

Denitrificatie in de zone tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in zandgronden

Denitrificatie in de zone tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in zandgronden

G.L. Velthof¹⁾
C.L. van Beek¹⁾
F. Brouwer¹⁾
S.L.G.E. Burgers²⁾
B. Fraters³⁾
P. Groenendijk¹⁾
M.J.D. Hack-tenBroeke¹⁾
A.J. van Kekem¹⁾
H.P. Oosterom¹⁾
O.F. Schoumans¹⁾
F. de Vries¹⁾
W.J. Willems³⁾
K.B. Zwart¹⁾

¹⁾ Alterra

²⁾ Biometris

³⁾ RIVM

Alterra-rapport 730.1

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

Velthof, G.L., C.L. van Beek, F. Brouwer, S.L.G.E. Burgers, B. Fraters, P. Groenendijk, M.J.D. Hack-tenBroeke, A.J. van Kekem, 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*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 730.1. 92 blz.; 11 fig.; 22 tab.; 44 ref.

Er zijn grote variaties in de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater van uitspoelingsgevoelige zandgronden geconstateerd. Deze variaties worden waarschijnlijk veroorzaakt door denitrificatie. In het kader van de evaluatie van de Meststoffenwet 2004 zijn studies uitgevoerd om kwantitatief inzicht te krijgen in de denitrificatie in de bodemlaag tussen de onderkant van de bouwvoor en het bovenste grondwater. De resultaten geven aan dat veenlagen en/of moerige lagen leiden tot lagere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater. Andere bodemeigenschappen zoals het voorkomen van klei- en leemlagen en de uitspoeling van organische stof uit de bouwvoor hebben geen duidelijk effect op denitrificatie. Geconcludeerd wordt dat de aanwezigheid van veenlagen of moerige lagen in zandgronden een extra criterium zou kunnen zijn om uitspoelingsgevoelige gronden te differentiëren. Dit geldt met name voor grondwatertrap VI. In veel zandgronden heeft afbraak van veen plaatsgevonden, zodat een bodemkartering nodig is om het areaal uitspoelingsgevoelige zandgronden met veenlagen te bepalen.

Trefwoorden: denitrificatie, grondwatertrap, Meststoffenwet, moerige lagen, nitraatuitspoeling, organische stof, veenlagen, zandgronden

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 730.1. 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	13
2 Denitrificatie berekeningen met STONE	17
2.1 Inleiding	17
2.2 Methode van denitrificatieberekening in STONE	18
2.3 Methoden	18
2.3.1 Regressie analyse STONE-uitkomsten bij GT VI, VII en VIII	18
2.3.2 Effecten van organische stof in de ondergrond en GLG bij GT VII en VIII	20
2.3.3 Effect van toediening van dierlijke mest	21
2.4 Resultaten	21
2.4.1 Resultaten regressie analyse bij GT VI, VII en VIII	21
2.4.2 Gemiddelde balans bij GT VII en VIII	22
2.4.3 Effecten van organische stofgehalte en GLG	22
2.4.4 Effect van gewas	25
2.4.5 Effect van toediening van dierlijke mest	25
2.5 Conclusies	26
3 Denitrificatie in zandgronden; een literatuurstudie	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Aanwezigheid van denitrificeerders	29
3.3 Afbreekbare organische stof en DOC	29
3.4 Potentiële en actuele denitrificatie	32
3.5 Conclusies	34
4 DOC in bodem en grondwater	37
4.1 DOC in bodem	37
4.2 DOC in grondwater: Sturen op Nitraat	39
4.3 DOC in grondwater: Landelijke Meetnet effecten Mestbeleid (LMM)	41
4.4 Conclusies	42
5 Berekeningen op basis van organische stofgehaltenes in het profiel	45
5.1 Inleiding	45
5.2 Wijze van aanpak	45
5.2.1 profielselectie	45
5.2.2 Berekeningen	45
5.3 Resultaten en discussie	46
5.4 Denitrificatie op basis van C-totaal	46
5.5 Relaties tussen berekende capaciteit en gemeten denitrificatie	48
5.6 Denitrificatiecapaciteit van specifieke profielen	49

5.7	Duurzaamheid	50
5.8	Conclusies	51
6	Analyse van gegevens van Sturen op Nitraat	53
6.1	Inleiding	53
6.2	Profielkenmerken en data	53
6.3	Relatie tussen bodemprofielkenmerken en nitraatconcentratie	54
6.4	Relatie tussen bodemprofielkenmerken en potentiële denitrificatie	56
6.5	Relatie tussen bodemprofielkenmerken en DOC in het grondwater	56
6.6	Regressie-analyses met de bodemprofielgegevens	58
6.6.1	Nitraat in grondwater	58
6.6.2	Potentiële denitrificatie in 23-75 cm laag	58
6.7	Effect van diepte en dikte van de veenlaag en grondwaterstand op de nitraatconcentratie van proefplekken met veen	58
6.8	Conclusies	59
7	Aanwezigheid veenlagen in zandgronden	61
7.1	Inleiding	61
7.2	Methode	61
7.3	Resultaten	62
7.4	Deformatie van veengronden	62
7.5	Deformatie van moerige lagen in zandgronden	63
7.6	Conclusies	63
8	Discussie	67
8.1	Organische stof in de bodemlagen onder de bouwvoor	67
8.2	DOC 69	
8.3	Conclusies van de hoofdstukken 2 tot en met 8	71
9	Implicaties voor het beleid; evaluatie Meststoffenwet 2004	73
9.1	Inleiding	73
9.2	Interactie grondwatertrap en veenlaag bij denitrificatie	73
9.3	Veranderingen in dikte veenlagen in Koeien en Kansen en Telen met Toekomst	73
9.4	Het areaal uitspoelingsgevoelige zandgronden met veenlagen	74
9.5	Duurzaamheid	77
9.6	Aanwijzing van percelen met veenlagen	78
	Literatuur	81
	<i>Aanhangsels</i>	
	1 Begrippenlijst	85
	2 Denitrificatie in ANIMO en STONE	87

Woord vooraf

Op basis van de resultaten van de evaluatie Meststoffenwet 2002 (MINAS en Milieu; RIVM, 2002) zijn op verzoek van het ministerie van LNV in 2002 en 2003 verschillende studies uitgevoerd naar denitrificatie in uitspoelingsgevoelige zandgronden. Dit onderzoek is uitgevoerd in het kader van de vrije ruimte van DKW-programma 398-II. Hierop volgend is in de evaluatie Meststoffenwet 2004 nagegaan wat de implicaties voor het beleid zijn indien de aanwezigheid van veenlagen als criterium worden meegenomen bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden. Alle uitgevoerde studies worden in het onderhavige rapport weergegeven en behoren tot de evaluatie Meststoffenwet 2004 (Mineralen beter geregeld; RIVM, 2004).

Samenvatting

Aanleiding

Uit de evaluatie van de Meststoffenwet 2002 blijkt dat de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van uitspoelingsgevoelige zandgronden binnen een bepaalde combinatie van stikstofoverschot-grondsoort-grondwatertrap sterk kunnen variëren. Mogelijk worden deze verschillen veroorzaakt door denitrificatie. Denitrificatie is het proces waarbij nitraat wordt omgezet in gasvormige stikstofverbindingen. Op basis van de denitrificatie zou een verdere differentiëring van stikstofnormen voor uitspoelingsgevoelige gronden kunnen worden overwogen. Binnen unieke combinaties van stikstofoverschot-grondsoort-grondwatertrap is organische stof een belangrijke factor die de grootte van denitrificatie bepaalt. Verschillen in hoeveelheid afbreekbare organische stof in uitspoelingsgevoelige zandgronden kunnen leiden tot verschillen in denitrificatie en nitraatuitspoeling.

Op verzoek van het ministerie van LNV zijn in 2002 en 2003 verschillende studies uitgevoerd met als doel het verkrijgen van meer inzicht in het voorkomen van organische stof in de bodemlagen tussen de bouwvoor en het bovenste grondwater, de uitspoeling van organische stof uit de bouwvoor, de afbreekbaarheid van deze organische stof en de effecten op denitrificatie. Op basis van deze studies is in de evaluatie Meststoffenwet 2004 nagegaan wat de implicaties voor het beleid zijn indien de aanwezigheid van veenlagen als criterium worden meegenomen bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden. Alle studies worden in het onderhavige rapport weergegeven.

Deskstudies

Er zijn verschillende deskstudies uitgevoerd:

- i) berekeningen met het model STONE. De STONE-uitkomsten uit de evaluatie Meststoffenwet 2002 zijn nader geanalyseerd om na te gaan welke bodemeigenschappen een rol spelen bij de geconstateerde verschillen in denitrificatie. Daarnaast is nagegaan of uitspoeling van organische stof uit dierlijke mest kan leiden tot hogere denitrificatie in lagen onder de bouwvoor.
- ii) een literatuurstudie naar de uitspoeling van organische stof en denitrificatie in zandgronden. Er is een literatuurstudie uitgevoerd naar denitrificatie in diepere bodemlagen in de onverzadigde zone.
- iii) analyse van de concentraties van opgelost organische stof (DOC) in het grondwater en de relatie met nitraatconcentratie op basis van gegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid (LMM) en Sturen op Nitraat. Doel van deze studie was om meer inzicht te krijgen in uitspoeling van organische stof uit de bouwvoor en effecten hiervan op de nitraatconcentratie in het grondwater.
- iv) denitrificatie in lagen van karakteristieke bodemprofielen. In deze studie zijn berekeningen van de denitrificatiecapaciteit uitgevoerd op basis van gemeten gehalten aan organische stof en oplosbare organische stof.
- v) analyse van de relatie tussen bodemkenmerken en nitraatconcentraties in zandgronden op basis van gegevens van Sturen op Nitraat en

- vi) bepaling van het areaal zandgronden waarin veenlagen aanwezig zijn met behulp van de Bodemkaart van Nederland. Uit de analyses van Sturen op Nitraat komt naar voren dat de aanwezigheid van veenlagen in het profiel leidt tot lagere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater. Met behulp van de Bodemkaart is nagegaan hoe groot het areaal zandgronden met veenlagen is.

Resultaten van de deskstudies

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

Berekeningen op basis van gemeten gehalten en afbreekbaarheid van organische stof geven aan dat onder actuele omstandigheden de denitrificatie in de laag tussen bouwvoor en het bovenste grondwater kan variëren van minder dan 10 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor profielen met weinig organische stof in de ondergrond tot meer dan 100 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor profielen met veen in de ondergrond. Ook de resultaten van STONE duiden op een lage denitrificatie (< 50 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹) in profielen met weinig organische stof en een hoge denitrificatie in profielen met veel organische stof (>100 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹). Uit de meetgegevens van Sturen op Nitraat volgt dat de aanwezigheid van veen in de ondergrond leidt tot lagere nitraatconcentraties in het grondwater. Dit geldt met name bij relatief ondiep grondwater (grondwatertrap VI en ondieper).

Naast afbraak van organische stof onder zuurstofloze omstandigheden door middel van denitrificatie, treedt er ook afbraak van organische stof door zuurstof op. In de laag tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in droge zandgronden vindt een continue afbraak plaats van organische stof. Dit leidt niet alleen tot veranderingen in de totale hoeveelheid organische stof, maar ook tot veranderingen in de afbreekbaarheid van deze organische stof. Aangezien de organische stof in de ondergrond niet wordt aangevuld, is er sprake van een eindig proces en zal de denitrificatiecapaciteit in de loop van de tijd dalen. Veel veengronden zijn inmiddels gedeformeerd tot moerige gronden en een deel van de oorspronkelijk moerige lagen in zandgronden zijn inmiddels verdwenen.

Bodentype, gewas, gewasresten en bemesting hebben een groot effect op de hoeveelheid oplosbare organische stof in de bouwvoor. De effecten op de hoeveelheid oplosbare organische stof in diepere lagen zijn meestal veel kleiner, omdat een deel van deze organische stof wordt afgebroken tijdens het transport naar diepere lagen. STONE-berekeningen geven aan dat toepassing van dierlijke mest niet leidt tot een hogere denitrificatie in de bodemlagen onder de bouwvoor. DOC-concentraties in het bovenste grondwater van zandgronden nemen toe naarmate de grondwaterstand hoger wordt. Dit is waarschijnlijk gerelateerd aan direct contact van grondwater met organische stof in de bovenste bodemlagen en niet door uitspoeling van DOC vanuit de bouwvoor naar diepere lagen. Er kan niet worden afgeleid of denitrificatie in het grondwater optreedt met de daar aanwezige DOC of dat

denitrificatie optreedt in de organische stof houdende lagen boven het grondwater en dat de DOC in het grondwater uit deze lagen is gespoeld.

De aanwezigheid van veenlagen en/of moerige lagen in zandgronden zou een criterium kunnen zijn om uitspoelingsgevoelige gronden verder te differentiëren. Andere mogelijke criteria voor differentiëring van uitspoelingsgevoelige gronden naar denitrificatie, zoals het voorkomen van klei- en leemlagen en uitspoeling van organische stof uit de bouwvoor, lijken op basis van de verschillende studies weinig perspectiefvol. Deze bodemeigenschappen hadden geen duidelijk effect op de denitrificatie in zandgronden.

Evaluatie Meststoffenwet 2004

In de evaluatie Meststoffenwet 2004 is nagegaan wat de implicaties voor het beleid zijn als de aanwezigheid van veenlagen als criterium zou worden meegenomen bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden. Uit een bodemkartering van bedrijven uit de projecten Telen met Toekomst en Koeien en Kansen blijkt dat voor 90 procent van de gevallen de veenlaag dunner is geworden ten opzichte van de gegevens van de Bodemkaart. Voor 30 procent van het aantal punten is het veen zelfs geheel verdwenen. Dus in 20-30 jaar tijd (de leeftijd van de bodemkaarten) heeft er een forse deformatie van veenlagen plaatsgevonden. Experimentele metingen naar de afbreekbaarheid van de organische stof in veenlagen laten zien dat een deel van de veenlagen slecht afbreekbaar zijn en dat deze lagen een geringe denitrificatiecapaciteit vertonen ondanks een hoog gehalte aan organische stof. Dit geeft aan dat de aanwezigheid van veenlagen niet altijd tot lagere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zullen leiden. De resultaten van Sturen op Nitraat bevestigen dit; in sommige proefplekken met veenlagen en Gt VI is de nitraatconcentratie hoger dan 50 mg per liter.

De resultaten van Sturen op Nitraat geven voor uitspoelingsgevoelige gronden aan dat de aanwezigheid van veenlagen vooral bij Gt VI en in veel mindere mate bij Gt VII en VIII leidt tot een lagere nitraatconcentratie. Om gronden met Gt VI en met veenlagen aan te kunnen wijzen is zowel een actualisatie van de Gt-kaart (deze wordt in 2004 afgerond) als van de bodemkaart noodzakelijk. Om de bodemkaart te actualiseren om zandgronden met veenlagen te kunnen traceren, zou een herkartering van maximaal 125 000 ha op een schaal van 1 : 10 000 ha moeten worden uitgevoerd. Het betreft dan zowel zandgronden die volgens de huidige bodemkaart veenlagen of moerige lagen bevatten, alsmede gronden die volgens de huidige bodemkaart tot moerige gronden behoren maar inmiddels tot zandgronden kunnen zijn gedeformeerd. Volgens een ruwe schatting zou het areaal zandgronden met (nieuwe) Gt VI en met veenlagen ongeveer 34 000 ha bedragen, maar een goede schatting kan alleen door middel van bodemkartering worden verkregen. Aangezien de afbraak van veen(lagen) en moerige gronden blijft doorgaan, zal het areaal zandgronden met veenlagen ook in de toekomst blijven veranderen.

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

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

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

1 Inleiding

In de evaluatie van het Meststoffenwet in 2002 (RIVM, 2002) is aangegeven dat de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van landbouwgronden binnen een bepaalde combinatie van stikstof(N)-overschot-grondsoort–grondwatertrap(Gt) sterk kunnen variëren. De variatie in nitraatconcentratie is vooral groot in de zogenoemde droge (uitspoelingsgevoelige) zandgronden. Voor deze zandgronden gelden aangescherpte stikstofnormen, omdat op deze gronden een relatief veel stikstof uitspoelt, waardoor de nitraatnorm in het bovenste grondwater wordt overschreden. De bedrijfseconomische gevolgen van aangescherpte stikstofnormen zijn aanzienlijk en veel boeren hebben bezwaar ingediend tegen de aanwijzing van hun percelen als ‘droge zandgronden’.

De in de evaluatie Meststoffenwet 2002 geconstateerde verschillen in nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van droge zandgronden zijn waarschijnlijk veroorzaakt door verschillen in denitrificatie. Denitrificatie is het microbiële bodemproces waarbij nitraat onder zuurstofloze omstandigheden wordt afgebroken tot gasvormige stikstofverbindingen luchtstikstof (N_2) en lachgas (N_2O). Naarmate er meer nitraat wordt gedenitrificeerd zal er minder nitraat uitspoelen naar het bovenste grondwater. Indien er verschillen bestaan tussen zandgronden in denitrificatie, dan zou op basis van de denitrificatie een verdere differentiëring van stikstofnormen kunnen worden overwogen. De denitrificatie dient wel op basis van duidelijke criteria vastgesteld te kunnen worden, ook om het aantal bezwaarschriften te beperken.

Voor denitrificatie zijn vier factoren essentieel, namelijk

1. de aanwezigheid van nitraat;
2. de aanwezigheid van een energiebron voor micro-organismen, dat wil zeggen microbiologisch afbreekbare organische stof of andere energierijke (gereduceerde) verbindingen zoals pyriet en andere ijzerverbindingen;
3. de afwezigheid van zuurstof;
4. de aanwezigheid van denitrificerende bacteriën en omstandigheden (temperatuur, vocht, nutriënten) voor die bacteriën om te leven.

De factoren 1 t/m 3 zijn voor denitrificatie in landbouwgronden meestal de meest limiterende factoren.

Binnen unieke combinaties van stikstofoverschot-grondsoort-grondwatertrap is organische stof als maat voor denitrificatie een belangrijke factor. Verschillen in denitrificatie in de groep uitspoelingsgevoelige gronden zullen daarom in sterke mate worden veroorzaakt door verschillen in de hoeveelheid afbreekbare organische stof in de bodem en met name die in de bodemlaag tussen de onderkant van de bouwvoor of wortelzone en het bovenste grondwater. Stikstof die vanuit de bouwvoor in deze laag spoelt, zal grotendeels uitspoelen of denitrificeren. Andere stikstofprocessen, zoals immobilisatie in organische stof of opname door diepe wortels van gewassen, spelen meestal maar een beperkte rol in deze laag.

In de bodemlagen tussen de onderkant van de bouwvoor en het bovenste grondwater spelen twee 'soorten' organische stof een rol bij denitrificatie, namelijk

- i) de organische stof die van oudsher aanwezig is (bv. veenlagen, moerige lagen, organische stof in kleilagen) en
- ii) de organische stof die uitspoelt vanuit de bouwvoor (bijvoorbeeld uit gewasresten of mest) of uit de bij i) genoemde bodemlagen die rijk aan organische stof zijn. De opgeloste organische stof wordt vaak DOC (Dissolved Organic Carbon) genoemd.

Bij de organische stof die van oudsher aanwezig is, zijn de volgende vragen belangrijk:

- hoe afbreekbaar is deze organische stof?
- hoeveel DOC wordt er lokaal in de ondergrond gevormd?
- hoe groot is de actuele denitrificatie door deze organische stof in de ondergrond van karakteristieke bodemprofielen?
- hoe duurzaam is een systeem dat is gebaseerd op denitrificatie in deze organische stof lagen?
- hoe groot is de voorraad aan organische stof in karakteristieke bodemprofielen onderscheiden op de bodemkaart van Nederland?

Bij de uitspoeling van DOC zijn de volgende vragen belangrijk:

- hoe groot is de uitspoeling van DOC naar de ondergrond?
- is er een relatie tussen DOC-uitspoeling en bodemtype, gewas en management (bijvoorbeeld het gebruik van dierlijke mest)?
- hoe afbreekbaar is deze DOC?
- hoe groot is de denitrificatie die met deze DOC in de ondergrond kan optreden bij bepaalde bodemprofielen en management?

In dit rapport worden enkele deskstudies beschreven die op verzoek van het ministerie van LNV in het kader van de vrije ruimte van DWK-programma 398-II zijn uitgevoerd in 2002 en 2003. Doel van deze deskstudies was het verkrijgen van meer inzicht in het voorkomen van organische stof in de bodemlagen tussen bouwvoor en bovenste grondwater, de aanvoer van organische stof vanuit de bouwvoor naar diepere bodemlagen, de mate van afbreekbaarheid van deze organische stof en de effecten van deze organische stof op denitrificatie.

De volgende studies zijn in 2002 en 2003 uitgevoerd¹:

- een analyse van de STONE-resultaten van denitrificatie in de laag tussen wortelzone en het bovenste grondwater (hoofdstuk 2). STONE is het model dat gebruikt is in de evaluatie Meststoffenwet 2002 (RIVM, 2002). Er is nagegaan of de verschillen in de berekende nitraatconcentraties binnen de groep uitspoelingsgevoelige gronden, verklaard kunnen worden door verschillen in denitrificatie van

¹ De studies zijn deels afzonderlijk van elkaar uitgevoerd en sommige studies zijn in de loop van de tijd uitgebreid op basis van overleg met LNV. Er is later besloten om alle studies in één rapport te verzamelen. Omdat er in de verschillende studies andere benaderingen, modellen en data-sets zijn gebruikt, bestaan er verschillen tussen de studies/hoofdstukken in de beschouwde bodemlagen.

de bodem of door verschillen in aanvoer van dierlijke mest. Tevens is nagegaan welke factoren de denitrificatie bepalen.

- een literatuurstudie naar de uitspoeling van DOC, de vorming van DOC in bodemlagen onder de bouwvoor en denitrificatie in deze lagen (hoofdstuk 3);
- analyse van de DOC-concentraties in het grondwater en de relatie met nitraatconcentratie op basis van gegevens van het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid en Sturen op Nitraat (hoofdstuk 4);
- berekeningen van denitrificatie in lagen van karakteristieke bodemprofielen op basis van gegevens over gehalten aan organische stof en DOC en potentiële denitrificatie (hoofdstuk 5);
- analyse van de relatie tussen bodemkenmerken en nitraatconcentraties in zandgronden op basis van gegevens van Sturen op Nitraat (hoofdstuk 6);
- bepaling van het areaal (uitspoelingsgevoelige) zandgronden waarin veenlagen aanwezig zijn met behulp van de Bodemkaart van Nederland (hoofdstuk 7);
- synthese van de resultaten uit de hoofdstukken 2 tot en met 7 en beantwoording van de gestelde vragen (hoofdstuk 8).

Op basis van de bovengenoemde studies is in de evaluatie van de Meststoffenwet 2004 nagegaan wat de implicaties voor het beleid zijn indien uitspoelingsgevoelige gronden worden gedifferentieerd op basis van de aanwezigheid van veenlagen. Deze studie wordt weergegeven in hoofdstuk 9 en vormt samen met de studies in hoofdstukken 2 tot en met 8 een onderdeel van de evaluatie Meststoffenwet 2004.

2 Denitrificatie berekeningen met STONE

G.L. Velthof, H.P. Oosterom, O.F. Schoumans & P. Groenendijk (Alterra)

2.1 Inleiding

Het model STONE is gezamenlijk ontwikkeld door de instituten RIVM, RIZA en Alterra om beleidsvragen van de Ministeries van VROM, V&W en LNV ten aanzien van het mestbeleid te kunnen beantwoorden. STONE is geschikt om op landelijke schaal de uitspoeling van nitraat naar het grondwater en de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater te berekenen voor verschillende bemestingsscenario's. STONE is samengesteld uit verschillende modellen, waarbij ANIMO de bodemprocessen en uitspoeling berekend (aanhangsel 1).

Uit de berekeningen met STONE die in het kader van de evaluatie Meststoffenwet 2002 zijn uitgevoerd, blijkt dat er grote variaties bestaan in nitraatconcentraties in het grondwater in uitspoelingsgevoelige gronden (RIVM, 2002; Schoumans et al., 2002). Deze resultaten zijn deels de aanleiding geweest voor het onderzoek naar de mogelijkheden om rekening te houden met denitrificatie bij de aanwijzing van de droge zandgronden.

In de onderhavige studie is nagegaan waardoor de verschillen in de door STONE berekende nitraatuitspoeling in droge zandgronden worden veroorzaakt. Daarnaast is specifiek ingegaan op de verschillen in denitrificatiecapaciteit en de aanwezigheid van afbreekbare organische stof in de bodemlagen tussen de onderkant van de wortelzone en het bovenste grondwater. Mogelijk leidt deze analyse tot een aanknopingspunt voor differentiëren van uitspoelingsgevoelige gronden naar uitspoelingsgevoeligheid.

Er is een regressie analyse uitgevoerd met de uitkomsten van de STONE-berekeningen van de evaluatie Meststoffenwet 2002 voor zandgronden met Gt VI, VII en VIII (de Gt's waarbij de discussie over aanwijzing naar uitspoelingsgevoeligheid speelt). Het doel van deze analyse was om te onderzoeken welke welke variabelen de denitrificatiecapaciteit van de bodem (en de kans op uitspoeling naar het bovenste grondwater) kunnen verklaren. Het betreft een analyse van de volledige bodemlaag (inclusief bouwvoor) tot aan het bovenste grondwater (hier gedefinieerd als 1 meter beneden Gemiddeld Laagste Grondwaterstand; GLG).

Op basis van de resultaten van deze regressieanalyse zijn voor de zandgronden met Gt VII en VIII aanvullende studies uitgevoerd met als doel het verkrijgen van meer inzicht in de denitrificatie tussen de onderkant bouwvoor en het bovenste grondwater):

- het bepalen of er effecten zijn van het gehalte aan organische stof en diepte van GLG op de denitrificatie in de laag tussen de onderkant van de wortelzone en het bovenste grondwater voor zandgronden met GT VII en VIII. Er wordt verwacht dat denitrificatie toeneemt naarmate er meer organische stof aanwezig is.

- het bepalen of gewastype de denitrificatiecapaciteit van de bodem onder de wortelzone beïnvloedt. De bovengrond van grasland bevat meer gemakkelijk afbreekbare organische stof dan die van bouwland en dit zou tot meer uitspoeling van organische stof (DOC) naar diepere lagen kunnen leiden hebben. Anderzijds kan de afbraak van gewasresten van akkerbouwgewassen leiden tot pieken in de hoeveelheid en uitspoeling van afbreekbare organische stof. Er is nagegaan of er verschillen bestaan tussen grasland en bouwland in de met STONE berekende denitrificatie in de laag tussen de onderkant van wortelzone en het bovenste grondwater.
- het kwantificeren van het effect van toediening van organische stof via dierlijke mest op de met STONE berekende denitrificatie in lagen onder de wortelzone. Een deel van de via mest toegediende gemakkelijk afbreekbare organische stof kan oplossen en uitspoelen naar diepere lagen. In het model ANIMO wordt uitgegaan dat bij de afbraak van organische stof een fractie oplosbare organische stof ontstaat. Tevens wordt uitgegaan dat een deel van de organische stof in mest oplosbaar is. De oplosbare organische stof kan in het model uitspoelen naar diepere bodemlagen. Toediening van dierlijke mest kan leiden tot veranderingen in de denitrificatiecapaciteit van de bodem en dus tot veranderingen in nitraatuitspoeling. In deze studie is nagegaan of er verschillen bestaan tussen een scenario met alleen kunstmest en een scenario met kunstmest en mest op de met STONE berekende denitrificatie onder de wortelzone.

