

Achtergronddocument bij enkele vragen van de evaluatie Meststoffenwet 2004

**Achtergronddocument bij enkele vragen van de evaluatie
Meststoffenwet 2004**

G.L. Velthof

Alterra-rapport 730.2

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

Velthof, G.L., 2004. *Achtergronddocument bij enkele vragen van de evaluatie Meststoffenwet 2004*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 730.2. 80 blz.; 19 fig.; 13 tab.; 61 ref.

In de evaluatie van de Meststoffenwet 2004 wordt verslag uitgebracht aan het kabinet, Tweede Kamer en andere belanghebbenden van de werking van de Meststoffenwet sinds de invoering hierin van het mineralenaangiftesysteem (MINAS) in 1998 en de mestafzetovereenkomst in 2001. In het onderhavige rapport zijn enkele notities uit het deelproject Milieu van de evaluatie weergegeven. Het betreft vier studies: i) de aanvoer van effectieve organische stof naar landbouwgronden in de periode 1995-2002, ii) factoren die van invloed zijn op het realiseren van milieukwaliteitsdoelstellingen in grond- en oppervlaktewater, iii) de GHG-grens van uitspoelingsgevoelige gronden en iv) de bodem- en Gt-kartering van de bedrijven die deelnemen aan de projecten van Koeien en Kansen en Telen met Toekomst.

Trefwoorden: bodemvruchtbaarheid, fosfaat, grondwater, grondwatertrap, Meststoffenwet, MINAS, nitraat, oppervlaktewater, organische stof, stikstof

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 21,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 730.2. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Aanvoer van effectieve organische stof naar landbouwgronden	13
2.1 Aanleiding	13
2.2 Aanpak	13
2.3 Organische stof gehalten in landbouwgronden	14
2.4 Totale aanvoer van effectieve organische stof in Nederland	17
2.4.1 Dierlijke mest	17
2.4.2 Overige organische producten	17
2.4.3 Gewasresten van akkerbouwgewassen, vollegrondsgroenten en maïs en groenbemesters	18
2.4.4 Gewasresten van grasland	19
2.4.5 Totaal	21
2.5 Sectoren	22
2.6 Toekomst	23
2.7 Conclusies	23
3 Effecten van tijd en factoren op milieukwaliteit	25
3.1 Aanleiding	25
3.2 Aanpak	25
3.3 Stikstof in de bodem	25
3.4 Nitraat in het bovenste grondwater	28
3.5 Nitraat in het diepere grondwater	34
3.6 Stikstof in het oppervlaktewater	36
3.7 Fosfaat in de bodem	39
3.8 Fosfaat in het oppervlaktewater	43
4 Gt-grens voor uitspoelingsgevoelige zandgronden	47
4.1 Aanleiding	47
4.2 Aanpak	48
4.3 Resultaten Sturen op Nitraat	49
4.3.1 Gemiddelde nitraatconcentratie per Gt-groep	49
4.3.2 Analyse op basis van alleen Gt VI	49
4.3.3 Analyse op basis van alle Gt's	50
4.3.4 Conclusies Sturen op Nitraat	51
4.4 Resultaten Koeien en Kansen en Telen met Toekomst	51
4.5 Discussie en conclusies	52
5 Bodem- en Gt-kartering in Koeien en Kansen, Telen met Toekomst en Sturen op Nitraat	55

5.1	Aanleiding	55
5.2	Aanpak	56
5.3	Gt in Sturen op Nitraat	56
5.4	Gt in Koeien en Kansen en Telen met Toekomst	58
5.5	Aanwezigheid veenlagen in Koeien en Kansen en Telen met Toekomst	59
5.6	Conclusies	60
	Literatuurlijst	63
<i>Aanhangsels</i>		
1	Aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest	69
2	Aanvoer van effectieve organische stof via andere organische producten	71
3	Aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten en groenbemesters	73
4	Aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten van grasland	77
5	Totale aanvoer van effectieve organische naar Nederlandse landbouwgronden	79

Woord vooraf

Het doel van de evaluatie van de Meststoffenwet 2004 is om verslag uit te brengen aan het kabinet, Tweede Kamer en andere belanghebbenden over de werking van de Meststoffenwet sinds de invoering hierin van het mineralenaangiftesysteem (MINAS) in 1998 en de mestafzetovereenkomst in 2001. In het kader van deze evaluatie zijn een groot aantal vragen gesteld door de betrokken ministeries van LNV, VROM en V&W in overleg met maatschappelijke actoren. De synthese van de evaluatie wordt weergegeven in het rapport 'Mineralen beter geregeld' van het RIVM/MNP. Daarnaast zijn de onderliggende studies in rapporten en notities beschreven. In het onderhavige rapport zijn enkele notities uit het deelproject Milieu opgenomen.

Samenvatting

Het doel van de evaluatie van de Meststoffenwet 2004 is om verslag uit te brengen aan het kabinet, Tweede Kamer en andere belanghebbenden over de werking van deze wet sinds de invoering hierin van het mineralenaangiftesysteem (MINAS) in 1998 en de mestafzetovereenkomst in 2001. De synthese van de evaluatie wordt weergegeven in het rapport 'Mineralen beter geregeld' van het RIVM/MNP. In het onderhavige rapport zijn enkele notities uit het deelproject Milieu van de evaluatie opgenomen.

Aanvoer van organische stof naar landbouwgronden

Er is een deskstudie uitgevoerd naar de effecten van de MINAS op de aanvoer van effectieve organische stof naar landbouwgronden. Deze studie is gebruikt bij de beantwoording van de vraag naar de neven-effecten van de Meststoffenwet. Op basis van berekeningen op nationaal niveau blijkt dat de totale aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest, overige organische producten, gewasresten van bouwland en grasland naar landbouwgronden in Nederland in de periode 1995-2002 slechts met enkele procenten is gedaald. Dit wordt met name veroorzaakt door een daling van de aanvoer van rundermest. MINAS heeft geen groot effect gehad op het gehalte aan organische stof in de bodem.

Factoren die van invloed zijn op het realiseren van milieukwaliteitsdoelstellingen in grond- en oppervlaktewater

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. In systemen met relatief hoge overschotten zijn de effecten snel zichtbaar in de nitraatconcentratie van het bovenste grondwater (i.e. in het jaar waarin de maatregel is genomen). Of de nitraatnorm hiermee wordt bereikt is sterk afhankelijk van het soort maatregelen en de mineralisatie en denitrificatie van de bodem. De effecten van landbouwkundige maatregelen op de stikstofconcentratie in het oppervlaktewater zijn veel minder duidelijk en minder snel zichtbaar omdat:

- stikstof via verschillende transportwegen naar het oppervlaktewater wordt vervoerd,
- niet alleen nitraat maar ook ammonium en opgelost organische stikstof voor oppervlaktewater belangrijk zijn. Met name rond de herkomst van de opgeloste organische stikstof en de mogelijkheid om uitspoeling van opgelost organische stikstof te verminderen door bemestingsmaatregelen bestaan veel onduidelijkheden,
- landbouw weliswaar een belangrijke, maar niet de enige bron van de stikstof in het oppervlaktewater is en
- stikstof in het oppervlaktewater allerlei omzettingen kan ondergaan.

In tegenstelling tot stikstof wordt 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 fosfaatuitspoeling toeneemt. De fosfaattoestand van de bodemlagen is stabiel en verandert traag (jaren tot tientallen jaren) door maatregelen. De fosfaatbelasting van het oppervlaktewater vanuit landbouwgronden wordt sterk bepaald door de mate van fosfaatverzadiging van de bodem en de hydrologische situatie. De gronden waarin regelmatig hoge grondwaterstanden voorkomen dragen sterk bij aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Vernatting van landbouwgronden kan ook leiden tot verhoogde toename van de fosfaatbelasting van oppervlaktewater en dit kan de effectiviteit van maatregelen beperken. De uiteindelijke fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater wordt sterk beïnvloed door de processen in het oppervlaktewater en onderwaterbodems. Hierdoor zullen effecten van bemestingsmaatregelen minder snel waarneembaar zijn in de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater. Mineralisatie van organisch fosfaat kan er toe leiden dat de fosfaattoestand van bodems minder snel daalt bij verlaging van de fosfaatbemesting dan op basis van het fosfaatoverschot zou worden verwacht. Over het gedrag van organisch fosfaat in de bodem en uitspoeling naar het oppervlaktewater is nog relatief weinig bekend.

Gt-grens uitspoelingsgevoelige gronden

Er is een analyse uitgevoerd met de meetresultaten van de projecten Sturen op Nitraat, Telen met Toekomst en Koeien en Kansen om de vraag te beantwoorden 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; de grens ligt binnen Gt VI. De GHG-grens waarbij er een verschil in nitraatconcentratie bestaat, verschilt tussen studies en jaren en gewaseffecten mogen niet worden uitgesloten. De GHG-grens die uit de meetresultaten kan worden afgeleid ligt tussen 50 en 70 cm. Gezien de complexe interacties tussen factoren die bij denitrificatie en uitspoeling een rol spelen, is het niet te verwachten dat er één GHG-grens is te trekken voor alle gronden, gewassen en jaren.

Kartering van Koeien en Kansen en Telen met Toekomst

Er een bodem- en Gt-kartering uitgevoerd van de bedrijven op zandgrond uit de projecten Koeien en Kansen en Telen met Toekomst. De resultaten van deze kartering zijn gebruikt bij verschillende onderdelen van de evaluatie, namelijk de synthese van de Nitraatprojecten, het rekening houden met denitrificatiecapaciteit bij aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden en de Gt-grens voor de afbakening van uitspoelingsgevoelige gronden. Uit de kartering blijkt dat er een forse verdroging is opgetreden, waarbij met name het aantal meetpunten met Gt VII en VIII sterk is toegenomen. De aanwezigheid van veenlagen in zandgronden kan leiden tot meer denitrificatie en daardoor tot lagere nitraatconcentraties in het grondwater. Voor 90 procent van de boorpunten van de bedrijven op zandgrond in Koeien en Kansen en Telen met Toekomst is de veenlaag dunner dan volgens de bodemkaart; voor 30 procent is de veenlaag geheel verdwenen. Dit duidt op een sterke afbraak van veenlagen in zandgronden.

1 Inleiding

Het doel van de evaluatie van de Meststoffenwet 2004 is om verslag uit te brengen aan het kabinet, Tweede Kamer en andere belanghebbenden over de werking van de Meststoffenwet sinds de invoering hierin van het mineralenaangiftesysteem (MINAS) in 1998 en de mestafzetovereenkomst in 2001. In het kader van deze evaluatie zijn een groot aantal vragen gesteld door de betrokken ministeries van LNV, VROM en V&W in overleg met maatschappelijke actoren. De synthese van de evaluatie wordt weergegeven in het rapport 'Mineralen beter geregeld' van het RIVM/MNP. Daarnaast zijn de onderliggende studies in rapporten en notities beschreven. In het onderhavige rapport zijn enkele notities uit het deelproject Milieu opgenomen.

Het rapport omvat de volgende studies:

- De aanvoer van effectieve organische stof naar landbouwgronden in de periode 1995-2002 (Hoofdstuk 2). Deze deskstudie is gebruikt bij de beantwoording van de vraag naar effecten van de Meststoffenwet op de bodemvruchtbaarheid.
- Factoren die van invloed zijn op het realiseren van milieukwaliteitsdoelstellingen in grond- en oppervlaktewater (Hoofdstuk 3). Deze deskstudie is gebruikt bij de beantwoording van de vraag hoe snel maatregelen op het gebied van nutriëntenmanagement aantoonbaar zijn in het milieu (i.e. kwaliteit van grond- en oppervlaktewater) en welke factoren hier van invloed op zijn.
- Gt-grens uitspoelingsgevoelige gronden (Hoofdstuk 4). Deze analyse van meetresultaten van Sturen op Nitraat, Telen met Toekomst en Koeien en Kansen vormt samen met de STONE-modelberekeningen uit de evaluatie van 2002 (RIVM, 2002) de basis van de beantwoording van de vraag bij welke Gt (grondwatertrap) of GHG (gemiddeld hoogste grondwaterstand) de grens tussen uitspoelingsgevoelige en overige gronden kan worden getrokken.
- Resultaten van Koeien en Kansen en Telen met Toekomst (Hoofdstuk 5). In het kader van de evaluatie Meststoffenwet is een bodem- en Gt-kartering uitgevoerd van de bedrijven op zandgrond die deelnemen aan de projecten Koeien en Kansen en Telen met Toekomst. De resultaten van deze kartering zijn toegepast bij verschillende onderdelen van de evaluatie, namelijk de synthese van de Nitraatprojecten (Ten Berge en Hack-ten Broeke, 2004), het rekening houden met denitrificatiecapaciteit bij aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden (Velthof et al., 2004) en de GHG-grens voor de afbakening van uitspoelingsgevoelige gronden (Hoofdstuk 4).

2 Aanvoer van effectieve organische stof naar landbouwgronden

G.L. Velthof, Alterra

2.1 Aanleiding

De Meststoffenwet en met name MINAS heeft geleid tot verlaging van de stikstofbemesting van landbouwgronden met als doel het verminderen van de stikstofuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. In de evaluatie van de Meststoffenwet is gevraagd of deze veranderingen in bemesting ook neveneffecten hebben gehad op de bodemvruchtbaarheid, de aanvoer van zware metalen en de emissie van lachgas.

De in dit hoofdstuk weergegeven studie is gebruikt bij de beantwoording van de vraag over bodemvruchtbaarheid. Een belangrijk aspect van bodemvruchtbaarheid is het gehalte aan organische stof in de bodem. Het gehalte aan organische stof in de bodem heeft invloed op verschillende biologische, fysische en chemische eigenschappen van een bodem, zoals de bodemstructuur, het vochthoudend vermogen, de nutriëntenlevering en het bodemleven, inclusief micro-biologische processen zoals mineralisatie en denitrificatie. Veranderingen van het organische stof gehalte van de bodem worden bepaald door

- het initiële gehalte en afbreekbaarheid van organische stof in de bodem (de ‘oude’ organische stof);
- de aanvoer van organische stof naar de bodem via mest, gewasresten en organische producten (bijvoorbeeld compost) en
- de afbraak van organische stof in de bodem. Het betreft hierbij zowel de organische stof die al in de bodem aanwezig is als de recent via mest, gewasresten en organische producten aangevoerde organische stof.

Als de Meststoffenwet een effect heeft gehad op het gehalte aan organische stof in landbouwgronden dan zal dit via een verminderde aanvoer van organische stof via met name mest en gewasresten zijn veroorzaakt. Er zijn geen aanwijzingen dat de Meststoffenwet heeft geleid tot een toename in de afbraak van organische stof in landbouwgronden, bijvoorbeeld door meer of andere grondbewerking of veranderingen in het areaal grasland dat jaarlijks wordt gescheurd (zie paragraaf 2.4).

Bij recent toegediende organische stof wordt vaak het begrip effectieve organische stof gehanteerd. 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.

2.2 Aanpak

Er is door middel van een deskstudie nagegaan of er in de periode 1995 (vóór de invoering van MINAS in 1998) tot 2002 veranderingen zijn opgetreden in de aanvoer

van effectieve organische stof via dierlijke mest, gewasresten en andere organische producten op nationaal niveau. In de berekeningen is gebruik gemaakt van CBS-statistieken en gegevens over samenstelling en afbreekbaarheid van organische stof uit de literatuur.

2.3 Organische stof gehalten in landbouwgronden

Er bestaan grote verschillen tussen bodems in 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 (figuur 1) en uit analyses van de zand- en lössgronden van Sturen op Nitraat (tabel 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 ('oude veengronden') en esgronden (gronden waaraan vroeger veel organische stof is toegediend) bevatten veel organische stof, terwijl duinzand weinig organische stof bevat.

Tabel 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 , mg N/kg grond/dag	7,9 \pm 10,8	3,2 \pm 1,8	3,4 \pm 1,7

¹ De potentiële denitrificatie 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 indien er alleen kunstmest wordt toegediend. Afgestorven wortels en gewasresten zijn een belangrijke bron van organische stof in grasland (Kuikman, 1996; Velthof & Oenema, 2001). Het scheuren van grasland leidt tot afbraak van de organische stof. In Nederland worden de meeste graslanden af en toe worden gescheurd in het kader van wisselbouw of graslandvernieuwing; zandgrond gemiddeld één keer per 5 jaar; kleigrond één keer per 10 jaar en 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.

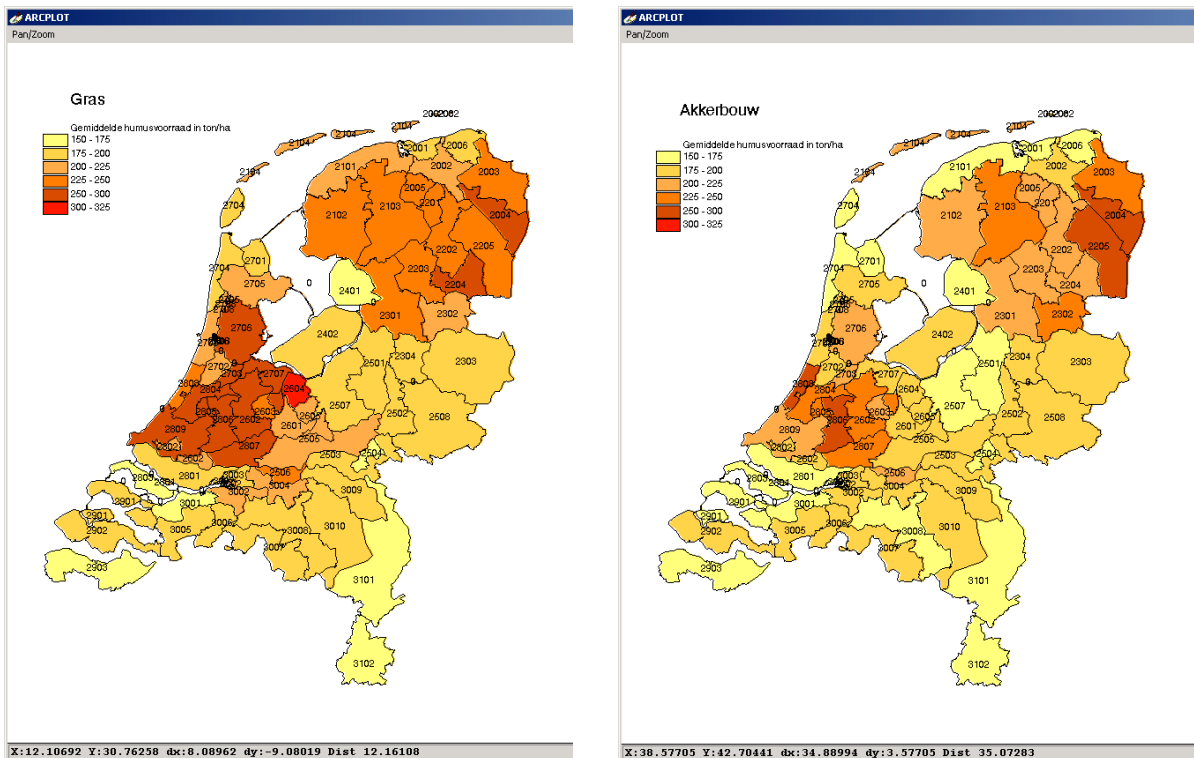
In bouwland leidt de herhaalde grondbewerking tot afbraak van organische stof. Ook het gewas kan een groot effect hebben op het organische stof gehalte; bijvoorbeeld na de teelt van granen blijft veel meer effectieve organische stof achter dan na teelt van aardappelen (Velthof et al., 1998). In bouwland 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 (bv. stro afvoeren) en/of wijzigingen in grondbewerking.

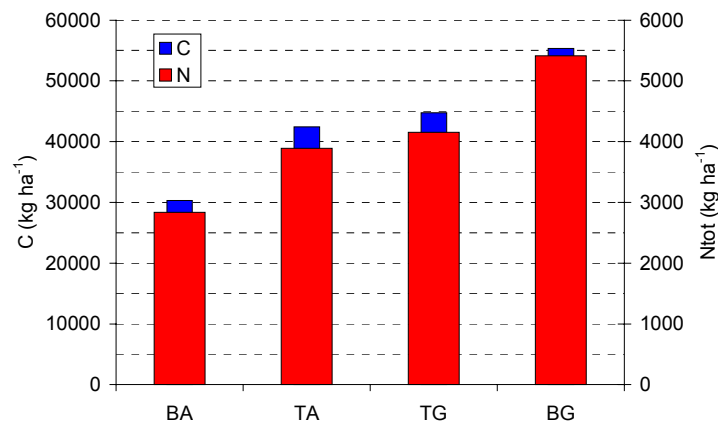
Uit proefveldonderzoek in Melle in België blijkt duidelijk het effect van grasland op het gehalte organische stof in de bodem (figuur 2). Het organische stof gehalte van de bodem neemt toe in de volgorde: blijvend bouwland < wisselbouw grasland en bouwland < blijvend grasland. In het algemeen geldt dat het organische stof gehalte hoger is in grasland dan in bouwland bij eenzelfde grondsoort. Uit de Sturen op Nitraat gegevens blijkt echter dat het gemiddelde organische stof gehalte van akkerbouwland hoger is dan die van grasland (tabel 1). De verklaring hiervoor is dat bepaalde gronden met een hoog organische stof gehalte gebruikt worden voor akkerbouw (bijvoorbeeld fabrieksaardappelen op dalgronden).

Voor de afbraak van organische stof in bouwland wordt uitgegaan van een jaarlijkse afbraak van gemiddeld 2 procent van de aanwezige organische stof, maar ook hier geldt dat er een behoorlijk spreiding is van minder dan 1 tot 5 procent (Wadman & De Haan, 1997). De organische stof in oude dalgronden breekt bijvoorbeeld veel minder snel af dan de organische stof in maïspercelen waarin in het recente verleden veel dierlijke mest is toegediend.

Door enerzijds de verschillen in het gehalte aan organische stof tussen bodems en anderzijds de verschillen in samenstelling en afbreekbaarheid van deze organische stof zijn er ook geen algemeen geldende conclusies te trekken over de effecten van MINAS op het gehalte aan organische stof in landbouwgronden. Een bepaald management kan op de ene grond voldoende zijn voor het in stand houden van de voorraad organische stof, terwijl het op een andere grond leidt tot een daling van deze voorraad. Het gewenste gehalte is ook afhankelijk van de toepassing. In de boomteelt en bollenteelt wordt bijvoorbeeld veel waarde gehecht aan organische stof en daarom wordt er bij deze teelten veel aandacht besteed aan de toevoer van organische stof naar de bodem. Organische stof heeft niet alleen gunstige eigenschappen. Hoge gehalten aan organische stof leiden tot een hoge stikstofmineralisatie en dit kan er toe leiden dat de nitraatnorm in het bovenste grondwater eerder wordt overschreden. Een deel van de gemineraliseerde stikstof komt buiten de stikstofopname-periode van het gewas vrij en kan uitspoelen.



Figuur 1. Humusvoorraad (in ton per ha) in de laag van 0 - 30 cm-mv bij grasland (links) en bouwland (inclusief maïsland; rechts) per CBS-landbouwgebied (de nummers in de gebieden zijn de coderingen voor de CBS-landbouwgebieden). Gegevens zijn afgeleid uit de bodembemonstering LSK (Landelijke steekproef kaarteenheden), LGN en CBS bodemstatistiek van begin jaren '90 (Bron: Alterra).



