

Emissie van N₂O en CO₂ uit organische landbouwbodems

Dit rapport is opgesteld ter ondersteuning van de voorbereiding in Nederland op een nationaal systeem waarmee de emissies van broeikasgassen uit de landbouw kan worden gerapporteerd. Het project werd uitgevoerd in opdracht van SenterNovem in Utrecht (opdracht nummer 1331-03-02-010006 / 4700006117)

This report is part of the preparation in the Netherlands towards completion and implementation of a National System for reporting of emissions of greenhouse gases from agriculture. The project was commissioned by SenterNovem in Utrecht (assignment number 1331-03-02-010006/4700006117).

Emissie van N₂O en CO₂ uit organische landbouwbodems

P.J. Kuikman
J.J.H van den Akker
F. de Vries

Alterra-rapport 1035-2

Alterra, Wageningen, 2005

REFERAAT

Kuikman, P.J., J.J.H van den Akker & F. de Vries, 2005. *Emission of N₂O and CO₂ from organic agricultural soils*. Alterra, Wageningen, Alterra-rapport 1035-2. 66 blz.; 1. fig.; 6. tab.; 48 ref.

According to the international agreement of the United Nations Framework Convention on Climate Change the Netherlands has to report emissions of greenhouse gases periodically to the UNFCCC secretariat in Bonn in a national inventory. Such an inventory should be based on internationally comparable methodologies, be public and transparent, include all sources and removals by sinks of all greenhouse gases. This report is on calculations for a specific source (management of organic soils) of nitrous oxide (N₂O) and carbon dioxide (CO₂) that is not reported according to international standards and partly missing in the National Inventory Report for the Netherlands. The total area of organic soils is calculated at 223 000 ha in 2003 based on inventories. The area will continue to decrease further. The calculated annual emission of CO₂ amounts to 4.246 Mton CO₂ and for N₂O to 0.508 Mton CO₂ equivalents.

Kuikman, P.J., J.J.H van den Akker & F. de Vries, 2005. *Emissie van N₂O en CO₂ uit organische landbouwbodems*. Alterra, Wageningen, Alterra rapport 1035 – 2. 66 pag., 1 fig., 6 tab.; 48 ref.

Conform de internationale eisen in het klimaatverdrag is Nederland verplicht om jaarlijks een zogenaamde National Inventory Report ofwel nationale inventarisatie van de emissie van broeikasgassen aan het UNFCCC secretariaat in Bonn te sturen. Deze berekening dient gebaseerd te zijn op internationaal aanvaarde methodologie en openbaar en transparant te zijn. In deze studie is een methodiek beschreven en een berekening uitgevoerd om de directe emissie van lachgas en CO₂ uit bewerkte organische gronden (veengronden en andere gronden met een hoog gehalte organische stof) conform IPCC vereisten te rapporteren. Hiermee kan Nederland haar National Inventory completeren. Het totale oppervlak aan organische gronden in landbouwkundig gebruik is bepaald 223 000 ha in 2003 en gebaseerd op inventarisaties. Het areaal blijft naar verwachting verder afnemen. De berekende jaarlijkse emissie van CO₂ is bepaald op 4,246 Mton CO₂ en voor lachgas (N₂O) op 0,508 Mton CO₂ equivalenten.

Keywords: carbon dioxide, drainage, greenhouse gas emissions, management, nitrous oxide, organic soils

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 15,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1035-2. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2005 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

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

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

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

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding en doelstelling	11
1.1 Probleembeschrijving	11
1.2 Doelstelling	11
2 Berekening van lachgas uit organische gronden	13
2.1 Vorming van lachgas	13
2.2 Rapportage van lachgas uit organische gronden	13
2.3 Aanpak en uitvoering	13
3 Resultaten	17
3.1 Areaal organische gronden in Nederland	17
3.2 Bepaling van de N ₂ O en CO ₂ emissie door de mineralisatie van organische gronden	20
3.3 De emissie van N ₂ O en CO ₂ uit organische gronden in Nederland	22
4 Conclusies	27
4.1 Oppervlakte aan organische gronden	27
4.2 Bepaling van de N ₂ O achtergrondemissie uit defaultwaarden	28
4.3 Bepaling van de N ₂ O- en CO ₂ -emissie uit de maaiveldddaling	28
4.4 Bepaling van de N ₂ O emissie uit het stikstofleverend vermogen	28
4.5 Vergelijking van de methoden en eindconclusie	29
4.6 Conclusies met betrekking tot de IPCC richtlijnen	29
Literatuur	31
<i>Bijlagen</i>	
1 Definitions of organic soil and Histosols (FAO, 1998. World reference base for soil resources, World Soil Resources Report 84, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome)	37
2 Berekening van CO ₂ en N ₂ O emissie uit maaiveldddaling van veengronden	41
3 Organische gronden in Nederland	53
4 Analyse van relevante literatuur voor N ₂ O emissie en organische gronden in Nederland	65

Samenvatting

Nederland heeft in 1992 het UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) ondertekend. Conform de internationale eisen in deze overeenkomst is Nederland verplicht om periodiek (jaarlijks) een zogenaamde *National Inventory Report* ofwel nationale inventarisatie van de emissie van broeikasgassen aan het UNFCCC secretariaat in Bonn te sturen. Deze berekening dient compatibel met internationaal vergelijkbare methoden, openbaar, transparant en volledig te zijn. Het International Panel on Climate Change (IPCC) onderscheidt voor de landbouw een zestal key sources voor de emissie van broeikasgassen. De categorie landbouwbodems is een van deze key sources.

In deze studie is een alternatieve methodiek beschreven ter vervanging van de vaste en niet variabele categorie “verhoogde achtergrondemissie van lachgas uit bewerkte organische bodems” in de Nederlandse National Inventory (Spakman et al., 2003). Er is een berekening uitgevoerd om de directe emissie van lachgas uit bewerkte organische gronden (veengronden en andere gronden met een hoog gehalte organische stof) conform IPCC vereisten te rapporteren. Zo wordt het concept van IPCC voor bepaling van de indirecte emissie van lachgas en de emissie van CO₂ recht gedaan.

In dit project is de standaard rekenmethode vergeleken met een landenspecifieke methode. Deze laatste maakt gebruik van de IPCC definitie van organische gronden. Er is een schatting van het areaal gemaakt en een emissie van N₂O en CO₂ berekend die is gebaseerd op de metingen en berekeningen van oxidatie van organische stof als gevolg van landbouwkundig gebruik en waterbeheer. Daarbij wordt een koppeling tussen C en N op basis van C – tot – N verhouding en een emissiefactor (2%) voor de omzetting van de N in N₂O toegepast. Voor iedere stap is een volledige verantwoording van berekeningswijze, onderbouwing met meetgegevens en aannames gegeven.

In 2003 is de bekende oppervlakte aan veengronden 290.000 ha (tabel 1) waarvan in landbouwkundig gebruik 223.000 ha (tabel 2). Deze berekening is gebaseerd op de Bodemkaart 1 : 50 000 en de correcties daarop in de Veenkartering van 2001-2003 (de Vries, 2004) waarbij ruim 48 000 niet meer als veen- maar als zandgrond wordt gekarakteriseerd. Verder schatten we een verdere teruggang van het areaal ondiepe veengronden die niet in de Veenkartering van 2001-2003 waren opgenomen op 18.000 ha. De schatting voor de oppervlakte aan Histosolen in Nederland in landbouwkundig gebruik in 2003 komt daarmee op 205.000 ha maar is onvoldoende onderbouwd met waarnemingen. Dit areaal is inclusief de oppervlakte aan sloten en dat oppervlak kan vooral in West-Nederland aanzienlijk zijn.

Het oppervlakte aan veengronden in landbouwkundig gebruik in 1990 kan geschat worden door interpolatie tussen de oppervlakte aan veengronden in 2003 en de oppervlakte tijdens de kartering van de veengronden voor de Bodemkaart van

Nederland 1 : 50 000 rond 1970. In ca. 33 jaar is 67.000 ha veengrond ofwel 2000 ha per jaar verdwenen. Gebaseerd op een oppervlakte aan veengronden in landbouwkundig gebruik van 205.000 ha in 2003 is de beste schatting voor het areaal in 1990 voor deze landbouwgronden 231.000 ha. Het is echter waarschijnlijk dat tijdens de sterke ontwatering in de 70- en 80-er jaren van de vorige eeuw de veengronden al zijn verdwenen. In dat geval zou het oppervlak veengronden tussen 1990 en 2003 relatief constant kunnen zijn gebleven.

De emissie van CO₂ en N₂O is berekend op basis van gemiddelde maaiveldddaling over een groot aantal jaren. Dit is tot voordeel omdat zo weinig meetpunten in de tijd nodig zijn en de methode robuust is. Uit de hoeveelheid geoxideerde en als CO₂ verdwenen organisch materiaal is op eenvoudige wijze de CO₂ emissie en met behulp van de C/N ratio de gemineraliseerde hoeveelheid N worden berekend.

De totale Nederlandse hoeveelheid CO₂-emissie door veenmineralisatie is berekend op 4,246 miljoen ton (Mton) CO₂ per jaar. Met behulp van een emissiefraction van 2% conform de emissiefactor voor bemesting in organische gronden (Kroeze, 1994; Spakman et al., 2003; van der Hoek et al., in voorbereiding) kan de emissie van N₂O-N emissie worden berekend. Voor geschatte maaiveldddalingen en ontwateringstoestanden is de N₂O – N emissies berekend op 1043 ton.N₂O-N.jr⁻¹ (1639 ton N₂O.jr⁻¹) ofwel 0,508 Mton CO₂ equivalenten. In deze berekening is uitgegaan van het areaal veengronden zoals vastgesteld in 2003. Uit deze gegevens is een defaultwaarde voor N₂O – N emissies van Nederlandse organische gronden in landbouwkundig gebruik van 4.7 kg N₂O – N ha⁻¹ jr⁻¹ berekend. Deze geldt voor het huidige areaal veengronden. Deze systematiek sluit aan bij de IPCC methodologie in de Good Practice Guidance van 2003 (IPCC, 2003).

Uiteraard kan ook deze methodiek verder worden verbeterd. Een eerste verbetering betreft het vaststellen van het areaal in. De omvang van het areaal veengronden daalt gestaag en de schatting van 231 000 voor 1990 en van 205 000 voor 2003 behoeft verdere validatie. Om de berekeningen van emissies van CO₂ en N₂O verder te verbeteren is het zinvol om maaiveldddalingen in relatie tot sloot- en grondwaterstanden en kwel/inzijing te evalueren en om de invloed van een mineraal dek op oxidatie te bepalen. Daarnaast is het zinvol om de ontwateringstoestand te bepalen en in een GIS bestand op te nemen. De basisgegevens en databestanden voor deze evaluatie en opbouw van een GIS zijn grotendeels aanwezig. Een en ander maakt een berekende N₂O-N emissie uit de maaiveldddaling zeer wel mogelijk. Uiteraard is de emissiefactor van 2% voor stikstof een schatting en kan worden verbeterd door analyse van (bestaande en toekomstige) relevante meetseries. Het is zinvol om de berekeningen verder te verbeteren met het oog op vaststellen van effecten van maatregelen die zijn gericht op verminderen van emissies.

