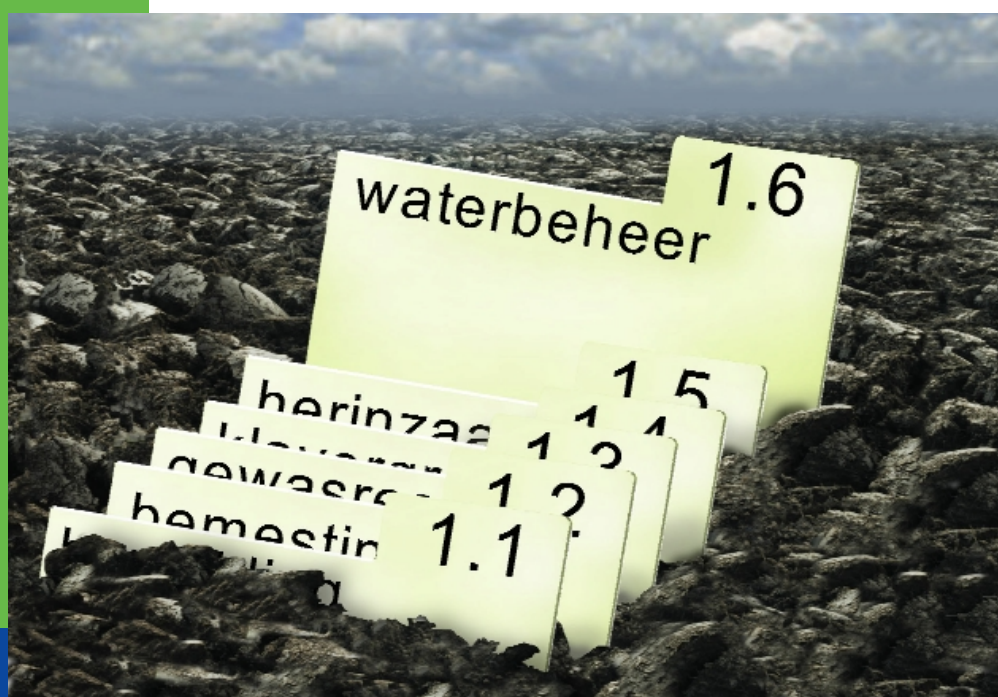




Beperking van lachgasemissie door waterbeheer

Een systeemanalyse

J.G. Kroes, F.J.E. van der Bolt, P. Groenendijk,
I.E. Hoving & M.H.A. de Haan



Alterra-rapport 114.6, ROB-waterbeheer

Beperking van lachgasemissie door waterbeheer

In de serie 'Reductie Lachgasemissie door ontwikkeling van Best Management Practices' zijn tevens verschenen:

- 114.1 Beperking van lachgasemissie uit beweide grasland: een systeemanalyse
- 114.2 Beperking van lachgasemissie uit bemeste landbouwgronden: een systeemanalyse
- 114.3 Beperking van lachgasemissie uit gewasresten: een systeemanalyse
- 114.4 Beperking van lachgasemissie door gebruik van klaver in grasland: een systeemanalyse
- 114.5 Beperking van lachgasemissie bij het scheuren van grasland: een systeemanalyse
- 114.6 Beperking van lachgasemissie door waterbeheer; een systeemanalyse

Beperking van lachgasemissie door waterbeheer

Een systeemanalyse

J.G. Kroes¹

F.J.E. van der Bolt¹

P. Groenendijk¹

I.E. Hoving²

M.H.A. de Haan²

¹ Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen

² Praktijkonderzoek Veehouderij, Lelystad

Alterra-rapport 114-6

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2000

REFERAAT

Kroes, J.G., F.J.E. van der Bolt, P. Groenendijk, I.E. Hoving en M.H.A. de Haan, 2000. *Beperking van lachgasemissie door waterbeheer; een systeemanalyse*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 114-6. 17 blz. 7 fig.; 4 tab.; 17 ref.; 9 aanh.

In het kader van het Reductieplan Overige Broeikasgassen (ROB) beschrijft dit rapport een systeemanalyse waarin de relatie tussen waterbeheer en lachgasemissie is onderzocht. Uit een analyse van de situatie in 1990 blijkt de emissie grote ruimtelijke verschillen te vertonen; de helft van de emissie blijkt afkomstig vanuit grasland op veen. Autonome ontwikkelingen, zoals klimaatverandering en anti-verdrogingsbeleid, blijken via het waterbeheer van grote invloed te zijn op de lachgasemissie. Met maatregelen op het gebied van waterbeheer kan de lachgasemissie met 0,1 - 0,5 Mton CO₂-equivalenten worden gereduceerd. Het realiseren van voorgestelde maatregelen vereist een integrale benadering, waarbij maatregelen op het terrein van het waterbeheer samengaan met maatregelen op andere terreinen (zoals bemesting, veranderend landgebruik, etc).

Trefwoorden: lachgas, emissie, waterbeheer, grondwater, berekening, klimaat, vernatting, verdroging, vochtgehalte, N₂O, CO₂, ROB, systeemanalyse

ISSN 1566-7197

Opdrachtnummer NOVEM: 374299/0060

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 40,00 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 114-6. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2000 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd 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.

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Inhoud

Samenvatting en conclusies	7
1 Inleiding	13
2 Beschrijving van het systeem	15
2.1 Relatie tussen waterhuishouding en emissie van N ₂ O	15
2.2 Grondwaterstanden in Nederland	16
2.3 Relatie tussen regionale waterhuishouding en waterhuishouding op bedrijfsniveau	16
2.4 Relatie tussen waterhuishouding en bedrijfsvoering	16
2.5 Anti-verdrogingsmaatregelen	17
3 Kwantificering van lachgasemissie	19
3.1 Literatuurstudie naar N ₂ O-emissie en waterbeheer	19
3.2 N ₂ O-emissie en waterbeheer op percelen	20
3.3 N ₂ O-emissie op graslandbedrijven	21
3.4 N ₂ O-emissie op regionale schaal	22
4 Sturende factoren	25
4.1 Chemische, fysische en biologische factoren	25
4.2 Sociaal-economische factoren	27
5 Mogelijke maatregelen om N ₂ O-emissie te beperken	29
6 Kennishiaten en vervolgonderzoek	31
7 Toekomstbeeld	33
Literatuur	35
Aanhangsels	
1 Literatuurstudie naar lachgasemissie en waterbeheer	39
2 Lachgasemissie en waterbeheer op een perceel	41
3 Lachgasemissie en waterbeheer op een bedrijf	43
4 Lachgasemissie en waterbeheer op regionale/nationale schaal	47
5 Het watergepulde poriëngehalte voor optimale gewasproductie berekend voor enkele bodem-gewascombinaties	57
6 Korte beschrijving van de modellen Swap en Animo	59
7 Het Stone instrumentarium	65
8 Speelruimte voor de boer t.a.v. grondwaterstanden op een bedrijf	67
9 Grondwatergestuurde N ₂ O-emissie	71
10 N ₂ O-emissie door beregenen	81

Samenvatting en conclusies

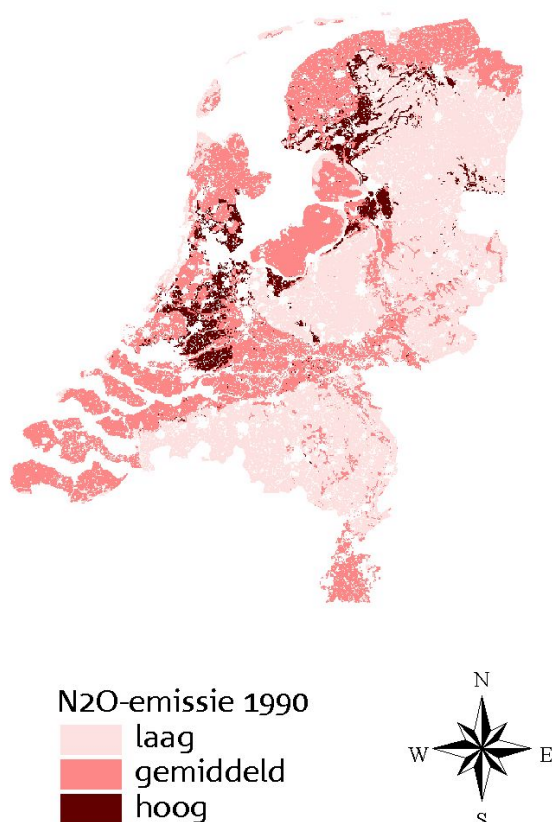
In het kader van het Reductie Plan Overige Broeikasgassen wordt beoogd een reductie van de lachgasemissie uit verschillende bronnen te realiseren door middel van het ontwikkelen en toetsen van maatregelen. In het ROB-project 1.6 (Strategieën in waterbeheer om de lachgasemissie uit de bodem te verminderen) zijn de mogelijkheden voor het verminderen van de lachgasemissie middels waterbeheer bestudeerd. Daarbij is verondersteld dat via waterbeheer een reductie van de lachgasemissie met 0,1 Mton CO₂-equivalent kan worden gerealiseerd. Door het RIVM (1999) is de N₂O-emissie voor het jaar 1990 gekwantificeerd op 22,2 Gg N₂O-jr⁻¹. De reductiedoelstelling voor waterbeheer t.a.v. de N₂O-emissie heeft betrekking op 0,2 Gg N₂O-N, oftewel ongeveer 1 % van de emissie van 22,2 Mton N₂O-jr⁻¹ uit bodem en water in Nederland.

In deze verkennende studie is de relatie tussen de waterhuishouding en de N₂O-emissie beschreven en voor zover mogelijk gekwantificeerd. De mogelijke ingrepen om de N₂O-emissie te reduceren zijn geïdentificeerd, de haalbaarheid van de reductiedoelstelling is geschat, en er is aangegeven welk onderzoek nodig is om bruikbare maatregelen te kunnen definiëren.

N₂O komt vrij bij omzettingen in de stikstofkringloop. Bij twee processen, nitrificatie en denitrificatie, wordt N₂O geproduceerd. Naast de beschikbaarheid van nitraat en gemakkelijk afbreekbare organische stof, zijn de vochttoestand en de temperatuur twee belangrijke parameters die bepalen of deze processen optreden en zo ja hoe snel deze processen verlopen. De temperatuur wordt ook beïnvloed door de vochttoestand. De vochthuishouding in de wortelzone is afhankelijk van bodemsoort, gewastype, klimaat en de regionale waterhuishouding. De vochthuishouding kan worden gestuurd via waterbeheer en grondgebruik. Waterbeheer heeft echter ook effect op de afbraaksnelheid van organische stof, op de gewasgroei en op de opname van nutriënten door de plant. Waterbeheer beïnvloedt ook de resultaten van de maatregelen geformuleerd in de andere deelprojecten en bepaalt mede de uitspoeling van nitraat, de afspoeling van fosfaat en het optreden van bedrijfseconomische schade. De effecten van waterbeheer op deze variabelen moeten in beschouwing worden genomen om doelmatige maatregelen te selecteren.

De bestaande kennis ten aanzien van de relatie tussen de vochthuishouding c.q. waterbeheer en de N₂O-emissie is summier; het effect van waterbeheer op de emissie is nauwelijks onderzocht. Op basis van de beschikbare literatuur is de N₂O-emissie gekwantificeerd voor verschillende bodemsoorten, grondgebruiksvormen en grondwaterstanden aan de hand van metingen en modelberekeningen. De gemiddelde emissie uit veengronden is groter dan de gemiddelde emissie uit kleigronden en is veel groter dan de gemiddelde emissie uit zandgronden. Deze emissies worden echter niet alleen bepaald door het bodemtype. Veengronden komen alleen voor in natte gebieden, zandgronden zijn daarentegen over het algemeen juist droog.

In het algemeen is de emissie maximaal bij vochtige gronden. Zowel voor (extreem) droge als (extreem) natte gronden mag op basis van inzichten in de processen worden verondersteld dat de emissie kleiner is. De bodem en vochttoestand beïnvloeden ook de emissies berekend voor de verschillende bodemgebruiksvormen: maïs en bouwland komen voor op drogere klei- en zandgronden, grasland komt ook voor op de nattere gronden. Op veenbodems komt hoofdzakelijk gras voor. De bijdrage vanuit de bodem aan de emissie voor heel Nederland is klein voor maïs en bouwland, is groot voor natuur en is zeer groot voor grasland. De sturende variabelen voor de lachgasemissie (als restproduct van stikstofomzettingprocessen) zijn bodemtype (bodempfysische en bodemchemische eigenschappen en organische stof voorraad), de waterhuishouding (vochtgehaltes), grondgebruik en beheer/bedrijfsvoering. Dat betekent dat de emissie grote verschillen vertoont binnen Nederland (figuur 1) en dat maatregelen in bepaalde gebieden de potentie hebben een grotere reductie in de N_2O -emissie te realiseren. De helft van de emissie in Nederland is volgens de nationale berekeningen in dit rapport afkomstig uit (grasland op) veen.



Figuur 1 Ruimtelijke verdeling van de berekende N_2O -emissie voor het jaar 1990

Voor wat betreft de waterhuishouding zijn twee typen ingrepen denkbaar: aanpassen van de grondwaterstanden of beregenen. De ingrepen kunnen via een scala van maatregelen worden gerealiseerd, waarbij de effecten sterk afhankelijk zijn van lokale

omstandigheden. Het zoeken van de optimale maatregelen m.b.t. waterbeheer op een bepaalde lokatie is maatwerk.

Grondwater

Het aanpassen van grondwaterstanden leidt niet voor alle gronden tot even grote effecten. Ook zijn de veranderingen niet constant binnen het bereik van de grondwaterstanden. Op basis van berekeningen wordt geschat dat voor zand- en kleigronden een reductie van de emissie van maximaal 12% per 10 cm grondwaterstanddaling mogelijk is (afhankelijk van het heersende grondwaterregime). Voor veengronden wordt een reductie van de emissie van maximaal 15% per 10 cm grondwaterstandverhoging geschat. Maatregelen waarmee dergelijke veranderingen in de grondwaterstand gerealiseerd kunnen worden zijn: aanpassen van de ontwatering, actieve ontwatering (gecontroleerd draineren), peilverlagen, dynamisch peilbeheer. Binnen deze groepen maatregelen zijn allerlei verfijningen mogelijk. Het effect van de maatregelen op de grondwaterstanden is sterk afhankelijk van de lokale situatie en is niet zonder meer aan te geven. Het effect van de maatregelen op de N₂O-emissie wordt bepaald door de gerealiseerde verandering in grondwaterstand. Voor veengronden met een diepe ontwatering is een grote emissie gemeten. Deze emissie vindt zijn oorsprong in de hoge mineralisatie van deze bodems. Deze mineralisatie wordt verminderd door de peilen, c.q. grondwaterstanden te verhogen. Dat betekent dat vernatten in veengronden tot een reductie van de N₂O-emissie leidt via zowel een reductie in volume (kleinere mineralisatie) als een reductie in de emissiecoëfficiënten (meer N₂ in verhouding tot N₂O) bij water aan maaiveld. Omdat vernatten in veenbodems tot landbouwkundig minder gewenste situaties leidt en omdat ook bemesting met nitraathoudende meststoffen tot N₂O-emissie leidt, kan worden overwogen een deel van het areaal landbouwgronden op veenbodems uit productie te nemen om aanvullend op en in combinatie met het aangepast peilbeheer (water tot aan maaiveld) de reductiedoelstelling te realiseren. In dit geval wordt een reductie van 2500 CO₂-equivalenten per hectare gerealiseerd. Grondwatergestuurde reductie van de N₂O-emissie kan een duidelijke bijdrage leveren aan de totale emissie-reductie. Met de, in dit rapport gevolgde methode wordt een gemiddelde jaarlijkse emissie-reductie ingeschat die ergens ligt tussen de 0,0 en 0,39 Mton CO₂-equivalenten. Het exacte niveau is afhankelijk van de haalbaarheid van een aantal de voorgestelde maatregelen, waarbij de effecten op veengronden het grootst zijn. Indien in 20% van de veengronden de grondwaterstand met 50 cm zou kunnen stijgen (plas/dras situaties creëren), wordt de nationale emissie gereduceerd met 0,15 Mton CO₂-equivalenten. Dit is een maatregel die gunstig samenvalt met huidige anti-verdrogingsmaatregelen.

Beregening

Aanvullen van het bodemvocht in de wortelzone via beregening kan twee kanten uitwerken en is afhankelijk van tijdstip, methode en nauwkeurigheid. Door beregening wordt het gewas optimaal van vocht voorzien. Dit betekent echter veelal dat ook optimale condities ontstaan voor N₂O-emissie, zeker als wordt beregend net voor of na een periode van bemesting. Het effect van beregening is afhankelijk van de verhouding waarin processen optreden en wordt beïnvloed door externe factoren (met name het weer). De gemiddelde jaarlijkse emissie als gevolg van beregenen is op

0.13 Mton CO₂-equivalenten geschat. Dat is ongeveer 0.5 % van de totale jaarlijkse N₂O-productie in Nederland. De verklaarde variantie voor de gebruikte relaties (Velthof en Oenema, 1995) is klein (0.3-0.4). Dat betekent waarschijnlijk dat extreme situaties door deze relaties niet goed worden weergegeven en dat de berekende emissies na berekening worden onderschat. De duur van de emissies na berekening is niet bekend, dit kan tot een onder- of overschatting van de totale emissie hebben geleid.

De berekende emissie door berekening is aanzienlijk, ingrepen in berekening bieden dan ook perspectief om de emissie van lachgas te reduceren. Mogelijke maatregelen zijn: i) een algeheel beregeningsverbod; ii) een tijdperiode (2 weken) tussen mestgift en berekening aanhouden, iii) regelmatig maar kleinere hoeveelheden beregenen. Met de, in dit rapport gevolgde rekenmethodiek, is ingeschat dat het effect van bovengenoemde maatregelen voor berekening varieert van 0.01 bij een geringe ingreep tot 0.13 Mton CO₂-equivalenten bij een algeheel beregeningsverbod.

Autonomen ontwikkelingen

Er zijn twee autonome ontwikkelingen worden onderscheiden:

1. De veranderingen in de waterhuishouding door de klimaatverandering.
2. Het natter worden van Nederland als gevolg van (voorgenomen) beleid.

Relaties om tijdafhankelijke emissies te kunnen kwantificeren ontbreken. De effecten van deze autonome ontwikkelingen zijn geschat voor veranderingen in de gemiddelde grondwaterstanden. Daarmee zijn, als gevolg van de genoemde autonome ontwikkelingen, afnames en toenames in de orde van resp. -0.2 tot 0.4 Mton CO₂-equivalenten per jaar berekend. De effecten van veranderingen in de waterhuishouding op de emissie van N₂O zijn groot. Omdat de vernatting nog grotendeels moet worden gerealiseerd, omdat de bodems tot andere emissies leiden en omdat regionale verschillen in de waterhuishouding bestaan, bestaat de mogelijkheid om de waterhuishouding te optimaliseren en daarbij ook de emissie van N₂O mee te laten wegen

Kennishiaten

De huidige rekenmethodieken met emissiefactoren, die door IPCC en NL worden gebruikt, zijn niet geschikt om effecten van waterbeheer te kwantificeren. De effecten van de ingrepen moeten nader worden verkend. De relaties tussen grondwaterstanden en N₂O-emissie moeten worden verbeterd. Met name de relatie tussen vochtgehalte/zuurstofvoorziening en de N₂O-productie is erg onzeker. Een meetprogramma moet worden opgezet om de hiaten in de kennis op te vullen. Daarbij moeten de stikstofbalansen worden gemeten in verschillende bodems en bij verschillende grondwaterstanden c.q. beregeningsstrategieën. Uit de meetgegevens kunnen relaties worden afgeleid waarmee de effecten van maatregelen beter kunnen worden geschat. Met behulp van operationele, en voor zover mogelijk gevalideerde, rekeninstrumenten kunnen de emissies op verschillende schaalniveaus en voor verschillende maatregelen in het waterbeheer worden gekwantificeerd.

Afwenteling

De ingrepen in de waterhuishouding moeten ook worden getoetst aan het ingezette beleid m.b.t. waterbeheer (vernatten t.b.v. natuurontwikkeling, verdrogingbestrijding, wateroverlastreductie). Waarschijnlijk is het zaak om de maatregelen te optimaliseren met behulp van (de door reeds ingezette beleidslijnen) gestelde randvoorwaarden. Daarnaast moeten de effecten op de bedrijfsvoering en de andere mogelijk maatregelen om de reductie van lachgas te reduceren niet uit het oog worden verloren.

Dit alles pleit voor een integrale benadering, waarbij maatregelen op het terrein van het waterbeheer samengaan met maatregelen op andere terreinen (zoals bemesting, veranderend landgebruik, etc).

Conclusies

- Autonome ontwikkelingen zoals klimaatverandering en ingezet anti-verdrogingsbeleid hebben, via waterbeheer, een groot effect op de emissie van N₂O. Veranderende grondwaterstanden kunnen de N₂O-emissie laten af- of toenemen met resp. -0.2 tot +0.4 Mton CO₂-equivalenten per jaar.
- Met maatregelen op het gebied van waterbeheer kan de N₂O-emissie met 0.1 – 0.5 Mton CO₂-equivalenten worden gereduceerd, waarmee de reductie-doelstelling (0.1 Mton) makkelijk kan worden gehaald.
- Door waterbeheer kan de grootste reductie in de emissie worden gerealiseerd op veengronden; permanent vernatten van 20 % van het areaal grasland op veen is voldoende om de reductie-doelstelling te realiseren
- Het realiseren van voorgestelde maatregelen vereist een integrale benadering, waarbij maatregelen op het terrein van het waterbeheer samengaan met maatregelen op andere terreinen (zoals bemesting, veranderend landgebruik, etc).

1 Inleiding

In het kader van het Reductie Plan Overige Broeikasgassen wordt beoogd een reductie van de lachgasemissie uit verschillende bronnen te realiseren door middel van het ontwikkelen en toetsen van maatregelen. In het ROB-project 1.6 (Strategieën in waterbeheer om de lachgasemissie uit de bodem te verminderen) worden de mogelijkheden voor het verminderen van de lachgasemissie middels waterbeheer bestudeerd.