2.2 Methode van denitrificatieberekening in STONE

Het model ANIMO berekent in STONE de processen in de stikstof en koolstofkringloop, inclusief denitrificatie (Aanhangsel 2 en Schoumans et al., 2002). In STONE is een versie van ANIMO opgenomen die de denitrificatie berekent volgens de concepten van het SONICG-model (Bril et al., 1994). De relatieve denitrificatiesnelheid is hierbij beschreven als een responsfunctie van de 'Water Filled Pore Space', de aanwezige nitraatconcentratie en de afbreekbare organische stof. De hoeveelheid organische stof die in het bodemprofielen van STONE-plots (eenheden in de ruimtelijke schematisatie van het model STONE naar bodemtype - Gt – gewas combinaties) aanwezig is, is gebaseerd op de Bodemkaart van Nederland. In ANIMO wordt ook de uitspoeling berekend van DOC vanuit de bouwvoor naar diepere lagen (aanhangsel 2), zodat mogelijke effecten van uitspoeling van DOC op denitrificatie in berekeningen zijn verweven.

2.3 Methoden

2.3.1 Regressie analyse STONE-uitkomsten bij GT VI, VII en VIII

Uit de stikstofbalans uitgedrukt in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ volgt voor het traject maaiveld tot aan GLG dat

$$N_{\text{uitsp}} = N_{\text{km}} + N_{\text{dm}} + N_{\text{dep}} - N_{\text{vervl}} - N_{\text{opn}} + \Delta N_{\text{bodem}} - N_{\text{opp.w}} - N_{\text{den}} - N_{\text{grw, organ}}$$

N_{uitsp}	= nitraatuitspoeling op GLG niveau
N_{km}	= stikstof kunstmesttoediening
N_{dm}	= stikstof dierlijke mesttoediening
N_{dep}	= stikstof depositie
N_{vervl}	= stikstof vervluchting bij en na aanwending
N_{opn}	= stikstof afvoer via het gewas (netto opname/afvoer)
ΔN_{bodem}	= stikstofverandering in de bodem (netto)
$N_{opp.w}$	= stikstofuitspoeling naar het oppervlaktewater (boven GLG)
N_{den}	= stikstofdenitrificatie
$N_{grw, organ}$	= stikstofuitspoeling naar het grondwater in niet-nitraatvorm

Het stikstofoverschot in de bodem dat kan uitspoelen (in nitraatvorm) of kan denitrificeren, bedraagt

$$N_{overschot} = N_{uitsp} + N_{den} = N_{km} + N_{dm} + N_{dep} - N_{vervl} - N_{opn} + \Delta N_{bodem} - N_{opp.w} - N_{grw, organ}$$

Een deel van dit netto stikstofoverschot denitrificeert in de bodem (f_{den}). In formule

$$\begin{aligned} N_{den} &= f_{den} * (N_{km} + N_{dm} + N_{dep} - N_{vervl} - N_{opn} + \Delta N_{bodem} - N_{opp.w} - N_{grw, organ}) = \\ &= f_{den} * N_{overschot} \end{aligned}$$

De actuele denitrificatie index (Actual Denitrification Index: ADI) kan als volgt berekend worden:

$$ADI = f_{den} = \frac{N_{den}}{N_{overschot}} = \frac{N_{den}}{N_{uitsp} + N_{den}}$$

Deze ADI geeft aan welk aandeel van het N-overschot wordt gedenitrificeerd en is een maat voor denitrificatie. Naarmate de ADI toeneemt, neemt het risico op nitraatuitspoeling naar het bovenste grondwater af. De absolute N-uitspoeling naar bovenste grondwater wordt naast de ADI ook bepaald door de hoeveelheid N die uit de wortelzone naar diepere lagen spoelt.

Uit bovenstaande volgt automatisch dat het deel dat uitspoelt gelijk is aan 1 minus de fractie die denitrificeert:

$$N_{uitsp} = (1-f_{den}) * N_{overschot} = N_{uitsp} = f_{uitsp} * N_{overschot}$$

De kans op nitraatuitspoeling (Nitrate Leaching Risk Index: NLRI of f_{uitsp}) kan dus gesteld worden op:

$$NLRI = f_{uitsp} = \frac{N_{uitsp}}{N_{overschot}} = \frac{N_{uitsp}}{N_{uitsp} + N_{den}}$$

Voor de uitkomsten van de STONE-plots (ruimtelijke eenheden van bodem-gewas-Gt combinaties) is nagegaan van welke parameters de ADI afhankelijk is.

Vervolgens zijn deze berekende plot-indexen gerelateerd aan de potentieel geachte relevante plotkenmerken, namelijk

OS	= organische stof gehalte (%)
LU	= lutum gehalte (%)
PH	= pH-KCL (%)
GHG	= gemiddelde hoogste grondwaterstand (m beneden maaiveld (m-mv.))
GLG	= gemiddelde laagste grondwaterstand (m-mv.)
CROP	= gewas (bouwland= maïs + overig bouwland) en gras
FBE	= bodemfysische eenheid (7-14 --> uitsluitend de zandgronden)
GT	= grondwatertrap (Gt VI, VII en VIII; resp. code 60, 70 en 75)

Verder is bij Organische stof, Lutum en pH een onderscheid gemaakt in bovengrond (bouwvoor van de plot) en de ondergrond (van bouwvoor tot aan GLG).

2.3.2 Effecten van organische stof in de ondergrond en GLG bij GT VII en VIII

Er is met STONE een analyse uitgevoerd voor de landbouwplots op zandgrond met Gt VII en VIII. Het totale areaal zandgronden met deze Gt bedraagt 356 591 ha (Schoumans et al., 2002). In de onderhavige studie zijn enkele STONE-plots (met diepe grondwaterstand) weggelaten, omdat uit andere studies is gebleken dat de hydrologie van deze plots niet goed is gemodelleerd. Het totale areaal zandgronden met Gt VII/VIII in deze studie bedraagt daardoor 327 121 ha.

Er is nagegaan wat het effect is van het organische stof gehalte in de bodem van STONE plots en de diepte van GLG op de denitrificatie in de laag tussen de onderkant van de wortelzone en 1 meter onder GLG ('bovenste grondwater'). De hiermee berekende denitrificatie omvat dus een deel van de denitrificatie die in het grondwater plaatsvindt. De maximale worteldiepte bedraagt 0,5 meter voor grasland, bouwland en maïsland. De bemestingsdiepte voor grasland is 0,20 m en voor bouw- en maïsland 0,30 m.

Het gemiddelde organische stofgehalte is berekend voor de laag tussen de onderkant van de wortelzone en bovenste grondwater en wordt uitgedrukt in kg dm^{-3} . Hierbij moet worden opgemerkt dat de dikte van deze laag varieert, omdat de GLG varieert. Voor profielen met een diepe GLG en een laag organische stofgehalte in diepere lagen leidt deze wijze van berekening tot lage gemiddelde gehalten aan organische stof.

Er zijn drie klassen van organische stof gehalte onderscheiden:

- het gemiddelde organische stof gehalte in de laag $< 0,01 \text{ kg dm}^{-3}$;
- het gemiddelde organische stof gehalte in de laag $0,01 - 0,07 \text{ kg dm}^{-3}$;

- het gemiddelde organische stof gehalte in de laag $> 0,07 \text{ kg dm}^{-3}$ (dit zijn bodemlagen met een gehalte aan organische stof van meer dan 5 procent).

Er zijn drie klassen van GLG onderscheiden:

- GLG < 2 meter onder maaiveld;
- GLG tussen 2 en 4 meter onder maaiveld ;
- GLG > 4 meter onder maaiveld.

Naast de grootte van de denitrificatie (in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) in de laag tussen onderkant wortelzone en 1 meter onder GLG wordt ook de ADI voor deze laag berekend (zie formule paragraaf 2.3.1). Voor deze ADI is N_{den} de denitrificatie in de laag tussen onderkant wortelzone en bovenste grondwater ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) en N_{uitsp} de uitspoeling ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) naar het bovenste grondwater.

2.3.3 Effect van toediening van dierlijke mest

Voor het bepalen van de effecten van dierlijke mest op denitrificatie zijn berekeningen uitgevoerd voor twee bemestingsscenario's:

1. een berekening op basis van het originele bemestingsscenario voor de periode 1986- 2000 uit de evaluatie Meststoffenwet 2002 (RIVM, 2002);
2. berekeningen voor een bemestingsscenario waarbij alleen kunstmest wordt gebruikt. Alle aanvoer van stikstof en fosfaat via dierlijk mest in het originele bemestingsscenario (periode 1986-2000) is hierbij omgezet in aanvoer via kunstmest. Dit gebeurt op basis van totaal N en er is geen rekening gehouden met de stikstofwerking van mest ten opzichte van kunstmest.

De gemiddelde bemesting over alle landbouwplots is $442 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. In het originele bemestingsscenario uit de evaluatie Meststoffenwet 2002 bestaat 35 procent van de stikstofbemesting uit kunstmest en voor het overige deel komt de stikstof uit de dierlijke mest.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor de bodemlaag tussen de onderkant van de wortelzone en 1 meter beneden GLG.

2.4 Resultaten

2.4.1 Resultaten regressie analyse bij GT VI, VII en VIII

Een aanzienlijk deel van de denitrificatie (ADI) kon verklaard worden uit de combinatie bodemtype, grondwatertrap en bodemgebruik. Alle drie zijn zeer sterk significant. Uit de statistische analyse kwam naar voren dat lutum en pH niet significant waren.

De beste fit (percentage verklaarde variantie in ADI van 80% bij multiple regressie) werd uiteindelijk gevonden met de volgende plotkenmerken:

- Geclassificeerde/discrete variabelen: GT, CROP en FBE
- Continue variabelen: OS[ondergrond], GHG en GLG

Bij het gevonden regressie-resulataat bestaat afhankelijkheid tussen de Grondwatertrapklasse (GT-klasse) van een plot en de GHG- en GLG-waarde van diezelfde plot, maar de schatting van de ADI verbetert aanzienlijk als naast de GT klasse ook rekening wordt gehouden met de feitelijke GHG- en GLG-waarde van de plot. Een soortgelijke redenering kan ook opgesteld worden voor het percentage organische stof in de ondergrond en de bodemeenheid.

Uit deze analyses wordt geconcludeerd dat voor de STONE-uitkomsten geldt dat de ADI (en dus uitspoelingsgevoeligheid) sterk wordt bepaald door de grondwatertrap, het grondgebruik, bodemeenheid het percentage organische stof in de ondergrond, de GHG en GLG. Op basis van deze variabelen zou een ADI-kaart kunnen worden afgeleid.

2.4.2 Gemiddelde balans bij GT VII en VIII

In de volgende paragrafen wordt ingegaan op de denitrificatie die optreedt in de laag tussen onderkant wortelzone en het bovenste grondwater. Er treden echter meer stikstofprocessen op in deze laag en, ter indicatie, wordt hieronder de gemiddelde verdeling over deze processen weergegeven voor zandgronden met Gt VII en VIII, uitgedrukt in procent van de uit de wortelzone gespoelde N:

Denitrificatie	14%
Afvoer naar oppervlaktewater	6%
Uitspoeling naar diepere lagen/grondwater	72%
Voorraadverandering en gewasopname	8%

Dus gemiddeld spoelt 72 procent van de stikstof die uit wortelzone is ingespoeld naar het bovenste grondwater. De gemiddelde denitrificatie bedraagt 14 procent. De spreiding is echter groot, zoals uit de volgende paragrafen blijkt.

2.4.3 Effecten van organische stofgehalte en GLG

In tabel 1 en figuur 1 zijn de gegevens van de STONE-berekeningen van de inspoeling vanuit de wortelzone naar diepere lagen, denitrificatie en ADI voor zandgronden met Gt VII/VIII weergegeven. Alle resultaten betreffen de laag tussen onderkant wortelzone en 1 meter onder GLG. De belangrijkste resultaten zijn:

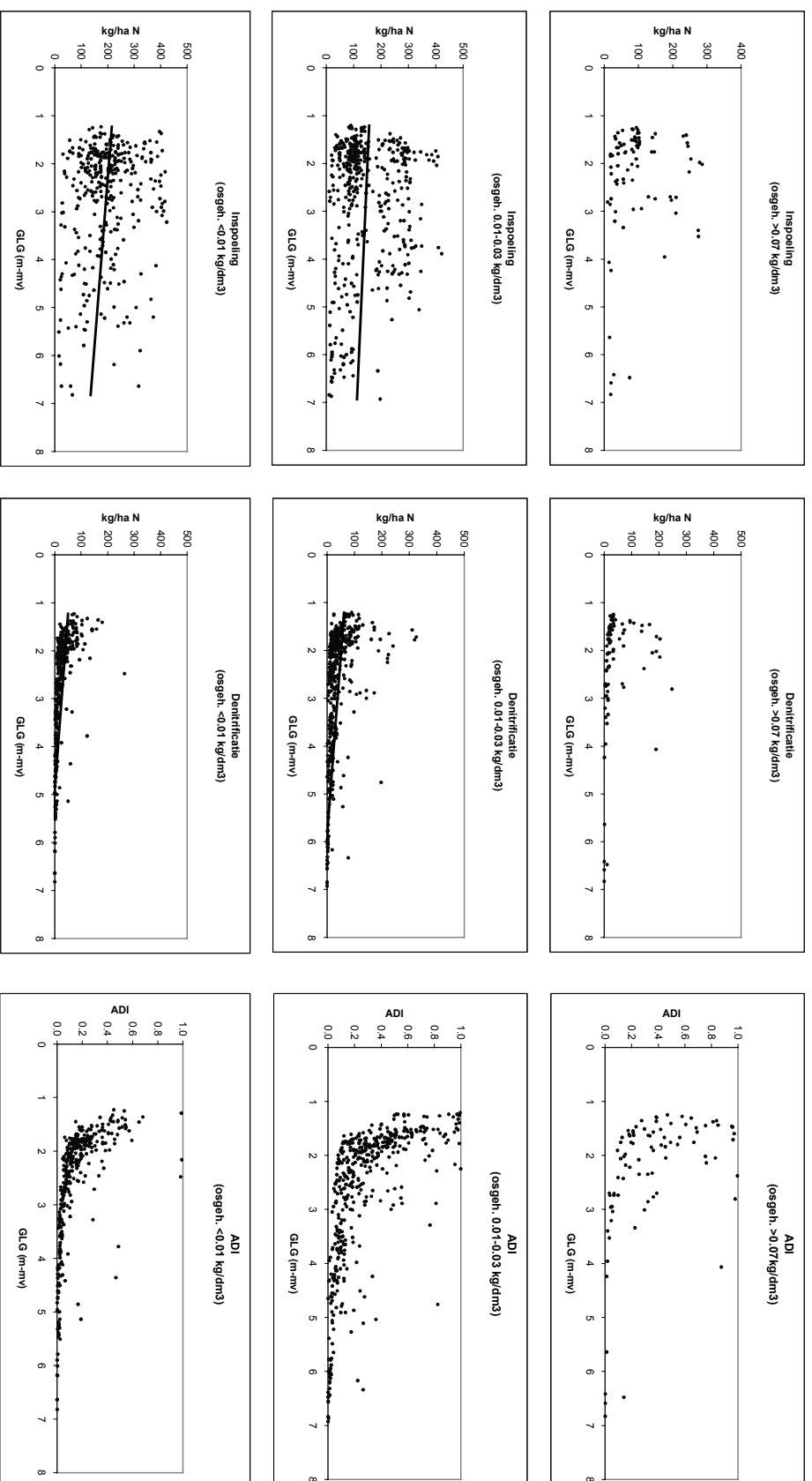
- de berekende denitrificatie voor zandgronden met GT VII/VIII varieert van 0 kg N ha⁻¹ tot 344 kg N ha⁻¹ en de ADI varieert van 0 (geen denitrificatie; alle N spoelt uit) tot 1 (geen uitspoeling; alle N denitrificeert);
- de denitrificatie en ADI nemen toe naarmate het gehalte aan organische stof toeneemt;
- de denitrificatie en ADI nemen toe naarmate GLG ondieper is;

- er is een duidelijke interactie tussen het organischestof gehalte en de GLG; de hoogste denitrificatie en ADI wordt gevonden in de plots met een hoog organische stofgehalte en een ondiepe GLG;
- er is geen verband tussen de inspoeling van N uit de wortelzone en het organische stofgehalte en GLG in de laag onder de wortelzone. De effecten van organische stof gehalte en GLG op denitrificatie in de laag onder wortelzone lijken dus niet verstrengeld te zijn met verschillen in N-inspoeling.

Tabel 1. Met STONE berekende inspoeling vanuit de wortelzone naar diepere lagen, denitrificatie en ADI voor verschillende combinaties van organische stof klassen en GLG.

klasse ¹ org. stof kg dm ⁻³	klasse GLG m-mv	gem. org.stof kg dm ⁻³	gem. GLG m-mv.	aantal waar- nemingen	areaal ha	inspoeling kg N ha ⁻¹	denitrificatie kg N ha ⁻¹	gem. ADI	ADI range
<0,01	<2	0,009	1,86	39	11114	223	44	0,26	0,10-0,52
0,01-0,07	<2	0,015	1,68	275	115815	139	41	0,36	0,06-0,85
>0,07	<2	0,199	1,58	47	14063	118	110	0,81	0,36-0,99
<0,01	2-4	0,008	2,93	178	65142	183	17	0,10	0,01-0,37
0,01-0,07	2-4	0,013	2,51	158	63091	132	24	0,18	0,01-0,56
>0,07	2-4	0,223	2,50	26	6782	125	122	0,61	0,09-1,00
<0,01	>4	0,007	5,19	121	43467	106	6	0,04	0,00-0,47
0,01-0,07	>4	0,013	4,85	13	4271	116	19	0,13	0,01-0,33
>0,07	>4	0,078	4,95	13	3376	125	34	0,15	0,01-0,87
Totaal					327121				

¹ In klasse 0,01-0,07 komen slechts vier waarnemingen tussen 0,03 en 0,07 voor.



Figuur 1. Resultaten van met STONE berekende inspoeling vanuit de wortelzone naar diepere lagen (linker figuren), de denitrificatie (middelste figuren) en de ADI (rechter figuren) in de laag tassen die onderkant van de wortelzone en 1 meter onder GLG voor verschillende combinaties van organische stof klassen (oegeh.) en GLG.

2.4.4 Effect van gewas

Uit de regressie-analyse met ADI als responsvariabele uit paragraaf 2.4.1 komt gewas naar voren als variabele. Het betreft hierbij een regressie-analyse inclusief de wortelzone. Het is bekend dat de wortelzone van grasland meer organische stof bevat dan die van bouwland en dat daardoor de denitrificatiecapaciteit ook hoger is in de wortelzone van grasland dan van bouwland (Zwart, 2003). Uit tabel 2 blijkt dat de gemiddelde ADI in de laag onder wortelzone en bovenste grondwater voor grasland iets hoger is dan die van bouwland en maïsland. De verschillen tussen de gewassen in de gemiddelde ADI zijn relatief klein en lijken niet de oorzaak van de grote verschillen in nitraatuitspoeling naar het bovenste grondwater binnen de zandgronden met Gt VII/VIII. Blijkbaar beperken de verschillen tussen gewassen in ADI zich voornamelijk tot de wortelzone. De effecten van gewas op denitrificatie bij verschillende organische klassen en GLG zijn daarom niet verder onderzocht.

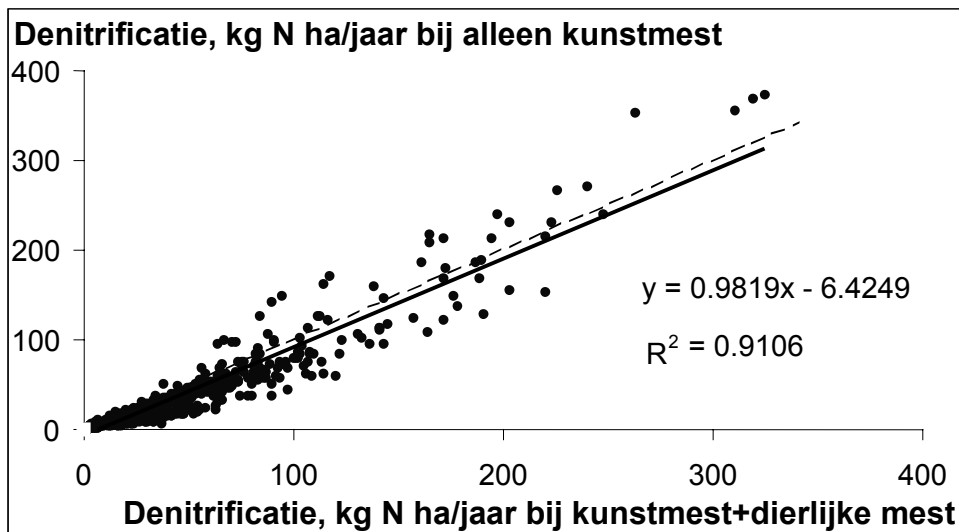
Tabel 2. Gemiddelde inspoeling vanuit de wortelzone en de denitrificatie en ADI in de laag tussen onderkant wortelzone en 1 meter onder GLG voor grasland, maïsland en bouwland bij Gt VII en VIII.

Grondgebruik	areaal ha	inspoeling kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹	denitrificatie kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹	ADI
Maïsland	75451	278	47	0,20
Akkerbouw	96580	130	31	0,25
Grasland	155090	86	27	0,27

2.4.5 Effect van toediening van dierlijke mest

In het scenario bij gebruik van zowel kunstmest als organische mest bedraagt de gemiddelde gewasopname 345 kg ha⁻¹ en de hoeveelheid gewasresten 160 kg ha⁻¹. In het scenario met alleen kunstmest bedraagt de gewasopname 385 kg N ha⁻¹, de gewasresten 180 kg ha⁻¹ N en de afvoer via oogstproducten 305 kg N ha⁻¹. De hogere gewasopname bij alleen kunstmest wordt veroorzaakt doordat bij een gelijk totale N-gift er meer voor het gewas beschikbare N wordt toegediend met alleen kunstmest dan met een combinatie van kunstmest en dierlijke mest. In het scenario met de combinatie van kunstmest en dierlijke mest blijft dus gemiddeld 20 kg N ha⁻¹ meer N in de bodem achter dan bij alleen kunstmest. Hiervan zal een deel als organische N in de wortelzone achterblijven. Het effect van het verschil in gewasafvoer van N tussen de twee scenario's op de denitrificatie in de laag tussen onderkant wortelzone en 1 meter onder GLG lijkt daarom beperkt.

In figuur 2 is voor de laag tussen de onderkant van de wortelzone en 1 meter beneden GLG de denitrificatie bij de combinatie kunstmest en dierlijke mest (x-as) uitgezet tegen de denitrificatie bij alleen stikstofkunstmest (y-as). Volgens het model is er geen duidelijk systematisch verschil bestaat in denitrificatie uit deze bodemlaag tussen alleen kunstmest en combinatie van dierlijke mest en kunstmest wordt gebruikt. Toediening van dierlijke mest leidt blijkbaar niet tot een dusdanige uitspoeling van DOC dat de denitrificatiecapaciteit van de laag onder de wortelzone duidelijk wordt verhoogd.



Figuur 2. Met STONE berekende denitrificatie (in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ voor de periode 1986-2000) in zandgronden met Gt VII en VIII bij bemesting volgens het originele bemestingsscenario uit de evaluatie Meststoffenwet 2002 (35% kunstmest + 65% dierlijke mest) op de x-as en alleen kunstmest op de y-as (de giften aan N-totaal zijn gelijk). De stippellijn geeft de 1:1-lijn weer en de doorgetrokken lijn en de vergelijking geven resultaten van lineaire regressie analyse weer.

2.5 Conclusies

Uit de analyse van de STONE-resultaten betreffende denitrificatie in uitspoelingsgevoelige zandgronden kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- De met STONE berekende denitrificatie in de laag vanaf maaiveld tot bovenste grondwater van zandgronden bij Gt VI, VII en Gt VIII wordt voor 80 procent verklaard door bodemeigenschappen (grondsoort en organische stof gehalte in de lagen onder wortelzone), de grondwatertrap (Gt, GHG en GLG) en gewas. Het opnemen van gehalte aan organische stof in de bodemlagen onder de wortelzone, de GHG en GLG leidt tot een betere voorspelling van denitrificatie dan alleen grondsoort en Gt.
- Naarmate het gehalte aan organische stof toeneemt in de laag tussen de onderkant van de wortelzone en het bovenste grondwater, neemt de denitrificatie toe.
- De GLG heeft een duidelijk effect op de denitrificatie in de laag tussen de onderkant van de wortelzone en het bovenste grondwater; hoe dieper de GLG, hoe lager de denitrificatie.
- Er is een interactie tussen GLG en organische stofgehalte in de laag tussen onderkant wortelzone en bovenste grondwater; de hoogste denitrificatie wordt gevonden voor gronden met een ondiepe GLG én een hoog gehalte aan organische stof.
- Bemesting met dierlijke mest heeft geen duidelijk invloed op de denitrificatie in in de laag tussen de onderkant van de wortelzone en het bovenste grondwater. Blijkbaar is de DOC-uitspoeling uit dierlijke mest beperkt en leidt niet tot verhoging van denitrificatie in lagen onder de wortelzone.

- De verschillen in ADI tussen maïsland, akkerbouwland en grasland zijn klein in de laag tussen onderkant wortelzone en bovenste grondwater; het gewas lijkt geen groot effect te hebben op de denitrificatiecapaciteit in deze laag.

3 Denitrificatie in zandgronden; een literatuurstudie

C.L. van Beek (Alterra)

3.1 Inleiding

In deze literatuurstudie wordt gekeken of er in de ondergrond van zandgronden een verhoogde denitrificatie kan optreden als gevolg van lokaal aanwezige organische stof en/of uitgespoelde organische stof (DOC). Indien nitraat aanwezig is, wordt de denitrificatie door drie factoren bepaald: 1) de aanwezigheid van denitrificerende micro-organismen, 2) de aanwezigheid van een electronendonor (meestal gemakkelijk afbreekbare organische stof, maar soms ook andere verbindingen als pyriet) en 3) een lage redoxpotential (anaërobie). De laatste twee factoren zijn sterk aan elkaar gerelateerd: wanneer organische stof wordt geoxideerd (aëroob), kan er een zuurstof (O₂)-tekort ontstaan, hetgeen leidt tot een daling van de redox potential. Echter, zolang de aanvoer van O₂ sneller is dan de afbraak van de organische stof, zal er geen anaërobie ontstaan en zal er geen denitrificatie optreden.

