallen de veenlaag dunner is geworden vergeleken met gegevens van de Bodemkaart (schaal 1:50 000). Ondanks dat dit niet een geheel zuivere vergelijking is omdat een meetlocatie vergeleken wordt met vlakinformatie geeft dit wel een indicatie dat de situatie is gewijzigd. In 30% van het aantal punten is het veen zelfs geheel verdwenen. Dus in 20-30 jaar tijd (de leeftijd van de bodemkaarten) heeft er een forse afbraak en deformatie van veenlagen plaatsgevonden. Experimentele metingen naar de afbreekbaarheid van de organische stof in veenlagen laten zien dat een deel van de veenlagen slecht afbreekbaar zijn en dat deze lagen ondanks een hoge organische stofgehalte een geringe denitrificatiecapaciteit vertonen. Dit geeft aan dat de aanwezigheid van veenlagen niet altijd tot lagere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zal leiden. De resultaten van Sturen op Nitraat bevestigen dit; in sommige proefplekken met veenlagen en Gt 6 (groep 2) is de nitraatconcentratie hoger dan 50 mg per liter. Verschillen tussen jaren zijn aanzienlijk (Figuur 5.7).



Figuur 5.7 Effect van veenlagen in bodemprofiel op nitraatconcentraties in het bovenste grondwater. Data van Sturen op Nitraat (gemiddelde waarden van 2000-2001 en 2001-2002). Nat is met GHG ondieper dan 40 cm (Gt 1-5); matig droog is met GHG tussen 40 en 80 cm (voornamelijk Gt 6) en droog is Gt 7 en 8. (Velthof et al., 2004).

De resultaten van Sturen op Nitraat geven aan dat de aanwezigheid van veenlagen vooral bij natte Gt'en bij matige droge gronden (Gt 6) en in veel mindere mate bij droge Gt'en (7 en 8) leiden tot een lagere nitraatconcentratie (zie Figuur 5.7; N.b. bij diepere grondwaterstanden komt

bijna geen veen voor; het aantal waarnemingen is hier dan ook klein). Om gronden met Gt 6 en met veenlagen aan te kunnen wijzen is zowel een actualisatie van de Gt informatie van de bodemkaart (deze wordt in 2004 afgerond) als van de bodemkaart zelf noodzakelijk. Om de bodemkaart te actualiseren om zandgronden met veenlagen te kunnen traceren, zou een herkartering van maximaal 125.000 ha op een schaal van 1:10.000 ha moeten worden uitgevoerd. Het betreft dan zowel zandgronden die volgens de huidige bodemkaart veenlagen of moerige lagen bevatten, alsmede gronden die volgens de huidige bodemkaart tot moerige gronden behoren maar inmiddels tot zandgronden zijn gedeformeerd. Volgens een ruwe schatting zou het areaal zandgronden met (nieuwe) Gt 6 en met veenlagen ongeveer 34.000 ha bedragen, maar een nauwkeuriger raming van dit areaal kan alleen door middel van een nadere bodemkartering worden verkregen. Aangezien de afbraak van veen(lagen) en moerige gronden blijft doorgaan, zal het areaal zandgronden met veenlagen in de toekomst verder afnemen.

Als de aanwezigheid van veenlagen zou worden meegewogen bij de afbakening van uitspoelingsgevoelige gronden dan moeten criteria worden vastgelegd waarmee percelen met veenlagen kunnen worden aangewezen. Mogelijke criteria hierbij zijn:

- de Gt (of GHG) waarbij de aanwezigheid van veenlagen beschouwd moet worden;
- het vastleggen van de minimum dikte van de veenlaag;
- het percentage van het perceelsoppervlak waarin veenlagen moeten voorkomen (veenlagen zijn ruimtelijk heterogeen verdeeld; binnen een perceel kunnen op korte afstand sterke variaties in dikte en diepte van veenlagen optreden);
- het soort veen (inclusief mate van veraarding);
- de diepte waarop de veenlaag moet voorkomen;
- het minimum percentage organische stof (nu: 15%).

Ervaringen bij de kaarten met uitspoelingsgevoelige gronden uit het Besluit Zand- en Lössgronden leert dat aanwijzing van percelen op basis van bodemeigenschappen tot veel discussies in de praktijk kan leiden. Verwacht wordt dat ook het meenemen van veenlagen bij aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden ook tot veel discussie kan gaan leiden, aangezien deze lagen heterogeen voorkomen, er grote verschillen bestaan in dikte, diepte en aard en (mogelijk) afbreekbaarheid van veenlagen. Bovendien moet ook nog een relatie worden gelegd met de Gt van de bodemkaart.

Voor verdere informatie wordt verwezen naar Velthof *et al.*(2004).

Zijn lössgronden uitspoelingsgevoelig?

In verband met de vraag of lössgronden uitspoelingsgevoelig zijn is een vergelijking gemaakt tussen nitraat in bodemvocht bij akkerbouw op lössgrond (Sturen op Nitraat, proefbedrijf Wijnandsrade) en grondwater bij akkerbouw op zandgrond (bron data: Sturen op Nitraat; Radersma en De Willigen, 2004).

Analyses van gepaarde waarnemingen (steeds löss versus zand bij gelijk gewas en vergelijkbare grondwatersituatie: GHG > 0,80 cm) lieten zien dat de nitraatconcentraties onder lössgrond lager zijn dan onder zandgrond. Het verschil bedroeg gemiddeld 40% maar dit percentage nam af bij toenemende N-gift. Analyse van de data bij gelijk werkelijk N-overschot leverde hetzelfde beeld op, waarbij de nitraatconcentraties bij löss ongeveer 34 mg/l lager waren dan bij droog zand. De standaardfout was 8,8 mg/l, zodat met 95% betrouwbaarheid gesteld kan worden dat de nitraatconcentratie onder löss ten minste 16 mg/l lager ligt dan op zand bij gelijk overschot (met GHG dieper dan 80 cm).

Voorts werden bij gelijke N-aanvoer lagere nitraatconcentraties onder löss gevonden; een mogelijke oorzaak is dat de N-afvoer in gewassen (en dus de N-benutting) hoger is op löss. Dit

werd bij aardappel en granen geconstateerd, maar bij biet en maïs werd dit verschil niet waargenomen.

Op proefbedrijf Wijnandsrade (akkerbouw op löss; Dekker *et al.*, 2003) kon aan de N-verliesnorm volgens MINAS voor uitspoelingsgevoelige grond (60 kg/ha N) worden voldaan zonder dat opbrengstderving optrad. De nitraatdoelstelling van 50 mg/l werd hier niet overschreden. Op de droge zandgronden bedroeg de gemiddelde nitraatconcentratie circa 80 mg/l.

Lössgronden zijn dus minder uitspoelingsgevoelig dan zandgronden met een diepe grondwaterstand.

Hieruit kan afgeleid worden dat de verliesnormen voor bouwland op uitspoelingsgevoelig zand eerder verlaagd zouden moeten worden, dan dat die voor löss verhoogd zouden moeten worden. Onderzoek aan bronnen en beken in het Zuid Limburgse lössgebied (Hendrix en Meinardi, 2004) wees uit dat er dieper in de bodem weinig afbraak van nitraat (denitrificatie) optreedt, zodat het lössgebied als kwetsbaar voor nitraatverontreiniging beschouwd moet worden.

5.5 Relatie bedrijfsvoering en nitraatconcentratie van het grondwater

In deze paragraaf worden de relaties tussen N-druk en nitraat in het bovenste grondwater op bedrijfsniveau behandeld. Hier worden resultaten van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en van de Nitraatprojecten toegelicht.

In het LMM worden zowel gangbare bedrijven als voorloperbedrijven (w.o. biologische bedrijven) bemonsterd. De gegevens over het mineralengebruik worden ontleend aan het Bedrijven Informatie Netwerk (BIN) van het LEI.

Daarnaast is in het kader van het Actieplan Nitraatprojecten op bedrijfsniveau onderzoek gedaan op melkveebedrijven (Koeien en Kansen) en op akker- en tuinbouwbedrijven (Telen met Toekomst). De bedrijfsgegevens hiervan zijn in het kader van de afzonderlijke projecten verzameld en bewerkt (Ten Berge en Hack-ten Broeke, 2004).

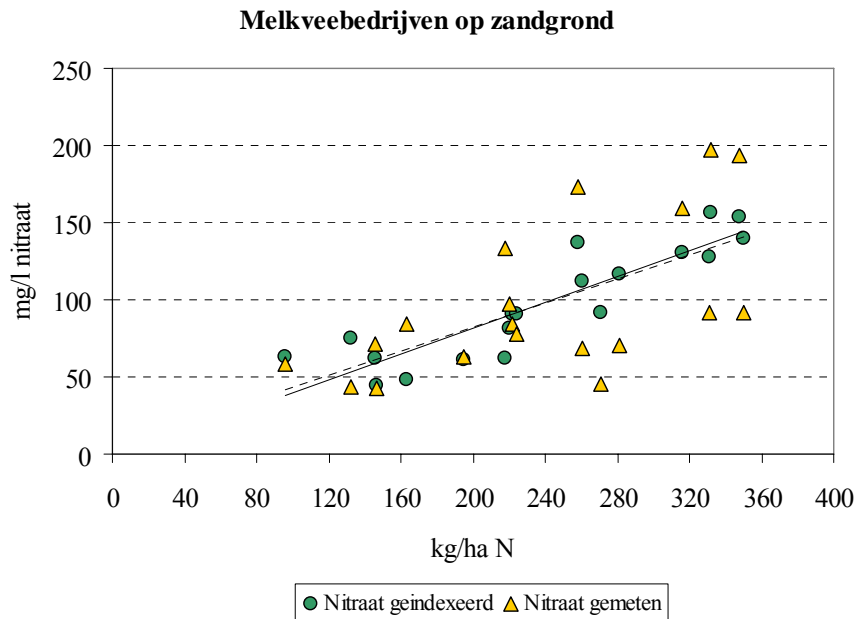
5.5.1 Landelijk Meetnet Effecten Mestbeleid

Het N-overschot van een bedrijf kan op verschillende manieren worden berekend. De uitersten zijn het werkelijk bedrijfsoverschot en het MINAS overschot. Het werkelijk bedrijfsoverschot is hoger en het verschil kan voor één bedrijf oplopen tot circa 80 kg/ha (akkerbouw) en circa 110 kg/ha (melkveehouderij) vanwege het niet meerekenen van een aantal aanvoerposten in MINAS, het rekening houden met voorraden en het gebruikmaken van forfaits (onder andere voor gewasafvoer).

De relatie tussen het N-overschot volgens MINAS (overigens na correctie voor voorraadmutaties) en de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is voor de melkveehouderij- en akkerbouwbedrijven op zandgrond nader onderzocht. Biologische bedrijven zijn hierbij niet meegenomen.

Voor de periode 1992-2002 is per jaar een gemiddelde waarde berekend voor het N-overschot en de nitraatconcentratie van alle in dat jaar bemonsterde bedrijven. Hierbij is voor ieder meetjaar het stikstofoverschot en de stikstofgift in het voorgaande jaar genomen. Voor de melkveebedrijven zijn er 19 jaargemiddelde waarden beschikbaar waarvan 10 voor gangbare bedrijven en 9 voor voorloperbedrijven. Het verband tussen N-overschot en nitraat is weergegeven in Figuur 5.8. Voor de akkerbouwbedrijven zijn alleen gegevens van gangbare bedrijven (8 jaargemiddelde waarden voor overschot en nitraatconcentratie) beschikbaar. Figuur 5.9 geeft het verband tussen N-overschot en nitraat.

Voor de bedrijfstypen overige landbouwbedrijven op zand, en de bedrijven op klei en veengrond zijn er nog onvoldoende lange tijdreeksen beschikbaar.



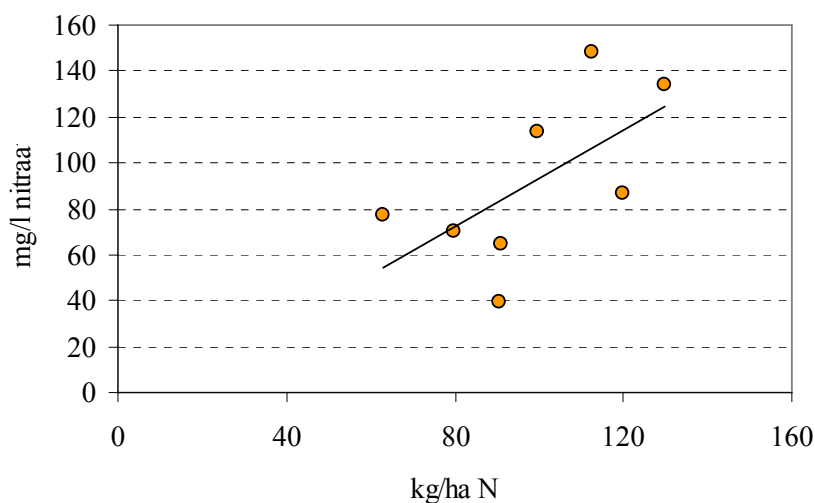
Figuur 5.8 Relatie tussen het MINAS N-overschot volgens LEI en nitraat in het bovenste grondwater bij melkveehouderijbedrijven op zand (LMM; jaargemiddelde waarden)

In Figuur 5.8 zijn zowel de gemeten waarden als de waarden gecorrigeerd voor weereffecten en het procentuele aandeel grasland ('geïndexeerd') weergegeven.

Het blijkt dat de nitraatconcentraties dalen met afnemend MINAS overschot. Bij de hogere overschotten is de spreiding vrij groot. Toepassing van de correctie doet de spreiding sterk afnemen (R^2 neemt toe van 0,37 naar 0,80), maar de trendlijn blijft gelijk.

Figuur 5.9 geeft het verband tussen MINAS N-overschot en nitraat in het bovenste grondwater van akkerbouwbedrijven op zand. Hier wordt beschikt over 9 meetjaren waarvan er 8 gekoppeld konden worden aan het N-overschot (van één jaar was het N-overschot niet plausibel).

Akkerbouwbedrijven op zandgrond



Figuur 5.9 Relatie tussen het MINAS N-overschot volgens LEI en nitraat in het bovenste grondwater bij akkerbouwbedrijven op zand (LMM; jaargemiddelde waarden, niet voor weer gecorrigeerd)

Bij de akkerbouwbedrijven is het verband tussen N-overschot en nitraat minder goed en is de spreiding in nitraatconcentratie ook bij lagere overschotten nog aanzienlijk. Dit komt mede doordat het aantal bedrijven dat de laatste jaren is bemonsterd vrij klein is. Bovendien is het overschottraject bij de akkerbouwbedrijven veel smaller dan bij melkveebedrijven (respectievelijk 60-130 kg/ha en 100-350 kg/ha).

Door de bemonsterde bedrijven als één groep te beschouwen d.w.z. geen onderscheid te maken tussen waarnemingen op gangbare bedrijven en voorloperbedrijven (melkveebedrijven) en ook geen rekening te houden met verschillen in het areaal uitspoelingsgevoelige gronden op de bedrijven⁴ kan een indicatie worden verkregen bij welk overschot of N-aanvoer de doelstelling van 50 mg/l nitraat bereikt wordt. De resultaten staan in Tabel 5.6 en 5.7.

Uit de analyse blijkt dat melkveehouderijen op zandgrond gemiddeld aan de nitraatnorm van 50 mg/l voldoen als het MINAS-overschot lager is dan ongeveer 120 kg per ha.

Tabel 5.6 Indicatieve waarden voor de N-druk (kg/ha) bij melkveehouderij op zandgrond om gemiddeld de 50 mg/l doelstelling voor nitraat te bereiken

N-druk	Indicatieve waarde om 50 mg/l nitraat te bereiken (kg/ha N)	Waarde in 1999-2001* (kg/ha N)
MINAS overschot	120	200
N-toevoer via dierlijke mest en kunstmest	350	450

*) op basis van LEI BIN gegevens

⁴ Van de ca 281 bemonsterde LMM bedrijven heeft 70% van de bedrijven minder dan 10% uitspoelingsgevoelige gronden binnen het bedrijf volgens de kaarten behorend bij het Besluit Zand en Lössgronden. Slechts 13% van de bedrijven bestaat voor meer dan 50% uit uitspoelingsgevoelige gronden en 5% bestaat volledig uit zandgrond met Gt 7 en 8.

Tabel 5.7 Indicatieve waarden voor de N-druk (kg/ha) bij akkerbouw op zandgrond om gemiddeld de 50 mg/l doelstelling voor nitraat te bereiken.

N-druk	Indicatieve waarde om 50 mg/l nitraat te bereiken (kg/ha N)	Waarde in 1998-1999* (kg/ha N)
MINAS overschot	60	90
N-toevoer via dierlijke mest en kunstmest	150	220

*) op basis van LEI BIN gegevens. Waarden voor 2000- 2001 niet betrouwbaar

Aangezien het aantal waarnemingen in de laatste periode (2000-2002) kleiner is dan in de perioden daarvoor, moeten deze waarden nadrukkelijk als indicatief worden aangemerkt. Uit de verbanden kan opgemaakt worden dat de N-druk (overschot, mestgebruik) bij beide typen bedrijven omlaag gebracht moet worden om de 50 mg/l nitraatdoelstelling in het bovenste grondwater in de zandgebieden te bereiken.

Voor melkveebedrijven zou het MINAS overschot nog ca 80 kg/ha moeten dalen (range 30-100 kg/ha). Het huidige mestgebruik via dierlijke mest en kunstmest is gemiddeld circa 450 kg/ha en zou teruggebracht moeten worden naar ca 350 kg/ha. Er zijn aanwijzingen dat op bedrijven met een aanzienlijk aandeel uitspoelingsgevoelige gronden de N-druk verder omlaag moet (zie paragraaf 5.5.2). Uit het huidige LMM bestand kan hier nog onvoldoende informatie over verkregen worden.

Voor akkerbouwbedrijven moeten op basis van deze relaties ook reducties plaatsvinden. Zo is de indicatieve waarde voor het MINAS overschot gelijk aan de oorspronkelijke norm voor uitspoelingsgevoelige gronden in 2003 (bouwland: 60 kg/ha N). Hier is echter de onzekerheid in het gebied met lage overschotten en mestgiften vrij groot.

5.5.2 Nitraatprojecten

Voor de EMW 2004 is een synthese gemaakt van de milieuresultaten in de verschillende onderdelen van het Actieplan Nitraatprojecten in de periode 1999-2003 (Ten Berge en Hack-ten Broeke, 2004). Voor de gerealiseerde stikstof (en deels ook fosfaat) overschotten wordt verwezen naar het betreffende rapport.

Hier wordt volstaan met een samenvatting van de milieuresultaten in strikte zin namelijk de gemeten nitraatconcentraties en de haalbaarheid van de 50 mg/l waarde op bedrijfsniveau. Tabel 5.8 geeft een overzicht van de Nitraatprojecten.