De conclusies in dit rapport zijn gebaseerd op nu bekende en beschikbare gegevens en is aangevuld met “expert judgement” en geschatte waarden. Wat betreft de oppervlakte aan veengronden is de fout relatief klein. Wat betreft de defaultwaarde voor N₂O – N emissies zijn de ingeschatte maaiveldddalingen en vooral de gebruikte emissiefactor belangrijke foutenbronnen. De kwaliteit van de defaultwaarde hangt

rechtstreeks samen met de kwaliteit van de maaiveldddaling en de emissiefactor. Dit kan leiden tot een behoorlijke over- of onderschatting van $\text{N}_2\text{O} - \text{N}$ emissies. Al met al is de gehanteerde emissie van $4,7 \text{ kg } \text{N}_2\text{O} - \text{N } \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ een op landenspecifieke meetresultaten onderbouwde waarde voor $\text{N}_2\text{O} - \text{N}$ emissies uit bewerking van organische gronden en als zodanig beter dan de door de IPCC genoemde 5 of 8 $\text{kg } \text{N}_2\text{O} - \text{N } \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$.

1 Inleiding en doelstelling

Nederland heeft in 1992 het UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) ondertekend. Conform de internationale eisen in deze overeenkomst is Nederland verplicht om periodiek (jaarlijks) een zogenaamde National Inventory Report ofwel nationale inventarisatie van de emissie van broeikasgassen aan het UNFCCC secretariaat in Bonn te sturen (Olivier et al., 2003; Klein Goldewijk et al., 2004). Deze inventarisatie dient compatibel met internationaal vergelijkbare methoden, openbaar en transparant en volledig te zijn. Volledig houdt in dat alle bronnen en vastlegging in sinks van alle broeikasgassen dienen te worden gerapporteerd. Het International Panel on Climate Change (IPCC) heeft aanbevelingen opgesteld over de methodiek van rapportage in de zogenaamde IPCC 1996 Revised Guidelines en IPCC Good Practice Guidelines (IPCC, 1997; 2000). De methodiek die Nederland hiertoe op dit moment hanteert is beschreven in Spakman et al. (1997; 2003).

1.1 Problembeschrijving

Het International Panel on Climate Change (IPCC) heeft voor de landbouw een zestal *key sources* benoemd voor de emissie van broeikasgassen. De categorie landbouwbodems is een van deze *key sources*. Nederland rapporteert jaarlijks broeikasgasemissies volgens een protocol grotendeels conform IPCC 1996 Revised Guidelines (IPCC, 1997) Tier 1a. Voor N₂O wordt daarin voor de broncategorie “*Background agriculture soils*” 4.7 kton N₂O (1.46 Mton CO₂ equivalenten) per jaar opgegeven; deze waarde is het verschil tussen de huidige achtergrondemissie en de natuurlijke achtergrondemissie zoals die enkele eeuwen geleden plaatsvond (Kroeze 1994; van der Hoek 2002).

Momenteel bestaat er (in deze categorie) nog geen welomschreven IPCC Tier 2 methode in de *IPCC 1996 Revised Guidelines*. Er is echter in Nederland wel behoefte aan een dergelijk protocol. Het verschil tussen Tier 1 en Tier 2 methode betreft vooral de definiëring van standaardsituaties en het gebruik van *default* (standaard) parameters. In een Tier 1 methode is het gebruik van *default* parameters *usage*; in een Tier 2 methodiek wordt zoveel mogelijk geprobeerd de rapportage aan te passen aan de specifieke situatie in het betreffende gebied, met waar nodig en mogelijk landspecifieke sets van emissiefactoren gekoppeld aan een meer gedetailleerde omschrijving van emissie categorieën. Op deze wijze wordt een meer accurate berekening en rapportage van de emissie en de verandering daarin gerealiseerd.

1.2 Doelstelling

In deze studie is de mogelijkheid onderzocht om de directe emissie van lachgas uit bewerkte organische gronden (veengronden en andere gronden met een hoog gehalte

organische stof) conform IPCC vereisten te rapporteren. Daartoe is een berekeningswijze voor opname in een protocol voorbereid. Hiermee kan de niet variabele (vaste) en als verhoogde achtergrondemissie van lachgas uit bewerkte bodems gedefinieerde categorie in de Nederlandse *National Inventory* worden vastgesteld. Daarmee zal de IPCC methodologie beter worden gevolgd en wordt het resultaat naar verwachting internationaal meer acceptabel dan het resultaat van de huidige methodiek volgens Spakman et al. (2003).

2 Berekening van lachgas uit organische gronden

2.1 Vorming van lachgas

Lachgas ontstaat tijdens omzettingen van stikstofverbindingen in de processen nitrificatie en denitrificatie. Deze omzettingen komen algemeen voor in bodems en worden vooral gestimuleerd door aanwending van stikstofmeststoffen en dierlijke mest. In de systematiek van IPCC (IPCC, 1997; Mosier et al., 1998; IPCC, 2000) wordt onderscheid gemaakt tussen zogenaamde directe en indirecte emissie van lachgas als gevolg van aanwending van stikstof door menselijke handelen. De directe emissie vindt plaats in de bodems waarop de stikstof in mest wordt toegepast; de indirecte emissie vindt plaats na vervluchtiging en depositie van NH_3 elders of na uit- of afspoeling van nitraat.

2.2 Rapportage van lachgas uit organische gronden

IPCC (2000) definieert onder directe bronnen organic soils en bijhorende emissiefactor (EF_2) voor bewerking van organic soils¹. De richtlijnen (IPCC, 1997; IPCC 2000) suggereren dat het oppervlakte bewerkte organische gronden jaarlijks worden verkregen uit officiële nationale statistieken. De tijdserie is liefst gebaseerd op eenzelfde methodiek zodat deze consistent is. Daartoe is het mogelijk om arealen voor bijvoorbeeld organische gronden te verkrijgen door interpolatie van statistieken met tussenpozen van meerdere jaren.

De onzekerheid in de schattingen van N_2O is uitzonderlijk groot en belooft voor organische gronden tussen 1 en 80 kg $\text{N}_2\text{O} - \text{N}$ per ha per jaar. In de IPCC 1996 Revised Guidelines (1997) is de default waarde van EF_2 vastgesteld op 5 kg $\text{N}_2\text{O} - \text{N}$ per ha per jaar². In de IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2000) is een aanpassing van de default waarde van EF_2 opgenomen van 5 naar 8 kg $\text{N}_2\text{O} - \text{N}$ per ha per jaar op basis van resultaten van Klemedtsson et al. (1999).

2.3 Aanpak en uitvoering

Definities

In dit project is een alternatief uitgewerkt voor de categorie “verhoogde achtergrondemissie van lachgas uit bewerkte organische bodems” in de Nederlandse

¹ Organische gronden zijn histosolen en worden gedefinieerd als ‘organic soils that have organic soil materials in more than half of the upper 80 cm’ or ‘an organic-rich surface layer at least 40 cm in thickness, with a minimum of 20% organic matter if the clay content is low and a minimum of 30% where the clay content exceeds 50%’ (zie Bijlage 1).

² Omzetting van stikstof in lachgas ($\text{N}_2\text{O} - \text{N}$) naar lachgas (N_2O) en naar CO_2 – equivalenten geschiedt als volgt: $\text{CO}_2 = 310 \times \text{N}_2\text{O}$ en $\text{N}_2\text{O} = \text{N}_2\text{O} - \text{N} \times 44/28$; 1 kg N is 1.57 kg N_2O en 487 kg CO_2 – equivalent; 8 kg N als N_2O is 12.6 kg N_2O en 3900 kg CO_2

National Inventory (Spakman et al., 2003). IPCC kent deze categorie niet. De alternatieve methodologie volgt de IPCC default methodologie met de categorie “directe emissie lachgas uit bewerkte organische gronden”. Daarnaast zijn suggesties uitgewerkt om landenspecifiek te rekenen binnen de IPCC concepten. Op deze wijze wordt tegemoet gekomen aan de vereisten die in het klimaatverdrag aan rapportages van emissies van broeikasgassen in *National Inventories* worden gesteld.

Nederland rapporteert voor deze categorie nu op landenspecifieke wijze de zogenaamde antropogene verhoging van de achtergrondemissie uit organische bodems als verschil tussen huidige achtergrondemissie en de (lagere) natuurlijke achtergrondemissies (Kroeze, 1994). De ratio is dat de hogere achtergrondemissie van antropogene oorsprong is omdat het een gevolg is van ingrepen in het verleden. Voorbeelden hiervan zijn: de verlaging van de grondwaterstand in de veenweidegebieden en de bemesting met mest en kunstmest tussen 1950 en 1990. Deze bron bedraagt 4.7 kton N₂O per jaar ofwel 1.46 Mton CO₂ – equivalenten en verandert niet in de tijd. De berekening van Kroeze (1994) is gebaseerd op een emissie van 10 kg N per ha per jaar voor organische bodems en 1 kg N per ha per jaar voor de overige gronden (5.5 kton N₂O) minus de natuurlijke achtergrond emissie (0.8 kton N₂O).

Werkwijze en benadering

In dit project zijn de volgende overwegingen gemaakt ten aanzien van de werkwijze:

1. afzien van de rapportage van de huidige berekening van de emissie uit organische gronden als onderdeel van een vaste waarde voor verhoogde achtergrondemissie;
2. berekening van de emissie conform standaard IPCC methodologie op basis van schatting van het areaal aan organische gronden conform gegeven definitie en standaard emissiefactor;
3. berekening volgens een landenspecifieke berekeningsmethodiek waarbij de default definitie voor gronden wordt toegepast om het areaal organische gronden te bepalen maar waarbij een landenspecifieke emissiefactor wordt toegepast
 - a. een emissie van N₂O die is gebaseerd op de metingen en berekeningen van de mineralisatie van stikstof uit veen via het zogenaamde stikstofleverend vermogen en toepassing van een IPCC default emissiefactor voor de omzetting van deze N in N₂O
 - b. een emissie van CO₂ op basis van metingen en berekeningen van oxidatie van organische stof als gevolg van landbouwkundig gebruik en waterbeheer en een koppeling tussen C en N op basis van C – tot – N verhouding en een emissiefactor voor de omzetting van de N in N₂O

Voor iedere stap wordt een volledige verantwoording van berekeningswijze, onderbouwing met meetgegevens en aannames gegeven.

Activiteiten

Allereerst is de definitie van *organic soils* op de bodems in Nederland toegepast. Nadere bestudering van het IPCC protocol laat zien dat met “organic soils” Histosolen worden bedoeld. Histosolen hebben in de eerste 80 cm diepte minimaal 40 cm “organic soil”. Dit komt overeen met de Nederlandse definitie voor Veengronden. Organic soil is in het Nederlands vertaald “moerige grond”, echter de

definitie van moerige grond mag iets meer minerale delen bevatten dan de definitie van organic soils. Rapportage daarvan geschiedt door bepaling van (1) het areaal Histosolen al dan niet met een mineraal dek in Nederland. Het areaal bewerkte veengronden is in kaart gebracht en het oppervlak berekend. Hierbij is een onderverdeling gemaakt in veensoorten, organisch stofgehalte, slootwaterpeil / grondwaterstand en inklinkingsnelheid, wel of geen mineraal dek en de aanwezigheid van kwel- of inzijing³.