In deze (korte) literatuurstudie wordt gekeken of er (internationale) literatuur beschikbaar is die bovenstaand mechanisme onderschrijven.

3.2 Aanwezigheid van denitrificeerders

Mineraliserende micro-organismen halen hun energie uit de overdracht van elektronen van de electronendonor (organische stof) naar de electronen acceptor (zuurstof of nitraat). De reductie van zuurstof levert meer energie op dan de reductie van nitraat. Dit betekent dat er geen nitraat wordt omgezet zolang er nog zuurstof aanwezig is. De meeste denitrificerende organismen zijn facultatief anaëroob, hetgeen wil zeggen dat zij alleen tot denitrificatie over zullen gaan indien er geen zuurstof meer aanwezig is, maar wel nitraat. Voor denitrificatie moet een bacteriepopulatie aanwezig zijn die in staat is te denitrificeren. Uit de literatuur blijkt dat deze micro-organismen ook in de ondergrond (1,5 – 10 m) nog in redelijke grote getale aanwezig zijn (Lind & Eiland, 1989; McCarty & Bremner, 1992; Sotomayor & Rice, 1996; Yeomans et al., 1992).

3.3 Afbreekbare organische stof en DOC

Voor denitrificatie is het noodzakelijk dat een electronendonor aanwezig is, meestal afbreekbare organische stof. De meeste mesten worden in Nederland onder anaërobe omstandigheden opgeslagen, waardoor er vluchtige vetzuren ontstaan. Het gehalte aan vluchtige vetzuren kan in dunne varkensmest oplopen tot 30 procent van de totale hoeveelheid organische stof in de mest (Cooper & Comforth, 1978). De vluchtige vetzuren zijn gemakkelijk afbreekbaar en toediening van mest aan een bodem kan daardoor leiden tot een toename in denitrificatie (Paul & Beauchamp,

1989) en immobilisatie van stikstof (Kirchmann & Lundvall, 1993). Verschillende studies laten zien dat toediening van organische mest leidt tot uitspoeling van DOC, hoewel er wel verschillen zijn in hoeveelheid als gevolg van verschillen in mestsoort, pH en temperatuur (Andersson et al., 2000; Bhogal & Shepherd, 1997; Mitchell et al., 2000).

Tussen gewasresten bestaan grote verschillen in mate van afbreekbaarheid. Het onderwerpen van bovengrondse groene gewasdelen (bv. suikerbietenblad en aardappelloof) geeft een veel hogere denitrificatie dan het onderwerpen van stro en ondergrondse gewasresten (DeCatanzaro & Beauchamp, 1985; McKenney et al., 1993; van Cleemput et al., 1990).

In tabel 3 staan resultaten gegeven van de literatuurstudie naar denitrificatie en DOC in de ondergrond. In een onderzoek van McCarty & Bremner (1992) werd het DOC afkomstig van gewasresten dusdanig snel geoxideerd in de (aërobe) bovengrond dat er weinig overbleef voor uitspoeling naar de (anaërobe) ondergrond. Het toedienen van kippenmest leidde tot een significante uitspoeling van DOC in een lemig zand tot 1 meter beneden maaiveld in een studie van Bhogal en Shepherd (1997). Op velden waaraan geen bemesting werd toegediend was de DOC concentratie op 1 meter beneden maaiveld minder dan 20 mg l⁻¹. De DOC-concentratie op dezelfde diepte op bemeste velden was significant hoger met uitschieters tot 65 mg l⁻¹. Bhogal & Shepherd (1997) vonden een positief lineair verband tussen DOC uitspoeling en toediening van kippenmest op zandgrond, waarbij elke kg C ha⁻¹ toegediend als kippenmest leidde tot een extra 0,05 kg C ha⁻¹ uitspoeling op 1 meter diepte. Echter, Bhogal & Shepherd konden geen uitspraak doen over de bijdrage van DOC aan de denitrificatie.

Chodak et al. (2001) maten de invloed van de temperatuur op de DOC-uitspoeling na het toedienen van compost op zandgrond. Met het toenemen van de temperatuur, nam de DOC-uitspoeling af (door toename van de mineralisatie). Deze temperatuur interactie wordt onderschreven door Mitchell et al. (2000) en Andersson et al. (2000). Mitchell et al. (2000) lieten zien dat de interactie tussen denitrificatie, nitraat-uitspoeling en DOC-uitspoeling voor een groot deel werd gestuurd door de temperatuur.

Algemeen wordt aangenomen dat het toedienen van bemesting of het onderwerpen van gewasresten leidt tot een verhoogde denitrificatie (bijv. Aulakh et al., 1992). Burford en Bremner (1975) vonden een significante relatie tussen organische stof en potentiële denitrificatie. Burford & Bremner (1975) vonden ook een zeer sterk verband ($R^2 = 98\%$) tussen water oplosbaar C en potentiële denitrificatie; iedere $\mu\text{g g}^{-1}$ DOC kwam overeen met 0,63 $\mu\text{g N gedenitrificeerd g}^{-1}$. Deze resultaten laten zien dat onder C limiterende omstandigheden, DOC zeker op kan treden als C-bron voor denitrificatie. Echter, deze studies richtten zich op de bovengrond. Het is veel minder duidelijk in hoeverre bemesting leidt tot een verhoging van de denitrificatie in de ondergrond. Castle et al. (1998) maten denitrificatie op 1 m diepte. Onder aërobe omstandigheden was de actuele denitrificatie in ondergrond ongeveer 4% van potentiële denitrificatie en onder anaërobe omstandigheden was dit 8-18%. Richards

en Webster (1999) maten de denitrificatie in de ondergrond (60-200 cm) in een zavelgrond na toevoeging van makkelijk afbreekbare C (sucrose) en nitraat. Onder de 1,20 m varieerden de nitraatgehalten tussen 0,3 mg kg⁻¹ (onbemest) en 5,4 mg kg⁻¹ (bemest). Op dezelfde diepte varieerden de DOC gehalten tussen de 20 en 38 mg kg⁻¹ (onafhankelijk van bemesting). Richards & Webster concludeerden dat de vorm van bemesting (organisch of anorganisch) geen invloed had op de voorraad makkelijk afbreekbare C in de ondergrond en dat denitrificatie niet optreedt vanwege de lage afbreekbaarheid van C. McCarty & Bremner (1993) concludeerden dat gewasgroei niet leidt tot uitspoeling van DOC, noch een bijdrage levert aan de denitrificatie in de ondergrond. Gewasresten daarentegen geven wel DOC uitspoeling en deze DOC is ook in staat de denitrificatie in de ondergrond te stimuleren. Echter, het merendeel van het uitspoelende DOC werd al in de bovengrond geoxideerd, zodat er maar weinig overbleef voor denitrificatie in de ondergrond (McCarty & Bremner, 1992).

Er is veel onderzoek verricht naar nitraattransport en omzettingen in watervoerende pakketten in de bodem. Hoewel een watervoerend pakket niet onder het huidige onderzoek valt, geven de publicaties wel wat bruikbare informatie. Gillham and Cherry (1978) concludeerden dat denitrificatie in veel maar niet in alle watervoerende pakketten *kan* optreden. Het verschil bleek te verklaren door het al dan niet bereiken van DOC tot het grondwater. Hoe dieper het grondwater, hoe hoger de nitraatconcentraties. Soortgelijke conclusies werden getrokken door Starr & Gillham (1993). Als de grondwaterstand dieper dan 2-3 m -mv was, werd het DOC geoxideerd voordat het watervoerend pakket bereikt werd en trad er geen (of minder) denitrificatie op. Uit het onderzoek van McCarty & Bremner (1992) bleek dat als er voldoende afbreekbare organische stof in de ondergrond aanwezig is, denitrificatie in principe op kan treden mits de organische stof niet door zuurstof geoxideerd wordt.

In een studie van Brye et al. (2001) werd de uitspoeling van DOC en nitraat gemeten in lysimeters op 1,40 m diepte in een zavelgrond met maïs. In 60 procent van de metingen lag de DOC-concentraties tussen de 5 en 20 mg liter⁻¹; hiermee kon in principe tussen de 10 en 34% van de nitraatuitspoeling verminderd worden. Echter, in het veld bleek de reductie veel lager omdat de gronden vaak aëroob waren.

Behalve ingespoelde DOC, kan ook lokaal aanwezige organische stof worden afgebroken. Volgens Ruiken en Steenvoorden (1986) is met name de formatie van Nuenen van belang voor de aanwezigheid van organische stof in een (zandige) ondergrond. In de formatie van Nuenen is het organisch stof gehalte ongeveer 1%. In een proef met lysimeters gevuld met zandgrond vond Steenvoorden (1983) een duidelijk verband tussen N-uitspoeling, grondwaterstand, organische stof en zuurgraad. Steenvoorden leidde af dat het merendeel van de door denitrificatie afgebroken organische stof afkomstig was uit de ondergrond en niet was ingespoeld. Indien er te weinig organische stof in de ondergrond aanwezig was, werd de denitrificatie wel voornamelijk bepaald door ingespoelde organische stof, maar was de denitrificatie veel lager dan de eerder genoemde denitrificatie bij aanwezigheid van lokale organische stof.

Naast organische stof kunnen ook andere stoffen optreden als electronendonor, zoals ijzersulfide (FeS_2). Nitraatreductie door ijzersulfide treedt algemeen op in zandgronden, maar heeft een aantal nadelige gevolgen: er komt sulfaat in het grondwater en ijzersulfiden zijn vaak verontreinigd met zware metalen. Ijzersulfide geeft een lagere energiewinst dan organische stof en zal dus alleen geoxideerd worden als er geen makkelijk afbreekbare organische stof aanwezig is (van Beek, 1997; Stumm & Morgan, 1996).

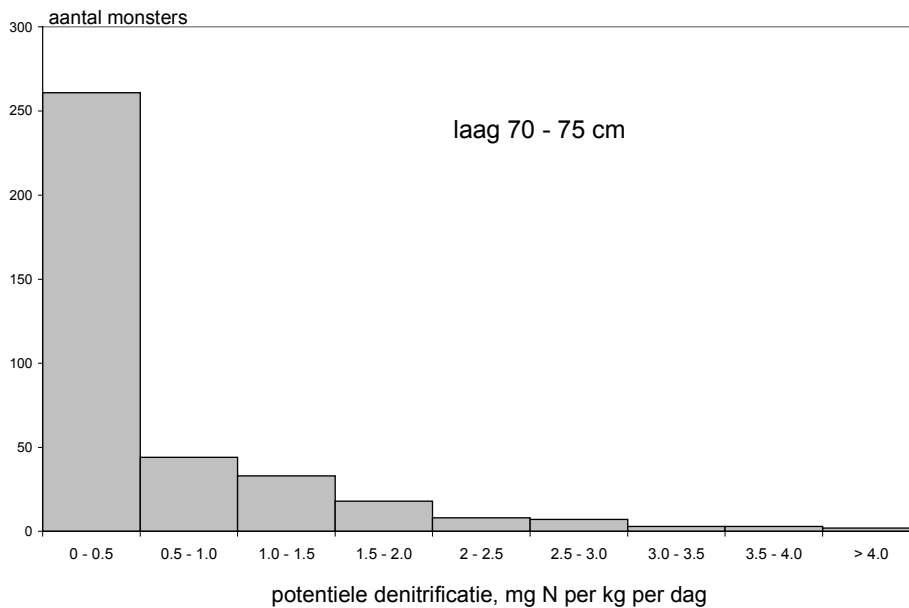
3.4 Potentiële en actuele denitrificatie

De potentiële denitrificatie is de maximale denitrificatie die kan optreden (overmaat aan nitraat, strict zuurstofloze omstandigheden en temperatuur meestal >20 °C). Vaak is de potentiële denitrificatie ook voor zandgronden voldoende voor een aanzienlijke vermindering van de nitraatuitspoeling (Gorissen et al., 2002). Uit onderzoek in het project Sturen op Nitraat bleek dat de potentiële denitrificatie activiteit sterk afneemt met de diepte en dat de spreiding per laag zeer groot was. In de bodemlagen van 23 tot 75 cm waren een groot aantal monsters met een lage of geen potentiële denitrificatieactiviteit (zie bijvoorbeeld figuur 3). In een grasland op zandgrond in Heino nam de potentiële denitrificatie en respiratie exponentieel af met de diepte; in de laag 40-60 cm kon geen significante potentiële denitrificatie en respiratie meer worden gemeten (Velthof & Oenema, 1995).

In een studie van Jarvis en Hatch (1994) op een goed doorlatende grond kon tot op 6 meter diepte een significante potentiële denitrificatie worden gemeten ($0,035\text{-}0,078$ $\mu\text{g N g}^{-1}\text{h}^{-1}$). Lind en Eiland (1989) maten ook een aanzienlijke potentiële denitrificatie op 20 m diepte op een zandgrond met kleilagen, maar de actuele denitrificatie bleek erg laag te zijn (enkel detecteerbaar in de laag tot 20 cm diepte).

Verschillende studies geven aan dat de potentiële denitrificatie niet constant is in het jaar (Gorissen et al., 2002; Wheatley & Williams, 1989). Wheatley & Williams (1989) vonden voor veengrond in Schotland relatief lage potentiële denitrificaties in de zomer en relatief hoge potentiële denitrificaties in het voor- en najaar.

In een studie van Ryan et al. (1998) in Noord Ierland werd de actuele denitrificatie bepaald in de bovenste 50 cm van een beweid grasland op zavelgrond. Van het totale denitrificatieverlies van $16,6$ kg N ha^{-1} jaar⁻¹ was 80 procent afkomstig uit de 0-10 cm laag. Er waren geen duidelijke verschillen in denitrificatieverlies tussen de 10-20, 20-30, 30-40 en 40-50 cm lagen.

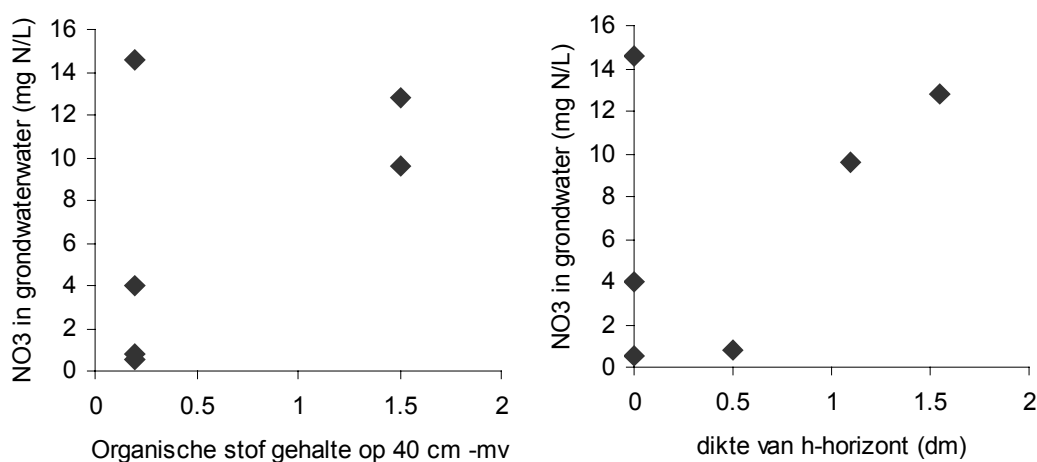


Figuur 3. Frequentieverdeling van potentiële denitrificatie in de 70 – 75 cm laag van de bodemmonsters uit het project Sturen op Nitraat.

Christensen en Tiedje (1988) bepaalden de actuele denitrificatie in een lichte zavelgrond in Michigan (VS). De gemiddelde denitrificatie was $4 \text{ g N ha}^{-1}\text{d}^{-1}$, maar beneden 20 cm –mv was de actuele denitrificatie niet meer detecteerbaar. Het optreden van denitrificatie was in het onderzoek van Christensen en Tiedje zeer sterk afhankelijk van het voorkomen van zogenaamde ‘hot spots’, anaërobe plekken in de bodem. Luo et al. (1998) vonden een bij benadering exponentiële afname van de actuele denitrificatie met de diepte (tot aan 40 cm–mv). Barton et al. (1999) hebben een overzicht gemaakt van recente metingen in de bovengrond aan actuele denitrificatie voor verschillende grondsoorten in zowel bos- als landbouwsystemen. Voor landbouw op zandgrond geven zij een jaarlijkse actuele denitrificatie van circa 8 kg N ha^{-1} .

In het onderzoeksproject DOVE-zand is nitraat in het grondwater gemeten van een droge zandgrond op onderzoekslocatie Den Pol (Arcadis, 2001). Profielbeschrijvingen lieten verschillen zien binnen twee percelen in het voorkomen van (kei)leemlagen.

In figuur 4 is het gemiddelde nitraatgehalte uitgezet tegen de dikte van de h-horizont (B of C horizont met inspoeling van humus) in de bovenste 40 cm van het profiel, en het gehalte aan organische stof (in %) op 40 cm diepte. Er bleek geen verband te zijn tussen nitraatconcentratie en de dikte van de h-horizont of het gehalte aan organische stof (figuur 4). De nitraatconcentratie verschilde tussen de percelen, hetgeen waarschijnlijk werd veroorzaakt door verschillen in denitrificatie. Het is echter onduidelijk welke (kei)leemlaag hiervoor verantwoordelijk is door het grillige voorkomen van deze lagen (Meinardi, pers.comm.).



Figuur 4. Links: gemiddelde NO_3 concentratie in het grondwater en het organische stof gehalte op 40 cm -mv. Rechts: gemiddelde NO_3 concentratie in het grondwater en dikte van de inspoelingshorizont (dm). Gegevens DOVE-zand (Arcadis, 2001).

3.5 Conclusies

Uit een korte literatuurstudie volgt een inconsistent beeld wat betreft actuele denitrificatie in de ondergrond van zandgronden. Dit inconsistente beeld wordt veroorzaakt doordat vaak niet voldoende afbreekbare organische stof (of andere electronendonor) aanwezig is of doordat de ondergrond niet anaëroob is. In aërobe gronden was de afbraak van DOC doorgaans dusdanig snel dat er enkel moeilijk afbreekbaar DOC resteerde in de anaërobe ondergrond. Wel zijn er aanwijzingen dat lokaal aanwezige organische stof of klei- en leemlagen in de ondergrond de denitrificatie in de ondergrond kan stimuleren.

Tabel 3. Literatuurstudie naar denitrificatie in de ondergrond.

Diepte (m –mv)	locatie	Organische stof	NO ₃ -N	denitrificatie in de ondergrond	opmerking	referentie
1,5-2	zavelgrond, maïs en soja, USA	0,3-2,9 mg DOC l ⁻¹		ca. 0,5 µg N g ⁻¹ grond week ⁻¹	Uitspoelend DOC wordt geoxideerd in de bovengrond waardoor er weinig overblijft voor de ondergrond.	McCarthy & Brenner, 1992
1-2	matig zware klei, grasland, UK	90-115 mg DOC l ⁻¹		1,5-5,9 µg kg ⁻¹ grond dag ⁻¹	denitrificatie kan tot een behoorlijke reductie leiden van NO ₃ in de ondergrond	Castle 1998
1-2	lichte zavelgrond, UK	83-147 mg DOC l ⁻¹		3,1-12 µg kg ⁻¹ grond dag ⁻¹	idem	Castle, 1998
6 m	zware zavelgrond, grasland, UK		toegevend 100 µg g ⁻¹	0,09-0,014 µg N g ⁻¹ uur ⁻¹	anaëroob	Jarvis & Hatch, 1994
6m	zware zavelgrond, grasland, UK	toegevend 100 µg/g	toegevend 100 µg g ⁻¹	0,035-0,092 µg g ⁻¹ grond		Jarvis & Hatch, 1994
20m	zware zavel/ lichte klei, Denemarken	+ - 2 gC/kg	3 µg g ⁻¹	alleen N ₂ O gemeten. Onder aëroobe omstandigheden ng/g/9d, onder anaëroobe omstandigheden 590 ng/g/9d.		Lind & Eiland, 1989
0,20-0,40	lichte zavel/ zandgrond, Nieuw-Zeeland		0,2-10 µg g ⁻¹	0,08-0,12 µg g ⁻¹ grond dag ⁻¹	denitrificatie neemt exponentieel af met diepte.	Luo et al, 1998
0-0,50	beweid grasland, Noord Ierland	37-42 µg DOC g ⁻¹ in 40-50 cm laag.	1-10 kg N ha ⁻¹ in 40-50 cm laag	1,5 g N ha ⁻¹ dag ⁻¹ in de 40-50 cm laag	denitrificatie hoogst in 0-10 cm laag; geen duidelijke verschillen tussen 10-20, 20-30, 30-40 en 40-50 cm laag	Ryan et al., 1998

4 DOC in bodem en grondwater

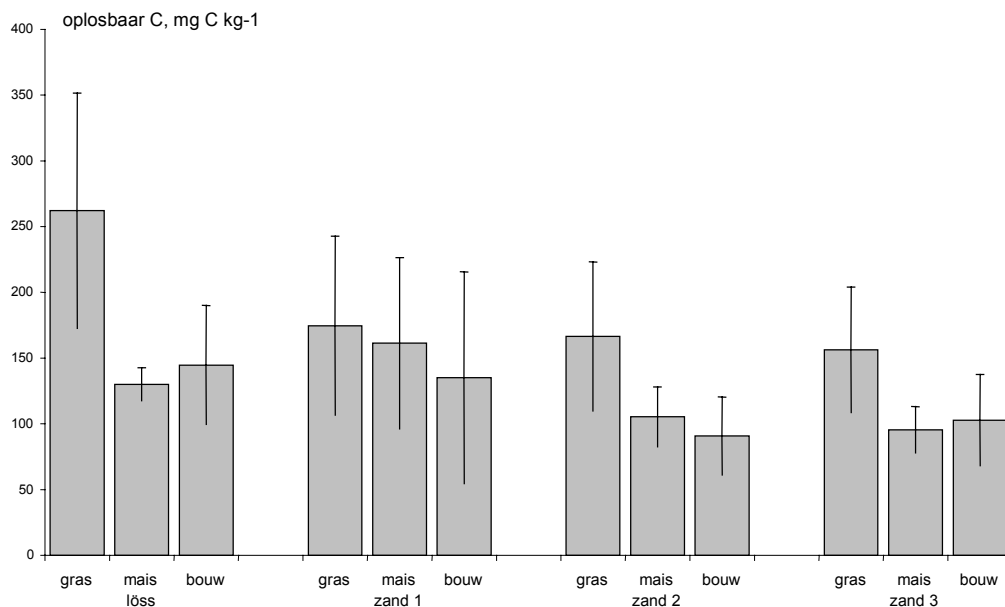
G.L. Velthof (Alterra), S.L.G.E. Burgers (Biometris) en B. Fraters (RIVM)

4.1 DOC in bodem

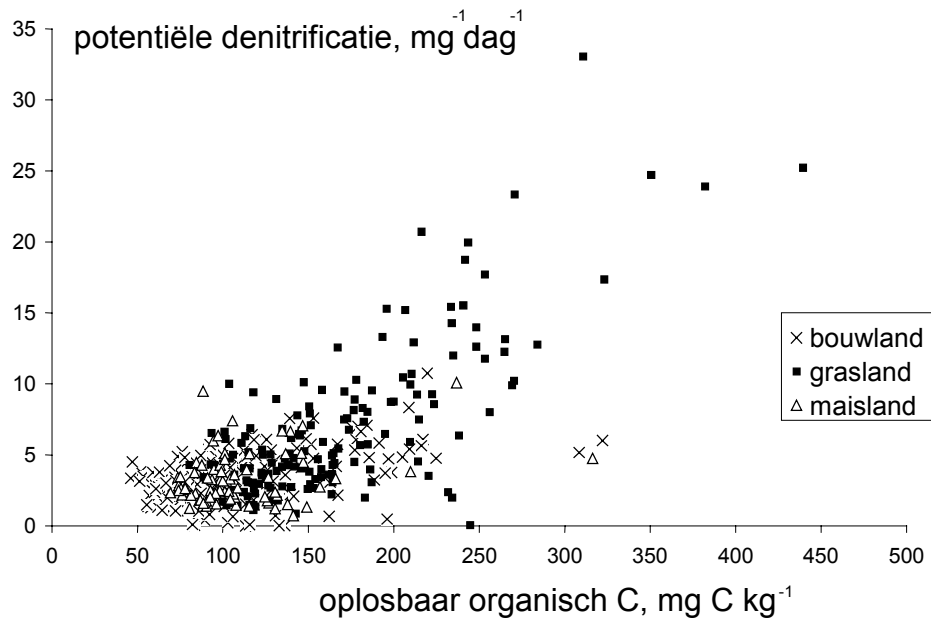
In het kader van het project Sturen op Nitraat zijn van 478 monsters van de bouwvoor (0-10 cm van grasland en 0-25 cm van maïsland en bouwland) de hoeveelheid oplosbaar C en de potentiële denitrificatie bepaald (Velthof, 2003). De belangrijkste resultaten zijn (figuren 5 en 6):

- voor alle bodemgroepen geldt dat de hoeveelheid oplosbaar C hoger is in grasland dan in maïsland en bouwland. Dit verschil is het grootst bij de lössgronden.
- de potentiële denitrificatie is hoger in grasland dan in maïsland en bouwland. Tussen maïsland en bouwland bestaan geen duidelijke verschillen.
- er bestaat een positieve correlatie tussen oplosbaar C en de potentiële denitrificatie en met name bij grasland.

Bovengenoemde resultaten duiden er op dat de potentiële denitrificatie in de bouwvoor gerelateerd is aan het DOC-gehalte. Uit een ander deel van dit onderzoek bleek de correlatie tussen totale C en potentiële denitrificatie veel slechter te zijn. Blijkbaar bestaat het slecht oplosbare deel van de organische stof in de bouwvoor uit materiaal dat (onder anaerobe omstandigheden) moeilijk afbreekbaar is.