Figuur 2. Totaal N- en C- gehalten in de bodem na 35 jaar continu bouwland (BA), continu grasland (BG) en wisselbouw van 3 jaar bouwland gevolgd door 3 jaar grasland (TA en TG) (Nevens et al., 2003).

2.4 Totale aanvoer van effectieve organische stof in Nederland

Op basis van CBS-statistieken en literatuurgegevens over de samenstelling en afbreekbaarheid van organische stof is een schatting gemaakt van de aanvoer van effectieve organische stof op nationaal niveau. In Aanhangsels 1 tot en met 5 worden de basisgegevens en de aannames van de berekeningen gegeven.

2.4.1 Dierlijke mest

De belangrijkste conclusies met betrekking tot de aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest zijn (figuur 3):

- Rundermest is de belangrijkste bron van effectieve organische stof van de dierlijke mesten (78% in 2002), gevolgd door varkensmest (10%), pluimveemest (8%) en overige mest (4%). Het grote aandeel van rundermest wordt veroorzaakt doordat de hoeveelheid geproduceerde rundermest veel hoger is dan die van de andere mesten (CBS-Statline) en doordat de organische stof in rundermest minder snel afbreekt dan die van de andere mesten (Velthof et al., 1999).
- In de periode 1995 – 2002 is de aanvoer van effectieve organische stof gedaald met 11 procent voor rundermest en 16 procent voor varkensmest en is de aanvoer gestegen met 3 procent voor pluimvee en 6 procent voor overige mesten. De afname in hoeveelheid effectieve organische stof bij rundermest is minder sterk dan de afname in het aantal dieren, omdat de mestproductie per dier is toegenomen.
- De totale aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest is sinds 1995 gedaald met 10 procent (van 2245 miljoen naar 2020 miljoen kg). Deze daling is toe te schrijven aan de daling van de veestapel, omdat de mestproductie per dier (en met name per melkkoe) is toegenomen.

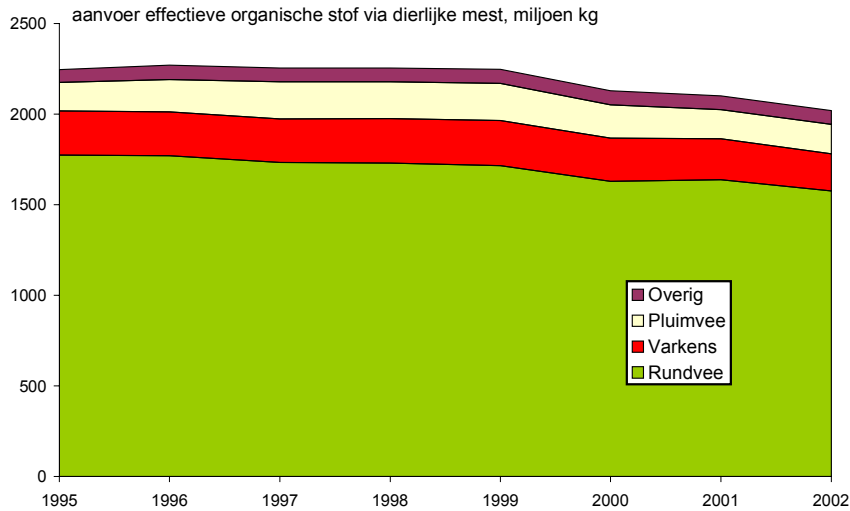
2.4.2 Overige organische producten

De belangrijkste conclusies voor de aanvoer van effectieve organische stof via overige organische producten zijn (figuur 4):

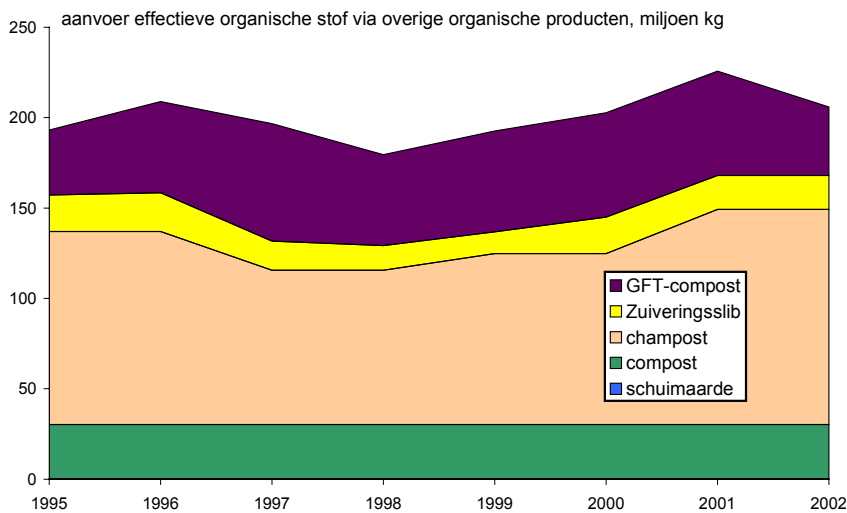
- Champost en GFT-compost zijn de belangrijkste bronnen van effectieve organische stof. Deze producten bevatten per eenheid product meer effectieve organische stof dan dierlijke mest (Velthof et al., 1999), maar de hoeveelheid overige organische producten die in de landbouw worden gebruikt, zijn veel lager dan hoeveelheid dierlijke mest;
- De aanvoer van effectieve organische stof fluctueert iets in de tijd, maar er is geen duidelijke trend.
- De totale aanvoer van effectieve organische stof via organische producten (totaal 206 miljoen kg in 2002) is veel lager dan die via dierlijke mest (2018 miljoen kg in 2002).

Er moet worden opgemerkt dat waarschijnlijk niet alle organische producten die naar landbouwgronden worden gebracht door het CBS worden geregistreerd en dat de

werkelijke aanvoer van effectieve organische stof via deze producten mogelijk hoger is.



Figuur 3. Aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest.



Figuur 4. Aanvoer van effectieve organische stof via schuimaarde, compost, champost, zuiveringsslib, en GFT-compost.

2.4.3 Gewasresten van akkerbouwgewassen, vollegrondsgroenten en maïs en groenbemesters

De belangrijkste conclusies voor de aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten en groenbemesters zijn (figuur 5):

- De totale aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten bedraagt ongeveer 1000 miljoen kg per jaar en is niet duidelijk veranderd in de periode 1995-2002.

- De fluctuaties in de tijd worden waarschijnlijk voornamelijk bepaald door weers effecten. De relatief hoge opbrengsten in 2002 worden veroorzaakt door de gunstige weersomstandigheden in dat jaar.
- Stro is een belangrijke bron van organische stof; een groot deel van het stro wordt van het land afgevoerd en elders gebruikt (bijvoorbeeld in stallen). Een deel hiervan kan weer terug naar het land worden gebracht via bijvoorbeeld stalmest of bedekkingsmateriaal in de bollenteelt.
- De bemestingsniveau's van akkerbouwgewassen en maïsland zijn weliswaar afgenomen door MINAS, maar niet dusdanig dat er onder het niveau van de bemestingsadviezen wordt bemest (Ten Berge en Hack-ten Broeke, 2004). Er zal daarom geen opbrengstderving door lagere stikstofgiften zijn opgetreden en de aanvoer van effectieve organische stof naar landbouwgronden via gewasresten (inclusief wortels) is daardoor amper veranderd in de periode 1995 - 2002.
- Er zijn geen aanwijzingen er grote verschuivingen zijn opgetreden in de teelt (arealen) van gewassen, die tot veranderingen in de aanvoer van effectieve organische stof zouden hebben geleid.
- Er zijn geen aanwijzingen dat de frequentie en methode van grondbewerking is veranderd.
- MINAS kan hebben geleid tot een groter areaal winter- of vanggewassen. Dit zijn gewassen die na het hoofdgewas worden geteelt met als doel de opname van residuaire minerale N uit de bodem en het beperken van de nitraatuitspoeling. Het telen van wintergewassen als maatregel om nitraatuitspoeling te beperken wordt in de Nitraatprojecten gestimuleerd, bijvoorbeeld na de teelt van maïs. De teelt van deze wintergewassen leiden tot een extra aanvoer van organische stof ('groenbemesters'), maar ook tot een extra grondbewerking. Er is echter nog geen duidelijke trend waarneembaar in het areaal groenbemesters. Het areaal in 2002 was wel groter dan die in 1995, 2000 en 2001 (Aanhangsel 3).

2.4.4 Gewasresten van grasland

In permanent grasland accumuleert organische stof (Velthof & Oenema, 2001). Een deel van deze organische stof is afkomstig van rundermest (zowel aangevoerd via beweiding als via dunne mest). Uit berekeningen van Hassink (1995) blijkt dat in intensief beheerd grasland ongeveer 40 procent van de jaarlijkse input aan effectieve organische stof afkomstig is van wortels en gewasresten en 60 procent van weidemest en dunne rundermest.

Jaarlijks accumuleert gemiddeld ongeveer 2000 kg effectieve organische stof via gewasresten in grasland (Kuikman et al., 2002; Velthof & Oenema, 2001), maar de verschillen tussen graslanden zijn groot. Factoren als bodemtype, leeftijd van grasland en management spelen hierbij een rol. Jaarlijks komt in totaal ongeveer 1900 miljoen kg effectieve organische stof via wortels en gewasresten van grasland in Nederlandse landbouwgronden terecht (Aanhangsel 4). Dat maakt grasland tot een zeer belangrijke bron van effectieve organische stof in Nederland.

De stikstofbemesting in grasland is de laatste jaren onder invloed van de MINAS verlaagd. Dit zou kunnen leiden tot een verminderde aanvoer van organische stof via gewasresten in grasland. Uit de literatuur komt echter geen duidelijk effect naar voren van de hoogte van stikstofbemesting op de ophoping van organische stof in grasland (Hoogerkamp, 1973; Hassink and Neeteson, 1991; Hassink, 1994; Ryden; 1984). Ryden (1984) geeft hiervoor de verklaring dat de aanvoer van organische koolstof en niet die van organische stikstof de meest beperkende factor is bij de ophoping van organische stof in intensief beheerd grasland. De verlaging in stikstofbemesting die door MINAS is veroorzaakt, zal dus geen groot effect hebben gehad op de ophoping van organische stof in grasland.

In Nederland wordt grasland regelmatig gescheurd om te worden vernieuwd of te worden omgezet in bouwland (bijvoorbeeld wisselbouw van gras en maïsland en in de bollenteelt). Ongeveer 7 procent van het totale areaal grasland in Nederland wordt jaarlijks vernieuwd en ongeveer 4 procent wordt omgezet naar bouwland (Aarts et al., 2002). Het scheuren van grasland leidt tot versnelde afbraak van organische stof (Whitmore et al., 1992). Aangezien de meeste graslanden in Nederland regelmatig worden gescheurd is er geen voortschrijdende accumulatie van organische stof in de graslanden. De hierboven genoemde jaarlijks accumulatie van ongeveer 1900 kg miljoen effectieve organische stof in grasland zal dus deels versneld verdwijnen door het scheuren van grasland.

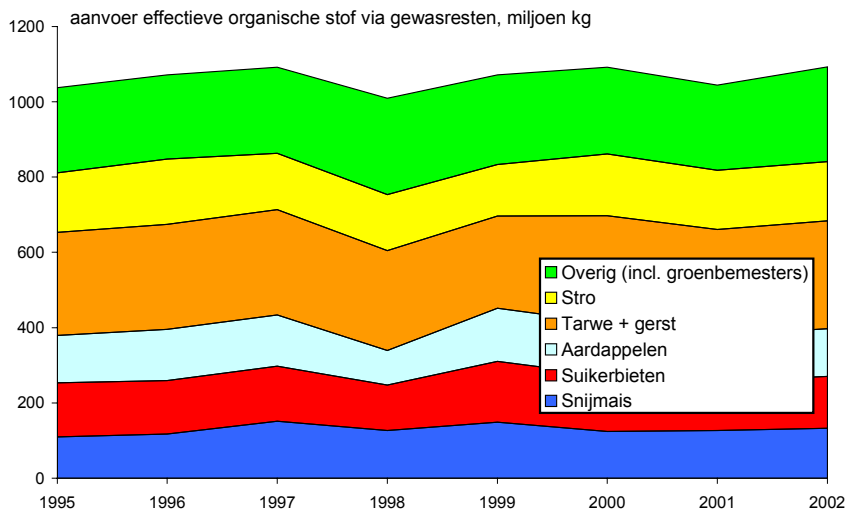
Veranderingen in grondgebruik waardoor grasland in bouwland of bouwland naar grasland wordt omgezet, leiden wel tot veranderingen in de aanvoer van organische stof. Op De Marke is bijvoorbeeld geconstateerd dat het gemiddelde organische stofgehalte is afgenomen in begin jaren '90 (Corré et al., 2004). Daarna is het organische stofgehalte gestabiliseerd. Deze afname wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat op de De Marke het aandeel bouwland relatief hoog is. In het begin van de jaren '90 is een deel van het permanente grasland omgezet naar bouwland, waardoor het gemiddelde organische stofgehalte van De Marke iets is gedaald. Ook de gegevens in het proefveld van Melle (figuur 2) geven aan dat het omzetten van grasland naar bouwland gepaard zal gaan met een dalend gehalte aan organische stof.

Het totaal areaal grasland in Nederland is eind jaren '90 iets afgenomen (van 954 000 ha in 1995 naar 905 000 ha in 2000), maar lag in 2002 op hetzelfde niveau als in 1997 en 1998 (Aanhangsel 4). MINAS heeft dus niet geleid tot een duidelijke verandering in het areaal grasland. Er zal dus ook geen duidelijke verandering zijn opgetreden in de hoeveelheid organische stof die jaarlijks via wortels en gewasresten van grasland aan Nederlandse landbouwgronden terechtkomt.

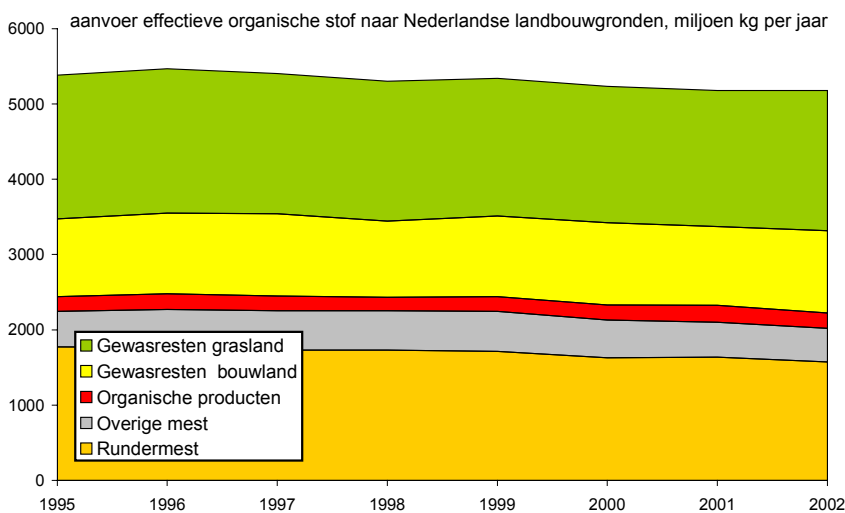
Concluderend, er zijn geen aanwijzingen dat de aanvoer van effectieve organische stof via wortels en gewasresten van grasland aan Nederlandse landbouwgronden is veranderd in de periode 1995 - 2002.

2.4.5 Totaal

Uit vorige paragrafen volgt dat de totale aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest, overige organische producten, gewasresten van bouwland en grasland ongeveer 5200 miljoen kg per jaar bedraagt (figuur 6). 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 5. Aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten en groenbemesters. Stro geeft de totale productie van stro weer; een deel van het stro wordt niet aan de bodem toegediend, maar wordt afgevoerd en elders gebruikt.



Figuur 6. Totale aanvoer van effectieve organische stof naar cultuurgrond in Nederland.

2.5 Sectoren

De berekeningen in de vorige hoofdstukken geven aan dat in de periode 1995-2002 de aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest naar landbouwgronden licht is gedaald, maar dat in de aanvoer via overige organische producten en 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 MINAS-vrije producten zoals natuurcompost of zwarte aarde om organische stof aan te voeren. Bij hyacint wordt veel stalmest. 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.

MINAS heeft niet geleid tot een duidelijke verandering in de aanvoer van gewasresten en dierlijke mest in de akkerbouw. De verminderde aanvoer van rundermest zal met name op gras- en maïsland 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 effecten hebben op de vochtvoorziening, maar anderzijds kan dit er toe leiden dat in deze gronden minder stikstofmineralisatie optreedt (Schröder & Van Keulen, 1997). Een hoge stikstofmineralisatie op uitspoelingsgevoelige gronden kan resulteren in een hogere nitraatuitspoeling, aangezien een deel van deze stikstof buiten het groeiseizoen vrijkomt. Het telen van een wintergewas na maïs is gunstig zowel uit oogpunt van organischestofvoorziening (groenbemester) als vermindering nitraatuitspoeling (vanggewas).

2.6 Toekomst

De aanvoer van organische stof naar landbouwgronden is iets gedaald in de laatste jaren. Het mestbeleid gaat echter veranderen en dit zou ook tot veranderingen in de aanvoer van organische stof kunnen leiden. Deze ontwikkelingen zijn afhankelijk van de wijze waarop het mestbeleid wordt ingevuld, maar volgende factoren kunnen belangrijk zijn:

- De hoogte van de gebruiksnormen voor stikstof in de open teelten. Lage stikstofgiften kunnen tot opbrengstderving van akkerbouwgewassen leiden. Dit zou de aanvoer van organische stof via gewasresten kunnen verminderen. De giften moeten dan wel fors omlaag moeten gaan ten op zichte van de huidige situatie.
- De hoogte van de gebruiksnormen voor fosfaat in de open teelten. Bij strenge fosfaatsnormen kan er minder dierlijke mest wordt gebruikt in de open teelten, waardoor ook de aanvoer van organische stof lager wordt.
- Afzet van rundermest. De gebruiksnormen kunnen er toe leiden dat de melkveehouderij meer rundermest moet afvoeren en dat er meer rundermest zal worden toegepast in de akkerbouw. Rundermest bevat relatief veel effectieve organische stof en een toenemend gebruik van rundermest in de akkerbouw leidt tot een toename in aanvoer van effectieve organische naar de akkerbouw.
- Alle ontwikkelingen in aantal dieren leiden tot veranderingen in de productie van organische stof in mest.
- Veranderingen in rantsoenen van landbouwdieren. In tegenstelling tot MINAS zal, zoals het er nu naar uitziet, in een systeem met gebruiksnormen het 'voerspoor' niet (of minder) worden gereguleerd. Hierdoor kunnen veranderingen in rantsoenen optreden en daardoor ook in de samenstelling van mest.
- Mestverwerking, –bewerking en –export leiden tot veranderingen in de aanvoer van organische stof naar landbouwgronden. Het meest extreme voorbeeld is verbranden van pluimveemest, waardoor de organisch stof wordt verbrand.
- Verschuivingen in grondgebruik (omzetten van grasland naar bouwland of vice versa).

2.7 Conclusies

Er zijn grote verschillen tussen landbouwgronden in het gehalte aan organische stof en de samenstelling en afbreekbaarheid van deze organische stof. Hierdoor zijn er geen algemeen geldende conclusies te trekken over effecten van MINAS op het gehalte aan organische stof in landbouwgronden. Een bepaald management kan op de ene grond voldoende zijn voor het in stand houden van het gehalte aan organische stof, terwijl het op andere gronden leidt tot een daling of toename.

De totale aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest, overige organische producten, gewasresten van bouwland en grasland naar landbouwgrond in Nederland bedraagt jaarlijks ongeveer 5200 miljoen kg per jaar. In de periode 1995-2002 is de gemiddelde aanvoer van effectieve organische stof naar Nederlandse landbouwgronden iets gedaald (enkele procenten). Dit wordt met name veroorzaakt door een

daling van de aanvoer van rundermest. Er moet bij de gehanteerde benadering worden benadrukt dat het om nationale berekeningen gaat waarbij 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.

In de bollenteelt, boomteelt en vollegrondsgroenteteelt heeft het invoeren van MINAS geleid tot verschuiving van gebruik van dierlijke mest naar producten die meer effectieve organische stof bevatten, zoals (MINAS-vrije) composten en zwarte aarde. Op maïsland op lichte zandgrond dat vroeger zwaar is bemest met dierlijke mest zou de verminderde aanvoer van rundermest geleid kunnen hebben tot een daling in het gehalte aan organische stof.

Het mestbeleid gaat veranderen en dit kan resulteren tot 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, de grootte van de dierstapel en verandering in rantsoenen, mestverwerking en grondgebruik kunnen belangrijk zijn.

3 Effecten van tijd en factoren op milieukwaliteit

*G.L. Velthof, O.F. Schoumans & K.B Zwart (Alterra)
H.F.M. ten Berge (Plant Research International)
W.J. Willems (RIVM)*

3.1 Aanleiding

De Meststoffenwet heeft als doel het terugdringen van de emissies van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater. Hiertoe zijn een groot aantal maatregelen genomen waardoor de stikstof- en fosfaatoverschotten (MINAS-overschotten) zijn verlaagd. Belangrijk hierbij is hoe snel de effecten van deze maatregelen en van de lagere stikstof- en fosfaatoverschotten zichtbaar zijn in het milieu. In het kader van de evaluatie Meststoffenwet 2004 is gevraagd i) op welk termijn effecten van maatregelen in het milieu kunnen worden aangetoond en ii) welke factoren hierop een invloed hebben.

3.2 Aanpak

De vragen worden beantwoord met een deskstudie waarin resultaten worden geëvalueerd van proefveldonderzoek, de Nitraatprojecten en de uitkomsten van STONE. Hierbij wordt ingegaan op:

- Stikstof in de bodem.
- Nitraat in het bovenste grondwater.
- Nitraat in het diepe grondwater.
- Stikstof in het oppervlaktewater.
- Fosfaat in de bodem.
- Fosfaat in oppervlaktewater.

In dit hoofdstuk worden onder ‘maatregelen’ alle maatregelen bedoeld die leiden tot lagere stikstof- en fosfaatoverschotten in de landbouw. Het accent ligt hierbij op een verminderde aanvoer van stikstof en fosfaat via meststoffen naar landbouwgronden.

3.3 Stikstof in de bodem

In de bodem komen een groot aantal stikstofverbindingen voor, zowel in minerale (voornamelijk nitraat en ammonium) als in organische vorm. Nitraat (NO_3) en bepaalde organische verbindingen zijn zeer mobiel in de bodem en kunnen snel uitspoelen naar grond- en oppervlaktewater. Ammonium (NH_4) wordt aan bodemdeeltjes gebonden en spoelt daardoor veel minder snel uit.