*Tabel 5.8 Projecten die deel uitmaakten van het Actieplan Nitraatprojecten. Bij projecten met een * is ook de grondwaterkwaliteit gemeten; Bij projecten met een # zijn incidentele grondwatermetingen verricht. Toevoeging b betekent dat het bedrijf biologisch is.*

<u>Proefbedrijven</u>	<u>Proefbedrijven in TmT</u>
De Marke *	Vredepeel
Aver Heino-b *	Meterik-groenten
Lovinkhoeve-b *	Meterik-boom
Wijnandsrade *	Bollen De Noord
<u>Voorloperbedrijven</u>	<u>Regionale projecten</u>
Koeien en Kansen *	Stikstof op scherp
Bioveem I en II-b *	NIMF #
Telen met Toekomst (TmT) *	PANFA #
	Mergelland
<u>Praktijkbedrijven</u>	Vel & Vanla #
Praktijkcijfers 2	
	<u>Indicatoren onderzoek</u>
	Sturen op Nitraat *

Melkveebedrijven

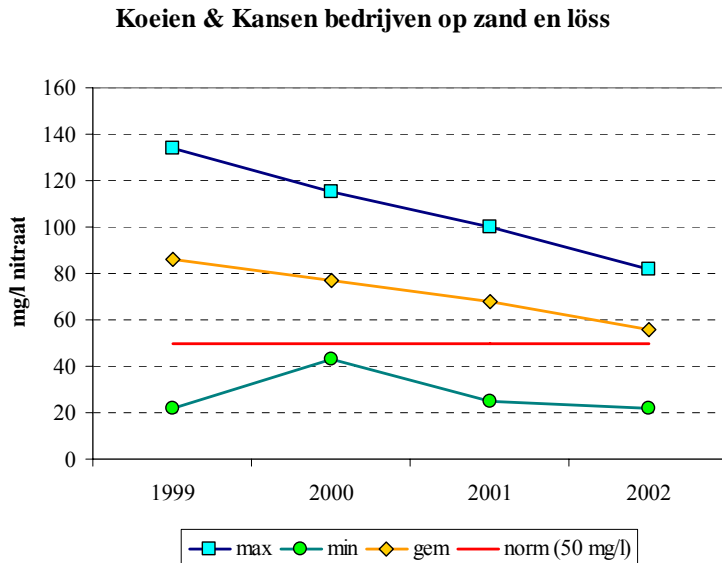
In de regionale projecten zijn alleen incidenteel nitraatmetingen verricht die een beeld geven van de toestand. Een verband tussen N-overschot en nitraatconcentratie is hieruit niet af te leiden. Dit kan wel uit de projecten Koeien en Kansen, de Marke en Aver Heino, waarbij alleen van de Marke en Aver Heino over een periode van meer dan 4 jaar gegevens beschikbaar zijn.

Biologische melkveebedrijven (project Bioveem I) zijn bedrijven die geen kunstmest gebruiken en een maximale stikstofgift van 170 kg/ha uit dierlijke mest hanteren. Deze bedrijven hadden vrijwel alle een gemiddelde nitraatconcentratie (ruim) beneden 50 mg/l. In Bioveem-II werd in een beperkte studie naar beweidingseffecten op perceelsniveau nitraatconcentraties in het grondwater gemeten. Bij overwegend weiden lagen de meeste waarden tussen 40 en 80 mg/l, bij overwegend maaien tussen 20 en 40 mg/l, de variatie tussen percelen was echter groot .

In Koeien en Kansen daalden in de periode 1999-2002 zowel de N-overschotten als de nitraatconcentraties. Figuur 5.10 geeft de ontwikkeling in de periode 1999 t/m 2002. De gemiddelde nitraatconcentratie van de bedrijven daalde van 86 mg/l in 1999 naar 56 mg/l in 2002. Het verschil tussen de maximumwaarde (bedrijf met hoogste concentratie) en de minimumwaarde (bedrijf met de laagste concentratie) nam af van 112 mg/l naar 60 mg/l. Dit kwam vooral door het lager worden van de hoge concentraties.

Van de 11 bedrijven in 2002 voldeden er 4 aan de norm van 50 mg/l. Hiervan was één bedrijf biologisch.

Regressies op bedrijfsniveau op basis van de jaarlijkse RIVM-nitraatmeting en de recente bodemkartering in Koeien en Kansen (najaar 2003) toonden een nitraatrespons van 43 mg/l per 100 kg/ha (N-bedrijfsoverschot) of 49 mg/l per 100 kg/ha (N-overschot op bedrijfsbodembalans). Deze cijfers zijn gebaseerd op 9 bedrijven en drie jaren. De nitraatrespons ligt wat lager wanneer alle (12) zand- en lössbedrijven worden beschouwd in dezelfde periode: circa 35 mg/l per 100 kg/ha overschot op de totale bedrijfsbalans.



Figuur 5.10 Ontwikkeling nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van Koeien en Kansen-bedrijven op zand (10) en löss (1). Weergegeven het maximale, gemiddelde en minimale bedrijfsresultaat in de periode 1999 tot en met 2002 (LMM data RIVM).

Uit de resultaten van Koeien en Kansen bedrijven op zandgrond (met behulp van enkelvoudige lineaire regressie) blijkt over de samenhang van verschillende drukindicatoren met de nitraatconcentratie het volgende.

De samenhang met het MINAS overschot (anders dan in paragraaf 5.4.1, is niet gecorrigeerd voor voorraadveranderingen) is zwak ($R^2=0,16$). Met het werkelijk bedrijfsoverschot en met het N-overschot van de bodembalans is die beter (resp. $R^2=0,46$ en $R^2=0,64$). Betere indicatoren zijn ook de totale N-aanvoer ($R^2=0,64$) en de aanvoer van werkzame N ($R^2=0,52$).

De grootte van een aantal indicatoren waarbij de 50 mg/l waarde in het bovenste grondwater niet wordt overschreden, is vermeld in Tabel 5.9.

Deze tabel illustreert de grote verschillen tussen het MINAS-overschot aan de ene kant en bedrijfsoverschot c.q. bodemoverschot aan de andere kant.

De N-balans volgens MINAS verschilt van de werkelijke bedrijfsbalans, door het gebruik van forfaits in plaats van werkelijke waarden, en door het verwaarlozen van bepaalde balansposten (o.a. N-depositie en biologische N-binding). De MINAS-overschotten zijn daardoor niet steeds een goede maat voor de totale milieubelasting die mogelijk is binnen het huidige stelsel van forfaits-en-verliesnormen. Bij de bodembalans spelen gasvormige N-verliezen uit stal- en opslag geen rol.

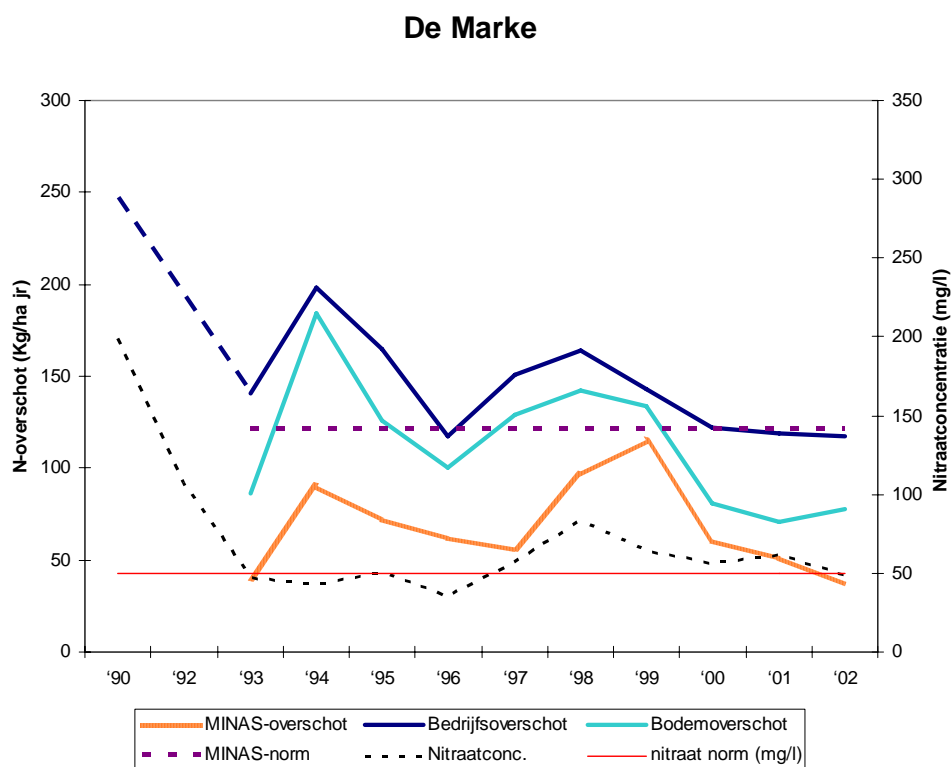
Tabel 5.9 Indicatieve waarden van indicatoren voor de N-druk om een nitraatconcentratie van 50 mg/l in het bovenste grondwater van melkveebedrijven op zandgrond te realiseren (Ten Berge en Hack-ten Broeke, 2004)

Indicator	kg/ha N
N-overschot	
-Bedrijf volgens MINAS	70-90
-Bedrijfsbalans (werkelijk)	140-160
-Bodembalans bedrijf	110-135
-Bodembalans graslandareaal ¹	200
N-aanvoer	
-Bodembalans bedrijf (N-totaal)	350
-Bodembalans grasland areaal (N-totaal) ¹	450-500

¹) nitraatconcentratie onder grasland kleiner of gelijk aan 50 mg/l

Het N-overschot volgens MINAS waarbij de 50 mg/l nitraatconcentratie wordt bereikt is 70-90 kg/ha. Dit is lager dan uit de LMM analyse volgde (120 kg/ha, zie Tabel 5.6) omdat bij de LMM analyse de definitie van MINAS N-overschot niet geheel gelijk is aan die welke in de synthese van de nitraatprojecten is gehanteerd (o.a. correctie voor voorraadmutaties). Bovendien is de Koeien en Kansen steekproef klein en omvat meer bedrijven met droge gronden dan de grotere LMM steekproef.⁵ De N-aanvoer is in deze analyse wel goed vergelijkbaar (circa 350 kg/ha). De N-aanvoer naar het grasland kan 450-500 kg/ha bedragen en deze hoeveelheid komt overeen met wat in 2000 in de onderbouwing van de Nederlandse derogatie is geconcludeerd (Willems *et al.*, 2000).

Het verschil tussen de diverse stikstofbalansen kan goed worden geïllustreerd aan gegevens van de proefbedrijven Aver Heino en De Marke. Bij Aver Heino waar sprake is van een omschakeling naar een biologisch bedrijf, is het verschil tussen het bedrijfsoverschot en het MINAS-overschot aanvankelijk 74 kg/ha en na omschakeling 94 kg/ha. Van 1997-2000 is het MINAS-overschot gedaald van 175 kg/ha naar 7 kg/ha (Pinxterhuis, 2003; zie ook Figuur 5.1). Bij De Marke is in de periode 1993-2002 het bedrijfsoverschot gemiddeld 75 kg/ha hoger dan het MINAS overschot terwijl het bodemoverschot gemiddeld 45 kg/ha hoger is. Voor De Marke gelden vanwege het grotere areaal uitspoelingsgevoelige grond lagere waarden dan in Tabel 5.9 zijn vermeld. De nitraatnorm wordt hier net bereikt bij een MINAS overschot van ca 40 kg/ha. Het benodigde bedrijfsoverschot bedraagt ca 120 kg/ha en het bodemoverschot ca 80 kg/ha. Figuur 5.11 geeft hiervan een illustratie.



Figuur 5.11 Ontwikkeling van verschillende vormen van het stikstofoverschot en de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van proefbedrijf De Marke. De MINAS-norm is het MINAS overschot voor het bedrijf gebaseerd op de oorspronkelijke normen voor 2003 (Ten Berge en Hack-ten Broeke, 2004).

⁵ Hier moet worden opgemerkt dat beide datasets niet geheel onafhankelijk van elkaar zijn omdat de Koeien en Kansen bedrijven ook deel uitmaken van de voorloperbedrijven in het LMM.

Open teeltbedrijven (bedrijfsniveau)

Praktijkbedrijven in Telen met Toekomst toonden in 2002 lage groepsgemiddelde nitraatconcentraties (ruim beneden 50 mg/l) voor de akkerbouw in NO Nederland en in ZW Nederland, en ook voor de bollenteelt. De overige groepen (akkerbouw ZO; vollegrondsgroenten in Midden Brabant en in ZO Nederland; en boomteelt) toonden alle hoge nitraatconcentraties (> 100 mg/l). Op de kernbedrijven in Telen met Toekomst lagen de nitraatconcentraties tussen 55 en 100 mg/l (akkerbouwsystemen op Vredepeel) en 150-170 mg/l (groenten-systemen op Meterik). De N-aanvoer in deze proefsystemen lag steeds ruim (tot soms meer dan 100 kg/ha) lager dan volgens MINAS is toegestaan op uitspoelingsgevoelige (droge) zandgronden (225 kg/ha).

Voor de open teeltbedrijven als onderdeel van de Nitraatprojecten zijn er voor een zeer beperkte periode data beschikbaar. De volgende bevindingen gelden onder dit voorbehoud.

Bij de open teeltbedrijven werden slechts zwakke verbanden gevonden tussen de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater en drukvariabelen als werkelijk N-overschot op de bodembalans, totale N-aanvoer of de aanvoer van werkzame N.

Gegevens uit Telen met Toekomst (twee meetjaren; op bedrijfsniveau, alleen akkerbouw en groentenbedrijven) laten zien dat een lineair regressiemodel op bedrijfsniveau met alleen bodem- en Gt-informatie een verklaarde variantie haalt van circa 54%. Wordt hieraan als ‘bemestingsvariabele’ het werkelijk N-overschot of de totale N-aanvoer toegevoegd, dan stijgt de verklaring naar 58%. Gebruikt men in plaats daarvan de aanvoer N-werkzaam, dan wordt 64% van de variantie verklaard.

Afhankelijk van het al dan niet opnemen van de variabele ‘veenlaagjes’ in het model, bedragen de effecten van de bemestingsvariabelen op nitraat circa 20 mg/l per 100/ha kg N-overschot, circa 25 mg/l per 100 kg/ha N-totaal aanvoer en circa 50 mg/l per 100 kg/ha aanvoer van werkzame N.

Tabel 5.10 geeft enkele resultaten van de Telen met Toekomstbedrijven. De schattingsfout is groot (zie het grote verschil tussen 50% en 95% overschrijdingskans). Bij een aanzienlijk deel droge gronden (50%) mag de N-druk op basis van deze voorlopige analyse beperkt zijn (uit deze eerste analyse blijkt het N-overschot zelfs negatief te worden).

Tabel 5.10 Indicatieve waarden van enkele indicatoren voor de N-druk in kg/ha om een nitraatconcentratie van 50 mg/l in het bovenste grondwater van open teeltbedrijven op zandgrond te realiseren. Bron: Telen met Toekomst, gegevens over 2 jaar (Ten Berge en Hackten Broeke, 2004)

N-druk indicator	Overschrijdingskans	Overschrijdingskans	Overschrijdingskans
	50%	95%	95%
	geen droge gronden	geen droge gronden	50% van areaal droog
N-overschot bedrijf ¹	42	167	-51
Aanvoer N-werkzaam ²	126	169	72
Aanvoer N-totaal ¹	202	295	107

¹) inclusief N-depositie

²) exclusief N-depositie

Conclusies

Er is een redelijk goed verband tussen het N-overschot en de nitraatconcentratie van het bovenste grondwater van melkveebedrijven op zandgrond. Voor akkerbouwbedrijven is dit verband minder duidelijk.

Het verband tussen N-overschot en nitraat wordt beter naarmate de stikstofbalans een beter beeld geeft van het werkelijke N-overschot.

De verliesnormen van 2003 lijken niet laag genoeg om de nitraatdoelstelling in het bovenste grondwater te realiseren. Met name bij uitspoelingsgevoelige zandgronden moeten ze verder omlaag zoals is geïllustreerd met de resultaten van het proefbedrijf De Marke.

Voor bedrijven met een groot aandeel droge gronden is realisatie van de nitraatdoelstelling alleen met een zeer laag N-overschot te realiseren.

5.5.3 MINAS-normen op bedrijfsniveau of op perceelsniveau?

De mineralenaangifte die bedrijven moeten doen heeft betrekking op het bedrijfsniveau. Bij de verliesnormen van MINAS wordt echter een onderscheid gemaakt naar gewas (grasland en bouwland), naar grondsoort en voor stikstof ook naar de mate van uitspoelingsgevoeligheid. Deze kan van perceel tot perceel verschillen.

De vraagstelling is nader toegespitst tot de vraag of bedrijven in de praktijk rekening houden met de verschillende verliesnormen voor grasland en bouwland en voor uitspoelingsgevoelige (droge) en niet-uitspoelingsgevoelige percelen op het bedrijf.

Deze vraag is voorgelegd aan deskundigen die betrokken zijn bij de nitraatprojecten, van PPO (De Ruijter), PV (Hoving) en PRI (Aarts en Oenema).

Hieruit bleek dat er weinig concrete gegevens zijn over hoe boeren met deze verschillende normen omgaan binnen hun bedrijf. De indruk bestaat dat men zich primair richt op het gehele bedrijf maar dat wel rekening wordt gehouden met het verschil tussen grasland en bouwland (melkveehouders) maar niet met het eventueel voorkomen van uitspoelingsgevoelige gronden. Er zijn meer en andere factoren in het spel die het management beïnvloeden zoals de verkavelingssituatie i.c. de ligging en verdeling van het areaal van de huiskavel en de veldkavel. Er zijn aanwijzingen dat bij melkveebedrijven de overbemesting van maisland is afgenomen en dat er sprake is van een overheveling naar grasland. De meetresultaten van nitraat onder gras en mais lijken dit te bevestigen (zie paragraaf 4.1.2).

De geraadpleegde deskundigen zijn van mening dat de boeren zich meer laten leiden door de bemestingsadviezen dan door de verschillende MINAS normen.

5.6 Naar een andere toetsdiepte voor nitraat in grondwater?

In de vorige evaluatie (RIVM, 2002) is aangegeven dat in veel gebieden nitraat in de diepere bodemlagen wordt afgebroken (denitrificatie). Daarom is de aanbeveling gedaan om na te gaan of de toetsdiepte van nitraat zou kunnen worden vergroot, dat wil zeggen dat niet in het bovenste grondwater, zoals nu gebeurt, maar op een dieper niveau getoetst wordt of aan de doelstelling voor nitraat van 50 mg/l wordt voldaan.

Hierbij is wel aangetekend dat rekening gehouden moet worden met het feit dat denitrificatie tot ongewenste nevengevolgen voor de (grond)waterkwaliteit kan leiden.