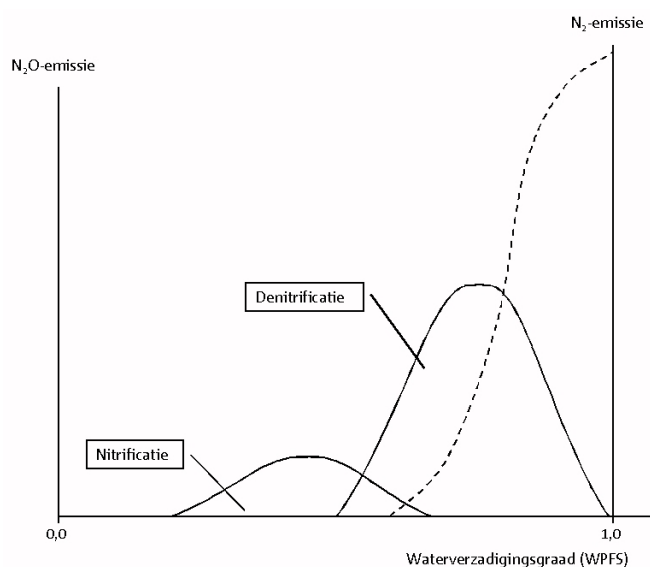
In dit rapport wordt de eerste fase van het project weergegeven: de systeemanalyse. De systeemanalyse heeft de volgende doelstellingen:

- het beschrijven van het systeem.
- het beschrijven van de sturende factoren van lachgasemissie.
- het kwantificeren van de lachgasemissie.
- het aangeven van mogelijke maatregelen, waarbij elke maatregel op de volgende aspecten wordt geëvalueerd: i) effectiviteit (potentiële reductie van N₂O-emissie), ii) kostenefficiëntie, iii) controleerbaarheid van de gestelde emissiereductie, iv) handhaafbaarheid van de maatregel, v) afwentelingsmechanismen via andere verliezen (nitraat en ammoniak), via indirecte N₂O-emissies en via andere broeikasgasemissies (TEWI-benadering), vi) draagvlak bij boeren en vii) kennishiaten. De meest perspectiefvolle maatregelen worden geselecteerd.
- het aangeven van kennishiaten. Welke kennis en vervolgonderzoek is nodig om maatregelen op efficiënte wijze in de praktijk te kunnen implementeren.

2 Beschrijving van het systeem

2.1 Relatie tussen waterhuishouding en emissie van N_2O

N_2O komt vrij bij omzettingen in de stikstofkringloop. Bij twee processen, nitrificatie en denitrificatie, wordt N_2O geproduceerd. Figuur 2 illustreert schematisch de relatie tussen deze twee processen en de N_2O - en N_2 -emissie. Bij zeer lage vochtgehaltes zorgen nitrificerende bacteriën er voor dat vrijwel alle ammonium wordt omgezet in nitraat; denitrificatie ontbreekt en de N_2O -emissie is zeer laag. Bij een toename van het vochtgehalte neemt ook de mineralisatie en de daaraan gekoppelde nitrificatie toe, met als gevolg een stijgen van de N_2O -emissie. Bij verdere toename van het vochtgehalte neemt de denitrificatie toe met een hoge verhouding N_2O/N_2 . Bij hoge vochtgehaltes wordt de gasdiffusie sterk geremd en is denitrificatie het dominerende proces met een lage verhouding N_2O/N_2 ; de emissie van N_2O neemt af en de emissie van N_2 neemt toe. Dit betekent in het algemeen dat de N_2O -emissie maximaal is bij vochtgehaltes waarbij nitrificatie en denitrificatie gelijktijdig optreden.



Figuur 2 Schematische weergave van de N_2O - en N_2 -emissie tijdens de processen nitrificatie en denitrificatie als functie van de waterverzadigingsgraad WFPS; de gestippelde lijn is de N_2 -emissie (naar: Granli and Bockmann, 1994)

De vochttoestand en de temperatuur zijn, naast de beschikbaarheid van nitraat en gemakkelijk afbreekbare organische stof, twee belangrijke parameters die bepalen of deze processen optreden en zo ja hoe snel deze processen verlopen. De temperatuur wordt bovendien ook beïnvloed door de vochttoestand. De vochttoestand is afhankelijk van bodemsoort, gewastype, klimaat en de regionale waterhuishouding. De vochttoestand kan worden gestuurd via waterbeheer en door grondbewerking. Waterbeheer heeft echter ook effect op de afbraaksnelheid van organische stof, op de gewasgroei en op de opname van nutriënten door de plant.

Waterbeheer bepaalt daardoor mede de uitspoeling van nitraat, de afspoeling van fosfaat en het optreden van bedrijfseconomische schade. De effecten van de maatregelen op deze variabelen moeten in beschouwing worden genomen om doelmatige maatregelen te selecteren.

2.2 Grondwaterstanden in Nederland

Door diverse maatregelen in het waterbeheer zal het grondwaterregime zich kunnen wijzigen. De meest gangbare karakterisering van grondwaterregimes is die waarin de dynamiek wordt vastgelegd in langjarig gemiddeld hoogste en laagste grondwaterstanden (GHG en GLG). Uit deze 2 karakteristieken wordt de grondwatertrap (Gt) berekend. Het grondwaterstandsregime is sterk afhankelijk van de heersende regionale grondwaterstroming (al dan niet voorkomen van kwel/wegzijging) en de beïnvloeding door oppervlaktewater-systemen. In Nederlandse situaties worden meestal door waterschappen (in samenhang met provinciaal beleid) de gewenste oppervlaktewater-regimes bepaald en daarmee worden indirect de grondwaterstandsregimes bepaald. Anti-verdrogingsmaatregelen worden veelal door waterschappen uitgevoerd middels ingrepen in het oppervlaktewatersysteem. Daardoor wordt indirect het grondwaterregime aangestuurd. Het grondwaterregime is vervolgens mede bepalend voor de vochtverdeling in de bodem en daarmee voor de N_2O -emissie.

2.3 Relatie tussen regionale waterhuishouding en waterhuishouding op bedrijfsniveau

De regionale waterhuishouding bepaalt de randvoorwaarden waarbinnen op bedrijfsniveau de mogelijkheden liggen om de lokale waterhuishouding aan te passen. In typische wegzijgingsgebieden (grote delen van hoog-Nederland, zoals Veluwe, Z-Limburg) is het veelal lastig om waterberging en waterconservering te realiseren. In kwelgebieden (grote delen van laag-Nederland, beekdalen, randen van stuwwallen) is eerder het omgekeerde het geval en heeft men te maken met wateroverlast. In laag-Nederland, waar polders en boezemsystemen de waterafvoer regelen zijn relatief goede sturingsmogelijkheden om oppervlaktewaterpeilen en daarmee grondwaterstanden te regelen. In hoog-Nederland probeert men thans de berging in de bodem te verhogen door wateraanvoer en drainage (reductie afvoer, mits aangepaste criteria).

2.4 Relatie tussen waterhuishouding en bedrijfsvoering

Uit berekeningen op bedrijfsniveau (aanhangsel 3) blijkt dat een relatief geringe wijziging in grondwaterregime (ongeveer 1 grondwatertrap opschuiven) zorgt voor compenserende maatregelen die boeren zelf nemen ten einde aan wetgeving (Minas e.d.) te voldoen. Voor het vaststellen van de emissie-reductie op bedrijfsniveau dient het (directe en indirecte) effect van waterbeheer expliciet te worden meegenomen.

De uiteindelijke reductie van de N₂O-emissie zal dan meestal hoger uitvallen. Indien er bovendien meer variatie in grondwaterstanden binnen een boerenbedrijf is, is er in principe ook meer speelruimte voor de boer om daar met zijn bedrijfsvoering op in te spelen. Een ondernemer kan gebaat zijn bij enige diversiteit in grondwatertrappen binnen zijn bedrijf om in te kunnen spelen op wisselende meteorologische omstandigheden. De schade op bedrijfsniveau kan heel anders uitpakken als met deze diversiteit rekening wordt gehouden (projectgroep OMV, 2000). In tijden van droogte kan een perceel met GtIII hem goed van pas komen, terwijl in perioden met wateroverlast hij gebaat is bij een perceel met Gt VII. Weinig diversiteit geeft weinig speelruimte.

Om een indruk te verkrijgen van de variatie van grondwaterstanden binnen een bedrijf is een analyse gemaakt van 2 gebieden in Nederland (aanhangel 8). In beide gebieden hebben de meeste ondernemers een variatie in grondwatertrappen binnen hun bedrijf.

Het is daarmee duidelijk dat er relatief grote gebieden in Nederland zijn waar boerenbedrijven 'speelruimte' hebben om van de diversiteit binnen een bedrijf gebruikt te maken. Deze ruimte zal vooralsnog vooral benut worden om een economisch optimum te halen. De speelruimte biedt echter tevens mogelijkheden om tot optimalisatie van mestbenutting te komen en daarmee direct via bemestingsreductie en indirect via uitspoelingsreductie bij te dragen aan de reductie in N₂O-emissie.

2.5 Anti-verdrogingsmaatregelen

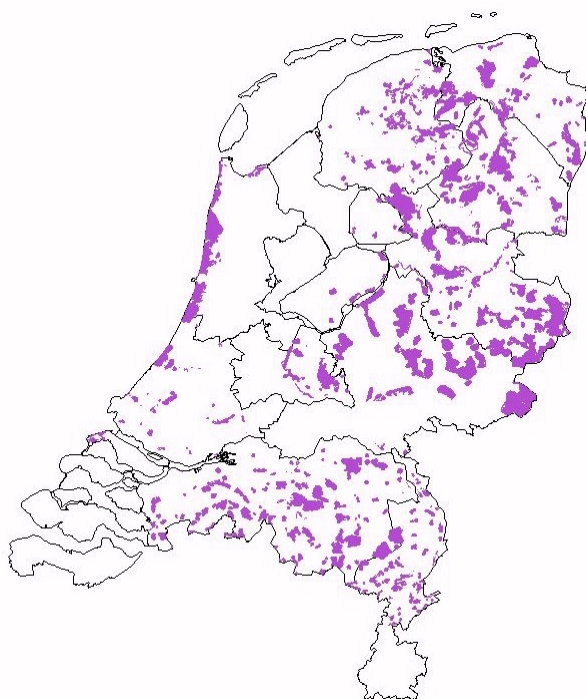
Het onderwerp water is sterk gerelateerd aan andere beleidsthema's, o.a. aan natuur. De onderlinge relatie met natuur komt het meest duidelijk tot uiting bij het thema verdroging. Verdroging is een verbindend thema in het milieubeleid. Diverse anti-verdrogingsmaatregelen spelen daarbij een rol: actief peilbeheer, bufferzones rondom natuurgebieden, meer mogelijkheden voor tijdelijke waterberging en waterconservering, ontwatering baseren op alle belanghebbenden

Een gebied wordt als verdroogd aangemerkt als aan dat gebied een natuurfunctie is toegekend en de grondwaterstand onvoldoende hoog is, dan wel de kwel onvoldoende sterk is om bescherming van de karakteristieke grondwaterafhankelijke ecologische waarden in dat gebied te garanderen. Een gebied met natuurfunctie wordt ook als verdroogd aangemerkt als ter compensatie van een te lage grondwaterstand water van onvoldoende kwaliteit moet worden aangevoerd.

In Nederland is ongeveer 600.000 ha gebied als verdroogd aangemerkt (IPO, 1999). Ongeveer driekwart ligt in de ecologische hoofdstructuur. Ongeveer 60% van de verdroging wordt veroorzaakt door de landbouw. In de landbouw zijn de ontwatering en de waterafvoer toegenomen door(verbeterde) drainage van landbouwgrond, door verlaging van grondwaterpeilen ten behoeve van de bedrijfsvoering en door kanalisatie van beken en rivieren.

Het landelijk beleid mbt verdroging is verwoord in de 4de Nota Waterhuishouding en het NMP3. De landelijke doelstellingen zijn richtinggevend voor het anti-verdrogingsbeleid in de provincies en de regio's. Een belangrijke doelstelling is het terugdringen van het areaal verdroogd gebied met 25% in 2000 en met 40% in 2010 ten opzichte van de situatie in 1994.

De verdrogingsbestrijding wordt gecoördineerd door de provincies. Een effectieve bestrijding is alleen mogelijk als er wordt gekozen voor een integrale aanpak in samenhang met andere thema's. De uitvoering van anti-verdrogingsmaatregelen vindt dan ook veelal plaats in het kader van het (integrale) gebiedsgerichte beleid of in het kader van de landinrichting. In ruim 25% van de gebieden in Nederland is de verdrogingsbestrijding in voorbereiding of in uitvoering, op 17% van het verdroogde areaal is de bestrijding deels of volledig uitgevoerd (figuur 3). De verdrogingsbestrijding zal een belangrijke impact hebben op de waterhuishouding in grote delen van Nederland.



Figuur 3 Ruimtelijke verdeling van gebieden met anti-verdrogingsmaatregelen (naar: IPO 1999)

3 Kwantificering van lachgasemissie

Om N₂O-emissies op globale schaal te kunnen inschatten heeft de IPCC een berekeningsmethode ontwikkeld met emissiefactoren. Door het RIVM (1999) is de N₂O-emissie voor het jaar 1990 gekwantificeerd op 22,2 Gg N.jr⁻¹. Deze kwantificering is gebaseerd op een door Kroeze (1994) geïntroduceerde methode om de Nederlandse N₂O-emissie te kwantificeren. Deze methode verschilt van de IPCC-methode vooral doordat zij meer bronnen onderscheidt. Daarbij zijn twee, voor waterbeheer relevante bronnen, onderscheiden: i) stikstofuitspoeling vanuit de bodem en ii) stikstofuitspoeling naar het oppervlaktewater. Uit deze verfijnde methode volgt dat de landbouw de belangrijkste bron (45%) van N₂O-emissie vormt. Daarvan komt het grootste deel vanuit de bodem (86%) en de rest vanuit oppervlaktewateren (11%) en stallen (3%). Ingrepen in de waterhuishouding hebben een belangrijk effect op de lachgas-emissie, zoals die bij de verfijnde methode is gedefinieerd voor de stikstofuitspoeling vanuit de bodem en voor stikstofuitspoeling naar het oppervlaktewater, maar ook op de rechtstreekse emissie vanuit de bodem. De reductiedoelstelling voor waterbeheer t.a.v. de N₂O-emissie heeft betrekking op 0.32 Gg N₂O of 0.2 Gg N₂O-N (bij een conversiefactor CO₂-equivalent naar N₂O-equivalent van 310) oftewel ongeveer 1 % van de emissie van 22,2 Gg N.jr⁻¹ uit bodem en water in Nederland.

3.1 Literatuurstudie naar N₂O-emissie en waterbeheer

De belangrijkste conclusies uit de literatuurstudie (aanhangel 1) zijn:

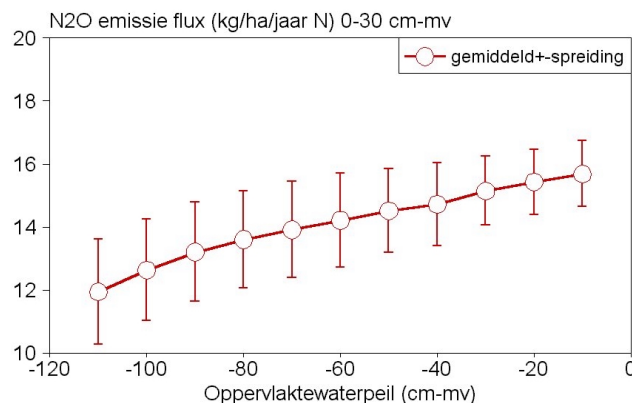
- Er zijn weinig studies waarin het effect van waterbeheer op de N₂O-emissie is gekwantificeerd (dit geldt zowel voor incubatie- als veldexperimenten).
- In natuurlijke, slecht gedraineerde, ecosystemen kunnen relatief hoge N₂O-emissies voorkomen.
- Waterverzadigingsgraad (WPFS) is een veelgebruikte maat bij vergelijkingen van vochttoestanden in bodems met verschillende textuur.
- De vochthuishouding in het topsysteem van de bodem is een belangrijke sturende omgevingsvariabele voor nitrificatie en denitrificatie; de optimale waterverzadigingsgraad (WFPS) voor nitrificatie en denitrificatie ligt rond de 60-65%.
- N₂O-emissie neemt toe met vochtgehalte, maar daalt bij volledige verzadiging.
- De N₂O/N₂ verhouding kan sterk dalen als tijdens het denitrificatie-proces het vochtgehalte toeneemt.

3.2 N₂O-emissie en waterbeheer op percelen

Het verband tussen ingrepen in de waterhuishouding (aanpassing oppervlaktewaterpeil) en N₂O-emissie is geanalyseerd met gegevens van een graslandperceel van een melkveebedrijf in Gelderland (aanhangsel 2).

Daarbij is de N₂O-emissie gekwantificeerd bij varianten in het oppervlaktewaterpeil. Uit de berekeningen met een model waarin de vochttoestand van de bodem als sturende factor voor de denitrificatie is beschreven, blijkt (figuur 4) dat:

- De weersomstandigheden van 1990-1999 zorgen voor een spreiding in de resultaten die varieert van 7 tot 14 %. De spreiding neemt af naarmate het peil toeneemt.
- Gemiddelde effect is per 10 cm peilaanpassing een 3% toename van de N₂O emissie; per 10 cm grondwaterstandsverandering betekent dit een 6% toename N₂O emissie (peilaanpassing vertaalt zich in een geringer effect op de grondwaterstandsverandering en dus in een groter effect op de N₂O-emissie).
- De effecten (toename van ca 6%) zijn het grootst bij de diepere peilen, waarbij ook de gewasopbrengsten optimaal zijn. Naarmate het peil toeneemt, neemt de toename in de N₂O-emissie af (tot ca 1,5% bij ondiepe peilen).



Figuur 4 Berekende N₂O-emissie (kg/ha/jr N) onder een zandgrond bij verschillende peilvarianten: gemiddelde plus spreiding als gevolg van weerseffecten

De resultaten zijn indicatief en gelden voor een bodem met relatief weinig organische stof (zandgrond). Het effect van aeratie-omstandigheden was in dit model slechts heel globaal meegenomen. En helaas ontbreekt vooralsnog toetsingsmateriaal.

In het algemeen zal op zandgronden de N₂O-emissie toenemen naarmate de bodem natter wordt. Velthof (1997) heeft aangetoond, middels metingen, dat op veengronden het omgekeerde het geval kan zijn: de N₂O-emissie neemt af als het natter wordt, zeker als de bodem volledig met water verzadigd raakt.

3.3 N₂O-emissie op graslandbedrijven

Het verband tussen ingrepen in de waterhuishouding (aanpassing grondwaterregime) en N₂O-emissie op bedrijfsniveau is geanalyseerd met gegevens van 3 standaard-graslandbedrijven waarvan de toekomstige ontwikkeling is ingeschat. Daarvoor is door het PR (Haan et al, 2000) de bedrijfseconomische situatie in kaart gebracht en zijn kengetallen bepaald, zoals het N- en P-overschot. Vervolgens zijn emissiefactoren (Velthof, 1997) gehanteerd om de N₂O-emissie als gevolg van wijziging in de stikstofaanvoer (bemesting, beweiding) in te schatten (aanhangsel 3). De veranderingen in grondwatertrap geven relatief geringe veranderingen in de N₂O-emissies op bedrijfsniveau te zien; dit wordt veroorzaakt doordat interne maatregelen binnen het bedrijf compenserend werken. De additionele effecten van de grondwaterstandveranderingen kunnen echter groter zijn.

In aanhangsel 9 is een inschatting gemaakt van de effecten van wijzigingen in grondwaterstanden voor de 3 verschillende bodemsoorten van de standaard-bedrijven, waarbij de indirecte en directe emissie-routes als functie van de grondwaterverandering zijn geschat. Deze relaties zijn vervolgens gebruikt om de N₂O-emissie als functie van de grondwaterverandering voor de 3 bedrijven te kwantificeren (tabel 1). In alle gevallen blijkt het effect van de grondwaterstandverandering groter dan het effect van de wijziging in N-aanvoer.

Tabel 1. N₂O-emissie-reductie (kg/ha N) als gevolg van verandering in bemesting en grondwaterstand

Bodem soort	Kenmerk	Bedrijfsresultaat			
Klei	Gt	Gt IV (referentie)	Gt VI	Gt II*	
	grondwaterstand_gemiddeld (m-mv)	0.85	1.1	0.55	
	verandering in grondwaterst t.o. referentie (m-mv)	0	-0.25	0.3	
	N ₂ O-emissie door verandering Gt (kg/ha N)	9.25	7.10	18.69	
	N ₂ O emissie-reductie (kg/ha N)		+2.14	-9.7	
Veen	Gt	Gt II (referentie)	Gt II*	Gt III	
	grondwaterstand_gemiddeld (m-mv)	0.45	0.55	0.75	
	verandering in grondwaterst t.o. referentie (m-mv)	0	-0.1	-0.3	
	N ₂ O-emissie door verandering Gt (kg/ha N)	20.15	23.52	26.84	
	N ₂ O emissie-reductie (kg/ha N)		-3.37	-6.69	
Zand	Gt	Gt VI (referentie)	Gt IV	Gt VII	
	grondwaterstand_gemiddeld (m-mv)	1.1	85	160	
	verandering in grondwaterst t.o. referentie (m-mv)	0	0.25	-0.75	
	N ₂ O-emissie door verandering Gt (kg/ha N)	5.98	7.56	4.85	
	N ₂ O emissie-reductie (kg/ha N)		-1.58	+1.13	

Uit deze analyse volgt dat de N₂O-emissie op klei en zand toeneemt als de grondwaterstand stijgt. Bij veen neemt de N₂O-emissie toe als de grondwaterstand daalt.

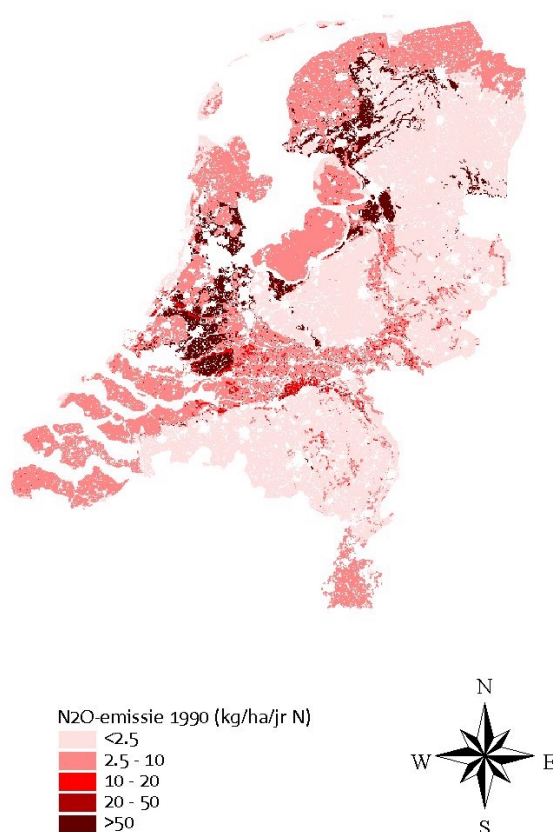
Daarnaast kan reductie in N₂O-emissie plaatsvinden door met de bedrijfsvoering rekening te houden met de lokale waterhuishouding. Uit een analyse voor 2 gebieden

in Nederland (aanhangsel 8) blijkt dat de meeste ondernemers een variatie in grondwatertrappen binnen hun bedrijf. Zij hebben dus mogelijkheden om in te spelen op de weersomstandigheden. In natte perioden kan men het vee op drogere percelen of drogere delen van een perceel laten weiden om verliezen (o.m. uitspoeling) te voorkomen.