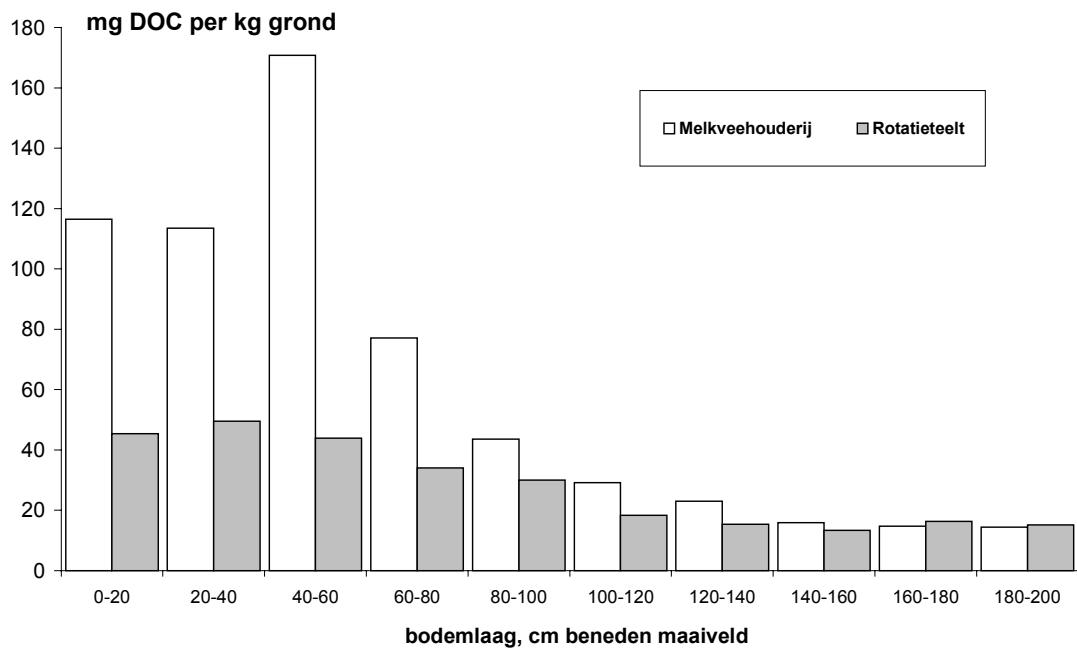


Figuur 5. Gebalte aan oplosbaar C (mg C per kg grond) in de 0-10 cm bodemlaag van grasland en de 0-25 cm bodemlaag van maïsland en bouwland) voor proefplekken (n=478) in Sturen op Nitraat (Velthof, 2003). Zie paragraaf 4.2 voor verklaring van de bodemgroepen.



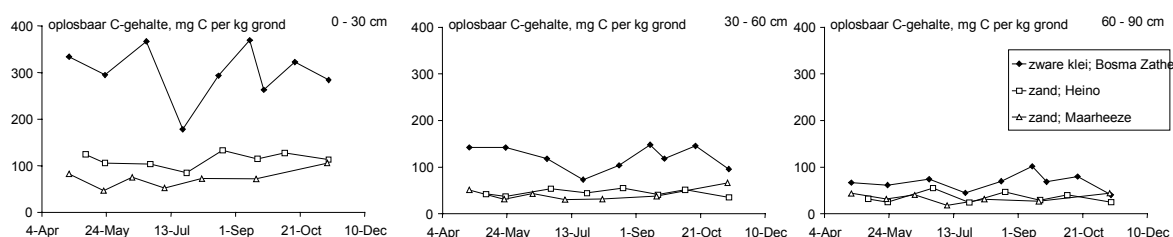
Figuur 6. Relatie tussen potentiële denitrificatie en oplosbaar C in bouwvoor ($R^2 = 0,30$; $P < 0,001$). (Velthof, 2003).

Uit onderzoek van Zwart (2003) blijkt dat de oplosbare C-gehalten in landbouwgronden sterk afnemen met de diepte (figuur 7). Voor de bovenste meter geldt dat de DOC-gehalten hoger zijn in grasland dan in bouwland.



Figuur 7. Gemiddelde gehalte aan oplosbaar C ($mg\ C$ per kg grond) in de bodemlaag van profielen van minerale gronden uit melkveehouderij (voornamelijk grasland; $n=7$) en rotatieteelt van akkerbouw en groentegewassen ($n = 5$) op minerale grond (Zwart, 2003).

Uit recent onderzoek blijkt dat oplosbare C-gehalten in jong grasland op zware kleigrond hoger zijn dan op droge en vochtige zandgrond (figuur 8). De verschillen tussen de bodemtypen waren groot in de 0-30 cm laag, maar namen af met de diepte. Uit hetzelfde onderzoek bleek dat twee maanden na het scheuren van grasland er geen duidelijke toename in oplosbaar C-gehalte in bodem had plaatsgevonden, terwijl het minerale N gehalte wel duidelijk was verhoogd in alle lagen (tabel 4). Dit suggereert aan dat er geen (of weinig) C was uitgespoeld of dat deze C snel is afgespoeld nadat het was uitgespoeld



Figuur 8. Verloop van het oplosbaar C-gehalte in de 0-30, 30-60 en 60-90 cm lagen van jong grasland (gescheurd en ingezaaid in april 2002) op zware kleigrond (Bosma Zathe), vochtige zandgrond (Heino) en droge zandgrond (Maarheeze) in de periode april-november 2002 (Voorlopige resultaten, Velthof).

Tabel 4. Gehalten aan oplosbaar C en minerale N in verschillende bodemlagen van grasland op zandgrond in Maarheeze in november 2002 (Voorlopige resultaten, Velthof).

		Niet gescheurd	Gescheurd	
			april 2002	september 2002
oplosbaar C, mg C/kg	0 - 30 cm	105	99	99
	30 - 60 cm	74	66	64
	60 - 90 cm	55	42	48
Nmineraal, mg N/kg	0 - 30 cm	6	5	8
	30 - 60 cm	4	3	12
	60 - 90 cm	4	3	8

4.2 DOC in grondwater: Sturen op Nitraat

In het project Sturen op Nitraat is in het voorjaar 2001 op 355 plekken in zand- en lössgronden de concentratie aan opgeloste organische stof (DOC) in het grondwater bepaald (Smit et al., 2002). Er is nagegaan of er relaties bestaan tussen de nitraat- en DOC-concentratie in het grondwater en of er effecten zijn van bodemtype, Gt en gewassoort op de DOC-concentratie in het grondwater.

In Sturen op Nitraat wordt onderscheid gemaakt naar grondsoort, grondwaterstand en gewasgroep.

Er worden vier grondsoorten onderscheiden:

L : Lössgronden

Z1 : Zandgronden met veel organische stof of een dikke bovengrond (zoals enkeerdgronden, moerige gronden);

Z2 : Zandgronden met relatief veel organische stof en een hoog leemgehalte (zoals de meeste beekerdgronden, sommige gooreerdgronden, zandgronden met een kleidek, keileemgronden);

Z3 : Overige zandgronden (sommige beekerdgronden, meeste gooreerdgronden, podzolgronden).

Er worden drie grondwaterstandsgroepen onderscheiden:

Gt 1. GHG (Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand) ondieper dan 40 cm (Gt I, II, II*, IIb, III, III*, V, V*);

Gt 2. GHG tussen 40 en 80 cm (Gt IIc, IV, VI);

Gt 3. GHG dieper dan 80 cm (Gt IVc, VII, VIII en VIII).

Er worden zes gewasgroepen onderscheiden:

g : grasland;

m : snijmaïs op melkveehouderijbedrijven;

t : andijvie, boerenkool, bloemkool, chinese kool, knolselderij, korrelmaïs, spitskool, ijsbergsla, CCM en MKS;

a : aardappel, koolraap, koolrabi, kropsla, prei, radijs, snijmaïs, spinazie en ui;

b : broccoli, knolvenkel, luzerne, peulvruchten, rode kool, spruitkool, suikerbiet, voederbiet en witte kool;

r : aardbei, asperge, bospeen, gerst, haver, rode biet, rogge, schorseneer, tarwe, witlof en wortel.

De DOC-concentratie in het grondwater van de afzonderlijke proefplekken varieert van 3 tot 371 mg per liter (tabel 5). De DOC-concentratie lijkt af te nemen naarmate de grondwaterstand dieper is (tabel 5). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat in het algemeen het gehalte aan organische stof in de bodem afneemt met de diepte. Naarmate de grondwaterstand hoger staat, zal het eerder in contact komen met bodemlagen met een hoger gehalte aan organische stof, waarvan een deel kan oplossen en waardoor de DOC-concentratie toeneemt.

Tabel 5. DOC-concentraties in grondwater in mg per liter voor de drie GT-groepen in Sturen op Nitraat.

Gt-groep	aantal	gemiddeld	minimum	maximum	mediaan
1	67	44,9	2,7	370,8	26,6
2	177	33,5	4,9	125,6	29,1
3	111	24,9	3,0	98,3	19,7

Bij de zandgronden is het DOC-gehalte duidelijk hoger voor de Z1-gronden dan voor de Z2-gronden en Z3-gronden (tabel 6). De Z1-gronden zijn zandgronden met veel organische stof en een dikke bovengrond. De steekproef van de lössgrond is te klein om uitspraken te doen over DOC-concentraties.

Tabel 6. DOC-concentraties in grondwater mg per liter voor de vier bodemgroepen in Sturen op Nitraat.

Bodemgroep	aantal	gemiddeld	minimum	maximum	Mediaan
L	3	15,9	7,7	25,2	14,7
Z1	53	42,9	6,1	370,8	30,5
Z2	117	28,3	3,0	151,2	24,9
Z3	182	33,4	2,7	125,6	26,9

De verschillen in DOC-concentratie tussen de zes gewasgroepen zijn klein (tabel 7). De gemiddelde DOC-concentratie onder grasland lijkt iets hoger te zijn dan die voor bouw- en maïsland, maar deze effecten kunnen verstrengeld zijn met effecten van Gt en bodem.

Tabel 7. DOC-concentraties in grondwater mg per liter voor de zes gewasgroepen in Sturen op Nitraat.

Gewasgroep	aantal	gemiddeld	minimum	maximum	mediaan
a	63	33,0	3,1	123,6	26,5
b	34	26,6	6,5	118,5	23,4
g	145	37,6	3,0	370,8	28,6
m	70	31,2	2,7	151,2	26,4
r	31	24,5	4,9	74,7	20,5
t	12	27,2	14,2	69,0	24,4

In Sturen op Nitraat zijn regressie-analyses uitgevoerd voor grasland, maïsland en akkerbouwland met nitraatconcentratie als responsvariabele. Het opnemen van de DOC-concentratie in het grondwater als verklarende variabele leidt tot verbetering van de modellen voor grasland en maïsland, maar niet voor die van bouwland. De regressiecoëfficiënt voor DOC is voor grasland -0,63 en voor maïsland -0,55, hetgeen betekent dat bij een toename van het DOC-gehalte in het grondwater met 1 mg per liter de nitraatconcentratie in het grondwater met respectievelijk 0,63 en 0,55 mg per liter afneemt. In paragraaf 6.3 wordt de data-set van Sturen op Nitraat gebruikt om na te gaan of er relaties bestaan tussen kenmerken van het bodemprofiel (op basis van profielbeschrijvingen) en de DOC-concentraties in het grondwater.

4.3 DOC in grondwater: Landelijke Meetnet effecten Mestbeleid (LMM)

In tabel 8 zijn de DOC- en nitraatconcentraties gegeven van het bovenste grondwater op landbouwbedrijven in de zandgebieden die deelnemen in het standaard LMM-programma. In de periode 1992-1995 waren dit jaarlijks dezelfde bedrijven. Vanaf 1997 is er elk jaar een andere groep bemonsterd, waarbij vanaf 2000 telkens de oude bedrijven vanaf 1997 worden herbemonsterd. Dus in 2000 de nieuwe 2000 bedrijven plus de 1997 bedrijven, in 2001 de nieuwe 2001 bedrijven plus de 1998-bedrijven.

Tabel 8. DOC- en NO₃-concentraties (mg l⁻¹) gegeven in bovenste grondwater op gangbare landbouwbedrijven in de zandgebieden die deelnemen in het standaard LMM-programma.

	1992	1993	1994	1995	1997	1998	1999	2000	2001	1992-2001
DOC										
Gemiddeld	19,7	21,9	33,2	26,3	26,4	33,1	34,9	31,5	33,4	27,2
Minimum	3,8	3,5	11,8	6,0	5,2	5,4	2,4	7,3	5,7	2,4
Maximum	59,0	87,0	110,1	110,6	85,4	126,2	110,3	98,8	118,5	126,2
Variatie	128,5	218,8	508,2	377,1	308,7	543,0	567,6	451,7	464,1	373,7
Aantal	93	88	19	37	27	44	42	43	51	444
NO ₃										
Gemiddeld	187,1	184,0	92,1	85,8	137,0	150,4	92,3	91,5	74,0	129,6
Minimum	1,0	30,8	27,8	7,0	9,3	7,4	1,8	21,9	0,2	0,2
Maximum	406,3	405,0	265,0	255,0	414,4	471,6	322,0	257,1	279,8	471,6
Variatie	8039	6533	2910	2542	10005	10107	6465	2704	2834	7703
Aantal	93	85	35	86	27	44	41	43	51	505

De DOC-concentratie wordt vooralsnog toegeschreven aan bodemeigenschappen; de DOC-concentratie neemt in het algemeen toe naarmate het organische stofgehalte in het bodemmateriaal toeneemt. Tevens kan hierin ook nog een weerseffect meespelen. In nattere jaren zijn grondwaterstanden hoger en zal het grondwater eerder in contact zijn met organische-stofrijkere lagen in de bodem, aangezien in het algemeen het organische-stofgehalte met de diepte afneemt in de bodem. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van tabel 9. In tabel 9 zijn drie voorbeelden gegeven van tijdsreeksen van gemiddelde DOC-concentraties voor groepen BIN-bedrijven (Bedrijven-InformatieNet van het LEI). Tevens is een indicatie gegeven van het effect van de neerslag op de mate van verdunning van het grondwater (de indexconcentratie, vfs). Een hoge waarde duidt op weinig verdunning, een lage waarde op veel verdunning. Met deze indexconcentratie kon tot nu toe de effecten van neerslag op de nitraatconcentratie worden geëlimineerd. Verder zijn de grondwaterstanden gegeven in cm beneden maaiveld. De indexconcentratie zegt iets over het effect van het neerslagoverschot. In een nat jaar met een groot neerslagoverschot is deze kleiner dan 1, in een droog jaar met een klein neerslagoverschot is deze groter dan 1. Een stijging van de indexconcentratie met 0,1 eenheid leidt tot circa 8 mg/l toename van de nitraatconcentratie. Uit tabel 9 blijkt dat de DOC-concentratie hoog is in natte jaren (jaren met een lage vfs en ondiepe grondwaterstand).

Tabel 9. Drie voorbeelden van tijdreeksen van gemiddelde DOC-concentratie in grondwater; groep van 18 BIN-bedrijven in de periode 1992-1995, groep van 19 BIN-bedrijven in periode van 1992-1995 en een groep van 15 BIN-bedrijven in de periode 1997-1999. Vfs is de indexconcentratie (hoe lager de waarde, hoe hoger het neerslagoverschot in betreffende jaar).

	18 bedrijven				19 bedrijven			15 bedrijven		
	1992	1993	1994	1995	1992	1993	1995	1997	1998	1999
DOC, mg l ⁻¹	19,7	22,5	32,7	29,8	16,8	19,0	23,0	28,9	35,5	42,0
Vfs	1,7	1,6	0,6	0,7	1,64	1,54	0,6	1,4	1,7	0,6
Grondwaterstand, cm-mv	155	136	116	105	149	137	100	146	119	115

De DOC-concentratie in het grondwater levert over het algemeen een verbetering van de verklarende werking van het regressiemodel met de nitraatconcentratie in het grondwater als afhankelijke variabele. Bij een hogere DOC concentratie wordt een lagere nitraatconcentratie gevonden, een stijging van de DOC-concentratie met 1 mg l⁻¹ (gemiddelde DOC-concentratie 26 mg/l) gaat gepaard met een afname in de nitraatconcentratie met 0,4-0,6 mg l⁻¹.

4.4 Conclusies

De resultaten van Sturen op Nitraat en LMM hebben duidelijke overeenkomsten:

- DOC-concentraties in het grondwater op plekniveau variëren van < 10 mg per liter tot > 100 mg per liter.
- de gemiddelde DOC-concentraties variëren tussen ongeveer 20-40 mg per liter.
- de DOC-concentraties zijn in het algemeen hoger bij hogere grondwaterstanden, hetgeen tot uiting komt bij vergelijking tussen percelen met verschillende grondwaterstanden (Sturen op Nitraat) en tussen jaren (LMM). Waarschijnlijk is

dit gerelateerd aan direct contact van grondwater met organische stof in de bodem.

- voor zowel Sturen op Nitraat als LMM blijkt dat het verklaarde percentage variantie in de nitraatconcentratie van het grondwater hoger wordt als de DOC-concentratie in het grondwater als variabele wordt opgenomen in het regressiemodellen. Opvallend hierbij (gezien de spreiding en onzekerheden) is de overeenkomst in regressiecoëfficiënten in beide studies. Toename van de DOC-concentratie in het grondwater met 1 mg per liter leidt tot een afname van het nitraatconcentratie in het grondwater met 0,4-0,6 mg per liter bij LMM en 0,55-0,63 mg per liter in Sturen op Nitraat.

De resultaten geven aan dat er een negatieve relatie bestaat tussen DOC-concentratie in grondwater en de nitraatconcentratie in het grondwater. Dit duidt op denitrificatie. Uit deze studies kan echter niet worden afgeleid of denitrificatie in het grondwater optreedt met de daar aanwezige DOC als energiebron of dat de denitrificatie optreedt in organische stof houdende lagen boven het grondwater. Het is ook niet bekend of de in het grondwater aanwezige DOC gemakkelijk afbreekbaar is. Voor de bovengrond bestaat er een goede relatie tussen DOC en potentiële denitrificatie (figuur 6), maar de DOC in het grondwater is waarschijnlijk anders van samenstelling. De herkomst van de DOC is hierbij belangrijk. Naarmate de transportweg van DOC naar grondwater langer is, zal meer van deze DOC worden afgebroken en zal de resterende DOC moeilijker afbreekbaar zijn.

5 Berekeningen op basis van organische stofgehalten in het profiel

K.B. Zwart (Alterra)

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de denitrificatiecapaciteit berekend op basis van verschillende organische stof fracties in de bodem. De denitrificatiecapaciteit is hierbij gedefinieerd als de totale berekende hoeveelheid stikstof die uit een bodemlaag kan verdwijnen via denitrificatie. De fracties organische stof die worden onderscheiden zijn: totaal C, afbreekbaar C en opgelost C in de bodem (DOC). De denitrificatiecapaciteit kan zowel per eenheid tijd worden uitgedrukt (bv. kg N ha⁻¹ jaar⁻¹), maar ook in een totale hoeveelheid (de totale hoeveelheid N die kan worden gedenitrificeerd als een bepaalde C-fractie volledig wordt afgebroken tijdens denitrificatie).

5.2 Wijze van aanpak

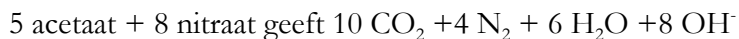
5.2.1 profielselectie

Er is gebruik gemaakt van bodemprofielen die in 2001 zijn gestoken tot 200 cm-mv op bedrijven die meewerken in de projecten Telen met Toekomst, Koeien en Kansen en Sturen op nitraat (Zwart, 2003). In deze profielen is de potentiële denitrificatie gemeten, naast een aantal andere parameters, waaronder drie organische stof fracties: totaal C, afbreekbaar C en DOC.

Daarnaast is van de 1 : 50 000 bodemkaart van Nederland een aantal specifieke profielen geselecteerd waarin al dan niet lagen veen op diepere lagen in de bodem voorkwamen.

5.2.2 Berekeningen

De hoeveelheid nitraat N die maximaal kan worden gedenitrificeerd door de oxidatie van organische stof is berekend volgens de volgende formule:



Aannemende dat de organische stof in de bodem vergelijkbaar is met cellulose, en in de wetenschap dat uit elk molecuul cellulose drie moleculen acetaat kunnen worden gevormd, kan vervolgens worden uitgerekend dat voor de reductie van 1 kg nitraat N 1,1 kg (cellulose) C noodzakelijk is.

Onder de verdere aanname dat alle organische koolstof van een bepaalde fractie afbreekbaar is, kan dan worden uitgerekend hoeveel nitraat N daarmee maximaal kan

worden gereduceerd. In de praktijk zal de denitrificatiecapaciteit lager uitvallen doordat niet alle organische stof vergelijkbaar is met cellulose en ook niet alle organische C afbreekbaar is. Voor de afbraak van lignine is bijvoorbeeld altijd zuurstof noodzakelijk, dus zijn omstandigheden die gunstig zijn voor denitrificatie (anaërobie) per definitie ongunstig voor lignineafbraak.

De berekeningen zijn in principe uitgevoerd aan de hand van de gehalten in mg per kg grond. Van daaruit zijn ze berekend naar kg N ha^{-1} over een bepaalde laagdikte, waarbij de berekende bulkdichtheid van de grond is gebruikt. De bulkdichtheid is berekend op basis van het organische stofgehalte.

De fractie van de organische stof die afbreekbaar is, werd verkregen uit de gegevens van profielen uit de studie van Zwart (2003) en waarin zowel het totaal gehalte aan C als de respiratie is gemeten. Uit die gegevens kan de fractie die per tijdseenheid afbreekbaar is worden uitgerekend. Deze fractie is gebruikt voor het vaststellen van de afbreekbare hoeveelheid organische stof in een profiel.

5.3 Resultaten en discussie

Achtereenvolgens zullen de volgende resultaten worden beschreven:

1. De maximum hoeveelheid nitraat die kan verdwijnen op basis van:
 - a. het totaal C-gehalte,
 - b. de fractie afbreekbaar C en
 - c. het gehalte aan DOC.
2. De relatie tussen de berekende hoeveelheid onder 1) en de hoeveelheid die gemeten is als potentiële denitrificatie.
3. Berekening van de denitrificatiecapaciteit van specifieke profielen.
4. Duurzaamheid.

5.4 Denitrificatie op basis van C-totaal

De denitrificatiecapaciteit van een aantal profielen in de laag van 100-200 cm beneden maaiveld, berekend op basis van:

- het totaal organische stofgehalte (TOC),
- het gehalte aan oplosbaar C (DOC) in de bodem en
- de fractie van de organische stof die in een jaar kan worden afgebroken staat weergegeven in tabel 10. In tabel 10 is tevens weergegeven hoe groot die capaciteit is op basis van metingen van de potentiële denitrificatie.

Uit tabel 10 blijkt dat de maximum hoeveelheid nitraat stikstof die in theorie kan worden gereduceerd door organische stof in de ondergrond groot is ($>1000 \text{ kg N ha}^{-1}$) en voor profielen met veen zeer groot ($>200\ 000 \text{ kg N ha}^{-1}$). Dit wordt veroorzaakt

door de grote voorraad aan organische stof in de bodem. Maar, dan moet de organische stof volledig worden afgebroken en aangezien dat niet realistisch is, of zeer lange tijd vergt, zal duidelijk zijn dat de werkelijke denitrificatiecapaciteit van de bodem veel lager is dan dit theoretisch maximum.

In tabel 10 staat ook weergegeven hoeveel nitraat N kan worden gedenitrificeerd in de ondergrond als alle DOC wordt gebruikt. Deze varieert van 46 tot 55 kg N ha⁻¹ voor profielen zonder veen tot 430 kg N ha⁻¹ voor het profiel met veen. Voor de profielen zonder veen is dat circa 25-40 keer en voor profiel met veen circa 600 keer minder dan voor de totale hoeveelheid organische stof.

Tabel 10. Denitrificatiecapaciteit in kg nitraat-N ha⁻¹ in de laag 1-2 m beneden maaiveld van een aantal sectoren, op basis van verschillende uitgangspunten. Per sector is het aantal profielen vermeld; het graslandperveel met veen in ondergrond is apart vermeld.

Denitrificatie capaciteit op basis van:	Akkerbouw (3)	Groenteteelt (2)	Melkveehouderij (7)	Melkveehouderij met veen in ondergrond (1)
TOC	1011	1429	2142	267495
DOC in bodem	46	55	55	430
Afbreekbaar C (jaar ⁻¹) ¹⁾	182	389	415	3682
Afbreekbaar C (jaar ⁻¹) ²⁾	13	18	28	3455
Potentiële denitrificatie meting (jaar ⁻¹)	15	15	21	764

1) volgens afbraak constante uit respirometingen

2) als 1, maar dan voor de profielen met organische stof gehalte > 2,5%

Tevens was van deze profielen de (aërobe) respiratiesnelheid gemeten en van daaruit is berekend welke fractie van de organische stof in een jaar kan worden afgebroken. Uit het resultaat bleek dat die fractie waarschijnlijk nogal overschat wordt (gemiddeld 3% jaar⁻¹), waarschijnlijk doordat er aëroob is gemeten en doordat door de lage organische stofgehalten er gemakkelijk een overschatting wordt gemaakt (nauwkeurigheid van de berekening neemt sterk af bij afnemende organische stof gehalte). Om die laatste reden is van de profielen met meer dan 2,5% organische stof afzonderlijk de afbreekbare fractie bepaald (0,25% jaar⁻¹) en dat resultaat is ook toegepast bij de overige profielen. Met beide afbraakconstanten is uitgerekend hoeveel nitraat in één jaar kan worden gereduceerd en de resultaten staan eveneens in tabel 10. Tenslotte is de het resultaat van de potentiële denitrificatiemeting vermeld.

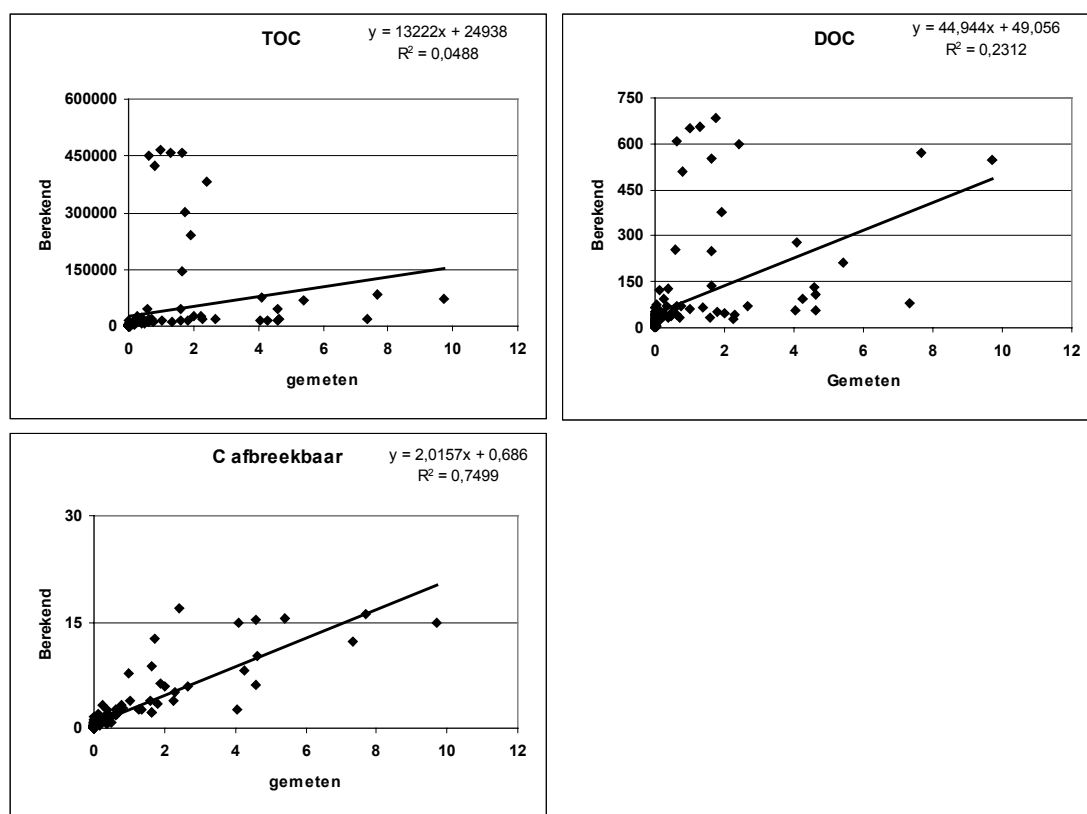
Er blijkt voor de akkerbouw, groenteteelt en melkveehouderij een redelijke overeenstemming te bestaan tussen de afbreekbare fractie organische stof en de potentiële denitrificatie. Voor de melkveehouderij op veengrond is er redelijke overeenkomst tussen oplosbare C en de potentiële denitrificatie beter.