Minerale stikstof

Nitraat kan direct worden aangevoerd via kunstmeststoffen. Kalkammonsalpeter (KAS) is de meest gebruikte kunstmest in Nederland; de stikstof in KAS bestaat uit

50 procent nitraatstikstof. Daarnaast wordt nitraat via het microbiële bodemproces nitrificatie uit ammonium gevormd. Ammonium kan direct zijn toegediend via dierlijke mest of kunstmest (bv. KAS; 50 procent ammonium) of worden gemineraliseerd uit organische stof die aanwezig is in dierlijke mest, de organische stof in de bodem of andere organische producten zoals compost. In Nederlandse bodems is de nitrificatie-activiteit hoog, met name onder warme omstandigheden. In het groeiseizoen wordt toegediende ammonium binnen enkele dagen genitrificeerd. Onder natte en koude omstandigheden in de winter kan wel (tijdelijk) ophoping van ammonium plaatsvinden doordat de nitrificatie is geremd. Metingen van Nmineraal (=nitraat + ammonium) geven aan dat nitraat de belangrijkste minerale vorm van stikstof is in Nederlandse landbouwgronden. De metingen in Sturen op Nitraat laten zien dat in de winter ammonium soms ook een aanzienlijke bijdrage kan leveren aan het gehalte Nmineraal in de bodem (Burgers et al., 2004). Het nitraatgehalte in de bodem is in Sturen op Nitraat een betere indicator voor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater dan het totale Nmineraal-gehalte (Burgers et al., 2004).

Maatregelen hebben een snel effect op de hoeveelheid minerale N in de bodem en met name in systemen met relatief hoge N-overschotten. De hoeveelheid minerale N die in de bodem in de herfst aanwezig is, is sterk afhankelijk van de hoogte van de N-bemesting. Dit blijkt uit proefveldonderzoek waarin N-trappen zijn aangelegd (Ten Berge et al., 2002). Ook maatregelen als aanpassingen in beweiding (bv. Anger et al., 2002; Velthof & Oenema, 1995), management van gewasresten (Mitchell et al. 2000) en het tijdstip van scheuren van grasland (figuur 11) hebben een snel effect op de hoeveelheid minerale N die in de herfst in de bodem aanwezig is. De minerale N die in de herfst na de oogst achterblijft is gevoelig voor uitspoeling en is gerelateerd aan de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (Burgers et al., 2004).

Organische stikstof

De hoeveelheid organische N in bodems is veel hoger (tot meer dan een factor 100) dan de hoeveelheid minerale N. Een deel van de organische N kan mineraliseren en bijdragen aan de voorraad minerale N in de bodem. Veranderingen in de stikstofmineralisatie kunnen een groot effect hebben op de hoeveelheid minerale N in de bodem en daardoor ook op de stikstofuitspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Een hoge mineralisatie van de organische stof in de bodem kan er toe leiden dat maatregelen op korte termijn niet het gewenste effect op de milieukwaliteit hebben. Effecten van maatregelen op nitraatuitspoeling zullen in het algemeen sneller zichtbaar zijn in gronden met een lage stikstofmineralisatie dan in gronden met een hoge stikstofmineralisatie.

Maatregelen kunnen op den duur leiden tot een verlaging van het gehalte aan organische stof en van de stikstofmineralisatie van deze organische stof. Of dit optreedt, is sterk afhankelijk van het soort maatregelen en de hoeveelheid en aard (afbreekbaarheid) van de organische stof in de bodem. Effecten van maatregelen op de bodem organische stof zijn veel minder snel zichtbaar (na jaren tot tientallen jaren; Wadman & De Haan, 1997) dan de effecten van maatregelen op minerale N (al zichtbaar in het jaar waarin de maatregel wordt genomen). De aanvoer van organische stof naar landbouwgronden is iets afgenomen in de periode 1995-2002

(hoofdstuk 2), maar niet dusdanig dat er op korte termijn grote veranderingen in gehalten aan organische stof en mineralisatie in Nederlandse landbouwgronden zijn te verwachten.

Oplosbaar organische N

Een klein deel van de organische N is oplosbaar en kan uitspoelen naar het oppervlaktewater. Aangezien de normen voor oppervlaktewater totaal N omvatten (minerale N + organische N), is het belangrijk om ook inzicht te krijgen in effecten van maatregelen op de uitspoeling van organische N. Daarnaast is de oplosbare organische N sterk gecorreleerd met mineralisatie (Velthof, 2003), wat aangeeft dat deze organische N waarschijnlijk gemakkelijk afbreekbaar is. Uitspoeling van oplosbare organische N naar grond- en oppervlaktewater, waarna het wordt gemineraliseerd, kan een 'indirecte' bron zijn van nitraat en ammonium in grond- en oppervlaktewater (Murphy et al., 2000).

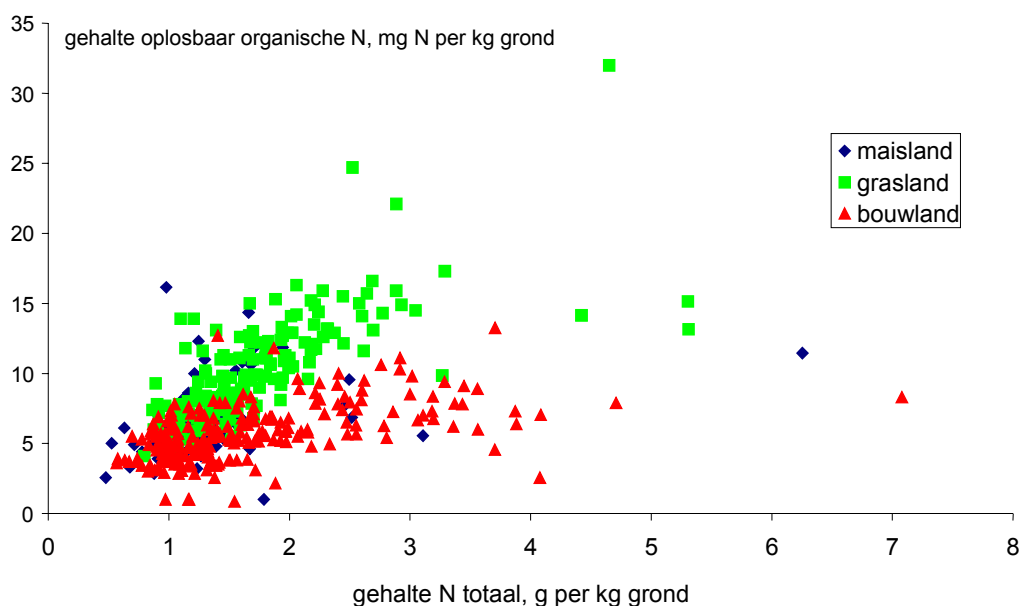
Figuur 7 geeft aan dat het gehalte aan oplosbaar organische N in de bodem maar een kleine fractie is van de totale hoeveelheid organische N die in de bodem aanwezig is (gemiddeld 0,5 procent). Er bestaan veel onduidelijkheden over de processen en factoren die een rol spelen bij de oplosbaarheid van organische N in bodems, maar deze is waarschijnlijk wel gerelateerd aan het totaal gehalte aan organische N in bodems (Murphy et al., 2000).

De oplosbare organische N in de bodem kan afkomstig zijn van i) recent toegediende dierlijke mest, ii) recent achtergebleven gewasresten en iii) de 'oude' bodem organische stof (inclusief mest en gewasresten uit andere jaren). Uit figuur 7 blijkt dat het gehalte aan oplosbaar organische N hoger is in grasland dan in bouwland en maïsland en dat er een trend is dat gehalte oplosbaar organische N toeneemt bij een toenemend totaal stikstofgehalte in de bodem. Dit kan er op duiden dat uitspoeling van organische N naar oppervlaktewater afhankelijk is van het organische stof gehalte van de bodem en het grondgebruik (gewas). Effecten van bemestingsmaatregelen op uitspoeling van organische N naar het oppervlaktewater zijn dan mogelijk maar beperkt effectief.

Conclusies

- bemestingsmaatregelen kunnen een snel effect hebben (binnen het jaar waarin ze genomen zijn) op de hoeveelheid minerale stikstof die in bodem achterblijft en kan uitspoelen naar grond- en oppervlaktewater.
- de effecten van maatregelen zullen in het algemeen sneller zichtbaar zijn in gronden met een lage stikstofmineralisatie (meestal gronden met een laag gehalte aan organische stof) dan in gronden met een hoge stikstofmineralisatie (meestal gronden met een hoog gehalte aan organische stof).
- de effecten van maatregelen op de bodem organische stof zijn veel minder snel zichtbaar (pas zichtbaar na jaren tot tientallen jaren) dan de effecten van maatregelen op minerale N (al zichtbaar in het jaar waarin de maatregel wordt genomen).

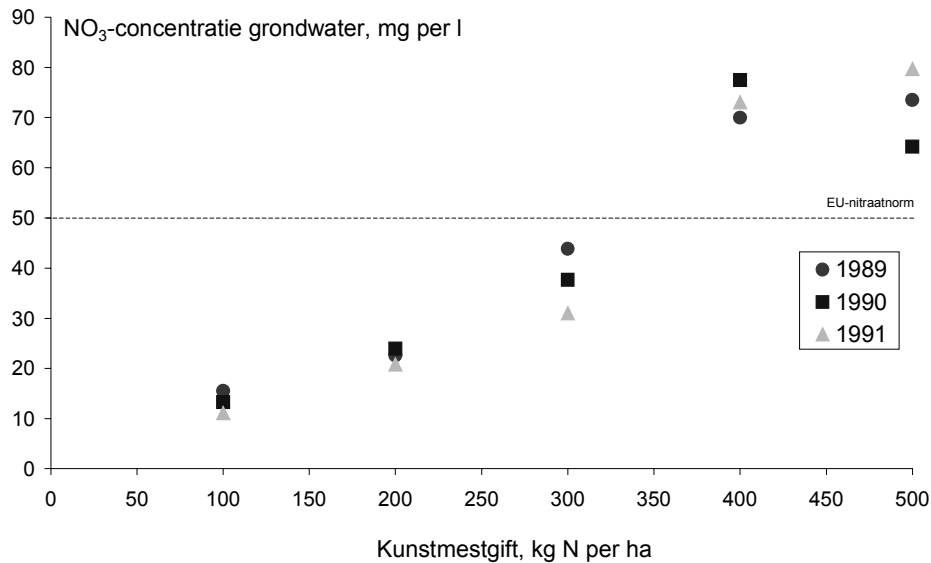
- een klein deel van de organische N (< 1 procent) is oplosbaar en kan uitspoelen naar het oppervlaktewater. Het is niet duidelijk in hoeverre de hoeveelheid oplosbare organische N in landbouwgronden door maatregelen wordt beïnvloed.



Figuur 7. Relatie tussen het gehalte aan totaal N en het gehalte aan oplosbaar organische N in de bouwvoor van zand- en lössgronden (Velthof, 2003).

3.4 Nitraat in het bovenste grondwater

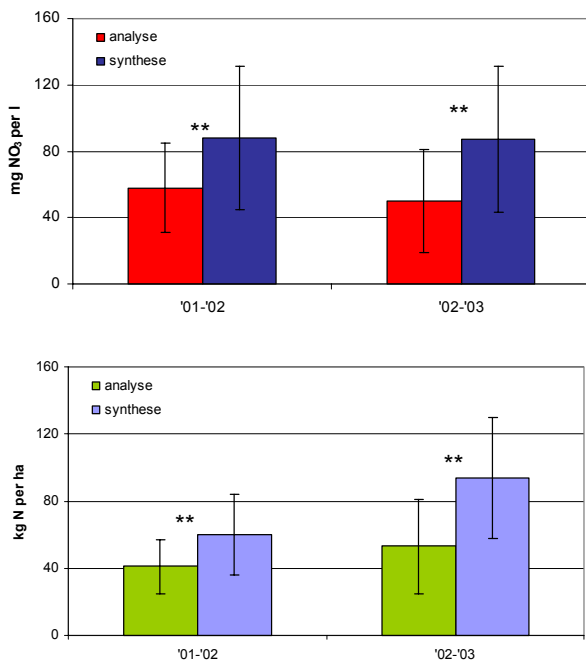
In proefvelden waarin objecten worden vergeleken, kan een goed inzicht worden verkregen in de effecten van management op de N-uitspoeling. Er zijn proeven met verschillende stikstofbemestingniveau's die laten zien dat verlaging van bemesting snel leidt tot een lagere nitraatuitspoeling naar het grondwater (bijvoorbeeld Figuur 8, Barraclough et al., 1983; Deenen, 1994, Schröder, 1998; Wadman en Sluijsmans, 1992). Dit wil echter niet zeggen dat de kwaliteitsdoelstellingen van het grondwater door maatregelen snel worden bereikt. Indien een groot deel van de stikstof die uitspoelt afkomstig is van mineralisatie van organische stof van de bodem, dan zullen maatregelen op gebied van bemesting maar een deel van de nitraatuitspoeling kunnen beperken. Ook de denitrificatie is belangrijk; naarmate de denitrificatie in een bodem hoger is, zal eerder aan de nitraatnorm kunnen worden voldaan met bepaalde maatregelen. De N-verliezen door denitrificatie zijn hoger naarmate de bodem natter is en meer organische stof bevat. De denitrificatieverliezen nemen in het algemeen toe in de volgorde droog zand < nat zand < klei < veen.



Figuur 8. Gemiddelde nitraatconcentratie in drainwater in een beweide grasland op kleigrond in Noord Ierland bij verschillende N-giften via kalkammonsalpeter (Garret et al., 1992).

Smit et al. (2004a) hebben onderzoek verricht naar een mogelijke indicator voor mobiel N in de bodem. Deze indicator moest snel reageren op maatregelen, zodat effecten van maatregelen snel aantoonbaar zijn. Uit het onderzoek werd echter geconcludeerd dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater sneller reageert op maatregelen dan allerlei mogelijke indicatoren in de bodem. Ook dit onderzoek geeft aan dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater snel kan reageren op maatregelen.

Onderzoek in Telen met Toekomst laat ook zien dat maatregelen een snel effect kunnen hebben op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Op proefbedrijf Vredepeel zijn twee systemen vergeleken. Een systeem dat vergelijkbaar is met de gangbare praktijk (synthese-bedrijf) en een systeem waarin verschillende maatregelen worden genomen die leiden tot een laag N-overschot (analyse-bedrijf). De gemiddelde nitraatconcentraties van het analyse-bedrijf zijn in 2001-2002 en in 2002-2003 significant lager dan die van het synthese-bedrijf (figuur 9). De verschillen tussen de bedrijfssystemen lijken er op te wijzen dat de maatregelen, zoals die in het analyse-bedrijf zijn getroffen, snel na het invoeren succesvol zijn. De analysepercelen zijn op vrijwel elk meetmoment niet significant afwijkend van de norm (50 mg NO₃ per l) en die van de synthesepercelen zijn slechts op één meetmoment niet afwijkend van de norm; verder zijn ze significant hoger dan 50 mg NO₃ per liter (Smit et al., 2004b).



Figuur 9. Gemiddelde nitraatconcentratie in mg NO₃ per liter (boven) en nitraatuitspoeling in kg N per ha (onder) voor twee teeltsystemen in Vredepeel (synthese is vergelijkbaar met gangbaar; op het analysebedrijf zijn extra maatregelen genomen). Significante verschillen tussen synthese en analyse zijn aangegeven met ** ($p < 0.05$) (Smit et al., 2004b).

In het onderzoek op De Marke hebben de maatregelen die begin jaren '90 zijn genomen geleid tot een afname van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (figuur 10). Het verder nemen van maatregelen in de jaren '90 heeft echter niet geleid tot een verdere verlaging van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater (figuur 10). Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de stikstofmineralisatie in de bodem nog relatief hoog is en tot uitspoeling leidt. Metingen op De Marke laten weliswaar schommelingen zien in de stikstofmineralisatie tussen jaren, maar er is geen trend dat de mineralisatie in de tijd afneemt (Corré et al., 2004). Hierbij moet worden opgemerkt dat het op De Marke om grotendeels droge uitspoelingsgevoelige grond gaat, waarbij een relatief groot aandeel van het stikstofoverschot naar het grondwater uitspoelt. Op de relatief nattere percelen van De Marke zijn de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater lager.

Uit het bovenstaande blijkt dat maatregelen die leiden tot een lagere stikstofaanvoer (en een lager stikstofoverschot) een snel en duidelijk effect kunnen hebben op de nitraatconcentratie in het bovenste water, met name in een situatie van relatief hoge stikstofoverschotten. Het soms nog niet realiseren van de nitraatnorm in het bovenste grondwater na het nemen van maatregelen kan worden veroorzaakt doordat

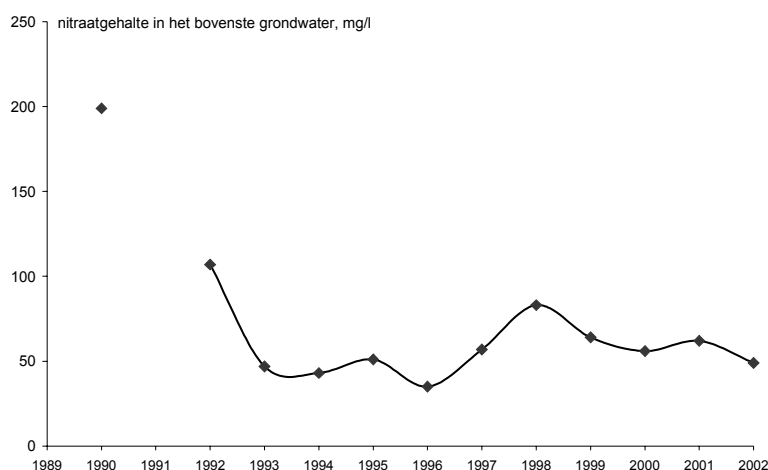
- de maatregelen nog niet scherp genoeg zijn, rekening houdend met bodemeigenschappen. Op uitspoelingsgevoelige gronden zijn strengere maatregelen nodig dan op nattere gronden.

- er is sprake van een relatief grote stikstofmineralisatie in de bodem. Maatregelen hebben een traag effect op stikstofmineralisatie. Aangezien de aanvoer van organische stof naar landbouwgronden niet sterk is verminderd (hoofdstuk 2), is het niet te verwachten dat de stikstofmineralisatie sterk zal dalen in Nederlandse landbouwgronden. Dit wordt bevestigd door de metingen op De Marke.
- er bepaalde handelingen/situaties zijn die leiden tot een relatief hoge nitraatuitspoeling.

Hieronder worden enkele voorbeelden gegeven van handelingen die leiden tot een relatief hoge nitraatuitspoeling.

Beweiding in het najaar

In urineplekken zijn gehalten aan minerale N hoog; uitgedrukt op hectare-basis kan dit honderden kg bedragen (bv. Ball and Ryden, 1984). Een deel van de stikstof uit urineplekken gaat verloren via uitspoeling en denitrificatie. Naarmate de beweiding later in het seizoen plaatsvindt, zal het gras minder stikstof opnemen en zullen de verliezen via uitspoeling en denitrificatie toenemen. Dit kan ertoe leiden dat de nitraatconcentratie relatief hoog blijft op bedrijven die weliswaar allerlei maatregelen nemen, maar nog steeds tot laat in de herfst beweiding toepassen (Hack-ten Broeke, 2000).



Figuur 10. Verloop van de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater op de Marke (Corré et al., 2004).

Gewasresten

Gewasresten kunnen veel stikstof bevatten (tabel 2). Deze stikstof kan deels in de winter vrijkomen en tot uitspoeling leiden (Mitchell et al., 2000). Ook in systemen waarin de bemesting is verlaagd, kan het achterlaten van stikstofrijke gewasresten daarom leiden tot een relatief hoge nitraatuitspoeling.

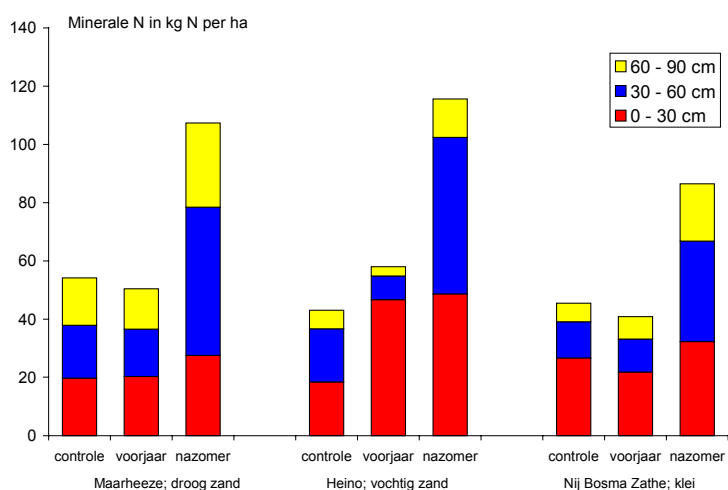
Scheuren van grasland in nazomer

Het scheuren van grasland leidt tot stikstofmineralisatie uit de ondergeploegde zode. De hoeveelheid gemineraliseerde stikstof is hoog en kan leiden tot verhoogde uitspoeling indien het nieuw ingezaaide grasland deze stikstof niet kan opnemen. Uit onderzoek van Velthof en Hoving (2003) blijkt dat het scheuren van grasland in de

nazomer leidt tot een verhoogde N-uitspoeling in vergelijking tot scheuren van grasland in voorjaar (figuur 11). In het project Sturen op Nitraat blijkt dat de nitraatconcentraties in grondwater onder grasland hoger zijn als het grasland in het voorafgaande jaar is gescheurd.

Tabel 2. Hoeveelheid N in gewasrest (Velthof & Kuikman, 2000).

Gewas	gewasrest, kg N ha ⁻¹		
	bovengronds	ondergronds	totaal
Aardappelen	26	19	45
Gerst	19	20	39
Koolsoorten	206	14	220
Korrelmaïs	70	21	91
Snijmaïs	22	21	43
Suikerbieten	174	11	185
Tarwe	28	23	51



Figuur 11. Gehalten aan minerale N in november 2002 in niet-gescheurd grasland (controle), grasland gescheurd in voorjaar (april) en nazomer (september) op drie locaties (nog niet gepubliceerde gegevens uit het onderzoek van Velthof & Hoving, 2003)

Wisselbouw

Na het scheuren van grasland komt veel N vrij door mineralisatie. Dit leidt tot ophoping van minerale N in de bodem indien grasland wordt omgezet in bouwland (Bommelé et al., 2003). De hoeveelheid N die vrijkomt na het scheuren van grasland is vaak dusdanig hoog dat het volggewas niet alle stikstof kan opnemen, zelfs als deze niet bemest is. Dit geldt zowel voor maïs (Nevens, 2002; Aarts et al., 2001) als aardappelen (Bommelé, 2003). Dit kan resulteren in hoge nitraatconcentraties in het grondwater in het jaar waarin het grasland is gescheurd, ondanks dat het stikstofoverschot laag of zelfs negatief is.