3.4 N₂O-emissie op regionale schaal

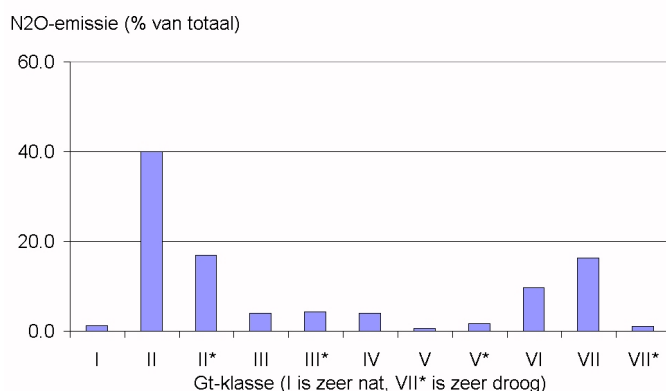
Om zicht te krijgen op de ruimtelijke verdeling van de N₂O-emissie op nationale schaal zijn landsdekkende berekeningen uitgevoerd voor een periode van 1986 t/m 2000. (zie aanhangsel 4). Deze berekeningen hadden vooral tot doel om inzicht te geven in de spreiding over grondgebruik, bodemtype en grondwaterregime. Uit deze berekeningen is de emissie voor het jaar 1990 nader geanalyseerd. Daaruit blijkt voor 1990 een N₂O-emissie van 20.6 Gg jr⁻¹ N. Dit is redelijk in overeenstemming met RIVM (1999) en Erisman et al (2000) die een nationale emissie berekenen van resp. 22,6 en 21 Gg jr⁻¹ N₂O-N.

Voor 1990 werd met de berekeningen een ruimtelijk beeld verkregen (figuur 5).



Figuur 5 Ruimtelijke verdeling van de, met Stone/Velthof, berekende N₂O-emissie (kg/ha/jr N) voor het jaar 1990

Uit deze berekeningen blijkt dat de emissie grote verschillen vertoont binnen Nederland (figuur 5). De gemiddelde emissie uit veengronden is groter dan de gemiddelde emissie uit kleigronden en is bovendien veel groter dan de gemiddelde emissie uit zandgronden. Volgens de berekeningen (aanhangel 4) is de verdeling van N₂O-emissie over de grondsoorten veen, zand en klei, respectievelijk 66, 4 en 30% (de relatief lage emissie vanuit zandgronden duidt waarschijnlijk op een onderschatting van de emissie voor zand en een overschatting van de emissie voor klei en veen). Deze emissies zijn echter niet alleen bepaald door de grondsoort. Veengronden komen alleen voor in natte gebieden, zandgronden zijn daarentegen over het algemeen juist droog. In het algemeen is de emissie maximaal bij vochtige gronden. Ruim 60% van de emissie is afkomstig uit de natte gronden (figuur 6, Gt's I t/m III). Zowel voor droge als (extreem) natte gronden is de emissie kleiner.

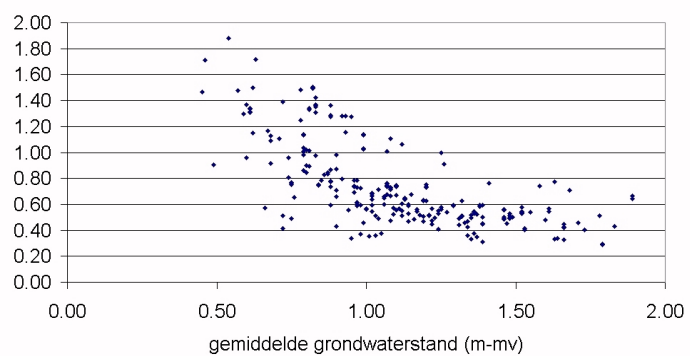


Figuur 6 De verdeling van de N₂O-emissie (als % van de totale landelijke emissie) over grondwaterregimes, berekend voor het jaar 1990

De bijdrage aan de emissie vanuit de bodem voor heel Nederland is klein voor maïs en bouwland, is groot voor natuur en is zeer groot voor grasland. De bodem en vochttoestand beïnvloeden ook de emissies berekend voor de verschillende bodemgebruiksvormen: maïs en bouwland komen voor op drogere klei- en zandgronden, grasland komt voor op de nattere gronden. Op veenbodems komt hoofdzakelijk gras voor.

Met deze landelijke dataset is tevens gezocht naar verbanden tussen veranderingen in grondwaterstanden en veranderingen in N₂O-emissie. Op basis van de berekeningen in combinatie met bestaande empirische gegevens wordt ingeschat (figuur 7) dat op zandgronden een maximale reductie van 6% per 10 cm grondwaterstandverandering mogelijk is (afhankelijk van het heersende grondwaterregime).

N₂O-emissie (kg/ha/jr N) bij gras op zand



Figuur 7 Berekende relatie tussen de N₂O-emissie en de grondwaterstand voor zandgronden.

4 Sturende factoren

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste factoren waarmee waterbeheer de N₂O-emissie kan sturen.

4.1 Chemische, fysische en biologische factoren

De chemische, fysische en biologische factoren, die de N₂O-emissie sturen, zijn in tabel 3 samengevat. Een van de sturende factoren is het vochtgehalte, welke in sterke mate de andere factoren beïnvloed. Het vochtgehalte kan worden gestuurd door grondwater en doorberegening. Door de bodem op het juiste tijdstip van vocht te voorzien kan de productie worden geoptimaliseerd en kunnen nutriëntenverliezen worden geminimaliseerd. In de meeste gronden en bij de meeste gewassen zal dit betekenen dat ook optimale omstandigheden voor N₂O-emissie ontstaan. Het tijdstip en type beregening (druppelbevloeiing of oppervlakkige beregening; uit grond- e/o oppervlaktewater) verdient speciale aandacht en kansen om de N₂O-emissie te minimaliseren. Een benadering waarbij de diverse verliesposten integraal worden meegenomen is hierbij noodzakelijk.

Daarnaast kan via waterbeheer sturing worden gegeven aan:

- bewerkbaarheid en berijdbaarheid van de grond. Onder ongunstige omstandigheden is de ondernemer soms genoodzaakt mest uit te rijden op een tijdstip dat ongunstig is voor milieu-emissies.
- gewasproductie en benutting door het gewas van de minerale stikstof in de bodem. Een optimaal vochtregime draagt bij aan een efficiënte benutting van stikstofvoorraden in de bodem.
- effecten op de bodemtemperatuur en daarmee indirect invloed op de organische stofhuishouding en de stikstofkringloop in de bodem.

Tabel 2. Sturende factoren waarmee waterbeheer de N₂O-emissie kan beïnvloeden

Factor		Effect op N ₂ O-emissie ¹
Klimaat	temperatuur	Als het vochtgehalte toeneemt neemt de warmtecapaciteit toe, waardoor in het algemeen de bodem langzamer opwarmt. Hierdoor wordt de N ₂ O-emissie geremd
	neerslag	Beregening en neerslag hebben in principe hetzelfde effect: de N ₂ O-emissie neemt toe met de mate van neerslag of beregening.
Bodem	vochtgehalte/ zuurstofgehalte	door grondwaterstandverandering of door beregening, wijzigen het vochtgehalte en het zuurstofgehalte; in het algemeen stijgt de N ₂ O-emissie bij toenemend vochtgehalte en afnemend zuurstofgehalte. optimale N ₂ O-emissies bij vochtgehaltes van ca 60% Een goede drainage leidt tot minder natte bodems in de herfst en tot minder N ₂ O. Verhoging van het grondwater peil en irrigatie leiden tot meer N ₂ O.
	organische stof	Zeer natte omstandigheden in bodems met veel organische stof (veen) belemmeren omzettingsprocessen (nitrificatie/denitrificatie) waardoor de N ₂ O-emissie wordt beperkt
	minerale stikstof	Een optimaal vochtregime draagt bij aan een efficiënte benutting van stikstofvoorraden in de bodem. Evenzo zal vermindering van drainage meestal resulteren in een vermindering van de indirecte emissie-route. In beide gevallen zal de N ₂ O-emissie dalen
	structuur/ compactie	Door grondwaterstandverandering of door beregening kunnen vochtgehalte en zuurstofgehalte wijzigen en daardoor de microbiële activiteit. Bij een dichte structuur leidt dit tot een verhoogde denitrificatie-activiteit; anderzijds leidt een dichte structuur tot een lagere N ₂ O/N ₂ -verhouding tijdens denitrificatie.
	grondsoort	Verhoging van grondwaterstanden bij veengronden zal de N ₂ O-emissie doen afnemen; bij klei- en zandgronden zal de N ₂ O-emissie toenemen.
Gewassen	stikstofopname	Optimale vochtomstandigheden voor gewasgroei vallen op zandgronden samen met optimale omstandigheden voor N ₂ O-emissie. Voor andere gronden zijn nattere omstandigheden voor optimale groei mogelijk waarbij de N ₂ O-emissie kan dalen.
	stikstofefficiëntie	Door een combinatie van optimale vocht- en nutriëntenhuishouding minimaliseert de uitspoeling en vermindert de indirecte N ₂ O-emissie
Bemesting	mestgift	De grootte van de mestgift is afhankelijk van gewas, grondsoort en verliezen die kunnen optreden (Minas). Op natte gronden kunnen grotere verliezen optreden dan op drogere gronden. De bemesting via beweiding is afhankelijk van de draagkracht, welke weer een functie is van de vochttoestand. Als het te nat is zal de boer zijn koeien op stal houden of drogere percelen opzoeken.
	tijdstip	Het tijdstip van mestuitrijden is afhankelijk van de draagkracht van de grond, welke bepaald wordt door de vochttoestand. Door in het waterbeheer rekening te houden met tijdstippen van bemesting, kan de N ₂ O-emissie dalen. Dit kan door een tijdelijke verlaging van de grondwaterstand, waardoor de relatief droge omstandigheden zorgen voor lage N ₂ O-emissies. Beregenen direct na bemesting leidt tot hoge N ₂ O-emissies; door beregening en bemesting op elkaar af te stemmen kan de N ₂ O-emissie dalen.
	techniek	Door binnen de bedrijfsvoering rekening te houden met de variatie in hydrologische omstandigheden (beweiding optimaal verdelen over droge en natte percelen) kan de N ₂ O-emissie dalen.

¹ N₂O wordt gevormd tijdens nitrificatie en denitrificatie en er zijn een groot aantal factoren (en interacties) die een rol spelen bij de grootte van de N₂O-emissie. Dit bemoeilijkt het inschatten van de effecten van de afzonderlijke factoren op de N₂O-emissie. De effecten die in de tabel worden beschreven, zijn de effecten die in het algemeen verwacht worden.

4.2 Sociaal-economische factoren

De sociaal-economische factoren, waarmee via waterbeheer de N₂O-emissie kan worden gestuurd, zijn in tabel 4 samengevat. Nationale plannen en nota's creëren de randvoorwaarden waarbinnen provincies en waterschappen concrete maatregelen uitwerken. Met name rondom grondwaterbeheer krijgen waterschappen een steeds belangrijkere rol, zowel voor kwantiteits- als kwaliteitsvraagstukken.

Daarbij krijgt de landbouw in toenemende mate te maken met andere vormen van landgebruik. Waterbeheersmaatregelen in samenhang met veranderend landgebruik biedt goede sturingsmogelijkheden (water als ordenend principe, ruimte voor water, etc.) voor reductie van N₂O-emissie.

Tabel 3 Belangrijke wettelijke, economische en maatschappelijke sturende factoren in Nederland die een effect kunnen hebben op de N₂O-emissie vanuit landbouwgronden.

Factor	Omschrijving en effect
Wetgeving	
Nota Waterhuishouding	Het beleid van de vierde Nota waterhuishouding beslaat de periode 1998-2006 met hier en daar een doorkijk naar latere jaren. Integraal waterbeheer, verdrogingsbestrijding en aanpak van diffuse verontreinigingsbronnen zijn beleidsterreinen met grote raakvlakken met N ₂ O-emissie. Voorts staat deze nota centraal bij internationale afstemming van de waterproblematiek.
Nationaal Milieubeleidsplan	Internationalisering van milieubeleid zal via het NMP worden vertaald naar nationale plannen, waarvan N ₂ O-emissie een onderdeel vormt
Provinciaal Waterhuishoudingsplan	Deze plannen vormen het beleidskader waarbinnen op provinciaal niveau de randvoorwaarden voor een aantal maatregelen worden vastgesteld. In dit verband is van belang: vernatten t.b.v. natuurontwikkeling, verdrogingsbestrijding, wateroverlastreductie. Gewenste grond- en oppervlaktewaterregimes (GGOR) zullen randvoorwaarden gaan bepalen, waarbinnen reducties van N ₂ O-emissie kan plaatsvinden
Beheersplan waterschappen	waterschappen worden/zijn grondwaterbeheerders en zullen bij hun beheersplannen in toenemende mate met (water)kwaliteitsvraagstukken rekening houden. Reductie van N ₂ O-emissie dient daar een integraal onderdeel van te worden.
Nota's ruimtelijke ordening en streekplannen	Water als ordenend principe wordt belangrijker, mede omdat niet alles met technische oplossingen kan worden opgelost.
Economisch	
wereldmarkt/EU-subsidies	Als gevolg van de liberalisering van de wereldhandel zal landbouwgrond vrijkomen voor andere doeleinden en ontstaat de mogelijkheid tot het verwerven van externe inkomsten ('bijverdienen'). Indirect biedt dit sturingsmogelijkheden voor beïnvloeding van de N ₂ O-emissie
kosten	Water zal in toenemende mate als productie-factor worden gezien, waarvoor een prijs zal gaan gelden. De kosten zullen leiden tot een optimalere benutting en daardoor een lager N ₂ O-emissie.
Maatschappelijk	
multifunctionele landbouw/natuurbeheer	De landbouw zal steeds meer rekening moeten houden met ander gebruik van het landelijk gebied (natuur, recreatie). Wijziging van grondgebruik in combinatie met waterbeheermaatregelen kan leiden tot aanzienlijke reducties van de N ₂ O-emissie.
externe ontwikkelingen	vanuit stad en politiek zal meer gevraagd worden voor het landelijk gebied, waardoor meer eisen aan kwaliteit van de leefomgeving zullen worden gesteld

5 Mogelijke maatregelen om N₂O-emissie te beperken

De maatregelen om via waterbeheer de N₂O-emissie te reduceren bestaan uit 2 vormen van ingrepen in het systeem:

- grondwaterstand veranderen;
- vochtverdeling aanpassen door beregening.

Van de maatregel grondwaterstand veranderen is in aanhangsel 9 een beschrijving gegeven van achtergrond en toepassing. Een beschrijving van de effecten van beregening op de N₂O emissie is beschreven in aanhangsel 10.

Van elke maatregel wordt in tabel 4 de volgende onderwerpen behandeld:

- globale kwantificering van de effectiviteit (potentiële vermindering van de N₂O-emissie in Mton CO₂-equivalenten);
- kwalitatieve indicatieve kostenefficiëntie (lage kosten betekent groot effect en een hoge efficiency; hierbij is geen rekening gehouden met de kosten van afwenteling);
- controleerbaarheid (zijn er indicatoren waarop een controleur kan letten)
- handhaafbaarheid van de maatregel (zijn er mogelijkheden om overtreders aan te pakken, bijv. wetgeving);
- afwentelingsmechanismen (in de tijd, naar andere systemen, via andere verlizen en ander broeikasgassen: (TEWI);
- draagvlak bij boeren;
- kennishiaten.

Op basis van de mogelijkheden in tabel 4 wordt ingeschat dat met maatregelen op het gebied van waterbeheer de N₂O-emissie met 0.1 – 0.5 Mton CO₂-equivalenten gereduceerd moet kunnen worden.

Tabel 4. Maatregelen om de N₂O-emissie door waterbeheer te beperken.

Maatregel	globale schatting effectiviteit, Mton CO ₂ -equivalenten	kosten-efficiëntie	Controleerbaarheid	handhaafbaarheid	afwenteling	draagvlak bij boeren ¹	kennis-hiaten
grondwaterstand verhogen op veen	0,0 – 0,4	hoog	goed	goed	groot (CO ₂ , NH ₄)	gering	groot
grondwaterstand verlagen op natte zandgronden	0,0 – 0,3	hoog	goed	goed	gering	groot	groot
grondwaterstand verlagen op natte klei	0,0 – 0,2	hoog	goed	goed	gering	groot	groot
plas/dras maken van 20% veengronden	0,15	hoog	goed	goed	groot	klein	groot
algeheel beregeningsverbod	0,13	hoog	goed	goed	geen	klein	groot
berekening en bemesting afstemmen (2 weken ertussen)	0,01 – 0,1	hoog	moeilijk	moeilijk	geen	bespreekbaar	groot
berekening verlagen (intensiteit en hoeveelheid)	0,01 – 0,1	hoog	moeilijk	moeilijk	gunstig	bespreekbaar	groot
grondwatergestuurde bemesting	onbekend	hoog	moeilijk	moeilijk	redelijk	groot	groot
gecontroleerde drainage	onbekend	matig-hoog	goed	moeilijk	redelijk	gering	groot

De maatregelen moeten worden getoetst aan het ingezette beleid m.b.t. waterbeheer (vernatten t.b.v. natuurontwikkeling, verdrogingsbestrijding, wateroverlastreductie, ...). Waarschijnlijk is het zaak om de maatregelen te optimaliseren met behulp van de, door reeds ingezette beleidslijnen, gestelde randvoorwaarden. Daarnaast moeten de effecten op de bedrijfsvoering niet uit het oog worden verloren. Dit levert extra randvoorwaarden.

Randvoorwaarden die de realisatie van mogelijke maatregelen kunnen beperken zijn:

- nitraatuitspoeling;
- fosfaatuitspoeling;
- vernatten tbv natuurontwikkeling;
- verdrogingsbestrijding;
- CO₂-productie;
- methaan-productie;
- droogteschade;
- natschade.

Bovenstaande pleit voor een integrale benadering, waarbij maatregelen op het terrein van het waterbeheer samengaan met maatregelen op andere terreinen (zoals bemesting, veranderend landgebruik, etc).

6 Kennishiaten en vervolgonderzoek

Er zijn in de literatuur nauwelijks relaties of emissiefactoren te vinden die de emissie van lachgas relateren aan het vochtgehalte in de wortelzone. Het is gewenst om daar metingen naar uit te voeren. Met behulp van, operationele rekeninstrumenten kunnen de emissies op verschillende schaalniveaus en voor verschillende maatregelen in het waterbeheer worden gekwantificeerd. . De voorlopige berekeningen laten zien dat de vochthuishouding van de wortelzone de emissie van lachgas in sterke mate stuurt. De vochthuishouding in de wortelzone wordt bepaald door de bodem, het gewas, de neerslag en straling (klimaat) en de waterhuishouding. Het vochtgehalte in de bodem kan worden gestuurd via waterbeheer en beregening. Maatregelen in het waterbeheer en beregening hebben aanzienlijke effecten op de emissie van lachgas.

Deze maatregelen moeten worden getoetst aan het ingezette beleid m.b.t. waterbeheer (vernatten t.b.v. natuurontwikkeling, verdrogingbestrijding, wateroverlastreductie, ...). Waarschijnlijk is het zaak om de maatregelen te optimaliseren met behulp van de, door reeds ingezette beleidslijnen, gestelde randvoorwaarden. Daarnaast moeten de effecten op de bedrijfsvoering niet uit het oog worden verloren. Dit levert extra randvoorwaarden.

Het is mogelijk dat in gang gezet beleid tot een toename van de N₂O-emissie leidt. Dat betekent, dat een extra inspanning moet worden geleverd om aan de doelstelling van ROB te voldoen. De verschillen in bodem en waterhuishouding in Nederland bieden hiervoor mogelijkheden. . Door aan te sluiten bij bestaande emissie-proeven of door emissies te meten bij bestaande beregenings- en/of vernattingsproeven kunnen de effecten van de maatregelen beter worden voorspeld en kunnen de maatregelen efficiënter (en regionaal gedifferentieerd) worden ingezet.

7 Toekomstbeeld

Te verwachten autonome ontwikkelingen in de waterhuishouding

- Er treedt een klimaatverandering op waardoor de neerslagverdeling en de neerslagintensiteit veranderen.
- In Nederland is beleid gemaakt om de verdroging tegen te gaan. De uitvoering van dit beleid moet nog grotendeels gebeuren.
- Tbv de realisatie van de ecologische hoofdstructuur wordt landbouwgrond uit productie genomen en omgezet in (vaak natte) natuur. De waterhuishouding wordt hierop aangepast.
- Het project waternood is ingezet om de ontwatering zodanig aan te passen dat in de zomer minder water wordt afgevoerd en dat de piekafvoeren nog steeds in voldoende mate kunnen worden afgevoerd.
- De Cie Waterbeheer 21e eeuw adviseert een nog ingrijpender wijziging in het waterbeheer waarbij de vernatting nog verder gaat en overstromingen moeten worden geaccepteerd. Zo wordt er ruimte voor waterberging bij piekafvoeren ('gestuurde overstromingen, inundaties) gezocht.

Er kunnen twee autonome ontwikkelingen worden onderscheiden:

3. De veranderingen in de waterhuishouding door de klimaatverandering.
4. Het natter worden van Nederland als gevolg van (voorgenomen) beleid.

Om de orde van grootte van de effecten van deze ontwikkelingen op de emissie van lachgas te schatten is gerekend voor kleine veranderingen in de grondwaterstand voor een groot oppervlak (effecten klimaatverandering) en voor grote veranderingen in de grondwaterstanden op een kleiner oppervlak (verdrogingsbestrijding).