In een door NITG-TNO in samenwerking met RIVM uitgevoerde studie (Broers *et al.*, 2004) is nagegaan:

- wat bekend is over het denitrificatieproces en het gedrag van nitraat in de ondergrond?;
- of er gebieden te identificeren zijn waar denitrificatie zonder nadelige gevolgen optreedt?
En als dit het geval is:

- op welke diepte zou dan getoetst moeten worden en wat zijn de voor- en nadelen van het toetsen op deze grotere diepte?

Voordat op deze vragen wordt ingegaan, wordt eerst de functie van monitoring toegelicht.

Functie van monitoring en monitoringgegevens

Monitoring van de grondwaterkwaliteit heeft de volgende twee functies:

(1) basis voor het afleiden van verlies-/gebruiksnormen en (2) evaluatie van beleidseffecten.

Monitoren van grondwaterkwaliteit vindt in Nederland plaats op verschillende diepteniveaus.

Aangezien de monitorresultaten voor beide functies gebruikt kunnen worden en dit mogelijk tot verwarring aanleiding kan geven, wordt onderscheid gemaakt tussen toetsdiepte en meetdiepte.

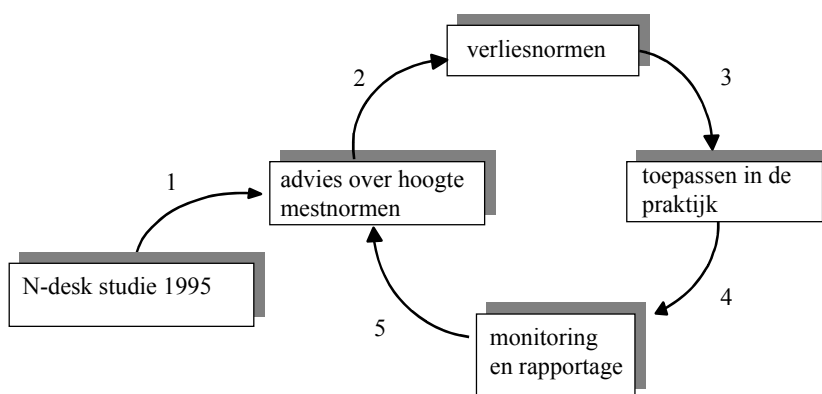
Onder de toetsdiepte wordt de diepte verstaan die bepalend is voor de afleiding van 'mestnormen' en waar getoetst wordt of aan de beoogde doelstelling voor nitraat voldaan wordt.

Het begrip meetdiepte (of evaluatiediepte) is algemener en omvat alle meetniveaus welke gebruikt worden voor evaluatie en controle (zie onder meer Fraters *et al.*, 2000 en 2004).

Hier wordt op de eerste functie (afleiden van mestnormen) nader ingegaan.

Monitoring ten behoeve van normstelling voor mestgebruik

Het mestbeleid is erop gericht met de huidige verliesnormen volgens MINAS, of nog te vast te stellen gebruiksnormen, langjarig concentraties in het grondwater te bereiken onder het niveau van 50 mg/l NO₃. Om vast te stellen of de verliesnormen, of na 1/1/2006 de gebruiksnormen, in de praktijk voldoende zijn om die doelstelling te bereiken, is een snelle terugkoppeling vanuit de monitoringsgegevens noodzakelijk. Onder een snelle terugkoppeling wordt hier verstaan: de effecten van de mestgift in een bepaald jaar zijn via monitoring na circa een jaar te traceren, waarna de mestnorm eventueel kan worden bijgesteld. Figuur 5.12 illustreert de rol van monitoring bij het vaststellen van de mestnormen.



Figuur 5.12 Mestbeleid en de rol van monitoring daarbij.

In 1995 zijn relaties gelegd tussen N-overschot en kwaliteit bovenste grondwater (N-desk studie; Van Eck red., 1995). Hierbij is behalve van monitoringdata, waaronder gegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM), ook van expert judgement en modelberekeningen gebruik gemaakt. Hieruit zijn voorstellen voor toelaatbare N- en P-overschotten voortgekomen (pijl 1).

Na een beleidsmatige/politieke afweging heeft dit geresulteerd in de verliesnormen c.q. normen voor onder andere het acceptabel geachte N-overschot (pijl 2). Deze normen zijn in 1998 ingevoerd waarbij sprake was van een geleidelijke aanscherping in een periode van circa 10 jaar tot 2008/2010. In 2001 zijn de normen voor 2008/2010 in de tijd naar voren gehaald in verband met de uitvoering van de EU Nitraatrichtlijn: ze dienden al in 2003 gerealiseerd te worden. Het effect van de beleidsmaatregelen in de landbouwpraktijk (pijl 3) wordt via monitoring gevolgd (pijl 4). Met name het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) is op deze monitoringdoelstelling gericht. Voor het LMM wordt het bovenste grondwater bemonsterd op een groot aantal agrarische bedrijven. De gegevens worden geaggregeerd gepresenteerd voor agrarische bedrijfstypen per grondsoortgebied (zand, klei en veen).

Momenteel bevindt Nederland zich in de fase die weergegeven wordt met pijl 5.

In verband met de discussie met de Europese Commissie over de vertaling van de Nitraatrichtlijn in de Nederlandse wetgeving, is deze aanpak in 1998 en 1999 ook kenbaar gemaakt aan de Commissie (zie tekstbox). Op dit moment is de toetsdiepte dus gelijk aan de bovenste meter van het grondwater.

Indien, zoals tot op heden in het Nederlandse beleid verwoord, wordt vastgehouden aan een direct verband tussen meetgegevens en vaststelling van mestnormen, is vergroten van de toetsdiepte geen optie. De argumenten voor de huidige toetsdiepte zijn in de tekstbox verwoord.

Beleidsstandpunt over de geldigheid van de nitraatnorm in grondwater

In vervolg op het beleidsstandpunt zoals verwoord in het 2^e Nationaal Milieubeleidsplan (NMP2) heeft de Nederlandse regering aan de Europese Commissie over de diepte waarop de nitraatnorm geldig is zowel in het eerste Actieprogramma (VROM,1995) als in de brief aan EU-commissaris Bjerregaard van d.d. 7/12/98 (VROM,1998) bericht dat de nitraatdoelstelling in nieuw gevormd grondwater gerealiseerd moet worden.

In de brief van 29/11/99 aan EU-commissaris Wallström (VROM,1999) stelt de Nederlandse regering verder dat de verliesnorm voor stikstof conform MINAS, afgestemd is op het halen van de doelstelling voor nitraat in het bovenste grondwater. In deze brief wordt voorts in verband met het ontwerp monitoring richtsnoer waarin gesproken wordt over meten in de eerste 5 meter van de verzadigde zone gesteld 'dat hierdoor niet tijdig genoeg een goed beeld van de effecten van maatregelen wordt verkregen en dat Nederland door in de eerste meter van het grondwater te meten, aan het concept-richtsnoer een maximale invulling geeft'

Voor het beoordelen en onderbouwen van de mestnormen is het essentieel dat de meetgegevens kunnen worden gerelateerd aan het mestgebruik in een zo recent mogelijk verleden. Zelfs bij de huidige meetdiepte van de bovenste meter grondwater is deze snelle terugkoppeling niet zonder meer verzekerd, als gevolg van meerjarige weerspatronen die de nitraatconcentratie bepalen. Soms bereikt de nitraatlast binnen een jaar het bovenste grondwater, soms duurt dit enkele jaren. Het is dus niet altijd mogelijk om monitoringsgegevens van een meetjaar direct te relateren aan mestgebruik in het voorafgaande jaar.

Ook in het bovenste grondwater is daardoor een langere meetperiode nodig om vast te stellen of de langjarige gemiddelde nitraatconcentratie de 50 mg/l niet overschrijdt. Omdat er inmiddels een flink aantal jaren wordt gemeten, en er een correctiemethode beschikbaar is, is het toch mogelijk om vast te stellen in hoeverre de verlies/gebruiksnorm voldoet op het schaalniveau van bijvoorbeeld het Nederlandse zandgebied of van een bepaald bedrijfstype (zie ook paragraaf 4.1).

Denitrificatie: kennis over het proces en de mate van optreden

In Broers *et al.* (2004) wordt uitgebreid ingegaan op het proces van denitrificatie en op de kennis die thans aanwezig is over het gedrag van nitraat in de ondergrond in Nederland aan de hand van een aantal voorbeelden. De belangrijkste bevindingen zijn:

Denitrificatie met organisch materiaal leidt tot een afname van de nitraatconcentratie zonder nadelige gevolgen voor de concentraties van andere milieubelastende stoffen in het grondwater ⁶.

Bij denitrificatie met sulfiden (met name pyriet) treden neveneffecten op in de vorm van een toename van de concentraties van sulfaat en mogelijk toename van de hardheid (calcium- en magnesium) en van de concentraties van ijzer en sporenelementen zoals arseen, nikkel, kobalt en zink.

Het optreden van denitrificatie heeft een afname van de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond tot gevolg (bijvoorbeeld door afbraak van organische stof die niet wordt aangevuld) en is in die zin niet duurzaam te noemen.

Het lot van nitraat in de Nederlandse ondergrond verschilt regionaal sterk. Dit hangt samen met verschillen in het denitrificerend vermogen (de redoxreactiviteit) van de afzettingen die binnen enkele tientallen meters beneden maaiveld liggen. Hoewel er een scala van goed onderzochte locaties bestaat, ontbreekt systematische kennis over de reactiviteit op regionale schaal. Wel kunnen in grote lijnen gebieden worden aangegeven waar denitrificatie meer en minder optreedt. Binnen deze gebieden zullen zich op lokale schaal echter grote verschillen voordoen in infiltratiedieptes van nitraat, door verschillen in historische belasting en ruimtelijke variaties in sedimentreactiviteit en leeftijdsopbouw van het grondwater.

Overigens wijzen Broers *et al.* (2004) erop dat de gevolgen van bemesting voor het grondwater niet alleen gevolgen hebben voor nitraat maar ook o.m. op de hardheid van het grondwater.

Welke gebieden komen in principe in aanmerking voor een grotere toetsdiepte?

De vraag is of er gebieden zijn af te bakenen waar in het bovenste grondwater een hogere nitraatnorm (en dus een hogere stikstofbelasting aan maaiveld) kan worden geaccepteerd, omdat een afname van nitraatconcentraties met de diepte optreedt door denitrificatie, waarbij geen afwenteling naar het oppervlaktewater en geen verslechtering van de grondwaterkwaliteit plaatsvindt. De eis dat geen afwenteling mag plaatsvinden naar het oppervlaktewater beperkt het zoekgebied tot de drogere delen van de zand- en lössgebieden van Nederland omdat het bovenste grondwater de belangrijkste voeding van het oppervlaktewater vormt.

In grote lijnen kunnen zich de volgende drie situaties voordoen:

1. Nitraatconcentraties in het diepere grondwater zijn lager dan in bovenste grondwater. Hiervoor zijn in principe 3 verklaringen mogelijk:

- De mestbelasting is in de tijd niet wezenlijk veranderd en het nitraathoudende relatief jonge grondwater is nog niet op de grotere diepte gearriveerd (hier najling genoemd)
- De mestbelasting is niet wezenlijk veranderd en het nitraat in het infiltrerende water wordt tijdens het transport door de bodem omgezet (denitrificatie) onder invloed van organische stof, sideriet of pyriet in de bodem

⁶ denitrificatie leidt wel tot N₂O emissie naar de atmosfeer

- De mestbelasting is in de tijd toegenomen waardoor in het jongste bovenste grondwater de hoogste concentraties worden gemeten

2. Nitraatconcentraties zijn in het bovenste en diepere grondwater op vergelijkbaar niveau; de mestbelasting is in de tijd niet wezenlijk is veranderd en blijkbaar treedt er geen omzetting van betekenis op.

3. Nitraatconcentraties in het diepere grondwater zijn hoger dan in bovenste grondwater; de mestbelasting is in de tijd wezenlijk afgenomen maar blijkbaar treedt er geen omzetting van betekenis op.

Bij het vergroten van de toetsdiepte kunnen zowel hogere als lagere nitraatconcentraties dan in het bovenste grondwater kunnen worden gemeten. Zeker in gebieden waar geen denitrificatie optreedt is het op de iets langere termijn te verwachten dat tengevolge van het mestbeleid de hoogste concentraties juist op grotere diepte voor zullen komen. Op termijn kan vergroten van de toetsdiepte dus ook nadelig uitpakken voor de landbouw als deze concentraties maatgevend zijn voor de mestbelasting aan maaiveld.

Voor- en nadelen van een grotere toetsdiepte

Voor de beoordeling van een vergroting van de toetsdiepte ten behoeve van de normstelling voor mestgebruik spelen de volgende criteria een rol:

- bestaat er een eenduidige relatie tussen de gemeten concentraties op een bepaalde diepte met het N-gebruik of N-overschot op een bedrijf of in een gebied?
- is een snelle terugkoppeling mogelijk tussen het verzamelen van meetgegevens en het evalueren van de mestgift; met andere woorden kan de normstelling tijdig worden bijgesteld wanneer dit nodig blijkt?
- is de toetsdiepte consistent met eerder geformuleerde beleidsuitgangspunten?
- kan bijstelling van de toetsdiepte leiden tot een ruimere mestnorm voor stikstof?

Toepassing van deze criteria is uitgewerkt in Tabel 5.11. Dit geldt voor gebieden waar het grondwater geen directe relatie heeft met het oppervlaktewater, hetgeen voor een groot deel overeenkomt met de hoger gelegen uitspoelingsgevoelige zandgronden.

Tabel 5.11 Beoordelingsaspecten van enkele toetsdiepte trajecten (m. - maaiveld) en waardering voor monitoring ter onderbouwing van mestnormen.

(++ = groot; + = matig groot; 0 = neutraal; - = gering; - - = zeer gering)

Beoordelingsaspecten	Huidige toetsdiepte		
	0-5 m	5-15 m	15-30 m
Relatie met mestgebruik eenduidig	+	+/-	--
Tijdig bijsturen; snelle terugkoppeling	+	--	---
Consistentie met eerder geformuleerde beleidsuitgangspunten	++	--	--
Verruiming van mestnorm voor stikstof	0	+ ¹	++ ¹

¹) behalve als sprake is van een hogere concentratie op grotere diepte

Uit Tabel 5.11 blijkt dat dieper toetsen beter scoort voor het aspect ‘verruiming mestnorm’ maar slechter voor de andere aspecten. Met toenemende diepte worden deze tendensen versterkt. Zoals uit de tabel blijkt is het niet goed mogelijk om mestnormen te relateren aan de kwaliteit van diepere grondwater. Belangrijkste knelpunt is dat de grondwaterkwaliteit op grotere diepte een weerslag (resultante) is van het mestgebruik in het verleden. Ruwweg op 10 meter diepte is het

grondwater 10-15 jaar daarvoor uitgespoeld ('gevormd') met kenmerkende bodembelasting uit die periode. Bij vergroten van de toetsdiepten naar bijvoorbeeld 10 meter diepte kan van een snelle terugkoppeling dan ook geen sprake meer zijn en is tijdig bijsturen van mestnormen niet mogelijk.

Wat is nodig om gebieden te identificeren als toch tot vergroting van de toetsdiepte wordt besloten?

Indien Nederland van de tot nu toe gehanteerde toetsdiepte afstand neemt, dan ligt het in de rede dat wordt aangetoond dat:

- denitrificatie tussen het bovenste grondwater en de nieuwe toetsdiepte daadwerkelijk optreedt;
- denitrificatie geen schadelijke neveneffecten oplevert;
- de denitrificatiecapaciteit van de diepere ondergrond ook op lange termijn voldoende is om de doelstelling van maximaal 50 mg/l nitraat te realiseren op de nieuwe toetsdiepte.

Uit Broers *et al.* (2004) blijkt dat het op het schaalniveau van meetlocaties mogelijk is om denitrificatie en eventuele effecten op de grondwaterkwaliteit aan te tonen en te kwantificeren. Op de schaal van gebieden is dit nog niet het geval. Om gebieden waar denitrificatie optreedt ruimtelijk te kunnen afbakenen is een relatief grote karter- en meetinspanning noodzakelijk. Daarbij zou met voldoende zekerheid moeten worden aangetoond dat denitrificatie in het betreffende gebied een relevant proces is, geen nadelig effecten heeft en duurzaam optreedt. Hiervoor een hydro(geo)chemische kartering noodzakelijk is, waarin bij voorkeur ook de leeftijdsopbouw met moderne tracers wordt gevalideerd. De benodigde informatie is op dit moment niet voorhanden op een relevante karteerschaal. Wel zijn de technieken en methoden beschikbaar om een dergelijke kartering uit te voeren.

Een dergelijke kartering kan beperkt blijven tot de uitspoelingsgevoelige gronden die tot 2006 in de mestregelgeving worden onderscheiden. Een karteerschaal van 1:100.000 is daarbij haalbaar, en een doorlooptijd van circa 3 á 4 jaar reëel. Voor de uitspoelingsgevoelige gronden dient daarnaast te worden uitgezocht in hoeverre er een directe relatie met de oppervlaktewaterkwaliteit bestaat. Als criterium voor 'geen directe relatie' kan een minimale verblijftijd in de bodem van 30 jaar worden gehanteerd (Griffioen *et al.* 2003).

Conclusie

Indien bij de definitie van toetsdiepte de terugkoppeling tussen meetgegevens en mestnormen beleidsmatig wordt losgelaten, kan voor specifieke gebieden, die geen directe relatie met het oppervlaktewater hebben, een grotere toetsdiepte worden overwogen. De mestnorm (voor stikstof) zou voor die gebieden vervolgens kunnen worden aangepast, zodanig dat op die diepte structureel aan de nitraatnorm van 50 mg/l kan worden voldaan.

Vanwege de afwenteling naar het oppervlaktewater vallen de klei- en veengebieden en ook de nattere delen van de zandgebieden hier dus buiten.

Om gebieden waar denitrificatie optreedt ruimtelijk te kunnen afbakenen, is een karter- en meetinspanning noodzakelijk. Daarbij zou met voldoende zekerheid moeten worden aangetoond dat:

1. denitrificatie in het betreffende gebied een relevant proces is;
2. denitrificatie geen nadelig effecten heeft (afwenteling).

Een dergelijke kartering kan beperkt blijven tot de aangewezen uitspoelingsgevoelige gronden. Een uitwerking van een toetsingsmethodiek die noodzakelijk die rekening houdt met ruimtelijke variaties in leeftijdsopbouw en denitrificatiecapaciteit is daarbij noodzakelijk.

In gebieden waar zich weinig tot geen denitrificatie voordoet, is het op de iets langere termijn te verwachten dat tengevolge van het mestbeleid de hoogste concentraties juist op grotere diepte voor zullen komen. Op termijn kan vergroten van de toetsdiepte dus ook nadelig uitpakken voor de landbouw.

6.2 Ervaringen met aanvullende maatregelen

Uit de enquête zijn drie hoofdgroepen van maatregelen naar voren gekomen.