Op basis van de indeling in veen en gegevens over dalingssnelheid is een schatting gemaakt van de snelheid waarmee het veen (de organische stof) ter plaatse mineraliseert. Op grond van de informatie over mineralisatiesnelheid kan de emissie van CO₂ uit deze gronden worden berekend (1). Met behulp van de emissie van CO₂ is vervolgens de lachgasemissie uit deze gronden berekend op basis van C en N verhoudingen in het veen en op basis van metingen in eerdere onderzoeken (Velthof et al., 1997) en IPCC default waarden.

Hierbij is (2) de default emissiefactor van 8 kg N₂O - N per hectare per jaar toegepast (IPCC, 2000)⁴ en (3) worden een specifieke emissiefactor afgeleid voor de Nederlandse situatie voor zover data beschikbaar zijn en voor zover mogelijk is. De databeschikbaarheid en eigendom worden toegelicht. In de discussie zijn aanbevelingen opgenomen voor eventuele additionele activiteiten om een aanpassing in de rapportage van emissies van N₂O en eventueel CO₂ en CH₄ verder te onderbouwen.

De berekende emissies voor Nederland worden in een tabel gepresenteerd. In principe kunnen deze gegevens worden gerapporteerd onder de categorie “managed organic soils” in de National Inventory Report voor het klimaatsecretariaat in Bonn. Hiermee kan Nederland voldoen aan haar verplichtingen conform richtlijnen van UNFCCC en IPCC (IPCC 1996 Revised Guidelines en IPCC Good Practice Guidance 2003).

³ Veengronden in Nederland zijn ingedeeld in een aantal categorieën. Deze indeling volgt gangbare delingen van bodems en landgebruik in het veenweidegebied en overige organische bodems. Alterra beschikt over langjarige meetseries voor bodemdaling en meetgegevens waaruit onderscheid kan worden gemaakt tussen bodemdaling en oxidatie. Deze gegevens zijn in recente rapporten gebruikt om de emissies uit veenweide te schatten (zie van den Born et al., 2003; Kuikman et al., 2003 en Burgerhart 2002)

⁴ De emissie van N₂O uit organic soils is in de IPCC 1996 Revised Guidelines op 5 kg N₂O – N per ha per jaar gesteld. In de Good Practice Guidance and Uncertainty Management (IPCC, 2000) is voorgesteld om de emissie van 5 naar 8 kg N₂O – N per ha per jaar te verhogen. In de bijdrage van Smith et al. (Smith, K., Bouwman, L and Braatz, B. (2002) N₂O: direct emission from agricultural soils in IPCC (2002) Background papers. IPCC Expert meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (IGES, Japan) wordt nog uitgegaan van 5 kg N₂O – N per ha per jaar. Vooralsnog gaan we uit van het ‘worst case scenario’ en hanteren 8 kg N₂O – N per ha per jaar.

3 Resultaten

Achtereenvolgens worden in dit gedeelte van het rapport de bepaling van de omvang van het areaal aan organic soils (Histosols) ofwel veengronden in Nederland besproken, de systematiek van berekening van emissies van N₂O en van CO₂ (en van CH₄) en vervolgens de schatting van de te rapporteren emissie omvang.

3.1 Areaal organische gronden in Nederland

In Nederland komt in 2003 ca. 290 000 ha veengrond voor (tabel 1 en bijlage 3). In tabel 1 is onderscheid gemaakt naar de bovengrond en de trofiegraad (voedselrijkdom van eutroof – voedselrijk naar oligotroof - voedselarm). Klei- en zanddekken zijn 15 tot 40 cm dik. Een veenkoloniaal dek is een humeus tot moerig bezandingsdek met sterk wisselende dikte en organisch stofgehalte. Van de 290 000 ha veengrond wordt in 2003 ongeveer 223 000 ha landbouwkundig gebruikt (tabel 2). Deze 223 000 ha is bruto in die zin dat dit areaal inclusief het oppervlakte aan sloten is. Dit laatste kan vooral in West-Nederland aanzienlijk zijn (meer dan 10%). Er wordt een onderscheid gemaakt in bovengrond, trofiegraad en grondwatertrap. Deze grondwatertrappen zijn vastgesteld in de periode 1965 - 1995 en daardoor zijn deze gegevens waarschijnlijk verouderd (tabel 3). Veengronden zijn in de loop van de tijd beter ontwaterd zodat een verschuiving is opgetreden van het areaal met Gt II naar Gt IIb en Gt III.

Tabel 1. Oppervlakte in ha van de verschillende veengronden in Nederland in 2003 gebaseerd op de Bodemkaart 1 : 50 000 (na actualisatie met de veenkartering 2001-2003 waarbij ruim 70% van de relevante veengronden is betrokken (de Vries, 2004)).

Bovengrond	Trofiegraad			Eindtotaal
	Eutroof	Mesotroof	Oligotroof	
Kleidek	38439	44239	24685	107364
Moerig	40897	83581	33312	157790
Veenkoloniaal		9054	3589	12642
Zanddek		7533	3542	11075
Eindtotaal	79336	144407	65128	288870

Door de IPCC wordt aan elk land gevraagd om de emissie van broeikasgassen van organische gronden in landbouwkundig gebruik te bepalen. Met organische gronden bedoelt de IPCC de zogenaamde *Histosols*. *Histosols* komen niet helemaal overeen met wat in Nederland Veengronden wordt genoemd (zie Bijlage 3).

Omdat de FAO (1998) definitie voor organische grond (organic soil) een wat hogere organische stofgehalte vereist dan in de Nederlandse definitie voor organische grond (moerige grond) (Steur en Heijink, 1991), zijn een deel van de Nederlandse veengronden geen Histosolen. De verwachting is dat dit slechts voor een zeer beperkt deel van de Nederlandse veengronden zal gelden, omdat in Nederland vooral de bovengronden meer lutum of zand en minder organische stof bevatten en daaronder vaak nog een dikke laag veen met een veel hoger organisch stofgehalte zit.

Tabel 2 Oppervlakte veengronden in gebruik als landbouwgrond in 2003 met een onderverdeling naar samenstelling van de bovengrond, trofiegraad en grondwatertrap (na actualisatie van de oppervlakten op basis van de veenkartering 2001 – 2003 waarbij ruim 70% van de relevante veengronden is betrokken (de Vries, 2004).

		Grondwatertrap (op basis karteringen 1965 – 1995)								
Bovengrond	Trofiegraad	I	II	IIb	III	IIIb	IV	V - VIII	Geen info	Eindtotaal
Kleidek	Eutroof	127	32043	942	209	154	310	144		33929
	Mesotroof	3132	19296	8576	3466	1207	802	1400	57	37935
	Oligotroof	1686	15470	214	2198	665	83			20315
Totaal Kleidek		4946	66808	9732	5873	2026	1195	1544	57	92180
Moerig	Eutroof	766	31804	741	203		206			33719
	Mesotroof	2390	32555	7467	2929	9867	477	133	1625	57443
	Oligotroof	2436	12504	1226	2403	346	9	205	781	19911
Totaal Moerig		5592	76862	9434	5535	10213	693	338	2406	111072
Veenkoloniaal	Mesotroof		295	118	1018	3800	2252	619		8102
	Oligotroof		53		548	371	496	1574		3041
Totaal Veenkoloniaal			348	118	1567	4171	2748	2193		11144
Zanddek	Mesotroof	52	2625	345	855	1714	286	175		6051
	Oligotroof	28	773	98	719	492	26	564		2700
Totaal Zanddek		79	3397	443	1575	2206	313	739		8751
Eindtotaal		10617	147416	19726	14549	18616	4947	4813	2463	223147

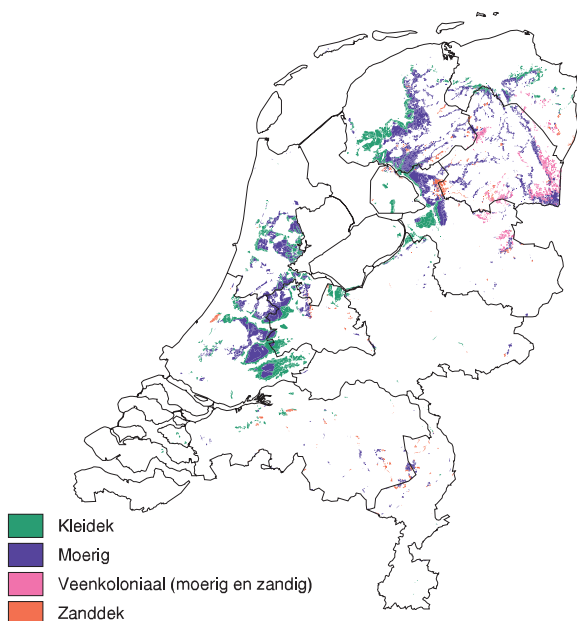
Tabel 3 Indeling grondwatertrappen (Gt)

Code	Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG in cm-mv.)	Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG in cm-mv.)
I	-	< 50
II	-	50 – 80
IIb	25 - 40	50 – 80
III	< 40	80 – 120
IIIb	25 - 40	80 – 120
IV	> 40	80 – 120
V	< 40	> 120
Vb	25 - 40	> 120
VI	40 - 80	> 120
VII	80 - 140	> 120
VIII	> 140	> 120

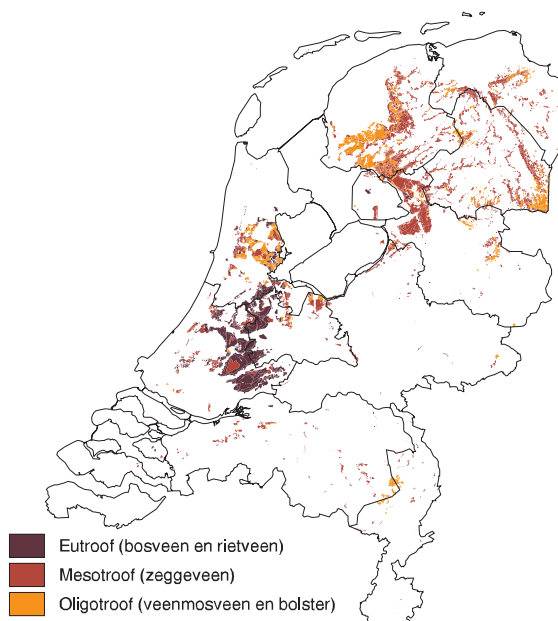
In Figuur 1 is de informatie uit tabel 2 in kaart gebracht. Ook hier geldt dat de grondwatertrappen bepaald zijn in de periode 1965 – 1995 en dus zijn verouderd. De kaartjes zijn geactualiseerd op basis van de veenkartering 2001 – 2003 (de Vries, 2003, 2004). Dat houdt in dat minstens 70% van de veengronden die door oxidatie zijn verdwenen niet meer op de kaartjes staan; deze voormalige veengronden zijn nu anders geclassificeerd en komen bijvoorbeeld terug als zandgronden (Kekem et al., 2004).