Klimaatverandering.

Door klimaatverandering kan de grondwaterstand stijgen; waarschijnlijk is de stijging het grootst in de winter (NHV, 1998, KleinTank p.150-154). De effecten op zomergrondwaterstand zijn nog onzeker; mogelijk zal de verdamping toenemen en daardoor de grondwaterstand dalen. Enkele trends in het waterbeheer (Commissie Waterbeheer 21^e eeuw, 2000) illustreren de impact van de mogelijke klimaatverandering: drainage aanpassen, peilverlagingen, meer peilvariatie, afvoercapaciteiten vergroten, versterkt doorspoelen bij toename verzilting, toename beregening uit grondwater bij toename verdamping, te teelt van andere gewassen. De effecten van de klimaatverandering zullen in de verschillende delen van Nederland anders zijn. De effecten van klimaatverandering op de emissie van lachgas zijn met de bestaande kennis gekwantificeerd (aanhangsel 9). Een daling resp. een stijging van de grondwaterstand van 20 cm in heel Nederland leidt tot een afname van 0.14 resp. een toename van 0.41 Mton CO₂-equivalenten per jaar.

Verdrogingsbestrijding.

Het effect van verdrogingsbestrijding is met de bestaande relaties gekwantificeerd (aanhangsel 9). Door vernatten daalt de emissie vanuit veengronden maar stijgt de

emissie vanuit zand- en kleigronden. Vernatten binnen de gebieden waar maatregelen worden getroffen om de verdroging te bestrijden leidt bij een stijging van de grondwaterstanden met 50 cm tot een afname van de emissie vanuit de veengronden met 0.2 Mton CO₂-equivalenten en voor zand en klei tot een toename van resp. 0.46 en 0.14 Mton CO₂-equivalenten. De mate van verandering van de grondwaterstand en de oppervlaktes waarvoor deze verandering wordt gerealiseerd en het bodemgebruik (bemesting) zijn sterk sturend en verschillen per bodemtype.

De effecten van de overige beleidslijnen zijn niet gekwantificeerd omdat nog niet bekend is hoe de realisatie er uit komt te zien en waar dit gevolgen heeft. Daarnaast kunnen de effecten van de ingrepen binnen het jaar (zomer/winter) verschillen. Relaties om tijdafhankelijke emissies te kunnen kwantificeren ontbreken. De effecten zijn geschat voor veranderingen in gemiddelde grondwaterstanden. Met deze relaties worden als gevolg van de genoemde autonome ontwikkelingen afnames en toenames in de orde van resp. -0.2 tot 0.4 Mton CO₂-equivalenten per jaar berekend. De effecten van veranderingen in de waterhuishouding op de emissie van N₂O zijn groot. Omdat de vernatting nog grotendeels moet worden gerealiseerd, omdat de bodems tot andere emissies leiden en omdat regionale verschillen in de waterhuishouding bestaan, bestaat de mogelijkheid om de waterhuishouding te optimaliseren en daarbij ook de emissie van N₂O mee te laten wegen

Literatuur

- Aulakh, M.S., J.W. Doran & A.R. Mosier (1992). *Soil denitrification-significance, measurement, and effects of management*. Advances in Soil Science 18: 1-57.
- Beusen, A.W., H.L. Boogaard, P.A. Finke, B. Gehrels, P. Groenendijk, J.A. van Jaarsveld, O.M. Knol, 1998. *Gebruikershandleiding Stone 1.0*. Projectdocument Stone, RIVM, maart 1998.
- Boers, P.C.M.(red.), H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij (red.), C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh, J.A.P.H. Vermulst, 1997. Watersysteemverkenningen 1996. *Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw*. RIZA rapport 97.013, Lelystad, SC-DLO rapport 532, Wageningen. ISBN 9036950619.
- Davidson, EA, 199?. *Soil water content and the ratio of nitrous oxide to nitric oxide emitted from soil*. Massachusetts
- Erisman, J.W., W. de Vries, J. Kros, O. Oenema, L.J. van der Eerden, H. van Zeijts, 2000. *Analyse van de stikstofproblematiek in Nederland*. Een eerste verkenning. Rapport ECN-C-00-040. Energieonderzoek Centrum Nederland, Petten
- Eijsackers, H. ; Laanbroek, H.J. ; Faassen, H.G. van ; 1990, *Denitrifikatie in bodems en sedimenten en de betekenis daarvan voor de stikstofhuishouding*. verslag van een workshop gehouden op 5 juni 1990 te Wageningen, Programmabureau Bodemonderzoek, [30] p.
- Feddes, R.A., P.J. Kowalik and H. Zaradny, 1978. *Simulation of field water use and crop yield*. Simulation Monographs. Pudoc. Wageningen. pp 189.
- Groenendijk, P., and J.G. Kroes, 2000. *Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water; ANIMO 3.5*. Report 144, DLO Winand Staring Centre, Wageningen. In prep.
- Groffman, P.M., G. Howard, A.J. Gold, and W.M. Nelson, 1996. *Microbial nitrate processing in shallow groundwater in a riparian forest*. J. Environm. Quality: 25: 1309-1316 (1996)
- Groffman P.M. and G.C.Hanson, 1997. *Wetland denitrification: influence of site quality and relationships with wetland delineation protocols*. Soil sci. Soc. Am. J. 61: 323-329 (1997).
- Haan, Michiel de , Aart Evers, Idse Hoving en Agnes van den Pol-van Dasselaar, 2000. *Beperking lachgasemissie uit de melkveehouderij. Een systeemanalyse* Intern Rapport 427. Praktijkonderzoek Rundvee, Schapen en Paarden (PR), Lelystad

Hendriks, R.F.A. 1992. *Afbraak en mineralisatie van veen*. Rapport 199. DLO Staring Centrum, Wageningen

Granli, Tom & Oluf Chr. Bøckmann, 1994. *Nitrous oxide from agriculture*. Norwegian Journal of Agricultural Sciences, Supplement 12:7-128. ISSN 0801-5341

Groffman en Tiedje, 1989, Soil Biochem. Vol. 21. No5. P613-620.

IPO, 1999, IPO-adviescommissie 1999, *Interprovinciale Rapportage Milieu, Water en Natuur 1999*. <http://www.rivm.nl/milieu/nationaal/ipo/>

Kroes, J.G. and J. Roelsma, 1998. *ANIMO 3.5, User's Guide for the ANIMO version 3.5 nutrient leaching model*. Technical Document 46, Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, 98 p.

Kroes, J.G., J.C. van Dam, J. Huygen, R.W. Vervoort, 1999. *SWAP 2.0: User's Guide, Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment*. Technical Document 53. DLO Winand Staring Centre, Wageningen. Report 81, Department Water Resources, Wageningen Agricultural University, Wageningen

Rijtema, P.E., P. Groenendijk, J.G. Kroes, 1999. *Environmental impact of land use in rural regions. The development, validation and application of model tools for management and policy analysis*. ISBN 1-86094-041-2, published by: Imperial College Press, London

Van Dam, J.C., J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk, C.A. van Diepen, 1997. *SWAP version 2.0, Theory. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment*. Technical Document 45, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, 1997. Report 71, Department Water Resources, Wageningen Agricultural University, 1997

Van Dam, J.C., 2000. *Field-scale water flow and solute transport. SWAP model concepts, parameter estimation and case studies*. Doctoral Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 167 p., ISBN 90-5808-256-3

Kroeze, C. (1994) *Nitrous oxide (N₂O) emission inventory and options for control in the Netherlands*. RIVM (report 773001004), 163 p.

Kroeze, C. (1998) *Potential for mitigation of emissions of nitrous oxide (N₂O) from the Netherlands (1980-2015)*. Ambio 27, 118-122.

Larsson, L., M. Ferm, A. Kasimir-Klemetsson & L. Klemetsson (1998) *Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches*. Nutrient Cycling in Agroecosystems 51, 41-46.

Linn, D.M. & J.W. Doran (1984) *Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils*. Soil Science Society of America Journal 48: 1267-1272.

Mosier, A., C. Kroeze, C. Nevison, O. Oenema, S. Seitzinger & O. van Cleemput (1998) *Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle*. Nutrient Cycling in Agroecosystems 52, 225-248.

NHV, 1998, *Water in The Netherlands*. Nederlandse Hydrologische Vereniging (NHV) special 3. ISBN 90-803565-2-2, NITG-TNO, Delft

Projectgroep OMV, 2000. *Omgaan met vernatting. Drie jaar praktijkervaring op twee melkveebedrijven in de Achterhoek*. Projectgroep Omgaan met vernatting, CLM publicatie 451-2000. ISBN 90-5634-123-5

RIVM, 1999. *Milieucompendium 1999*. RIVM, Bilthoven, <http://www.rivm.nl/milieu/milieucompendium.html> (9 september 2000), of : uitgeverij: Samson, Alphen aan de Rijn.

Stark en Firestone, 1995. *Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria*. Applied and environmental Microbiology, jan 1995, p.218-221. American Society for Microbiology

Velthof, G.L., 1997. *Nitrous oxide emission from intensively managed grasslands*. Doctoral thesis, Wageningen Agricultural University, The Netherlands, 195 pages. ISBN 90-5485-683-1

Webster, E.A. en D.W. Hopkins, 1996. *Contributions from different microbial processes to N₂O-emission from soil under different moisture regimes*. Biol. Vertil Soils (1996) 22: 331-335.

Commissie Waterbeheer 21^e eeuw, 2000. Basisrapport bij het advies van de Commissie Waterbeheer 21^e eeuw. <http://www.waterland.net/wb21> (6 september 2000).

Aanhangsel 1 Literatuurstudie naar lachgasemissie en waterbeheer

Uit een eerste beperkte literatuurstudie naar lachgas en waterbeheer blijkt het volgende:

Ruimtelijke en temporele variatie speelt in natuurlijke ecosystemen een grote rol bij het vrijkomen van N₂O door denitrificatie. Door Groffman en Tiedje (1989) worden, voor een 9-tal bospercelen in Michigan, variaties genoemd in denitrificatie van < 1 kg ha⁻¹ jr⁻¹ in goed gedraineerde bodems en 40 kg ha⁻¹ jr⁻¹ in slecht gedraineerde bodems. De grootste activiteit werd waargenomen in voor- en najaar; de laagste waarden in de winter. Door verschillende auteurs (o.a. Davidson, 1992, Linn and Doran, 1984) wordt de waterverzadigingsgraad (WFPS) gebruikt om analyses bij verschillende bodemtextuur uit te voeren. Bij een laag WFPS (<60%) is het nitrificatie-proces de belangrijkste producent van N₂O. Bij hogere WFPS (>60%) is het anaerobe denitrificatieproces de belangrijkste producent van N₂O. .

Webster en Hopkins (1996) vonden een ca 50% hogere N₂O productie onder een natte bodem dan onder een droge bodem. De netto-emissie blijkt in hun situatie niet significant te verschillen doordat denitrificerende bacteriën de N₂O consumeren.

Stark en Firestone (1995) hebben een duidelijke (vrijwel exponentiele) relatie gemeten tussen vocht-potentiaal en nitrificatie. Bij zuigspanningen groter dan -0.1 Mpa is een hoge nitrificatiesnelheid gemeten; bij zuigspanningen kleiner dan -0.1 Mpa daalde de nitrificatiesnelheid snel.

In natuurlijke ecosystemen (bufferzone, bosgebied met ondiep grondwater) kan C limiterend zijn voor denitrificatie (Groffman et al, 1996). In andere ecosystemen kan de denitrificatie geremd worden door beperkte beschikbaarheid van NO₃- (Groffman and Hanson, 1997). Groffman en Hanson, 1997) vonden een hogere denitrificatie in slecht gedraineerde bodems dan in goed gedraineerde bodems. De gemeten denitrificatie varieerde van 1 tot > 130 kg N ha⁻¹ jr⁻¹.

N₂O-emissie neemt toe met vochtgehalte, maar daalt bij volledige verzadiging. Uit een studie naar N₂O-emissie vanuit landbouwkundige gronden (Granli et al, 1994). volgt de volgende samenvatting van sturende variabelen: i) gehalten aan NH₄⁺ en NO₃⁻, ii) aeratie en vochtgehalten, iii) afbreekbare organische stof, iv) bodem-pH, v) bodemtemperatuur.

Aanhangsel 2 Lachgasemissie en waterbeheer op een perceel

Verband tussen ingrepen in de waterhuishouding (aanpassing oppervlaktewaterpeil) en N₂O-emissie is geanalyseerd met gegevens van een graslandperceel van een melkveebedrijf in Gelderland, omgeving Ruurlo. Daar zijn gedurende 3 jaar (1997-1999) gedetailleerde metingen verricht aan:

- waterhuishouding: neerslag, grondwaterstanden, oppervlaktewaterpeil, vochtgehaltes, drukhoogtes, bodemtemperatuur;
- nutriëntenhuishouding: bemesting, nitraatconcentraties op verschillende dieptes.

De gegevens zijn o.m. gebruikt om, middels model-berekeningen, water- en nutriëntenbalansen op te stellen (projectgroep OMV, 2000).

De resultaten zijn vooral indicatief; er is vooralsnog geen meting van N₂O-emissie als toetsingsmateriaal.

Voor deze berekeningen zijn de modellen Swap en Animo gebruikt voor respectievelijk de water- en nutriëntenhuishouding (zie aanhangsel 6). De berekeningen zijn getoetst aan metingen en vervolgens gebruikt om effecten van o.m. alternatieve oppervlakte-waterpeilen door te rekenen. De berekeningen zijn uitgevoerd met de meteorologische gegevens van 1990-1999. Vervolgens is een van de empirische regressie-modellen van Velthof (1997, p.38, table 4, sandy-site) gebruikt om de N₂O-emissie te schatten a.h.v berekende N-mineraal en vochtgehaltes. Daarbij is gecorrigeerd naar vochtgehalte, met een optimum bij 65%WFPS (dit is in dit aanhangsel gehanteerd om de dynamiek in de vochttoestand beter tot uiting te laten komen in de berekende N₂O-emissie) . Het gebruikte model is daarmee:

$$E = 24 * 10^{-5} * e^{(-1+150*N \min + 4*\phi_{act} / \phi_{sat} * \phi_{sc} + 0.09*T)} * \max(3, 3 + 7 * \cos(2 * \pi * (wfps - 0.65)))$$

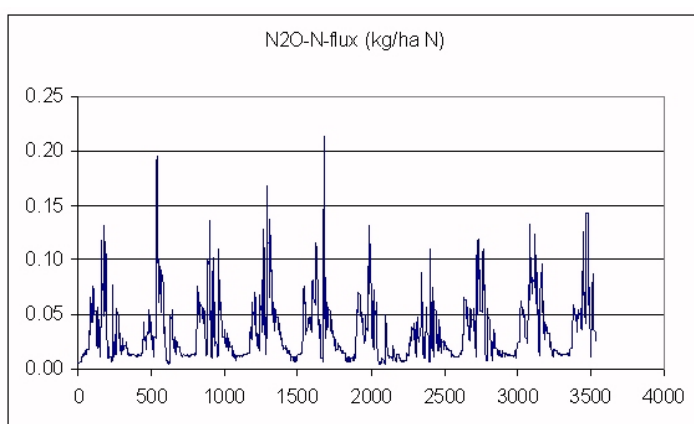
waarbij: E is N₂O-N emissie vanuit de bodem (kg ha⁻¹ d⁻¹), $Nmin$ is N-mineraal in laag 0-30 cm-mv, ϕ_{act} is actuele vochtgehalte (m³ m⁻³), ϕ_{sc} is veldcapaciteit-vochtgehalte, ϕ_{sat} is verzadigd vochtgehalte (m³ m⁻³), $wfps$ is de waterverzadigingsgraad ofwel het water gevulde poriëengehalte (m³ m⁻³), T is met een sinus-model berekende bodemtemperatuur op 5 cm-mv (°C)

Bij een oppervlaktewaterpeil van 110 cm-mv resulteerde dit in een dynamisch verloop van de berekende N₂O-emissie (figuur 2.1). De N₂O-emissie varieerde van 0,01 tot 0,21 kg N/ha/d, met maxima kort na mestgiftten.

De bijbehorende grondwaterstand varieerde van een gemiddeld laagste grondwaterstand van 130 cm-mv tot een gemiddeld hoogste grondwaterstand van 50 cm-mv. De gewasproductie was optimaal. De bemesting varieerde jaarlijks met minimale en maximale giftten van respectievelijk 400 en 520 kg N/ha/jr.

Vervolgens is de N₂O-emissie gekwantificeerd bij varianten in het oppervlaktewaterpeil. Uit de resultaten (tabel 2.1) blijkt het volgende:

- De weersomstandigheden van 1990-1999 zorgen voor een spreiding in de resultaten die varieert van 7 tot 14 %. De spreiding neemt af naarmate het peil toeneemt.
- Gemiddelde effect is per 10 cm peilaanpassing een 3% toename van de N₂O emissie; per 10 cm grondwaterstandsverandering betekent dit een 6% toename N₂O emissie (peilaanpassing vertaalt zich in een geringer effect op de grondwaterstandsverandering en dus in een groter effect op de N₂O-emissie).
- De effecten (toename van ca 6%) zijn het grootst bij peilen de diepere peilen, waarbij ook de gewasopbrengsten optimaal zijn. Naarmate het peil toeneemt, neemt de toename in de N₂O-emissie af (tot ca 1.5% bij ondiepe peilen).



Figuur 2.1 Berekende N₂O-emissies (kg/ha/d N) gedurende de jaren 1990-1999 onder een bemest grasland-perceel

Tabel 2.1 Voor 11 varianten in het oppervlaktewaterpeil, de berekende N₂O-emissies (kg/ha/jr N) gedurende de jaren 1990-1999 onder een bemest grasland-perceel; resultaten als gemiddelde, gemiddelde+standaardafwijking en gemiddelde-standaardafwijking

oppervlakte-waterpeil (cm-mv)	gemiddelde N ₂ O-N- emissie (kg/ha/jr N)	gemiddelde standaardafwijking (kg/ha/jr N)	+ gemiddelde standaardafwijking (kg/ha/jr N)	-
-110.0	11.94	13.61	10.27	
-100.0	12.63	14.24	11.03	
-90.0	13.20	14.78	11.63	
-80.0	13.60	15.15	12.06	
-70.0	13.91	15.44	12.38	
-60.0	14.21	15.70	12.72	
-50.0	14.51	15.84	13.18	
-40.0	14.72	16.03	13.40	
-30.0	15.14	16.24	14.05	
-20.0	15.43	16.47	14.40	
-10.0	15.68	16.73	14.64	

Aanhangsel 3 Lachgasemissie en waterbeheer op een bedrijf

Verband tussen ingrepen in de waterhuishouding (aanpassing grondwaterregime) en N₂O-emissie zijn geanalyseerd met gegevens van 3 standaard-graslandbedrijven.

De drie bedrijven staan model voor de situatie in 1998. Daarvan is door het PR (Haan et al, 2000) de bedrijfseconomische situatie in kaart gebracht en zijn kengetallen bepaald, zoals het N- en P-overschot. Vervolgens zijn de emissiefactoren van Velthof (1997) gehanteerd om de N₂O-emissie in te schatten. De veranderingen van Gt (grondwatertrap) geven geringe veranderingen in N₂O-emissies op bedrijfsniveau te zien; dit wordt veroorzaakt doordat interne maatregelen binnen het bedrijf compenserend werken.

In tabel 1, 2 en 3 zijn de gevolgen weergegeven van de verandering van het grondwaterpeil voor de drie gedefinieerde (Haan et al, 2000) bedrijfstypen op klei-, veen- en zandgrond. Daarbij zijn de veranderingen aangegeven ten opzichte van het scenario 'toekomstige ontwikkeling'.

Kleigrond

Tabel 1 Effecten verandering van het grondwaterpeil voor het bedrijf op kleigrond (ten opzichte van de 'toekomstige ontwikkeling')

Verandering van grondwaterpeil bij intensieve bedrijven op kleigrond	kleigrond		
	Gt IV (t.o.)	Gt VI	Gt II*
toegerekende kosten (f)	132265	+1704	+7928
saldo (f)	406373	-1704	-7928
niet toegerekende kosten (f)	424653	+422	+2805
- ww: MINAS heffing (f)	0	+422	+0
arbeidsopbrengst (f)	68965	-2126	-10733
Minas eindnorm stikstof (kg N/ha)	169	+0	+0
Minas-stikstofoverschot (kg N/ha)	168	+1.8	+11.1
veebezetting (fosfaat gve / ha)	2.48	+0	+0
inschatting extra ha grasland nodig	11.2	+0	+0
lachgasemissie (kg N/ha)	7.39	+0.01	-0.26

Zowel verlaging als verhoging van de grondwatertrap ten opzichte van Gt IV leidt tot een daling van de arbeidsopbrengst. Bij een forse stijging van het grondwater is het verlies aan arbeidsinkomen aanzienlijk. Bij een verlaging van het peil tot een Gt VI komt dit onder voornamelijk door toename van de droogteschade. De voerkosten stijgen door een verminderde grasproductie. Het stikstofoverschot stijgt met bijna 2 kg N/ha. Door verhoging van het peil tot II* treedt een vermindering van productie op door een verkorting van de periode waarin de percelen bemest, beweid en gemaaid kunnen worden. Hierdoor daalt de productiviteit. De voerkosten stijgen. Het stikstofoverschot stijgt met meer dan 11 kg N/ha.

Veen

Tabel 2 Effecten verandering van het grondwaterpeil voor het bedrijf op veengrond (ten opzichte van de 'toekomstige ontwikkeling')

Verandering van grondwaterpeil bij extensieve veenweidebedrijven	veengrond		
	Gt II (t.o.)	Gt II*	Gt III
toegerekende kosten (f)	76818	+67	-686
saldo (f)	252580	+3032	-84
niet toegerekende kosten (f)	346124	-894	-763
- ww: MINAS heffing (f)	0	+0	+0
arbeidsopbrengst (f)	-6299	+3926	+679
Minas eindnorm stikstof (kg N/ha)	180	+0	+0
Minas-stikstofoverschot (kg N/ha)	149	-6.4	+1.4
veebezetting (fosfaat gve / ha)	1.73	+0	+0
inschatting extra ha grasland nodig	0	+0	+0
lachgasemissie (kg N/ha)	21	+0.45	-1.38

Het verlagen van het waterpeil op extensieve veenbedrijven leidt tot minder natschade. Dit heeft een positieve invloed op de arbeidsopbrengst. De grasproductie is hoger en de koeien kunnen eerder het land in. Hierdoor kan met minder mestopslag volstaan worden. Dit zorgt weer voor lagere kosten voor gebouwen. Bij het verlagen van het grondwaterpeil tot Gt II* wordt het saldo voornamelijk vergroot door verkoop van gras en in mindere mate door een verlaagde aankoop van krachtvoer. De toegerekende kosten verminderen door lagere loonwerkkosten voor het uitrijden van drijfmest. Het stikstofoverschot, vermindert met meer dan 6 kg. Bij een verlaging van het grondwaterpeil tot een Gt III zijn de veranderingen gering. De beperkingen van de gemiddeld hoogste grondwaterstand voor het graslandgebruik zijn bij een Gt II en III hetzelfde. Het saldo verandert bijna niet en de toegerekende kosten, voornamelijk in de vorm van loonwerk, dalen.