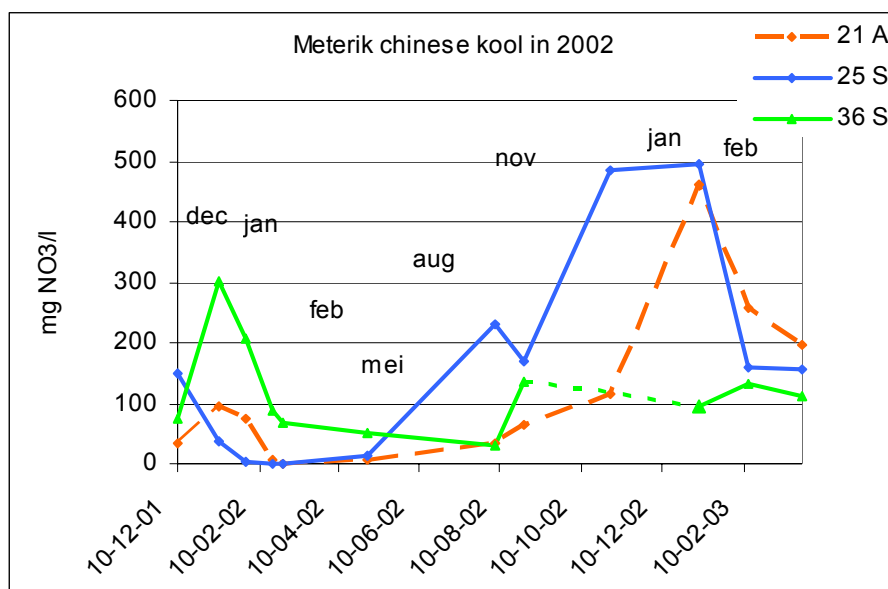
Bemesting in nazomer of vroege voorjaar

Bemesting in het najaar (bijvoorbeeld van wintergewassen) en in het vroege voorjaar (bijvoorbeeld bollenteelt) kan bij veel neerslag leiden tot nitraatuitspoeling. In het project Sturen op Nitraat waren de nitraatconcentraties in het grondwater relatief

hoog bij percelen met een wintergewas dat in het najaar was bemest. Een wintergewas leidde hier tot een verhoging in plaats van de verwachte verlaging van het nitraatgehalte in het grondwater (Burgers et al., 2004).

Inwerken van mislukte oogsten in open teelten

De kwaliteit van groenten is een belangrijk aspect die de financiële opbrengst bepaalt. Door bepaalde oorzaken (bijvoorbeeld ziekten) kan de kwaliteit van de het gewas dusdanig zijn aangetast dat het oogsten van het gewas niet rendabel is. Vaak wordt zo'n mislukt gewas ondergeploegd en dit kan tot een hoge nitraatuitspoeling leiden indien het een stikstofrijk gewas betreft. Uit onderzoek in kader van Telen met Toekomst blijkt dat het inwerken van een mislukte teelt Chinese kool snel tot een sterke verhoging van de nitraatconcentratie in het bodemvocht leidde (Smit et al., 2004b). De concentraties liepen op tot een perceelsgemiddelde van 500 mg nitraat per liter (figuur 12). Door extreem natte perioden in de herfst is het ook mogelijk dat bepaalde gewassen (maïs, suikerbieten en aardappelen) niet kunnen worden geoogst. Als deze gewassen achterblijven en later worden ondergeploegd, zou dit tot een hoge N-uitspoeling kunnen leiden. Het inwerken van mislukte oogsten leidt tot een hoog stikstofoverschot, omdat er wel stikstof via bemesting is aangevoerd, maar niet via gewassen is afgevoerd.



Figuur 12. Nitraatconcentratie in het bodemvocht (afzuigcups op 1 meter diepte) van percelen met Chinese Kool op Meterik. Op perceel 25 heeft een dubbelteelt Chinese kool gestaan. De eerste teelt is door koolvlieg mislukt en in juni niet geoogst maar geheel ingewerkt (Smit et al., 2004b).

Conclusies

- effecten van maatregelen zijn in systemen met relatief hoge overschotten snel zichtbaar in het bovenste grondwater (i.e. in de winter van het jaar waarin de maatregel is genomen). Of de nitraatnorm hiermee wordt bereikt is sterk afhankelijk van het soort maatregelen en bodemeigenschappen (met name mineralisatie en denitrificatie).

- een verdere verlaging van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater nadat al veel maatregelen zijn genomen gaat veel moeizamer en kan jaren duren, zoals de resultaten van De Marke laten zien. Dit is waarschijnlijk gerelateerd aan stikstofmineralisatie van organische stof in bodem. De resultaten over de aanvoer van organische stof (hoofdstuk 2) geven aan dat er geen grote veranderingen in aanvoer van organische stof naar landbouwgronden zijn opgetreden in de periode 1995-2002. Een sterke afname van de stikstofmineralisatie in landbouwgronden is daarom in de nabije toekomst niet te verwachten.
- er zijn bepaalde landbouwkundige handelingen die een verhoogd groot risico hebben op uitspoeling en die de effecten van andere maatregelen kunnen verminderen, zoals beweiding in het najaar, het achterlaten van stikstofrijke gewasresten, het inwerken mislukte oogsten en het scheuren van grasland in kader wisselbouw of graslandvernieuwing.

3.5 Nitraat in het diepere grondwater

Als verschillende monitoringsystemen van grondwater worden vergeleken, kan worden geconcludeerd dat de nitraatconcentratie in het grondwater fors afneemt met de diepte (Willems et al., 2002):

- de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is hoog en in droge zandgronden meestal hoger dan 50 mg nitraat per liter;
- Op 5-15 m diepte is de nitraatconcentratie duidelijk lager dan in het bovenste grondwater. Er is wel een verschil in grondgebruik waarneembaar, zodat effecten van landbouwkundig handelen zichtbaar zijn in de nitraatconcentraties van dit grondwater.
- De nitraatconcentraties op 15-30 m diepte zijn veel lager dan die op 5–15 m diepte. Het grootste deel van de nitraat in deze diepere lagen is afkomstig van bemesting.
- De nitraatconcentratie bij grondwaterwinningen (op 30-300 m diepte) en veel lager dan 50 mg per liter, maar is wel licht stijgend bij 11 winningen in Nederland. Op twee winningen zijn problemen opgetreden met hoge nitraatconcentraties.

Het effect van de nitraatconcentratie in het diepere grondwater wordt in sterke mate beïnvloed door i) transport (reistijd), ii) denitrificatie en iii) menging en horizontaal transport.

Transport

Het transport van water (en het daarin opgeloste nitraat) verloopt langzaam. Het kan jaren tot tientallen jaren duren voordat water het diepere grondwater (en grondwaterwinning) kan bereiken. Het nitraat op 5 –15 meter diepte is afkomstig van het landbouwkundig handelen na 1980; de nitraat die dieper aanwezig is, is afkomstig van vóór 1980 en een aanzienlijk deel van vóór 1950. Dit kan worden geïllustreerd aan de hand van figuur 13 waarin de leeftijd van water in de bodem onder De Marke weergegeven (Van der Aa et al., 2003). Er is dus sprake van een grote vertraging tussen het landbouwkundig handelen en de effecten hiervan op de N-concentratie in het diepe grondwater. Gevolgen van veranderingen in management zijn pas veel later

zichtbaar en mogelijk zijn de gevolgen van de intensieve landbouw in de jaren '80 nog niet zichtbaar in het diepe grondwater (> 10 m). Effecten van maatregelen die nu worden genomen zijn dus, afhankelijk van de diepte, pas over jaren tot tientallen jaren merkbaar in het diepere grondwater.

Denitrificatie

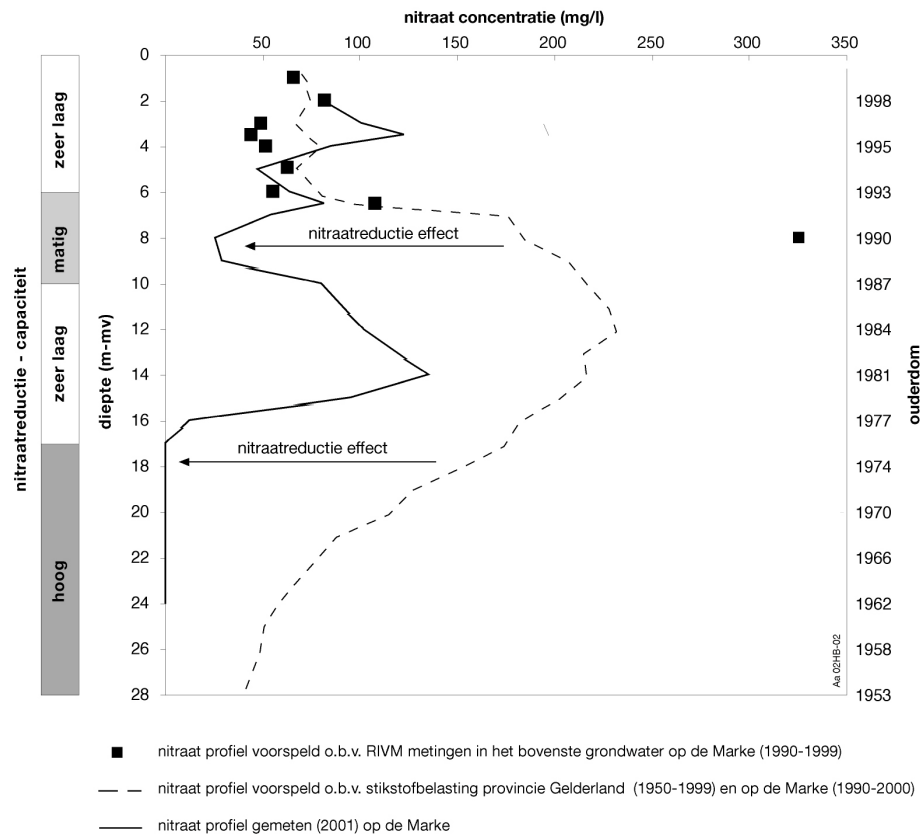
Denitrificatie is het proces waarbij nitraat wordt afgebroken tot luchtstikstof (N_2) en lachgas (N_2O). Denitrificatie is een proces dat door bacteriën wordt uitgevoerd onder zuurstofloze omstandigheden. De meeste denitrificerende bacteriën hebben afbreekbare organische stof nodig; hoe meer afbreekbare organische stof er aanwezig is, hoe meer nitraat kan worden gedenitrificeerd. In de ondergrond komt vaak geen organische stof voor, zodat de denitrificatiecapaciteit laag is. Bepaalde denitrificerende bacteriën gebruiken echter geen organische stof maar pyriet als energiebron. Pyriet komt vrij algemeen voor in de bodems in Oost-Nederland en vormt daar vaak een bescherming van grondwaterwinningen voor nitraat. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat denitrificatie door pyriet leidt tot verhoging van de gehalten aan sulfaat-, ijzer- en zware metalen en de hardheid van het grondwater. De voorraden pyriet en organische stof in de ondergrond zijn eindig (tijdens denitrificatie worden organische stof en pyriet afgebroken), zodat ook de bescherming van de grondwaterwinning tijdelijk (jaren tot tientallen jaren) is. Uit onderzoek op De Marke blijkt in twee zones in de bodem denitrificatie op te treden (figuur 13); op circa 8 meter diepte (onvolledige afbraak), alsmede vanaf circa 17 meter diepte (volledige afbraak).

Menging

Dieper in het profiel treedt menging op van grondwater van verschillende komaf en leeftijd. Het kan jaren tot tientallen jaren duren voordat het nitraat een bepaalde, diepere bodemlaag heeft bereikt. Daarnaast bestaan er in de bodem allerlei stroombanen van grondwater, zodat grondwater van verschillende locaties (landgebruikstypen) en van verschillende ouderdom wordt gemengd. Deze effecten bemoeilijken een evaluatie van de effecten van landbouwkundig handelen op de nitraatconcentratie van het diepe grondwater.

Conclusies

- De effecten van maatregelen op de kwaliteit van het grondwater worden minder duidelijk zichtbaar naarmate dieper wordt bemonsterd.
- Er kan een vertraging optreden van jaren tot tientallen jaren, zodat niet mag worden uitgesloten dat terwijl de nitraatconcentraties in het bovenste water afnemen door maatregelen, die in het diepere grondwater (en grondwaterwinningen) nog toenemen door de intensieve bemesting uit de jaren tachtig. Effecten van maatregelen die momenteel worden genomen, zijn dus pas over (tientallen) jaren merkbaar in het diepere grondwater.
- Indien voorraden organische stof en pyriet in de ondergrond opraken, dan stopt de denitrificatie en zal nitraat dieper uitspoelen. Dit zou tot plotselinge verhogingen in de nitraatconcentratie van het diepere grondwater kunnen leiden.



Figuur 13: Vergelijking tussen gemeten nitraatconcentraties in het diepere grondwater van De Marke en prognoses (Van der Aa et al., 2003).

3.6 Stikstof in het oppervlaktewater

De relatie tussen maatregelen in de landbouw en de stikstofconcentratie in het oppervlaktewater is minder duidelijk dan die tussen maatregelen en het nitraatgehalte in het bovenste grondwater omdat:

- i) N via verschillende transportwegen naar het oppervlaktewater wordt vervoerd,
- ii) niet alleen nitraat maar ook ammonium en opgelost organische N voor het oppervlaktewater belangrijk zijn,
- iii) landbouw weliswaar een belangrijke, maar niet de enige bron van de stikstof in het oppervlaktewater en
- iv) omdat stikstof in het oppervlaktewater allerlei omzettingen kan ondergaan.

Door de combinatie van deze factoren zal het effect van maatregelen minder snel zichtbaar zijn op de kwaliteit van het oppervlaktewater dan op de kwaliteit van het bovenste grondwater.

Transportwegen

Stikstof wordt via verschillende transportwegen naar het oppervlaktewater vervoerd; oppervlakkige afstroming, greppels, drains (op verschillende diepten), diffusie via bodemvocht (op verschillende diepten) en kwel (van verschillende leeftijd). De tijd van het transport, de N-concentraties en het soort N-verbindingen (nitraat,

ammomium, organische N) en de omzettingen (met name denitrificatie) tijdens het transport kunnen sterk verschillen tussen de verschillende transportwegen.

De effecten van maatregelen op uitspoeling worden minder duidelijk naarmate het watertransport dieper in de bodem plaats vinden. Oppervlakkige afspoeling en uitspoeling van drains reageren snel op maatregelen (binnen het jaar), maar de stikstofaanvoer via diepe kwel zal pas op zeer lange termijn (tientallen jaren) worden beïnvloed.

Voor veel klei- en zandgronden is de afvoer via drains de belangrijkste transportweg van stikstof naar het oppervlaktewater, maar soms speelt oppervlakkig afvoer ook belangrijke rol. Resultaten van DOVE-klei (zware rivierklei) laten zien dat in deze zware kleigrond meer stikstof via greppels dan via drains naar het oppervlaktewater werd getransporteerd (tabel 3). In onderzoek in de Vlietpolder (DOVE veen) bedroeg de oppervlakkige N-afspoeling 10 procent van de totale N-belasting van de sloot (Van Beek et al., 2003).

Tabel 3. Uitspoeling van N in kg N per ha via greppels (gemiddelde van 2 greppels) en drains (gemiddelde van 2 drains) in zware rivierklei (Van der Salm, voorlopige resultaten seizoen 2002/2003 in project DOVE-klei)

		mm	NH ₄ -N	organisch N	NO ₃ -N	totaal N
Greppels	gem	145	0,7	8,4	0,6	9,6
	sd	7	0,5	4,2	0,0	4,8
Drains	gem	95	0,5	3,5	0,5	4,5
	sd	7	0,2	1,0	0,1	1,2
Greppels+Drains		1	1,2	11,9	1,0	14,1

Stikstofverbindingen

Voor de kwaliteit van het oppervlaktewater wordt niet alleen nitraat maar ook ammonium en opgelost organische N beschouwd. Met name rond aanvoering, vorming en transport van opgelost organische N bestaan veel onzekerheden (zie ook paragraaf 3.3.3).

Gegevens van Landelijk Meetnet effect Mestbeleid (LMM) laten het volgende beeld zien (Fraters, 2004). De organische stikstofconcentraties gemeten in het drainwater van landbouwbedrijven in de kleigebieden is gemiddeld 1,3 mg/l en varieert van < 0,1 tot 3,7 mg/l in de periode 1996-2002. De organische stikstofconcentratie is gemiddeld hoger bij de melkveebedrijven dan bij de akkerbouwbedrijven. In de periode 1996-1999 was dit verschil circa 0,7 mg/l en in de periode 2000-2002 circa 0,3 mg/l. Het verschil werd kleiner doordat er wel een afname was van de concentratie bij de melkveebedrijven tussen 1996 en 2002 (van 1,8 naar 1,4 mg/l), maar niet bij de akkerbouwbedrijven. De oorzaak van deze afname is (nog) niet duidelijk maar ook voor nitraat is een dergelijk beeld zichtbaar (Fraters e.a., in voorbereiding). De organisch stikstofconcentratie lijkt toe te nemen in de volgorde van klei < zand ≈ veen. De resultaten voor de kleigebieden geven geen aanwijzing dat management een effect heeft op de organisch stikstofconcentratie in drainwater. De organisch stikstofconcentratie bij 'voorloperbedrijven' zoals de BIOVEEM- en K&K-bedrijven was eerder relatief hoog ten opzichte van die bij de bedrijven uit de representatief steekproef. In de LMM-bedrijven op kleigrond vormt organische

stikstof gemiddeld 10 (akkerbouw) tot 20 procent (melkvee en overig) van de totale stikstofvracht naar het oppervlaktewater via drainbuizen. Op bedrijven die deel uit maken van speciale programma's (bv. Koeien en Kansen) is het aandeel die organische stikstof uitmaakt in de totale stikstof uitspoeling via drains groter; gemiddeld 30 procent (variërend van 22 tot 60 procent). Het gebruik van cijfers over het aandeel organisch stikstof in de totale hoeveelheid stikstof die uitspoelt, moet met grote omzichtigheid gebeuren. De reden hiervoor is dat nitraatstikstof (meestal de belangrijkste vorm waarin N uitspoelt) veel sterker beïnvloed lijkt te worden door bodemtype, neerslag en landbouwkundig handelen dan organische stikstof.

In grasland op zware rivierklei was organische N verreweg de belangrijkste N-verbinding die naar het oppervlaktewater werd getransporteerd via drains en greppels (tabel 3). In vergelijking tot de resultaten van LMM is dit echter uitzonderlijk hoog. Mogelijk wordt dit veroorzaakt doordat een groot deel van de organische N in de zware rivierklei via greppels naar het oppervlaktewater werd getransporteerd, terwijl de metingen in LMM in het drainwater zijn uitgevoerd.

Het is niet duidelijk waarvan de uitgespoelde organische N afkomstig is. Maatregelen op het gebied van bemesting en nutriëntenmanagement zullen in eerste instantie een effect hebben op minerale N en uitspoeling van nitraat. Bij scherpe maatregelen zou het organische stof gehalte in de bodem kunnen gaan teruglopen en mogelijk daardoor ook de hoeveelheid oplosbare organische N. Vermindering van toediening van mest (met de daarin opgeloste organische N) kan ook tot een directe verlaging van de hoeveelheid opgeloste organische N in de bodem leiden en mogelijk tot een lagere uitspoeling van organische N. Indien de uitgespoelde organische N vooral van de bodem organische N afkomstig is, dan zal dit moeilijk en traag door middel van bemestingsmaatregelen gestuurd kunnen worden.

Bronnen van stikstof

Landbouw is niet de enige bron van de stikstof in het oppervlaktewater. De bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater zal sterk variëren tussen oppervlaktewateren. De bijdrage zal het grootste zijn in sloten die worden omgeven door landbouwpercelen. Naarmate de bijdrage van de landbouw aan de belasting van het oppervlaktewater afneemt, zal het effect van landbouwkundige maatregelen minder snel zichtbaar zijn.

Veengronden worden gedraineerd om hierop landbouw uit te oefenen. Deze drainage leidt tot afbaak van veen en het vrijkomen van stikstof door mineralisatie. Deze mineralisatie kan 100-300 kg N per ha bedragen en leiden tot belasting van het oppervlaktewater met N. Uit het onderzoek van DOVE-veen blijkt dat ongeveer de helft de N in het oppervlaktewater afkomstig is kunstmest en dierlijke mest (inclusief weidemest) dat aan het grasland is toegediend en dat de rest afkomstig is van mineralisatie van het veen, depositie en inlaatwater (Van Beek et al., 2004). Maatregelen in het kader van de Meststoffenwet hebben geen effect op de mineralisatie van het veen, zodat de relatief hoge N-belasting van het oppervlaktewater door veenaafbraak aanwezig blijft. Dit beperkt de mogelijkheden om de

kwaliteit van het oppervlaktewater in veengebieden te veranderen door middel van nutriëntenmanagement.

Omzettingen in het oppervlaktewater

Stikstof kan in het oppervlaktewater allerlei omzettingen ondergaan. Ammonium en nitraat kunnen worden opgenomen door waterplanten en na afsterving van deze planten als organische stof in het water en onderwaterbodem terecht komen. Deze organische stof kan 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. Al deze omzettingen kunnen er voor zorgen dat er geen duidelijke relatie is tussen maatregelen op percelen en de N-concentratie in het oppervlaktewater.

Conclusies

de relatie tussen maatregelen in de landbouw en stikstofconcentratie in het oppervlaktewater is minder duidelijk dan die tussen maatregelen en het bovenste grondwater omdat

- i) N via verschillende transportwegen naar het oppervlaktewater wordt vervoerd,
- ii) niet alleen nitraat maar ook ammonium en opgelost organische N belangrijk zijn voor oppervlaktewater,
- iii) landbouw weliswaar een belangrijke, maar niet de enige bron van de stikstof in het oppervlaktewater en
- iv) omdat N in het oppervlaktewater allerlei omzettingen kan ondergaan.

3.7 Fosfaat in de bodem

In de bodem komen een groot aantal verschillende fosfaatvormen voor, zowel in anorganische als organische vorm. Het overgrote deel van het opgehoopte fosfaat bevindt zich in de bodem als anorganisch gebonden fosfaat (70-90%). In tegenstelling tot stikstof wordt fosfaat goed in de bodem vastgelegd. In zure gronden is fosfaat vaak gebonden aan ijzer (Fe) en aluminium (Al) en in alkalische gronden is fosfaat meestal gebonden aan calcium (Ca). Anorganisch fosfaat dat in de bodemoplossing aanwezig is, is voor een groot deel beschikbaar voor opname door de plant. Organisch fosfaat is afkomstig van afgestorven planten, dieren en micro-organismen en van organische producten als mest en compost. Naarmate er meer fosfaat in de bodem is vastgelegd, neemt de capaciteit om fosfaat te binden sterk af (fosfaatverzadiging) waardoor het risico op fosfaatuitspoeling naar diepere bodemlagen en oppervlaktewater toeneemt. In het kader van de evaluatie zijn studies uitgevoerd naar fosfaatverzadigde gronden en gronden met een lage fosfaattoestand (inclusief fosfaatfixerende gronden); deze studies zijn apart gerapporteerd (Schoumans et al., 2004; Schoumans, 2004).