Deze bewering is nog niet gevalideerd. Validatie is mogelijk door de informatie in de Bodemkaart van Nederland 1 : 50 000 te combineren met informatie over organische stofgehalten in de Landelijke steekproef kaartenheden (Finke et al., 2001) en de rapporten van de Vries (1994, 1999) over een fysisch-chemische karakterisering van de Nederlandse gronden. Bij die validatie is ook van belang de oppervlakte sloten in relevante gebieden te schatten. Op die manier kan een precieze schatting van het oppervlak Histosolen in Nederland in 1990 en 2003 worden gerealiseerd die aansluit bij de FAO definities.

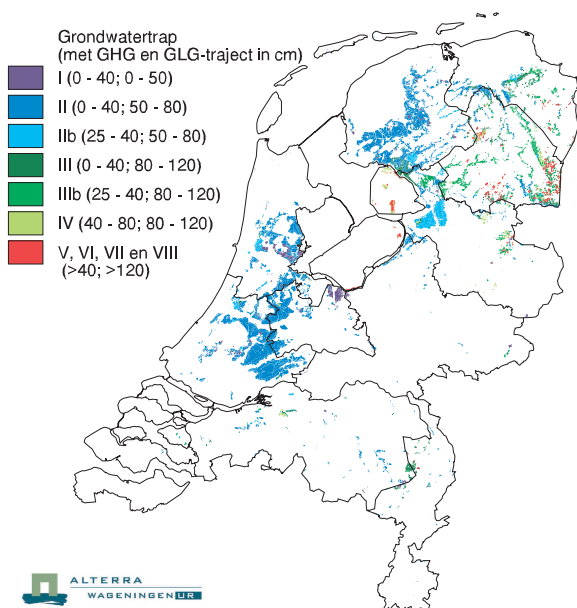
Samenstelling bovengrond



Trofiegraad veen



Grondwatertrappenkaart



Grondgebruik veengronden



Figuur 1. Aard van de bovengrond, trofiegraad en grondwatertrappen van veengronden (Bron: Bodemkaart van Nederland 1 : 50 000) en grondgebruik van veengronden (Bron: Landgebruikskaart Nederland LGN4, 2001). NB na actualisatie van de oppervlakten op basis van de veenkartering 2001 – 2003. Deze veenkartering is niet volledig landsdekkend en beslaat ruim 70% van de relevante veengronden (de Vries, 2004).

Een groot deel van de veengronden (218 000 ha) zoals aangegeven op de Bodemkaart 1 : 50 000 dieper is dan 120 cm (figuur B3-2, bijlage 3). Dit is bijzonder gelukkig, omdat meestal de tijd sinds de kartering te kort is geweest om zoveel organisch materiaal te oxideren dat deze diepe veengronden nu niet meer als veengronden zouden worden geclassificeerd. De meeste ondiepe veengronden hebben een zandondergrond. Door de recent uitgevoerde veenkartering (de Vries, 2003, 2004) is van ca. 70% van deze ondiepe veengronden bekend of ze nog steeds veengrond zijn. Na een analyse van de resultaten van de veenkartering moet het mogelijk zijn om ook van de niet-gekarteerde 30% van de ondiepe veengronden met zandondergrond een goede schatting te maken van wat er nog veengrond is ondermeer op basis van de gegevens over landgebruik in het recente verleden.

Indien, net als bij de veenkartering 2001 – 2003 (de Vries, 2003, 2004), bijna de helft van de niet onderzochte ondiepe veengronden met een zandondergrond geen veengronden meer zijn, dan is er sinds de Bodemkartering 1 : 50 000 ongeveer 67 000 ha veengrond verdwenen en is het huidige oppervlak aan Nederlandse veengronden hoogstens ca. 270 000 ha. Dit houdt in dat in de laatste 30 tot 40 jaar ongeveer 20% van de Nederlandse veengronden zijn verdwenen.

3.2 Bepaling van de N₂O-emissie door de mineralisatie van organische gronden

Berekening van de achtergrondwaarde voor N₂O-emissie met een standaardwaarde

Door ontwatering en gebruikmaken van veengronden als landbouwgrond is de mineralisatie van deze veengronden sterk toegenomen. Daardoor is ook de N₂O-emissie van deze gronden sterk toegenomen (Mosier et al., 1998). De mate van N-mineralisatie hangt sterk af van het soort veengrond, drainage-intensiteit en drainagediepten, hydrologische omstandigheden, bodem- en watermanagement en het klimaat. Uit metingen in het Nederlandse veenweidegebied (Velthof et al., 1996) blijkt dat het aantal kg stikstof (N) dat per hectare per jaar door emissie als N₂O in de atmosfeer terecht komt 0.5 – 12.9 kg.N.ha⁻¹.jr⁻¹ is op niet-bemeste veengronden en 7.3 – 42 kg.N.ha⁻¹.jr⁻¹ is op bemeste veengronden. Gebaseerd op deze waarden is in de IPCC 1996 Revised Guidelines (IPCC, 1997) voor een gematigd klimaat, zoals in Nederland, voor organische gronden in gebruik als landbouwgrond de achtergrondwaarde voor de N₂O-emissie vastgesteld op 5 kg.N.ha⁻¹.jr⁻¹. In de IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2000) wordt een aanpassing van de defaultwaarde van 5 naar 8 kg N₂O – N per ha per jaar voorgesteld. Uitgaande van het oppervlak aan veengrond in landbouwkundig gebruik zoals aangegeven door de Vries (2004) (zie ook Bijlage 3) is de totale achtergrondwaarde voor organische gronden in landbouwkundig gebruik in Nederland bij een defaultwaarde van 5 kg .N₂O-N.jr⁻¹ 1115 ton.N₂O-N.jr⁻¹ en bij een defaultwaarde van 8 kg .N₂O-N.jr⁻¹ 1784 ton.N₂O-N.jr⁻¹. Naar verwachting kunnen deze waarden iets lager zijn omdat een klein deel van de Nederlandse veengronden geen Histosols zijn, een deel van de oppervlakte in beslag wordt genomen door

sloten en omdat een deel van de Nederlandse veengronden door oxidatie is verdwenen. Uit een recent uitgevoerde veenkartering (de Vries, 2003, 2004) blijkt dat ca. 47000 ha op deze wijze is verdwenen. Deze zijn daarom in de N₂O-N berekening niet meegenomen. De veenkartering is echter niet volledig uitgevoerd en van 37000 ha veengrond is niet bekend of het nog steeds veengronden zijn of niet meer.

Berekening van de achtergrondwaarde voor N₂O-emissie met behulp van emissiefracties

Voor de N₂O-emissieregistratie voor de IPCC kan de N₂O-emissie wordt berekend op basis van N-bronnen ('activiteiten' genoemd) en emissiefracties (per N-bron), waarbij de emissiefactor de fractie van de N-bron aangeeft die als N₂O naar de atmosfeer ontwijkt. De standaardwaarden voor de emissiefactoren variëren van 0 tot 0.025, afhankelijk van de N-bron (Mosier et al., 1998). Een emissiefactor is de resultante van de effecten van alle factoren en interacties tussen factoren op de N₂O-emissie van een bepaalde N-bron. Landen mogen voor de emissieregistratie de standaardwaarden of wetenschappelijk onderbouwde 'eigen' emissiefactoren gebruiken. De algemene IPCC emissiefactoren en berekeningsmethode is gegeven door Mosier et al. (1998). Door het RIVM worden de emissiefactoren en berekeningsmethode zoals gegeven door Kroeze (1994) gebruikt. Beide methoden verschillen met name in de indeling van N₂O-fluxen in verschillende categorieën en in de parameterisatie van de fluxen. Beide methoden nemen een vaste standaardwaarde aan voor de achtergrondemissie van veengronden in gebruik als landbouwgrond. Bij Mosier et al. (1998) is dit de eerder genoemde 5 kg.N.ha⁻¹.jr⁻¹. Bij Kroeze (1994) is dit het dubbele, namelijk 10 kg.N.ha⁻¹.jr⁻¹.

Tabel 4. N₂O-N-emissiefracties voor verschillende N-bronnen in de IPCC methoden zoals gebruikt door Kroeze (1994) en Mosier et al. (1998) (Uit: de Vries et al., 2004)

Type invoer	Onderscheid	frN ₂ O _{em} (%)	
		Kroeze	Mosier
Uitscheiding in stallen	-	0.1 (0.0-0.2)	0.1-2.0
Toediening van dierlijke mest	Oppervlakte toediening aan organische (veen) gronden	2.0 (1.25-2.5)	1.25
	Oppervlakte toediening aan minerale (zand, klei) gronden	1.0 (0.2-1.25)	1.25
	Injectie	2.0 (1.25-2.5)	1.25
Beweiding	Urine	2.0 (1.25-2.5)	2.0
	Faeces	1.0 (0.2-1.25)	2.0
Toediening van kunstmest	Organische (veen) gronden	2.0 (1.25-2.5)	1.25
	Minerale (zand, klei) gronden	1.0 (0.2-1.25)	1.25
Gewasresten	-	-	1.25
Biologische N-binding	-	1.0 (0.2-1.25)	1.25
Depositie (emissie) ¹	-	1.0 (0.2-1.25)	1.0
Uitspoeling	-	1.0 (0.2-1.25)	2.5

¹) In de IPCC methoden wordt de N₂O emissie door N-depositie toegerekend aan het land waar de N vandaan komt en derhalve aan de N-emissie. Dit is de N₂O die wordt gevormd door NH₃ en NO_x die uit de landbouw vervluchtigd, via atmosferische depositie in de bodem terecht komt en daar nitrificeert en/of denitrificeert

Berekening van de N₂O-emissie met behulp van emissiefactoren en mineralisatie van N

Een verbetering ten opzichte van de aanname van een standaardwaarde voor de achtergrondemissie van veengronden in gebruik als landbouwgrond is het gebruik van een emissiefraction waarmee de jaarlijkse hoeveelheid gemineraliseerde N per hectare wordt vermenigvuldigd om de N₂O-N-emissie in kg.N.ha⁻¹.jr⁻¹ te berekenen. In Tabel 4 is voor verschillende N-bronnen de N₂O-emissiefraction gegeven (de Vries et al., 2004). Voor de gemineraliseerde N ligt voor de internationaal gebruikte methode van Mosier et al. (1998) een N₂O-N-emissiefraction van 1.25% voor de hand. Voor de door Nederland gebruikte methode van Kroeze (1994) zou een N₂O-emissiefraction van 2.0% het meest logische zijn, omdat Kroeze (1994) bij veengronden deze waarde ook gebruikt voor stikstofgiften via bemesting.

3.3 De emissie van N₂O en CO₂ uit organische gronden in Nederland

De volgende stap in de berekening van de totale Nederlandse achtergrondbelasting aan N₂O-emissies van landbouwgronden op organische gronden, is de bepaling van de totale hoeveelheid N die bij de oxidatie van veengronden mineraliseert (zie bijlage 2). Dit kan worden bepaald uit de maaiveldddaling van veengronden (3a) of op basis van het zogenaamde stikstofleverend vermogen (3b). Op basis hiervan kan een enigszins ruwe schatting van de totale N mineralisatie worden gemaakt. Hierbij worden de aannames expliciet gemaakt en wordt aangegeven in hoeverre controle van gegevens of additionele waarnemingen nodig zijn.