Zand

Tabel 3 Effecten verandering van het grondwaterpeil voor het bedrijf op zandgrond (ten opzichte van de 'toekomstige ontwikkeling')

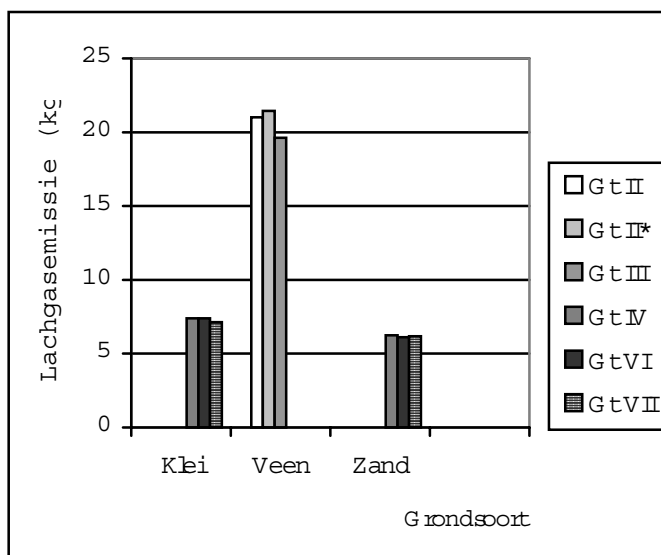
Verandering grondwaterpeil bij gemiddeld intensieve zandbedrijven	zandgrond		
	Gt VI (t.o.)	Gt IV	Gt VII
toegerekende kosten (f)	77633	+2386	+6330
saldo (f)	253050	+9767	-6330
niet toegerekende kosten (f)	329604	-479	-1347
- ww: MINAS heffing (f)	0	+0	+0
arbeidsopbrengst (f)	10691	+10246	-4983
Minas eindnorm stikstof (kg N/ha)	121	+0	+0
Minas-stikstofoverschot (kg N/ha)	121	-14.4	+6.7
veebezetting (fosfaat gve / ha)	1.95	+0	+0
inschatting extra ha grasland nodig	0.8	+0	+0
lachgasemissie (kg N/ha)	6.12	+0.12	+0.07

Het verhogen van het grondwaterpeil van Gt VI naar Gt IV geeft een forse stijging van de arbeidsopbrengst te zien. Dit komt vooral door het verkopen van het

ontstane ruwvoeroverschot. Meer ruwvoer leidt wel weer tot hogere loonwerkkosten voor voederwinning. Het MINAS-overschot daalt behoorlijk door de toegenomen grasproductie.

Het verlagen van de grondwaterstand heeft een negatief effect op met name de arbeidsopbrengst en het MINAS-overschot. Dit is voornamelijk het gevolg van een verminderde ruwvoerpositie, waardoor voer aangekocht moet worden. De toegerekende kosten en het MINAS-overschot zijn gestegen.

In figuur 3.1 voor de verschillende bedrijfstypen de hoeveelheid lachgasemissie weergegeven bij de drie verschillende grondwatertrappen. Opvalt is dat uiteindelijk het effect van een veranderde grondwatertrap een zeer gering effect heeft op de hoeveelheid lachgasemissie. De veranderingen in stikstofaanvoer of afvoer op het bedrijf zijn bij de betreffende bedrijfsopzet te gering om invloed te hebben op de lachgasemissie.



Figuur 3.1 Hoeveelheid lachgasemissie afhankelijk van grondsoort bij verschillende grondwatertrappen

Aanhangsel 4 Lachgasemissie en waterbeheer op regionale/nationale schaal

Om zicht te krijgen op de ruimtelijke verdeling van de N₂O-emissie zijn met het Stone-instrumentarium (zie aanhangsel 7) landsdekkende berekeningen uitgevoerd voor de periode van 1986 t/m 2000. Deze berekeningen hadden tevens tot doel om inzicht te geven in de spreiding over grondgebruik, bodemtype en grondwaterregime. Uit deze berekeningen zijn de jaren 1990 t/m 2000 geanalyseerd.

De mestverdeling over kunstmest en dierlijke mest (tabel 4.1) laat zien dat er een afname heeft plaatsgevonden van circa 10%, welke zich voornamelijk heeft voorgedaan door een daling in het kunstmest gebruik. De grootste daling blijkt te zijn opgetreden bij snijmaïs (tabel 4.2).

Tabel 4.1 Bemesting (kg/ha/jr N) berekend met Stone; dierlijke mest, kunstmest van 1990 tot 1999

jaar	Kunstmest	dierl.mest (kg/ha/jr N)	Totaalmest	kunstmest	dierl.mest (%)	totaalmest
1990	221	240	461	100	100	100
1991	219	244	463	99	102	100
1992	217	248	465	98	103	101
1993	215	253	467	97	105	101
1994	213	259	471	96	108	102
1995	210	268	478	95	112	104
1996	205	253	458	93	106	99
1997	200	240	440	90	100	95
1998	194	236	430	88	98	93
1999	189	235	424	85	98	92
2000	183	234	417	83	97	90

Tabel 4.2 Bemesting (kg/ha/jr N) berekend met Stone; per grondgebruik van 1990 tot 1999

Jaar	maïs	ov.bouwland	gras	Eindtotaal
1990	629	196	583	461
1991	578	207	588	463
1992	509	219	596	465
1993	443	234	602	467
1994	370	252	609	471
1995	317	274	617	478
1996	302	262	593	458
1997	286	246	572	439
1998	290	255	550	430
1999	288	248	543	424
2000	289	241	536	417

Met het Stone-instrumentarium zijn berekend:

- N-mineraal in de bovenste 30 cm van de bodem;
- waterverzadigingsgraad (WFPS);
- de bodemtemperatuur op 5 cm-mv.

Vervolgens zijn empirische regressie-modellen van Velthof (1997, p.38, table 4) gebruikt om de N₂O-emissie te schatten a.h.v berekende N-mineraal en vochtgehaltes:

$$E_{zand} = 24 * 10^{-5} * e^{(-1+150*N_{min}+4*wfps+0.09*T)}$$

$$E_{klei} = 24 * 10^{-5} * e^{(-10.4+280*N_{min}+30*wfps-16*(wfps)^2)}$$

$$E_{veen,nat} = 24 * 10^{-5} * e^{(3+180*N_{min}+4*wfps-0.1*T)}$$

$$E_{veen,droog} = 24 * 10^{-5} * e^{(-10.8+170*N_{min}+24*wfps-11*(wfps)^2+0.2*T)}$$

waarbij: E_{zand} , E_{klei} , $E_{veen,nat}$, $E_{veen,droog}$ is de N₂O-N emissie vanuit resp. zand, klei, nat-veen en droge veen bodems (kg ha⁻¹ d⁻¹), N_{min} is N-mineraal in laag 0-35 cm-mv, $wfps$ is de waterverzadigingsgraad (m³ m⁻³), T is de, met een sinus-model berekende, bodemtemperatuur op 5 cm-mv (°C).

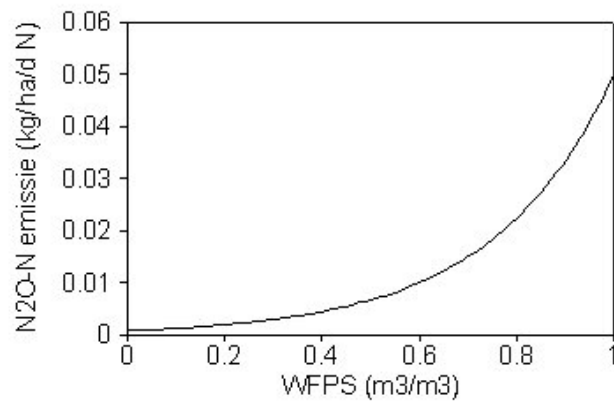
Deze empirische modellen zijn grafisch weergegeven in de figuren 4.1 t/m 4.4. Daaruit blijkt een toename van de N₂O-emissie als functie van WFPS (figuur 4.1a t/m 4.4a), N-mineraal (figuur 4.1b t/m 4.4b) en temperatuur (figuur 4.1c, 4.2c en 4.2d). Op basis van de empirische modellen van Velthof blijkt alleen bij kleigronden een afname van de N₂O-emissie bij hoog WFPS.

In het Stone-instrumentarium wordt het temperatuursverloop met een eenvoudig sinusmodel berekend, waarbij geen correctie is toegepast voor variaties tussen weerjaren. Bij deze berekening van de bodemtemperatuur wordt wel rekening gehouden met een demping en een fase-verschuiving als functie van diepte en tijd.

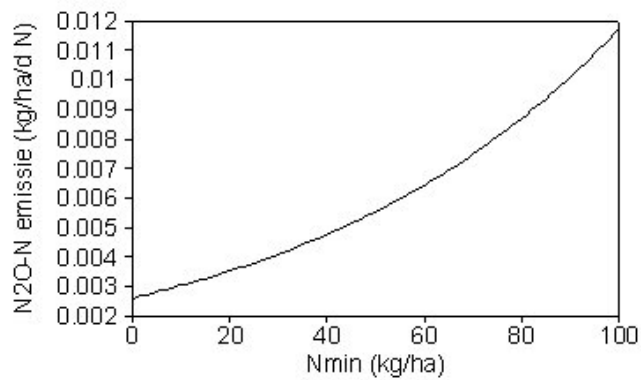
De resultaten van de berekeningen zijn in tabellen 4.3 en 4.4 weergegeven als functie van grondsoort, bodemtype en Gt voor het jaar 1990 en in de tabellen 4.5 en 4.6 voor het jaar 1999. De bodemtypes 1 t/m 6 worden gerekend tot de veengronden, de bodemtypes 7 t/m 14 zijn de zandgronden en de bodemtypes 15 t/m 21 zijn gerekend tot de kleigronden. Voor de veengronden met Gt I en Gt II is het empirische model van Velthof voor nat-veen toegepast, voor de overige veengronden is het droog-veen model gebruikt.

ZAND - N₂O-N emissie (kg ha⁻¹ N)

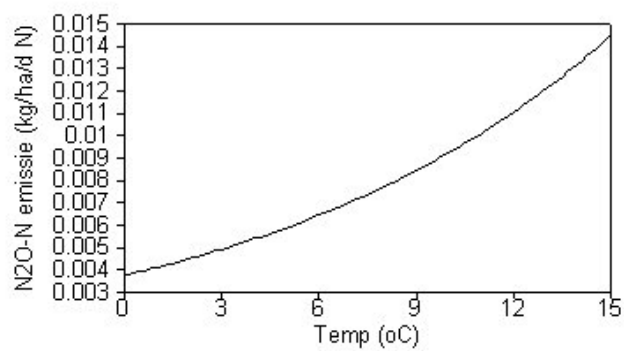
a) N_{min}=90 kg/m²/d, WFPS van 0.0-1.0, Temp=11 oC op 5 cm-mv



b) N_{min}=0-100 kg/m²/d, WFPS van 0.6, Temp=11 oC op 5 cm-mv



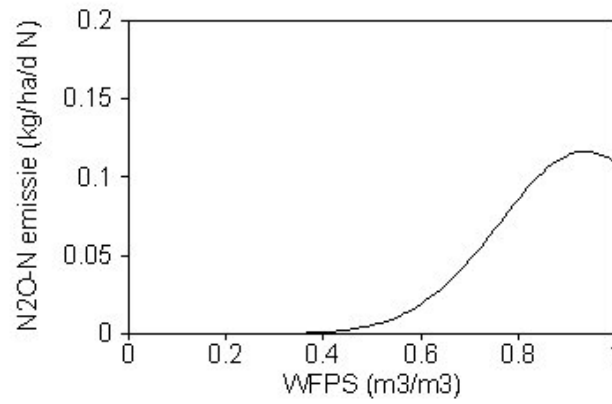
c) N_{min}=90 kg/m²/d, WFPS van 0.6, Temp=0-15 oC op 5 cm-mv



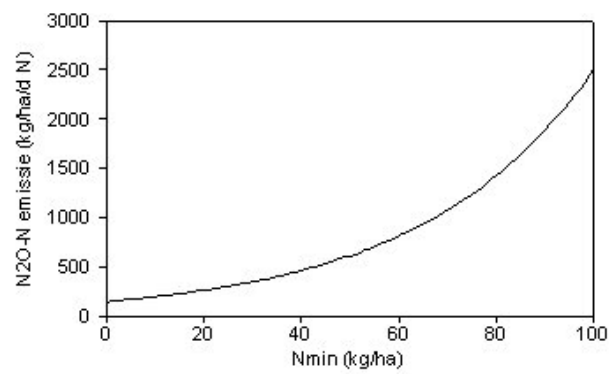
Figuur 4.1 N₂O-emissie (kg/ha/d N) voor zand als functie van WFPS (a), N_{min}eraal (b), en temperatuur (c)

KLEI - N₂O-N emissie (kg ha⁻¹ N)

a) N_{min}=90 kg/ha, WFPS van 0.0-1.0



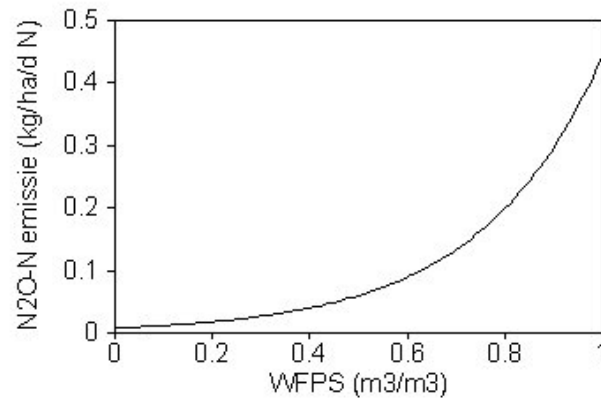
b) N_{min}=0-100 kg/ha, WFPS van 0.6



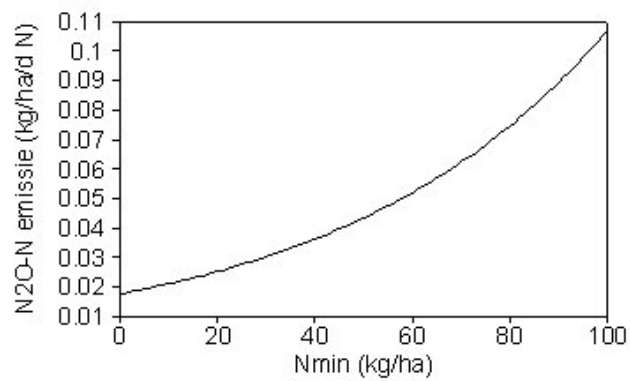
Figuur 4.2 N₂O-emissie (kg/ha/d N) voor zand als functie van WFPS (a), N_{min}eraal (b)

Veen 2 - N₂O-N emissie (kg ha⁻¹ N)

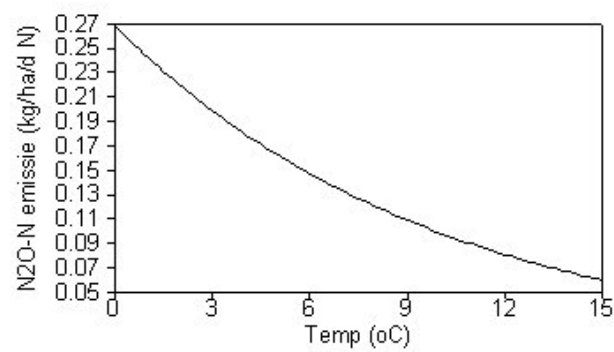
a) N_{min}=90 kg/m²/d, WFPS van 0.0-1.0, Temp=11 oC op 5 cm-mv



b) N_{min}=0-100 kg/m²/d, WFPS van 0.6, Temp=11 oC op 5 cm-mv



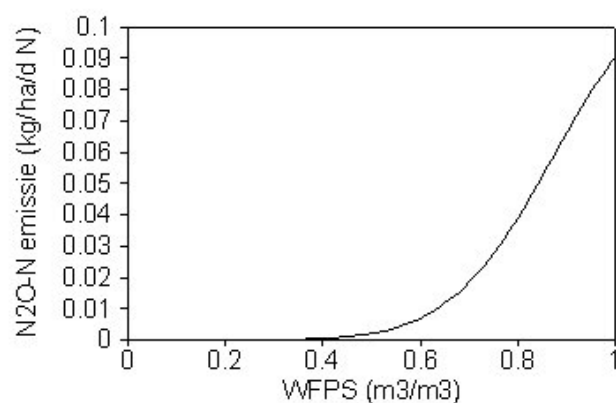
c) N_{min}=90 kg/m²/d, WFPS van 0.6, Temp=0-15 oC op 5 cm-mv



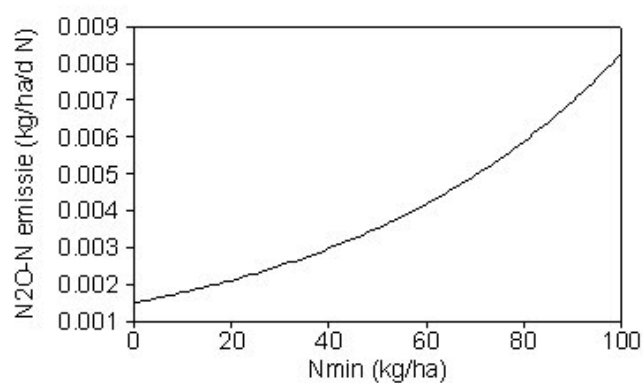
Figuur 4.3 N₂O-emissie (kg/ha/d N) voor nat veen als functie van WFPS (a), N_{min}eraal (b), en temperatuur (c)

Veen 1 - N₂O-N emissie (kg ha⁻¹ N)

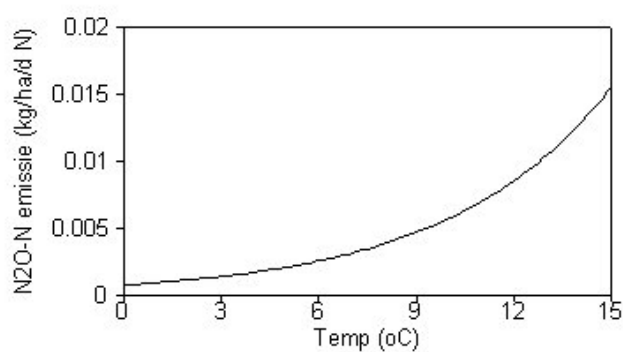
a) N_{min}=90 kg/m²/d, WFPS van 0.0-1.0, Temp=11 oC op 5 cm-mv



b) N_{min}=0-100 kg/m²/d, WFPS van 0.6, Temp=11 oC op 5 cm-mv



c) N_{min}=90 kg/m²/d, WFPS van 0.6, Temp=0-15 oC op 5 cm-mv



Figuur 4.4 N₂O-emissie (kg/ha/d N) voor droog veen als functie van WFPS (a), N_{min}eraal (b), en temperatuur (c)

Tabel 4.3 N₂O-emissie (kg/jr N) berekend met Stone/Velthof; per grondgebruik en grondsoort in 1990

Soilcode	Omschrijving	Mais	Bouwland	Natuur	Grasland	Grand Total
1	Koopveen	14013	123364	721298	2269602	3128278
2	koopveen op zand	69495	88389	1723775	1911605	3793264
3	Waardveen	22595	41455	1310214	3155536	4529800
4	waardveen op zand	21	21791	78086	650240	750138
5	Meerveengronden	14254	42196	183698	550526	790674
6	Plaseerdgronden	1743	26988	132772	400579	562082
7	Stuifzanden	868	13565	25932	11883	52248
8	podzol leemarm	1599	1809	10190	3945	17543
9	podzol zwaklemig	45219	27940	46716	102132	222007
10	podzol zwaklemig op grof zand	5397	1331	6598	14154	27481
11	podzol sterklemig op kleileem	18464	15221	23211	67233	124129
12	enkeerd zwaklemig	33258	8964	35088	73962	151272
13	beekeerd sterklemig	29867	5330	31722	74632	141551
14	podzol grof zand	2429	2065	21051	9175	34719
15	zavel homogeen	13620	528394	46887	166365	755266
16	lichte klei homogeen	278375	878403	143822	857217	2157817
17	klei met zware tussenlagen	191642	153930	31167	949298	1326037
18	klei op veen	193653	215065	91840	511250	1011808
19	klei op zand	116780	192618	80035	230618	620051
20	klei op grof zand	50991	42901	27358	141618	262869
21	Leem	4097	34051	39090	52446	129684
	Totaal	1108382	2465769	4810551	12204017	20588718

Tabel 4.4 N₂O-emissie (kg /jr N) berekend met Stone/Velthof; per grondgebruik en Gt in 1990

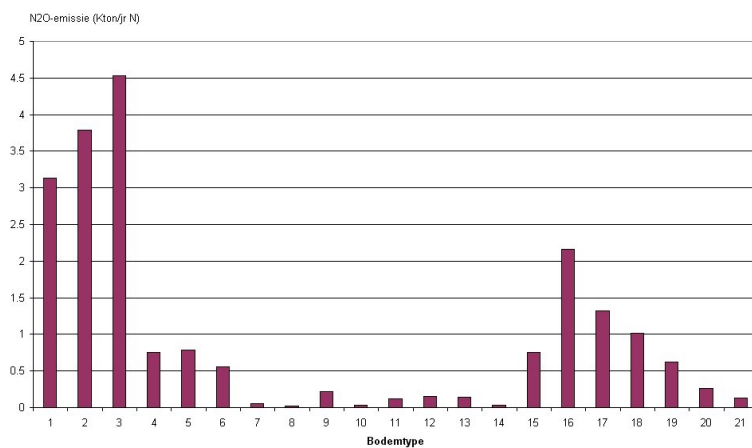
Gt	Mais	Bouwland	Natuur	Grasland	Grand Total
'I '	667	12426	24562	217385	255040
'II '	104660	267878	2608116	5255135	8235788
'II* '	1023	6888	971548	2491126	3470586
'III '	42763	23232	366163	391689	823847
'III*'	66155	32757	148844	630100	877856
'IV '	62597	141976	112106	520524	837204
'V '	43163	4063	24894	69593	141714
'V* '	163269	49028	24077	121477	357851
'VI '	491383	332839	196483	987102	2007807
'VII '	118561	1589354	235317	1424466	3367697
'VII*'	14141	5327	98440	95420	213329
Grand Total	1108382	2465769	4810551	12204017	20588718