De belangrijkste fosfaatkunstmeststoffen die in Nederland worden gebruikt (zoals tripelsuperfosfaat) bevatten voornamelijk het goed in water oplosbare monocalciumfosfaat ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$). Na toediening het monocalciumfosfaat in de bodem snel wordt omgezet tot de (veel) minder oplosbare Ca-fosfaten. Hierdoor neemt in het algemeen de beschikbaarheid van de fosfaat en voor de plant en de gevoeligheid voor uitspoeling af naarmate de tijd na bemesting toeneemt. De samenstelling van dierlijke mest varieert sterk en is afhankelijk van factoren zoals diersoort, het type mest, het rantsoen, mestverzamel- en bewaarsysteem, de bewaartijd etc. Ongeveer 60-90 procent van de fosfaat in dierlijke mest is anorganisch fosfaat (struviet, trimagnesiumfosfaat, octacalciumfosfaat en dicalciumfosfaat), waarvan de beschikbaarheid niet wezenlijk afwijkt van die van tripelsuperfosfaat. De rest van de mest bestaat uit organisch fosfaat, waarvan een deel gedurende het seizoen van toediening wordt gemineraliseerd. Een ander deel van deze organische fosfaat zal in latere jaren door mineralisatie vrijkomen, maar over de mineralisatie van organisch fosfaat is relatief weinig bekend. De verschillen in samenstelling van fosfaatkunstmest en dierlijke mest zullen met name vlak na toediening kunnen resulteren in andere effecten op gewas- en fosfaattoestand van de bodem. Over een langere periode gezien zijn heeft de fosfaat in dierlijke mest een vergelijkbaar effect op de fosfaatopname door gewassen dan kunstmest.

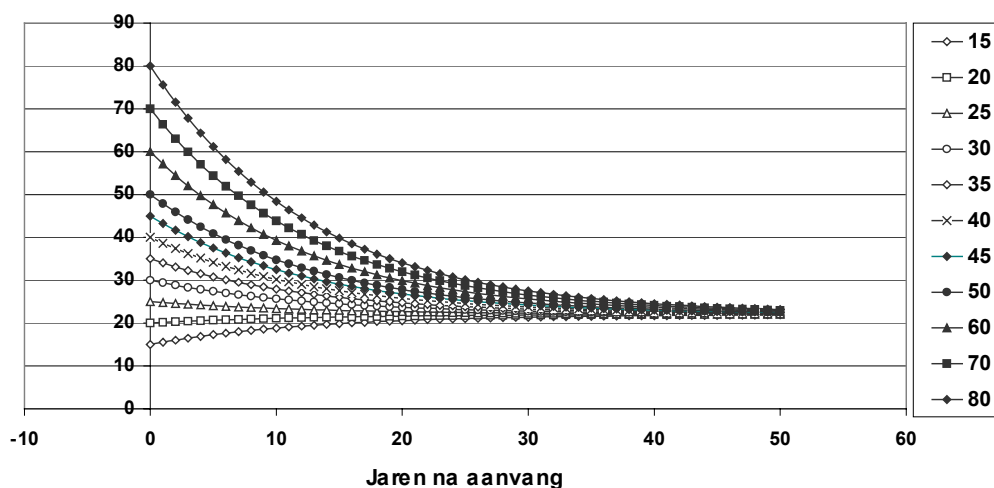
De fosfaattoestand van de bodem geeft aan in welke mate de fosfaat in de bodem beschikbaar is voor het gewas en is soms ook een indicator voor de fosfaat die kan uitspoelen. In Nederland worden het P-AL-getal, voornamelijk voor grasland (0-5 cm laag), en het Pw-getal, voornamelijk voor bouwland (bouwvoor), gebruikt als maat voor de P-toestand van de bodem. Veranderingen in bemesting hebben een traag effect op de fosfaattoestand van de bodem. Uit figuur 14 blijkt dat het (tientallen) jaren duurt, afhankelijk van de begintoestand, voordat de de fosfaattoestand van een bodem stabiel is bij een jaarlijks overschot van 20 kg P_2O_5 per ha per jaar. Uit figuur 15 blijkt dat de P-toestand bij het niet meer bemesten van bouwland (behandeling P1) langzaam daalt en dat er grote schommelingen tussen jaren in de P-toestand kunnen optreden. Onderzoek van Koopmans (2004) laat zien dat het gedurende enkele jaren niet meer bemesten met fosfaat ('uitmijnen') een veel groter effect heeft op de hoeveelheid fosfaat in oplossing dan de totale hoeveelheid gebonden fosfaat in de bodem. De hoeveelheid fosfaat in oplossing is een betere indicator voor het risico op uitspoeling dan de totale hoeveelheid fosfaat.

Bemonstering van profielen van veeljarige bouwlandproeven laat zien dat uitspoeling van fosfaat naar diepere bodemlagen afhankelijk is van de grondsoort en dat deze uitspoeling traag verloopt (figuur 16). De effecten van sterk verschillende fosfaatbemesting gedurende 16 – 32 jaar zijn in twee van de drie gronden alleen zichtbaar in de bovenste 45 cm. Voor fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater is de grondwaterstand belangrijk (paragraaf 3.7).

In onderzoek van Middelkoop et al. (2003) is op de meeste proeflocaties geen duidelijk verband tussen de huidige fosfaatgift en- overschot en de uitspoelingsverliezen naar diepere bodemlagen (figuur 17). De gevonden P-verliezen lijken vooral bepaald door de hydrologische situatie (verhouding laterale drainage en

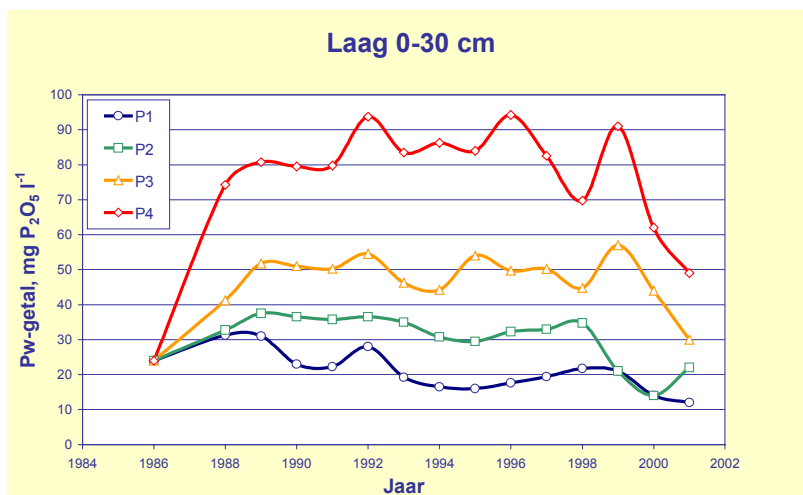
uitspoeling) en de P-toestand (Pw-getal) van de wortelzone (Figuur 17). Mogelijk speelt grondsoort hierin ook een rol. Hoge uitspoelingsverliezen worden aangetroffen op percelen met een relatief hoge laterale drainage en een hoge Pw in de diepere delen van de wortelzone.

**Pw-getal,
mg P₂O₅ per liter**

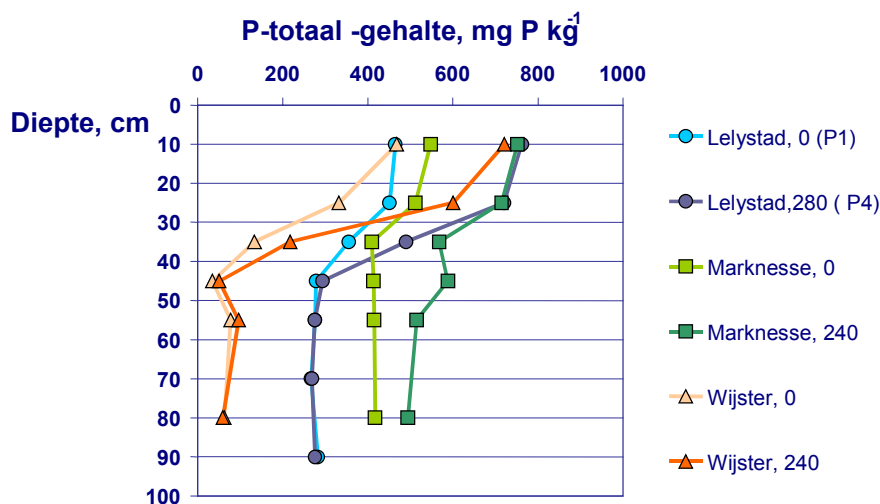


Figuur 14. Verloop van de fosfaattoestand gemeten als Pw-getal bij verschillende beginwaarden voor de fosfaattoestand bij een overschot van 20 kg P₂O₅ per ha per jaar op basis van een integrale statistische analyse van 86 veeljarige veldproeven van IB, NMI, PR, PAV, CABO. De figuur geeft aan wat er het verloop is van het Pw-getal als er jaarlijks een overschot is van 20 kg P₂O₅ per ha bij verschillende beginwaarden voor het Pw-getal (Ehlert et al., 1996).

Over de rol van mineralisatie van organisch fosfaat bij de fosfaatvoorziening van het gewas en de fosfaatuitspoeling is relatief weinig bekend. Voor zowel De Marke (Reijneveld et al., 2003) als voor het proefbedrijf Meterik (Ehlert & Koopmans, 2004) is vastgesteld dat over een periode van 13 tot 15 jaar er geen of nauwelijks een daling van de fosfaattoestand gemeten als Pw-getal optreedt bij een waardering zeer hoog (Pw-getal > 115 mg P₂O₅ per liter grond). Mogelijk wordt dit veroorzaakt door mineralisatie van organisch fosfaat. De berekende fosfaatmineralisatie bedraagt voor Meterik circa 50 kg P₂O₅ per ha per jaar en voor proefbedrijf Vredepeel (Pw = 30 à 35) circa 25 kg P₂O₅ per ha per jaar (Ehlert & Koopmans, 2004). Bij Meterik kan mineralisatie de gewasbehoefte volledig dekken, bij Vredepeel voor circa de helft. Mineralisatie van organisch fosfaat kan er toe leiden dat de fosfaattoestand van bodems minder snel daalt bij verlaging van de fosfaatbemesting dan op basis van het fosfaatoverschot zou worden verwacht.



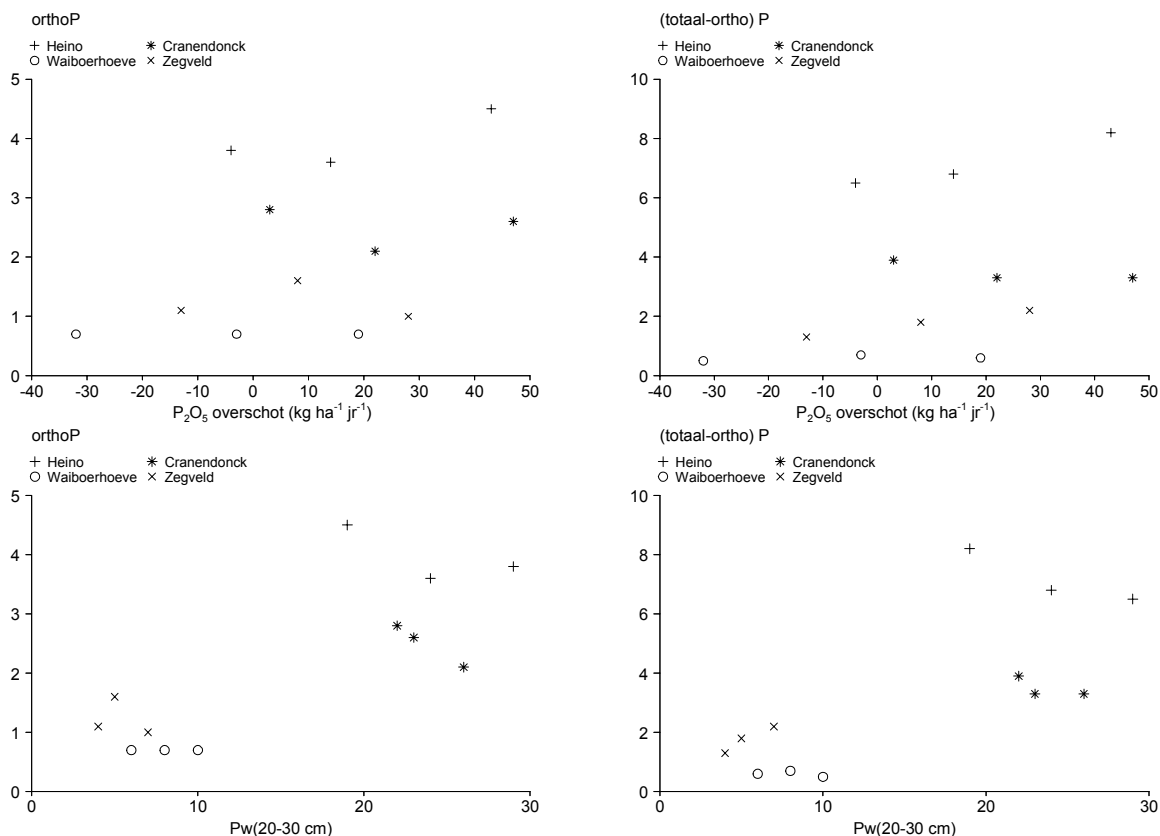
Figuur 15. Verloop van de fosfaattoestand (Pw-gehalte) voor vier fosfaattoestanden (P1 t/m P4) en bemestingsniveaus resp. 0, 70, 140 en 280 kg P_2O_5 per ha per jaar te Lelystad voor de bodemlaag 0-30 cm (Ehlert et al., 2003).



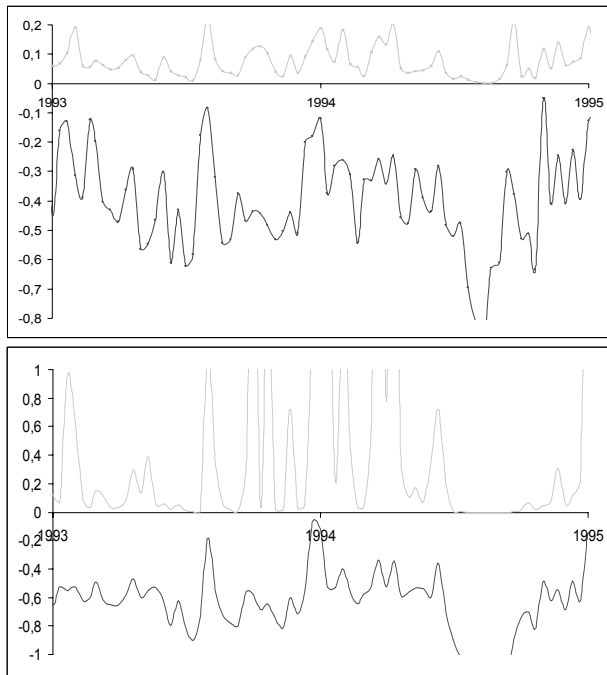
Figuur 16. Profielen van gehalten aan totaal fosfaat op drie locaties bij verschillende bemesting (0–280 kg P_2O_5 ha⁻¹) gedurende 16 (Lelystad) tot 32 (Marknesse en Wijster) jaar (Dekker & Ehlert, 2003).

Conclusies

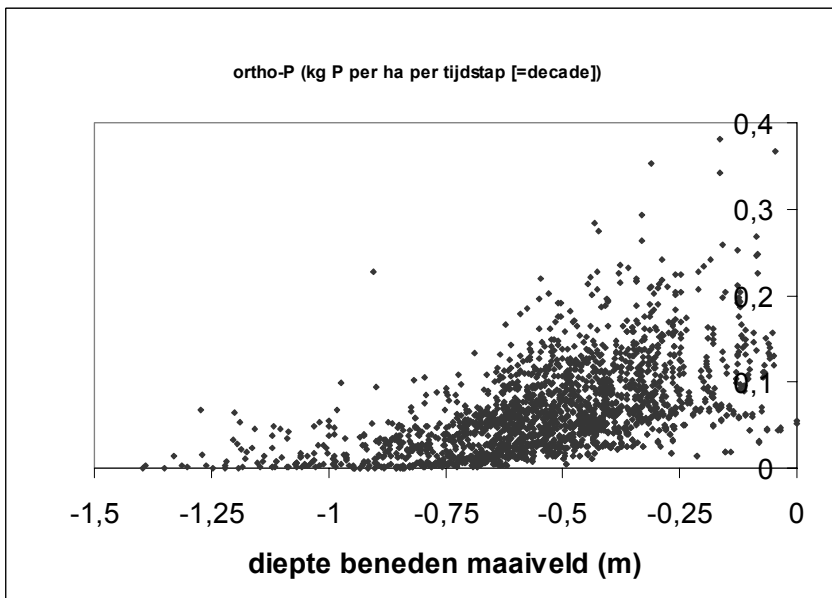
- Het fosfaateffect van dierlijke mest op de opbrengst en de fosfaattoestand is op langere termijn gezien vergelijkbaar met die van kunstmest;
- De totale hoeveelheid fosfaat en de fosfaattoestand van de bodem reageren traag op veranderingen in management (jaren tot tientallen jaren);
- De uitspoeling van fosfaat naar diepere bodemlagen verloopt traag (jaren tot tientallen jaren);
- Mineralisatie van organisch fosfaat kan er toe leiden dat de fosfaattoestand van bodems minder snel daalt bij een verlaging van de fosfaatbemesting dan op basis van het fosfaatoverschot zou worden verwacht.



decade) en de bijbehorende fosfaatbelasting van het oppervlaktewater (periode 1986-2045).



Figuur 18. Het verloop van de grondwaterstand (m beneden maaiveld; onderste lijnen) en de fosfaatbelasting (ortho-fosfaat) van het oppervlaktewater (kg fosfaat per ha per decade; bovenste lijnen) voor respectievelijk een zandplot met een fosfaatverzadigingsgraad in de bovengrond (0-50 cm) van 28,5% (bovenste figuur) en een maïsplot met een fosfaatverzadigingsgraad in de bovengrond van 73% (onderste figuur).



Figuur 19. De relatie tussen de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater en de grondwaterstand voor de in figuur 18 beschreven zandgrond.

Uit figuren 18 en 19 blijkt dat de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater sterk kan fluctueren als gevolg van de variatie in de grondwaterstand; dat wil zeggen als gevolg van de lagen die op dat moment mee doen aan de fosfaatafvoer vanuit de bodem naar het oppervlaktewater. Daar staat tegenover dat de fosfaattoestand van de bodemlagen zelf (zeer) stabiel zijn. De hoeveelheid fosfaat die in de bovengrond van veel landbouwgronden is opgehoopt bedraagt vaak meer dan twee duizend kilogram fosfaat (P_2O_5) per ha. Enkele honderden kg hiervan kan beschouwd worden als mobiele fractie. Omdat de fosfaatuitspoeling op jaarbasis enkele kg bedraagt, daalt de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater op jaarbasis slechts in beperkte mate (zelfs bij evenwichtsbemesting zoals scenario H in Minas en Milieu; Schoumans et al., 2002; RIVM, 2002).

De grondwaterstand heeft een groot effect op de fosfaatbelasting van oppervlaktewater. Vernatting van landbouwgronden of van voormalige landbouwgronden die naar natuur zijn omgezet, kan leiden tot mobilisering van fosfaat en tot een toename van de fosfaatbelasting van oppervlaktewater (De Vos et al., 2003). Het fors verminderen van fosfaatbemesting om de belasting van oppervlaktewater te beperken zal bij vernatting veel minder effectief zijn.

Net zoals voor stikstof geldt voor fosfaat dat niet alle fosfaat in het oppervlaktewater direct afkomstig is van bemesting. In veengrond in de Vlietpolder was 10-48 procent van de fosfaat in het oppervlaktewater afkomstig van kunstmest en dierlijke mest; de rest was afkomstig van mineralisatie van veen, depositie en inlaatwater (Van Beek et al., 2004).

Metingen in het project DOVE-klei geven aan dat de belasting van het oppervlaktewater in deze rivierklei voornamelijk plaats vindt via greppels en de drains. De greppelafvoer, dus de oppervlakkige afvoer, was de belangrijkste route: circa 70% van het fosfaat stroomt oppervlakkig af. Deze oppervlakkige afspoeling van fosfaat naar oppervlaktewater wordt mogelijk sterker beïnvloed door bemestingsmaatregelen dan die van het diepere fosfaattransport. Het aandeel van organisch fosfaat in de totale fosfaatuitspoeling bedroeg 90 procent in de zware rivierklei. De omstandigheden in deze grond met een grote oppervlakkige afvoercomponent zijn niet representatief voor de meeste landbouwgronden in Nederland, maar de resultaten geven wel aan dat er gronden zijn waarin de uitspoeling van organisch fosfaat belangrijk is.

Net zoals bij stikstof geldt dat fosfaat in het oppervlaktewater allerlei omzettingen kan ondergaan. Veel fosfaat zal ophopen in de bodem van sloten en kan geleidelijk weer vrijkomen. De fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater wordt in sterke mate beïnvloed door de processen in het oppervlaktewater en onderwaterbodems. De nalevering van fosfaat uit onderwaterbodems kan er toe leiden dat effecten van maatregelen op de landbouwgronden minder snel waarneembaar zijn in de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater (jaren tot tientallen jaren). De hydrologische situatie, de hoeveelheid fosfaat in de slootbodems en de chemische processen die deze fosfaat kunnen mobiliseren hebben allen een groot effect op de fosfaatconcentratie van het oppervlaktewater.

Conclusies

- De fosfaatbelasting van oppervlaktewater wordt bepaald door de fosfaatverzadiging van de bodem en hydrologie. De grootste uitspoeling vindt plaats als het grondwater in direct contact komt met de met fosfaatverzadigde bovengrond.
- De totale hoeveelheid fosfaat in de bodem is stabiel en verandert zeer traag bij gewijzigde bemesting. Ook bij een lage bemesting (evenwichtsbemesting) daalt de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater op jaarbasis slechts in beperkte mate.
- Vernatting van landbouwgronden of van landbouwgronden die naar natuur worden omgezet kan leiden tot mobilisering van fosfaat en tot een toename van de fosfaatbelasting van oppervlaktewater. Het fors verminderen van fosfaatbemesting om de belasting van oppervlaktewater te beperken zal bij vernatting veel minder effectief zijn.
- In een zware rivierklei met veel oppervlakkige afvoer bedroeg het aandeel organisch fosfaat 90 procent van de totale fosfaatuitspoeling. Deze omstandigheden zijn niet representatief voor de meeste landbouwgronden in Nederland, maar de resultaten geven wel aan dat er gronden zijn waarin de uitspoeling van organisch fosfaat belangrijk is.
- De fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater wordt in sterke mate beïnvloed door de processen in het oppervlaktewater en onderwaterbodems. Hierdoor zullen effecten van bemestingsmaatregelen minder snel waarneembaar zijn in de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater (jaren tot tientallen jaren).

4 Gt-grens voor uitspoelingsgevoelige zandgronden

G.L. Velthof en M.J.D. Hack-ten Broeke (Alterra)
S.L.G.E. Burgers (Biometris)

4.1 Aanleiding

In het Nederlandse mestbeleid wordt onderscheid gemaakt tussen uitspoelingsgevoelige gronden en overige gronden. Uitspoelingsgevoelige gronden zijn gronden waarvoor wordt ingeschat dat bij de uiteindelijke gebruiksnormen niet aan de nitraatnorm van 50 mg per liter in het bovenste grondwater kan worden voldaan. Voor deze gronden gelden scherpere normen en mogelijk aanvullende maatregelen, zodat wel aan de kwaliteitsdoelstellingen van het grondwater kan worden voldaan.