Het verdient aanbeveling om de fractie afbreekbare organische stof nauwkeuriger te bepalen en daarbij ook het effect van anaërobe condities mee te nemen, aangezien er aëroob waarschijnlijk meer organische stof verdwijnt dan anaëroob en er op grotere diepte vaak anaërobie voorkomt.

Tenslotte moet worden benadrukt dat zowel de potentiële denitrificatie als de berekeningen op basis van de organische stof fracties uitgaan van ideale omstandigheden voor denitrificatie, d.w.z. anaërobie en hoge nitraatgehaltes. Anaërobie in de diepere lagen komt veelvuldig voor, met name bij hoge grondwaterstanden voor. De nitraatgehaltes zijn (veel) lager dan onder ideale condities. Bij meer realistische nitraatgehaltes worden de uitkomsten circa 10-100 keer lager. Dit betekent dat onder actuele omstandigheden de denitrificatie in de ondergrond zal variëren van enkele kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor profielen met lage organische stof gehalten in de ondergrond tot enkele tientallen kg ha⁻¹ jaar⁻¹ voor profielen met veen.

5.5 Relaties tussen berekende capaciteit en gemeten denitrificatie

Voor alle profielen afzonderlijk is per laag bepaald hoe goed de relatie is tussen de gemeten potentiële denitrificatie en de berekende denitrificatie op basis van TOC, DOC en afbreekbare fractie DOC. Voor TOC en DOC lijkt alsof er twee categorieën te onderscheiden zijn, een groep met een lage en een met een hoge helling (figuur 9). Er is niet onderzocht of er een relatie bestaat met bijvoorbeeld diepte in het profiel, of de hoogte van TOC of DOC. Voor de afbreekbare fractie van TOC lijkt er over alle profielen en dieptes een redelijk betrouwbare relatie te bestaan met de gemeten potentiële denitrificatie.



Figuur 9. Relatie tussen (gemeten) potentiële denitrificatie (x-as) en op de y-as berekende denitrificatie op basis van TOC (1), DOC in de bodem (2) en afbreekbare fractie van TOC (bepaald via respiratiemeting) (3)

5.6 Denitrificatiecapaciteit van specifieke profielen

Uit de 1 : 50 000 bodemkaart is een aantal profielen geselecteerd met en zonder een moerige lagen in de ondergrond. De eigenschappen van deze profielen zijn weergegeven in tabel 11.

Tabel 11. Eigenschappen van de geselecteerde bodemprofielen (eenheid, bodemkundige eenheid met in Romeinse cijfers de Gt)

Profiel nr	Eenheid	Eigenschap
1	Hn21-VII	Geen moerige tussenlaag
2	zWp-VII	Moerige laag tussen 35 en 55cm-mv.
3	Hn21v-VI	Moerige laag tussen 90 en 125cm-mv.

De denitrificatiecapaciteit van deze profielen is als volgt berekend:

- van elke onderscheiden laag is uitgerekend hoeveel koolstof er in de organische stof aanwezig is;
- De totale hoeveelheid nitraat-N die hiermee maximaal per jaar kan worden gedenitrificeerd is berekend onder de volgende aannames:
 1. alle organische C is afbreekbaar;
 2. per kg C kan ruim 0,6 kg nitraat-N worden gereduceerd;
 3. de fractie organische C die per jaar afbreekbaar is is gelijk aan 3, 2 en 0,2% voor respectievelijk de lagen 0-25, 25-40 en > 40 cm-mv.
 4. Er heerst altijd anaërobie;
 5. Er is geen nitraatbeperking.
- De hoeveelheid nitraat N die onder meer realistische condities per jaar kan worden gedenitrificeerd is berekend onder de volgende aannames:
 1. De fractie organische stof die onder *anaërobe* omstandigheden afbreekbaar is is gelijk aan 0,5, 0,25 en 0,15 voor de drie bovengenoemde lagen (*arbitrair gekozen*);
 2. per kg C kan ruim 0,6 kg nitraat-N worden gereduceerd;
 3. de fractie OS die per jaar afbreekbaar is is gelijk aan 3, 2 en 0,2% voor respectievelijk de lagen 0-25, 25-40 en > 40 cm-mv.;
 4. De kans op anaërobie is gelijk aan 0,1, 0,5 en 1 voor de lagen 0-25, 25-40 en > 40 cm-mv (*arbitrair gekozen*);
 5. Het gehalte aan nitraat-N in de bodem is altijd 22 mg kg⁻¹ voor dezelfde lagen. Voor een zandgrond komt het laagste gehalte overeen met circa 100 mg nitraat per liter vocht, vergelijkbaar met dat van grondwater bij zandgronden.
 6. De Ks voor denitrificatie bedraagt 22 mg N kg⁻¹ grond (= de hoeveelheid minerale N waarbij de denitrificatie-activiteit 50 procent van de maximale denitrificatie bedraagt).

De maximum hoeveelheid nitraat N die kan worden gereduceerd staat weergegeven in tabel 12, zowel per laag als over het gehele profiel.

Tabel 12. Denitrificatiecapaciteit van drie verschillende bodemprofielen in kg nitraat-N ha⁻¹ jaar⁻¹. Maximaal is onder de meest gunstige omstandigheden voor denitrificatie, realistisch is onder meer realistische condities (zie tekst), Totaal is de som over alle lagen van het profiel.

Profiel	Laag diepte cm-mv	% organische stof	denitrificatie capaciteit, kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹	
			maximaal	realistisch
1	19	12,9	9218	23
	30	0,7	194	2
	45	6,6	2483	12
	60	1,0	47	2
	130	0,4	89	6
	175	0,2	29	2
	Totaal 1			12056
2	35	11,6	10179	51
	55	90,0	5642	212
	68	8,0	326	12
	80	9,0	339	12
	100	3,0	188	14
	110	1,0	32	3
	175	0,1	21	2
	180	0,1	2	0
Totaal 2			16727	306
3	20	7,6	5717	15
	40	1,0	501	3
	50	0,5	15	0
	90	0,1	12	0
	95	27,1	425	32
	125	31,8	2990	224
	160	0,2	23	2
Totaal 3			9683	276

Onder de meest gunstige omstandigheden is de denitrificatiecapaciteit van alle profielen hoog, maar die condities zijn niet erg realistisch. Onder meer realistische condities is de denitrificatiecapaciteit van profielen met een laag met veel organische stof in de ondergrond 6-7 keer zo hoog als in een profiel zonder dergelijke lagen.

5.7 Duurzaamheid

Stel dat gebruik gemaakt gaat worden van de denitrificatiecapaciteit van de bodem om de toegestane verliezen van nitraat uit landbouwgronden te verruimen, hoe duurzaam is dan een dergelijk systeem. Immers, door denitrificatie verdwijnt organische stof en op de (lange) duur zou er zoveel organische stof kunnen zijn verdwenen dat de nitraat toch nog verder uitspoelt.

Het antwoord op die vraag wordt reeds gegeven in tabel 10, eerste rij: denitrificatiecapaciteit op basis van TOC-gehalte. In de akkerbouw en vollegrondsgroente kan in de laag 100-200 cm beneden maaiveld ruim 1000 kg nitraat-N worden gereduceerd voordat alle organische stof is verdwenen. De (gemeten) potentiële

denitrificatie bedraagt $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ en onder meer realistische nitraatconcentraties zal dat nog circa $1\text{-}3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ zijn. Het duurt dan dus minstens 300-1000 jaar voor alle organische stof is verdwenen door denitrificatie. Voor het profiel met veen in de ondergrond duurt dat nog veel langer. In het geval van de geselecteerde bodemprofielen (tabel 12) duurt het bij de 'realistische' aannames enkele duizenden jaren voor alle organische stof is verdwenen, met name in de veenlagen. Op basis daarvan zou men kunnen zeggen dat er sprake is van een duurzaam systeem. Echter, daarmee wordt men op het verkeerde been gezet. De vraag over duurzaamheid moet niet gaan over organische stof, maar over nitraatbelasting van de diepere lagen. Uit bovenstaande blijkt dat een laag van 1 m onder akkerbouw en groentebedrijven maximaal 10 en meer realistisch, $1\text{-}3 \text{ kg nitraat N per jaar}$ kan reduceren. Alles wat daarboven komt zal naar diepere lagen verdwijnen met het neerslagoverschot. Immers, een neerslagoverschot van 300 mm, gaat gepaard met een nitraatverplaatsing van circa 100 cm in zandgronden.

In de droge zandgronden met diepe grondwaterstanden zal ook afbraak van organische stof plaatsvinden onder invloed van zuurstof. Dit betekent dat de voorraad organische stof in deze gronden niet alleen door denitrificatie afneemt, maar ook door oxidatie met zuurstof. In hoofdstuk 7 worden resultaten gegeven van deformatie van veengronden waaruit blijkt dat in veel gronden een forse afbraak van organische stof heeft plaats gevonden. Dit betekent tevens dat in deze gronden de denitrificatie capaciteit is afgenomen.

5.8 Conclusies

- Er bestaat een redelijke relatie tussen potentiële denitrificatie en de berekende denitrificatie op basis van afbreekbare organische stof in de bodem.
- In bodems met op grotere diepte lagen met een hoog organische stofgehalte (veenlaag) kan over het gehele profiel circa $200 \text{ kg nitraat N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ worden gedenitrificeerd tegenover circa $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ in bodems zonder dergelijke lagen.
- In relatie tot de duurzaamheid van het voortbestaan van lagen organische stof in de bodem is er sprake van een duurzaam systeem, ook als dat (of een deel daarvan) verdwijnt door denitrificatie. Echter, in relatie tot duurzaamheid van nitraatbelasting van diepere lagen is er geen sprake van een duurzaam systeem. De oorzaak daarvan ligt in de slechte afbreekbaarheid van organische stof en de lage denitrificatiesnelheden bij reële nitraatconcentraties. Daarnaast vindt ook afbraak van organische stof plaats onder invloed van zuurstof, met name in gronden met een diepe grondwaterstand. De aërobe afbraak van lagen organisch stof leidt tot tevens tot afname van de denitrificatiecapaciteit in deze gronden.

6 Analyse van gegevens van Sturen op Nitraat

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

6.1 Inleiding

In het project Sturen op Nitraat zijn van een groot aantal plekken gegevens over de nitraatconcentratie in het grondwater, de DOC-concentratie in het grondwater en de potentiële denitrificatie in de 23-75 cm laag bekend. In het kader van het onderhavige onderzoek naar denitrificatie in de ‘ondergrond’ is voor deze proefplekken nagegaan of er een verband kan worden gevonden tussen bodemprofielkenmerken en de nitraatconcentratie in het grondwater, DOC-concentratie in het grondwater en de potentiële denitrificatie in de 23-75 cm laag.

De bodemprofielen zijn bij het nemen van grondmonsters door ervaren bodemkarteerders beschreven volgens gangbare methoden voor bodemgeografisch onderzoek (Ten Cate et al., 1995).

6.2 Profielkenmerken en data

De volgende profielkenmerken beneden de bouwvoor zijn in deze studie meegenomen:

- veen aanwezig (ja/nee). Hierbij wordt een veenlaag beschreven als een laag in zandgronden met meer dan 35% organische stof.
- moerig (ja/nee). Hierbij wordt een moerige laag beschreven als een laag in zandgronden met meer dan 15% organische stof.
- organische stof dieper dan 50 cm aanwezig (ja/nee) Dit betreft gronden met een dik humeus dek zoals enkeerdgronden. Alleen als humeus materiaal dieper dan 50 cm – mv. voorkomt is hier apart melding van gemaakt. Het betreft dus uitdrukkelijk geen moerig materiaal. De organische stofgehalten van deze dikke humeuze dekken zijn vaak laag (gemiddeld 3%).
- klei in 5 klassen conform de Handleiding voor bodemgeografisch onderzoek (Ten Cate et al., 1995) en een aparte klasse 6 voor keileem; klasse 1 betekent minder dan 8% lutum. Bij de analyse wordt een vergelijking gemaakt tussen klei-arme profielen (klasse 1) en profielen met lutum (klassen 2 t/m 6).
- leem in 5 klassen conform de Handleiding voor bodemgeografisch onderzoek (Ten Cate et al., 1995); klasse 1 is leemarm (<10%). Bij de analyse wordt een vergelijking gemaakt tussen leemarme profielen (klasse 1) en zandgronden met lemige tot zeer sterk lemige lagen (klassen 2 t/m 5).

In paragraaf 4.2 wordt een beschrijving gegeven van de indeling in bodem-, Gt- en gewasgroepen die in Sturen op Nitraat is gebruikt. Meer details over de opzet en meetmethoden worden gegeven door Smit et al. (2002). Alle resultaten die besproken worden hebben betrekking op de gehele dataset van Sturen op Nitraat voor het seizoen 2000/2001 en 2001/2002 uitgezonderd de proefplekken op löss en klei en

uitgezonderd de proefplekken met een gewas uit de zogenaamde gewasgroep t (voornamelijk groentegewassen). De metingen van de potentiële denitrificatie zijn eenmalig uitgevoerd aan de monsters uit 2000/2001; alle overige analyses zijn uitgevoerd in beide jaren. In paragraaf 4.2 wordt een beschrijving gegeven van de verschillende groepen bodem, gewassen en Gt in Sturen op Nitraat.

6.3 Relatie tussen bodemprofielkenmerken en nitraatconcentratie

Alle 38 proefplekken die veen bevatten zijn ook moerig. Omdat er slechts 8 proefplekken zijn die wel een moerige laag hebben maar geen veenlaag kan een mogelijk effect van moerig en veen in deze dataset niet worden onderscheiden. Alleen de resultaten van veen worden daarom gepresenteerd.

Om een eerste indruk te krijgen volgt in tabel 13 per ondergrondkenmerk een overzicht met het aantal waarnemingen, gemiddelden, minimum, maximum en mediaan voor nitraat.

Tabel 13. Nitraatconcentraties in grondwater (mg per l) voor verschillende profielkenmerken.

Jaar	Kenmerk		aantal	gemiddeld	minimum	maximum	mediaan
2000-2001	veen	ja	38	43,5	0,0	290	2,4
		nee	392	86,7	0,0	519	65,3
	organische stof dieper dan 50 cm	ja	131	99,8	0,0	519	74,7
		nee	299	75,5	0,0	383	55,9
	klei	klasse 1: laag	375	80,1	0,0	519	61,3
		klasse 2-6: hoog	55	101,6	5,3	469	69,4
	leem	klasse 1: laag	244	86,8	0,0	406	69,9
		klasse 2-5: hoog	186	77,7	0,0	519	54,2
	totaal		430	82,9	0,0	519	61,6
2001-2002	veen	ja	36	15,7	0,0	119	1,7
		nee	388	65,8	0,0	410	54,6
	organische stof dieper dan 50 cm	ja	129	63,4	0,0	285	55,9
		nee	295	60,8	0,0	410	45,9
	klei	klasse 1: laag	370	60,5	0,0	410	46,7
		klasse 2-6: hoog	54	68,8	0,0	263	62,7
	leem	klasse 1: laag	242	63,4	0,0	410	53,5
		klasse 2-5: hoog	182	59,2	0,0	263	49,8
	totaal		424	61,6	0,0	410	50,1

De aanwezigheid van veen in de ondergrond resulteert in beide jaren in een duidelijk lagere nitraatconcentratie, zowel bij het gemiddelde als bij de mediaan. Er is een groot verschil tussen het gemiddelde en de mediaan voor profielen met veenlagen. Uit nader onderzoek is gebleken dat dit niet gebaseerd is op een enkele extreme waarneming; 11 van de 38 proefplekken in het 2000/2001 met een veenlaag hebben een nitraatconcentratie hoger dan 50 mg/l (variërend van 52 tot 290 mg per l). In 2001/2002 zijn dit 5 proefplekken (variërend van 53 tot 181 mg per l). Opmerkelijk is dat deze 5 proefplekken uit 2001/2002 ook tot de 11 proefplekken uit 2000/2001 behoorden. Uit een nadere analyse van de gegevens van de 11 plekken met behulp

van gegevens over de Gt-groep, de gewasgroep of het minerale N-gehalte in de bodem kan geen verklaring worden gevonden voor deze relatief hoge nitraatconcentraties. Mogelijk dat de organische stof in deze veenlagen slecht afbreekbaar is, maar hierover kan alleen worden gespeculeerd. Geconcludeerd wordt dat de resultaten een duidelijke indicatie geven dat de aanwezigheid van veenlagen in het bodemprofiel leidt tot lagere nitraatconcentraties in het grondwater.

Indien de gegevens binnen de gronden met een veenlaag worden uitgesplitst naar Gt-groep ontstaat het beeld in tabel 14. Uit deze tabel blijkt dat het effect van de aanwezigheid van veenlagen het grootst is in voor de hoogste grondwaterstand, de Gt-groepen 1 en 2. De gemiddelde nitraatconcentraties in grondwater voor Gt-groep 3 zijn in 2000/2001 ongeveer gelijk voor profielen met en zonder veenlagen. In 2001/2002 is ook voor Gt-groep 3 de gemiddelde nitraatconcentratie in profielen met veenlagen lager dan die zonder veenlagen. Dit verschil is echter niet significant. Het aantal waarnemingen voor profielen met veenlagen binnen de Gt-groep 3 is klein (<10).

Tabel 14. Gemiddelde nitraatconcentratie in grondwater in mg per l per Gt-groep voor gronden met en zonder een veenlaag.

Jaar	Aanwezigheid van veen	Gt-groep	aantal	gemiddeld	minimum	Maximum	mediaan
2000-2001	ja	1	16	26,6	0,0	158	0,8
	ja	2	14	30,6	0,3	261	4,6
	ja	3	8	99,9	0,0	290	97,1
	nee	1	50	56,7	0,0	383	34,5
	nee	2	165	78,1	0,0	300	63,8
	nee	3	177	103,2	0,4	519	75,7
2001-2002	ja	1	16	13,1	0,0	119	0,7
	ja	2	13	6,1	0,0	53	0,7
	ja	3	7	39,3	2,4	95	33,9
	nee	1	51	53,6	0,0	297	29,0
	nee	2	165	65,2	0,0	308	53,6
	nee	3	172	70,1	0,3	410	59,4

Het verschil in nitraatconcentratie voor kleiklassen 2-6 en leemklassen 2-5 ten opzicht van klasse 1 is klein. Wanneer een verder onderscheid wordt gemaakt naar de aparte klassen 2 t/m 6 zijn de verschillen groter maar is er geen enkele lijn in te ontdekken. Het aantal waarnemingen per klasse is te klein om hier verder conclusies aan te verbinden. De aanwezigheid van klei en leem in het profiel heeft voor deze data-set geen duidelijk effect op de nitraatconcentratie in het grondwater.

Profielen waarin organische stof dieper dan 50 cm aanwezig is, hebben een iets hogere nitraatconcentratie dan profielen zonder organische stof. In verschillende onderzoeken is dit wel vaker naar voren gekomen (o.a. berekeningen met STONE en ook bij de extra gegevens van Telen met Toekomst, zoals gebruikt in hoofdstuk 9) en lijkt sterk afhankelijk van weerjaar en grondgebruik. In bepaalde situaties leiden dikke humeuze dekken, bijvoorbeeld bij enkeerdgronden, tot zoveel extra stikstof-mineralisatie dat ook de uitspoeling toeneemt. In andere gevallen worden juist lagere concentraties in het grondwater gemeten onder enkeerdgronden.

6.4 Relatie tussen bodemprofielkenmerken en potentiële denitrificatie

In tabel 15 wordt een overzicht gegeven van gemiddelde potentiële denitrificatie per ondergrondkenmerk voor de lagen 25-75 cm. De aanwezigheid van veen geeft gemiddeld een hogere potentiële denitrificatie. Er is geen duidelijk verschil in gemiddelde denitrificatie voor de klei- en leemlagen of bij aanwezigheid van organische stof dieper dan 50 cm.

Tabel 15. Gemiddelde potentiële denitrificatie in 25-75 cm laag (mg N per kg per dag) voor verschillende profielkenmerken.

Kenmerk		aantal	gemiddeld	minimum	maximum	mediaan
Veen	ja	33	1,64	0,30	5,05	1,57
	nec	301	1,16	0,07	5,53	0,94
Organische stof dieper dan 50 cm	ja	108	1,16	0,09	5,53	0,93
	nec	226	1,23	0,07	5,05	0,99
Klei	klasse 1: laag	287	1,21	0,07	5,53	0,96
	klasse 2-6: hoog	47	1,15	0,12	2,98	0,99
Leem	klasse 1: laag	185	1,19	0,07	5,53	0,93
	klasse 2-5: hoog	149	1,22	0,10	5,05	0,99
Totaal		334	1,21	0,07	5,53	0,97

In tabel 16 staat de potentiële denitrificatie per Gt-groep weergegeven voor profielen met en zonder veenlaag. Voor alle Gt-groepen is de gemiddelde potentiële denitrificatie in de 25-75 cm laag hoger voor profielen met veenlagen dan profielen zonder veenlagen. Het aantal waarnemingen is echter beperkt.

Tabel 16. Gemiddelde potentiële denitrificatie in 25-75 cm laag (mg N per kg per dag) per Gt-groep voor gronden met en zonder een veenlaag.

Aanwezigheid van veen	Gt-groep	aantal	gemiddeld	Minimum	maximum	mediaan
ja	1	14	1,81	0,33	3,41	1,98
ja	2	11	1,52	0,30	5,05	0,91
ja	3	8	1,51	0,34	3,21	1,44
nec	1	30	1,71	0,09	5,53	1,52
nec	2	126	1,16	0,07	5,02	0,91
nec	3	145	1,04	0,10	4,29	0,85

6.5 Relatie tussen bodemprofielkenmerken en DOC in het grondwater

In tabel 17 wordt voor de ondergrondkenmerken het aantal waarnemingen, gemiddelde, minimum, maximum en mediaan van de DOC-concentratie in het grondwater gegeven.

De aanwezigheid van veen geeft een hogere DOC-concentratie in het grondwater. Dit kan worden veroorzaakt door uitspoeling van DOC vanuit de veenlagen naar het grondwater of door direct contact van het grondwater met de veenlaag.

De aanwezigheid van organische stof in lagen dieper dan 50 cm heeft geen duidelijke invloed op de DOC-concentratie in het grondwater. De gemiddelde DOC-

concentratie in het grondwater is hoger bij een laag kleigehalte dan bij een hoog kleigehalte. Het leemgehalte lijkt geen effect te hebben op DOC.

Ook na opsplitsing naar Gt-groep volgt dat de gemiddelde DOC-concentratie hoger is voor profielen met veenlagen dan voor profielen zonder veenlagen (tabel 18). Vooral bij de Gt-groepen 1 en 2 is de DOC-concentratie veel hoger voor profielen met veenlagen. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door direct contact tussen grondwater en veen. Bij Gt-groep 3 is in 2000/2001 wel en in 2001/2002 geen effect zichtbaar van aanwezigheid veenlagen op de DOC-concentratie.

Tabel 17. Gemiddelde DOC-concentratie in grondwater in mg per l voor verschillende profielkenmerken.

Jaar	Kenmerk		aantal	gemiddeld	minimum	maximum	mediaan	
2000- -2001	veen	ja	37	64,2	3,1	370,8	45,3	
		nee	302	29,6	2,7	151,2	25,5	
	organische stof dieper dan 50 cm	ja	91	31,1	3,8	118,5	24,1	
		nee	248	34,2	2,7	370,8	26,7	
	klei	klasse 1: laag	312	34,7	2,7	370,8	26,9	
		klasse 2-6: hoog	27	18,7	3,0	118,5	14,4	
	leem	klasse 1: laag	212	32,3	2,7	315,5	26,4	
		klasse 2-5: hoog	127	35,2	3,1	370,8	26,4	
		totaal		339	33,4	2,7	370,8	26,4
	2000- 2002	veen	ja	30	56,2	9,7	166,1	46,9
nee			292	31,2	0,2	184,9	24,1	
organische stof dieper dan 50 cm		ja	91	34,1	1,6	165,8	25,6	
		nee	231	33,3	0,2	184,9	27,6	
klei		klasse 1: laag	293	35,2	1,9	184,9	28,4	
		klasse 2-6: hoog	29	17,5	0,2	79,2	13,6	
leem		klasse 1: laag	197	34,8	1,0	184,9	28,8	
		klasse 2-5: hoog	125	31,6	0,2	172,8	20,9	
		totaal		322	33,6	0,2	184,9	26,7

Tabel 18. Gemiddelde DOC-concentratie in grondwater in mg per l per Gt-groep voor gronden met en zonder een veenlaag.

Jaar	Aanwezigheid van veen	Gt- groep	aantal	gemiddeld	minimum	maximum	mediaan
2000- 2001	ja	1	16	88,0	3,1	370,8	51,5
		2	14	51,2	17,0	95,7	48,0
		3	7	35,6	13,2	49,5	41,5
	nee	1	48	32,3	2,7	151,2	24,7
		2	158	31,8	4,9	125,6	27,3
		3	96	24,7	3,0	98,3	19,5
2001- 2002	ja	1	15	66,9	20,4	166,1	63,2
		2	12	50,8	19,7	162,3	43,9
		3	3	24,1	9,7	42,0	20,6
	nee	1	48	28,6	1,0	165,8	21,3
		2	151	35,4	0,2	184,9	28,1
		3	93	25,9	1,7	88,5	19,7

6.6 Regressie-analyses met de bodemprofielgegevens

6.6.1 Nitraat in grondwater

In een regressieanalyse is onderzocht of het voorkomen van klei, leem en veen in de ondergrond in combinatie met de Gt-groep en gewasgroep een significant deel van de variatie in de nitraatconcentratie van het grondwater kan verklaren. De analyse is gebaseerd op 430 proefplekken.