Tabel 4.5 N₂O-emissie (kg/jr N) berekend met Stone/Velthof; per grondgebruik en grondsoort in 1999

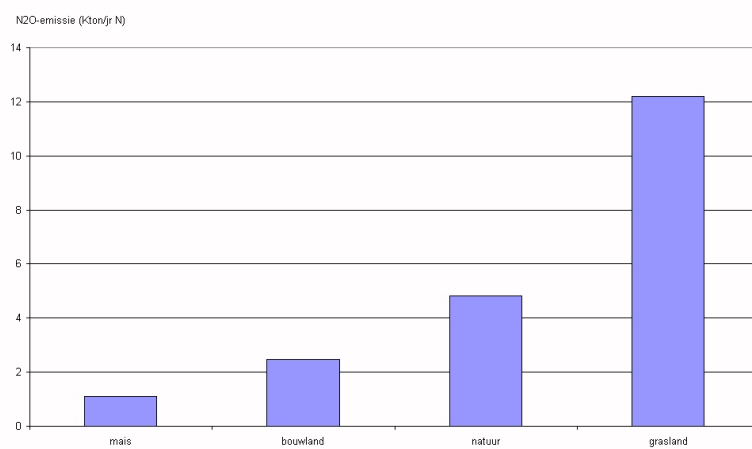
Soilcode	Omschrijving	Mais	Bouwland	Natuur	Grasland	Grand Total
1	Koopveen	12474	122130	733186	2284754	3152543
2	koopveen op zand	62045	86846	1682100	1879613	3710603
3	Waardveen	20214	41427	1308893	3156919	4527453
4	waardveen op zand	19	21355	79221	639491	740086
5	Meerveengronden	12781	38558	186469	556297	794105
6	Plaseerdgronden	1545	26647	138894	412103	579189
7	Stuifzanden	697	12186	23550	11221	47654
8	podzol leemarm	1148	1560	8714	3472	14894
9	podzol zwaklemig	34130	25060	43808	95079	198076
10	podzol zwaklemig op grof zand	4247	1277	6207	13129	24860
11	podzol sterklemig op kleileem	13211	13894	21291	60763	109158
12	enkeerd zwaklemig	24341	8319	31913	68361	132934
13	beekeerd sterklemig	21576	5046	32575	72504	131701
14	podzol grof zand	1590	1989	19344	8471	31393
15	zavel homogeen	5436	626281	51115	163404	846235
16	lichte klei homogeen	74664	1130781	149474	803036	2157955
17	klei met zware tussenlagen	33782	191291	32277	1071244	1328593
18	klei op veen	22280	271947	88625	428870	811722
19	klei op zand	38718	237509	84973	249244	610444
20	klei op grof zand	19846	51981	31931	156150	259908
21	Leem	2381	40271	45194	60930	148775
	Totaal	407124	2956352	4799753	12195054	20358283

Tabel 4.5 N₂O-emissie (kg /jr N) berekend met Stone/Velthof; per grondgebruik en Gt in 1999

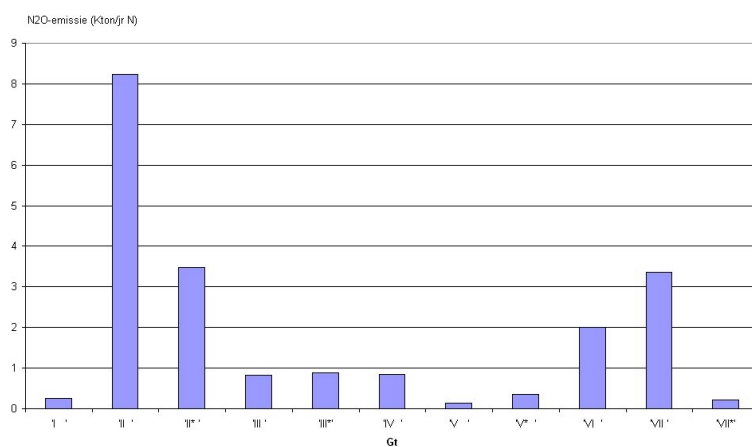
Gt	Mais	Bouwland	Natuur	Grasland	Grand Total
'I '	368	13680	24351	213838	252237
'II '	65790	266951	2560615	5226389	8119746
'II* '	938	6573	986281	2503098	3496890
'III '	16297	29262	372017	379227	796803
'III*'	38585	34043	152694	608750	834072
'IV '	20811	177576	112672	519364	830423
'V '	4565	5537	26591	56285	92978
'V* '	38957	69562	25576	120493	254588
'VI '	166164	418239	208511	978012	1770925
'VII '	47464	1930046	238885	1487697	3704092
'VII*'	7185	4884	91559	101900	205528
Grand Total	407124	2956352	4799753	12195054	20358283



Figuur 4.5 N₂O-emissie (kton/jr N) in 1990 per bodemtype; bodemtype 1-6 is veen, 7-14 is zand, 15-21 is klei



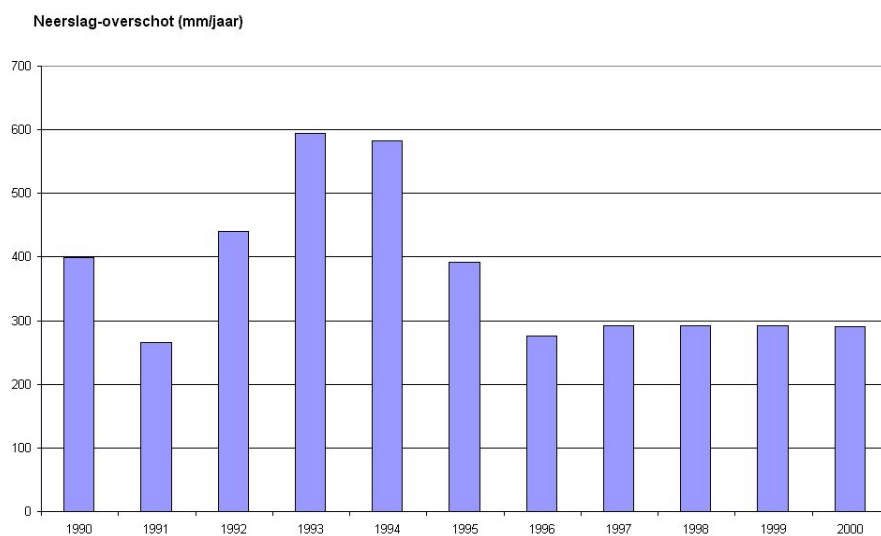
Figuur 4.6 N₂O-emissie (kton/jr N) in 1990 per bodemgebruik



Figuur 4.7 N₂O-emissie (kton/jr N) in 1990 per Gt



Figuur 4.8 Jaarlijkse N₂O-emissie (kton/jr N) volgens, berekend met Stone/Velthof voor de periode 1990-2000



Figuur 4.9 Jaarlijks neerslag-overschot (mm/jr) voor de periode 1990-2000; neerslag-overschot = neerslag minus verdamping door gewas, bodem, ponding en interceptie (de jaren 1998,1999,2000 zijn gelijk aan het jaar 1997)

Aanhangsel 5 Het waterge vulde porië ngehalte voor optimale gewasproductie berekend voor enkele bodem-gewascombinaties

In verschillende literatuurbronnen wordt aangenomen dat de N₂O-emissie maximale waarden bereikt bij een waterge vuld porië ngehalte van 0,6 met een band breedte van 0,4 – 0,8. In het droge traject wordt de N₂O-emissie dan veroorzaakt als bijproduct van nitrificatie en in het natte traject ontstaat N₂O als tussenproduct in het denitrificatie-proces.

Voor optimale landbouwproductie zijn zowel droge als hele natte omstandigheden evenmin gewenst. Het zou zo kunnen zijn dat de optimale vochtomstandigheden voor gewasproductie kunnen samenvallen met het waterge vuld porië ngehalte waarbij een maximale N₂O emissie optreedt.

Om een indruk te krijgen van vochtgehaltes waarbinnen geen nat- en/of droogteschade optreedt is voor enkele bodem-gewascombinaties de water-verzadigingsgraad (wfps) uitgerekend:

Grondsoort	Aardappelen	Grasland	Mais	Suikerbiet
Klei	0.77-0.95	0.81-0.95	0.77-0.94	0.77-0.95
Leem	0.68-0.96	0.75-0.96	0.68-0.95	0.68-0.96
Loess	0.78-0.99	0.85-0.99	0.78-0.98	0.79-0.99
Zand	0.41-0.91	0.50-0.91	0.41-0.88	0.41-0.91
Veen	0.70-0.95	0.76-0.95	0.70-0.94	0.71-0.95

Voor klei- en veengronden is voor landbouwproductie een hogere waarde voor de wfps gewenst dan de waarde waarbij verondersteld wordt dat een maximale N₂O-emissie optreedt. Voor zandgrond kan de optimale wfps-waarde voor gewasproductie heel goed samenvallen met de waarde waarbij N₂O-emissie optreedt. Verder valt op dat er tussen de diverse gewassen er slechts geringe verschillen zijn in de optimale wfps.

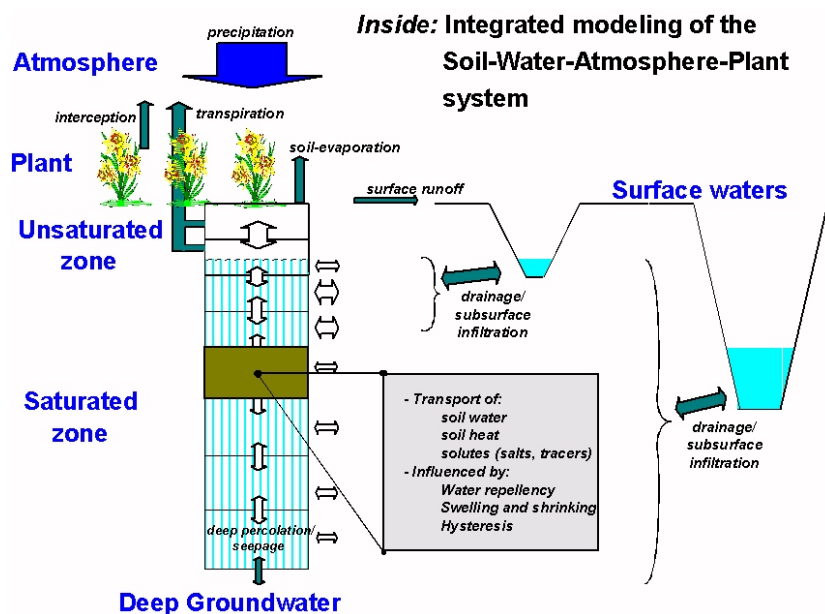
Aanhangsel 6 Korte beschrijving van de modellen Swap en Animo

Het Swap model

SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) is een simulatiemodel voor het bodem-water-atmosfeer-plant-systeem (figuur 6.1). Het model simuleert het transport van water en warmte in zowel de onverzadigde als de verzadigde zone.

Het is een dynamisch simulatiemodel dat invoer op dagbasis vereist van meteorologische, bodemkundige en waterhuishoudkundige gegevens. Uitvoer in de vorm van waterbalansen wordt standaard op dagbasis gegenereerd.

Het model is de opvolger van het welbekende Swatre-model waarvan de eerste versie in 1978 verscheen (Feddes et al, 1978). Sindsdien is het model over de hele wereld toegepast. Recentelijk is een nieuwe versie verschenen, welke is gedocumenteerd middels een theoretische beschrijving (Van Dam, 1997 en Van Dam, 2000) en een gebruikershandleiding (Kroes et al, 1999). Belangrijke recente verbetering zijn: stabiele numerieke oplossing, stof- en warmte-transport, bodemheterogeniteit (preferent transport, zwel/krimp), berekening en irrigatie- waterbeheer, gedetailleerde gewasgroei, regionale aan- en afvoer naar drainage-middelen en interactie met oppervlaktewatersystemen.

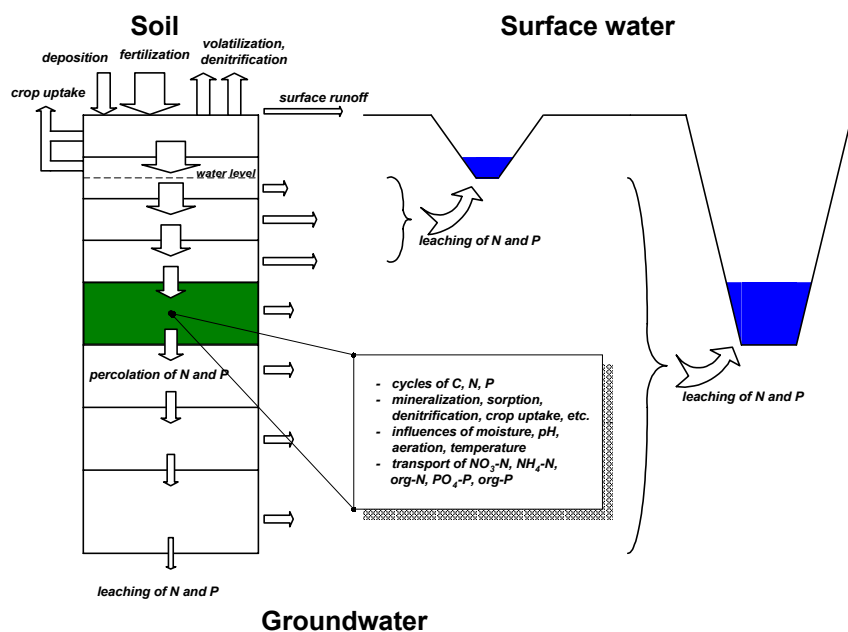


Figuur 6.1 Schematisering en processen in het model Swap

Het Animo model

Animo (Agricultural Nitrogen Model) is, evenals SWAP, een simulatiemodel voor het bodem-water-atmosfeer-plant-systeem (figuur 6.2). Het model simuleert transport en omzetting van koolstof, stikstof en fosfor in zowel de onverzadigde als de verzadigde zone. Het model is gedocumenteerd middels een theoretische beschrijving (Groenendijk en Kroes, 2000; en Rijtema et al, 1999) en een gebruikershandleiding (Kroes en Roelsma, 1998).

De eerste versie van het model is ontwikkeld in 1985 door Berghuijs-Van Dijk et al. (1985). Het model bevatte aanvankelijk alleen een beschrijving organische stof en stikstofkringloop in de bodem. In 1989 is het model uitgebreid met een beschrijving van de fosfaatkringloop. Doel van het model is de uitspoeling van N en P te berekenen naar grond- en oppervlaktewater te berekenen bij verschillende bodemkundige, hydrologische en landbouwkundige grondgebruik-situaties. Voor de toepassing van ANIMO zijn hydrologische gegevens nodig die door een extern waterkwantiteitsmodel worden berekend. Het model heeft opties voor de koppeling aan (agro-) hydrologische perceelsmodellen zoals SWAP, DEMGEN, MOZART en regionale grondwaterstromingsmodellen zoals SIMGRO. De waterbalansgegevens worden per tijdstap voor het perceel of per subgebied en per grondgebruiksvorm ingelezen.

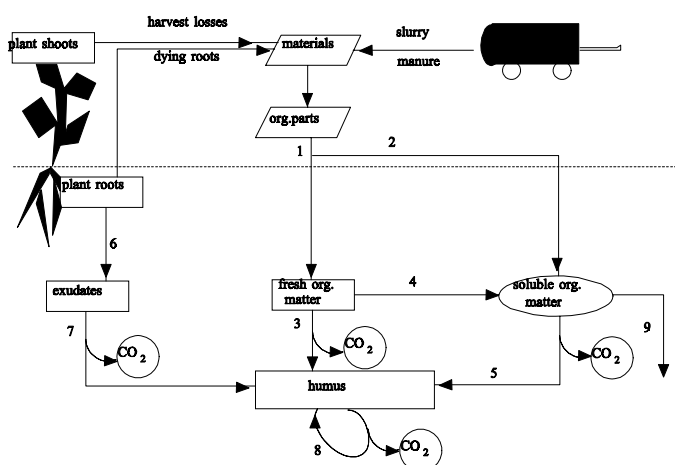


Figuur 6.2 Schematisering en processen in het model Animo

Organische-stofkringloop

In de koolstofcyclus zijn de volgende processen beschreven (fig. 6.2):

- toediening van verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, planteresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit DOC;
- de uitscheiding van wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij niet-gras gewassen;
- de afsterving van wortels bij gras;
- de afbraak van het verse toegediende of gevormde organische materiaal. Bij de degradatie worden de kleinere moleculen mobiel en kunnen als DOC met de waterstroom door het bodemprofiel worden verplaatst;
- de omzetting van de afgescheiden wortellexudaten/haarwortels, het toegediende verse materiaal en het opgeloste organische koolstof naar humus;
- de "turn-over" van de humus.



Figuur 6.2 organische stofkringloop in Animo

Om een breed scala aan landbouwkundige situaties door te kunnen rekenen zijn de verse organische materialen zo geformuleerd dat de uiteenlopende eigenschappen kunnen beschreven worden. Materialen kunnen verschillen in de gewichtsfractie aan organische delen, het gehalte aan DOC 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 afbraak-karakteristiek kan in principe worden afgeleid uit afbraakexperimenten van bijv. Kolenbrander (1969) of uit een eenvoudig organische-stofmodel dat rekening houdt met de afname van de relatieve afbraaksnelheid.

In ANIMO wordt geen onderscheid gemaakt tussen levende biomassa en humus, maar wordt uitgegaan van een gecombineerde humus/biomassa "pool". Deze "pool"

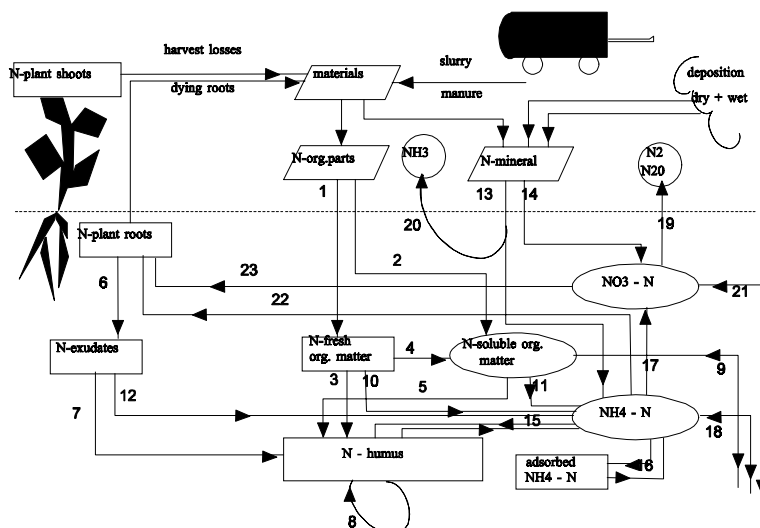
is onderhevig aan een interne turn-over waarbij een gedeelte van de organische stof dissimileert.

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

Stikstofkringloop

In de stikstofkringloop (fig. 6.3) zijn de volgende processen beschreven:

- toediening van organisch stikstof met verschillende soorten organisch materiaal aan de bodem zoals vaste mest, drijfmest, planteresten, stro, etc. Een gedeelte van de mest en drijfmest bestaat uit opgelost organisch stikstof;
- de uitscheiding van organisch stikstof in wortellexudaten en afsterving van haarwortels bij niet-gras gewassen;
- de toediening van organisch stikstof aan de bodem door afsterving van wortels bij gras;
- de mineralisatie en immobilisatie van stikstof als gevolg van de afbraak van vers organisch materiaal, wortellexudaten, haarwortels en opgelost organisch materiaal en de vorming van humus/biomassa;
- de mineralisatie van stikstof als gevolg van de dissimilatie van de humus;
- de aanvoer van mineraal stikstof bij de toediening van mest, kunstmest en andere materialen, alsmede door de droge en de natte depositie uit de atmosfeer;
- de vervluchtiging van een gedeelte van het toegediende ammonium;
- de adsorptie van ammonium aan de vaste bodemfase;
- de nitrificatie van ammonium in aanwezigheid van voldoende zuurstof;
- de denitrificatie van nitraat in gedeeltelijk en volledig anaërobe toestand;
- de opname van ammonium en nitraat door het gewas.



Figuur 2 Stikstofkringloop in ANIMO

Het organische deel van de stikstofkringloop loopt grotendeels parallel aan de organische stofcyclus. Bij de definitie van de materialen 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 nitraat-vorm. In klei- en veengronden neemt ammonium een belangrijker deel in. Vervluchting is in het model bijzonder simpel gedefinieerd als een fractie van de toegediende hoeveelheid ammonium. Adsorptie van ammonium vindt plaats in evenredigheid met de concentratie. In landbouwgronden vormt de gewasopname een belangrijk deel van de totale hoeveelheid mineraal stikstof die jaarlijks in omloop is. Het model bevat een module voor de berekening van de gewasopname. Stikstof kan worden opgenomen met de transpiratiestroom. Indien de behoefte van de plant groter is dan alleen met de waterstroom zou worden opgenomen vindt actieve opname plaats. De snelheid van actieve opname is afhankelijk van de behoefte van de plant en het mineraal stikstofgehalte van de bodem. Indien het verschil tussen behoefte van de plant en gerealiseerde opname groter is dan een bepaalde drempelwaarde, ondervindt de plant schade. Deze schade kan later in het groeiseizoen niet meer worden gecompenseerd.