Emissie op basis van C en N mineralisatie uit maaiveldddaling

In eerste instantie zijn berekeningen uitgevoerd op basis van maaiveldddalingen van Nederlandse veengronden en C/N – waarden (tabel 5). Deze benadering volgt de suggesties in de Good Practice Guidance 2003 (IPCC, 2003). De geschatte C/N waarden zijn van de ondergrond. Dit zijn globale schattingen en afwijkingen met de werkelijkheid kunnen voorkomen. De in Tabel 5 vermelde oppervlakten aan veengronden zijn, hoewel het totale oppervlakte in werkelijkheid iets minder zal zijn omdat nog niet volledig rekening is gehouden met het verdwijnen van veengronden door oxidatie (zie Bijlage 3) en het oppervlakte aan sloten. Echter, de onderverdeling van de veengronden naar slecht, redelijk en goed ontwaterd veen is arbitrair. Deze indeling is gebaseerd op de grondwatertrappen die in de jaren 1965 – 1995 zijn vastgesteld. Sinds 1965 is er echter veel gebeurd om de veengronden beter te ontwateren, waardoor de informatie over grondwatertrappen is verouderd. Om hiermee rekening te houden is bij de constructie van Tabel 5 aangenomen dat 50% van de veengronden één grondwatertrap zijn gestegen, dus droger zijn geworden. Daarna zijn de Gt's I en II als “slecht ontwaterd”, de Gt's IIb, III en IIIb als “redelijk ontwaterd” en de resterende hogere Gt's als “goed ontwaterd” geclassificeerd.

In tabel 6 zijn de resultaten van de berekening met de geschatte waarden uit tabel 5 weergegeven: gemineraliseerde koolstof (C), stikstof (N) en emissies van CO₂, N₂O-

N en N₂O in tonnen per jaar van de Nederlandse veengronden. In Tabel 6 is de N₂O-N-emissiefraction van 1.25% (Mosier et al., 1998) en 2.0% (Kroeze, 1994) gebruikt.

De emissie van CO₂ uit bewerking van histosols in Nederland bedraagt dan 4.246.386 miljoen ton CO₂ ofwel 4,246 Mton per jaar. De emissie van N₂O bedraagt 1.043 ton N₂O – N per jaar en omgerekend naar CO₂ equivalenten (1043 maal 44/28 maal 310) 0,508 Mton CO₂ (tabel 6). Deze berekening is gebaseerd op het vastgestelde areaal aan histosols van 223 000 ha in Nederland en vastgestelde ontwateringsdiepte en oxidatiesnelheid van organische stof (tabel 5).

Emissie op basis van stikstofleverend vermogen

In alle grasland vindt mineralisatie plaats van stikstof uit plantenresten, dierlijke mest en bodem organische stof. Meestal is er sprake van evenwicht tussen aanvoer van stikstof en afvoer van stikstof. In veengronden en gronden met veel organische stof echter is vaak sprake van een grotere mineralisatie dan immobilisatie. Oude organische stof die is vastgelegd gedurende de accumulatie van veen of organische stof wordt nu versneld afgebroken als gevolg van bodembewerking of van aanpassingen in het waterbeheer (grondwaterpeilverlaging).

Tabel 5. Gegevens, geschatte C/N- waarden van de ondergrond en maaiveld dalingen van Nederlandse veengronden in landbouwkundig gebruik (voornamelijk grasland).

		Slechte ontwatering			Redelijke ontwatering			Goede ontwatering		Eind-totaal
Bovengrond	Trofiegraad	C/N	mv-daling (mm/jr)	Oppervlak (ha)	mv-daling (mm/jr)	Oppervlak (ha)	mv-daling (mm/jr)	Oppervlak (ha)	Oppervlak (ha)	
Kleidek	Eutroof	20	3	16149	8	17250	13	531	33929	
	Mesotroof	20	3	12780	8	22294	13	2863	37935	
	Oligotroof	40	3	9421	8	10480	13	416	20315	
Moerig	Eutroof	20	6	16668	12	16846	18	206	33719	
	Mesotroof	20	6	18668	12	31607	18	7169	57443	
	Oligotroof	40	6	8688	12	10054	18	1168	19911	
Veenkolon.	Mesotroof	20	3	148	8	3184	13	4771	8102	
	Oligotroof	40	3	27	8	760	13	2256	3041	
Zanddek	Mesotroof	20	3	1365	8	3370	13	1318	6051	
	Oligotroof	40	3	415	8	1450	13	836	2700	
Eindtotaal	Totaal			84325		117291		21531	223147	
	%			37.8		52.6		9.6	100.0	

Tabel 6. Gemineraliseerde koolstof (C), stikstof (N) en emissies van CO₂, N₂O-N en N₂O in tonnen per jaar van Nederlandse veengronden berekent uit de maaienveldaling met de gegevens in Tabel 5. De gebruikte N₂O-N-emissiefractionen zijn $f = 1.25\%$. (Mosier et al., 1998) en $f = 2\%$ (Kroeze, 1994)

Bovengrond	Trotiegraad	C/N	Oppervlak (ha)	C (ton/jr)	CO ₂ (ton/jr)	N (ton/jr)	N ₂ O-N (ton/jr)		N ₂ O (ton/jr)	
							$f = 1,25\%$	$f = 2\%$	$f = 1,25\%$	$f = 2\%$
Kleidek	Eutroof	20	33929	119100	436701	5955	74	119	117	187
	Mesotroof	20	37935	156403	573477	7820	98	156	154	246
	Oligotroof	40	20315	72380	265394	1810	23	36	36	57
Moerig	Eutroof	20	33719	188415	690854	9421	118	188	185	296
	Mesotroof	20	57443	382118	1401101	19106	239	381	375	600
	Oligotroof	40	19911	119381	437730	2985	37	60	59	94
Veenkoloniaal	Mesotroof	20	8102	54167	198612	2708	34	54	53	85
	Oligotroof	40	3041	21856	80140	546	7	11	11	17
Zanddek	Mesotroof	20	6051	29681	108830	1484	19	30	29	47
	Oligotroof	40	2700	14604	53547	365	5	7	7	11
Eindtotaal			223147	1158105	4246386	52200	652	1043	1025	1641

Om deze mineralisatie mee te kunnen tellen bij het opstellen van advies voor bemesting van graslanden in Nederland is de opbrengst van gras en opname van N in gras op niet bemeste percelen gemeten. Dit is de zogenaamde Soil Nitrogen Supply (SNS) of stikstofleverend vermogen (NLV). Volgens bemestingsadviezen bedraagt de NLV 300 kg N per ha per jaar voor redelijk goed gedraineerde veengronden en 230 kg N per ha per jaar voor slecht gedraineerde veengronden (Vellinga et al., 1993, Vellinga, 1998). Deze adviezen zijn voor een belangrijk deel gebaseerd op metingen in de jaren 70 (Schothorst, 1977; Boxem & Leusink, 1978). In metingen zo'n 20 jaar later is gebleken dat het stikstofleverend vermogen aanzienlijk is teruggelopen en niet afhankelijk van de mate van ontwatering (Vellinga & André, 1999) en de NLV nog 225 – 250 kg N per ha per jaar bedraagt.

Een belangrijk deel van het stikstofleverend vermogen wordt geleverd door de vertering van vers organisch materiaal en kan niet worden toegeschreven aan de mineralisatie van het veen. De bijdrage van het verse organische materiaal kan worden bepaald door de NLV van veengronden te vergelijken met de NLV van minerale gronden. Hassink (1995) heeft berekend dat op intensief beheerd grasland bijna 208 kg N per ha per jaar netto beschikbaar komt uit mineralisatie (NLV = 178 kg N.ha.jr-1) en depositie (30 kg N.ha.jr-1). Hofstede et al. (1995) en Hofstede (1995a, b) bepaalden de NLV van minerale gronden op 134 kg N.ha.jr-1. Gebaseerd op de waarden van de laatste jaren is het verschil in NLV tussen veengronden (225 – 250 kg N.ha.jr-1) en minerale gronden (178 en 134 kg N.ha.jr-1) ongeveer 82 kg N.ha.jr-1. Omdat niet alle gemineraliseerde N wordt opgenomen en naar schatting de helft verloren gaat via denitrificatie en uitspoeling is de mineralisatie het dubbele van de NLV (Schothorst, 1977, personal communication Gerard Velthof, 2004) en daarmee ongeveer 165 kg N per ha per jaar. De emissie van lachgas hieruit kan worden berekend met default IPCC emissiefactoren. Bij toepassing van de default

emissiefactor van 1.25% van alle N voor direct en 2.5% van 30% uitspoeling) bedraagt de emissie 3.3 kg N₂O – N per ha per jaar.

Berekening van de emissie van lachgas en kooldioxide met behulp van modellen

Op zich is het gebruik van emissiefracties voor de berekening van de lachgasemissie vrij onbevredigend. In wezen veronderstelt dit een lineair verband tussen de hoeveelheid stikstof die door mineralisatie of door toediening wordt toegediend en de lachgasemissie, terwijl bekend is dat het ontstaan van N₂O bij nitrificatie en denitrificatie sterk afhankelijk is van de plaatselijke omstandigheden in de grond. In een recent onderzoek van Jacobs et al. (2003) zijn op de ROC Zegveld in de jaren 2001 en 2002 metingen aan de uitstoot van CO₂ en N₂O uitgevoerd op perceel 3 met een laag slootpeil en perceel 13 met een hoog slootpeil. Met de modellen SWAP en ANIMO is de toestand in de bodem gesimuleerd. De meetgegevens zijn met behulp van statistische relaties tussen waarnemingen en modeluitvoer geëxtrapoleerd naar de jaartotalen van de netto broeikasgasuitwisseling. Voor CO₂ stromen (fluxen) bleken de modelresultaten voor zuurstofgehalte, minimumtemperatuur en verdamping belangrijke verklarende variabelen te zijn. Bij N₂O bleken de inverse van het drogestofgehalte, de grondwaterstand, de verzadigingsgraad en de bodemtemperatuur belangrijke verklarende variabelen. De waargenomen en geëxtrapoleerde CO₂ – en N₂O – emissies waren gemiddeld lager bij hogere grondwaterstand. Verdere extrapolatie naar de periode 1992-2002 bevestigde een grote interjaarlijkse variatie van de broeikasgassen met de jaargemiddelde grondwaterstand. De onzekerheden in de extrapolaties zijn echter groot en het onderzoek van Jacobs et al. (2003) laat nog veel onderzoeksvragen onbeantwoord. Desondanks lijken de mogelijkheden veelbelovend. Door Hendriks (2004) zal in het kader van het EUROPEAT project (van den Akker, 2003) een volgende stap worden gezet om broeikasgassen beter te modelleren. In het kader van EUROPEAT zal de combinatie van SWAP en ANIMO verder worden verbeterd om o.a. krimp, zwel, rijping en scheurvorming en het effect daarvan op hydrologische, biochemische en fysische processen te verbeteren. Verwacht wordt dat daarmee de voorspelling van broeikasgasemissies, bodemdaling en nutriëntenuitspoeling veel beter zal worden. Daarmee lijkt een betrouwbaardere voorspelling van de CO₂- en N₂O-emissies van veengronden in de nabije toekomst mogelijk te zijn.