Uit metingen in het Landelijke Meetnet Effecten Mestbeleid LMM en in Sturen op Nitraat en uit berekeningen met het model STONE blijkt dat er een groot effect is van de grondwatertrap (Gt) op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Dit effect van Gt wordt waarschijnlijk vooral veroorzaakt door denitrificatie; hoe hoger de Gt, hoe gunstiger de omstandigheden voor denitrificatie en hoe lager de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Daarnaast is er ook een effect van Gt op de vochtvoorziening van gewassen: een gunstige vochtvoorziening bevordert gewasgroei en nutriëntenopname en dus blijft er minder stikstof over voor uitspoeling. Voor het effect van denitrificatie geldt het volgende. In bodems neemt het organische stofgehalte met de diepte af. Aan de bovenkant van de bodem wordt steeds vers (gemakkelijk afbreekbare) organische stof aangevoerd via dierlijke mest en gewasresten. Gemakkelijk afbreekbare organische stof is de belangrijkste energiebron voor denitrificerende bacteriën en onder zuurstofloze omstandigheden in aanwezigheid van nitraat zal de denitrificatie toenemen naarmate er meer gemakkelijk afbreekbare organische stof aanwezig is. De grondwaterstand heeft een groot effect op zuurstofvoorziening van bodems. Naarmate het grondwater hoger staat, zal het eerder in contact komen met gemakkelijk afbreekbare organische stof en zal de denitrificatie hoger zijn.

Uit de berekeningen met STONE in de evaluatie Meststoffenwet 2002 blijkt dat in zandgronden met Gt VII en VIII meestal niet aan de nitraatnorm van 50 mg per liter kan worden voldaan, terwijl voor zandgronden met een Gt V en lager meestal wel aan deze norm wordt voldaan. Gronden met Gt VII en VIII zijn uitspoelingsgevoelig en die met Gt V en lager zijn niet uitspoelingsgevoelig. De grens van uitspoelingsgevoeligheid ligt binnen Gt VI (Figuur 8.3.1 in MINAS en Milieu, RIVM 2002). Gt VI heeft een Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG) tussen 40 en van 80 cm beneden maaiveld.

Gedetailleerde berekeningen met STONE geven aan dat binnen Gt VI de gronden met GHG 40-60 cm gemiddeld een 40% lagere nitraatconcentratie hebben dan gronden met GHG 60-80 cm (tabel 8.3.5 in MINAS en Milieu, RIVM 2002). Op basis van de STONE-uitkomsten zou een grens naar uitspoelingsgevoeligheid bij een

GHG van 60 cm kunnen worden getrokken. Hierbij moet worden vermeld dat de spreiding in de berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater groot was. De denitrificatie in zandgronden wordt in sterke mate bepaald door een samenspel van bodemeigenschappen, grondwatertrap en gewas (Velthof et al., 2004). Daarnaast heeft het stikstofoverschot een effect op de nitraatuitspoeling.

De resultaten van de evaluatie Meststoffenwet 2004 worden gebruikt bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden. In het kader van de evaluatie is gevraagd waar een grens tussen wel en niet uitspoelingsgevoelige gronden getrokken zou kunnen worden.

4.2 Aanpak

In deze studie is naast de modelberekeningen met STONE gebruik gemaakt gegevens uit Sturen op Nitraat, Koeien en Kansen en Telen met Toekomst. Op basis van de 478 proefplekken van Sturen op Nitraat is nagegaan of er binnen Gt VI een GHG-grens is aan te geven, waarbij de nitraatconcentraties duidelijk een niveauverschil gaan vertonen. Hiertoe zijn gegevens van drie meetseizoenen gebruikt: 2000/2001, 2001/2002 en 2002/2003. Naast analyse van het effect van GHG binnen Gt VI is ook een analyse gemaakt van het effect van GHG op de totale data-set (alle Gt's). Voor gedetailleerde beschrijving van de opzet, metingen en resultaten wordt verwezen naar de rapporten die in het kader van Sturen op Nitraat zijn uitgebracht (Burgers et al., 2004; Hack-ten Broeke et al., 2003; Smit et al., 2003).

Eind 2003 zijn de bedrijven op zandgrond uit de projecten Koeien en Kansen (melkveehouderij) en Telen met Toekomst (open teelten, met name akkerbouw) gekarteerd en zijn de resultaten van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op boorpuntniveau¹ gebruikt voor statistische analyses (zie hoofdstuk 5). De gehanteerde methoden en de resultaten worden gerapporteerd door Ten Berge en Hack-ten Broeke (2004). In de onderhavige notitie worden alleen de resultaten van de analyse naar de grens van uitspoelingsgevoeligheid meegenomen. Voor Koeien en Kansen (melkveehouderij) en Telen met Toekomst (akkerbouw) is een statistische analyse uitgevoerd met de nitraatconcentratie op boorpuntniveau en een groot aantal mogelijke verklarende variabelen, waaronder de drie Gt-groepen conform de Sturen op Nitraat indeling (tabel 4) en een indeling in twee Gt-groepen. Door middel van regressie-analyse is nagegaan of er een GHG-grens is waarbij een zo groot mogelijk verschil in nitraatconcentraties bestaat tussen de twee nieuwe Gt-groepen.

¹ In de projecten Koeien en Kansen en Telen met Toekomst zijn door het RIVM metingen verricht naar de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. De analyses zijn uitgevoerd op bedrijfsniveau, waarbij mengmonsters zijn gemaakt van 48 boorpunten binnen het bedrijf. Van de monsters van de afzonderlijke boorpunten is de nitraatconcentratie bepaalde met behulp van Nitrameet-meter.

4.3 Resultaten Sturen op Nitraat

4.3.1 Gemiddelde nitraatconcentratie per Gt-groep

In tabel 4 worden de gemiddelde nitraatconcentratie voor de drie binnen Sturen op Nitraat onderscheiden Gt-groepen gegeven. Het effect van Gt-groep op de nitraatconcentratie is groot. Dit komt ook tot uiting in de regressie-analyses met nitraatconcentratie in het grondwater als te verklaren variabele, waarin Gt-groep als significant verklarend factor naar voren komt (Burgers et al., 2004; Hack-ten Broeke et al., 2003). De spreiding in nitraatconcentratie per Gt-groep is groot en wordt veroorzaakt door factoren als stikstofoverschot (Nmineraal in najaar), mineralisatie en denitrificatie in de winter. De resultaten uit tabel 4 komen goed overeen met die van de STONE-berekeningen uit de EMW 2002. Ook de meetgegevens van Sturen op Nitraat geven aan dat de grens tussen uitspoelingsgevoelige gronden en overige gronden ergens in Gt VI (Sturen op Nitraat Gt-groep 2) ligt.

4.3.2 Analyse op basis van alleen Gt VI

De data-set van Sturen op Nitraat omvat 167 proefplekken met Gt VI. Voor elk meetseizoen is nagegaan of er een niveauverschil in nitraatconcentratie is als Gt VI op basis van GHG in twee groepen wordt gesplitst.

Voor het eerste meetseizoen is er een duidelijk niveauverschil in de nitraatconcentraties zichtbaar als de grens bij GHG = 50 cm wordt gelegd. De gemiddelde nitraatconcentratie voor GHG \leq 50 cm (59 waarnemingen) is 54 mg/l en voor GHG > 50 cm 81 mg/l. Het niveauverschil is dus gemiddeld 27 mg/l. Als de grens bij GHG = 60 cm gelegd wordt is er nauwelijks sprake van een niveauverschil (gemiddelde voor GHG \leq 60 cm wordt 70 mg/l versus voor GHG > 60 cm 75 mg/l). Als een regressieanalyse wordt uitgevoerd met twee GHG-groepen (grens bij 50 cm), de bodemgroepen en de gewasgroepen uit Sturen op Nitraat dan is het niveauverschil dat door de GHG wordt verklaard nog slechts 18 mg/l. Als ook Nmineraal in het najaar in het model wordt opgenomen dan blijft er nog 13 mg/l over van het effect. Een deel van het niveauverschil door GHG kan blijkbaar ook verklaard worden door andere variabelen (bodem, gewas en Nmineraal).

De gegevens van het tweede meetseizoen leveren niet dit beeld op. Er is geen GHG-grens binnen de Gt VI te vinden, die een duidelijk niveauverschil laat zien. Voor het derde meetseizoen is er een niveauverschil in de nitraat-concentratie als de grens bij GHG = 50 cm wordt gelegd; dit niveauverschil wordt groter indien de grens bij GHG = 60 cm wordt gelegd. De gemiddelde nitraatconcentratie voor GHG \leq 50 cm is 64 mg/l en voor GHG > 50 cm 74 mg/l. Ligt de grens bij GHG=60 cm dan is de gemiddelde nitraatconcentratie respectievelijk 65 en 81 mg/l. Het niveauverschil is dan gemiddeld 15 mg/l. In een regressie-analyse waarin ook bodemgroep, gewasgroep en Nmineraal worden meegenomen, is het effect van GHG = 50 cm ook 15 mg/l. Door de grens bij GHG=60 cm neer te leggen blijft het effect vergelijkbaar groot, namelijk 17 mg/l.

Tabel 4. Nitraatconcentraties (mg/l) in Sturen op Nitraat per Gt-groep¹ voor de drie meetseizoenen

Meetseizoen	Gt-groep	Aantal	Gemiddeld	Minimum	Maximum	Mediaan
2000-2001	1	70	51	0	383	27
2000-2001	2	185	79	0	365	61
2000-2001	3	217	101	0	519	74
2001-2002	1	70	43	0	297	23
2001-2002	2	183	60	0	308	45
2001-2002	3	212	72	0	410	60
2002-2003	1	72	33	0	278	10
2002-2003	2	185	73	0	360	57
2002-2003	3	213	78	0	541	56

¹ Gt-groep 1: GHG ondieper dan 40 cm (Gt I, II, II*, IIb, III, III*, V, V*)

Gt-groep 2: GHG tussen 40 en 80 cm (Gt IIc, IV, VI)

Gt-groep 3: GHG dieper dan 80 cm (Gt IVc, VII, VII*, VIII)

4.3.3 Analyse op basis van alle Gt's

Er is een regressie-analyse uitgevoerd met alle proefplekken van Sturen op Nitraat. Hierin is nagegaan of er twee GHG-groepen te onderscheiden zijn in plaats van de drie Gt-groepen. De grenswaarde wordt gebaseerd op een GHG tussen 40 en 80 cm.

Uit de regressie-analyse blijkt dat het voor de akkerbouwgewassen goed mogelijk is om de onderverdeling te maken middels een opsplitsing bij GHG = 50 cm. Het regressie-model op basis van twee meetseizoenen (2000/2001 en 2001/2002; Burgers et al, 2004) verandert nauwelijks voor wat betreft de regressieparameters van het model en de verklaarde variantie ten opzichte van het oorspronkelijk regressiemodel met drie Gt-groepen. In de regressie-analyse voor grasland is GHG = 60 cm de beste grenswaarde. Het regressiemodel op basis van de twee Gt-groepen is vergelijkbaar met het oorspronkelijke model met de drie Gt-groepen. De constanten van het regressiemodel verschuiven wel door deze tweedeling in Gt-groepen. Het regressiemodel van maïs wordt slechter (lager percentage verklaarde variantie) indien twee Gt-groepen in plaats van drie Gt-groepen worden gehanteerd.

In tabellen 5 en 6 worden de gemiddelde nitraatconcentraties (en standaardafwijking) gegeven voor de verschillende gewassen en seizoenen indien de GHG-grens bij 50 cm en 60 cm wordt gelegd. De belangrijkste conclusies voor de GHG-grens van 50 cm zijn (tabel 5):

- maïsland en bouwland hebben een duidelijk lagere gemiddelde NO₃-concentratie bij GHG < 50 cm (en meestal lager dan 50 mg nitraat per l) dan bij GHG >50 cm.
- voor akkerbouwgewassen uit de groep AT hoog heeft de GHG-grens = 50 cm een duidelijk effect op de nitraatconcentratie, uitgezonderd het eerste seizoen. De nitraatconcentratie is veel hoger dan 50 mg per l.
- voor grasland heeft grens bij GHG = 50 cm geen duidelijk effect op de nitraatconcentratie.
- de spreiding in nitraatconcentratie per gewas-GHG-groep is hoog.

De belangrijkste conclusies uit tabel 6 (grens GHG = 60 cm):

- voor maïsland en akkerbouwgewassen uit de gewasgroep AT midlaag is de gemiddelde nitraatconcentratie duidelijk lager bij GHG < 60 cm dan bij GHG > 60 cm. De gemiddelde nitraatconcentratie voor deze gewasgroepen is bij GHG < 60 cm hoger dan bij GHG < 50 cm.
- voor gewassen uit de groep AT-hoog is er een niveau verschil voor beide GHG-groepen; De nitraatconcentratie is veel hoger dan 50 mg/l.
- voor grasland heeft grens bij GHG = 60 cm een groter effect op de gemiddelde nitraatconcentratie in beide Gt-groepen dan GHG = 50 cm (uitgezonderd het tweede seizoen).
- de spreiding in nitraatconcentratie per gewas-GHG-groep is hoog.

4.3.4 Conclusies Sturen op Nitraat

De gegevens van Sturen op Nitraat naar de effecten van Gt en GHG op de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater komen goed overeen met STONE-uitkomsten van de evaluatie Meststoffenwet 2002. De GHG-grens is niet altijd hard te trekken (afhankelijk van meetjaar en gewas) en de spreiding is groot. Als er wel een GHG-grens kan worden getrokken dan ligt deze rond 50 - 60 cm:

- voor akkerbouw en maïsland lijkt het goed mogelijk om gronden met GHG ≤ 50 cm te kenschetsen als ‘natte gronden’ en minder uitspoelingsgevoelig ten opzichte van gronden met GHG > 50 cm.
- voor grasland is de grens niet zo duidelijk en lijkt er een lichte voorkeur voor een grenswaarde van GHG ≤ 60 cm.

4.4 Resultaten Koeien en Kansen en Telen met Toekomst

In Telen met Toekomst is de gemiddelde nitraatconcentratie in Gt-groep 1 (GHG < 40 cm), 2 (40 < GHG < 80 cm) en 3 (GHG > 80 cm) respectievelijk 57, 99 en 178 mg/l. Een nieuwe indeling in twee Gt-groepen met een zo groot mogelijk verschil in nitraatconcentratie wordt verkregen bij een GHG van 70 cm. De punten met GHG < 70 cm hebben dan een gemiddelde nitraatconcentratie van 81 mg per liter en de groep met GHG > 70 cm heeft een gemiddelde nitraatconcentratie van 171 mg per liter.

In Koeien en Kansen is de gemiddelde nitraatconcentratie in Gt-groep 1 (GHG < 40 cm), 2 (40 < GHG < 80 cm) en 3 (GHG > 80 cm) respectievelijk 42, 74 en 67 mg/l. In tegenstelling tot de verwachting en de bevindingen bij Telen met Toekomst en Sturen Op Nitraat is er geen duidelijk verschil in nitraatconcentratie tussen de Gt-groepen 2 en 3. Een nieuwe indeling in twee GHG-groepen met een zo groot mogelijk verschil in nitraatconcentratie wordt verkregen bij een GHG van 50 cm. De punten met GHG < 50 cm hebben dan een gemiddelde nitraatconcentratie van 40 mg per liter en de punten met een GHG > 50 cm hebben dan een gemiddelde nitraatconcentratie van 73 mg per liter. Het effect van Gt-groep en van GHG op de

nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is binnen de Koeien en Kansen dataset echter klein.

Tabel 5. Gemiddelde nitraatgehaltes in grondwater (mg NO₃ per liter) bij GHG-grens van 50 cm voor de verschillende gewasgroepen en meetseizoenen (Sturen op Nitraat)

Seizoen	GHG < 50 cm				GHG > 50 cm		
	gewas	aantal	gem	sd	aantal	gem	sd
2000/2001	gras	61	60,89	87,70	112	67,04	76,06
2001/2002	gras	56	59,46	68,53	124	45,56	40,88
2002/2003	gras	54	50,29	64,25	107	54,89	55,20
2000/2001	maïs	25	39,97	33,11	46	93,72	95,00
2001/2002	maïs	37	52,26	73,96	37	90,73	79,98
2002/2003	maïs	25	57,66	71,92	36	82,73	79,10
2000/2001	AT hoog ¹	11	157,61	145,54	20	217,85	122,07
2001/2002	AT hoog	9	77,94	54,67	33	112,77	79,11
2002/2003	AT hoog	8	88,81	51,08	39	149,15	111,02
2000/2001	AT midlaag ²	40	53,70	53,78	145	99,85	74,52
2001/2002	AT midlaag	26	20,67	31,54	115	72,91	52,60
2002/2003	AT midlaag	49	41,74	58,74	133	78,02	61,98

¹ AT hoog: gewassen met een verwachte hoge voorraad Nmineraal na de oogst (>120 kg N per ha); andijvie, Chinese kool, consumptieaardappelen, knolvenkel, korrelmaïs, kropsla, prei, radacchio rosso, snijmaïs en spinazie

² AT midlaag: gewassen met een verwachte voorraad Nmineraal na de oogst van < 120 kg N per ha

Tabel 6. Gemiddelde nitraatgehaltes in grondwater (mg NO₃ per liter) bij GHG-grens van 60 cm voor de verschillende gewasgroepen en meetseizoenen (Sturen op Nitraat)

Seizoen	GHG < 60 cm				GHG > 60 cm		
	gewas	aantal	gem	sd	aantal	gem	sd
2000/2001	gras	77	54,70	81,69	96	73,03	78,38
2001/2002	gras	86	53,78	60,98	94	46,31	40,52
2002/2003	gras	70	45,90	59,40	91	59,07	56,98
2000/2001	maïs	32	44,19	36,20	39	99,90	100,53
2001/2002	maïs	44	51,35	70,33	30	101,03	82,59
2002/2003	maïs	31	52,56	65,99	30	93,01	82,38
2000/2001	AT hoog	12	174,71	150,88	19	210,22	120,42
2001/2002	AT hoog	12	81,16	56,31	30	114,96	80,54
2002/2003	AT hoog	15	108,08	64,63	32	153,31	117,98
2000/2001	AT midlaag	76	83,93	70,29	109	94,00	74,79
2001/2002	AT midlaag	42	46,14	62,20	99	70,55	47,59
2002/2003	AT midlaag	77	63,40	71,86	105	71,82	55,84

4.5 Discussie en conclusies

Uit de berekeningen van STONE (MINAS en Milieu, 2002) en de meetresultaten van Sturen op Nitraat, Koeien en Kansen en Telen met Toekomst volgt dat de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater toeneemt naarmate de Gt dieper is. Dit duidt op een effect van Gt op de denitrificatie en daardoor op de

nitraatuitspoeling naar het bovenste grondwater. De spreiding is echter groot. Deze grote spreiding wordt veroorzaakt doordat naast Gt ook een groot aantal andere factoren een effect hebben op de nitraatconcentratie van het bovenste grondwater, zoals het stikstofoverschot, het nutriëntenmanagement (bijvoorbeeld de hoeveelheid en vorm van bemesting), het type gewas, de bodemeigenschappen in boven- en ondergrond (bijvoorbeeld het effect van veenlagen op denitrificatie; Velthof et al., 2004) 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.

De metingen die in Sturen op Nitraat, Koeien en Kansen en Telen met Toekomst zijn uitgevoerd bevestigen de modelberekeningen van STONE: de grens tussen gronden met een relatief hoge en relatief lage nitraatconcentratie ('grens uitspoelingsgevoeligheid') ligt binnen Gt VI. De GHG-grens waarbij er een verschil in nitraatconcentratie bestaat, verschilt tussen studies en jaren en gewaseffecten mogen niet worden uitgesloten. Deze GHG-grens die uit de meetresultaten kan worden afgeleid ligt tussen 50 en 70 cm. Gezien de complexe interacties tussen deze factoren is het ook niet te verwachten dat er één GHG-grens is te trekken die voor alle gronden en in alle jaren geldig is.

Concluderend kan worden gesteld dat gronden met een GHG dieper dan 70 cm in het algemeen tot de uitspoelingsgevoelige gronden behoren en dat gronden met een GHG ondieper dan 50 in het algemeen tot de niet-uitspoelingsgevoelige gronden behoren. De gronden met een GHG van 50 tot 70 cm zullen afhankelijk van bovengenoemde andere factoren al dan niet uitspoelingsgevoelig zijn, maar hierover zijn geen algemeen geldende conclusies te trekken. Er zijn dan drie opties bij het afbakenen van uitspoelingsgevoelige gronden:

- De grens bij een GHG van 50 cm leggen; deze grens heeft uit oogpunt van het bereiken van de nitraatnorm de voorkeur, maar een deel van het areaal zal mogelijk ten onrechte als uitspoelingsgevoelig worden gekenmerkt (met bijbehorende strenge gebruiksnormen).
- De grens bij een GHG van 70 cm leggen; bij deze grens is de kans kleiner dat percelen ten onrechte als uitspoelingsgevoelig worden aangewezen. Een deel van het areaal zal echter mogelijk ten onrechte als niet-uitspoelingsgevoelig aangewezen worden en het realiseren van de nitraatnorm is hier moeilijk, omdat de strenge gebruiksnormen niet worden toegepast.
- De grens midden in Gt VI bij een GHG van 60 cm leggen.

5 Bodem- en Gt-kartering in Koeien en Kansen, Telen met Toekomst en Sturen op Nitraat

G.L. Velthof, F. Brouwer, A. Smit en M.J.D. Hack-ten Broeke (Alterra)

5.1 Aanleiding

In het kader van het Nederlandse mestbeleid wordt een onderscheid gemaakt tussen uitspoelingsgevoelige gronden en overige gronden. Voor uitspoelingsgevoelige gronden gelden scherpere stikstofnormen. Om de ligging en het areaal van uitspoelingsgevoelige gronden vast te stellen, wordt een Gt-kartering uitgevoerd en een nieuwe Gt-kaart gemaakt. Deze nieuwe Gt-kaart wordt opgeleverd in het voorjaar 2004. Dit betekent dat de definitieve gegevens van deze Gt-kartering nog niet bekend zijn in de evaluatie van de Meststoffenwet, die in april 2004 wordt opgeleverd.

Aangezien de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden een belangrijk onderwerp is in de evaluatie wordt op basis van enkele studies een indicatie gegeven of er verschuivingen in Gt zijn opgetreden ten opzichte van de 'oude'Gt-kaart. Het betreft:

- een vergelijking van de Gt-bodemkaart met de gekarteerde Gt in Sturen op Nitraat,
- een vergelijking van de Gt-bodemkaart met de gekarteerde Gt in Telen met Toekomst en Koeien en Kansen,
- STONE-hydrologie en
- gebruik van delen van de nieuwe Gt-kaart die al klaar zijn.

In deze notitie wordt voor de proefplekken van Sturen op Nitraat en de boorpunten van Koeien en Kansen en Telen met Toekomst de Gt volgens de Gt-kaart vergeleken met die volgens de kartering.