Voorkomen dat meststoffen in het oppervlaktewater terechtkomen: aanleg bufferstroken

Hiermee is weinig of geen ervaring opgedaan. In Noord Brabant loopt een uitgebreid pilotproject (Actief Randenbeheer Brabant). Het gaat hierbij om droge bufferstroken van maximaal 2 meter (grasland) en maximaal 3,5 meter (bouwland). Bij grasland wordt niet gemest en bij bouwland wordt bovendien een ander gewas geteeld. De effecten hiervan op de waterkwaliteit zijn nog niet gemeten.

Tegengaan van transport van nutriënten door het kleine oppervlaktewater naar de grotere oppervlaktewateren

Dit is een heterogene groep van maatregelen, die deels bestaat uit het isoleren van een meer of plas door bijvoorbeeld het afleiden of omleiden van een vervuilde stroom water dan wel het zuiveren van een stroom water voordat deze een meer of plas bereikt.

De kosten en effectiviteit van dergelijke maatregelen zijn variabel.

In Nederland zijn met dit doel een tiental zuiveringsinstallaties (chemische defosfatering) in werking om kwetsbare oppervlaktewateren te beschermen onder andere bij de Loosdrechtse Plassen, het Naardermeer en Botshol.

Een andere maatregel is het toepassen van zuiveringsmoerassen. Nadeel is het grote ruimtebeslag van dit type maatregel.

Deze maatregelen zijn alleen goed toe te passen als de aanvoer beperkt kan worden tot één aanvoerpunt.

Incidenteel worden ook andere methoden genoemd zoals slibvangen. Deze maatregel is op één locatie daadwerkelijk toegepast. De kosten zijn niet bekend.

Het verminderen van eutrofiëringverschijnselen in het oppervlaktewater

□ Meren en plassen

Hier is veel ervaring opgedaan met dergelijke maatregelen. RIZA heeft een aantal jaren een belangrijke rol gespeeld in de ontwikkeling en toepassing ervan. De beschikbare kennis is voor waterbeheerders toegankelijk via internet (<http://www.shallowlakes.net/platform-ehm/index.html>). De meeste kans op succes biedt uitdunning van de visstand, eventueel in combinatie met aanvullende maatregelen. Zeker in niet te grote en geïsoleerde meren en plassen en bij niet al te hoge nutriëntenbelastingen resulteert een goed uitgevoerde uitdunning vaak snel in een aanzienlijke verbetering van de ecologische kwaliteit.

De kosten van visstandbeheer liggen in de orde van grootte van €1.500 – 5.000 per ha meeroppervlak.

In sommige gevallen is de maatregel duurzaam, in andere gevallen moet de maatregel na een aantal jaren worden herhaald.

Specifiek als maatregel tegen overlast van algen worden maatregelen als kunstmatige menging of rottend stro toegepast. De kosten liggen in de orde van grootte van €5.000 – 10.000 per ha meeroppervlak. Deze methoden zijn niet overal toepasbaar en zijn alleen gericht op één aspect van vermesting, namelijk overlast door algen.

Ook is in een aantal meren gebaggerd, teneinde teruglevering van fosfaat door de opgeladen waterbodem te verminderen. De kosten liggen in de orde van €13.500 - €40.000 per ha meeroppervlak. De kans op substantiële verbetering van de ecologische kwaliteit is echter klein.

□ Overige wateren

Hier zijn weinig maatregelen bekend. Wel hebben diverse waterbeheerders melding gemaakt van baggeren en/of verdiepen in kleine oppervlaktewateren. Het gaat met name om oude kreekresten in Zeeuws-Vlaanderen (Zuiveringsschap Zeeuws-Vlaanderen) en sloten, weteringen en andere lijnvormige oppervlaktewateren in Zuid-Holland (Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden).

Uit informatie van deze laatste komt naar voren dat verdiepen c.q. baggeren van dergelijke wateren leidt tot een verbetering van de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater. De kosten zijn ook hier hoog: tot ca €50.000 per ha wateroppervlak. Alleen zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden heeft de afgelopen jaren al 21 miljoen euro uitgegeven aan baggeren. Zolang de nutriëntenlast hoog blijft, moet deze maatregel vermoedelijk regelmatig worden herhaald. Uit een begeleidende modelstudie blijkt dat dit baggeren echter niet leidt tot een verlaging van de nutriëntenconcentraties in de watergangen.

Uit de enquête kan geconcludeerd worden dat door het merendeel van de waterbeheerders weinig of geen ervaring is opgedaan met aanvullende maatregelen. Uitzondering hierop zijn de maatregelen in meren en plassen. Voor andere wateren zijn er nauwelijks bewezen effecten.

6.3 Mogelijkheden van aanvullende maatregelen

Noij en Boers (2004; zie Bijlage 2) onderscheiden twee hoofdtypen namelijk landbouwmaatregelen en maatregelen in het waterbeheer.

- Landbouw-maatregelen

□ Aanpak puntbronnen

Op bedrijfsniveau ligt het voor de hand om in ieder geval eerst de puntbronnen en het verhard oppervlak te saneren omdat deze deels al onder de WVO vallen en de kosten van sanering beperkt kunnen zijn.

□ Bodembeheersmaatregelen

De maatregelen maaien en afvoeren, uitmijnen van P-rijke landbouwgrond en het saneren van de bovengrond (afgraven) zijn erop gericht om de nutriëntenvoorraad in de bovengrond te reduceren. Het gaat vooral om fosfaat. Het meest rigoureuus is het afgraven van de bovengrond. Dit is alleen relevant bij een wijziging van de bestemming (bijvoorbeeld naar natuur).

Bij maaien en afvoeren (onbemest gewas) en bij gericht uitmijnen (gewas bemesten, maar niet met P) wordt een gewas geteeld om fosfaat aan de bodem te onttrekken. Uit potproeven met gras en uit laboratoriumexperimenten blijkt dat dit een effectieve maatregel kan zijn (Koopmans, 2004). Dit onderzoek moet echter nog worden opgeschaald naar het veld. Toepassing van maaien en afvoeren en uitmijnen op hele landbouwpercelen betekent feitelijk het (tijdelijk) uit productie nemen ervan. Bij maaien en afvoeren of gericht uitmijnen is er nog sprake van een lagere productie met een lagere kwaliteit. Dit zou in het kader van een beheersregeling kunnen worden overwogen. Het fixeren van fosfaat met ijzer- en aluminiumhydroxiden werd door Chardon *et al.* (1996) afgeschreven op grond van onzekere werking in de toekomst, bezwaren tegen het toedienen van chemicaliën aan de bodem en hoge kosten (€ 3000-8000 per ha).

Uit recent onderzoek van Alterra gericht op zware metalen blijkt dat ook het toedienen van het afvalproduct (metallisch) ijzerpoeder het fosfaatgehalte in het bodemvocht kan reduceren (Muijs, 2002). De effectiviteit voor het reduceren van fosfaatsuitlekking zou nader moeten worden onderzocht.

Voor al deze maatregelen geldt dat combinatie met bufferstroken voor de hand ligt om het areaal en de kosten te beperken (zie buffers).

Maatregelen op gebied van het waterbeheer

□ Morfologische maatregelen

Ook in andere eutrofiëringsevoelige oppervlaktewateren dan meren zijn maatregelen denkbaar om nadelige effecten te verminderen.

Zo is te verwachten dat hermeandering en andere morfologische ingrepen in beken een gunstig effect hebben op de ecologische kwaliteit. De enquête onder de waterbeheerders heeft echter geen bruikbare informatie hierover opgeleverd.

□ Hydrologische maatregelen

Deze maatregelen zijn erop gericht om de oppervlakkige afvoer (incl. afspoeling) te reduceren en het neerslagoverschot via diepere stroombanen naar de ontwateringsmiddelen te leiden. Hierdoor neemt de verblijftijd van het water en de nutriënten toe, waardoor een groter deel van het fosfaat wordt vastgelegd in de diepere ondergrond en een groter deel van de stikstof kan denitrificeren.

De effectiviteit van de maatregelen neemt in principe toe in de volgorde: dempen van sloten, opheffen van drainage, dichten of blokkeren van greppels. De effectiviteit is echter sterk afhankelijk van de werking van het hydrologische systeem ter plaatse en van het fosfaatprofiel in de bodem. Het dempen van sloten kan bijvoorbeeld leiden tot afvoer via diepere stroombanen, maar ook tot meer oppervlakkige afvoer.

Op basis van de gegevens van het studiegebied rond Weerselo (Overijssel) mag een effectiviteit in de orde van tientallen procenten worden verwacht (Oosterom en Groenendijk, 2004). Dit is echter een zandgebied met een relatief ondiep voorkomende ondoorlatende ondergrond en dus niet representatief voor heel Nederland.

Bij maatregelen in het waterkwantiteitsbeheer moet naast de directe eenmalige kosten van de maatregel rekening gehouden worden met de opbrengstdervingen door vernatting van landbouwpercelen, met name in het voorjaar. Effectiviteit en kosten van de maatregelen worden bepaald door de samenhang tussen hydrologische systeemkenmerken, bodemgesteldheid en het landbouwproductiesysteem. Deze samenhang is veelal complex en kosten en effectiviteit hangen dus sterk af van lokale omstandigheden.

Waarschijnlijk is het meest effectief een mix van maatregelen die zich deels richten op een reductie van de nutriëntenstromen naar het oppervlaktewater en deels op een verbetering van de ecologische kwaliteit zelf. Hoe die mix eruit moet zien, hangt sterk af van de lokale condities.

Conclusie

- Er wordt veel over aanvullende maatregelen geschreven, maar ze worden weinig uitgetoet;
 - Er is alleen ervaring met maatregelen om de eutrofiëring in meren en plassen tegen te gaan. Voor andere watertypen is geen ervaring;
 - Als er al een concrete toepassing is, blijkt dat de effecten vaak niet of weinig systematisch worden gemeten;
 - Het blijkt moeilijk te achterhalen wat de kosten van maatregelen zijn. Hier is ook bij de monitoring en evaluatie van maatregelen niet altijd aandacht voor;

- Er zijn wel modelstudies gedaan, maar daarin is weinig aandacht voor kostenaspecten. Als die aandacht er al is, is deze vaak weinig systematisch (bijvoorbeeld wel voor aanleg, niet voor productieverlies in de landbouw);
- Voor een succesvolle implementatie van effectgerichte (altijd gebiedsgerichte) maatregelen zijn ook andere aspecten dan alleen kennis van kosten en effecten van maatregelen van belang. Dit zijn met name de financiering, het draagvlak en de afstemming tussen de verschillende bestuursniveaus;
- Er is meer regie nodig teneinde tot een meer systematische benadering van het onderzoek op dit gebied te komen.

7. Nevengevolgen van de Meststoffenwet en flankerend beleid

7.1 Bodemvruchtbaarheid

7.1.1 Effect op het organische stofgehalte van de bodem

In deze paragraaf wordt nagegaan of het gevoerde mestbeleid sinds 1995 nevengevolgen voor de organische stofgehalten van landbouwgronden heeft gehad.

Er bestaan grote verschillen tussen bodems wat betreft de gehalten aan organische stof, de samenstelling van de organische stof en de afbreekbaarheid van organische stof. Deze grote spreiding komt duidelijk naar voren uit de gegevens van de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (zie Figuur 1 in Velthof *red.*, 2004) en uit analyses van de zand- en lössgronden van Sturen op Nitraat (Tabel 7.1). Ook de studie van Wadman en De Haan (1997) laat grote verschillen zien in afbraak van organische stof in landbouwgronden. Deze verschillen worden veroorzaakt door grondsoort, gewas, bemestingshistorie, grondbewerking, hydrologie en klimaat. De gehalten aan organische stof zijn veel hoger in veengronden dan in minerale gronden, maar ook tussen de minerale gronden bestaan grote verschillen. Dalgronden (afgegraven hoogveengronden) en esgronden (gronden waaraan vroeger veel organische stof is toegediend) bevatten veel organische stof, terwijl duinzand weinig organische stof bevat. De hoge organische stofgehalten van bouwland in Tabel 7.1 hebben betrekking op esgronden en dalgronden.

Tabel 7.1 Organische C- en N-gehalten, C-N/verhouding en potentiële denitrificatie¹ (gemiddelde \pm standaardafwijking) in grasland (0-10 cm), bouwland (0-25 cm) en maïsland (0-25 cm) in zand- en lössgronden in Sturen op Nitraat (Velthof, 2003).

	Grasland	Maïsland	Bouwland
C, g kg ⁻¹	28,7 \pm 11,3	23,1 \pm 11,9	35,2 \pm 21,0
N, g kg ⁻¹	1,8 \pm 0,7	1,4 \pm 0,7	1,7 \pm 0,9
C-N verhouding	16,8 \pm 2,8	17,4 \pm 4,5	20,4 \pm 4,6
Potentiële denitrificatie ¹ (als N)	7,9 \pm 10,8	3,2 \pm 1,8	3,4 \pm 1,7

¹De potentiële denitrificatie in mg stikstof per kg grond per dag, is een maat voor de afbreekbaarheid van organische stof. Naarmate de potentiële denitrificatie hoger is, is de organische stof beter afbreekbaar.

Bij de effecten van gewassen op het gehalte aan organische stof in bodems is er een duidelijk onderscheid te maken tussen grasland en bouwland. In grasland accumuleert organische stof, zelfs als er alleen kunstmest wordt toegediend. Afgestorven wortels en gewasresten zijn een belangrijke bron van organische stof in grasland (Kuikman, 1996; Velthof en Oenema, 2001). Het scheuren van grasland leidt tot afbraak van de organische stof. In Nederland worden de meeste graslanden af en toe gescheurd in het kader van wisselbouw of graslandvernieuwing. Op zandgrond gemiddeld één keer per 5 jaar; op kleigrond één keer per 10 jaar en op veengrond één keer per 30 jaar (Aarts *et al.*, 2002). Dit betekent dat er geen voortschrijdende accumulatie van organische stof optreedt in de meeste graslanden in Nederland.

In bouwland leidt de herhaalde grondbewerking tot afbraak van organische stof. Ook het gewas kan een groot effect hebben op het organische stof gehalte; bijvoorbeeld na de teelt van granen blijft veel meer effectieve organische stof achter dan na teelt van aardappelen (Velthof *et al.*, 1998). In bouwland zal het organische stof gehalte iets fluctueren maar over een langere periode (5–10 jaar) zal het organische stof gehalte bij gelijkblijvend management min of meer stabiel

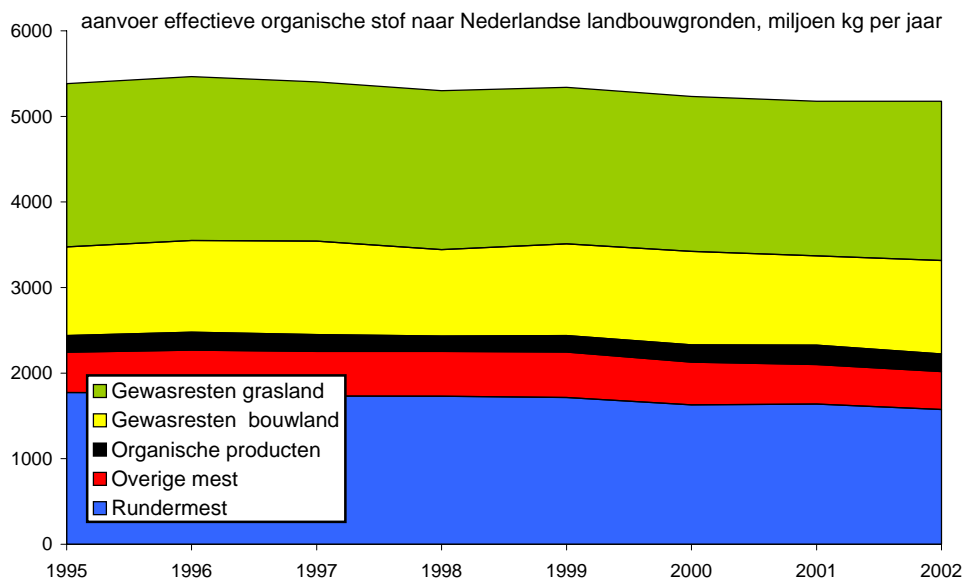
zijn. Veranderingen in het gehalte aan organische stof in bouwland kunnen optreden bij veranderingen in opbrengst (hoeveelheid gewasresten), veranderingen in hoeveelheid en soort bemesting (gebruik van mest of compost), het telen van groenbemesters, management van gewasresten (bijvoorbeeld stro afvoeren) en/of wijzigingen in grondbewerking.

Aanvoer van organische stof

De totale aanvoer van effectieve organische stof ⁷ vindt plaats via:

- dierlijke mest;
- overige organische producten zoals GFT-compost en champost;
- gewasresten van bouwland en grasland.

De totale aanvoer van effectieve organische stof bedraagt ongeveer 5200 miljoen kg per jaar (Figuur 7.1). Sinds 1995 is de gemiddelde aanvoer van effectieve organische stof naar Nederlandse landbouwgronden met enkele procenten gedaald, met name door de daling van de aanvoer via rundermest. Er moet bij deze benadering worden benadrukt dat het om nationale berekeningen gaat waarbij een groot aantal aannames zijn gemaakt waarvan wordt verondersteld dat deze voor heel Nederland gelden. Dit betekent dat er tussen individuele percelen wel grote verschillen in aanvoer van effectieve organische kunnen bestaan.



Figuur 7.1 Totale aanvoer van effectieve organische stof naar cultuurgrond in Nederland (Velthof ed., 2004).

Het mestbeleid gaat veranderen en dit kan resulteren in veranderingen in de aanvoer van organische stof. Deze ontwikkelingen zijn afhankelijk van de wijze waarop het mestbeleid wordt ingevuld, maar factoren als de hoogte van de gebruiksnormen voor stikstof en fosfaat, afzet van rundermest naar de akkerbouw, grootte dierstapel en verandering in rantsoenen, mestverwerking en grondgebruik kunnen belangrijk zijn.

⁷ Effectieve organische stof is de organische stof die één jaar na toediening aan de bodem nog niet is afgebroken en is een maat voor de relatief stabiele organische stof die in een product aanwezig is. In Velthof (2004) is in aanhangsel 1-4 aangegeven hoe dit wordt bepaald.

Ontwikkelingen per sector

De hierboven beschreven ontwikkeling geeft aan dat in de periode 1995-2002 de aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest naar landbouwgronden licht is gedaald, maar dat er via overige organische producten en via gewasresten geen duidelijke veranderingen zijn opgetreden. Op nationaal niveau heeft MINAS dus niet tot een duidelijke verandering in de aanvoer van effectieve organische stof geleid, maar dit sluit niet uit dat er percelen/sectoren zijn waarin dit wel is opgetreden. Uit de Nitraatprojecten Praktijkcijfers en Telen met Toekomst blijkt dat in bepaalde teelten maatregelen zijn genomen om de aanvoer van organische stof op peil te houden. Het betreft hierbij:

- de bollenteelt, onder andere op duinzand. Veel telers in het project Praktijkcijfers zijn overgestapt van dierlijke mest naar producten die niet onder MINAS vallen zoals natuurcompost of zwarte aarde om organische stof. Bij hyacint wordt veel stalment aangevoerd. Effecten van compostgebruik op de opbrengst van hyacint zijn nog niet duidelijk.
- de intensieve vollegrondsgroententeelt. Bij een deel van deze telers is de aanvoer van organische stof een punt van zorg. Ook bij deze teelten wordt in toenemende mate MINAS-vrije composten gebruikt, maar dit gaat vaak wel gepaard met hogere kosten. Een deel van de telers in Praktijkcijfers hebben dierlijke mest vervangen door GFT-compost en champost, producten die meer effectieve organische stof bevatten dan mest.
- de boomteelt. In deze teelt is organische mest deels vervangen door MINAS-vrije mestsoorten als paardenmest en zwarte aarde.