4 Conclusies

4.1 Oppervlakte aan organische gronden

Met “organic soils” doelt de IPCC op Histosolen. Deze komen vrijwel volledig overeen met de Nederlandse Veengronden, alleen kan een Nederlandse Veengrond iets meer klei of zand bevatten dan een Histosol. De oppervlakte aan veengronden is relatief goed bekend, hoewel er rekening mee moet worden gehouden dat veengronden in Nederland door oxidatie verdwijnen en het areaal kleiner wordt. Omdat echter een groot deel diepe veengronden is, zullen er nog eeuwen lang veengronden zijn in Nederland. Uit een veenkartering in 2001-2003 volgt dat sinds de bodemkartering 1 : 50 000 in de periode 1960 – 1990 ca. 49 000 ha veen door oxidatie is gedegradeerd tot een andere grondsoort. Wij hebben geschat dat daarnaast nog eens ca. 18 000 ha veen is verdwenen. De oppervlakte veengronden in landbouwkundig gebruik in 2003 conform IPCC wensen is vastgesteld op ca. 223 000 ha. Hierbij is geen rekening gehouden met de geschatte 18.000 ha die naar verwachting wel is verdwenen door oxidatie maar waarvan verdwijnen nog niet is vastgesteld via kartering of met de oppervlakte aan sloten in het veenweidegebied.

De jaartallen waarin een bodemkaart 1 : 50 000 is vastgesteld zijn bekend. Door interpolatie tussen deze jaartallen en de resultaten van de veenkartering in 2001-2003 kan een goede schatting worden gemaakt van de oppervlakte veengronden in een bepaald jaar, bijvoorbeeld het ijkjaar 1990. Omdat 67 000 ha veengrond is verdwenen in een periode van 33 jaar is er per jaar 2000 ha verdwenen bij een lineaire interpolatie. Het oppervlak organische gronden in 1990 zou dus kunnen worden geschat op 231 000 ha (205 000 als beste schatting voor 2003 plus 13 maal 2000 ha).

De aanname dat de veengronden geleidelijk verdwenen is echter niet de meest waarschijnlijke. Het is waarschijnlijker dat deze veengronden al in de jaren 80 ten tijde van de intensieve ontwatering zijn verdwenen en tot zandgrond zijn verworden. Op grond van deze laatste aanname is de meest zekere optie om uit te gaan van een constant areaal veengronden in de periode 1990 – 2003 van 223 000 ha waarvoor gegevens van een kartering beschikbaar zijn.

Hoewel het oppervlakte aan veengronden goed is te bepalen is het verstandig de bestaande gegevens te valideren en een goede schatting te maken van de oppervlakte verdwenen veengronden voor die veengronden die niet bij de veenkartering van 2001-2003 waren betrokken. Indien eenzelfde percentage veengronden is verdwenen als bij de eerdere kartering van veengronden is gebleken dan zou het huidige areaal uitkomen op 205 000 ha en daalt de emissie van broeikasgassen.

4.2 Bepaling van de N₂O emissie uit defaultwaarden

De emissie van lachgas als gevolg van bewerking van organische gronden is berekend met de defaultwaarden van 5 en 8 kg.N.ha⁻¹.jr⁻¹ (zie respectievelijk IPCC 1996 Revised Guidelines (IPCC, 1997) en de IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2000)). Gebaseerd op een oppervlakte van 223 000 ha veengronden in landbouwkundig gebruik (zie Tabel 2) is de totale emissie voor bewerking van organische gronden in landbouwkundig gebruik in Nederland bij een defaultwaarde van 5 kg.N₂O-N.jr⁻¹ 1115 ton.N₂O-N.jr⁻¹ en bij een defaultwaarde van 8 kg.N₂O-N.jr⁻¹ 1784 ton.N₂O-N.jr⁻¹.

4.3 Bepaling van de N₂O en CO₂ emissie uit de maaiveldaling

Een groot voordeel van de methodiek op basis van maaiveldaling is dat wordt gewerkt met een gemiddelde maaiveldaling over een groot aantal jaren. Omdat de maaiveldaling cumulatief is, kan de gemiddelde maaiveldaling al worden berekend uit een hoogtemeting van het maaiveld in het verleden en een recentere hoogtemeting. Dit maakt de basis van de methode robuust. De methode is verder gebaseerd op een grondbalans. Ook dit maakt de methode robuust. Uit de hoeveelheid geoxideerd en als CO₂ verdwenen organisch materiaal kan op eenvoudige wijze de CO₂ emissie en met behulp van de C/N ratio de gemineraliseerde hoeveelheid N worden berekend. De totale Nederlandse hoeveelheid CO₂-emissie door veenmineralisatie is zo berekend op 4.246.000 ton CO₂ per jaar. Met behulp van een emissiefactie kan eenvoudig de hoeveelheid N₂O-N emissie worden berekend. De emissiefactor kan 1.25% (Mosier et al., 1998) of 2% (Kroeze, 1994) worden genomen.

Voor geschatte maaiveldalingen en ontwateringstoestanden zijn de N₂O-N emissies berekend op 1043 ton.N₂O-N.jr⁻¹ bij een emissiefactor van 2% (zie bijlage 2) ofwel 0,508 Mton CO₂ equivalenten.

Om deze schattingen verder te verbeteren is het nodig maaiveldalingen in relatie tot sloot- en grondwaterstanden, kwel/inzijing te evalueren en om de invloed van een mineraal dek te bepalen. Daarnaast moet de ontwateringstoestand bekend zijn en in een GIS bestand opgenomen. De basisgegevens en databestanden voor deze evaluatie en opbouw van een GIS zijn grotendeels aanwezig. Daarom is een berekende N₂O-N emissie uit de maaiveldaling zeer wel mogelijk.

4.4 Bepaling van de N₂O emissie uit het stikstofleverend vermogen

De emissie van lachgas uit bewerking van organische gronden op basis het stikstofleverend vermogen (NLV) is geschat bij mineralisatie van 165 kg N per ha per jaar. Met een emissiefactor van 1.25% is dan de emissie 2.1 kg.N₂O-N.ha⁻¹.jr⁻¹ (totaal

Nederland 459 ton.N₂O-N.jr⁻¹) en bij een emissiefactor van 2% is de emissie 3.3 kg.N₂O-N.ha⁻¹.jr⁻¹ (totaal Nederland 736 ton.N₂O-N.jr⁻¹).

Een nadeel van de bepaling van N₂O achtergrondemissie uit het stikstofleverend vermogen (NLV) is dat er nogal wat aannames moeten worden gedaan om uit de NLV de hoeveelheid gemineraliseerde stikstof te bepalen. Dit maakt deze methode minder betrouwbaar dan de in deze studie ontwikkelde alternatieven.

4.5 Vergelijking van de methoden en eindconclusie

Het gebruik van defaultwaarden levert duidelijk hogere emissies op (1115 - 1784 ton.N₂O-N.jr⁻¹) dan bij de maaiveldaling methode (652 - 1043 ton.N₂O-N.jr⁻¹) en NLV methode (459 - 736 ton N₂O-N.jr⁻¹). Alle methoden berusten deels op metingen en deels op schattingen. Het gebruik van maaiveldalingen om de N₂O emissies te berekenen is naar onze inschatting het meest betrouwbaar omdat hier metingen aan ten grondslag liggen. Het gebruik van een emissiefactor (in dit geval 2%) blijft een zwak punt; dit kan alleen worden verbeterd door ontwikkeling van beter onderbouwde emissiefactoren en -functies voor specifieke (vocht)condities. Een andere mogelijkheid is om het oxidatie-, mineralisatie-, nitrificatie- en denitrificatieproces beter te modelleren en de N₂O emissies op deze wijze te berekenen. Deze ontwikkeling is in gang gezet en lijkt goede resultaten te kunnen opleveren (Jacobs et al., 2003, Hendriks, 2004). De maaiveldalingen kunnen daarbij gebruikt worden voor het kalibreren en kwantificeren van de modelresultaten.

4.6 Conclusies met betrekking tot de IPCC richtlijnen

Oppervlakte aan Nederlandse organische gronden in landbouwkundig gebruik in 1990 en 2003

In 2003 is het bekende oppervlak aan veengronden 290 000 ha (tabel 1) waarvan in landbouwkundig gebruik 223 000 ha (tabel 2). Deze berekening is gebaseerd op de Bodemkaart 1 : 50 000 en de correcties daarop voorgesteld in de Veenkartering van 2001-2003 (de Vries, 2004).

Daarnaast is de schatting dat van de ondiepe veengronden, die niet in de Veenkartering van 2001-2003 waren opgenomen, er nog eens 18 000 ha niet meer als veengrond kunnen worden geclassificeerd. Dit is allemaal landbouwgrond, omdat natuurlijke (natte) veengebieden behouden blijven of slechts zeer langzaam achteruitgaan. De schatting voor het oppervlakte aan Histosolen in Nederland in landbouwkundig gebruik in 2003 zou daarmee op 205 000 ha komen. Deze schatting behoeft onderbouwing met waarnemingen.

Het oppervlakte aan veengronden in landbouwkundig gebruik in 1990 zou door interpolatie kunnen worden bepaald uit de oppervlakten aan veengronden in 2003 en tijdens de kartering van de veengronden voor de Bodemkaart van Nederland 1 : 50 000. Het merendeel van de bodemkartering van de ondiepe veengronden heeft plaatsgevonden rond 1970 (pers. mededeling F. de Vries). In ca. 33 jaar is 67 000 ha veengrond verdwenen ofwel gemiddeld 2000 ha per jaar. Gebaseerd op een

oppervlakte aan veengronden in landbouwkundig gebruik van 205 000 ha in 2003, komt men in 1990 voor deze landbouwgronden op een oppervlakte van 231 000 ha op basis van oppervlakte in 2003 aangevuld met 13 maal het jaarlijkse verlies van 2000 ha. Het is echter waarschijnlijk dat een groot deel van de veengronden al eerder is verdwenen tijdens de intensieve ontwatering in de jaren 70 en 80 van de vorige eeuw en het areaal in de periode 1990 tot 2003 minder snel is gedaald.

Een defaultwaarde voor N₂O – N emissies voor Nederlandse organische gronden in landbouwkundig gebruik

Van de eerder beschreven methoden worden de berekeningen waarin de N₂O – N emissies met behulp van de maaiveldaling worden bepaald het meest betrouwbare geacht. Voorgesteld wordt om daarbij een emissiefactor van 2% te gebruiken (Kroeze, 1994), omdat deze waarde aansluit bij waarden van metingen in veenweidegebieden (personal communication G. Velthof, 2004) en wordt toegepast bij overige berekeningen van N₂O – N emissies uit bemesting op organische gronden.

De gegevens over emissies in tabel 6 zijn gebaseerd op de maaiveldaling door oxidatie van 223 000 ha veengrond en bij een N₂O – N-emissiefactor van 2% een totale emissie van 1043 ton N₂O – N per jaar berekend. Daaruit kan een defaultwaarde voor N₂O – N emissies van Nederlandse organische gronden in landbouwkundig gebruik van $1043.000 / 223\ 000 = 4,7$ kg N₂O – N ha⁻¹.jr⁻¹ worden berekend. Deze systematiek sluit aan bij de IPCC methodologie in de Good Practice guidance van 2003 (IPCC, 2003). De totale emissie van lachgas uit landbouwkundig gebruik en bewerking van organische gronden in Nederland bedraagt dan 0,508 Mton CO₂ equivalenten.