Fosforkringloop

Is niet relevant voor dit project en wordt verder niet beschreven

Omgevingsfactoren

De omzettingen in de 3 kringlopen zijn voornamelijk gemodelleerd als eerste orde processen. De snelheidsconstanten worden gecorrigeerd voor de omgevingsfactoren temperatuur, vocht, pH en anaërobie. De factoren voor temperatuur, vocht en pH zijn in het model onafhankelijk van de omzettingen in de genoemde kringlopen. De factor voor anaërobie 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 formule wordt een correctiefactor voor de snelheidsconstante berekend t.o.v. de referentiewaarde bij de gemiddelde jaar temperatuur.
- Onder droge omstandigheden, bij pF 3,2 en hoger, wordt de processnelheid gereduceerd omdat de microbiologische populatie te lijden heeft onder droogte-stress. Bij pF-waarde groter dan 4,2 bedraagt de reductiefactor 0,2. De correctiefactor wordt tussen pF 3,2 en pF 4,2 berekend als een lineaire relatie van de berekende drukhoogte.
- De correctiefactor voor pH is geformuleerd als een sigmoïde curve, met een half waarde bij pH 5. Bij pH 4 bedraagt de reductiefactor 7,5% en bij pH 6 is de factor 92,5% van de optimumwaarde.
- De factor voor anaërobie wordt berekend in een denitrificatiemodule. De denitrificatiesnelheid is afhankelijk van de waterverzadigingsgraad van de bodem, de beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar organische materiaal en de aanwezigheid van nitraat.

De reductiefactoren voor omgevingsinvloeden worden met elkaar vermenigvuldigd. Dit resulteert in één 'overall' reductiefactor voor de processnelheid. De vochtreductie

en de reductie voor anaërobie sluiten elkaar doorgaans uit: vochtreductie treedt alleen op onder droge omstandigheden en anaërobie alleen onder natte omstandigheden.

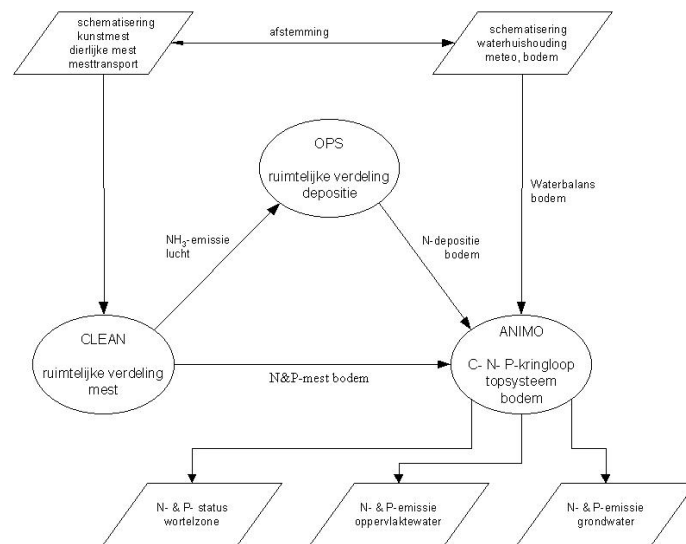
Transportprocessen

Door de waterstroming in het bodemprofiel vindt transport van de verschillende opgeloste stoffen in de vorm van een één-dimensionaal systeem in beschouwing genomen. Hierbij is het bodemprofiel in horizontale lagen geschematiseerd, waaruit via horizontale uitstroming de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd (fig. 6.2). De bovenste lagen voeren overtollig water naar de greppels (vierde orde) en perceelssloten (derde orde) af en lager gelegen lagen naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of wegzijging naar de aquifer op (eerste orde). Tevens vindt er verticaal transport van laag naar laag plaats. In de hydrologische schematisering wordt ervan uitgegaan dat een kanaal tevens als sloot en greppel functioneert. Een sloot functioneert ook als greppel.

De laagindeling geschiedt op grond van de bodemfysische en -chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. De horizonten waarin de belangrijkste veranderingen in de stikstof- en fosforhuishouding plaatsvinden (meestal de bovenste horizonten) worden in meerdere en dus dunnere lagen onderverdeeld. Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegediende meststoffen over het bodemoppervlak simuleren. Per laag wordt per tijdstap een volledige water- en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof (in de vorm van ammonium en nitraat) en minerale fosfor (in de vorm van fosfaat) worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd.

Aanhangsel 7 Het Stone instrumentarium

Het Stone-instrumentarium (Beusen, 1998) is ontstaan uit een initiatief van RIZA, RIVM en Alterra om te komen tot een gemeenschappelijk uit- en afspoelingsmodel voor N en P berekeningen op landelijke schaal. Het is ontwikkeld rondom drie bestaande modellen: CLEAN, OPS en ANIMO (figuur 7.1).



Figuur 7.1 Het Stone-instrumentarium

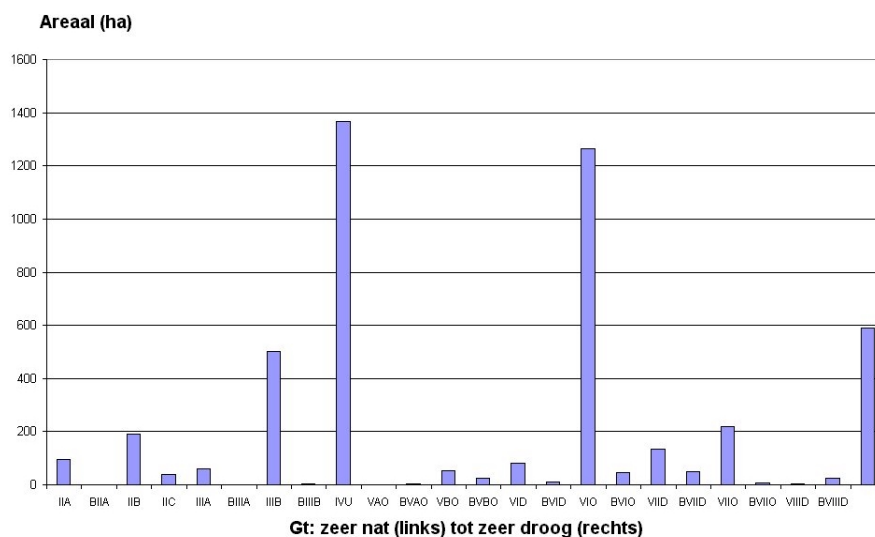
In het ketenmodel zijn de benodigde kennis, modellen en gegevens vergaard. RIVM heeft het model CLEAN geleverd, dat de ruimtelijke verdeling over Nederland kan berekenen van N, P en organische stof in dierlijke mest als functie van onder andere de omvang van de veestapel. Het model OPS, ook van RIVM, berekent de ruimtelijke verdeling van onder andere de depositie van N als functie van emissies vanuit de landbouw en industrie in Nederland. Het derde model ANIMO (zie aanhangsel 6) van Alterra berekent de N- en P-status in de bodem, en de emissie (uit- en afspoeling) van N en P vanuit de landbouwgronden naar grond- en oppervlaktewater als functie van onder meer mestgiften en depositie. Aan het model ANIMO worden tevens basisgegevens toegevoegd van de Watersysteemverkenning (Boers et al, 1996).

Aanhangsel 8 Speelruimte voor de boer t.a.v. grondwaterstanden op een bedrijf

Om een indruk te krijgen van de variatie aan grondwaterstanden die binnen graslandbedrijven wordt aangetroffen is voor een 2-tal gebieden in Nederland een korte analyse uitgevoerd: Epe-Vaassen en Winterswijk-Oost. Van 2 recente (na 1990) gekarteerde gebieden is nagegaan wat de variatie aan Gt's is binnen elk melkveebedrijf. Daarvoor is gebruik gemaakt van een overlay van kaarten met digitale informatie over de ligging van percelen, verkregen via Cultuurtechnische Inventarisaties, en kaarten met de Gt-vlakken uit recente bodemkundige inventarisaties. Vervolgens is per bedrijf de spreiding bepaald en voor elk gebied in klassen ingedeeld.

Gebied Epe-Vaassen-Oost

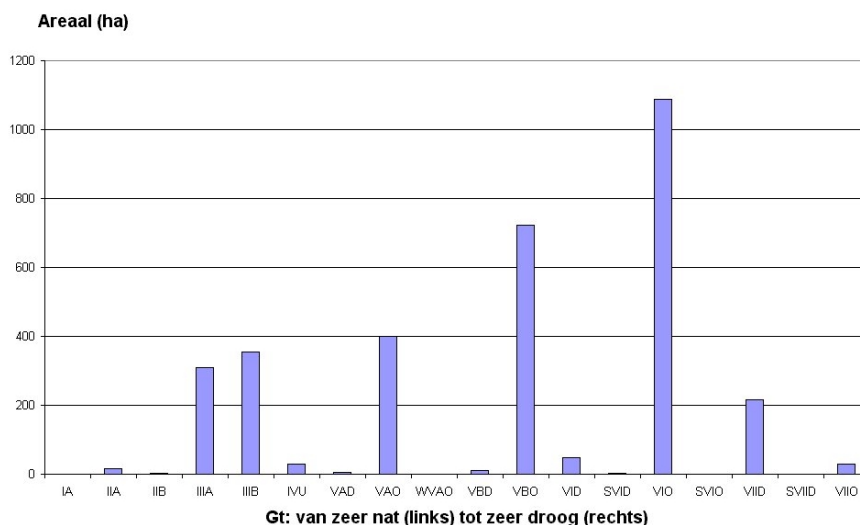
In dit gebied komen 284 melkveebedrijven voor met een totaal areaal van circa 4766 ha. Van deze bedrijven is van 4174 ha de Gt bepaald (figuur 8.1).



Figuur 8.1 Voor het gebied Epe-Vaassen-Oost de Gt-verdeling over de percelen van de melkveebedrijven binnen het gebied

Gebied Winterswijk-Oost

In dit gebied komen 210 melkveebedrijven voor met een totaal areaal van circa 3623 ha. Van deze bedrijven is van 3568 ha de Gt bepaald (figuur 8.2).



Figuur 8.2 Voor het gebied Winterswijk-Oost de Gt-verdeling over de percelen van de melkveebedrijven binnen het gebied

Vervolgens is voor beide gebieden apart een clustering toegepast om te komen tot hanteerbare vochtklassen. Daarbij zijn de volgende selectiecriteria toegepast:

- Van meer dan 99% van het areaal van een bedrijf moet de Gt bekend zijn
- Op een bedrijf moeten meer dan 25 Nge's aanwezig zijn

Op basis van de GHG (Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand; is rechtstreeks gerelateerd aan de Gt) zijn de arealen ingedeeld naar droogte klassen op basis van de grondwatertrap. Hierbij zijn 3 klassen gehanteerd:

- vochtig waarbij de GHG kleiner is dan 40 cm – mv;
- droog waarbij de GHG groter is dan 80 cm – mv;
- intermediaire klasse waarbij de GHG zich tussen 40 en 80 cm-mv bevindt.

Resultaat van clustering voor Winterswijk-Oost

Totaal 97 bedrijven	
Aantal bedrijven waar meer dan 75% van het areaal in 1 klasse valt	17
Aantal bedrijven waar meer dan 50% van het areaal in 1 klasse valt	59
Aantal bedrijven waar meer dan 75% van het areaal in de klasse vochtig valt	14
Aantal bedrijven waar meer dan 75% van het areaal in de klasse intermediair valt	5
Aantal bedrijven waar meer dan 75% van het areaal in de klasse droog valt	0
Aantal bedrijven waar meer dan 50% van het areaal in de klasse vochtig valt	50
Aantal bedrijven waar meer dan 50% van het areaal in de klasse intermediair valt	13
Aantal bedrijven waar meer dan 50% van het areaal in de klasse droog valt	0

Resultaat van clustering voor Epe-Vaassen-Oost

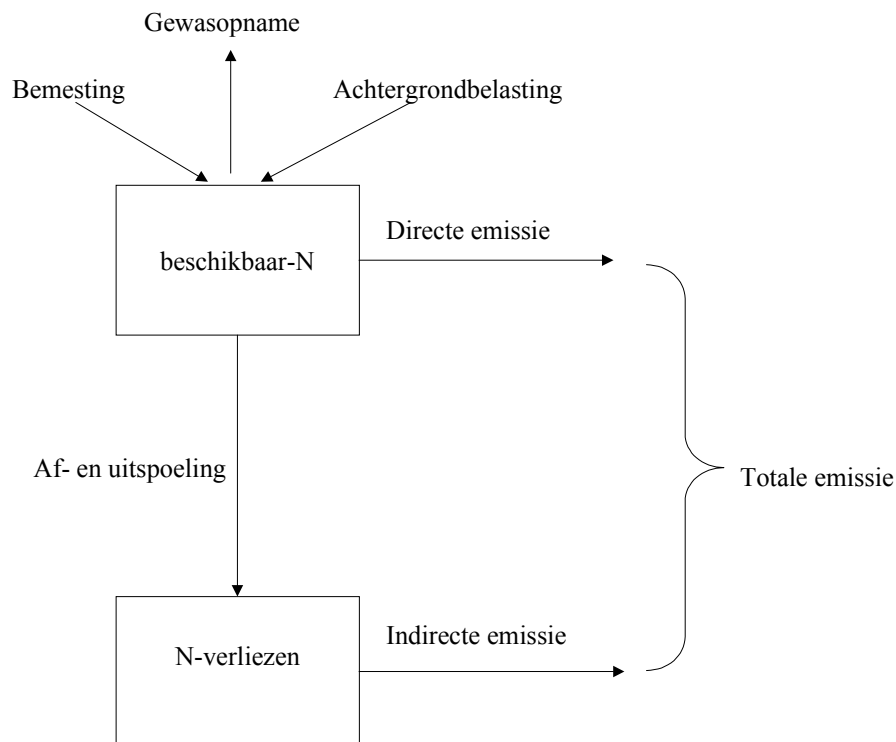
Totaal 104 bedrijven	
Aantal bedrijven waar meer dan 75% van het areaal in 1 klasse valt	36
Aantal bedrijven waar meer dan 50% van het areaal in 1 klasse valt	97
Aantal bedrijven waar meer dan 75% van het areaal in de klasse vochtig valt	0
Aantal bedrijven waar meer dan 75% van het areaal in de klasse intermediair valt	33
Aantal bedrijven waar meer dan 75% van het areaal in de klasse droog valt	2
Aantal bedrijven waar meer dan 50% van het areaal in de klasse vochtig valt	9
Aantal bedrijven waar meer dan 50% van het areaal in de klasse intermediair valt	77
Aantal bedrijven waar meer dan 50% van het areaal in de klasse droog valt	4

In beide gebieden hebben de meeste ondernemers een variatie in grondwatertrappen binnen hun bedrijf. Zij hebben dus mogelijkheden om in te spelen op de weersomstandigheden. In natte perioden kan men het vee op drogere percelen of drogere delen van een perceel laten weiden om verliezen (o.m. uitspoeling) te voorkomen. In het gebied Winterswijk-Oost valt het op dat de meeste bedrijven het grootste deel van het areaal in de klasse *vochtig* hebben. In het gebied Epe-Vaassen-Oost heeft het merendeel van de agrariers het grootste deel van het areaal in de klasse intermediair liggen. Van deze 77 bedrijven heeft 57 bedrijven als subdominante klasse *vochtig* en 20 bedrijven de subdominante klasse *droog*. Bedrijven die reeds een optimale vochthuishouding hebben en dan te maken krijgen met calamiteiten hebben doorgaans minder mogelijkheden om in te spelen op de hydrologische omstandigheden.

Aanhangsel 9 Grondwatergestuurde N₂O-emissie

Algemeen

De productie van lachgas als product van de omzettingen van stikstof in de bodem kan als een eenvoudige systeem worden beschreven (Figuur 1). De mestgift en de achtergrondbelasting (mineralisatie van in de bodem aanwezig organische stof) leveren een volume beschikbaar stikstof. Van deze hoeveelheid stikstof wordt een groot deel door het gewas geconsumeerd, een deel verdwijnt naar grond- of oppervlaktewater, en een deel wordt in de bodem omgezet waarbij lachgas vrij kan komen (directe emissie). De stikstof die verdwijnt naar grond- en oppervlaktewater wordt voor een deel eveneens omgezet waarbij ook lachgas wordt geproduceerd (indirecte emissie).

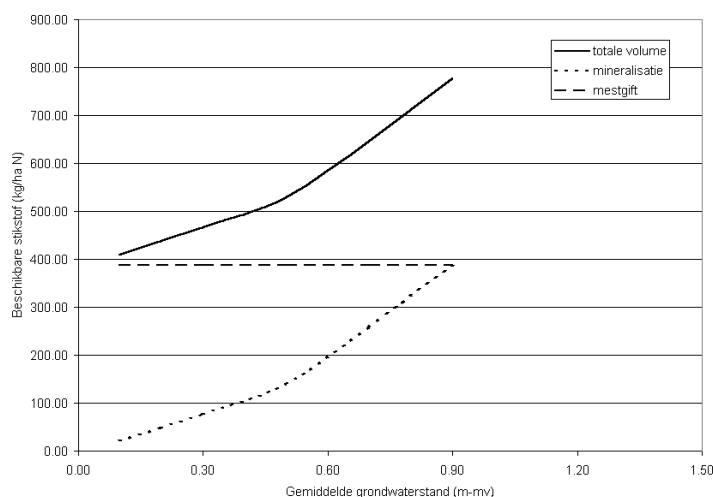


Figuur 1 Stikstofvolumes en de emissieroutes van lachgas in de bodem.

De vochthuishouding c.q. het waterbeheer beïnvloeden de achtergrondbelasting, de grootte van de mestgift, de gewasopname, de uit- en afspoeling van stikstof en de directe emissie. In aanhangsel 3 zijn de effecten van waterbeheer op de bemestingshoeveelheid berekend met een bedrijfsmodel. De effecten van waterbeheer op de overige processen worden in dit aanhangsel voor grasland op zand-, klei- en veengronden berekend op basis van de beschikbare kennis.

Huidige toestand

De bemestingshoeveelheden zijn gelijk aan de in aanhangsel 3 gepresenteerde hoeveelheden. Deze hoeveelheden zijn in deze analyse constant gehouden. De bijbehorende achtergrondbelasting is ook overeenkomstig aanhangsel 3. Voor zand en kleigronden is de achtergrondbelasting niet afhankelijk gemaakt van de grondwaterstand. Dat is wel gedaan voor veengronden (figuur 2) op basis van meetgegevens van Schothorst (Hendriks, 1992). Voor diepe gemiddelde grondwaterstanden is de gemineraliseerde hoeveelheid qua orde van grootte gelijk aan de via de mestgift toegediende hoeveelheid.



Figuur 2 Jaarlijks beschikbare hoeveelheid stikstof op veengrond en de herkomst.

De totale stikstofverliezen uit de wortelzone zijn bepaald als functie van de grondwaterstand uit de rekenresultaten met Stone (aanhangsel 4). De emissiefactoren voor de directe route zijn grondwaterstandafhankelijk gemaakt met de berekende totale emissies van de landelijke emissieberekening (aanhangsel 4). Deze relaties zijn gebaseerd op rekenresultaten voor verschillende mestgift, bodems en waterhuishoudkundige situaties. De onzekerheid is derhalve groot. De berekende directe emissies zijn voor de bodem-grondwaterstand-combinaties gelijk aan de in aanhangsel 3 berekend emissies voor de Gt van het standaardbedrijf. De resultaten staan in de tabellen 1, 2 en 3.

Tabel 1 Emissie van Lachgas ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) als functie van de gemiddelde grondwaterstand (m-mv) voor zandgronden.

Grondwaterstand	directe emissie	Indirecte emissie	Totale emissie
0.40 - 0.60	14,89	0,27	15,17
0.60 - 0.80	10,45	0,45	10,90
0.80 - 1.00	6,95	0,61	7,56
1.00 - 1.20	5,23	0,75	5,98
1.20 - 1.40	4,34	0,85	5,19
1.40 - 1.60	3,92	0,93	4,85

Tabel 2 Emissie van Lachgas (kg N.ha^{-1}) als functie van de gemiddelde grondwaterstand (m-mv) voor kleigronden.

Grondwaterstand	directe emissie	Indirecte emissie	Totale emissie
0.40 - 0.60	17.88	0.81	18.69
0.60 - 0.80	12.55	1.07	13.62
0.80 - 1.00	8.35	0.90	9.25
1.00 - 1.20	6.28	0.83	7.10
1.20 - 1.40	5.21	0.80	6.01
1.40 - 1.60	4.71	0.79	5.50

Tabel 3 Emissie van Lachgas (kg N.ha^{-1}) als functie van de gemiddelde grondwaterstand (m-mv) voor veengronden.

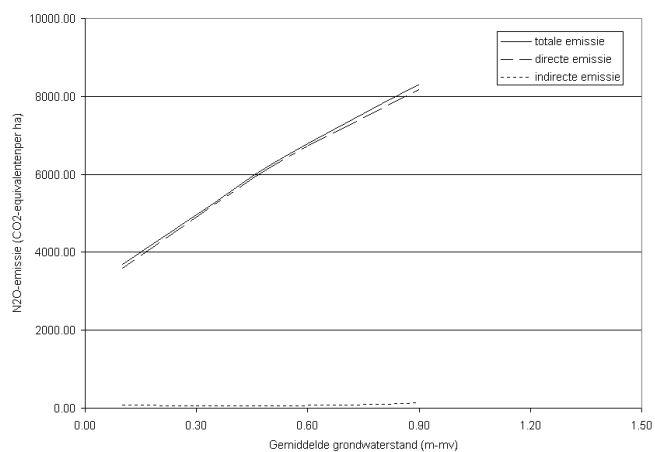
Grondwaterstand	directe emissie	Indirecte emissie	Totale emissie
0.00 - 0.20	11.60	0.29	11.89
0.20 - 0.40	15.82	0.21	16.03
0.40 - 0.60	19.96	0.18	20.15
0.60 - 0.80	23.24	0.29	23.52
0.80 - 1.00	26.40	0.45	26.84

De directe emissie neemt voor veen- en kleigronden af naarmate de grondwaterstanden dieper zijn (drogere omstandigheden). Voor veengronden neemt de directe emissie echter toe naarmate de situatie droger wordt. Dit wordt veroorzaakt doordat de mineralisatie van het veen toeneemt, waardoor het volume beschikbare stikstof sterk toeneemt. Bij gemiddelde grondwaterstanden dieper dan 0.80 m-mv is het uit veen gemineraliseerde volume stikstof een vergelijkbare grootte als de via (de constant veronderstelde!) bemesting toegediende hoeveelheid stikstof. Onder zeer natte omstandigheden (veenvorming) wordt organisch stikstof in de bodem vastgelegd en is de lachgas-emissie klein.