In een andere vraag in het kader van evaluatie moet worden nagegaan in hoeverre het mogelijk is om bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden rekening te houden met denitrificatiecapaciteit. Uit resultaten uit Sturen op Nitraat blijkt dat de aanwezigheid van veenlagen in het profiel leidt tot lagere nitraatconcentraties in het grondwater (Velthof et al., 2004). Er heeft echter waarschijnlijk een sterke deformatie plaats gevonden van veenlagen in zandgronden en dan is de huidige bodemkaart niet geschikt om uitspraken te doen over arealen zandgronden met veenlagen. Om inzicht te krijgen in de deformatie van veenlagen zijn de profielbeschrijvingen van boorpunten van Koeien en Kansen en Telen met Toekomst vergeleken met de bodemkaart.

5.2 Aanpak

De kartering van de proefplekken uit Sturen op Nitraat heeft plaatsgevonden bij aanvang van dit project in 2000. Voor alle proefplekken uit Sturen op Nitraat op zandgronden (n= 448; 30 bedrijven) zijn de Gt-codes van de kartering die is uitgevoerd voor een schaal van 1 : 10 000 vertaald naar codes van de bodemkaart met een schaal van 1 : 50 000. Daarna zijn beide vergeleken. Hierbij moet worden opgemerkt dat de gedetailleerde gegevens van de kartering worden vergeleken met de 'grovere' gegevens van 1 : 50 000 bodemkaart. Dit zal zeker tot verschillen leiden omdat op een landsdekkende bodemkaart logischerwijs veel details wegvallen. Er wordt aangenomen dat deze verschillen willekeurig verdeeld zijn en niet tot een systematische verandering in Gt leiden. De Gt-gegevens van de bodemkaart verschillen in leeftijd, afhankelijk van de oplevering van het betreffende kaartblad. Voor de Sturen Op Nitraat-bedrijven varieert het tijdstip van opname van gegevens voor de kaartbladen van 1969 tot 1989. Dit leeftijdsverschil is niet meegenomen in de analyse.

In de tweede helft van 2003 zijn meer dan 1000 boringen beschreven op bedrijven die meedoen aan de projecten Koeien en Kansen en Telen met Toekomst. Deze kartering is uitgevoerd als onderdeel van de evaluatie. De gegevens zijn gebruikt voor de analyse van veranderingen in Gt (dezelfde werkwijze als voor Sturen op Nitraat) en bij de analyse van veranderingen in de dikte van veenlagen. De resultaten van deze kartering zijn verder gebruikt bij andere delen van de evaluatie, namelijk de synthese van de Nitraatprojecten (Ten Berge en Hack-ten Broeke, 2004), het rekening houden met denitrificatiecapaciteit bij aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden (Velthof et al., 2004) en de GHG-grens bij uitspoelingsgevoelige gronden (hoofdstuk 4). De 'oude' coderingen zijn afgeleid uit de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000; 'nieuwe' coderingen volgen uit de puntwaarnemingen vastgelegd in profielbeschrijvingen volgens het determinatiesysteem van De Bakker en Schelling (1989) en vertaling naar bodem- en Gt-vlakken, schaal 1 : 10 000 (Brouwer et al., 1996).

5.3 Gt in Sturen op Nitraat

In tabellen 7 en 8 en figuur 20 wordt de verdeling van de Gt's volgens de bodemkaart en die volgens de kartering weergegeven. Het aantal plekken met GT VI, VII en VIII is duidelijk hoger volgens de kartering dan volgens de bodemkaart.

Uit tabellen 9 en 10 kunnen de verschillen tussen de oude Gt-kaart en de nieuwe detailkartering worden afgelezen. Bij 10 procent van alle plekken is sprake van een nattere Gt bij de detailkartering, bij 29 procent van gelijkblijvende Gt en bij 60 procent van een drogere Gt. Deze 'verdroging' is bij alle Gt's duidelijk waarneembaar en is te groot om veroorzaakt te worden door verschillen in detailniveau tussen de bodemkaarten schaal 1 : 50 000 en de gedetailleerde Gt-kartering.

Het moet duidelijk worden gesteld dat deze resultaten niet zomaar voor alle zandgronden mogen worden geëxtrapoleerd, omdat het een steekproef betreft van

slechts 30 bedrijven. De resultaten bevestigen wel het beeld dat er verdroging is opgetreden en dat het areaal uitspoelingsgevoelige zandgronden volgens de nieuwe Gt-kaart fors hoger kan zijn dan die volgens de oude kaart.

Tabel 7. Gt volgens de bodemkaart en volgens kartering voor de zandgronden in Sturen op Nitraat (n = 448 proefplekken)

Gt	bodemkaart		kartering	
	aantal	%	aantal	%
II*	0	0	1	0
III	57	3	11	2
III*	13	13	29	6
IV	49	11	13	3
V	49	11	3	1
V*	24	5	27	6
VI	138	31	170	38
VII	88	20	103	23
VIII	30	7	91	20
Totaal	448	100	448	100

Tabel 8. Gt volgens de bodemkaart en volgens kartering geclusterd in drie Gt-groepen.

Gt	bodemkaart	kartering
	%	%
Gt II*, III, III*, IV, V, V*	43	19
Gt VI	31	38
Gt VII, VIII	26	43
Totaal	100	100

Tabel 9. Verschillen in Gt tussen bodemkaart en kartering in Sturen op Nitraat. Voor elke kolom (=Gt volgens bodemkaart) (geldt dat de getallen in het grijs aangeven dat de Gt volgens kartering droger is dan die volgens bodemkaart).

		bodemkaart										totaal	in %
		II*	III	III*	IV	V	V*	VI	VII	VIII			
kartering	II*	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
	III	0	3	3	4	0	0	1	0	0	11	2	
	III*	0	15	5	3	3	0	3	0	0	29	6	
	IV	0	3	0	5	2	0	3	0	0	13	3	
	V	0	0	0	0	2	0	0	0	1	3	1	
	V*	0	7	2	1	7	4	6	0	0	27	6	
	VI	0	24	2	33	27	11	59	14	0	170	38	
	VII	0	4	1	3	6	6	53	27	3	103	23	
	VIII	0	1	0	0	2	3	12	47	26	91	20	
	totaal	0	57	13	49	49	24	138	88	30	448	100	
in %	0	13	3	11	11	5	31	20	7	100			

Tabel 10. Verschuiving in gekarteerde Gt ten opzichte van de Bodemkaart in Sturen op Nitraat.

	aantal				%			
	natter	gelijk	droger	totaal	natter	gelijk	droger	totaal
III	0	3	54	57	0	5	95	100
III*	3	5	5	13	23	38	38	100
IV	7	5	37	49	14	10	76	100
V	5	2	42	49	10	4	86	100
V*	0	4	20	24	0	17	83	100
VI	14	59	65	138	10	43	47	100
VII	14	27	47	88	16	31	53	100
VII*	4	26	0	30	13	87	0	100
Totaal	47	131	270	448	10	29	60	100

5.4 Gt in Koeien en Kansen en Telen met Toekomst

Uit de detailkartering van Koeien en Kansen en Telen met Toekomst blijkt ook dat er een sterke verdroging is opgetreden (tabel 11 en figuur 20). Tabel 11 laat zien dat 35 procent van de boorpunten in dezelfde Gt-klasse is gebleven, 7 procent is nu ondergebracht in een nattere Gt, 50 procent heeft nu een drogere Gt heeft en 8 procent heeft geen Gt-klasse kunnen krijgen, bijvoorbeeld vanwege locatie op land van de buurman, op een weg of onder een veldschuur. Het aantal boorpunten met Gt VII en VIII bedraagt 43 procent, terwijl 16 procent volgens de Bodemkaart een Gt van VII en VIII heeft. Het aantal boorpunten met Gt VI lijkt niet te zijn veranderd, maar hierbij moet worden opgemerkt dat een groot deel van de boorpunten met Gt VI volgens de bodemkaart een nattere Gt had. De gegevens van de Telen met Toekomst en Koeien en Kansen bedrijven komen goed overeen met die van Sturen op Nitraat (figuur 20), waarbij opgemerkt moet worden dat een deel van de bedrijven van Telen met Toekomst en Koeien en Kansen ook in de Sturen op Nitraat data-set zijn opgenomen, maar het betreft wel andere meetplekken. Andere resultaten uit tabel 11 laten zien dat:

- alle acht boorpunten met 'oude' Gt II hebben nu een diepere Gt;
- 79 procent van de 'oude' Gt III heeft nu een diepere Gt; 4 procent van de punten heeft een ondiepere Gt;
- 95 procent van de 'oude' Gt III* heeft nu een diepere Gt;
- 48 procent van de 'oude' Gt IV heeft nu een diepere en 15 procent een ondiepere Gt.
- 78 procent van de 'oude' Gt V heeft nu een diepere en 3 procent een ondiepere Gt;
- 90 procent van de 'oude' Gt V* heeft nu een diepere Gt;
- 71 procent van de 'oude' Gt Vb heeft nu een diepere Gt;
- 44 procent van de 'oude' Gt VI heeft nu een diepere Gt; 12 procent heeft een ondiepere Gt.
- 86 procent van de oude Gt VII heeft dezelfde Gt en 11 procent heeft een diepere Gt.
- De 'oude' Gt VIII is nu voor 96% ondergebracht in dezelfde Gt-klasse; 4 procent heeft een ondiepere Gt.

Tabel 11. Vergelijking van de Gt volgens de bodemkaart (Gt-50) met die volgens de kartering (Gt-10); aantal boringen staat aangegeven. Zie tabel 12 voor de indeling van de grondwatertrappen.

Gt-50	Gt-10	Aantal	Gt-50	Gt-10	Aantal	Gt-50	Gt-10	Aantal	Gt-50	Gt-10	Aantal	Gt-50	Gt-10	Aantal
-	bIIIb	1	III	-	1	V	IIIb	5	Vb	sVbd	2	VII	-	4
-	bVao	1	III	IIa	4	V	IVu	4	Vb	sVIId	4	VII	sVIId	11
-	bVbd	1	III	IIIa	7	V	sVbd	3	Vb	sVIIId	1	VII	sVIIId	11
-	bVbo	1	III	IIIb	11	V	sVbo	2				VII	Vad	1
-	bVIId	3	III	IVu	16	V	sVIId	3	VI	-	4	VII	VIIId	58
-	bVIIId	6	III	sVbd	1	V	Vao	1	VI	IIIa	1	VII	VIIIId	46
-	bVIIIo	2	III	Vbd	1	V	Vbo	25	VI	IIIb	9	VII	VIIo	1
-	bVIIo	2	III	VIId	4	V	VIId	4	VI	IVu	8	VII	VIo	3
-	bVIIo	9	III	VIIId	5	V	VIIId	35	VI	sVad	1			
-	IIa	5	III	VIIo	3	V	VIIIId	17	VI	sVbd	3	VII*	sVIId	1
-	IIb	3	III	VIo	50	V	VIIo	12	VI	sVbo	1	VII*	sVIIId	3
-	IIIb	21				V	VIo	81	VI	sVIId	35	VII*	VIIIId	23
-	IVu	16	III*	IIIb	1				VI	sVIIId	12			
-	sVIId	1	III*	IVu	12	V*	Vbd	3	VI	sVIIIId	4			
-	VIo	3	III*	VIo	7	V*	Vbo	8	VI	sVIIo	3			
						V*	VIId	22	VI	Vbd	5			
II	IIIb	1	IV	IIIb	4	V*	VIIId	30	VI	Vbo	16			
II	IVu	4	IV	IVu	10	V*	VIIIId	1	VI	VIId	38			
II	VIo	3	IV	sVIId	1	V*	VIIo	2	VI	VIIId	77			
			IV	VIIId	9	V*	VIo	44	VI	VIIIId	26			
			IV	VIo	3				VI	VIIo	49			
									VI	VIo	87			

Tabel 12. Indeling in grondwatertrappen

		GHG (cm - mv.)				
		0-25	25-40	40-80	80-140	>140
GLG	0-50	Ia	Ib			
(cm - mv.)	50-80	Iia	IIb	IIc		
	80-120	IIIa	IIIb	IVu	IVc	
	120-180	Vao	Vbo	VIo	VIIo	VIIIo
	>180	Vad	Vbd	VIId	VIIId	VIIIId

Toevoegingen

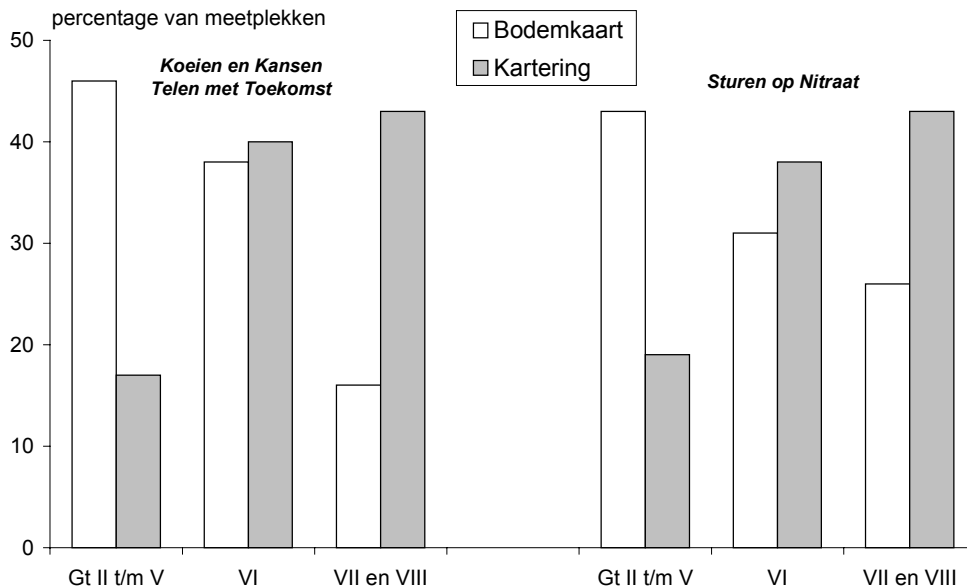
s = schijngrondwaterspiegel;

b = buiten de hoofdwaterkering gelegen gronden (uiterwaarden).

5.5 Aanwezigheid veenlagen in Koeien en Kansen en Telen met Toekomst

Deze analyse gaat uit van het vergelijken van de vlakinformatie van de gedateerde 1 : 50 000 bodemkaart (20-40 jaar oud) met recente informatie van de kartering op boorpuntniveau. De verschillen tussen bodemkaart en kartering zullen meestal duiden op veranderingen in de tijd (deformatie van veenlagen), maar kunnen soms ook worden veroorzaakt door de onnauwkeurigheden in de bodemkaarten.

Uit de bodemkartering blijkt dat in 90 procent van de 97 punten waar volgens de bodemkaart veen zou moeten voorkomen de veenlaag dunner is geworden (tabel 13). Voor 30 procent van het aantal punten is het veen zelfs geheel verdwenen. In 2 procent van de 992 punten waar volgens de bodemkaart geen veen zou moeten zitten, is wel veen aangetroffen. Dit laatste kan verklaard worden door de onzuiverheid in de bodemkaart 1 : 50 000.



Figuur 20. Grondwatertrapverdeling van proefplekken op bedrijven op zandgrond van Koeien en Kansen en Telen met Toekomst (links; n = 1008) en Sturen op Nitraat (rechts; n = 449; 30 bedrijven) volgens de 1 : 50 000 Bodemkaart en volgens recente bodemkartering.

5.6 Conclusies

Bij de bedrijven van Koeien en Kansen, Telen met Toekomst en Sturen op Nitraat op zandgrond is een forse verdroging opgetreden, waarbij met name het aantal meetpunten met Gt VII en VIII sterk is toegenomen. Het moet nadrukkelijk worden gemeld dat het hier een hele kleine steekproef betreft en het niet duidelijk is of dit het landelijk beeld weer geeft. Harde gegevens over arealen uitspoelingsgevoelige gronden moeten volgen uit de geactualiseerde Gt-kaart en de criteria die worden toegepast om uitspoelingsgevoeligheid te definiëren.

Voor 90 procent van de boorpunten van de bedrijven op zandgrond in Koeien en Kansen en Telen met Toekomst is de veenlaag dunner dan volgens de bodemkaart; bij 30 procent is de veenlaag geheel verdwenen. Dit duidt op een sterke afbraak van veenlagen in zandgronden.

Tabel 13. *Vergelijking van voorkomen van veen volgens bodemkaart en bodemkartering van bedrijven in Telen met Toekomst en Koeien en Kansen met aantal boringen (zie voetnoot voor verklaring codering).*

Bodemkaart ¹	Kartering ¹	Verandering in voorkomen van veen		
		afname	stabiel	Toename
0dik	1dun	2		
0dik	1matig	2		
0dik	4geen	4		
0dun	0dun		2	
0dun	4geen	4		
0matig	1dun	16		
0matig	1matig	3		
0matig	4geen	13		
1dun	1dun		5	
1dun	1matig			1
1dun	2matig		2	
1dun	4geen	31		
1matig	4geen	4		
2dun	4geen	8		
4geen	-		9	
4geen	1dun			10
4geen	1matig			3
4geen	2dun			5
4geen	3matig			1
4geen	4geen		946	
4geen	4matig		18	
Totaal		87	982	20

¹Voor de begindiepte van het veen (cm – mv.)
 gelden de cijfers:
 0: 0-15
 1: 15-40
 2: 40-80
 3: 80-120
 4: > 120

¹Voor de dikte van het veenpakket (cm)
 gelden de klassen:
 dun: 15-40
 matig: 40-100
 dik: > 100

Literatuurlijst

- Aa, van der M, K.Verloop, J. Griffioen & H.P. Broers, 2003. Omzetting van nitraat in de ondergrond; kunnen we daarop vertrouwen? Discussie naar aanleiding van waarnemingen op proefboerderij De Marke. De Marke-rapport, 12 p.
- Aarts, H.F.M, J.G. Conijn & W.J. Corré, 2001. Nitrogen fluxes in the plant component of the 'De Marke'; farming systems, objectives and results. Netherlands Journal of Agricultural Science 49, 153-162.
- Aarts, H.F.M., D.W. Bussink, I.E. Hoving, H.G. van der Meer, R.L.M. Schils & G.L. Velthof, 2002. Milieutechnische en landbouwkundige effecten van graslandvernieuwing: een verkenning aan de hand van praktijksituaties. Plant Research International, Rapport 41A, Wageningen, 32 p
- Anger, M., H. Huing, C. Huth & W. Kuhbauch, 2002. Nitrate leaching from intensively and extensively grazed grassland measured with suction cup samplers and sampling of soil mineral-N. I. Influence of pasture management. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 165, 640-647.
- Bakker, H. de & J. Schelling, 1989. Systeem van bodemclassificatie voor Nederland; de hogere niveaus. Tweede gewijzigde druk, bewerkt door D.J. Brus en C. van Wallenburg. Wageningen, PUDOC.
- Ball, P.R. & J.C. Ryden, 1984. Nitrogen relationships in intensively managed temperate grasslands. Plant and Soil 76, 23-33.
- Barracough, D., M.J. Hyden & G.P. Davies, 1983. Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. I. Field leaching results. Journal of Agricultural Science 34, 483-497.
- Beek, van C.L., G.A.P.H. van den Eertwegh, F.H. van Schaik & A. van den Toorn, 2003. Surface runoff from intensively managed grassland on peat soils; a diffuse source of nitrogen and phosphorus in surface waters, Diffuse input of chemicals into soil and groundwater, Dresden, Germany, pp. 9-17).
- Beek, van C.L., G.A.P.H. van den Eertwegh, F.H. van Schaik, G.L. Velthof & O. Oenema, 2004. The contribution of dairy farming on peat soil on N and P loading of surface water (submitted to Nutrient Cycling in Agroecosystems).
- Berge, H.F.M. ten, 2002. A review of potential indicators for nitrate loss from cropping and farming systems in the Netherlands. Report Plant Research International 31, Rapport Sturen op nitraat 2, Plant Research International, Wageningen, 144 p.

Berge, H.F.M. ten & M.J.D. Hack-ten Broeke, 2004. Eindrapportage van de milieuresultaten behaald in de Nitraatprojecten. Deel I. Synthese en conclusies. Plant Research International Rapport 75 A., Plant Research International, Wageningen.

Bommelé, L., F. Nevens, D Reheul & P. Dekker, 2003. 35 jaar wisselbouwproef te Melle (België); vruchtwisselingseffect op aardappel. Informatie blad 45 uit de reeks informatiebladen van programma's 398-I, -II en -III (www.mestenmineralen.nl).

Bos, J.F.F.P., 2004. NUTMATCH, een LP-model ter optimalisering van bemestingsplannen. Modelbeschrijving. Plant Research International, Wageningen (in voorbereiding).

Brouwer F., J.A.M. ten Cate & A. Scholten, 1996. Bodemgeografisch onderzoek in landinrichtingsgebieden; bodemvorming, methoden en begrippen. Tweede, gewijzigde druk, bewerkt door J.A.M. ten Cate, H. Kleijer en J. Stolp. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 157.

Burgers, S.L.G.E., H.F.M. ten Berge, J.J. de Gruijter, M.J.D. Hack-ten Broeke, I.E. Hoving, S. Radersma, A. Smit & G.L. Velthof, 2004. Ontwikkeling van een indicator om te sturen op nitraat: gegevens en regressie-analyse op basis van twee meetseizoenen (2000-2001 en 2001-2002). Alterra-rapport 866, Reeks sturen op nitraat 9, Alterra, Wageningen, 73 p

Corré, W., K. Verloop & G.J. Hilhorst, 2004. De Marke; Ontwikkeling van de bodemvruchtbaarheid bij een laag mineralenoverschot. Plant Research International, Wageningen, in voorbereiding.

Deenen, P.J.A.G., 1994. Nitrogen use efficiency in intensive grassland farming. PhD thesis Wageningen Agricultural University.

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

Ehlert, P.A.I., S.L.G.E. Burgers & J.W. Steenhuizen, 1996. Verandering van de beschikbaarheid van fosfaat in grond onder invloed van bemesting. Observationeel statistisch onderzoek naar het voorkomen van 'onvermijdbare fosfaatverliezen' op basis van gegevens van veeljarige bemestingsproeven. DLO-Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek, Rapport 51, Haren (Gr.), Nederland.

Ehlert, P.A.I., C.A. Ph. Van Wijk & P.H.M. Dekker, 2003. Fosfaatbalansen op perceelsniveau. Scan van de resultaten van vier veeljarige veldproeven op bouwland. PPO rapport 305. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V. Sector AGV, Lelystad.