In de akkerbouw heeft MINAS niet geleid tot een duidelijke verandering in de aanvoer van gewasresten en dierlijke mest.

De verminderde aanvoer van rundermest zal met name op gras- en maïsland van melkveebedrijven hebben plaatsgevonden. In de relatief jonge graslanden in Nederland treedt altijd accumulatie op van organische stof, ook indien alleen met kunstmest wordt bemest. Een belangrijk deel van deze organische stof is afkomstig van gewasresten (wortels en stoppels van grasland). Een verminderde aanvoer van rundermest naar grasland zal niet hebben geleid tot verlaging van het gehalte aan organische stof, maar eerder tot een mindere snelle ophoping van organische stof in grasland. Op maïsland op lichte zandgronden die vroeger zwaar bemest zijn met organische mest mag niet worden uitgesloten dat een verminderde aanvoer van dierlijke mest leidt tot een daling van het gehalte aan organische stof. Dit kan nadelige effecten hebben op de vochtvoorziening, maar dit kan er ook toe leiden dat in deze gronden minder stikstofmineralisatie optreedt (Schröder en Van Keulen, 1997).

Conclusie

Er zijn grote verschillen tussen landbouwgronden in het gehalte aan organische stof en de samenstelling en afbreekbaarheid van deze organische stof. Op basis van berekeningen op nationaal niveau blijkt dat de aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest, overige organische producten en gewasresten in de periode 1995-2002 slechts met enkele procenten is gedaald. Met name de aanvoer van organische stof via rundermest is gedaald. Er zijn echter geen aanwijzingen dat het mestbeleid (i.c. MINAS) een groot effect heeft gehad op de organische stofgehalten in de bodem.

7.1.2 Fosfaat

De vraag is of het gevoerde mestbeleid (i.c. MINAS) heeft geleid tot een daling van de fosfaatgehalten en heeft geleid tot een te lage fosfaattoestand van de landbouwgronden in Nederland. Een dergelijk effect is echter niet te verwachten.

Argumenten hiervoor zijn (i) de fosfaattoestand van veel landbouwgronden is momenteel ruim voldoende tot hoog (zie paragraaf 4.1.1) en (ii) de geldende MINAS-normen laten een fosfaatoverschot toe. Vanaf 1998 tot heden (2004) is de verliesnorm van 40 kg/ha gedaald naar 25/30 kg/ha. Bovendien is in MINAS de forfaitaire afvoer in de akker- en tuinbouw zeker 20-25 kg/ha hoger dan de afvoer die in werkelijkheid gerealiseerd wordt. Daarbij komt nog dat kunstmest-P (landelijk gemiddeld gebruik is 25 kg/ha) buiten de mineralenaangifte is gehouden.

Wat het mogelijke effect van een echt stringent mineralengebruik zou zijn, kan worden geïllustreerd aan het proefbedrijf De Marke. Hier is het fosfaatoverschot sinds 1992 gemiddeld circa 1 kg/ha (Corré *et al.*, 2004).

□ Beschikbaar fosfaat (Pw)

Het Pw-getal is een maat voor in water oplosbaar fosfaat en is dus een indicator voor het voor de plant beschikbare fosfaat. Het Pw-getal op De Marke vertoonde in het begin een afname en later een stabilisatie. De daling heeft voornamelijk plaats gevonden in de percelen met hoge waarden. In 1990 hadden alle percelen tenminste de waardering 'voldoende'. Dat is nog steeds het geval, hoewel het aantal percelen met de waardering 'voldoende' nu wel aanzienlijk groter is en het aantal percelen met de waardering 'hoog' duidelijk afgenomen is.

Op grond van de literatuur werd stabilisatie pas na een veel langduriger periode van langzame afname verwacht. Pas op lange termijn kan blijken of het huidige niveau van stabilisatie gehandhaafd blijft.

□ Totaal fosfaat

Het fosfaatgehalte, aangeduid als P-totaal, een maat voor de totale hoeveelheid aanwezig fosfaat en een indicator voor de beschikbaarheid op lange termijn, toont over de hele periode een dalende trend. Ook deze daling vond weer voornamelijk plaats op de rijkere percelen. In de armere percelen heeft wel een daling plaatsgevonden, maar hier zijn de waarden sinds ongeveer 1997 stabiel. De daling van het totaal fosfaatgehalte wordt toegeschreven aan onderploegen. Bij ploegen kan niet helemaal voorkomen worden dat een klein deel van de vruchtbare bouwvoor naar beneden wordt verplaatst en dat een deel van de P-arme ondergrond in de bouwvoor terecht komt.

De resultaten van een veldexperiment naar de ontwikkeling van de bodemvruchtbaarheid bij nulbemesting op een perceel met hoge P-toestand, zoals het bemestingsadvies luidt, is beschreven in paragraaf 5.1.1.

Conclusie

Het mestbeleid zoals dat de afgelopen jaren is gevoerd heeft niet geleid tot een vermindering van de bodemvruchtbaarheid wat betreft fosfaat. Dit komt omdat de normering volgens MINAS een, zij het in de tijd afnemend, overschot aan fosfaat toestaat, ongeacht de bodemvruchtbaarheidssituatie van de grond. Daar komt nog bij dat de aanvoer van fosfaatkunstmest buiten de regelgeving is gelaten en de fosfaatafvoer via het geogste gewas bij bouwland binnen MINAS hoger mag worden ingerekend dan in werkelijkheid het geval is. Experimenten met werkelijke evenwichtsbemesting (overschot circa 1 kg/ha) laten zien dat de fosfaattoestand na een aanvankelijke daling relatief snel blijkt te stabiliseren.

7.2 Emissie van zware metalen, ammoniak en lachgas

7.2.1 Zware metalen

Voor landbouwgronden vormt bemesting (al dan niet via veevoer) de de belangrijkste aanvoer van zware metalen. Circa 80-95 % is afkomstig van landbouwbronnen (m.n. dierlijke mest en kunstmest) en circa 5-10% door andere bronnen (vnl. depositie).

Tabel 7.2 geeft de ontwikkeling sinds 1990 van de aanvoer (bruto en netto na aftrek van de gewasafvoer) voor koper, zink en cadmium. De netto belasting van de bodem is ten opzichte van 1990 afgenomen met 49% (koper), 39% (zink) en 67% (cadmium) maar nog niet beëindigd. Voor alle elementen is dierlijke mest de belangrijkste aanvoerpost.

Tabel 7.2 Koper, zink en cadmiumbalans van Nederlandse landbouwgronden in de periode 1990-2002 ¹ (CBS, 2004). Hoeveelheden in ton.

Koper (Cu)	1990	1995	2000	2001	2002	reductie
Aanvoer via						
Dierlijke mest	750	700	700	450	450	40%
Kunstmest	120	50	50	50	40	67%
Depositie	50	20	20	20	20	60%
Overige bronnen ²	50	30	10	15	15	70%
Bruto belasting	970	800	780	535	525	46%
Gewasafvoer	130	110	100	105	100	23%
Netto belasting	840	690	680	430	425	49%

Zink (Zn)	1990	1995	2000	2001	2002	reductie
Aanvoer via						
Dierlijke mest	1750	2000	1900	1300	1300	26%
Kunstmest	140	60	60	50	50	64%
Depositie	180	100	70	70	80	56%
Overige bronnen ²	200	100	140	160	110	45%
Bruto belasting	2270	2260	2170	1580	1540	32%
Gewasafvoer	690	720	570	570	580	16%
Netto belasting	1580	1540	1600	1010	960	39%

Cadmium (Cd)	1990	1995	2000	2001	2002	reductie
Aanvoer via						
Dierlijke mest	4	3	3	3	3	25%
Kunstmest	4	2	2	1	1	75%
Depositie	1	1	1	1	1	0%
Overige bronnen ²	0	0	0	0	0	0%
Bruto belasting	9	6	6	5	5	44%
Gewasafvoer	3	3	3	3	3	0%
Netto belasting	6	3	3	2	2	67%

1) Met ingang van 2001 zijn de cijfers gebaseerd op basis van nieuwe berekeningsmethode voor dierlijke mest (Bron: Delahaye *et al.*, 2003)

2) Zuiveringsslib, overige organische meststoffen en bestrijdingsmiddelen. Vanaf 2001 inclusief aanvoer door de jacht (alleen bij zink).

In de jaren 80 en 90 zijn diverse rapporten verschenen waarin gewezen werd op de weliswaar langzame maar gestage ophoping van zware metalen. Zo heeft het toenmalige IKC-Landbouw in

1997 gerapporteerd over de gehalten aan zware metalen in meststoffen en over metalen-balansen van landbouwgronden (Westhoek *et al.*, 1997).

Beleid

Voor de meststoffen compost, zwarte grond en slib zijn al in 1992 grenzen gesteld aan de gehalten zware metalen daarin en aan het gebruik van deze meststoffen (Besluit overige organische meststoffen BOOM). Naar aanleiding van de hierboven genoemde IKC rapportage zijn in 1997 een viertal beleidsmaatregelen aangekondigd die betrekking hadden op contaminanten (metalen en organische microverontreinigingen) in meststoffen in bredere zin dus ook via kunstmest en dierlijke mest (LNV, 1997). Doel hiervan is om op termijn een evenwicht te bereiken tussen de aanvoer van metalen via meststoffen en de afvoer via het gewas. Uit Tabel 7.2 blijkt dat dit evenwicht ook in 2002 nog niet gerealiseerd is.

De in 1997 geformuleerde maatregelen waren:

1. Afsluiten van een convenant met de veevoederindustrie;
2. Afsluiten van een convenant met de kunstmestindustrie;
3. Invoering van een milieutoets meststoffenwet (toelating meststoffen);
4. Ontwikkelen van een voorlichtingsinstrument.

Voor de Evaluatie Meststoffenwet 2004 heeft het Nutriënten Management Instituut (NMI) onderzoek gedaan naar de stand van zaken en het resultaat van de vier bovengenoemde beleidsvoornemens ten aanzien van zware metalen in mest (Van der Weijden en Molenaar, 2004).

Hiertoe is informatie verzameld en zijn gesprekken gevoerd met een aantal deskundigen. Dit heeft geleid tot de volgende bevindingen.

Convenant met de veevoederindustrie

- Het convenant is nooit ondertekend maar per 1-7-2000 overgenomen in de GMP regeling. Daarmee is de afspraak bindend voor elke mengvoerfabrikant die werkt met een GMP-erkenning (GMP = Good Manufacturing Practise).
- Per 26 januari 2004 gelden de maximumgehalten zoals vastgesteld in de Verordening 1334/2004/EG van de Europese Unie.
- Het bestuur van het Productschap Diervoeder heeft in verband hiermee besloten geen maximumgehalten voor koper en zink in de GMP-regeling op te nemen.
- Diervoeders worden door de Keurings Dienst voor Diervoeders (KDD) éénmaal in de vijf jaar geanalyseerd op zware metalen waaronder koper en zink. Van de andere jaren heeft het Productschap niet of nauwelijks gegevens. Ook wordt niet gemonitord of er op bedrijfsniveau koper, zink of cadmium wordt bijgevoerd. Uit recent onderzoek (Kool en Koskamp, 2003 en Boer en Hin, 2003) blijkt dat in de melkveehouderij in toenemende mate mineralenmengsels (koper en zink) worden toegediend.
- Er zijn aanwijzingen dat de toediening van koper en zink aan mengvoeders voor pluimvee- en varkensvoeders is afgenomen. Doordat de veevoederstroom beperkt en onvolledig wordt gemonitord is het onzeker of hiermee de doelstelling van het convenant – een verlaging van de input aan koper, zink en cadmium uit veevoeder – is gerealiseerd.

Convenant met de kunstmestindustrie

- Het convenant is nooit in werking getreden omdat andere onderwerpen meer aandacht vereisten en de cadmiumvracht die met fosfaatkunstmest op landbouwgronden terecht kwam verder afnam door een afname van het kunstmestverbruik;
- Het voortraject van het convenant heeft bewustwording bij de producenten tot stand gebracht waardoor het gehalte aan cadmium in fosfaatkunstmest verder is gedaald (toepassing van cadmium-arme grondstoffen), maar de grootste resultaten zijn geboekt door een afname van het gebruik van fosfaatkunstmest in Nederland;
- De vereniging van kunstmestproducenten monitort het cadmiumgehalte van de op de Nederlandse markt gebrachte fosfaatmeststoffen (rapporteert het gewogen gemiddelde).
- Volgens informatie van de zijde van de Minerale Meststoffen Federatie (MMF) en de Vereniging van Kunstmest Producenten (VKP) is de doelstelling van het convenant – een stand-still-situatie voor de input van cadmium uit fosfaatkunstmest – gehaald.
- De ontwerp EU-regeling betreffende cadmium in kunstmest maakt het convenant overbodig;
- De Europese federatie van kunstmestproducenten (EFMA) vindt de regeling onevenredig zwaar voor de kunstmestindustrie en heeft hiertegen bezwaar aangetekend. Daarbij is een maximum cadmiumgehalte van 60 mg per kg P₂O₅ voorgesteld, dat in 2008 zou moeten ingaan.

Invoering van een milieutoets Meststoffenwet

- De juridische verankering van de milieutoets in de Meststoffenwet 1986 is door calamiteiten (varkenspest, MKZ en MPA) vertraagd. De milieutoets wordt al wel toegepast;
- Een wettelijke inbedding staat op het programma van Juridische Zaken (LNV) voor 2004;
- De vorm van de milieutoets zal waarschijnlijk niet gaan afwijken van de huidige;
- Het doel van de milieutoets – de meest vervuilde meststoffen niet meer toelaten – wordt bereikt;
- De eisen die de milieutoets stelt aan meststoffen zijn in sommige gevallen hoger dan die aan dierlijke mest worden gesteld (co-vergiftiging varkens- en pluimveemest). Dit leidt tot knelpunten bij het verkrijgen van een ontheffing;
- Mede door de hoge metaalgehalten in dierlijke mest is er nog geen evenwicht op de zware-metalenbalans van landbouwgronden.

Voorlichting

- Er is een voorlichtingsinstrument ontwikkeld en er is een aanvang gemaakt met een communicatieproject om dit ‘managementinstrument zware metalen’ onder de aandacht van agrariërs te brengen.
- Er bleek in de praktijk echter weinig interesse te zijn voor informatie over zware metalen in meststoffen. Dit gebrek aan draagvlak heeft verschillende oorzaken:
 - calamiteiten (mkz, vogelpest, varkenspest) waren veel urgenter;
 - agrariërs worden overspoeld met informatie en nieuwe regelgeving (bijvoorbeeld MINAS);
 - de vrijwilligheid (geen wettelijke en/of financiële prikkels) waarop in het kader van de voorlichting over zware metalen een beroep wordt gedaan, biedt onvoldoende stimulans tot interesse en/of actie op dit gebied;
 - men is er onvoldoende van overtuigd dat er een overschot aan zware metalen in de bodem is en dat een probleem (voor bijvoorbeeld productkwaliteit) vormt;
 - men is onvoldoende overtuigd van de inspanningen van andere doelgroepen (onder andere convenanten met kunstmest- en veevoederindustrie);
 - agrariërs die al wel rekening zouden willen houden met zware metalen in meststoffen beschikken over onvoldoende specifieke en actuele informatie over de gehalten in de door

hen gebruikte meststoffen: het zou de voorlichting ten goede komen als er monitoring en labelling van meststoffen voor zware metalen zou plaatsvinden;

- Zware metalen blijken als thema weliswaar belangrijk, maar niet als urgent beschouwd te worden: mogelijk maken wetgeving vanuit de EU (Kaderrichtlijn water, grondwaterrichtlijn) in de toekomst de zware-metalenproblematiek wel voldoende urgent;
- Zware metalen zouden in voorlichting niet als apart thema beschouwd moeten worden; er dient inbedding plaats te vinden binnen bredere maatregelenpakketten, die ook gericht zijn op andere thema's.

Geconcludeerd kan worden dat het aanbeveling verdient de mineralenstromen naar de bodem via dierlijke mest beter in kaart te brengen.

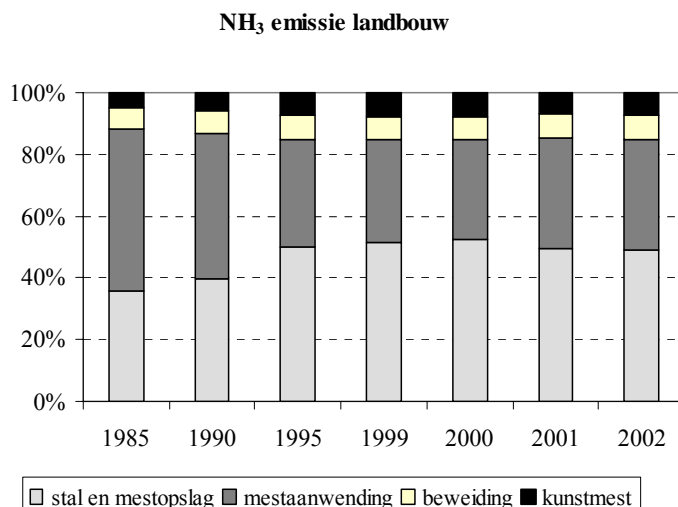
7.2.2 Ammoniak

De emissie van ammoniak naar de lucht in 2002 is ten opzichte van 1995 met 56 mln kg afgenomen, een reductie van 31%. Ten opzichte van 1985 is de afname 49% (Tabel 7.3).

Tabel 7.3 Ammoniakemissie uit agrarische bronnen in mln kg (bron: CBS en RIVM, 2004)

Emissiebron:	1985	1990	1995	1999	2000	2001	2002	reductie in 2002 t.o.v. 1995
Stal en opslag	86	89	89	79	73	64	61	31%
Mesttoediening	125	105	62	51	45	46	44	29%
Beweiding	16	16	14	11	10	10	10	29%
<i>Dierlijke mest totaal</i>	<i>226</i>	<i>210</i>	<i>166</i>	<i>141</i>	<i>128</i>	<i>120</i>	<i>114</i>	<i>31%</i>
Kunstmest	12	13	13	12	11	9	9	31%
<i>Totale emissie</i>	<i>239</i>	<i>223</i>	<i>179</i>	<i>153</i>	<i>139</i>	<i>129</i>	<i>123</i>	<i>31%</i>

In 2002 was de emissie uit stallen en mestopslagen het grootst (49%) gevolgd door de emissie tijdens/na mesttoediening (35%). Emissie door beweiding en door kunstmest zijn respectievelijk 8% en 7% (Figuur 7.2). Opgemerkt zij dat de emissie als gevolg van mesttoediening onderschat kan zijn. Dit hangt samen met de discussie over de oorzaken van het ammoniakgat (RIVM, 2004b).