Het is goed om te bedenken dat deze conclusies gebaseerd zijn op nu bekende en beschikbare gegevens en is aangevuld met “expert judgement” en geschatte waarden. Wat betreft de oppervlakte aan veengronden zal de fout relatief klein zijn. Wat betreft de defaultwaarde voor N₂O – N emissies zijn de ingeschatte maaiveldalingen en met name de gebruikte emissiefactor belangrijke foutenbronnen. De kwaliteit van de defaultwaarde hangt rechtstreeks samen met de kwaliteit van de maaiveldaling en de emissiefactor. Dit kan leiden tot een behoorlijke over- of onderschatting van N₂O – N emissies. Al met al is de gehanteerde emissie van 4,7 kg N₂O – N ha⁻¹.jr⁻¹ een betere waarde voor N₂O – N emissies is uit bewerking van organische gronden dan de door de IPCC genoemde 5 of 8 kg N₂O – N ha⁻¹.jr⁻¹ omdat hier gebruik is gemaakt van landenspecifieke meetresultaten.

Uiteindelijk zal de wens blijven bestaan om de berekeningen verder te verbeteren. Temeer omdat daarmee ook het effect van maatregelen om de emissies van broeikasgassen te verminderen beter kan worden geschat en berekend. Een andere reden om vooral de maaiveldaling beter in te schatten volgt uit de wens om ook de CO₂ emissie van organische gronden goed te kunnen berekenen.

Literatuur

Akker, J.J.H. van den and J. Beuving, 1999. Long term monitoring of subsidence of low peat moor soils in the Netherlands. International Peat Symposium, Jokionen, Finland, 23-27 August, 1999.

Akker, J.J.H. van den, 2003. EUROPEAT: Tools and scenarios for sustainable management of European peat soils to protect associated landscapes and natural areas in relation to agricultural production. Projectdescription of a EU project (not public), Alterra, Wageningen.

Baas, W.J., 2001. Bodemdaling in veengebieden. Landschap 2:109-117.

Beuving, J. en J.J.H. van den Akker, 1996. Maaiveldsdaling van veengrasland bij twee slootpeilen in de polder Zegveldbroek – vijftwintig jaar zakkingsmetingen op het ROC Zegveld. Wageningen, DLO – Staring Centrum. Rapport 377 . 158 blz.

Born, G.J. van den, L. Bouwer, H. Goosen, R. Hoekstra, D. Huitema en R. Schrijver, 2002. Klimaatwinst in veenweidegebieden. Mogelijkheden voor de reductie van broeikasgassen. Verkenning in opdracht van het Ministerie van Landbouw Visserij en Natuurbeheer. Instituut voor Milieuvraagstukken, Rapport W-02/13. Vrije Universiteit Amsterdam.

Burgerhart, N., 2001. Mogelijkheden voor koolstofopslag in Nederlandse ecosystemen. Wageningen, Leerstoelgroep Natuurbeheer en Plantenecologie, Wageningen Universiteit.

Finke, P.A, J.J. de Gruijter en R. Visschers, 2001. Status 2001 Landelijke steekproef Kaartenheden en toepassingen, Gestructureerde bemonstering en karakterisering Nederlandse bodems, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, rapport 389, Wageningen.

Flessa, H., U. Wild, M. Klemisch and J. Pfadenhauer, 1998. Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. European Journal of Soil Science 49: 327 – 335.

Freibauer, A., 2003. Regionalized inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. European Journal of Agronomy 19: 135 – 160.

Hassink, J., 1995. Organic matter dynamics and N mineralization in grassland soils. PhD Thesis, Agricultural University, Wageningen, 250 pp.

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

Hendriks, R.F.A. 1993. Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 251.

Hendriks, R.F.A., 2004. Modelling approach in the EUROPEAT project – Development of a dynamic model for predicting subsidence, nutrient releases and emission of greenhouse gasses in peatlands in relation to drainage and climatic conditions. In: Päivänen, J. (ed.). Wise Use of Peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Congress, Tampere, Finland 6-11 June 2004. International Peat Society, Jyväskylä, Finland. Vol. 1: 783 - 788.

Hendriks, R.F.A. and J. Vermeulen. 2000. Effect of temperature on decomposition of organic matter in peat soils. Proc. 11th Int. Peat Congress, Québec, Canada, August 6 - 12, 2000. pp. 422 - 427.

Hoek, K.W. van der, 2002. Uitgangspunten voor de mest- en ammoniakberekeningen 1999 tot en met 2001 zoals gebruikt in de milieubalans 2001 en 2002, inclusief dataset landbouwemissies van 1980-2001. RIVM Rapport 773004013/2002. RIVM, Bilthoven.

Hofstede, R.G.M., G. Holshof, C. van der Wel en A.P. Wouters, 1995. Ontwikkeling en toetsing van het systeem van aangepaste stikstofbemesting per snede (SANS) 1992. Intern rapport 276. Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij, Lelystad.

Hofstede, R.G.M., 1995a. Ontwikkeling en toetsing van het systeem van aangepaste stikstofbemesting per snede (SANS) 1993. Intern rapport 277. Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij, Lelystad.

Hofstede, R.G.M., 1995b. Ontwikkeling en toetsing van het systeem van aangepaste stikstofbemesting per snede (SANS) 1994. Intern rapport 278. Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij, Lelystad.

Jacobs, C.M.J., E.J. Moors en F.J.E. van der Bolt, 2003. Invloed van waterbeheer op gekoppelde broeikasemissies in het veenweidegebied bij ROC Zegveld. Alterra, Wageningen, Alterra rapport 840, 93 blz.

Kasimir-Klemedtsson et al., 1997. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. Soil Use and Management 13, 245-250.

Kekem, A.J. (2004) Veengronden en stikstofleverend vermogen. Alterra, Wageningen. Alterra rapport 965, pp. 52.

Kekem, A.J., T. Hoogland & J.B.F. van der Horst, 2004. Uitspoelingsgevoelige gronden op de kaart; werkwijze en resultaten. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 1080, pp. 90.

Kroeze, C., 1994. Nitrous oxide (N₂O). Emission inventory and options for control in the Netherlands. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven. Report nr. 773001 004.

Kuikman, P.J., W. de Groot, R. Hendriks, J. Verhagen en F. de Vries, 2003. Stocks of C in soils and emissions of CO₂ from agricultural soils in the Netherlands. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 561, pp. 42.

Makken, H. en F. de Vries (1989) bodem

Meer, H. van der, J. van Middelkoop en W. de Visser, 2004. Het stikstofleverend vermogen (NLV) van veengronden. In: A.J. van (red.). Veengronden en stikstofleverend vermogen. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 965, pp. 33-50.

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

Rienks, W.A., A.L. Gerritsen en W.J.L. Meulenkamp, 2002. Behoud veenweidegebied - Een ruimtelijke verkenning. Alterra-rapport 563, Wageningen.

Schothorst, C.J., 1967. Bepaling van de componenten van de zakking na grondwaterstandsvaling. *Landbouwk. Tijdschr.* 79,11.

Schothorst, C.J., 1977. Subsidence of low moor peat soils in the Western Netherlands. *Geoderma*, 17: 265-291.

Schothorst, C.J., 1978. Het zakkingsproces bij ontwatering van de westelijke veenweidegronden. *Landbouwk. Tijdschr.* 90,6.

Schothorst, C.J., 1982. Drainage and Behaviour of Peat Soils. Proc. Symp. on Peat lands below Sea Level. 1982. ILRI publication 30, Wageningen, The Netherlands: 130-163.

Spakman, J., M.M.J. van Loon, R.J.K. van Auweraert, D.J. Gielen, J.G.J. Olivier and E.A. Zonneveld, 1997. Methode voor de berekening van emissies van broeikasgassen. VROM – HIMH, Den Haag, Report Series Emission Registration 37.

Spakman, J., M.M.J. van Loon, R.J.K. van Auweraert, D.J. Gielen, J.G.J. Olivier and E.A. Zonneveld, 2003. Method for calculation of greenhouse gas emissions. VROM – HIMH, The Hague, Report Series Emission Registration 37b. Electronic Update of original report No. 37 of July 1997. www.greenhousegases.nl.

Steur, G.G.L. en W. Heijink, 1991. Bodemkaart van Nederland, schaal 1: 50 000. Algemene begrippen en indelingen, 4e uitgave. Wageningen, DLO-Staring Centrum.

- Van Beek, C.L., E.W.J. Hummelink, G.L. Velthof and O. Oenema, 2004. Denitrification rates in relations to groundwater level in a peat soil under grassland. *Biology and Fertility of Soils* 39: 329 – 336.
- Vellinga, Th.V., 1998. Verfijning bemestingsadvies, 1998. Rapport 173, Praktijkonderzoek Rundvee, Schapen en Paarden (PR), Lelystad, 39 pp.
- Vellinga, Th.V., I.G.A.M. Noij, E.D. Teenstra en L. Beijer, 1993. Verfijning stikstofbemestingsadvies voor grasland. Rapport 148, Proefstation voor de Rundveehouderij, Lelystad, 81 pp.
- Vellinga, T.V. and G. André, 1999. Sixty years of Dutch nitrogen fertiliser experiments, an overview of the effects of soil type, fertiliser input, management and developments in time. *Neth J Agric Sci* 47: 215-241.
- Velthof, G.L., A.B. Braber and O. Oenema, 1996. Seasonal variation in nitrous oxide losses from managed grassland in the Netherlands. *Plant and Soil* 181: 263 – 274.
- Velthof, G.L., J.W. van Groenigen, G. Gebauer, S. Pietrzak, S.C. Jarvis, M. Pinto, W. Corre & O. Oenema, 2000. Temporal stability of spatial patterns of nitrous oxide fluxes from sloping grassland. *J. Environ. Qual.* 29 (5), 1397-1407.
- Velthof, G.L., C.L. van Beek, F. Brouwer et al., 2004. Denitrificatie in de zone tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in zandgronden. Alterra, Wageningen. Alterra rapport 730.1, pp. 92.
- Vermeulen, J. and R.F.A. Hendriks, 1996. Bepaling van afbraaksnelheden van organische stof in laagveen – ademhalingsmetingen aan ongestoorde veenmonsters in het laboratorium. Rapport 288, Staring Centrum, Wageningen.
- Vries, F. de, 1994. Een fysisch-chemische karakterisering van de bodemeenheden van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1: 50 000 met onderscheid naar grondgebruik. Rapport 286, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Vries, F. de, 1999. Karakterisering van Nederlandse gronden naar fysische-chemische kenmerken. Rapport 654, DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Vries, F. de, 2003. Bodemkundige basisinformatie provincies Groningen, Drenthe en Overijssel. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 696. 73 blz.
- Vries, F. de, 2004. De verbreiding van veengronden. In: Kekem, A.J. van (red.). *Veengronden en stikstofleverend vermogen*. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 965, pp. 15-24.
- Vries, F. de, 2004. Aanwezigheid van veenlagen in zandgronden. In: G.L. Velthof (ed.). *Denitrificatie in de zone tussen bouwvoor en het bovenste grondwater in zandgronden*. Alterra, Wageningen. Alterra rapport 730.1, pp. 61 – 65.

Vries, W. de, J. Kros, O. Oenema and J. de Klein, 2003. Uncertainties in the fate of nitrogen II: A quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in The Netherlands. *Nutrient cycling in agroecosystems* 66, 71-102.