- Ehlert, P.A.I., en G.F. Koopmans, 2004. Fosfaatkarakteristieken van de bodem van Meterik en Vredepeel. Een gedetailleerd beeld van het bodemprofiel. Telen met Toekomst rapport (In druk)
- Fraters, B., 2003. Organisch stikstof in drainwater van landbouwbedrijven in de kleigebieden, 10 december 2003. (Interne RIVM-notitie).
- Fraters, B., P.H. Hotsma, V.T. Langenberg, T.C. Van Leeuwen, S. Mol, C.S.M. Olsthoorn & W.J. Willems (in voorbereiding). Agricultural practice and water quality in the Netherlands. Background information for the EU Nitrate Directive country report for the 1992-2002 period. RIVM report in preparation.
- Garret, M.K., C.J. Watson, C. Jordan, R.W.J. Steen & R.V. Smith, 1992. The nitrogen economy of grazed grassland. Proceedings no. 326, The Fertiliser Society, Peterborough, 32 p.
- Hack-ten Broeke, M.J.D., 2000. Nitrate leaching from dairy farming on sandy soils. Case studies from experimental farm De Marke. Proefschrift Wageningen Universiteit.
- Hack-ten Broeke, M.J.D., S.L.G.E. Burgers, H.F.M. ten Berge, P.L.A. van Enckevort, J.J. de Gruijter, I.E. Hoving, A. Smit & G.L. Velthof, 2003. Ontwikkeling van een indicator om te Sturen Op Nitraat; gegevens en regressie-analyse voor het eerste meetseizoen 2000-2001. Alterra-rapport 772. Reeks sturen op nitraat nr. 4, Alterra, Wageningen, 65 p.
- Hassink, J. & J.J. Neeteson, 1991. Effect of grassland management on the amounts of soil organic N and C. Netherlands Journal of Agricultural Science 39, 225-236.
- Hassink, J., 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. Soil Biology and Biochemistry 26, 1221-1231.
- Hassink, J., 1995. Prediction of the non-fertilizer N supply of mineral grassland soils. Plant and Soil 176, 71-79.
- Hoogerkamp, M., 1973. Accumulation of organic matter under grassland and its effects on grassland and on arable crops. Agricultural Research Report 806, PUDOC, Wageningen.
- Koopmans, G.F., 2004. Characterization, desorption, and mining of phosphorus in noncalcareous sandy soils. Proefschrift Wageningen Universiteit, 168 p
- Kuikman, P.J., W.J.M. de Groot, R.F.A. Hendriks, J. Verhagen & F. de Vries, 2002. Stocks of C in Soils and emissions of CO₂ from agricultural soils in the Netherlands. Alterra report 561, Alterra, Wageningen, 39 p.

Kuikman, P.J., 1996. Quantification of carbon fluxes in grassland. Report / Global Change ; no. 410-100-047, AB-DLO, Wageningen, 52 p.

Middelkoop, van J.C., C. van der Salm, D.J. den Boer, M. ter Horst, W.J. Chardon, R.F. Bakker & R.L.M. Schils, 2003. Effecten van fosfaat- en stikstofoverschotten op grasland Veldonderzoek op vier locaties, 1997-2001, Rapport Praktijkonderzoek Veehouderij (in druk).

Mitchell, R.D.J., R. Harrison, K.J. Russell & J. Webb, 2000. The effect of crop residue incorporation date on soil inorganic nitrogen, nitrate leaching and nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils* 32, 294-301.

Murphy D.V., A.J. Macdonald AJ, E.A. Stockdale EA, K.W.T. Goulding, S. Fortune, J.L. Gaunt, P.R. Poulton, J.A. Wakefield, C.P. Webster & W.S. Wilmer, 2000.. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils* 30, 374-387.

Nevens, F., I. Verbuggen, A. de Vlieghe & D. Reheul, 2002. Ecological, environmental and economic aspects of grassland cultivation in Belgium. pp. 25-32 In: J.G Conijn, G.L. Velthof & F. Taube (eds.) *Grassland resowing and grass-arable rotations. International Workshop on Agricultural and Environmental Issues, Wageningen, the Netherlands, 18 & 19 April 2002. Plant Research International Report 47, EGF Working Group 'Grassland Resowing and Grass-arable rotations' report 1, Wageningen, 128 p.*

Nevens, F.L. Bommele & D. Reheul, 2003. M.66.1.1 Onderzoekproject in het kader van het mest- en mineralenprogramma 398-II, Rapport 1, Universiteit van Gent, Faculteit van de Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Vakgroep Plantaardige Productie, 64 p.

RIVM, 2002. MINAS en Milieu Balans en Verkennigen, RIVM Bilthoven, rapport nr. 718201005, 205 p.

Reijneveld, J.A., J. Verloop & G.J. Hilhorst, 2003. Sanering van zandgrond met een hoge fosfaattoestand. Resultaten van een veldexperiment op proefbedrijf De Marke. Rapport 43. PRI-Rapport 34. September 2003

Ryden, J.C., 1984. The flow of nitrogen in grassland. *Proceedings No. 229. The Fertiliser Society.*

Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen, H.F.M. ten Berge, H.G. van de Meer & F.K. van Evert, 2002. Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen: modelberekeringen met STONE 2.0: clusterrapport 4: deel 1. *Alterra-rapport 552, Alterra, Wageningen, 147 p.*

- Schoumans, O.F., P.A.I. Ehlert & W.J. Chardon, 2004. Evaluatie van methoden voor de karakterisering van gronden die in aanmerking komen voor reparatiebemesting. Alterra rapport 730.3, Alterra, Wageningen.
- Schoumans, O.F., 2004. Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Alterra rapport 730.4, Alterra, Wageningen.
- Schröder J.J. & H. 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.
- Schröder, J.J., 1998. Towards improved nitrogen management in silage maize production on sandy soils. Proefschrift Wageningen Universiteit.
- Smit, A., M.J.D. Hack-ten Broeke, H.F.M. ten Berge, S.L.G.E. Burgers, W. Chardon, P.L.A. van Enckevort, J.J. de Gruijter, I.E. Hoving & G.L. Velthof, 2003. Gegevensverzameling Sturen Op Nitraat: op zoek naar een indicator, Alterra rapport 658, Sturen op Nitraat Rapport 3, Alterra, Wageningen, 48 p.
- Smit, A., S. Radersma, S. van 't Riet, M.J.D. Hack-ten Broeke & J.G. Conijn, 2004a. Zoeken naar een indicator voor mobiel N in de bodem. Alterra rapport, 892, Alterra, Wageningen, 56 p.
- Smit, A., K.B. Zwart & J. van Kleef, 2004b. Stikstofstromen op de kernbedrijven Vredepeel en Meterik. De grondwaterkwaliteit gemeten. Rapport Telen met Toekomst (in voorbereiding)
- Velthof, G.L. & O. Oenema, 1995. Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands: II. Effects of soil type, nitrogen fertilizer application and grazing. *European Journal of Soil Science* 46: 541-549.
- Velthof, G.L., P.J. van Erp & J.C.A. Steevens, 1998. Stikstoflevering door groenbemesters en gewasresten. Noodzaak tot verfijning stikstofadvisering. *Meststoffen 1997/98*, p. 20-28.
- Velthof, G.L., P.J. van Erp & J.C.A. Steevens, 1999. Karakterisering en stikstofmineralisatie van organische meststoffen in een nieuw daglicht. *Meststoffen 999*, p. 36-43.
- Velthof, G.L. & P.J. Kuikman, 2000. Beperking van lachgasemissie uit gewasresten; een systeemanalyse. Alterra rapport 114-3, Alterra, Wageningen, 80 p.
- Velthof, G.L. & O. Oenema, 2001. Effects of ageing and cultivation of grassland on soil nitrogen. *Alterra Report 399*, Alterra Wageningen, 55 p.

Velthof, G.L., 2003. Relaties tussen mineralisatie, denitrificatie en indicatoren voor bodemkwaliteit in landbouwgronden, Alterra-rapport 769, Reeks Sturen op Nitraat nr. 6, Alterra Wageningen, 38 p.

Velthof, G.L. & I.E. Hoving, 2004. Effects of grassland renovation on herbage yields and nitrogen losses. In: D.J. Hatch (Editor), Proceedings 12th N workshop, Exeter (in press).

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

Vos, J. A. de, O.A. Clevering, F.P. Sival, J. Alblas, N. Reijers & H. van Reuler, 2004. De invloed van de waterhuishouding op stikstof- en fosfaatverliezen in open teelten. Alterra-rapportt 596, Alterra, Wageningen, 67 p.

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

Wadman, W.P. & C.M.J. Sluijsmans, 1992. Mestinjectie op grasland. De betekenis voor de bodemvruchtbaarheid en risico's voor nitraatuitspoeling; Ruurlo 1980-1984. Rapport SC-DLO en AB-DLO.

Whitmore A.P., N.J. Bradbury & P.A. Johnson, 1992. Potential contribution of ploughed grassland to nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 39, 221-233.

Willems, W.J., B. Fraters, C.R. Meinardi, H.F.R. Reijnders & C.G.E.M. van Beek, 2002. Nutriënten in bodem en grondwater: Kwaliteitsdoelstellingen en kwaliteit 1984-2000. RIVM, Bilthoven, rapport 718201004/002, 92 p.

Aanhangsel 1 Aanvoer van effectieve organische stof via dierlijke mest

1. Productie van organische stof

Gegevens over productie van organischestof in Nederland (* 1000 kg) (Bron CBS-Statline).

	Rundvee	Vlees- stieren	Vlees- kalveren	Schapen stal	Schapen weide	Melk- geiten	Vlees- varkens	Fok- varkens	Pluim- vee	Pelsdieren en konijnen
1995	3665633	219689	65042	46244	77073	12969	605533	285175	540012	18825
1996	3662638	179519	69770	47099	78498	16575	603035	287611	551272	18991
1997	3517092	175392	71522	43151	71919	18434	630555	281361	555648	20188
1998	3470524	156338	72027	41634	69390	21346	560256	293905	611991	20661
1999	3393298	135481	79494	42947	71578	25729	575797	263296	646449	19699
2000	3453994	111832	89254	40886	68144	29423	552886	255433	641846	19393
2001	3484434	106666	86239	38860	64767	34672	528381	238099	622572	19606
2002	3361760	89297	86890	35359	58932	42864	475239	223015	624973	19889

2. Correctie voor mestproductie per koe

Bij rundvee neemt de productie van organische stof in 2000 toe. Dit wordt veroorzaakt doordat het uitgangspunt voor de berekening van de mestproductie voor melkvee is aangepast (koeien zijn productiever geworden en produceren daardoor meer mest): 25000 kg mest in plaats van 23000 kg mest per koe per jaar. Aangezien deze toename in productie niet in één jaar zal hebben plaatsgevonden is aangenomen dat er tussen 1995 en 2000 een geleidelijke toename van de mestproductie per koe heeft plaatsgevonden: 23000 kg in 1995, 23400 kg in 1996, 23800 kg in 1997, 24200 kg in 1998, 24600 kg in 1999, 25000 kg in 2000, 25000 kg in 2001 en 25000 kg in 2002. De gegevens uit 1996, 1997, 1998 en 1999 uit de bovenstaande tabel zijn hiervoor gecorrigeerd.

3. Correctie voor aanvoer

Niet alle mest die wordt geproduceerd wordt ook daadwerkelijk aan de bodem toegediend. Een deel van de mest wordt geëxporteerd of verbrand. De productie van organische stof is omgerekend naar de aanvoer van organische stof naar landbouwgronden door deze te vermenigvuldigen met de verhouding mest-aanvoer/mestproductie.

Verhouding mestaanvoer/mestproductie volgens (CBS-Statline)

	Rundvee	Vlees- stieren	Vlees- kalveren	Schapen stal	Schapen weide	Melk- geiten	Vlees- varkens	Fok- varkens	Pluim- vee	Pelsdieren en konijnen
1995	1,00	0,92	0,77	0,92	0,92	0,92	0,91	0,92	0,66	0,92
1996	1,00	0,98	0,76	0,98	0,98	0,98	0,90	0,92	0,74	0,98
1997	1,00	0,98	0,80	0,98	0,98	0,98	0,89	0,87	0,84	0,98
1998	1,00	0,98	0,78	0,98	0,98	0,98	0,95	0,97	0,76	0,98
1999	1,00	0,98	0,79	0,98	0,98	0,98	0,99	0,99	0,72	0,98
2000	1,00	0,98	0,78	0,98	0,98	0,98	1,00	0,97	0,65	0,98
2001	1,00	0,96	0,77	0,96	0,96	0,96	0,99	0,97	0,59	0,96
2002 ¹	1,00	0,96	0,77	0,96	0,96	0,96	0,99	0,97	0,59	0,96

¹Gegevens niet beschikbaar: 2002 is gelijkgesteld aan 2001

4. Humificatiecoëfficiënten

De volgende humificatiecoëfficiënten zijn gebruikt bij de berekening van de hoeveelheid effectieve organische stof (Bron: data-base Nutmatch²; Velthof 1999). De humificatiecoëfficiënt is het percentage van organische stof dat één jaar na toediening niet is afgebroken.

Rund- vee	Vlees- stieren	Vlees- kalveren	Schapen, stal	Schapen, weide	Melk- geiten	Vlees- varkens	Fok- varkens	Pluim- vee	Pelsdieren en konijnen
45	45	35	50	50	50	30	30	44	50

5. Samenvoegen diercategorieën

Rundvee, vleesstieren en vleeskalveren zijn tot één categorie samengevoegd (rundvee), fok- en vleesvarkens (varkens) en schapen, geiten en pelsdieren/konijnen tot de categorie 'overig'.

6. Totale aanvoer effectieve organische stof

Effectieve organische stof = humificatiecoëfficiënt * organische stof

Aanvoer effectieve organische stof (*1000000) naar landbouwgronden in Nederland

	Rundvee	Varkens	Pluimvee	Overig	Totaal
1995	1774	244	156	71	2245
1996	1770	242	178	79	2269
1997	1733	241	205	75	2254
1998	1730	245	204	75	2254
1999	1715	249	204	78	2247
2000	1628	240	183	77	2128
2001	1638	226	161	76	2101
2002	1575	206	162	76	2018

Relatieve aanvoer organische stof (1995 = 100%)

	Rundvee	Varkens	Pluimvee	Overig	Totaal
1995	100	100	100	100	100
1996	100	99	114	111	101
1997	98	99	131	106	100
1998	97	101	130	106	100
1999	97	102	131	110	100
2000	92	99	117	109	95
2001	92	93	103	107	94
2002	89	84	103	106	90

² NUTMATCH is een optimaliseringsmodel dat de bemesting van akkerbouw- en vollegrondsgroentegewassen optimaliseert, gegeven een bouwplan, een doelstellingsfunctie, een set van randvoorwaarden en een set van ter keuze staande activiteiten. Dit model wordt ontwikkeld in het kader van Mest en Mineralen Programma DWK 398-I (Bos et al., in voorbereiding).

Aanhangsel 2 Aanvoer van effectieve organische stof via andere organische producten

1. Totale N-aanvoer via organische producten volgens CBS-Statline

Hierbij moet worden opgemerkt dat het niet alle organische producten betreft

Totale N-aanvoer in Nederland via enkele organische producten (in miljoen kg)

	schuimaarde	compost	champost	Zuiverings-slib	GFT-compost
1995	1,3	2,00	3,5	1,5	2
1996	1,3	2,00	3,5	1,6	2,8
1997	1,3	2,00	2,8	1,2	3,6
1998	1,2	2,00	2,8	1	2,8
1999	1,1	2,00	3,1	0,9	3,1
2000	1,4	2,00	3,1	1,5	3,2
2001	1,3	2,00	3,9	1,4	3,2
2002	1,2	2,00	3,9	1,4	2,1

2. Schatting van gehalten en humificatiecoëfficiënt

Karakteristieken overige organische meststoffen (gegevens data-base Nutmatch; Velthof, 1999)

	schuimaarde	compost	champost	Zuiverings-slib	GFT-compost
N, %	3,7	8,5	5,8	2,6	8,5
Organische stof, %	8,8	15	22,1	5	18
Humificatie-coëfficiënt, %	1	85	80	70	85

3. Totale aanvoer van effectieve organische stof

Uit de aanvoer van organische stof en de humificatiecoëfficiënt is de aanvoer van effectieve organische stof berekend.

Aanvoer van effectieve organische stof (in miljoen kg) via overige organische producten

	schuimaarde	compost	champost	Zuiverings-slib	GFT-compost	totaal
1995	0,3	30,0	106,7	20,2	36,0	193,2
1996	0,3	30,0	106,7	21,5	50,4	208,9
1997	0,3	30,0	85,4	16,2	64,8	196,6
1998	0,3	30,0	85,4	13,5	50,4	179,5
1999	0,3	30,0	94,5	12,1	55,8	192,7
2000	0,3	30,0	94,5	20,2	57,6	202,6
2001	0,3	30,0	118,9	18,8	57,6	225,6
2002	0,3	30,0	118,9	18,8	37,8	205,8

Relatieve aanvoer van effectieve organische stof (1995 = 100%)

	schuimaarde	compost	champost	Zuiveringslib	GFT-compost	totaal
1995	100	100	100	100	100	100
1996	100	100	100	107	140	108
1997	100	100	80	80	180	102
1998	92	100	80	67	140	93
1999	85	100	89	60	155	100
2000	108	100	89	100	160	105
2001	100	100	111	93	160	117
2002	92	100	111	93	105	107

Aanhangsel 3 Aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten en groenbemesters

1. Arealen van gewassen

Arealen akkerbouw-, voeder- en groentegewassen (ha; CBS Statline)

	Snijmaïs	Suikerbieten	Aardappelen	Gerst	Tarwe	Overig	Totaal
1995	219208	116079	179196	35583	134694	436884	1121644
1996	222873	116582	185229	35488	141609	433703	1135484
1997	232000	114066	179903	41955	137510	444203	1149637
1998	220000	109689	126528	39126	139160	508421	1142924
1999	231000	119739	179519	57965	102195	459125	1149543
2000	205000	109714	174929	47029	136072	447685	1120429
2001	204000	107409	161665	65831	123405	446773	1109083
2002	214000	107461	164308	56824	134971	448567	1126131

2. Opbrengsten

Opbrengsten akkerbouw-, voeder- en groentegewassen in kg per ha volgens oogstramingen CBS Statline.

	Snijmaïs	Suikerbieten	Aardappelen	Gerst	Tarwe	Overig
1995	11500	56000	41000	5700	8700	15171
1996	12100	55000	43000	6600	9000	15528
1997	15000	58000	44100	6400	7700	15588
1998	13200	50000	42000	5500	7700	15235
1999	14800	61100	45800	6300	8300	15681
2000	13900	61300	46500	6100	8400	15800
2001	14300	55400	43400	5900	8000	15509
2002	14200	58200	44800	5500	7800	15682
gem	13625	56875	43825	6000	8200	15524

3. Gemiddelde aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten

Op basis van gegevens uit de data-base van Nutmatch en Velthof et al. (1998) is de gemiddelde aanvoer van effectieve organische stof uit gewasresten geschat.

	Effectieve organische stof, kg per ha
Snijmaïs	593
Suikerbieten	1258
Aardappelen	752
Gerst zonder stro	1297
Stro van Gerst	656
Tarwe zonder stro	1606
Stro van tarwe	954
Overig	500

4. Correctie voor opbrengsten

De gemiddelde aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten wordt gecorrigeerd voor de opbrengst, uitgaande dat deze gemiddelde aanvoer wordt verkregen bij de gemiddelde opbrengst in de periode 1995 – 2002. Tevens wordt aangenomen de fluctuaties in opbrengst ook voor de hoeveelheid gewasresten gelden. Hiertoe wordt de gemiddelde aanvoer van effectieve organische stof vermenigvuldigd met een correctiefactor (= opbrengst in jaar x/gemiddelde opbrengst).

	Snijmaïs	Suikerbieten	Aardappelen	Gerst	Tarwe	Overig
1995	0,84	0,98	0,94	0,95	1,06	0,98
1996	0,89	0,97	0,98	1,10	1,10	1,00
1997	1,10	1,02	1,01	1,07	0,94	1,00
1998	0,97	0,88	0,96	0,92	0,94	0,98
1999	1,09	1,07	1,05	1,05	1,01	1,01
2000	1,02	1,08	1,06	1,02	1,02	1,02
2001	1,05	0,97	0,99	0,98	0,98	1,00
2002	1,04	1,02	1,02	0,92	0,95	1,01

5. Totale aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten

De totale aanvoer van effectieve organische stof is berekend uit de gemiddelde aanvoer, de correctiefactor voor opbrengst en het areaal.

Totale aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten in miljoen kg.

	Snijmaïs	Suikerbieten	Aardappelen	Gerst	Tarwe	Overig	Stro	Totaal
1995	110	144	126	44	230	213	159	1025
1996	117	142	137	51	227	217	174	1065
1997	151	146	136	58	222	223	149	1086
1998	126	121	91	47	219	249	149	1003
1999	149	162	141	79	166	232	137	1065
2000	124	149	140	62	222	228	165	1089
2001	127	132	120	84	198	223	157	1041
2002	132	138	126	68	219	227	158	1068

Relatieve aanvoer van effectieve organische stof (1995 = 100%).

	Snijmaïs	Suikerbieten	Aardappelen	Gerst	Tarwe	Overig	Stro	Totaal
1995	100	100	100	100	100	100	100	100
1996	107	99	108	115	99	110	102	104
1997	138	102	108	132	97	94	104	106
1998	115	84	72	106	96	94	117	98
1999	136	113	112	180	72	87	109	104
2000	113	103	111	141	97	104	107	106
2001	116	92	95	191	86	99	105	102
2002	121	96	100	154	95	100	106	104

6. Groenbemesters

CBS geeft de volgende arealen groenbemesters in are:

1995	1224765
2000	261452
2001	345281
2002	2425293

Aanname: het areaal in 1996, 1997, 1998 en 1999 is gelijk aan gemiddelde van 1995, 2000 en 2002.

De hoeveelheid effectieve organische stof wordt geschat op 1000 kg per ha (database Nutmatch). De totale hoeveel effectieve organische stof (in miljoen kg per jaar) in groenbemester bedraagt dan :

1995:	12,2 miljoen kg
1996-1999:	6,1 miljoen kg
2000:	2,6 miljoen kg
2001:	13,5 miljoen kg
2002:	24,3 miljoen kg

Aanhangsel 4 Aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten van grasland

Areaal grasland in Nederland (*1000 ha)

	Noordelijk weidegebied	Oostelijk en Centraal veehouderij gebied	Westelijke weide gebieden	Zuidelijke veehouderij gebieden	Overig Nederland	Totaal
1995	265	229	169	114	177	954
1996	275	233	169	106	175	958
1997	262	221	166	106	176	931
1998	265	225	167	103	169	929
1999	262	221	165	98	168	914
2000	255	218	155	96	181	905
2001	244	235	159	96	169	903
2002	262	223	168	97	180	930

Aanvoer effectieve organische stof via gewasresten: 2000 kg per ha per jaar (Kuikman et al. 2002; Velthof & Oenema, 2001):

Totale aanvoer van effectieve organische stof via gewasresten van grasland in Nederland, miljoen kg

1995	1908
1996	1916
1997	1862
1998	1858
1999	1828
2000	1810
2001	1806
2002	1860

Aanhangsel 5 Totale aanvoer van effectieve organische naar Nederlandse landbouwgronden

Totale aanvoer effectieve organische stof in Nederland, miljoen kg

	Rundermest	Overige mest	Organische producten	Gewasresten bouwland en groenbemesters	Gewasresten grasland	Totaal
1995	1774	471	193	1037	1908	5383
1996	1770	500	209	1071	1916	5465
1997	1733	521	197	1092	1862	5404
1998	1730	524	179	1009	1858	5301
1999	1715	532	193	1072	1828	5339
2000	1628	500	203	1092	1810	5233
2001	1638	463	226	1045	1806	5177
2002	1575	443	206	1092	1860	5176