De aanwezigheid van veen. heeft een duidelijk significant effect op de nitraatconcentratie. De parameterschatting voor veen voor de data-set 2000/2001 is -40,9 ($p=0.003$), hetgeen betekent dat de nitraatconcentratie gemiddeld 40,9 mg/l lager is bij de aanwezigheid van veen. De resultaten voor de data-set 2001/2002 komen goed overeen met die van 2000/2001. De parameterschatting voor veen voor de data-set 2001/2002 is -46,5 ($p<0,001$), hetgeen betekent dat de nitraatconcentratie gemiddeld 46,5 mg/l lager is bij de aanwezigheid van veen. De aanwezigheid van veen komt voor bij alle Gt-groepen, alle bodem-groepen en alle gewasgroepen.

6.6.2 Potentiële denitrificatie in 23-75 cm laag

In een regressieanalyse is onderzocht of de ondergrondkenmerken in combinatie met Gt-groep en gewasgroep een verband laten zien met de gemiddelde potentiële denitrificatie.

Alleen de factor veen laat een significant verband zien met de gemiddelde potentiële denitrificatie. De parameterschatting is 0,36; dit betekent een hogere potentiële denitrificatie van 0,36 mg N per kg per dag bij de aanwezigheid van veen.

Er is geen effect van de aanwezigheid van organische stof dieper dan 50 cm op de gemiddelde denitrificatie. Ook de aanwezigheid van klei en leem is niet gerelateerd aan de potentiële denitrificatie.

De gemiddelde potentiële denitrificatie zelf laat geen significant verband zien met de nitraatconcentratie. Het is dus niet zo dat het effect van veen in het regressiemodel vervangen kan worden door de gemiddelde potentiële denitrificatie.

6.7 Effect van diepte en dikte van de veenlaag en grondwaterstand op de nitraatconcentratie van proefplekken met veen

In een statistische analyse met de monsters van proefplekken met veenlagen is nagegaan of er een relatie bestaat tussen de nitraatconcentratie in het grondwater en:

- de actuele grondwaterstand op het moment van bemonstering van grondwater voor nitraatanalyse (opgesplitst in vier vier qua omvang vergelijkbare groepen: tot 75, 75-100 cm, 100-117,5 cm en 117,5-150 cm beneden maaiveld);

- de Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG) (opgesplitst in vier groepen; tot 30, 30-35, 350-55 en 55-100 cm beneden maaiveld;
- de dikte van de veenlaag volgens de profielbeschrijving (opgesplitst in zes groepen: 0-25, 25-30, 30-34, 34-45, 45-65 en >65 cm. Daarnaast is ook analyse uitgevoerd met twee groepen van < 50 cm en > 50 cm beneden maaiveld;
- de begindiepte waarop de veenlaag voorkomt (opgesplitst in zes groepen: 8-20, 20-33, 33-40, 40-55, 55-85 en > 85 cm beneden maaiveld).

Uit de statistische analyse blijkt dat de verschillen in nitraatconcentratie in het grondwater tussen proefplekken met veenlagen niet verklaard kan worden door deze vier variabelen en combinaties van deze variabelen.

6.8 Conclusies

De analyse van alle gegevens van Sturen op Nitraat geven een duidelijke aanwijzing dat de aanwezigheid van veen leidt tot een hogere denitrificatie en lagere nitraatconcentraties in het grondwater, omdat:

- de gemiddelde nitraatconcentratie lager is bij profielen met veen dan zonder veen;
- de aanwezigheid van veen voor beide meetjaren een significante variabele is in een regressiemodel met nitraatconcentratie in grondwater als responsvariabele;
- de gemiddelde potentiële denitrificatie in de laag 23-75 cm hoger is in de profielen met veen dan zonder veen;
- de aanwezigheid van veen een significante variabele is in een regressiemodel met potentiële denitrificatie in de laag 23-75 cm als responsvariabele;
- de DOC-concentraties in het grondwater duidelijk hoger zijn in profielen met veen dan zonder veen.

Bij een deel van de proefplekken met veen was de nitraatconcentratie in het grondwater hoger dan 50 mg per liter (in 2000/2001 voor 11 van de 38 plekken en 2001/2002 voor 5 van de 36 plekken). Deze verschillen tussen profielen met veen lijken niet direct te zijn gerelateerd aan Gt-groep, gewasgroep of de hoeveelheid minerale N in het najaar. Mogelijk dat de afbreekbaarheid van de organische stof in veenlagen een rol speelt. Uit onderzoek dat eind 2003 is gestart, blijkt inderdaad dat er grote verschillen bestaan in de afbreekbaarheid van veenlagen (Zwart, persoonlijke mededeling).

Indien de totale data-set wordt opgesplitst per Gt-groep, wordt voor de Gt-groep 3 (grondwatertrap VII en VIII) geen significant effect van veenlagen op nitraatconcentratie gevonden; in 2001/2002 was er wel een trend dat de nitraatconcentratie in aanwezigheid van veenlagen lager was in de Gt-3 groep. De potentiële denitrificatie in de 25-75 cm laag en de DOC-concentratie in het grondwater zijn wel hoger bij profielen met veenlagen dan zonder veenlagen voor Gt-groep 3. Dit zou er op kunnen duiden dat veenlagen in de gronden met een diepe grondwaterstand weliswaar leiden tot een verhoging van de potentiële denitrificatie, maar dat de actuele denitrificatie laag is en de nitraatconcentratie dus relatief hoog. In profielen met een diepe grondwaterstand remt de aanwezigheid van zuurstof de denitrificatie.

Van de overige onderzochte bodemkenmerken (aanwezigheid van klei, leem en organische stof) zijn de effecten op nitraatconcentratie in het bovenste grondwater minder duidelijk dan die voor veen. De aanwezigheid van klei leidt tot iets lagere nitraatconcentraties en hogere DOC concentraties in het grondwater, maar in de regressieanalyse met nitraatconcentratie als te verklaren factor is klei geen significante factor. Profielen met organische stof in lagen dieper dan 50 cm hebben een iets hogere nitraatconcentratie in grondwater. Het is niet duidelijk waardoor dit wordt veroorzaakt en of een verstrengeling van factoren een rol speelt (bv. gebruik van bepaalde bodemtype voor bepaalde teelten).

Alle profielen uit de Gt-groep 2 in Sturen op Nitraat hebben een grondwatertrap van VI. Uit tabel 11 blijkt dat de aanwezigheid van veenlagen een groot effect heeft op de nitraatconcentratie in Gt-groep 2. Op basis van resultaten uit de evaluatie van het Meststoffenwet uit 2002 (RIVM, 2002) is een discussie ontstaan of alle gronden binnen Gt VI tot de uitspoelingsgevoelige gronden behoren. De resultaten van de onderhavige studie geven aan dat de aanwezigheid van veenlagen een mogelijk criterium is om binnen Gt VI uitspoelingsgevoelige gronden af te bakenen.

7 Aanwezigheid veenlagen in zandgronden

F. de Vries (Alterra)

7.1 Inleiding

Uit de vorige hoofdstukken is gebleken dat aanwezigheid van veenlagen (> 35% organische stof) of moerige lagen (> 15% organische stof) in de bodem kan leiden tot denitrificatie en daardoor tot lagere nitraatconcentraties in het grondwater. De aanwezigheid van deze lagen zou een criterium kunnen zijn bij de afbakening van uitspoelingsgevoelige zandgronden. Voor het beleid is inzicht in de grootte van het areaal uitspoelingsgevoelige zandgronden waarvoor dit criterium zou gelden belangrijk.

In dit hoofdstuk wordt nagegaan wat het totale arealen van zandgronden met veenlagen in Nederland aangegeven, waarbij een onderscheid naar grondwatertrap (Gt) wordt gemaakt. Verder wordt ingegaan op deformatie van veengronden richting zandgronden met een moerige laag. Mogelijk hebben deze gronden een relatief hoge denitrificatiecapaciteit omdat er nog moerige lagen in het profiel aanwezig zijn. Volgens de BZL-kaart behoren deze gronden tot zandgronden en afhankelijk van de Gt zouden deze gronden tot de uitspoelingsgevoelige gronden gerekend kunnen worden gerekend.

7.2 Methode

In dit hoofdstuk wordt gebruik gemaakt van de BZL (Besluit Zand- en Lössgronden)-kaart. In deze kaart is onderscheid gemaakt in 'zand- en lössgronden' en overige gronden. De zand- en lössgronden zijn verder onderverdeeld op basis van de Gt. Voor de grondsoortindeling zijn de moerige gronden die géén kleidek bezitten tot de 'zand- en lössgronden' gerekend en de moerige gronden mét een kleidek tot de overige gronden. De aanwezigheid van moerige lagen (lagen met tenminste 15% organische stof) bij de 'zand- en lössgronden' is te herleiden uit verschillende onderscheidingen op de bodemkaart:

- oppervlakkige moerige lagen komen voor bij de moerige gronden met een moerige bovengrond. Op de bodemkaart zijn dit de gronden met de code vW.. De laag is 15-40 cm dik en begint aan het maaiveld.
- ondiepe moerige lagen komen voor bij de moerige gronden met een zanddek (zW..) en bij de gronden met een veenkoloniaal dek (iW..). De laag begint onder de bouwvoor (binnen 40 cm-mv.) en is 15-40 cm dik.
- matig diepe moerige tussenlagen komen voor bij de gronden die op de bodemkaart met toevoeging ..w zijn aangegeven. Hierbij begint de laag tussen 40 en 80 cm-mv. en is 15-40 cm dik.
- diepe moerige tussenlagen komen voor bij de gronden die op de bodemkaart met toevoeging ..v zijn aangegeven. De laag begint tussen 80 en 120 cm-mv. en gaat door tot tenminste 120 cm-mv. De dikte bedraagt minimaal 15 cm.

7.3 Resultaten

In tabel 19 is voor de ‘zand- en lössgronden’ per grondwatertrap de aanwezigheid van de verschillende moerige lagen aangegeven. Het betreft een totaal areaal van 156456 ha. Ondiepe moerige lagen (vW en zW) komen het meeste voor, vooral bij Gt III en V. Bij de droge zand- en lössgronden (Gt VII – VIII) bedraagt het areaal met moerige lagen slechts 1000 ha.

Uit figuur 10 blijkt dat de gronden met moerige lagen vooral in het noorden van het land voorkomen. Een grote aaneengesloten oppervlakte ligt in de Drents-Groningse Veenkoloniën. Opvallend is dat de gebieden met wat dieper voorkomende veenlagen in Flevoland, het kustgebied en in de beekdalen in Brabant liggen.

Tabel 19. Het areaal ‘zand- en lössgronden’ met moerige lagen per grondwatertrap.

Code	Omschrijving	Oppervlakte per grondwatertrap							Totaal
		I	II – IIb	III – IIIb	IV	V – Vb	VI	VII - VIII	
		GHG	<40	<40	<40	40-80	<40	40-80	
GLG	<50	50-80	80-120	80-120	>120	>120	>120		
vW	Moerige bovengrond	1096	14006	28294	3401	6276	1048	71	54194
zW	Moerige tussenlaag (15-40 cm) beginnend < 40 cm	0	3392	31089	7924	35141	16457	973	94977
w	Moerige tussenlaag (15-40 cm) beginnend tussen 40 en 80 cm	13	1462	2903	1370	134	333	17	6233
v	Moerige ondergrond beginnend tussen 80 – 120 cm	58	193	133	561		83	24	1051
	Totaal	1167	19054	62419	13256	41551	17922	1086	156456
	in procenten van totaal	0,7	12,2	39,9	8,5	26,6	11,5	0,7	100

¹ het betreft de Gt volgens de oude Gt-kaart; in 2004 wordt deze kaart geactualiseerd

7.4 Deformatie van veengronden

Door oxidatie en klink worden veenlagen geleidelijk dunner. In de afgelopen paar jaar is in opdracht van LNV de actuele status van de veengronden in het oosten van het land gecontroleerd. Bij een oppervlakte van meer dan 100 000 ha die op de Bodemkaart van Nederland (schaal 1 : 50 000) als veengrond staat aangegeven is nagegaan of dit thans ook nog veengronden zijn. Het was een ja/nee-kartering. Dat wil zeggen dat per kaartvlak is nagegaan of het thans nog veengronden zijn of niet. De kaartvlakken die nu niet meer uit veengronden bestaan zijn helaas niet met een nieuwe kaartenheid benoemd. Logischerwijs deformeert een veengrond in eerste instantie naar een moerige grond. Op basis van de oorspronkelijke kaartenheid is in te schatten welke moerige grond er zal ontstaan. Zo zal in de veenkoloniale gebieden een veengrond met een veenkoloniaal dek deformeren naar een moerige grond met een veenkoloniaal dek (iVp wordt iWp). Een veengrond met een kleidek (kVz) wordt logischerwijs een moerige grond met een kleidek (kWp). Tabel 20 geeft een overzicht van de gekarteerde veengronden die na deformatie overgaan in moerige gronden die in het Besluit Zand- en Lössgronden tot de ‘Zand- en lössgronden’ worden gerekend. In totaal is er iets meer dan 100 000 ha gekarteerd. Hiervan is 46 procent gedeformeerd naar moerige gronden. Bij de Gt's met diepere grondwaterstanden (Gt IV – VIII) zijn er meer wijzigingen opgetreden dan bij de nattere Gt's (I – III).

Verder is uit de tabel op te maken dat bij de veengronden met een zanddek de afname van het veen sterker is dan bij de veengronden met een moerige bovengrond. Bij de zV-gronden gaat het om een groot areaal veenkoloniale gronden die overwegend als bouwland in gebruik zijn. De intensieve grondbewerking bevordert de afbraak van het veen. De gedeformeerde veengronden zijn aangegeven op figuur 10. De grootste concentratie komt in het noorden voor.

7.5 Deformatie van moerige lagen in zandgronden

Tijdens de veenkartering is de status van de moerige gronden niet vastgesteld. Wanneer we de sterke wijzigingen bij de veengronden in oenschouw nemen valt te verwachten dat ook een deel van de moerige gronden verdwenen is. Uit twee bodemkaarten van verschillende ouderdom van het gebied rond Schonebeek blijkt echter dat de afname van de het areaal moerige gronden veel minder is dan de afname van veengronden. Naar verwachting zullen volgende veranderingen optreden in zandgronden met moerige lagen:

- naarmate het moerige materiaal ondieper voorkomt zal het eerder verdwijnen. De afname zal daardoor vooral plaatsvinden bij vW en zW. Bij de zandgronden met toevoeging ...w en ...v zal de moerige laag niet snel verdwijnen, omdat dit vaak compacte lagen zijn onder een minerale pakket.
- bij een drogere Gt verdwijnt de moerige laag sneller dan bij een nattere.
- een regelmatig herhaalde grondbewerking (grondgebruik bouwland) versnelt de afname. De vW gronden liggen voornamelijk in grasland (nagenoeg geen grondbewerking) en de zW gronden liggen voornamelijk in bouwland (oa. fabrieksaardappelen).
- door een diepe grondbewerking kunnen de oppervlakkige moerige lagen in de ondergrond (> 40-80 cm) worden weggestopt. De afbraak zal dan verder tot stilstand komen.

Een schatting op basis van deze aannames geeft aan dat de moerige laag inmiddels verdwenen is in 3000–7000 ha van de 17 922 ha zandgronden met Gt VI (tabel 19).

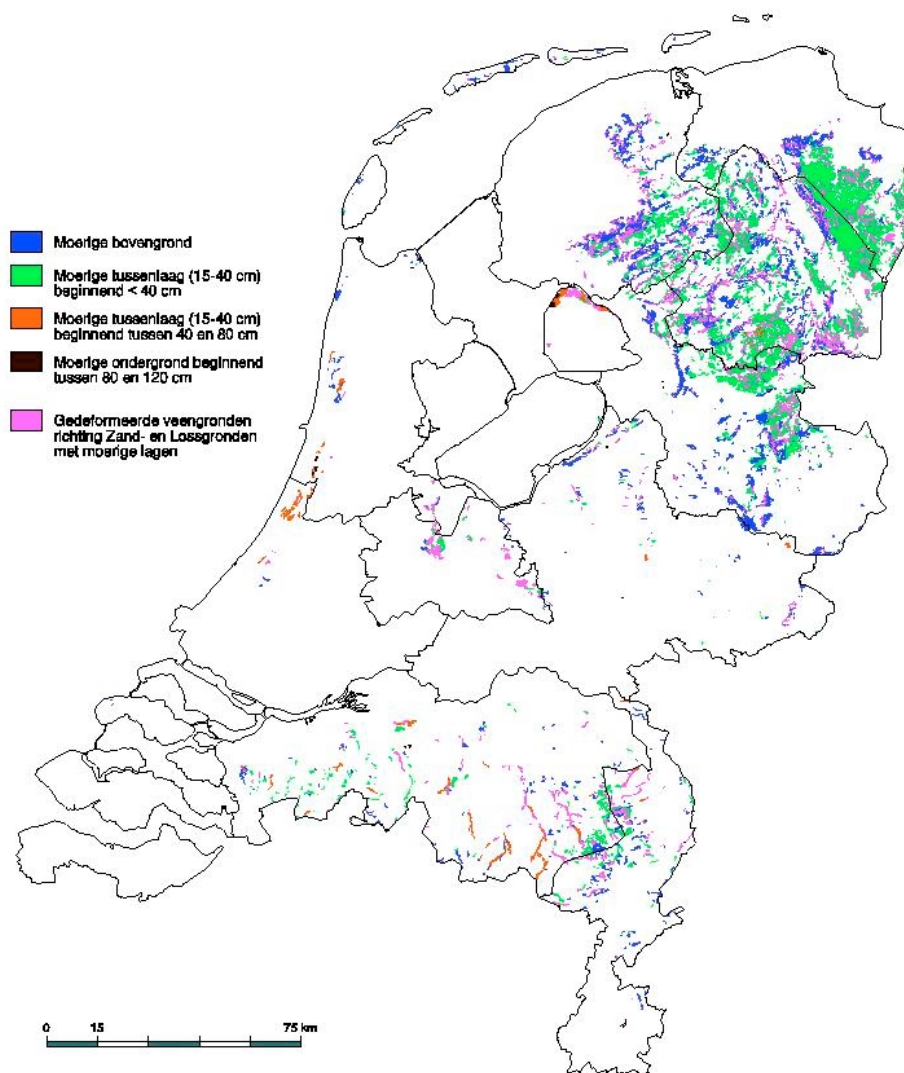
7.6 Conclusies

- Moerige lagen komen het meest voor bij de ‘zand- en lössgronden’ in het noorden van het land. Het totaal areaal zand- en lössgronden met moerige lagen bedraagt 156456.
- Bij de droge zand- en lössgronden (Gt VII en VIII) heeft een areaal van slechts 1000 ha een moerige laag.
- Bij de droge zand- en lössgronden met Gt VI heeft ongeveer 18 000 ha een moerige laag. In een deel van deze gronden is de moerige laag waarschijnlijk inmiddels verdwenen (een ruwe schatting duidt op 3000 – 7000 ha).
- Het areaal veengronden in het oosten van het land is gehalveerd van circa 100 000 naar circa 50 000 ha. Deze gronden zijn gedeformeerd naar moerige gronden.
- Het bepalen van het totaal areaal ‘zand- en lössgronden’ met moerige lagen én met Gt VI, VII en VIII wordt bemoeilijkt doordat:

- i) de Gt-kaart wordt geactualiseerd; de nieuwe kaart is in 2004 beschikbaar. Er wordt verwacht dat er een verdroging is opgetreden, waardoor waarschijnlijk de verdeling in tabel 19 ook verschuift.
- ii) de moerige lagen in een deel van de gronden (volgens de Bodemkaart) zijn inmiddels verdwenen
- iii) een deel van de veengronden is geformeerd tot moerige gronden.

Tabel 20. *Overzicht van de veranderingen bij veengronden in Oost Nederland per grondwatertrap.*

Code	Omschrijving	Oppervlakte per grondwatertrap (ha)								Totaal
		I	II - IIb	III - IIIb	IV	V - Vb	VI	VII - VIII		
	GHG (cm-mv.)	<40	<40	<40	40-80	<40	40-80	>80		
	GLG (cm-mv.)	<50	50-80	80-120	80-120	>120	>120	>120		
vV	Veengronden met moerige bovengrond	6940	11702	19018	2923	2240	620	2	43646	
zV	Veengronden met zanddek	56	2536	2919	601	654	192	52	7011	
kV	Veengronden met kleidek	204	2216	739	315	8	6		3488	
Ass	Associaties met veengronden	31	676	681	101	4			1493	
vVx	Gedeformeerde veengronden met moerige bovengrond	1666	8217	6074	966	381	149	34	17485	
zVx	Gedeformeerde veengronden met zanddek	22	2762	11071	2573	8038	1430	80	25976	
kVx	Gedeformeerde veengronden met kleidek	103	644	273	308	104	3	8	1443	
Assx	Associaties met gedeformeerde veengronden	134	1724	815	384	135			3192	
	Totale areaal	9157	30476	41589	8171	11764	2399	176	103733	
	Totaal gedeformeerde veengronden	1926	13347	18232	4231	8657	1581	122	48096	
	Gedeformeerde veengronden in procenten van het totale areaal binnen de Gt	21	44	44	52	74	66	69	46	



Figuur 10. Gronden met moerige lagen verdeeld in vier groepen. Tevens zijn gedeformeerde veengronden aangegeven.

8 Discussie

Het doel van de studies in de hoofdstukken 2 tot en met 7 was het verkrijgen van meer inzicht in het voorkomen van organische stof in de ‘ondergrond’ (bodemplagen tussen de bouwvoor en het bovenste grondwater), de aanvoer van organische stof vanuit de bouwvoor via opgelost organische stof (DOC) naar diepere bodemplagen, de mate van afbreekbaarheid van deze organische stof en de effecten op denitrificatie in de ondergrond. Op basis van deze studies kan worden nagegaan in hoeverre het mogelijk is (en met welke criteria) om uitspoelingsgevoelige gronden te differentiëren op basis van denitrificatiecapaciteit.

In de inleiding zijn verschillende vragen gesteld over effecten van organische stof op denitrificatie in zandgronden. Hieronder wordt aangegeven in hoeverre de uitgevoerde studies een antwoord op de in de inleiding gestelde vragen kunnen geven. Aan het slot van dit hoofdstuk wordt aangegeven of er uit deze studies criteria op te stellen zijn op basis waarvan het mogelijk is om uitspoelingsgevoelige gronden te differentiëren op basis van denitrificatiecapaciteit. In hoofdstuk 9 worden, als onderdeel van de evaluatie Meststoffenwet 2004, de consequenties voor beleid weergegeven indien bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden rekening wordt gehouden met denitrificatiecapaciteit.

8.1 Organische stof in de bodemplagen onder de bouwvoor

Hoe afbreekbaar is de organische stof in de ondergrond?

Uit experimenteel onderzoek blijkt dat de potentiële denitrificatie fors afneemt met de diepte. Bij sommige zandgronden kan geen potentiële denitrificatie meer gemeten worden in lagen dieper dan 50-100 cm beneden maaiveld (figuur 3; Velthof en Oenema, 1995; Zwart, 2003). De potentiële denitrificatie is gerelateerd aan de hoeveelheid afbreekbare organische stof, zodat deze resultaten aangeven dat de hoeveelheid afbreekbare organische stof sterk met de diepte afneemt. De potentiële denitrificatie in profielen met veenlagen in de bodem is duidelijk hoger dan die in profielen zonder veenlagen (tabellen 10 en 15). Ook de gegevens van STONE (tabel 1 en figuur 1) duiden op lage gehalten aan organische stof in de laag onder de wortelzone en in het bovenste grondwater in zandgronden met Gt VII en VIII. In zandgronden met diepe grondwaterstanden zal door zuurstof een deel van de organische stof worden afgebroken. Dit betekent dat in deze droge zandgronden zowel anaërobe afbraak (denitrificatie) als aërobe afbraak van organische stof plaatsvindt. In hoofdstuk 7 is aangegeven dat een deel van moerige lagen in zandgronden inmiddels is afgebroken (hoofdstuk 7). Deze afbraak van organische stof leidt niet alleen tot lagere organische stofgehalten maar ook tot een slechtere afbreekbaarheid van de resterende organische stof. Uit experimenteel onderzoek blijkt dat er grote verschillen bestaan in de afbreekbaarheid en denitrificatiecapaciteit van de organische stof in veenlagen (Zwart, in voorbereiding).

Hoeveel DOC wordt er in de ondergrond gevormd?

Gehalte aan oplosbaar organisch C in diepere bodemlagen zijn veel lager dan die in de bouwvoor (figuren 7 en 8). De DOC-concentraties in het grondwater in zandgronden uit het project Sturen op Nitraat zijn duidelijk hoger in profielen met veen (64 mg DOC per l) dan zonder veen (30 mg DOC per l). Dit verschil is het grootst bij de nattere Gt's (VI en ondieper). Uit het LMM blijkt dat de DOC-concentraties in het grondwater in het algemeen hoger zijn bij hogere grondwaterstanden (hoofdstuk 4). Waarschijnlijk is dit gerelateerd aan direct contact van grondwater met organische stof in de bovenste bodemlagen en wordt dit niet veroorzaakt door uitspoeling van organische stof uit de bouwvoor naar diepere lagen.

Hoe groot is de actuele denitrificatie in de ondergrond?

De berekeningen uit hoofdstuk 5 geven aan dat onder actuele omstandigheden de denitrificatie in de laag tussen bouwvoor en het bovenste grondwater zal variëren van minder dan 10 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor profielen met een laag organische stof gehalte in de ondergrond tot meer dan 100 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor profielen met veen in de ondergrond. De STONE-resultaten laten een grote variatie zien in denitrificatie in de lagen onder wortelzone (tabel 1 en figuur 1), maar duiden ook op een lage denitrificatie (< 50 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹) in profielen met weinig organische stof en een hoge denitrificatie in profielen met veel organische stof (>100 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹). De gegevens van Sturen op Nitraat geven een duidelijke aanwijzing dat de aanwezigheid van veen in de ondergrond leidt tot lagere nitraatconcentraties in het grondwater. Dit geldt met name voor ondiepe grondwatertrappen (tabel 14).

Hoe duurzaam is een systeem dat is gebaseerd op denitrificatie in de ondergrond?