Figuur 7.2 Verdeling van de ammoniakemissies uit de landbouw in procent (CBS en RIVM, 2004)

7.2.3 Lachgas

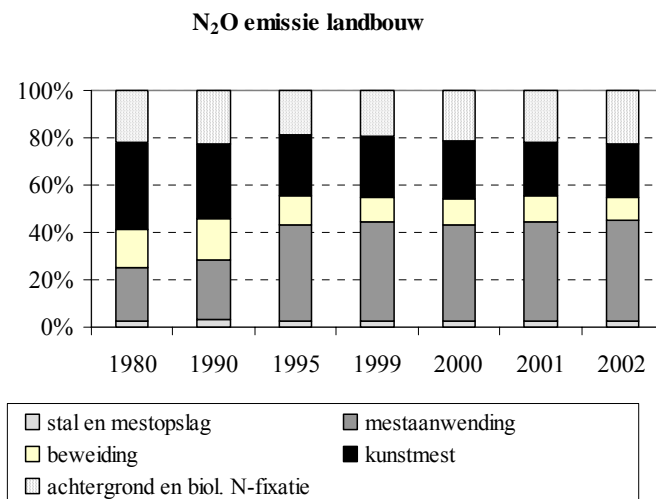
Lachgas (N_2O) is een broeikasgas en komt als nevenproduct vrij bij de nitrificatie van ammoniumstikstof en bij de denitrificatie van nitraatstikstof. Berekeningen geven aan dat de emissie na 1990 is toegenomen door het onderwerken van dierlijke mest (NH_3 -emissiearme toediening). Pas na 1995 neemt deze emissie weer af (Tabel 7.4).

In tegenstelling tot ammoniak is er bij lachgas een bijdrage die gekarakteriseerd wordt als achtergrondemissie uit de bodem. Daarbij wordt ook een emissie meegenomen die het gevolg is van biologische stikstofbinding.

Tabel 7.4 Lachgasemissie uit agrarische bronnen in mln kg (bron: CBS en RIVM, 2004)

Emissiebron:	1980	1990	1995	1999	2000	2001	2002	reductie in 2002 t.o.v. 1995
Stal en opslag	0,6	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6	14%
Mesttoediening	5	5,6	10,9	10,5	9,5	9,5	9,1	17%
Beweiding	3,6	3,8	3,4	2,7	2,5	2,5	2	41%
Dierlijke mest totaal	9,2	10,1	15	13,9	12,6	12,6	11,7	22%
Kunstmest	8,2	7	6,8	6,5	5,7	5	4,8	29%
Achtergrond en biol. N-fixatie	4,9	4,9	5,1	4,8	4,9	5	4,9	4%
Totale emissie	22,3	22	26,9	25,2	23,2	22,6	21,4	20%

De verdeling van de verschillende emissiebronnen wijkt eveneens af van die van ammoniak. In 2002 is de verdeling over de bronnen als volgt: 43% van de emissie is gerelateerd aan de aanwending van dierlijke mest. De bijdrage van kunstmest en de achtergrondemissie is resp. 22% en 23%. Beweiding met 9% en emissies uit stal en mestopslag (3%) zijn het laagst (Figuur 7.3).



Figuur 7.3 Verdeling van de lachgasemissies uit de landbouw in procent (CBS en RIVM, 2004)

7.2.4 Bijdrage van het mestbeleid

Om de bijdrage van het mestbeleid vanaf de invoering van MINAS per 1998 aan de emissies vast te stellen is de ontwikkeling in de periode 1997 tot en met 2002 beschouwd (Tabel 7.5). De bijdrage van het mestbeleid bestaat uit de effecten van de mestregelgeving aangevuld met maatregelen die tot het flankerend beleid behoren (opkoop en afroming van dierrechten en mestproductierechten). In hoofdstuk 7 van 'Mineralen beter geregeld' (RIVM, 2004a) is aangegeven dat de emissie naar de bodem van fosfaat voor 82%, en stikstof volledig toe te rekenen is aan het mestbeleid.

Berekend is voorts dat de emissie naar de bodem van de metalen koper en zink (cadmium te onzeker) voor circa 25% toe te schrijven is aan het mestbeleid. Voor de emissie naar de lucht van ammoniak geldt nagenoeg eenzelfde percentage (23%).

De overige 75% is het gevolg van andere maatregelen o.a. lagere metaalgehalten in veevoer (Convenant) en maatregelen om de ammoniakemissie terug te dringen. Daarnaast spelen ook autonome ontwikkelingen een rol zoals de efficiency verbeteringen bij de dierlijke en plantaardige productie.

Bij de emissie van lachgas naar de lucht is 60% van de afname gevolg van het mestbeleid. Dit is direct te relateren aan de vermindering van de stikstofgift naar landbouwgronden.

De berekeningsmethode is beschreven in Van Eerdt *et al.* (in voorbereiding)

Tabel 7.5 Reductie van emissies in de periode 1997-2002 en bijdrage van Meststoffenwet en flankerend beleid (Van Eerdt et al., in voorbereiding).

	eenheid	1997	2002	Afname totaal	Bijdrage mestbeleid aan afname	Bijdrage mestbeleid aan afname (%)
naar bodem:						
-koper	ton	680	405	275	70	25%
-zink	ton	1660	880	780	210	27%
naar lucht:						
-ammoniak	mln kg	175	123	52	12	23%
-lachgas	mln kg	26	21	5	3	60%

Literatuur

Aarts, H.F.M., D.W. Bussink, I.E. Hoving, H.G. van der Meer, R.L.M. Schils en G.L. Velthof (2002) Milieutechnische en landbouwkundige effecten van graslandvernieuwing : een verkenning aan de hand van praktijksituaties. Plant Research International, Rapport 41A, Wageningen.

Berge ten, H.F.M. en M.J.D. Hack-ten Broecke (2004). Eindrapportage van de milieuresultaten behaald in de Nitraatprojecten (1999-2003). Deel I Synthese en conclusies; Deel II. Resultaten per project. Plant Research International, Rapport 75 A en 75B, Wageningen.

Boer, M. en K. Hin (2003). Zware metalen in de melkveehouderij. Resultaten en aanbevelingen vanuit het project 'Koeien en Kansen'. Rapport nr 16, CLM, Utrecht.

Boumans, L.J.M., C.R. Meinardi en G.J.W. Krajenbrink (1989). Nitraatgehalten en kwaliteit van het grondwater onder grasland in de zandgebieden. RIVM rapport 728472013, Bilthoven.

Breeuwsma, A., Reijerink, J.G.A., en O.F. Schoumans (1990). Fosfaatverzadigde gronden in het Oostelijk, Centraal en Zuidelijk Zandgebied. Staring Centrum, Rapport no. 68, Wageningen.

Broers, H.P., J. Griffioen, W.J. Willems & B. Fraters (2004). Naar een andere toetsdiepte voor nitraat in grondwater; achtergrond document voor de evaluatie Meststoffenwet 2004. TNO-rapport. TNO, Utrecht.

CBS en RIVM (2004). Milieucompendium 2004. Voorburg/Bilthoven.

Chardon, W.J., O. Oenema, O.F. Schoumans, P.C.M. Boers, B. Fraters en Y.C.W.M. Geelen (1996). Verkenning van de mogelijkheden voor beheer en herstel van fosfaatlekkende landbouwgronden. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Deel 8, Wageningen

Corré, W.J., J. Verloop, G.J. Hilhorst en J. Oenema (2004). Bodemvruchtbaarheid op De Marke. Ontwikkelingen bij aangepast mineralenbeheer en gevolgen voor produktiviteit. De Marke Rapport 49. Plant Research International Rapport 84, Wageningen.

Dekker, P.H.M. en P.A.I. Ehlert (2003) Fosfaatoverschotten van bouwland op perceelsniveau. Informatieblad 44 uit de reeks informatiebladen van programma's 398-I, -II en -III.

Dekker, P.H.M., S. Radersma, J.R. van der Schoot en M. de Wolf (2003). Scenariostudie maatregelen voor de akkerbouw op lössgrond om met inzet van dierlijke mest aan MINAS- en nitraatnormen te voldoen. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving. PPO publicatie 318.

Delahaye, R., P.K.N. Fong, M.M. van Eerdt, K.W. van der Hoek en C.S.M. Olsthoorn (2003). Emissie van zeven zware metalen naar landbouwgrond. CBS, Voorburg/Heerlen.

Eerdt, M.M. van, G.J. van den Born en J. van Dam (2005). Milieukosten van de landbouw en de milieubaten van het mestbeleid sinds 1998. Achtergrondrapport bij de Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet 1998-2003. Milieu- en Natuurplanbureau rapport in voorber. Bilthoven.

Eck, G. van, red. (1995) Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Project verliesnormen, deelrapport 3. Min. LNV, VROM, V&W, Landbouwschap en centrale Landbouworganisaties.

EU (2000). Concept Handboek Kaderrichtlijn Water. Publicatie 2000/60/EG.

Fraters, B., M.M. van Eerd, D.W. de Hoop, P. Latour, C.S.M. Olsthoorn, O.C. Swertz, F. Verstraten en W.J. Willems (2000). Landbouwpraktijk en waterkwaliteit in Nederland. Achtergrondinformatie periode 1992-1997 voor de landenrapportage EU Nitraatrichtlijn. RIVM rapport 718201003, Bilthoven.

Fraters, B., P.H. Hotsma, V.T. Langenberg, T.C. van Leeuwen, A.P.A. Mol, C.S.M. Olsthoorn, C.G.J. Schotten en W.J. Willems (2004). Agricultural practice and water quality in the Netherlands in the 1992-2002 period; Background information for the EU Nitrate Directive Member States report. RIVM-report 500003002, Bilthoven.

Griffioen J., J. Notenboom, G. Schraa, R.J. Stuurman, H. Runhaar en G. van Wirdum (2003). Systeemgericht grondwaterbeheer. De Natuurwetenschappelijke werking van grondwatersystemen in relatie tot ecosystemen en grondwaterbeheer. Uitg. Stenfert Kroese.

Hendrix, W.P.A.M. en C.R. Meinardi (2004). Bronnen en bronbeken van Zuid Limburg. RIVM rapport 500003003. Bilthoven.

Kool, A. en G.J. Koskamp (2003). Zware metalen op De Marke. De Marke rapport nr 33. Uitgave CLM nr. 547-2003.

Koopmans, G.F (2004) Characterization, desorption, and mining of phosphorus in noncalcareous sandy soils. Proefschrift Wageningen Universiteit.

Kuikman, P.J. (1996) Quantification of carbon fluxes in grassland. Report / Global Change; no. 410-100-047, AB-DLO, Wageningen.

Liere, E. van & D.A. Jonkers red.(2002). Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. 2002,. RIVM rapport 703715005, Bilthoven.

LNV (1997). Zware metalen en meststoffen. Brief aan Tweede Kamer d.d. 28 maart 1997. Den Haag.

Muijs, B., J.E. Groenenberg, W. Hendriks, R. Aben en A. Verheggen (2002). Eindrapportage Noorderbos Tilburg. SKB rapport SV-005. SKB Gouda.

Noij I.G.A.M., en P.C.M. Boers (2004) Aanvullende maatregelen op het mestbeleid. Notitie t.b.v. de Evaluatie Meststoffenwet 2004. Alterra en RIZA.

Oosterom, H.P. en P. Groenendijk, 2004. Toetsing STONE 2.0 aan enkele stroomgebieden. Wageningen, Alterra-rapport 723.2.

OSPAR (2001a). The Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area: OSPAR EUC 01/2/1.

OSPAR (2001b). Current status of Elaborated Ecological Quality Objectives for the Greater North Sea with regard to Nutrients and Eutrophication Effects (EcoQOs-euro).OSPAR EUC/01/5/3-Rev.1.

OSPAR (2003a). Common Assessment Criteria, their Assessment Levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure.

OSPAR (2003b). OSPAR Integrated Report 2003 on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area Based Upon the First Application of the Comprehensive Procedure.

Plette, S., C. van Beek, C. van der Salm en R. Hendriks (2004). Mest en oppervlaktewater; een synthese van de 3 DOVE projecten ten behoeve van de evaluatie meststoffenwet 2004. RIZA werkrapport 2004.092x, Lelystad.

Portielje, R., J.W.J. van der Gaast, J.W.H. van der Kolk, O.F. Schoumans en P.C.M. Boers (2002). Nutriëntenconcentraties en -trends in kleine, landbouwbeïnvloede wateren, 1985-2000. RIZA rapport 2002.008, Lelystad.

Portielje, R., L. van Ballegooijen en A. Griffioen (2004). Eutrofiëring van landbouwbeïnvloede wateren en meren in Nederland - toestanden en trends. RIZA rapport 2004.009, RIZA, Lelystad.

Radersma, S. en P. de Willigen (2003). Vergelijking van nitraatconcentraties in grondwater onder löss en zand. Verband met stikstof-aanvoer, stikstof-afvoer en stikstof-transport. Rapport Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Wageningen.

Reijneveld, J.A., J. Verloop en G.J. Hilhorst (2003) Sanering van zandgrond met een hoge fosfaattoestand. Resultaten van een veldexperiment op proefbedrijf De Marke. PRI-Rapport 34. September 2003.

RIVM (2002) MINAS en Milieu, Balans en Verkennigen, RIVM rapport nr. 718201005. Bilthoven.

RIVM (2004a) Mineralen beter geregeld, Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet 1998-2003. RIVM, rapport nr. 500031001. Bilthoven.

RIVM (2004b) Milieubalans 2004. Kluwer, Alphen aan de Rijn.

Schoumans, O.F. (2004). Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Alterra rapport 730.4. Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., P.A.I. Ehlert en W.J. Chardon (2004a). Evaluatie van methoden voor de karakterisering van gronden die in aanmerking komen voor reparatiebemesting. Alterra rapport 730.3. Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., L. Renaud, H. Oosterom en P. Groenendijk (2004b). Lot van het fosfaatoverschot. Analyse van STONE-berekeningen die zijn uitgevoerd in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004. Alterra rapport 730.5. Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, L. Renaud, J. Roelsma, G.J. van der Born en R. van den Berg (2004c). Quick scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen. Alterra rapport 730.6, Alterra, Wageningen.

Schröder J.J. en W.J. Corré eds. (2000). Actualisering stikstof- en fosfaat-desk-studies. PRI rapport nr. 122. Wageningen.

Schröder J.J. en Van Keulen (1997) Modelling the residual N effect of slurry applied to maize land on dairy farms in the Netherlands. Netherlands Journal of Agricultural Science 45, 477-494.

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, 6-3-1990.

Velthof, G.L. (2004). Achtergronddocument bij enkele vragen van de Evaluatie Meststoffen Wet 2004. Alterra rapport 730.2. Alterra, Wageningen.

Velthof, G.L., P.J. van Erp en J.C.A. Steevens (1998) Stikstoflevering door groenbemesters en gewasresten. Noodzaak tot verfijning stikstofadvisering. Meststoffen 1997/98, p. 20-28.

Velthof, G.L. en O. Oenema (2001) Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen. Alterra Report 399, Alterra Wageningen.

Velthof, G.L., C.L. van Beek, S.L.G.E. Burgers, B. Fraters, P. Groenendijk, M.J.D. Hack-ten Broeke, H.P. Oosterom, O.F. Schoumans, F. de Vries, W.J. Willems en K.B. Zwart (2004). Denitrificatie in de zone tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in zandgronden. Alterra rapport 730.1. Alterra, Wageningen.

VenW (1999). De Regeringsbeslissing Vierde Nota Waterhuishouding (NW4). Den Haag: Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

VROM (1993) Nationaal Milieubeleidsplan 2. Tweede Kamer, vergaderjaar 1992-1993, 21 990, nrs. 1-2.

VROM (1995) Actieprogramma voor het gehele grondgebied van Nederland ter bereiking van de doelstellingen genoemd in artikel 1 van richtlijn 91/676/EEG inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen. Eerste actieprogramma, 18 december 1995.

VROM (1997). Integrale normstelling stoffen; milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordeningen en Milieu, VROM 97759/h/12-97.

VROM (1998a). Nationaal Milieubeleidsplan 3. Den Haag.

VROM (1998b): Reactie op de in gebreke stelling van Nederland d.d.29/9/98 door de EU Commissie: brief Ministers van LNV en van VROM van 7/12/98 aan EU-Commissaris Mevrouw Bjerregaard. Den Haag.

VROM (1999): Reactie op het met redenen omkleed advies d.d. 3/8/99 inzake de inbreukprocedure door de EU-commissie; brief Ministers LNV en VROM d.d. 29/11/99 aan de Commissaris Mevrouw Wallström, inclusief bijlagen. Den Haag.

VROM (2001). Nationaal Milieubeleidsplan 4. Den Haag.

Wadman W.P. en S. de Haan (1997) Decomposition of organic matter from 36 soils in a long-term pot experiment. *Plant and Soil* 189, 289-301.

Weijden, A.G.G. van der en S.W. Moolenaar (2004). Evaluatie Meststoffenwet 2004: Beleidsvoornemens zware metalen. Rapport 994.03. NMI, Wageningen.

Westhoek H.J., L. Beijer, W.J. Bruins, P.H. Hotsma, J.W.M. Jansen en E.J.R. Maathuis (1996). Aan- en afvoerbalansen van zware metalen van Nederlandse landbouwgronden. IKC Landbouw, Ede.

Willems, W.J., Th. V. Vellinga, O. Oenema, J.J. Schröder, H.G. van der Meer, B. Fraters en H.F.M. Aarts (2000). Onderbouwing van het Nederlandse derogatieverzoek in het kader van de Europese Nitraatrichtlijn. Rapport 718201002, RIVM, Bilthoven.

Willems, W.J., B. Fraters, C.R. Meinardi, H.F.R. Reijnders en C.G.E.M. van Beek (2002) Nutriënten in bodem en grondwater: Kwaliteitsdoelstellingen en kwaliteit 1984-2000. RIVM rapport 718201004/002, Bilthoven.

Willigen, P. de, P. Cleij, H.P. Oosterom en C.G.J. Schotten (2003). Lot van het stikstofoverschot. Alterra rapport 732. Wageningen.

Zee, S.E.A.T.M. van der, W.H. van Riemsdijk en F.A.M. de Haan (1990). Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel I: Toelichting. Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding. Landbouwniversiteit Wageningen.

Bijlage 1 Achtergrondrapporten deelproject 'Milieu'

Broers, H.P., J. Griffioen, W.J. Willems en B. Fraters (2004). Naar een andere toetsdiepte voor nitraat in grondwater; achtergrond document voor de evaluatie Meststoffenwet 2004. TNO-rapport. TNO, Utrecht.