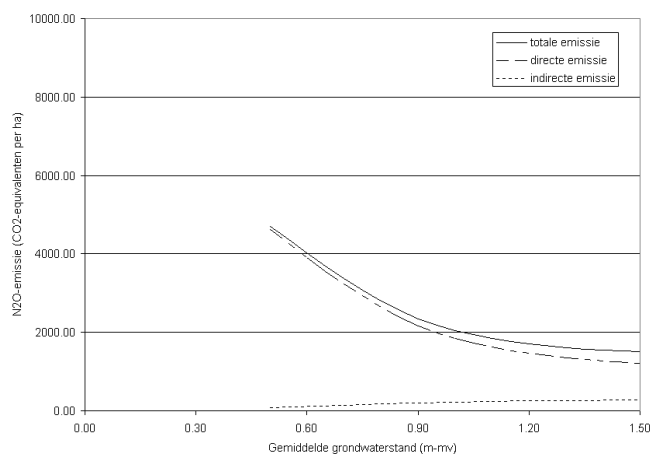
De bijdrage van de indirecte emissie is onder natte omstandigheden voor alle bodems gering ten opzichte van de directe emissie. Voor veengronden is de indirecte emissie erg klein (maximaal 2,5 %) ten opzichte van de directe emissie. Voor zand- en kleigronden is de bijdrage van de indirecte emissie niet te verwaarlozen.

De totale emissie van lachgas is relatief laag ($< 5 - 15 \text{ kg N.ha}^{-1}$) uit (met name droge) zandgronden, is groter uit kleigronden ($5 - 20 \text{ kg N.ha}^{-1}$) en is groot uit (met name droge) veengronden ($10 - > 25 \text{ kg N.ha}^{-1}$).

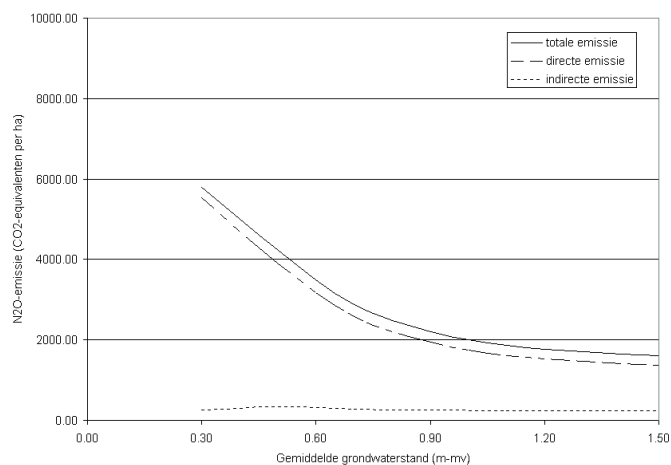
De relaties tussen grondwaterstand en indirecte en directe emissie zijn voor de grondsoorten veen, zand en klei weergegeven in de figuren 3, 4 en 5. Daaruit blijkt dat, indien op veengronden de gemiddelde grondwaterstand stijgt van 0.5 naar 0.9 m-mv, de totale N_2O -emissie reduceert met circa 2500 CO_2 -equivalenten per ha (figuur 3). Het dalen van een gemiddelde grondwaterstand op zand- en kleigronden van 0.5 naar 0.9 m-mv levert een emissiereductie in de orde van 2000 CO_2 -equivalenten per ha (figuur 4 en 5).



Figuur 3 Emissie vanuit veengronden als functie van de grondwaterstand.



Figuur 4 Emissie vanuit zandgronden als functie van de grondwaterstand.



Figuur 5 Emissie vanuit kleigronden als functie van de grondwaterstand.

Maatregelen om de N₂O-emissie te reduceren

Om de lachgas-emissie via waterbeheer te reduceren moet de drooglegging van natte zand- en kleigronden met agrarisch grondgebruik worden verbeterd. Naarmate de gronden droger zijn neemt het effect van een verder verdroging op de lachgas-emissie af. Met name in de zandgebieden is deze ingreep in conflict met het beleid ten aanzien van waterbeheer zoals dat op dit moment wordt gerealiseerd. De maatregelen die op dit moment worden uitgevoerd om de verdroging te bestrijden zullen leiden tot een toename van de lachgas-emissie in agrarisch gebied. Vernatten ten behoeve van natuurontwikkeling daarentegen resulteert vaak in vastleggen van organisch stikstof in de bodem (opbouw van organische stofvoorraad) waardoor de emissie vanuit bestaande natuurgebieden (door mineralisatie van de organische stofvoorraad als gevolg van verdroging) en de emissie vanuit uit productie genomen landbouwgronden (door bemesting) zullen afnemen.

In veengronden worden de oppervlaktewaterstanden vaak bewust hoog (50-60 cm-mv) gehouden om de mineralisatie van het veen en de daardoor veroorzaakte bodemdaling tegen te gaan. Er zijn echter ook gebieden waar de landbouwkundige productie geheel voorop staat en waar feitelijk ‘veen-mining’ wordt gepleegd, de peilen zijn dermate laag dat het veen in hoog tempo mineraliseert waardoor het veenpakket zienderogen slinkt en de emissie van lachgas groot is. Op veengronden kan de emissie worden gereduceerd door vernatten. Deze ingreep is in overeenstemming met het bestaande waterbeleid. Omdat ook de totale emissie uit veenbodems groter is dan uit zand- en kleibodems is vernatten in veengronden aantrekkelijk om de emissie van lachgas te reduceren.

Op basis van de analyse is inzicht verkregen in het effect van ingrepen in de waterhuishouding. Op basis van de afgeleide relaties kunnen ook verschillen van de emissies gedurende het jaar worden beredeneerd. De werkelijke emissies zijn afhankelijk van het volume stikstof in de bodem, de grondwaterstanden en de neerslag. De emissies kunnen binnen een jaar dan ook sterk variëren.

Effect van klimaatontwikkeling op grondwater en N₂O-emissie

Om het effect van klimaatontwikkeling in de vorm van een veranderde grondwaterstand op nationale schaal in te schatten zijn berekeningen gedaan voor de landbouwgebieden waarbij de grondwaterstand gemiddeld ondieper is dan 2 m-mv. Het totale areaal in Nederland waarvoor dit geldt is 1,9 miljoen ha. Dit is bepaald met de resultaten uit aanhangsel 4, waarmee tevens een verdeling van oppervlaktes over Gt-klasse en grondsoort is berekend (tabel 4).

Tabel 4. Oppervlakte (ha) landbouwgrond met gemiddelde grondwaterstand ondieper dan 2 m

Gt-klasse	veen	zand	klei	totaal
'I '	2950	150	1475	4575
'II '	80175	850	11775	92800
'II* '	56275	625	50	56950
'III '	4900	7650	17450	30000
'III*'	37325	25050	13350	75725
'IV '	54000	43450	60250	157700
'V '		3550	10675	14225
'V* '	575	40925	24950	66450
'VI '	39975	355000	202125	597100
'VII '	13625	177250	612575	803450
'VII*'		15375	50	15425
Totaal	289800	669875	954725	1914400

Voor deze gebieden is het effect bepaald van een verlaging en een verhoging van de jaargemiddelde grondwaterstand met stappen van 5 cm t.o.v de referentietoestand. De referentietoestand is daarbij het gemiddelde grondwaterstandsverloop zoals dat is berekend voor de jaren 1971 t/m 1985 (aanhangel 4). Uit de resultaten blijkt dat een dalende grondwaterstand resulteert in een dalende N₂O-emissie. Een stijgende grondwaterstand zal resulteren in een toename van de N₂O-emissie (tabel 5). De N₂O-emissie vanuit veengronden daalt weliswaar, maar deze daling wordt tenietgedaan door de relatief grote stijging vanuit de zand- en kleigronden. Een gemiddelde verandering van de grondwaterstand van 20 cm resulteert in een verandering in de N₂O-emissie die kan variëren van een daling van 0.14 tot een stijging van 0.41 Mton CO₂-equivalenten.

Tabel 5. Verandering van de N₂O emissie (CO₂-equivalenten) bij veranderende grondwaterstand

Verandering grondwaterstand (stijging = positief)	N ₂ O-emissie per grondsoort en totaal (kton CO ₂ -equivalenten)				Verandering N ₂ O-emissie t.o.v. referentie-toestand (stijging = positief)	
(cm)	veen	zand	klei	totaal	(Mton CO ₂ - equivalenten)	% van referentie
-20	2593	991	1603	5188	-0.14	-3
-15	2463	1084	1667	5214	-0.11	-2
-10	2343	1175	1724	5243	-0.09	-2
-5	2231	1268	1780	5279	-0.05	-1
0 (referentie)	2125	1364	1839	5328	0	0
5	2023	1466	1906	5395	0.07	1
10	1924	1576	1984	5483	0.16	3
15	1826	1695	2076	5597	0.27	5
20	1730	1825	2185	5740	0.41	8

Effect van vernattingsbeleid op N₂O-emissie

Het lokale effect van een verhoging van de grondwaterstand, in gebieden waar anti-verdrogingsmaatregelen op stapel staan, is ingeschat door in de maatregelgebieden (hoofdstuk 2, figuur 4) de grondwaterstand te verhogen met stappen van 10 cm. Daarvoor zijn, op basis van de resultaten uit aanhangsel 4, de gemiddelde

grondwaterstanden bepaald en is een verdeling van oppervlaktes over Gt-klasse en grondsoort bepaald (tabel 6).

Tabel 6. Oppervlakte (ha) gebieden met anti-verdrogingsmaatregelen en een gemiddelde grondwaterstand ondieper dan 2 m

Grondgebruik	Bodemsoort			
	veen	zand	klei	totaal
Snijmaïs	2299	31246	3225	36769
Overig bouwland	6719	17904	11424	36047
Natuur	18697	133011	19443	171151
Grasland	38283	112131	41816	192230
Totaal	65998	294292	75907	436198

Uit de resultaten blijkt dat een stijgende grondwaterstand zal resulteren in een toename van de N₂O-emissie (tabel 7 en tabel 8). De N₂O-emissie daalt in veengronden, maar stijgt relatief sterk in zand- en kleigronden, waardoor in totaal een toename van de N₂O-emissie ontstaat. Een gemiddelde stijging van de grondwaterstand met 50 cm in de maatregelgebieden kan resulteren in een stijging van de N₂O-emissie 0.39 Mton CO₂-equivalenten. De werkelijk optredende stijging hangt voornamelijk af van de periode in het jaar waarin de grondwaterstand stijgt, de aanwezige grondsoort en het grondgebruik. Indien de stijging van de grondwaterstand zich beperkt tot de veengronden kan een daling van de emissie optreden die kan oplopen tot 0,21 Mton CO₂-equivalenten.

Tabel 7. N₂O emissie (kton CO₂-equivalenten) bij stijgende grondwaterstand

Stijging grondwaterstand (cm)	N ₂ O-emissie per grondsoort en totaal (kton CO ₂ -equivalenten)			
	veen	zand	klei	totaal
0 (referentie)	491	439	151	1081
10	442	515	167	1123
20	395	597	187	1179
30	352	688	214	1253
40	312	789	247	1349
50	280	899	288	1467

Tabel 8. Verandering van de N₂O emissie (Mton CO₂-equivalenten) bij stijgende grondwaterstand

Stijging grondwaterstand (cm)	Verandering N ₂ O-emissie per grondsoort en totaal; positief=stijging t.o.v. referentie; (Mton CO ₂ -equivalenten)			
	veen	zand	klei	totaal
0 (referentie)	0.00	0.00	0.00	0.00
10	-0.05	0.08	0.02	0.04
20	-0.10	0.16	0.04	0.10
30	-0.14	0.25	0.06	0.17
40	-0.18	0.35	0.10	0.27
50	-0.21	0.46	0.14	0.39

Realisatie van wijzigingen in grondwaterregime

Veranderingen van grondwaterstanden kunnen worden gerealiseerd door een verbeterde ontwatering (draineren), actief peilbeheer en dynamisch peilbeheer:

- Actief peilbeheer – Door waterschappen, maar in toenemende mate ook door boeren zelf, wordt actief peilbeheer gepleegd. Door bij dit actieve peilbeheer tevens gebruik te maken van snel veranderende, dynamische, gegevens (bijv. actuele neerslag, onderhoudstoestand) wordt een vorm van dynamisch peilbeheer gecreëerd. Actief peilbeheer komt thans in ca 50% van Nederland voor (geheel west-Ned., veenkoloniën; in grote gebieden: peilverschillen zomer-winter).

Voorbeelden van dynamisch peilbeheer:

- Grondwatergestuurd bemestingsschema – Een tijdelijke verhoging (veen) of verlaging (zand, klei) van de grondwaterstand direct nadat een mestgift is toegediend. Bij zandgronden is bij lage waterverzadigingsgraad (wfps) optimale gewasgroei mogelijk in combinatie met een minimale N_2O -emissie. Bij veengronden is de N_2O -emissie minimaal bij hoge wfps.
- Verlaging streefpeilen in oppervlaktewater bij voldoende wateraanvoer – In situaties waar wateraanvoer mogelijk is zal een tijdelijke verlaging van streefpeilen resulteren in lagere grondwaterstanden, hetgeen in zandgebieden tot lagere N_2O -emissies kan leiden.
- Beweidingschema gebaseerd op actief peilbeheer – Door in te spelen op de variatie aan grondwaterregimes binnen een bedrijf kan een optimale benutting van nutriënten plaatsvinden, waardoor de indirecte verliezen kunnen afnemen.
- Gecontroleerde drainage – In de Verenigde Staten (North-Carolina) wordt “controlled drainage” toegepast in perioden buiten het groeiseizoen om de nitraatuitspoeling te reduceren. Door de hoogte van de uitlaat van drainbuizen te veranderen worden individuele velden tijdelijk slechter gedraineerd waardoor vernatting optreedt. Op deze wijze wordt denitrificatie van nitraat gestimuleerd. Door voldoende vernatting lijkt het zelfs mogelijk dat het grootste deel van nitraat als stikstofgas verloren gaat en dat de bijdrage van N_2O aan de denitrificatie gering is. Als deze maatregel effectief is, dan wordt de belasting van nitraat op het oppervlaktewater verkleind en zal de bijdrage van N_2O uit deze bron verminderen. In Nederland is bodemtype, klimaat en de landbouwkundige praktijk anders dan in North-Carlina, zodat ook de bodemprocessen anders verlopen. Voor Nederlandse omstandigheden is nog nauwelijks onderzoek gedaan naar de relatie tussen gecontroleerde drainage, N_2O -emissie en nitraatuitspoeling. De mogelijkheden van deze waterbeheersmaatregel om stikstofverliezen te reduceren zijn echter veelbelovend, en daarom wordt voorgesteld om op dit terrein onderzoek te starten.

Een aantal van de voorgestelde maatregelen leidt mogelijk tot een toename van opgeloste N_2O -afvoer via drainagewater. N_2O is goed oplosbaar in water. Een

mogelijke emissiebron is het uitspoelen van opgelost N_2O via drainwater naar het oppervlaktewater, waar de N_2O ergens als gas naar de atmosfeer kan ontsnappen. Deze weg is zeer slecht gekwantificeerd. Het lijkt in eerste instantie niet erg aannemelijk, aangezien de verblijftijd in de bodem meestal lang genoeg is om de N_2O ofwel als gas te laten ontsnappen, ofwel tot N_2 te doen omzetten. Het verdient echter aanbeveling om in een aantal situaties met versnelde drain-afvoer de N_2O -concentraties in drainwater te meten, teneinde het zicht op deze route te vergroten.

Conclusies

Grondwatergestuurde reductie van de N_2O -emissie kan een duidelijke bijdrage leveren aan de totale emissie-reductie. Met de hier gevolgde methode wordt een gemiddelde jaarlijkse emissie-reductie ingeschat die ergens ligt tussen de 0,0 en 0,39 Mton CO_2 -equivalenten. Het exacte niveau is afhankelijk van de haalbaarheid van een aantal de voorgestelde maatregelen, waarbij de effecten op veengronden het grootst zijn. Indien in 20% van de veengronden de grondwaterstand met 50 cm zou kunnen stijgen (plas/dras situaties creëren), wordt de emissie gereduceerd met 0,15 Mton CO_2 -equivalenten.

Aanhangsel 10 N₂O-emissie door beregenen

Beregeningsgiften resulteren in hogere vochtgehaltes in de wortelzone waardoor de emissie van lachgas toeneemt. Er zijn aanwijzingen dat de emissie van lachgas gedurende een korte periode direct na een grote hoeveelheid neerslag (lees ook beregening) in een droge periode extreem groot is. De effecten die na deze gebeurtenissen optreden zijn niet goed bekend en zijn derhalve moeilijk te kwantificeren.

Geprobeerd is de directe emissie te schatten met behulp van voor Nederlandse omstandigheden afgeleide relaties tussen WFPS (Water Filled Pore Space) en de lachgasemissie (Velthof en Oenema, 1995). De indirecte emissie door uitspoeling van nitraat na beregening is niet gekwantificeerd.

Werkwijze en uitgangspunten

In Nederland wordt 17 % van het areaal landbouwgrond beregend (Van Os et al., 1999). De verhoudingen in arealen beregend per bodemtype zijn ontleend aan de berekeningen met het STONE-instrument (aanhangsel 4). Langjarig gemiddeld wordt 3 keer per jaar beregend (met in droge jaren maxima van 7 keer beregenen op verdrogingsgevoelige gronden). Conform de beregeningsplanner wordt beregend bij bereiken van pF 2.7 en wordt het vochtgehalte in de wortelzone aangevuld tot veldcapaciteit (pF 2.0). De vochtgehaltes bij deze drukhoogten en het vochtgehalte bij verzadiging zijn voor alle bouwstenen van de bovengrond uit de Staringreeks (Wosten, Veerman en Stolte, 1994) bepaald. Met deze data is de WFPS voor de beide vochtgehaltes (start en einde beregening) bepaald per bodemtype. De WFPS is gebruikt voor het schatten van de emissie. Het verschil in de emissies bij beide WFPS geeft een schatting van het effect van beregening.

De emissie als gevolg van beregening (of een intensieve regenbui) is groot gedurende korte tijd. De totale emissie tijdens deze korte piek in de emissies is niet bekend. Verondersteld is dat de totale emissie als gevolg van beregening gelijk is aan 60 (2.5 dag) maal het verschil in de emissies per uur bij beide WFPS. De emissies op uurbasis zijn geschat met de door Velthof en Oenema (1995) gevonden relaties. Voor veengronden is gebruik gemaakt van de relatie voor het droge veen (alleen onder droge omstandigheden wordt beregend). De emissie wordt in deze relaties beschreven als functie van de WFPS, het N-mineraal gehalte in de bodem en de temperatuur. De temperatuur is voor alle bodems op 18°C gesteld (dit is een representatieve temperatuur voor warme, droge perioden). Gerekend is voor N-mineraal gehalten van 50 en 100 kg N. ha⁻¹. Dit zijn resp gemiddelde en hogere N-mineraal gehalten voor bemeste graslanden tijdens het groeiseizoen. 100 kg N.ha⁻¹ is echter geen extreme waarde, regelmatig worden hogere gehalten gemeten.

Resultaten

De resultaten (tabel 1) indiceren dat door beregenen in Nederland gemiddeld over een langere periode 0.05 tot 0.134 Mton CO₂-equivalenten N₂O per jaar vrijkomen. De grootste bijdrage is afkomstig van de zandgronden omdat op deze gronden het

grootste beregende areaal voorkomt. De emissies per ha zijn veel groter voor klei- en met name veengronden. Hierdoor loont het de moeite voor alle drie de bodemtypen maatregelen m.b.t. berekening te overwegen. Bij deze verkennende berekeningen is geen onderscheid gemaakt naar gewas. De grootste reductie lijkt haalbaar op productiegrasland, omdat hier en hoge stikstofbemestingsniveaus worden toegepast en omdat berekening in dit gewas op droge gronden gebruikelijk is (grootste areaal).

Tabel 1 Emissie van lachgas (Mton CO₂-eq.jr⁻¹) als gevolg van berekening voor verschillende bodemtypen en verschillende hoeveelheden Nmineraal (kg N.ha⁻¹) bij een bodemtemperatuur van 18°C.

	Oppervlakte berekend (1000 ha)	50 kg Nmin.ha ⁻¹	100 kg Nmin.ha ⁻¹
Zand	371	0.031	0.066
Klei	81	0.012	0.049
Veen	15	0.008	0.019
Totaal	467	0.051	0.134

Omdat berekening op grasland veelal gebeurt na een snede of weidegang en de daarop volgende mestgift mag worden verondersteld dat de emissie door berekening het best wordt benaderd door het hoge N-mineraal gehalte van 100 kg.ha⁻¹.

Na berekening worden ook eerder hoge vochtgehaltes (en hogere emissies van lachgas) bereikt wanneer neerslag valt. Dit effect is niet in de berekeningen meegenomen. De absolute grootte van de emissie na berekening en daarmee het te realiseren maximale effect van ingrepen is moeilijk te schatten. Dit wordt in sterke mate veroorzaakt doordat het verloop van de emissie na berekening (of een regenbui) niet bekend is. Meten van dit verloop moet dan ook prioriteit hebben om en effectiever te kunnen meten en om de emissies beter te kunnen schatten.

Conclusies

Met de gevolgde methode wordt een gemiddelde jaarlijkse emissie als gevolg van berekenen van 0.134 Mton CO₂-equivalenten geschat. Dat is ongeveer 0.5 % van de totale jaarlijkse N₂O-productie in Nederland. De verklaarde variantie voor de gebruikte relaties (Velthof en Oenema, 1995) is klein (0.3-0.4). Dat betekent waarschijnlijk dat extreme situaties door deze relaties niet goed worden weergegeven en dat de berekende emissies na berekening worden onderschat. De duur van de emissies na berekening is niet bekend, dit kan tot een onder- of overschatting van de totale emissie hebben geleid.

De berekende emissie door berekening is aanzienlijk, ingrepen in berekening bieden dan ook perspectief om de emissie van lachgas te reduceren. Mogelijke maatregelen zijn:

1. een algeheel beregeningsverbod
2. een tijdperiode (2 weken) tussen mestgift en berekening aanhouden.
3. Regelmatiger maar kleinere hoeveelheden beregenen. De beregeningsintensiteit en -hoeveelheid moeten zodanig worden gekozen dat de emissie van lachgas

minimaal is (laag vochtgehalte handhaven) en dat de gewasgroei niet wordt geremd (voldoende beschikbaarheid van vocht en nutriënten).

Omdat grote neerslaghoeveelheden tot vergelijkbare emissies kunnen leiden kan ook worden overwogen de mestgiften aan te passen aan het vochtgehalte in de wortelzone; dwz bv niet bemesten bij hogere vochtgehaltenes of regelmatig kleinere hoeveelheden toedienen.