Uit de berekeningen van de denitrificatiecapaciteit (hoofdstuk 5) blijkt dat het honderden tot duizenden jaren duurt voordat de organische stof uit de ondergrond (tot 2 m diepte) volledig afgebroken is door denitrificatie. Uit het oogpunt van afbraak van organische stof door alleen denitrificatie is sprake van een duurzaam systeem. Echter, de afbreekbaarheid van de organische stof in de ondergrond is gering, zodat niet alle nitraat door denitrificatie wordt omgezet. Dit is zichtbaar in de resultaten van Sturen op Nitraat waarin profielen met veenlagen weliswaar tot gemiddelde lagere nitraatconcentraties in het grondwater leiden, maar waarin nog steeds sprake is van nitraatuitspoeling naar grondwater. Naast anaërobe afbraak van organische stof door middel van denitrificatie, treedt er ook aërobe afbraak door zuurstof op. Dit betekent dus dat in de laag tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in droge zandgronden er een continue afbraak plaatsvindt van organische stof, zowel anaëroob (met nitraat) als aëroob (met zuurstof). Dit leidt niet alleen tot veranderingen in de totale hoeveelheid organische stof, maar ook tot veranderingen in de afbreekbaarheid van de resterende organische stof en dus op de mate van denitrificatie. De organische stof in de ondergrond wordt niet aangevuld; er is sprake van een eindig proces. Dit blijkt ook uit hoofdstuk 7, waarin is aangegeven dat veel veengronden inmiddels zijn gedeformeerd tot moerige gronden en dat waarschijnlijk ook veel moerige lagen in zandgronden inmiddels verdwenen zijn. De bodemkartering van de bedrijven uit de projecten Koeien en Kansen en Telen met Toekomst die in het kader van de evaluatie Meststoffenwet 2004 zijn uitgevoerd,

laten zien dat de veenlagen op een deel van de meetplekken zijn verdwenen (zie hoofdstuk 9).

Hoe groot is de voorraad aan organische stof in karakteristieke bodemprofielen?

Gronden met moerige lagen (>15 procent organische stof) of veenlagen (>35 procent organische stof) hebben een veel hogere denitrificatiecapaciteit dan gronden met een laag organische stof gehalte (hoofdstuk 5). Uit hoofdstuk 7 blijkt echter dat bij de droge zandgronden met Gt VII en VIII een areaal van slechts 1000 ha een moerige laag heeft. Bij de droge zandgronden met Gt VI heeft ongeveer 18 000 ha een moerige laag. Het bepalen van het totaal areaal uitspoelingsgevoelige zandgronden met veenlagen en moerige lagen wordt bemoeilijkt doordat (hoofdstuk 7):

- de Gt-kaart in 2004 wordt geactualiseerd. Er wordt verwacht dat er een verdroging is opgetreden, waardoor waarschijnlijk de verdeling van moerige zandgronden over de verschillende Gt's (tabel 19) ook verschuift.
- de moerige lagen in een deel van de gronden inmiddels verdwenen zijn (deze profielen bevatten volgens de Bodemkaart wel moerige lagen).
- een deel van de veengronden gedeformeerd is tot moerige gronden. Het areaal veengronden in het oosten van het land is gehalveerd van circa 100 000 naar 50 000 ha.

8.2 DOC

Hoe groot is de uitspoeling van DOC naar de ondergrond en zijn er effecten van bodemtype, gewas en management?

De meeste mest wordt in Nederland onder anaërobe omstandigheden opgeslagen, waardoor er gemakkelijk afbreekbare vluchtige vetzuren ontstaan. Deze vluchtige vetzuren zijn gemakkelijk afbreekbaar en leiden tot verhoging of het in stand houden van de denitrificatiecapaciteit in de bouwvoor (hoofdstuk 3). Verschillende studies laten zien dat toediening van organische mest kan leiden tot uitspoeling van organische stof (DOC). Tijdens het transport naar diepere lagen zal de gemakkelijk afbreekbare DOC worden afgebroken, waardoor de hoeveelheid DOC afneemt met de diepte en tevens de afbreekbaarheid van deze DOC. Een zelfde beeld komt uit de STONE-berekeningen naar voren; scenario's met en zonder dierlijke mest resulteerden in een vergelijkbare denitrificatie in de lagen tussen wortelzone en bovenste grondwater (figuur 2).

Ook tussen gewasresten bestaan grote verschillen in de mate van afbreekbaarheid. Het onderwerken van bovengrondse groene gewasdelen (bv. suikerbietenblad en aardappelloof) geeft een veel hogere denitrificatie dan het onderwerken van stro en ondergrondse gewasresten. Niet duidelijk is hoe diep organische stof uit gewasresten kan uitspoelen. Resultaten uit het onderzoek uit 2002 geven aan dat het scheuren van grasland niet tot een duidelijke uitspoeling van organische stof leidt (tabel 4).

De gehalten aan organische stof in de bouwvoor zijn meestal hoger in grasland dan in bouwland en (iets) hoger in lössgronden dan in zandgronden (figuur 5). Uit figuur 7 blijkt dat dit verschil in DOC-gehalte tussen grasland en bouwland afneemt met de diepte tot ongeveer 1 meter beneden maaiveld; in lagen dieper dan 1 meter zijn geen duidelijke verschillen tussen grasland en bouwland meer zichtbaar. Dit duidt op afbraak van DOC die vanuit de bouwvoor naar diepere lagen wordt getransporteerd.

DOC-gehalten in grasland zijn hoger in klei- en lössgronden dan in zandgronden (figuren 5 en 8). Het DOC-gehalte in het grondwater is daarentegen hoger in profielen zonder kleilagen dan in profielen met kleilagen (tabel 17). Dit zou er op kunnen duiden dat aanwezigheid van klei leidt tot bescherming van organische stof voor afbraak en uitspoeling. Bodemtype, gewas, gewasresten en bemesting kunnen dus een groot effect hebben op de hoeveelheid DOC in de bouwvoor. De effecten op hoeveelheid DOC in diepere lagen zijn meestal veel kleiner, omdat een deel van de DOC wordt afgebroken tijdens het transport naar diepere lagen.

Hoe afbreekbaar is de DOC in de ondergrond?

De potentiële denitrificatie in de bovengrond is gecorreleerd met het DOC-gehalte (figuur 6), hetgeen aangeeft dat de DOC in de bovengrond gemakkelijk afbreekbaar is en als energiebron voor denitrificatie kan worden gebruikt. De DOC in de bovengrond is afkomstig uit recent aangevoerde dierlijke mest, gewasresten, wortellexudaten en 'oudere' bodem organische stof. Er zijn niet veel studies uitgevoerd naar de effecten van uitspoeling van DOC uit de bovengrond op de denitrificatie in de ondergrond. In sommige studies is de afbraak van DOC in de aërobe bovengrond dusdanig snel, dat er geen DOC naar de ondergrond uitspoelde. In andere studies leidde dierlijke mest en gewasresten wel tot een hogere DOC-concentratie in de ondergrond, maar het is niet duidelijk of deze DOC gemakkelijk afbreekbaar is en de denitrificatie in de ondergrond kan stimuleren. Naarmate de transportweg van bovengrond naar grondwater langer is, zal meer van het uitspoelende DOC afbreken en zal de resterende DOC een geringer effect op denitrificatie hebben. Daardoor zal het effect van DOC uit de bovengrond op denitrificatie in het grondwater groter zijn naarmate de grondwaterstand hoger is. Het is niet bekend of de in het grondwater aanwezige DOC gemakkelijk afbreekbaar is. Het feit dat er nog steeds nitraat aanwezig is in grondwater waarin DOC voorkomt geeft aan dat deze DOC in het grondwater moeilijk afbreekbaar is; anders zou of het nitraat of het DOC volledig verdwenen zijn.

Hoe groot is de actuele denitrificatiecapaciteit van DOC?

Uit het onderzoek uit Sturen op Nitraat en het LMM blijkt een negatieve relatie te bestaan tussen DOC- en nitraatconcentratie in het grondwater. Toename van de DOC-concentratie in het grondwater met 1 mg per liter gaat gepaard met een afname van het nitraatconcentratie in het grondwater met 0,4-0,6 mg per liter bij LMM en 0,55-62 mg per liter in Sturen op Nitraat. Uit deze studies kan echter niet worden afgeleid of denitrificatie in het grondwater optreedt met de daar aanwezige DOC als energiebron of dat de denitrificatie optreedt in de organische stof houdende lagen boven het grondwater en dat de DOC in het grondwater een indicator is voor deze organische stof houdende lagen.

De berekeningen in tabel 10 laten zien dat 40-60 kg N ha⁻¹ kan worden gedenitrificeerd in de laag tussen 1 en 2 meter beneden maaiveld indien alle daar aanwezige DOC wordt afgebroken; voor het profiel met veen bedraagt dit 490 kg N ha⁻¹. Hierbij moet worden opgemerkt dat i) niet alle DOC afbreekbaar is en ii) DOC kan worden aangevuld door direct contact van grondwater met organische stof in de bodem of door uitspoeling van organische stof uit bovenliggende lagen. In de berekeningen van tabel 7 niet duidelijk is of deze DOC afkomstig is van organische stof die al van oudsher in de bodem aanwezig is of door uitspoeling uit bovenliggende lagen.

8.3 Conclusies van de hoofdstukken 2 tot en met 8

- de berekeningen met STONE laten voor uitspoelingsgevoelige zandgronden grote verschillen in denitrificatie zien in de laag tussen de onderkant van de bouwvoor en het bovenste grondwater. Dit komt overeen met de in de evaluatie van het Meststoffenwet 2002 geconstateerde verschillen in nitraatconcentratie in het grondwater van deze gronden. Uit de STONE-berekeningen volgt dat de combinatie van het gehalte aan organische stof in de laag onder de bouwvoor en de gemiddeld laagste grondwaterstand in sterke mate de grootte van de denitrificatie bepaald.
- denitrificatie in de laag tussen de onderkant van de bouwvoor en het bovenste grondwater in uitspoelingsgevoelige zandgronden wordt vooral bepaald door de daar al van oudsher aanwezige organische stof en niet of minder door inspoeling van organische stof vanuit de bouwvoor.
- in veel zandgronden is de denitrificatie in de laag tussen de onderkant van de bouwvoor en het bovenste grondwater gering, omdat het gehalte en de afbreekbaarheid van de daar aanwezige organische stof laag is.
- veenlagen of moerige lagen leiden tot verhoogde denitrificatie in zandgronden en tot lagere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater. Dit geldt met name voor gronden met Gt VI. Voor gronden met diepe grondwaterstanden (Gt VII en VIII) zijn de effecten van veenlagen op de nitraatconcentratie in het grondwater minder duidelijk.
- hHet bepalen van het totaal areaal uitspoelingsgevoelige gronden met moerige lagen wordt bemoeilijkt doordat zowel de Gt-kaart als de Bodemkaart nog niet zijn geactualiseerd. De actualisering van de Gt-kaart volgt in 2004.
- er treedt een continue afbraak op van organische stof in de bodemlagen onder de bouwvoor in uitspoelingsgevoelige gronden, zowel door denitrificatie (met nitraat) als door oxidatie met zuurstof. Deze afbraak leidt niet alleen tot afname in de totale hoeveelheid organische stof (zoals de geconstateerde deformatie van veengronden aangeeft), maar ook tot de lagere afbreekbaarheid van de resterende organische stof. Er vindt weinig aanvoer van ‘nieuwe’ organische stof plaats, zodat de voorraad afbreekbare organische stof én de denitrificatiecapaciteit in de tijd zullen afnemen in deze bodemlagen.

De aanwezigheid van veenlagen en/of moerige lagen in zandgronden zou een extra criterium kunnen zijn om uitspoelingsgevoelige gronden verder te differentiëren.

Andere mogelijke criteria voor differentiëring van uitspoelingsgevoelige gronden naar denitrificatie, zoals het voorkomen van klei- en leemlagen en uitspoeling van DOC, lijken op basis van deze studie weinig perspectiefvol. Deze bodemeigenschappen hadden geen duidelijk effect op de denitrificatie in zandgronden.

9 Implicaties voor het beleid; evaluatie Meststoffenwet 2004

G.L. Velthof, A.J. van Kekem, F. de Vries, F. Brouwer, K.B. Zwart (Alterra) en W.J. Willems (RIVM)

9.1 Inleiding

In de evaluatie van de Meststoffenwet in 2002 is aangegeven dat de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van landbouwgronden bij een bepaalde combinatie van stikstofoverschot - grondsoort – landgebruik – grondwatertrap sterk kunnen variëren. De variatie in nitraatconcentratie was vooral groot in de uitspoelingsgevoelige zandgronden. Voor deze gronden gelden aangescherpte stikstofnormen, omdat in deze gronden relatief veel stikstof via uitspoeling van nitraat naar het grondwater verloren gaat.

In 2002 en 2003 zijn de studies uit de hoofdstukken 2 - 8 uitgevoerd naar denitrificatie in uitspoelingsgevoelige gronden. In de evaluatie Meststoffenwet 2004 is als onderdeel van de ex-ante vraag 3b (Relatie denitrificatie en milieukwaliteit) gevraagd om te onderzoeken of denitrificatie kan worden meewogen bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden. Op basis van de resultaten uit hoofdstukken 2 – 8 is in het kader van evaluatie Meststoffenwet 2004 nagegaan wat de consequenties zijn van het meenemen van de aanwezigheid van veenlagen en moerige lagen als criterium bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden.

9.2 Interactie grondwatertrap en veenlaag bij denitrificatie

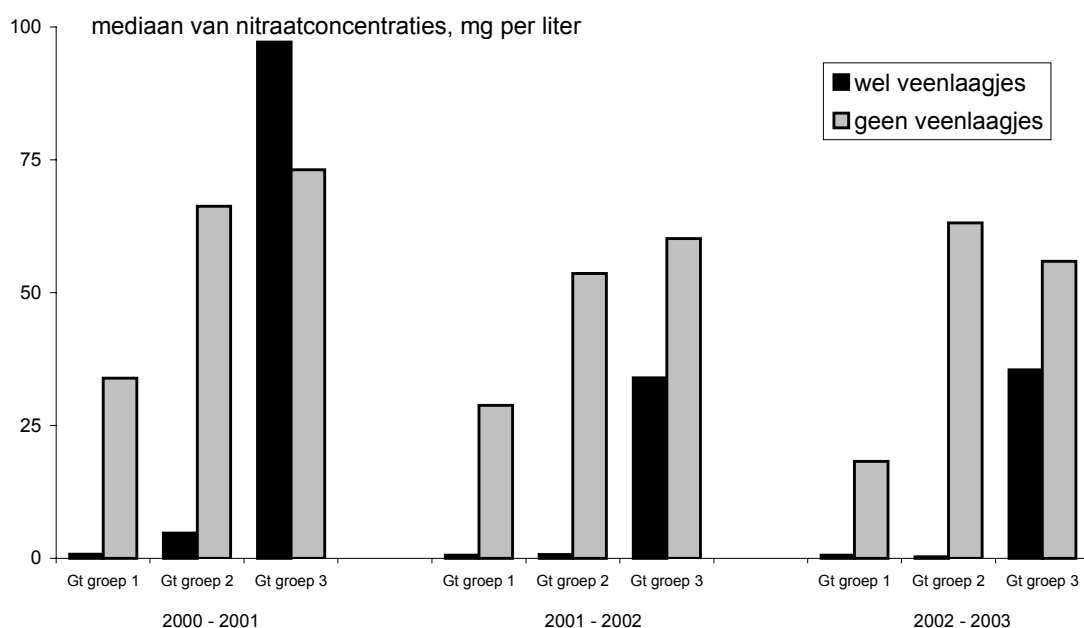
Uit Sturen op Nitraat blijkt dat veenlagen alleen tot een lagere nitraatconcentratie (hogere denitrificatie) leiden bij Gt VI en natter (figuur 11). Dit wordt veroorzaakt doordat denitrificatie alleen onder zuurstofloze omstandigheden optreedt en de kans hierop kleiner wordt naarmate de Gt dieper is. Uit de berekeningen met STONE in de evaluatie Meststoffenwet 2002 bleek dat de grens van uitspoelingsgevoeligheid binnen Gt VI ligt. Analyses van de resultaten van Sturen op Nitraat, Telen met Toekomst en Koeien en Kansen in het kader van de EMW 2004 duiden er op dat de grens bij een Gemiddeld Hoogst Grondwaterstand tussen 50 en 70 cm ligt (Velthof 2004). Het meenemen van veenlagen als criterium voor uitspoelingsgevoeligheid zou dus mogelijk alleen gelden voor het droge deel van de gronden binnen Gt VI.

9.3 Veranderingen in dikte veenlagen in Koeien en Kansen en Telen met Toekomst

In de tweede helft van 2003 zijn meer dan 1000 boringen beschreven op bedrijven die meedoen aan het project Koeien en Kansen of Telen met Toekomst. De resultaten van deze boringen zijn geanalyseerd op veranderingen in grondwatertrap en veranderingen in dikte van veenlagen (Velthof, 2004). Deze analyse gaat uit van

het vergelijken van de vlakinformatie van de gedateerde 1 : 50 000 ha 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, maar kunnen soms ook worden veroorzaakt door de onnauwkeurigheden in de bodemkaarten.

Uit de bodemkartering blijkt dat de veenlaag dunner is geworden voor 90 procent van de 97 punten waar volgens de bodemkaart veen zou moeten voor komen. Voor 30 procent van het aantal punten is het veen zelfs geheel verdwenen (Velthof, 2004). Voor 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 op een schaal van 1 : 50 000.



Figuur 11. Mediaan van nitraatconcentraties van proefplekken met verschillende Gt en al dan niet aanwezigheid van veenlagen. Resultaten Sturen op Nitraat. Zie paragraaf 4.2 voor beschrijving van de Gt-groepen. Zie ook tabel 14.

9.4 Het areaal uitspoelingsgevoelige zandgronden met veenlagen

Een belangrijke factor bij de beleidsafweging of veenlagen meegenomen moeten worden bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden is het areaal landbouwgrond waarover het gaat. Voor een goede schatting moeten zowel de Gt-kaart als de Bodemkaart worden geactualiseerd en moeten de criteria helder zijn op basis waarvan uitspoelingsgevoeligheid wordt gedefinieerd. De actualisatie van de Gt-kaart is in vergevorderd stadium en zal in 2004 worden afgerond. Bij de bodemkaart gaat het eigenlijk om twee aspecten, namelijk i) de actualiteit van de bodemkaart en ii) de mate van detail.

1.) Actualiteit van de bodemkaart

Volgens de 1 : 50 000 bodemkaart van Nederland bedraagt het areaal moerige gronden en gronden met veen in de ondergrond ongeveer 156 000 ha (tabel 19). Het is echter bekend dat in een groot gedeelte van deze gronden het veen is afgebroken en dat deze gronden inmiddels als zandgronden moeten worden beschouwd. Om dit areaal in beeld te krijgen zou een kartering plaats moeten vinden van de gronden die mogelijk tot uitspoelingsgevoelige gronden gaan behoren en die mogelijk veenlagen bevatten. Het te karteren areaal kan als volgt worden geschat:

- In ieder geval moeten de huidige uitspoelingsgevoelige gronden (Gt VI, VII en VIII) gekarteerd moeten worden. Dat betekent 19 000 ha (tabel 19).
- Als ervan wordt uitgegaan dat Gt IV en V droger zijn geworden (en mogelijk nu deels tot de uitspoelingsgevoelige zandgronden behoren) dan zullen deze gebieden ook meegenomen moeten worden. Dat betekent nog eens ongeveer 55 000 ha erbij (tabel 19).
- Daarnaast moet een kartering worden uitgevoerd van ‘versleten’ veengronden. Dit zijn gronden die volgens de bodemkaart tot veengrond behoren, maar waarvan het veen dusdanig ver is afgebroken dat ze nu niet meer tot de veengronden behoren. In de afgelopen jaren is er circa 104 000 ha veengronden in het zgn BGDM-gebied (voornamelijk Oost Nederland) gecontroleerd op veendikte (tabellen 20 en 21). Circa 46 procent van de veengronden (circa 48 000 ha) is verdwenen. Het is niet bekend wat het nieuwe bodemtype nu is. Bij veel gronden zal waarschijnlijk nog een dunne veenlaag aanwezig zijn. Het zijn dan moerige gronden die deels voor de BZL-kaarten worden vertaald naar zandgrond. Moerige gronden met een kleidek worden niet tot de zandgronden gerekend. Een gedeelte is zover gedeformeerd dat ze veranderd zijn in zandgronden zonder veenlagen. In het kader van de veenkartering zijn er ook associaties van veen en zandgronden bezocht. Bij het grootste deel is het veen weg. Deze veen/zand-associaties zijn voor de BZL-kaart 2002 tot de zandgronden gerekend, er vanuit gaande dat binnen de associatie de oppervlakte zand zou domineren. Voor een areaal van circa 1400 ha is dit te voorbarig geweest. Dit moet gekarteerd worden evenals het areaal versleten veengronden (48 000 ha).

In totaal zou dus maximaal $19\,000 + 55\,000 + 1\,400 + 48\,000 = 123\,400$ ha moeten worden gekarteerd om inzicht te krijgen in het voorkomen van veenlagen in uitspoelingsgevoelige gronden. Het areaal dat voor de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden van belang is, is kleiner omdat i) een deel van de veenlagen zijn verdwenen, ii) niet alle gronden met oude Gt IV en V tot uitspoelingsgevoelige gronden behoren en iii) een deel van de veengronden is gedeformeerd tot zandgrond zonder veenlaag. Het areaal dat een rol speelt bij de afbakening van uitspoelingsgevoelige gronden zal waarschijnlijk nog kleiner zijn, aangezien de veenlagen bij Gt VII en VIII niet of beperkt tot verhoogde denitrificatie leiden (figuur 11) en niet alle gronden binnen Gt VI als uitspoelingsgevoelig worden geclassificeerd. Harde uitspraken over dit areaal kunnen pas worden gedaan als zowel de Gt-kaart als bodemkaart zijn geactualiseerd.

Inmiddels zijn recente karteringgegevens over voorkomen van veenlagen alsmede de actuele Gt in bedrijven uit Telen met Toekomst en Koeien en Kansen bekend. Op basis hiervan wordt een schatting gemaakt van het areaal uitspoelingsgevoelige gronden met Gt VI en met veenlagen. Uitgangspunten en aannames hierbij:

- alleen zandgronden met Gt VI worden meegerekend, omdat veenlagen geen of beperkt invloed hebben op nitraatuitspoeling bij Gt VII en VIII (figuur 11).
- de Gt-kartering van Telen met Toekomst, Koeien en Kansen en Sturen op Nitraat laten een consistent beeld zien: er is een forse verdroging opgetreden, waardoor het aantal punten met GT VII en VIII fors is toegenomen en die natter dan Gt VI fors is afgenomen (tabel 22). Het aantal punten met Gt VI is min of meer gelijk gebleven.
- Oorspronkelijk was er binnen Gt VI 18 000 ha zandgrond met veenlagen (tabel 19). De verdroging heeft er toe geleid dat een groot deel van de gronden die nu tot Gt VI behoren, vroeger een nattere Gt hadden. Deze gronden bevatten waarschijnlijk meer veenlagen dan de oorspronkelijke gronden met Gt VI. Anderzijds is er een sterke deformatie van veenlagen opgetreden; gemiddeld is 30 procent van de veenlagen in de zandgronden in Telen met Toekomst en Koeien en Kansen verdwenen. Aangenomen wordt dat deze effecten elkaar opheffen en er geen verandering is opgetreden in het areaal zandgronden met Gt VI en veenlagen: 18 000 ha.
- Het areaal versleten veengronden bedraagt circa 48 000 ha. Geschat wordt dat 20 000 ha van deze gronden een Gt VI en 5000 ha een Gt VII en VIII hebben. Van de 20 000 ha met Gt VI wordt aangenomen dat 80 procent nog veenlagen bevatten, zodat het areaal 16 000 ha zou bedragen.
- Op basis van deze grove schatting zou het areaal zandgronden met Gt VI en veenlagen $18\ 000 + 16\ 000 = 34\ 000$ ha bedragen. Als op basis van de GHG een grens naar uitspoelingsgevoeligheid binnen Gt VI wordt gelegd, is alleen het areaal van het 'drogere deel' binnen Gt VI interessant voor de discussie rond wel/niet meenemen van veenlagen.

2.) *Mate van detail*

Binnen de zandgronden komen onzuiverheden in de kaarteenheden voor. Een kaartvlak met een zandgrond zonder veenlaag volgens de bodemkaart 1 : 50 000 kan dus best voor een deel gronden met veenlagen bevatten, zeker als deze grenzen aan veengronden of moerige gronden. Met andere woorden: de 1 : 50 000 bodemkaart is onvoldoende gedetailleerd om uitspraken op perceelsniveau te kunnen doen over over het al dan niet voorkomen van veenlagen (binnen 120 cm diepte). Een kartering op een schaal van 1 : 10 000 is dan ook noodzakelijk (1 beschreven boring per 3 ha).

Concluderend, om de bodemkaart te actualiseren om de aanwezigheid van veenlagen te kunnen meewegen bij de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden is een herkartering van maximaal 125 000 ha op een schaal van 1 : 10 000 ha noodzakelijk. Een grove schatting van de kosten van deze herkartering, inclusief het leveren van digitale bodemkaarten op een schaal van 1 : 10 000, bedraagt 5000 kEuro. Het werkelijke areaal dat gekarteerd moet worden is kleiner; deze schatting kan worden verbeterd als de actuele Gt en de classificatieregels voor de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige percelen bekend zijn.

Tabel 21. Mogelijk te karteren versleten veengronden in het zgn. BGDM-gebied.

Bodemtype Toen	Bodemtype Nu	Grondsoort voor BZL-kaart	Oppervlakte ha	Oppervlakte in % van totaal	Opmerking
Veen	Geen veen	zand	43461	42	
Veen	Geen veen	klei	1714	2	kleibovengrond
Veen+ zand	Geen veen	zand	2921	3	Bij BZL 2002 tot de zandgronden gerekend
Veen	Veen	veen	54244	52	
Veen+zand	Veen	veen	1393	1	Bij BZL 2002 tot de zandgronden gerekend
Totaal			103733	100	

9.5 Duurzaamheid

Uit de kartering van bedrijven uit Telen met Toekomst en Koeien en Kansen en de gegevens van tabellen 20 en 21 blijkt dat er een sterke afbraak van veenlagen en veengronden heeft plaats gevonden in de laatste 20 tot 40 jaar. Dit heeft mogelijk niet alleen geleid tot het verdwijnen van een deel van de veenlagen maar ook tot een afname van de afbreekbaarheid van het resterende veen. Denitrificatie is een microbiel proces en de afbreekbaarheid van organische stof is een belangrijke sturende factor voor dit proces. De totale hoeveelheid organische stof die in een bodem of veenlaag aanwezig is, hoeft nog niets te zeggen over de beschikbaarheid van deze organische stof voor denitrificerende bacteriën. Uit de data-set van Sturen op Nitraat bleek dat enkele proefplekken met een veenlaag toch een hoge nitraatconcentratie in het grondwater hadden. Dit zou door de geringe afbreekbaarheid van deze veenlagen veroorzaakt kunnen zijn. Grote verschillen tussen gronden in afbreekbaarheid van veenlagen en de hieraan gerelateerde denitrificatie zouden het meewegen van veenlagen bij de afbakening van uitspoelingsgevoelige gronden bemoeilijken.