Plette, S., C. van Beek, C. van der Salm en R. Hendriks (2004). Mest en oppervlaktewater; een synthese van de 3 DOVE projecten ten behoeve van de evaluatie meststoffenwet 2004. RIZA werkrapport 2004.092x, Lelystad.

Portielje, R., L. van Ballegooijen en A. Griffioen (2004). Eutrofiëring van landbouwbeïnvloede wateren en meren in Nederland - toestand en trends. RIZA rapport 2004.009, RIZA, Lelystad.

Schoumans, O.F. (2004). Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Alterra rapport 730.4. Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., P.A.I. Ehlert en W.J. Chardon (2004a). Evaluatie van methoden voor de karakterisering van gronden die in aanmerking komen voor reparatiebemesting. Alterra rapport 730.3. Alterra, Wageningen.

Schoumans, O.F., L. Renaud, H. Oosterom en P. Groenendijk (2004b). Lot van het fosfaatoverschot. Analyse van STONE-berekeningen die zijn uitgevoerd in het kader van de Evaluatie Meststoffenwet 2004. Alterra rapport 730.5. Alterra, Wageningen.

Velthof, G.L. (2004). Achtergronddocument bij enkele vragen van de Evaluatie Meststoffenwet 2004. Alterra rapport 730.2. Alterra, Wageningen.

Velthof, G.L., C.L. van Beek, S.L.G.E. Burgers, B. Fraters, P. Groenendijk, M.J.D. Hack-ten Broeke, H.P. Oosterom, O.F. Schoumans, F. de Vries, W.J. Willems en K.B. Zwart (2004). Denitrificatie in de zone tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in zandgronden. Alterra rapport 730.1. Alterra, Wageningen.

Weijden, A.G.G. van der en S.W. Moolenaar (2004). Evaluatie Meststoffenwet 2004: Beleidsvoornemens zware metalen. Rapport 994.03. NMI, Wageningen.

Milieu-relevante rapporten die onderdeel waren van andere onderdelen van de EMW 2004

Berge ten, H.F.M. en M.J.D. Hack-ten Broecke (2004). Eindrapportage van de milieuresultaten behaald in de Nitraatprojecten (1999-2003). Deel I Synthese en conclusies; Deel II. Resultaten per project. Plant Research International, Rapport 75 A en 75B, Wageningen.

Schoumans, O.F., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, L. Renaud, J. Roelsma, G.J. van der Born en R. van den Berg (2004c). Quick scan van de milieukundige effecten van een aantal voorstellen voor gebruiksnormen. Alterra rapport 730.6, Alterra, Wageningen.

Bijlage 2 Aanvullende maatregelen op het mestbeleid

I.G.A.M Noij (Alterra) en P.C.M. Boers (RIZA)

1. Inleiding

1.1 Aanleiding, doel en afbakening

De aanleiding is een vraag in het kader van de evaluatie van het mestbeleid naar mogelijke maatregelen in het waterbeheer die naast of in aanvulling op het mestbeleid tot dezelfde resultaten kunnen leiden. Deze notitie geeft een overzicht van de bekende maatregelen en daar waar mogelijk een indicatie van de kosten en effecten. We beperken ons tot maatregelen die betrekking hebben op de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Voor dit overzicht is geput uit een drietal informatiebronnen:

- een enquête onder waterbeheerders naar ervaringen met gerealiseerde maatregelen. Hiertoe zijn 34 enquêtes verstuurd naar regionale waterbeheerders en directies van Rijkswaterstaat. Na in totaal drie verzoeken om antwoord is er uiteindelijk respons van 22 instanties (65%) gekomen, waarvan er 12 meldden geen bruikbare gegevens te hebben of om een andere reden geen medewerking aan de enquête wilden verlenen. Van de overige 10 respondenten zijn de gegevens verwerkt.
- bij RIZA aanwezige gegevens over effectgerichte maatregelen in meren en plassen
- bij Alterra aanwezige gegevens over effectgerichte maatregelen in de landbouw zelf.

1.2 Begrippen

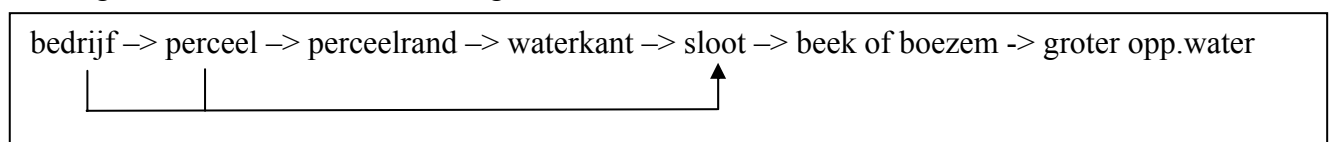
Met **aanvullende maatregelen** bedoelen we maatregelen die niet onder het mestbeleid vallen maar wel kunnen bijdragen aan de doelen van het mestbeleid. We maken hierbij onderscheid tussen het verminderen van de milieubelasting met nutriënten en het verminderen van de negatieve effecten van nutriënten op aquatische ecosystemen.

Een onderscheid dat ook wel gemaakt wordt, is dat tussen **brongerichte** en **effectgerichte** maatregelen. **Brongerichte maatregelen** zijn maatregelen die zijn gericht op het verminderen van de (nutriënten)emissie aan de bron. Het terugdringen van de overschotten binnen het mestbeleid is een goed voorbeeld.

Effectgerichte maatregelen zijn maatregelen die zijn gericht op het terugdringen van de nadelige effecten van emissies. Het wegvangen van brasem om helder water terug te krijgen is een voorbeeld vanuit het waterbeheer.

De termen bron- en effectgericht kunnen makkelijk leiden tot spraakverwarring. Redenerend vanuit de landbouw en het brongerichte mestbeleid zijn alleen de maatregelen die het landbouwkundig nutriëntenmanagement raken brongericht. Aanvullende maatregelen zoals bijvoorbeeld bufferstroken, worden dan effectgericht genoemd. Redenerend vanuit het waterbeheer zijn dan alle maatregelen die voorkomen dat nutriënten in het water terecht komen, dus ook bufferstroken, brongericht.

Beter is het daarom maatregelen te onderscheiden op grond van het aangrijpingspunt van de maatregel in de emissieketen, in veel gevallen ziet die er zo uit:



Wij kiezen ervoor om de grens te leggen tussen bodem en oppervlaktewater, in de keten hierboven is dat tussen perceel en sloot in geval van drainage, en tussen perceelrand en waterkant zonder drainage. Een bufferstrook noemen wij dus brongericht. Ook maatregelen die aangrijpen in en rond de gebouwen of op het verhard oppervlak ('bedrijf' in de keten hierboven) noemen we dus brongericht.

1.3 Overzicht van aanvullende maatregelen

Tabel A1 geeft een overzicht van aanvullende maatregelen. In de witte vakken bevinden zich de maatregelen die de landbouw betreffen (§ 2), het zijn overwegend brongerichte maatregelen volgens onze definitie. De maatregelen in het grijze vak vallen buiten het domein van de landbouw en grotendeels binnen het domein van het waterbeheer (paragraaf 3). Het zijn overwegend effectgerichte maatregelen. In de kolom ruimtelijke ordening (paragraaf 4) zitten de maatregelen (27-29) die tot de watersysteembenadering behoren.

In dit overzicht zit rijp en groen door elkaar. Maatregelen waar al veel ervaring mee is opgedaan, zoals wintergewassen en baggeren, en maatregelen die niet meer zijn dan een idee, zoals fosfaatfixerende drainomhulling en (bio)schermen. Er is daarnaast ook een grote variatie in kennis over de effectiviteit en kosten van de maatregelen. Het voert te ver om de maatregelen hier één voor één te bespreken. Bovendien kan worden verwezen naar de programmeringsstudie van Chardon *et al.* (1996) en de studie van Noij (2003), waar een groot deel van de maatregelen zijn besproken.

De effectgerichte maatregelen zijn schematisch ingedeeld in een viertal groepen maatregelen:

- landbouwkundige maatregelen, anders dan vermindering van de bemesting.
- voorkomen dat de uitgespoelde meststoffen het oppervlaktewater bereiken.
- het tegengaan van transport van meststoffen door de kleine oppervlaktewateren naar de grote oppervlaktewateren.
- het verminderen van ongewenste eutrofiëringsverschijnselen in het oppervlaktewater.

2. Maatregelen Landbouw

De maatregelen in de landbouw zijn ingedeeld in de vier soorten uit tabel 1: bodembeheer perceel (§2.1), waterkwantiteitsbeheer (paragraaf 2.2), buffers (paragraaf 2.3) en saneren van afvalwater en afspoeling van bedrijfslocaties (paragraaf 2.4).

2.1 Bodembeheer perceel

De maatregelen 20-22 zijn erop gericht om de nutriëntenvoorraad in de bovengrond te reduceren. Het gaat vooral om fosfaat. Het meest rigoureuus is het afgraven van de bovengrond. Bij maaien en afvoeren (onbemest gewas) en bij gericht uitmijnen (bemest gewas, maar geen P) wordt een gewas geteeld om fosfaat aan de bodem te onttrekken. Uit potproeven met gras en laboratoriumexperimenten blijkt dat dit een effectieve maatregel kan zijn (Koopmans, 2004). Zijn onderzoek moet echter nog worden opgeschaald naar het veld. Volgens modelberekeningen van Schoumans *et al.* (1995) voor het Schuivenbeekgebied geeft stoppen met bemesten een reductie van de fosfaatspoeling naar het oppervlaktewater met 30%. Toepassing van deze maatregelen op hele landbouwpercelen betekent feitelijk uit productie nemen. Na het afgraven van de bovengrond is het perceel landbouwkundig niet meer geschikt. Bij maaien en afvoeren of gericht uitmijnen is er nog sprake van een lagere productie met een lagere kwaliteit. Dit zou in het kader van een beheersregeling kunnen worden overwogen. Het fixeren van fosfaat (23) met ijzer- en aluminiumhydroxiden werd door Chardon *et al.* (1996) afgeschreven op grond van onzekere werking in de toekomst, bezwaren tegen het toedienen van chemicaliën aan de bodem en hoge kosten (€ 3000-8000 per ha). Uit recent onderzoek van Alterra dat gericht was op zware

metalen (Muijs, 2002) blijkt dat ook het toedienen van het afvalproduct (metallisch) ijzerpoeder het fosfaatgehalte in het bodemvocht kan reduceren. Het tweede en derde bezwaar gelden hiervoor niet of minder, maar de effectiviteit voor het reduceren van fosfaatsuitlekking zou nader moeten worden onderzocht.

Voor al deze maatregelen geldt dat combinatie met bufferstroken voor de hand ligt om het areaal en de kosten te beperken (zie buffers).

2.2. Waterkwantiteitsbeheer

Deze maatregelen zijn erop gericht om de oppervlakkige afvoer (incl. afspoeling) te reduceren en het neerslagoverschot via diepere stroombanen naar de ontwateringsmiddelen te leiden. Hierdoor neemt de verblijftijd van het water en de nutriënten toe, waardoor een groter deel van het fosfaat wordt vastgelegd in de diepere ondergrond en een groter deel van de stikstof denitrificeert. De effectiviteit van de maatregelen neemt in principe toe in de volgorde: dempen van sloten, opheffen van drainage, dichten of blokkeren van greppels. De effectiviteit is echter sterk afhankelijk van de werking van het hydrologische systeem ter plaatse en van het fosfaatprofiel in de bodem. Het dempen van sloten kan bijvoorbeeld leiden tot afvoer via diepere stroombanen, maar ook tot meer oppervlakkige afvoer. De perspectieven voor deze maatregelen zouden systematisch en lands- of gebiedsdekkend kunnen worden onderzocht door de verschillende afvoercomponenten van STONE met elkaar te vergelijken. Op basis van de toetsingsgegevens van het studiegebied rond Weerselo mogen effectiviteiten in de orde van tientallen procenten worden verwacht (Oosterom en Groenedijk, 2004). Dit is echter een zandgebied met een relatief ondiepe ondoorlatende ondergrond en dus niet representatief voor heel Nederland.

Bij maatregelen in het waterkwantiteitsbeheer moet naast de directe eenmalige kosten van de maatregel rekening gehouden worden met de opbrengstdervingen door vernatting van landbouwpercelen, met name in het voorjaar. Effectiviteit en kosten van de maatregelen worden bepaald door de complexe samenhang tussen hydrologische systeem, bodemprofiel en landbouwproductiesysteem en zijn dus sterk lokaal afhankelijk.

2.3 Bufferstroken

Bufferstroken zijn stroken langs de waterkant, waarop maatregelen worden toegepast. Door de maatregelen te beperken tot een strook worden kosten en productieverlies uitgespaard. Met name de bodembeheermaatregelen komen hiervoor in aanmerking. Daarnaast kan worden gecombineerd met de maatregelen uit waterkwantiteitsbeheer die gericht zijn op het voorkomen van afspoeling (greppels dichten, percelen hol leggen). Ook bij slootkantbeheer kan meer worden gelet op het risico van uit- en afspoeling en kantstrooien voorkomt het meemesten van de sloot. Het effect hiervan wordt vergroot door bufferstroken (zie hieronder bij Van Dijk *et al.*, 2003).

Ook verlaagde bemesting kan op buffers worden geconcentreerd.

De effectiviteit van bufferstroken neemt toe met de breedte, maar is sterk afhankelijk van de lokale omstandigheden. Uit diverse buitenlandse onderzoeken blijkt dat de effectiviteit van buffers van 10 meter breed varieert van 10-90% en dat die effectiviteit niet veel meer toeneemt met grotere breedte (Klok *et al.*, 2003). Het vertalen van buitenlandse gegevens naar de Nederlandse situatie is echter lastig, vanwege verschillen in (i) hydrologische condities (veel afspoeling met gronddeeltjes in heuvelachtig terrein in het buitenland en veel ondiepe uitspoeling in Nederland), (ii) hogere N- en P-vrachten in Nederland en (iii) andere hoeveelheid en verdeling van de neerslag.

Er is echter nauwelijks Nederlands onderzoek naar de effectiviteit van bufferstroken.

- Teelvrije zones

Teelvrije zones vallen onder het Lozingenbesluit en zijn dus verplichte maatregelen. Het gaat echter om zones met een zeer geringe breedte. Diverse waterbeheerders meldden actief te zijn met de bevordering van teelvrije zones. Ook blijkt de verplichting behoorlijk goed te worden nageleefd.

In de beantwoording van de enquête werd door enkele waterbeheerders in Noord-Brabant melding gemaakt van een uitgebreide pilot met de aanleg van teelvrije zones van maximaal 2 m breed op grasland en 3,5 m op bouwland in het kader van het project Actief Randenbeheer Brabant. Volgens opgave van de betrokken waterbeheerders bedragen de kosten in de vorm van compensatie aan de boeren € 0,15 per jaar per strekkende meter bufferstrook. Andere kosten, zoals derving van de opbrengst zijn niet bekend. De effecten op de waterkwaliteit bleken in enkele deelstudies niet kwantificeerbaar.

Deze laatste bevinding stemt overeen met uitkomsten uit literatuurstudies, waarin blijkt dat veel bredere stroken nodig zijn om een substantiële vermindering van de uitspoeling van meststoffen te realiseren.

- Droge bufferstroken

Deze zijn veelal ingezaaid met gras. Voor de Mosbeek zijn door Kruijne (1996) modelberekeningen uitgevoerd, waarbij reductiepercentages ten opzicht van de situatie zonder bufferstrook zijn berekend (Tabel A2). Uit de berekeningen bleek dat de grasbufferstroken (i) een hogere reductie bereikten dan bosbufferstroken en (ii) dat bufferstroken langs grasland een groter effect hadden dan langs maïsland. Het betrof een hellend gebied in Oost Twenthe met keileem in de ondergrond, dus niet representatief voor de Nederlandse zandgronden. Volgens de berekeningen hebben alleen bufferstroken van 10 m breed een substantieel effect.

Tabel A2. Modelresultaten van bufferstroken (gras en bos) grenzend aan gras- en maïs-percelen langs de Mosbeek. Resultaten zijn weergegeven als reductie (%) van N- en P-uitspoeling in vergelijking tot situatie zonder bufferstrook (Kruijne, 1996).

Gewas	Buffer Breedte (m)	Maïs		Gras	
		N	P	N	P
gras	1	1,7	1,5	4,4	3,6
gras	10	10,3	4,5	28,2	22,3
bos	1	0,7	-0,1	3,5	2,5
bos	10	1,9	-5,8	18,1	16,2

Assinck *et al.* (2002) hebben voor stikstof met een 2 dimensionaal model voor één situatie de effectiviteit van onbemeste bufferstroken op onbeweid grasland berekend. De reductie van de stikstofuitspoeling loopt op met de bufferbreedte van 8, via 32 naar 54% voor respectievelijk 1, 5, en 10 meter brede bufferstroken.

Van Dijk *et al.* (2003) bestudeerden de effectiviteit van bufferstroken van 3,5 meter ten opzichte van de teeltvrije randen uit het Lozingenbesluit Open Teelten en Veehouderij. Zij vonden een reductie van 50-89% van de directe emissies (meemesten). Met hetzelfde model als hierboven werd voor één specifieke situatie met maïs en een grasbufferstrook slechts een reductie berekend van 2-3% van de uitspoeling. Het effect op afspoeling werd niet meegenomen. Gilliam *et al.* (1996; geciteerd in Commissie van Europese Gemeenschappen; 2002) concludeerden dat grasbufferstroken minimaal vijf meter breed dienen te zijn om N-uitspoeling in significante mate te reduceren. Meer algemeen wordt in de buitenlandse literatuur aangegeven dat voor een optimaal rendement een bufferstrook niet breder hoeft te zijn dan tien meter (Arts, 1998).

- Bosbuffers

Doordat bomen dieper wortelen dan gras zijn deze efficiënter in het verwijderen van nutriënten uit dieper uitspoelend water (Hefting en de Klein, 1998). Daarnaast kan lokale atmosferische depositie (verwaide mest of ammoniak) door bosbufferstroken worden ingevangen. Langs watergangen kan door beschaduwen tevens algengroei en overmatige groei van waterplanten worden tegengegaan (Arts, 1998). Gemiddeld genomen is de efficiëntie van bosbufferstroken lager of hoogstens gelijk aan die van grasbufferstroken en natte bufferstroken (Tabel A2), omdat boomblad niet wordt afgevoerd.

- Kosten van buffers

De kosten van buffers worden gevormd door de eenmalige inrichtingskosten (afrastering), de kosten voor het grondbeslag en de kosten voor beheer minus de eventuele opbrengsten. Om een idee te verkrijgen van de ordegrrootte laten we de eenmalige inrichtingskosten buiten beschouwing en gaan we ervan uit dat de opbrengsten (maaisel plus eventuele beheersvergoeding) opwegen tegen de kosten van het beheer. Dan blijft grondbeslag over als kostenpost. Uit tabel A3 blijkt dat het grondbeslag voor bufferstroken sterk varieert met de landschapsregio tot een maximum van bijna 20% in laagveenregio's bij bufferstroken van 10 meter. Gemiddeld geldt een vuistregel van ongeveer 1% grondbeslag per meter bufferstrook-breedte.