Nadat in september en oktober 2003 bodemmonsters zijn genomen op enkele bedrijven uit Telen met Toekomst en Koeien en Kansen, is in november 2003 experimenteel onderzoek gestart naar de afbreekbaarheid van veenlagen van verschillende profielen. Het onderzoek wordt uitgevoerd in het kader van programma 398-II en wordt apart gerapporteerd (Zwart, in voorbereiding). De resultaten laten duidelijke verschillen tussen veenlagen zien in de afbreekbaarheid en potentiële denitrificatie. Dit komt overeen met de constatering in Sturen op Nitraat dat op een deel van de proefplekken met veenlagen toch relatief hoge nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voorkomen.

De geconstateerde deformatie van veengronden en veenlagen in zandgronden zal verder doorgaan (en mogelijk nog worden versterkt aangezien er verdroging is opgetreden). Dit betekent dat het vaststellen van uitspoelingsgevoelige gronden op basis van Gt en veenlagen tijdelijk is; in de toekomst zal de bodemkaart mogelijk opnieuw moeten worden geactualiseerd.

Tabel 22. Verdeling van grondwatertrappen (Gt) op de bedrijven op zandgrond van Sturen op Nitraat, Telen met Toekomst en Koeien en Kansen volgens de bodemkaart en volgens een recente bodemkartering, % (Velthof 2004)¹.

Bedrijven	Gt	Bodemkaart	Kartering
Telen met Toekomst en Koeien en Kansen	natter dan VI	46	17
	VI	38	40
	VII en VIII	16	43
Sturen op Nitraat	natter dan VI	43	19
	VI	31	38
	VII en VIII	26	43

¹ op basis van gegevens boorpunten

9.6 Aanwijzing van percelen met veenlagen

Indien veenlagen worden meegenomen bij de afbakening van uitspoelingsgevoelige gronden moeten criteria worden vastgelegd waarmee percelen met veenlagen kunnen worden aangewezen. Mogelijke criteria hierbij zijn:

- de Gt waarbij de aanwezigheid van veenlagen beschouwd moet worden (Gt VI alleen of ook Gt VII en VIII) en de criteria die gelden om een perceel op basis van Gt als uitspoelingsgevoelig te beschouwen (bijvoorbeeld een grens op basis van GHG, de nauwkeurigheid van bepaling van de Gt, het percentage van een Gt binnen het perceel);
- de minimum dikte van de veenlaag (nu 5 à 15 cm en dunner dan 40 cm);
- het percentage van het perceelsoppervlak waarin veenlagen moeten voorkomen;
- het soort veen, inclusief mate van veraarding;
- welke diepte de veenlaag moet voorkomen;
- het minimum organische stof percentage (is nu 15%);
- mogelijk criterium voor afbreekbaarheid, indien het experimenteel onderzoek daartoe aanleiding geeft.

Dunne veenlaagjes zijn bijna per definitie niet homogeen ruimtelijk verdeeld. De dikte kan op enkele meters afstand variëren. Van nature varieert de begindiepte van de veenlaag niet sterk, omdat het veenoppervlak gerelateerd was aan een horizontaal verlopend water oppervlak. Door diepe grondbewerkingen en egalisaties kan de variatie in diepte en dikte van de veenlaag flink toegenomen zijn. Uit de kartering van Telen met Toekomst en Koeien en Kansen blijkt dat de dikte en diepte van de veenlagen op relatief korte afstand sterk kan variëren.

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

Conclusies

- het areaal uitspoelingsgevoelige zandgronden waarin veenlagen voorkomen is niet bekend. Een herkartering is mogelijk maar wel een grote klus (maximaal 125 000 ha met een kartering van 1 : 10 000). Het areaal is afhankelijk van de Gt-criteria waarbij uitspoelingsgevoeligheid wordt gedefinieerd.
- er lijkt alleen een effect van veenlagen te bestaan bij een Gt van VI en ondieper. De grens naar uitspoelingsgevoeligheid wordt mogelijk getrokken binnen Gt VI (dus op basis van de GHG). Het meenemen van veenlagen is daarom waarschijnlijk alleen relevant voor de ‘droge’ gronden binnen Gt VI.
- Verschillen in afbreekbaarheid van organische stof bemoeilijken het meenemen van veenlagen als criterium bij aanwijzing uitspoelingsgevoelige gronden. Experimenteel onderzoek in DWK-programma 398-II laat grote verschillen in afbreekbaarheid zien tussen veenlagen.
- Er is een sterke deformatie opgetreden van veenlagen in zandgronden. De kartering van Telen met Toekomst en Koeien en Kansen geeft aan dat de veenlaag voor 90 procent van de meetpunten dunner is geworden. Voor 30 procent van de punten is het veen geheel verdwenen.
- In de afgelopen jaren is er circa 47 procent van de 104 000 ha veengrond in Oost Nederland verdwenen. Het is niet bekend wat het nieuwe bodemtype nu is.
- De geconstateerde deformatie van veenlagen en veengronden is in 20 tot 40 jaar opgetreden en zal verder doorgaan. Dit betekent dat het vaststellen van uitspoelingsgevoelige gronden op basis van Gt en veenlagen tijdelijk is; in de toekomst moet de bodemkaart opnieuw worden geactualiseerd.
- Op basis van een grove schatting zou het areaal zandgronden met Gt VI en veenlagen 34 000 ha bedragen.
- Het meenemen van veenlagen zal de de aanwijzing van uitspoelingsgevoelige gronden veel complexer maken.

Literatuur

- Andersson, S., I.S. Nilsson & O. Saetre, 2000. Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as affected by temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry* 32:1-10.
- Arcadis, 2001. DOVE grasland op zand; overzicht van de verzamelde data. rapport nr. 110302.OA/551/000181/dh.
- Aulakh, M.S., J.W. Doran & A.R. Mosier, 1992. Soil denitrification – significance, measurement, and effect of management. *Advances in Soil Science* 18: 1-57.
- Barton, L., C.D.A. McLay, L.A. Schipper & C.T. Smith, 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review. *Australian Journal of Soil Research* 37: 1073-1093.
- Beek C.G.E.M. van, 1997. Redox processes active in denitrification. In: Schüring Schulz HD, Fischer WR, Böttcher J & Duijnsveld WHM (eds): *Redox, Fundamentals, Processes and Applications*, Springer Verlag, Berlijn.
- Bhagal, A. & M. Shepherd, 1997. Effect of poultry manure on the leaching of carbon from a sandy soil as a potential substrate for denitrification in the subsoil. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 74:313-322.
- Bril, J., H.G. van Faassen & H. Klein Gunnewiek, 1994. Modeling N₂O emission from grazed grassland. Report 24, DLO Research Institute for Agrobiology and Soil Fertility, Haren, 45 pp.
- Brye, K.R., J.M. Norman, L.G. Bundy & S.T. Gower, 2001. Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential. *Journal of Environmental Quality* 30:58-70.
- Burford, J.R. & J.M. Bremner, 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 7: 389-394.
- Castle, K., R.M. Arah & A.J.A. Vinten, 1998. Denitrification in intact subsoil cores. *Biology and Fertility of Soils* 28: 12-18.
- Cate, J.A.M. ten, A.F. van Holst, H. Kleijer & J. Stolp, 1995. Handleiding bodemgeografisch onderzoek. Richtlijnen en voorschriften. Deel A: Bodem. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Technisch Document 19A.

- Chodak, M.B.W., B. Ludwig & F. Beese, 2001. Effect of temperature on the mineralization of C and N of fresh and mature compost in sandy material. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164: 289-294.
- Christensen, S. & J. Tiedje, 1988. Denitrification in the field, analysis of spatial and temporal variability. In: Jenkinson D & Smith K (eds) *Nitrogen efficiency in agricultural soils*: 295-301.
- Cleemput, O. van, R.M. Malkanti, Y. d'Ydewalle & L. Baert, 1990. Denitrification influenced by incorporated harvest residues. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 60: 177-182.
- Cooper, P. & I.S. Cornforth, 1978. Volatile fatty acids in stored animal slurry. *Journal Science Food and Agriculture* 29: 19-27.
- DeCatanzaro, J.B. & E.G. Beauchamp, 1985. The effect of some carbon substrates on denitrification rates and carbon utilization in soil. *Biology and Fertility of Soils* 1: 183-187.
- Gillham, R.W. & J.A. Cherry, 1978. Field evidence of denitrification in shallow groundwater flow systems. *Water Pollution Research in Canada* 13: 53-71.
- Gorissen, A., E.W.J. Hummelink & O. Oenema, 2002. Kwantificering van stikstofverliezen door denitrificatie in de ondergrond. *Plant Research International nota* 140.
- Jarvis, S.C. & D.J. Hatch, 1994. Potential for denitrification at depth below long-term grass swards. *Soil Biology & Biochemistry* 26: 1629-1636.
- Kirchmann, H. & A. Lundvall, 1993. Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biology and Fertility of Soils* 15: 161-164.
- Lind, A.M. & F. Eiland, 1989. Microbial characterization and nitrate reduction in subsurface soils. *Biology and Fertility of Soils* 8: 197-203.
- Luo, J., R.W. Tillman, R.E. White & P.R. Ball, 1998. Variation in denitrification activity with soil depth under pasture. *Soil Biology and Biochemistry* 30(7): 897-903.
- McCarty, G.W. & J.M. Bremner, 1992. Availability of organic carbon for denitrification of nitrate in subsoils. *Biology and Fertility of Soils* 14: 219-222.
- McCarty, G.W. & J.M. Bremner, 1993. Factors affecting the availability of organic carbon for denitrification in subsoils. *Biology and Fertility of Soils* 15: 132-136.

- McKenney, D.J., S.W. Wang, C.F. Drury & W.I. Findlay, 1993. Denitrification and mineralization in soil amended with legume, grass, and corn residues. *Soil Science Society America Journal* 57: 1013-1020.
- Mitchell, R., R. Harrison, K. 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.
- Paul, J.W. & E.G. Beauchamp, 1989. Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. *Canadian Journal of Soil Science* 69: 49-61.
- Richards, J.E. & C.P. Webster, 1999. Denitrification in the subsoil of the Broadbalk Continuous Wheat Experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 747-755.
- RIVM, 2002. MINAS en Milieu.. Balans en Verkenning. RIVM-Rapport 718201005, RIVM, Bilthoven.
- RIVM, 2004. Mineralen beter geregeld. Evaluatie van de werking van de meststoffenwet. RIVM-rapport (in druk), RIVM Bilthoven.
- Ruiken, M.J. & J.H.A.M. Steenvoorden, 1986. Organische stofgehalten in de ondergrond van het Zuidelijk Peelgebied. ICW-nota nr 1709.
- Ryan, M., D. Noonan & A. Fanning, 1998. Relative denitrification rates in surface and subsurface layers of a mineral soil. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 37: 141-157.
- 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 der Meer & F.K. Evert, 2002. Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberkeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1. Alterra-rapport 552.
- Shepherd, M. & A. Bhogal, 1998. Regular applications of poultry litter to a sandy arable soil: effects on nitrate leaching and nitrogen balance. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 78: 19-29.
- 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, Wageningen, Reeks Sturen Op Nitraat, rapport 3.
- Sotomayor, D. & C.W. Rice, 1996. Denitrification in soil profiles beneath grassland and cultivated soils. *Soil Science Society American Journal* 60: 1822-1828.

- Starr, C.R. & R.W. Gillham, 1993. Denitrification and Organic Carbon availability in two aquifers. *Ground Water* 31: 934-947.
- Steenvoorden, J.H.A.M., 1983. Nitraatbelasting van het grondwater in zandgebieden; denitrificatie in de ondergrond. ICW-nota nr 1435.
- Stumm, W. & J.J. Morgan, 1996. *Aquatic Chemistry* 3th edition 1022 p.
- 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., 2003. Indicatoren voor mineralisatie en denitrificatie in landbouwgronden op zand en löss. Alterra rapport 769, Sturen op Nitraat rapport 6, Alterra, Wageningen.
- Velthof, G.L., 2004. Achtergronddocument bij enkele vragen van de Evaluatie Meststoffen Wet 2004. Alterra rapport 730.2, Alterra, Wageningen.
- Wheatley, R. & B. Williams, 1989. Seasonal changes in rates of potential denitrification in poorly-drained reseeded blanket peat. *Soil Biology and Biochemistry* 21: 335-360.
- Yeomans, J.C., j.m. Bremner & g.w. McCarty, 1992. Denitrification capacity and denitrification potential in subsurface soils. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* 23: 919-927.
- Zwart, K.B., 2003. Denitrificatie in de bouwvoor en de ondergrond. Resultaten van metingen in 13 profielen tot 2 m diep. Alterra rapport 724, Alterra, Wageningen.

Aanhangsel 1 Begrippenlijst

Definitie van begrippen zoals in deze studie zijn gebruikt:

Actuele denitrificatie: denitrificatie-activiteit bij de heersende veldomstandigheden. De actuele denitrificatie is, afhankelijk van de veldomstandigheden, een factor 10 tot 1000 lager dan de potentiële denitrificatie.

Aëroob: zuurstofrijk.

Afbreekbare C: koolstof die door micro-organismen kan worden afgebroken en als energiebron voor denitrificatie kan worden gebruikt. De afbreekbaarheid van C wordt bepaald door middel van respiratiemetingen (CO₂-productie).

Anaëroob: zuurstofloos (lage redoxpotentiaal).

Denitrificatie: de microbiële omzetting van nitraat tot de gasvormige stikstofverbindingen N₂O en N₂. Denitrificatie is een anaëroob proces; de belangrijkste sturende factoren zijn het nitraatgehalte, het zuurstofgehalte en de aanwezigheid van een energiebron (electronendonor, meestal afbreekbare organische stof).

Denitrificatiecapaciteit: de berekende totale denitrificatie die kan optreden uitgaande van een bepaalde grootte van een energiebron voor denitrificeerders, zoals TOC, DOC of afbreekbaar C.

DOC in bodem: gehalte aan oplosbaar organische koolstof in de bodem, bepaald door middel van een extractie. In dit onderzoek is 0,01M CaCl₂ gebruikt als extractiemiddel. De gehalten worden uitgedrukt in mg C per kg grond.

DOC in grondwater: gehalte aan opgeloste organische koolstof in het grondwater in mg per liter.

Mineralisatie van organische stof: het vrijkomen van anorganische verbindingen (bijvoorbeeld ammonium) uit de afbraak van organische stof.

Moerige laag: een laag in zandgronden met meer dan 15% organische stof.

Ondergrond: In deze studie wordt ondergrond beschouwd als de bodemlaag tussen onderkant van bouwvoor en het bovenste grondwater.

Potentiële denitrificatie: denitrificatie-activiteit bepaald onder anaërobe omstandigheden, na toevoeging van een overmaat nitraat (en vaak bij 20 °C). Meestal is de afbreekbaarheid van organische stof de sturende factor bij potentiële denitrificatie. De potentiële denitrificatie is de maximale denitrificatie-activiteit.

TOC: Totaal gehalte aan organische koolstof (Total Organic Carbon); het organisch stofgehalte van een bodem.

Veenlaag: een laag in zandgronden met meer dan 35% organische stof.

Aanhangsel 2 Denitrificatie in ANIMO en STONE

P. Groenendijk (Alterra)

Denitrificatie

Denitrificatie wordt in het ANIMO aangestuurd door de volgende factoren:

- respiratie: zuurstofvraag door omzetting van organische stof;
- nitraatconcentratie in het bodemvocht;
- watergehalte in een bodemlaag;
- temperatuur in een bodemlaag;
- zuurgraad.

De potentiële respiratie is de respiratie die zou optreden wanneer er optimale aeratie-omstandigheden zouden optreden. Deze potentiële respiratie wordt afgeleid uit de beschrijving van de organisch stofkringloop.

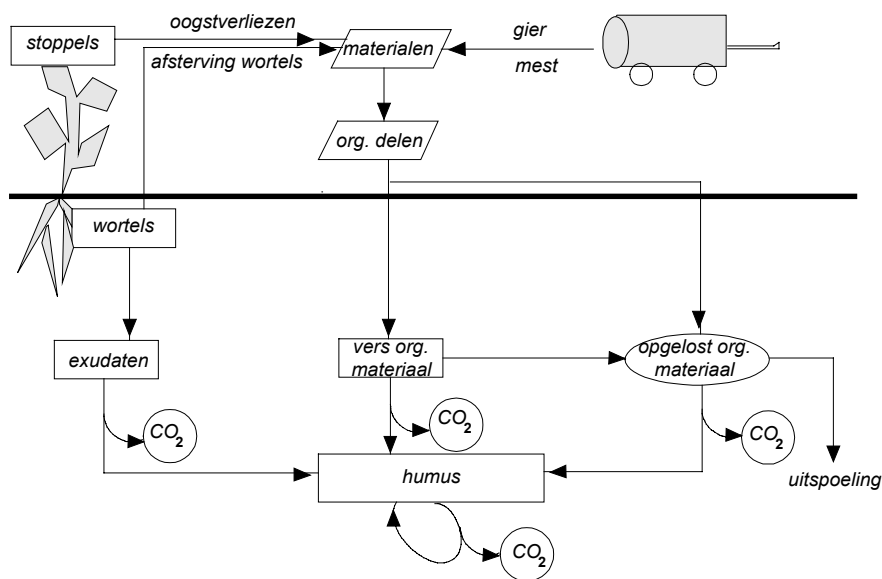
Organische stofkringloop

In de organische stofkringloop in ANIMO zijn de volgende processen beschreven (zie figuur A1.:

- Toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch materiaal (Dissolved Organic Matter; DOM);
- De afbraak van het verse toegediende of gevormde organische materiaal. Bij de degradatie worden de kleinere moleculen mobiel en kunnen als DOM met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst;
- De omzetting naar humus/biomassa van afgestorven gewasresten en wortelmateriaal, het toegediende verse materiaal en de opgeloste organische stof;
- De omzetting van humus/biomassa.

Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen kunnen worden beschreven. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan DOM dat met het materiaal wordt toegediend, de afbraakarakteristiek en het N- en P-gehalte van het organische deel. Het heterogene karakter van het materiaal, en het verschijnsel dat de relatieve afbraaksnelheid afneemt in de tijd wordt tot uitdrukking gebracht in het definiëren van twee of meer fracties. Per fractie wordt de afbraak beschreven met een eerste orde omzettingsproces.

De parametrisatie van de afbraakarakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten of uit een eenvoudig organische-stofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid.



Figuur A1. Organische stofkringloop in ANIMO

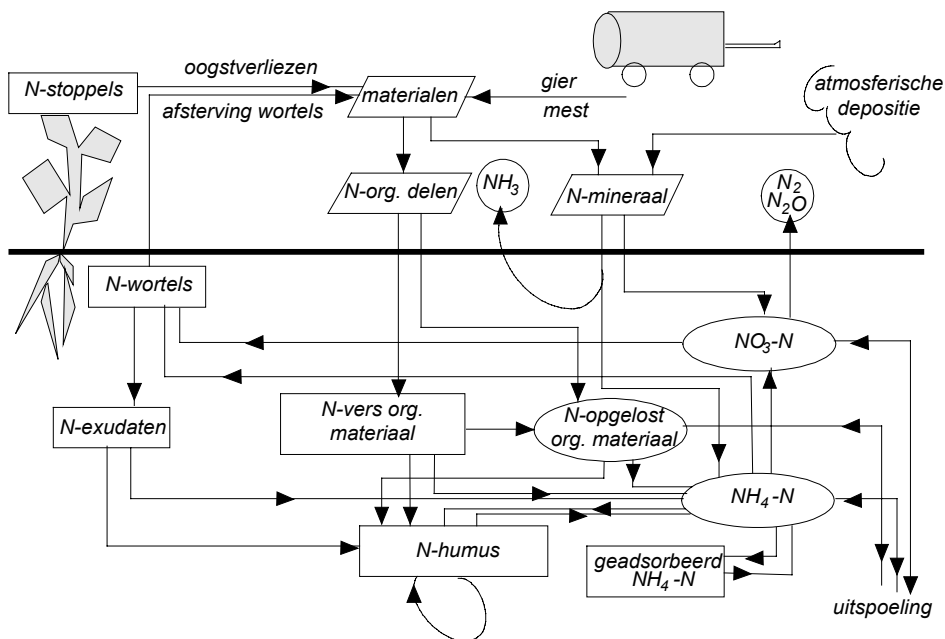
In ANIMO wordt geen onderscheid gemaakt tussen levende biomassa en humus, maar wordt uitgegaan van een gecombineerde humus/biomassa 'pool'. Deze 'pool' is onderhevig aan een interne turn-over waarbij een gedeelte van de organische stof wordt afgebroken en deels weer wordt opgebouwd.

Opgeloste organische bestanddelen worden snel afgebroken. In situaties waarin de afbraak wordt geremd door onvoldoende aëratie van het bodemprofiel bij ondiepe grondwaterspiegels, en een grote toevoer van DOM met drijfmest, kan de afvoer van opgelost organisch materiaal naar het grondwater en oppervlaktewater aanzienlijk zijn.

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop (figuur A2) zijn de volgende processen beschreven:

- Toediening van stikstof via verschillende soorten organisch materiaal zoals vaste mest, drijfmest, plantenresten, stro, etc. Een gedeelte van de dierlijke mest bestaat uit opgelost organisch stikstof;
- Afsterving van wortelmateriaal;
- Mineralisatie en immobilisatie van stikstof als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortelmateriaal en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa;
- Mineralisatie van stikstof als gevolg van de dissimilatie van humus/biomassa;
- Aanvoer van mineraal stikstof bij toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door atmosferische depositie;
- Vervluchtiging van een gedeelte van het toegediende ammonium;
- Adsorptie van ammonium aan de vaste bodemfase;
- Nitrificatie van ammonium in aanwezigheid van voldoende zuurstof;
- Denitrificatie van nitraat in gedeeltelijk en volledig anaërobe toestand;
- Opname van minerale stikstof door het gewas;
- Uitspoeling van mineraal en organisch stikstof.



Figuur A2. Stikstofkringloop in ANIMO

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organische stofcyclus. Bij de definitie van de meststoffen en gewasresten die worden toegediend, wordt per fractie een stikstofgehalte opgegeven. De relatieve mineralisatiesnelheid hangt af van de C/N verhouding in het verse materiaal, de C/N verhouding in de te vormen humus/biomassa en de assimilatie/dissimilatie-verhouding. Nitrificatie is in het algemeen een snel proces. Op zandgronden bevindt het overgrote deel van mineraal stikstof zich in de nitraatvorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchtiging is in het model gedefinieerd als een fractie van de toegediende hoeveelheid ammonium. In het STONE-verband wordt deze fractie op nul gezet, omdat de vervluchtiging in het mesttoedelingsmodel CLEAN is berekend, zodat feitelijk netto ammoniumgiften worden doorgegeven. Adsorptie van ammonium vindt plaats in evenredigheid met de concentratie. In landbouwgronden vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mineraalstikstof die jaarlijks in omloop is.

De formulering van nitrificatie en denitrificatie hangen samen met de wijze waarop aëratie en de invloed van bodemlucht op de processen is beschreven. In STONE is een versie van het ANIMO-model opgenomen waarin deze processen zijn beschreven volgens het concept van het SONICG-model (Bril et al., 1994). De relatieve nitrificatiesnelheid is beschreven als een responsfunctie van het 'Water Filled Pore Space' en de relatieve denitrificatiesnelheid is beschreven als een responsfunctie van zowel van het 'Water Filled Pore Space', de aanwezige nitraatconcentratie en de zuurstofvraag van organische omzettingprocessen.

De zuurstofvraag voor microbiële respiratie de drijvende kracht achter het denitrificatieproces. In STONE 2.0 is de formulering van Bril *et al.*, (1994) gehanteerd:

$$-\frac{d NO_3}{dt} = \frac{NO_3}{k_{d,1} + NO_3} f_{\theta} \frac{4}{5} \frac{d C}{dt}$$

De vochtresponsfactor f_{θ} is door Bril *et al.*, (1994) afgeleid uit de vochtrespons van organische stofomzetting en luidt als volgt:

$$f_{\theta} = \frac{10}{4} \left(1 - \frac{6 \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^2}{1 + 9 \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^4} \right)$$

Hierin is:

NO_3	Nitraatgehalte ($kg \cdot m^{-3}$)
$\frac{d C}{dt}$	Omzetting van organische stof in C-equivalenten ($kg \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$)
$k_{d,1}$	halfwaarde in de Michaelis-Menten functie (geschat op $0,3 kg \cdot m^{-3}$, op basis van 1 literatuur referentie)
θ	actueel vochtgehalte (-)
θ_s	verzadigd vochtgehalte (-)

Omgevingsfactoren

De omzettingen in de drie kringlopen (C, N en P) zijn voornamelijk gemodelleerd als eerste orde processen. De snelheidsconstanten worden gecorrigeerd voor de omgevingsfactoren temperatuur, vocht, pH en zuurstof. De factoren voor temperatuur, vocht en pH zijn in het model onafhankelijk van de omzettingen in de genoemde kringlopen. De factor voor zuurstof hangt echter wel af van de aanwezigheid van ammonium en de organische stofomzettingen.

De invloed van de temperatuur op de processnelheid wordt beschreven met een 'Arrhenius vergelijking'. Met deze vergelijking wordt een correctiefactor voor de snelheidsconstante berekend ten opzichte van de referentiewaarde bij de gemiddelde jaartemperatuur;

De invloed van het vochtgehalte op de omzetting van organische verbindingen is ontleend aan de beschrijving van SONICG (Bril *et al.*, 1994). Bij een 'Water Filled Pore Space' van 60-70% heerst een optimale situatie voor organische omzetting. Onder drogere omstandigheden wordt de processnelheid gereduceerd vanwege droogtestress. Onder natte omstandigheden wordt de processnelheid eveneens gereduceerd vanwege zuurstofgebrek. In de aanvankelijke formulering zou volgens het SONICG-concept de relatieve processnelheid onder verzadigde omstandigheden nog 65% bedragen van de snelheid onder optimale omstandigheden. Vanaf STONE 1.3 is de responsfunctie zodanig bijgesteld dat de relatieve processnelheid dan slechts 1% bedraagt van de waarde onder optimale omstandigheden (f_{θ} (WFPS=1)=0.01);

$$\frac{\theta}{\theta_s} \leq WFPS_{crit} : f_{\theta} = \frac{6 \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^2}{1 + 9 \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^4}; \quad \frac{\theta}{\theta_s} > WFPS_{crit} : f_{\theta} = \alpha_2 \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^2 + \alpha_1 \frac{\theta}{\theta_s} + \alpha_0$$

De waarden van de coëfficiënten α_2 , α_1 en α_0 worden berekend uit de drempelwaarde voor $WFPS_{crit}$ waarboven het aangepaste deel van de relatie geldt en de waarde van f_{θ} bij $WFPS=1$. In de berekeningen met STONE voor de Evaluatie Meststoffenwet 2002 is $WFPS_{crit}$ op 0.9 gesteld.

De correctiefactor voor pH is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een halfwaarde bij pH 5. Bij pH 4 bedraagt de correctiefactor 7,5% en bij pH 6 is de factor 92,5% van de optimumwaarde.

De correctiefactoren voor de omgevingsinvloeden worden met elkaar vermenigvuldigd. Dit resulteert in één 'overall' reductiefactor voor de processnelheden.