Tabel A3. Grondbeslag (%) in verschillende landschapsregio's bij verschillende breedtes van de bufferstrook (weerszijden) naar Van der Gaast en Van (1997).

Landschapsregio	breedte bufferstrook		
	2 m	5 m	10 m
totaal zandgebied excl. ¹	0,52	1,3	2,6
totaal zandgebied, incl. ¹	2,04	5,1	10,2
zandgebieden Noord-Brabant	2,48	6,21	12,42
zandgebied Gelderland	1,60	4,0	8,0
Stuwwallen	0	0	0
Keileemgebied	0,58	1,45	2,9
Rivierengebied	1,3	3,25	6,5
Zeekleigebied	2,02	5,05	10,1
Laagveengebied	3,94	9,85	19,7
Droogmakerijen	1,6	4	8
hoogveen(ontginnings)gebied	1,12	2,8	5,6
Duinen	0	0	0
Strandwallen	1,94	4,85	9,7
loss en krijt	0,34	0,85	1,7

¹ greppels en droogvallende sloten

Voor het berekenen van de kosten moet een grondprijs aangenomen worden. Luijt *et al.* (2003) splitsen de grondprijs in landbouwkundige productiewaarde en optiewaarde. Voor melkveehouderij (63% van het agrarisch grondgebruik) is de productiewaarde €14.000 per ha, de totale waarde meer dan het dubbele. De auteurs doen voorstellen om de grondprijs weer terug te brengen op de landbouwkundige productiewaarde. Als het bij de inrichting van bufferstroken toch nodig is om rekening te houden met de optiewaarde van de grond, dan zou de eigendomstitel van de bufferstrook bij de agrariër kunnen blijven of moeten worden gecompenseerd vanuit andere maatschappelijke doelstellingen (landschap, natuur, waterbeheer, etc.). Wij gaan daarom uit van de productiewaarde, hetgeen resulteert in gemiddeld €140 per ha per meter bufferstrook-breedte. Uitgaande van bufferstroken van 5 meter breed komt dit op € 700

per ha. Daarom zijn zeker bufferstroken alleen lokaal/regionaal toepasbaar, waar geld en beschikbaarheid grond minder een probleem zijn en er direct positieve effecten zijn op hooggewaardeerde natuurwaarden, bijvoorbeeld in beekdalen.

2.4 Afvalwater en afspoeling van bedrijfslocaties

Het saneren van afvalwaterstromen vanuit bedrijfsgebouwen valt onder de werking van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater. Aangezien het hier grotendeels gaat om puntbelastingen, gaat het om maatregelen die relatief kosteneffectief zijn. Hoewel deze bronnen regionaal van belang kunnen zijn, besteden wij er hier verder geen aandacht aan.

Het voorkomen van de afspoeling van verhard oppervlak van het bedrijf is een maatregel die relatief weinig kosten met zich meebrengt en een belangrijke bijdrage kan leveren. Pankow *et al.* (1995) vonden op één bedrijf in het Schuitembeekgebied in de winter van 93/94 een erfafvoer van ca 100 kg N en 18 kg P per ha naar het oppervlaktewater. Dat was voor N meer dan vijfmaal en voor P tienmaal de hoeveelheid vanuit percelen.

3 Maatregelen Waterbeheer

3.1 Tegengaan van transport van meststoffen door de kleine oppervlaktewateren naar de grote oppervlaktewateren

Deze groep maatregelen is ontstaan vanuit de gedachte dat langs deze weg meren en plassen kunnen worden beschermd tegen een te hoge belasting met nutriënten. Het omvat een nogal heterogene groep maatregelen, die deels bestaat uit het isoleren van een meer of een plas, bijvoorbeeld door afleiden of omleiden van een vervuilde stroom water, en deels uit het zuiveren van de stroom water vóórdat hij een meer of plas bereikt. Het omvat onder andere de maatregelen 27,28 en 30-32 uit Tabel A1, maar daarnaast nog een aantal andere maatregelen.

Meerdere waterbeheerders hebben in de enquête melding gemaakt van dit type maatregelen. De kosten en effectiviteit van dergelijke maatregelen zijn erg variabel en hangen in grote mate af van de omstandigheden ter plekke. Wel geldt voor dergelijke maatregelen dat ze belangrijk kunnen zijn ter ondersteuning van andere maatregelen. Afleiding en omleiding werden dan ook regelmatig genoemd in combinatie met name visbeheer en zuivering van oppervlaktewater.

Voor de zuivering van de waterstroom staan verschillende technieken ter beschikking.

Een eerste is chemische defosfatering door middel van een zuiveringsinstallatie. Er zijn in Nederland ruim 10 van dergelijke installaties operationeel, onder andere bij Loosdrechtse Plassen, Naardermeer en Botshol. Er zijn zuiveringsrendementen mee te halen van 50% en meer. De kosten liggen in de orde van €200 tot €300 per kg P. Omgerekend per ha meeroppervlak komen de kosten op €2000 à €10000 per ha per jaar.

Een tweede is de toepassing van zuiveringsmoerassen. De kosten lijken vergelijkbaar met die van chemische defosfatering. De rendementen lijken, zeker 's zomers echter vaak lager. Aan ander nadeel is het grote ruimtebeslag.

Beide methoden hebben als nadeel dat ook slibproductie plaatsvindt. Dit leidt op den duur tot extra onderhoudskosten.

Uit de ervaringen blijkt dat dergelijke zuiveringstechnieken alleen rendabel toe te passen is indien de aanvoer van water naar een te beschermen plas of meer beperkt is of te beperken valt tot één aanvoerpunt, bijvoorbeeld door afleiding van andere waterstromen.

Uit de evaluatie van deze zuiveringstechnieken is naar voren gekomen dat ze wel kunnen leiden tot een vrij snelle daling van het fosfaatgehalte in het te beschermen water, maar dat een verbetering van de ecologische kwaliteit veel langer op zich laat wachten. Dit geldt overigens voor alle maatregelen, die zicht alleen richten op de nutriëntenstromen.

Incidenteel worden nog andere zuiveringstechnieken genoemd. Zo zijn slibvangen op diverse plaatsen bestudeerd en is in de enquête één daadwerkelijke toepassing genoemd. De kosten zijn niet bekend en het rendement viel volgens de beheerder tegen.

3.2 Extra fosfaatverwijdering op rioolwaterinstallaties

Deze maatregel is door verschillende waterbeheerders genoemd als aanvullende maatregel, met name om eutrofiëringsgevoelige meren of plassen te beschermen.

Dit is een goed bekende methode. De kosten zijn relatief goed bekend en liggen rond de €200 per kg verwijderd P bij een effluentconcentratie gelijk aan de MTR's.

De effectiviteit verschilt niet van die van zuivering van aanvoerwater naar meren.

3.3. Verminderen van ongewenste eutrofiëringsverschijnselen in het oppervlaktewater.

Dit zijn maatregelen die primair gericht zijn op het verbeteren van de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater, zonder direct iets aan de belasting met meststoffen te doen. In de praktijk wordt deze vaak in combinatie met maatregelen uit de voorgaande categorieën toegepast, met name isoleren en maatregelen die leiden tot een vermindering van de fosfaatbelasting.

Met name in meren en plassen is er veel ervaring opgedaan met dergelijke maatregelen. RIZA heeft een aantal jaren een belangrijke rol gespeeld in de ontwikkeling en toepassing ervan. De beschikbare kennis is voor waterbeheerders toegankelijk via internet

(<http://www.shallowlakes.net/platform-ehm/index.html>). De meeste kans op succes biedt uitdunning van de visstand, eventueel in combinatie met aanvullende maatregelen. Zeker in niet te grote en geïsoleerde meren en plassen en bij niet al te hoge nutriëntenbelastingen resulteert een goed uitgevoerde uitdunning vaak snel in een aanzienlijke verbetering van de ecologische kwaliteit. De kosten van visstandbeheer liggen in de orde van grootte van €1500 - 5000 per ha meeroppervlak.

In sommige gevallen is de maatregel duurzaam, in andere gevallen moet de maatregel na een aantal jaren worden herhaald.

Specifiek als maatregel tegen overlast van algen worden maatregelen als kunstmatige menging of rottend stro toegepast. De kosten liggen in de orde van grootte van €5000 - 10000 per ha meeroppervlak. Deze methoden zijn niet overal toepasbaar en zijn alleen gericht op één aspect van vermesting, namelijk overlast door algen.

Ook is in een aantal meren gebaggerd, teneinde teruglevering van fosfaat door de opgeladen waterbodem te verminderen. De kosten liggen in de orde van €13500 - €40000 per ha meeroppervlak. De kans op substantiële verbetering van de ecologische kwaliteit is echter klein.

Ook in andere eutrofiëringsgevoelige oppervlaktewateren zijn effectgerichte maatregelen denkbaar. Zo is te verwachten dat hermeandering en andere morfologische ingrepen in beken een gunstig effect hebben op de ecologische kwaliteit. De enquête onder de waterbeheerders heeft echter geen bruikbare informatie hierover opgeleverd.

Wel hebben diverse waterbeheerders melding gemaakt van baggeren en/of verdiepen in kleine oppervlaktewateren. Het gaat met name om oude kreekresten in Zeeuws-Vlaanderen (Zuiveringsschap Zeeuws-Vlaanderen) en sloten, weteringen en andere lijnvormige oppervlaktewateren in Zuid-Holland (Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden).

Uit informatie van deze laatste komt naar voren dat verdiepen c.q. baggeren van dergelijke wateren leidt tot een verbetering van de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater. Dit lijkt tegenstrijdig met de bevindingen in meren en plassen. Het gaat bij de kleine oppervlaktewateren echter om zeer ondiepe wateren, die door het baggeren relatief veel dieper worden gemaakt. De kosten zijn ook hier hoog: tot ca €50.000 per ha wateroppervlak. Alleen zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden heeft de afgelopen jaren al 21 mln euro uitgegeven aan baggeren. Zolang de nutriëntenbelasting hoog blijft, moet deze maatregel vermoedelijk

regelmatig worden herhaald. Uit een begeleidende modelstudie van Alterra blijkt dat dit baggeren echter niet leidt tot een verlaging van de nutriëntenconcentraties in de watergangen.

4. Discussie en conclusies

Met name als het gaat om het realiseren van de gewenste ecologische kwaliteit zijn er mogelijkheden voor aanvullende maatregelen. Voor meren en plassen gaat het hier goeddeels om bewezen maatregelen. Er is een sneller herstel van de ecologische kwaliteit mogelijk dan alleen met brongerichte maatregelen. Hoewel er niet veel harde bewijzen voor zijn, is te verwachten dat een dergelijke aanpak ook voor andere watertypen zou kunnen werken. Waarschijnlijk is hierbij het meest effectief een mix van maatregelen die zich deels richten op een reductie van de nutriëntenstromen en deels op een verbetering van de ecologische kwaliteit zelf. Hoe die mix eruit moet zien, hangt sterk af van de lokale condities.

De kosten en effectiviteit van maatregelen hangen af van de specifieke omstandigheden. De effecten van een dergelijke aanpak op de nutriëntenstromen op landelijke schaal zijn alleen te verwachten als ze ook massaal worden ingezet. Dat lijkt niet de meest aangewezen weg om landelijke doelstellingen te realiseren. Globale berekeningen laten zien dat niet te verwachten is dat dit goedkoper is dan het huidige mestbeleid.

Als het gaat om het verminderen van de nutriëntenstromen zijn in de landbouw een aantal aanvullende maatregelen denkbaar. Om de juiste kosten-baten verhouding te krijgen is maatwerk per bedrijf en per regio vereist. Op bedrijfsniveau ligt het voor de hand om in ieder geval eerst de puntbronnen en het verhard oppervlak te saneren omdat deze deels al onder de WVO vallen en de kosten van sanering beperkt kunnen zijn. Voorts ligt het voor de hand om de maatregelen in de sfeer van bodembeheer (verschralen en fixeren) toe te passen op bufferstroken (ordegrootte 5 meter) in plaats van gehele percelen om kosten te besparen. Probleem daarbij is dat er geen systematisch onderzoek naar bufferstroken in Nederland is gedaan op grond waarvan de effectiviteit onder verschillende omstandigheden kan worden aangegeven. De ordegrootte van de reductie ligt in de tientallen procenten en van de eenmalige kosten €700 per ha exclusief inrichting. Buiten bufferstroken kunnen dergelijke maatregelen alleen in het kader van landinrichting (omzetting landbouw naar natuur) worden overwogen. Vanwege de beperkte omvang zal dat landelijk nauwelijks iets bijdragen.

Bij maatregelen in het waterkwantiteitsbeheer moet naast eventuele directe eenmalige kosten van de maatregel rekening gehouden worden met de opbrengstdervingen door vernatting van landbouwpercelen, met name in het voorjaar. Effectiviteit en kosten van de maatregelen worden bepaald door de complexe samenhang tussen hydrologische systeem, bodemprofiel (P) en landbouwproductiesysteem en zijn dus sterk lokaal afhankelijk. Wij schatten een effectiviteit in de orde van enige tientallen procenten, maar ook hiervoor geldt dat er geen systematisch onderzoek naar is gedaan.

5. Referenties

Arts, G.H.P. *et al.* (1998). Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. STOWA publicatie 98-26, Utrecht.

Assinck, F.B.T. P. de Willigen en C.L. van Beek, 2002. Modelstudie naar het effect van onbemeste stroken op de stikstofuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Alterra-rapport 510, Wageningen .

Chardon, W.J., O. Oenema, O.F.Schoumans, P.C.M. Boers, B. Fraters en Y.C.W.M. Geelen, (1996). Verkenning van de mogelijkheden voor beheer en herstel van fosfaatlekkende landbouwgronden. Programmeringsstudie. Rapporten programma geïntegreerd bodemonderzoek, deel 8, Wageningen.

Commissie van de Europese Gemeenschappen (2002) Verslag van de Commissie: Uitvoering van de Richtlijn 91/676/EEG van de Raad inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen. Samenvatting van de verslagen van de lidstaten van het jaar 2000.

Dijk, Wim van, Olga Clevering, David van der Schans, Jan van der Zande, Henk Porskamp, Marius Heinen, Rob Smidt en Rob Merkelbach (2003). Effecten bufferstroken op de kwaliteit van oppervlaktewater in Noord-Brabant. Praktijkonderzoek Plant en Omgeving B.V., Wageningen.

Gaast, J.W.J. van der en P.J.T. van Bakel (1997). Differentiatie van waterlopen ten behoeve van het bestrijdingsmiddelenbeleid in Nederland. Rapport 526, DLO Staring Centrum, Wageningen.

Hefting M.M. en J.J.M. de Klein (1998) Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Env. Pollution* 102, S1: 521-526

Klok, C., P.F.A.M. Römkens, H.S.D. Naeff, G.H.P. Arts, J. Runhaar, C.A. van Diepen en I.G.A.M. Noij (2003). Gebiedgerichte milieumaatregelen voor waterkwaliteit en natuur in Reconstructiegebieden van Noord-Brabant. Alterra-rapport 635, Wageningen.

Koopmans, G.F. (2004). Characterization, desorption, and mining of phosphorus in noncalcareous sandy soils. Doctoral Thesis, Wageningen University.

Kruijne, R. (1996). Perceelonderzoek naar het effect van beekbeleidende bufferstrokken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek; Nutriëntenonderzoek en scenarioberekeningen. DLO rapport 420.2, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Luijt, J., F.R. Veeneklaas, J.W. van der Schans en G.S. Venema (2003). Ontvlechting van de productiewaarde en optiewaarde van landbouwgronden. Oplossingsrichtingen van de Denktank Melkveehouderij. Rapport 4.03.01, LEI, Den Haag.

Muijs, B., J.E. Groenenberg, W. Hendriks, R. Aben en A. Verheggen (2002). Eindrapportatage Noorderbos Tilburg. SKB rapport SV-005. SKB Gouda.

Noij, Gert-Jan (2003). Effectgerichte maatregelen oppervlaktewaterkwaliteit Reconstructiegebied Gelderse Vallei & Utrecht Oost. Briefrapport, Alterra, Wageningen.

Oosterom, H.P. en P. Groenendijk, 2004. Toetsing STONE 2.0 aan enkele stroomgebieden. Wageningen, Alterra-rapport 723.2.

Pankow, J. A. van den Toorn, O.M. Hooyer en C.W.J. Roest (1995). Erfafvoeren Schuitenbeekstroomgebied; veldonderzoek 1993 – 1994. Interne Mededeling 349, SC-DLO, Wageningen.

Schoumans, O., R. Kruijne en D. van der Molen (1995). Verminderen van de fosfaatuitspoeling, mogelijkheden bij fosfaatverzadiging. *Landschap* 1995:63-72.

Tabel A1: aanvullende maatregelen, ingedeeld naar soort (kolommen) en aangrijpingspunt (rijen). Nummers verwijzen naar Noij (2003).

Bodembeheer	waterkwantiteitsbeheer	buffers	waterzuivering	ruimtelijke ordening
			<ul style="list-style-type: none"> ▪ slibvang ▪ baggeren ▪ schonen 	30 af-/omleiden vuil water 32 aan/afvoer verlengen
20 maaien en afvoeren 21 gericht uitmijnen 22 bovengrond verwijderen 23 Fe of Al toevoegen 17 grondbewerking 18 wintergewassen 19 gewaskeuze 24 afbreekbare C-bron toevoegen	1 greppels dichten 2 sloten dempen 3 drainage opheffen 7 beregening 8 egaliseren 9 perceel hol maken 25 fixerende drainomhulling 11 sloten verdiepen	10 natte buffers of plas-drasstroken 12 onbemeste stroken 13 grasbuffers 14 bosbuffers 15 slootkantbeheer 16 kantstrooien 26 (bio)schermen	10 natte buffers of plas-drasstroken <ul style="list-style-type: none"> ▪ bagger en biomassa op perceel brengen ▪ vloeivelden ▪ helofytenfilter 	
32 saneren van: <ul style="list-style-type: none"> ▪ erfverhardingen, ▪ kavelpaden, verzamel- laatsen vee 	2 sloten dempen 5 drainage samenstellen 6 dynamisch peilbeheer 7 beregening en wateraanvoer 11 sloten verdiepen		<ul style="list-style-type: none"> ▪ recyclen afvalwater ▪ IBA ▪ helofytenfilter ▪ aansluiten op riool ▪ aftakken verhard opp. 	
			<ul style="list-style-type: none"> ▪ rioleren ▪ bergbezinkbassin ▪ zuiveringsmoeras ▪ aan/afvoer verlengen ▪ aftakken: ▪ riooloverstort ▪ lozingen (effluent) ▪ verhard oppervlak 	27 scheiden deelstroom-gebieden of peilvakken 28 scheiden boven/-benedenstroms 29 bufferzones 30 af-/omleiden vuil water 32 aan-/afvoer verlengen