**Bijlage 1 Definitions of organic soil and Histosols (FAO, 1998.
World reference base for soil resources, World Soil
Resources Report 84, Food and Agriculture
Organization of the United Nations, Rome)**

A.

Key to the reference soil groups of the world reference base for soil resources

Soils having a histic or folic horizon

1. either a. 10 cm or more thick from the soil surface to a lithic or paralithic contact;
2. or b. 40 cm or more thick and starting within 30 cm from the soil surface; and
3. lacking an andic or vitric horizon starting within 30 cm from the soil surface.

B.

HISTOSOLS (HS)

Soils having 40 cm or more organic soil material (60 cm or more if the organic materials consist mainly of sphagnum or moss or have a bulk density of less than 0.1 Mg/m³) either extending down from the surface or taken cumulatively within the upper 80cm of the soil. The thickness of the organic surface horizon may be less if it rests on rock or on fragmental material in which the interstices are filled with organic matter.

Synonym: peat and muck soils; (from Gr. histos, tissue)

Parent material: incompletely decomposed plant remains, with or without admixtures of sand, silt or clay.

Environment: the majority of all Histosols have formed in boreal regions. Elsewhere, histosols are confined to poorly drained basins and decompressions, swamp and marshlands with shallow groundwater, and highland areas with a high precipitation/evapotranspiration ratio.

Profile development: mostly H or HCr profiles. Transformation of plant remains through biochemical desintegration and formation of humic substances create a surface layer of mould. Translocated organic material may accumulate in deeper tiers but is more often leached from the soil.

Use: peat lands are used for various forms of extensive forestry and/or grazing or lie idle. If carefully reclaimed and managed, Histosols can be very productive under capital-intensive forms of arable cropping/horticulture. Deep peat formations are best left untouched.

Subclasses:

- **Gelic Histosols (HSi)**

Histosols having permafrost within 200cm of the surface.

- **Thionic Histosols (HSt)**

Other Histosols having a sulfuric horizon or sulfidic materials at less than 125cm from the surface.

- **Folic Histosols (HSI)**

Other Histosols that are well drained and are never saturated with water for more than a few days.

- **Fibric Histosols (HSf)**

Other Histosols having raw or weakly decomposed organic materials, the fibre content of which is dominant to a depth of 35cm or more from the surface; having very poor drainage or being undrained.

- **Terric Histosols (HSs)**

Other Histosols having highly decomposed organic materials with only small amounts of visible plant fibers and a very dark grey to black color to a depth of 35cm or more from the surface, having an imperfect to very poor drainage.

MASTER HORIZONS AND LAYERS

The capital letters **H**, **O**, **A**, **E**, **B**, **C** and **R** (see below) represent the master horizons and layers of soils. The capital letters are the base symbols to which other characters are added to complete the designation. Most horizons and layers are given a single capital letter symbol, but some require two. Currently seven master horizons and layers are recognized.

The master horizons and their subdivisions represent layers which show evidence of change and some layers which have not been changed. Most are genetic soil horizons, reflecting a qualitative judgement about the kind of changes which have taken place. Genetic horizons are not equivalent to diagnostic horizons, although they may be identical in soil profiles. Diagnostic horizons are quantitatively defined features used in classification.

H horizons or layers: Layers dominated by organic material, formed from accumulations of undecomposed or partially decomposed organic material at the soil surface which may be underwater. All **H** horizons are saturated with water for prolonged periods or were once saturated but are now artificially drained. An **H** horizon may be on top of mineral soils or at any depth beneath the surface if it is buried.

O horizons or layers: Layers dominated by organic material, consisting of undecomposed or partially decomposed litter, such as leaves, needles, twigs, moss, and lichens, which has accumulated on the surface; they may be on top of either mineral or organic soils. **O** horizons are not saturated with water for prolonged periods. The mineral fraction of such material is only a small percentage of the volume of the material and generally is much less than half of the weight.

An **O** layer may be at the surface of a mineral soil or at any depth beneath the surface if it is buried. An horizon formed by illuviation of organic material into a mineral subsoil is not an **O** horizon, though some horizons formed in this manner contain much organic matter.

Histic horizon

General description. The histic horizon (from Gr. *histos*, tissue) is a surface horizon, or a subsurface horizon occurring at shallow depth, which consists of poorly aerated *organic* soil material.

Diagnostic criteria. A histic horizon must have:

1. ***either*** - 18 percent (by weight) organic carbon (30 percent organic matter) or more if the mineral fraction comprises 60 percent or more clay;

or - 12 percent (by weight) organic carbon (20 percent organic matter) or more if the mineral fraction has no clay;

or - a proportional lower limit of organic carbon content between 12 and 18 percent if the clay content of the mineral fraction is between 0 and 60 percent. If present in materials characteristic for *andic* horizons, the organic carbon content must be more than 20 percent (35 percent organic matter); ***and***
2. saturation with water for at least one month in most years (unless artificially drained); and
3. thickness of 10 cm or more. A histic horizon less than 20 cm thick must have 12 percent or more organic carbon when mixed to a depth of 20 cm.

Bijlage 2 Berekening van CO₂ en N₂O emissie uit maaiveld daling van veengronden

Het is bekend dat vertering (oxidatie) van veen leidt tot maaiveld dalingen en uiteindelijk zelfs tot verdwijnen van veenlagen. De maaiveld daling geeft in wezen direct aan hoeveel organisch materiaal er verdwenen is door omzetting in CO₂. Naast oxidatie spelen ook krimp en consolidatie (klink) een rol in de maaiveld daling. In de volgende paragraaf zal hierop nader worden ingegaan. Op de lange termijn blijkt echter vooral oxidatie van het veen het overgrote deel van de maaiveld daling te veroorzaken. Uit de maaiveld daling volgt niet alleen hoeveel veen er is verteerd en omgezet in CO₂ maar ook hoeveel N er mineraliseert. Dit volgt uit de C/N ratio van het veen. Dit vormt de basis van een inschatting van de N₂O emissie uit veengronden.

Processen die leiden tot maaiveld daling

Door drainage van veengronden treedt maaiveld daling op. Deze maaiveld daling kan worden onderscheiden in oxidatie, krimp en klink of zetting (Schothorst, 1967, 1977, 1978). Door oxidatie treedt CO₂ emissie op, terwijl dit bij krimp en klink niet het geval is, zoals in het onderstaande wordt toegelicht.

Oxidatie van veen is het verteren van plantaardig materiaal na het toetreden van lucht. Door het verlagen van het grondwater treedt meer lucht dieper in het veen. Met het toetreden van lucht neemt het bodemleven en de mogelijkheden voor biologische afbraak (oxidatie) en veraarden toe. Daarbij wordt organisch materiaal omgezet in CO₂. Het krimpen en het veraarden van veen doet de doorlatendheid voor water en lucht toenemen. Het oxidatieproces is uitgebreid beschreven door Hendriks (1992, 1993).

Krimp wordt veroorzaakt door het onttrekken van water aan het veen door verdamping en ontwatering. Verdamping, vooral indirect door het gewas, droogt het veen sterk uit. Daarbij krimpt vooral vers veen sterk. Bij opnieuw bevochtigen zwelt het veen maar gedeeltelijk terug. Bij de eerste krimp - zwel cyclus is de irreversibele krimp groot. Bij de daarop volgende krimp - zwel cycli neemt het aandeel van de irreversibele krimp steeds meer af en wordt de krimp voornamelijk reversibel. Door dieper te ontwateren en bij peil aanpassingen aan de maaiveld daling krimpt een dikkere laag veen irreversibel. Na enige tijd treedt echter weer een nieuw evenwicht op en is de maaiveld daling door krimp voornamelijk reversibel. Een zeer droge zomer waarbij de grondwaterstand extra diep wegzakt en het veen extra sterk uitdroogt, heeft echter weer een flinke maaiveld daling door irreversibele krimp tot gevolg. De daaropvolgende jaren is maaiveld daling door krimp weer voornamelijk reversibel.

Klink wordt veroorzaakt door afname van de hydrostatische waterspanning door de peilverlaging. De vaste delen en de hydrostatische waterspanning op elke willekeurige

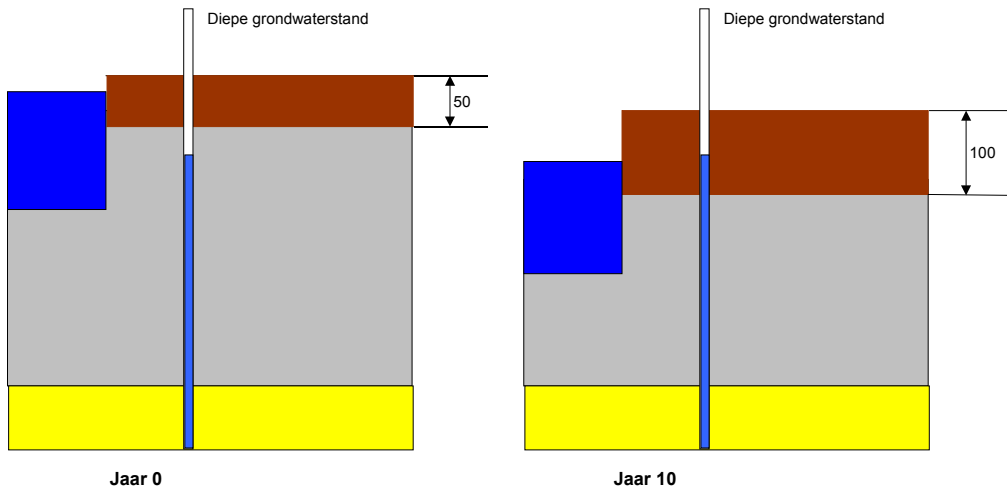
diepte onder het grondwater dragen de daarboven liggende grond en water. Door meer te ontwateren neemt het gewicht van de (natte) grond boven een beschouwde diepte iets af. De hydrostatische waterspanning neemt echter veel sterker af, zodat de vaste delen meer druk moeten opnemen. De (slappe) bodem van veen en ongerijpte kleilagen neemt deze druk op en wordt daardoor samengedrukt. Omdat het water in de grond niet direct kan wegstromen, neemt in eerste instantie de waterspanning in de grond sterk toe en wordt de extra belasting bijna volledig gedragen door een toename van de waterdruk. Gedurende enkele jaren wordt het water uit de verzadigde grond geperst totdat een nieuw evenwicht is bereikt waarbij de waterspanning gelijk wordt aan de hydrostatische druk en de extra belasting op de ondergrond door de peilverlaging wordt gedragen door de gronddeeltjes. Dit proces waarbij het water langzaam wordt uitgeperst en de gronddeeltjes uiteindelijk de extra belasting opnemen wordt consolidatie genoemd. Bij dikke veenlagen duurt het ongeveer 6 jaar voordat een nieuw evenwicht is bereikt (Beuving en Van den Akker, 1996). Wel is het zo dat veengronden en kleigronden ook nadat de consolidatie is beëindigd blijven inklinken. Dit zogenaamde seculiere effect (Keverling Buisman, 1936) is door Beuving en Van den Akker (1996) voor een dikke veenlaag berekend op 0,5 - 1,1 mm.jr⁻¹.

Berekening van de CO₂ emissie uit de grondbalans bij dikke veenlagen

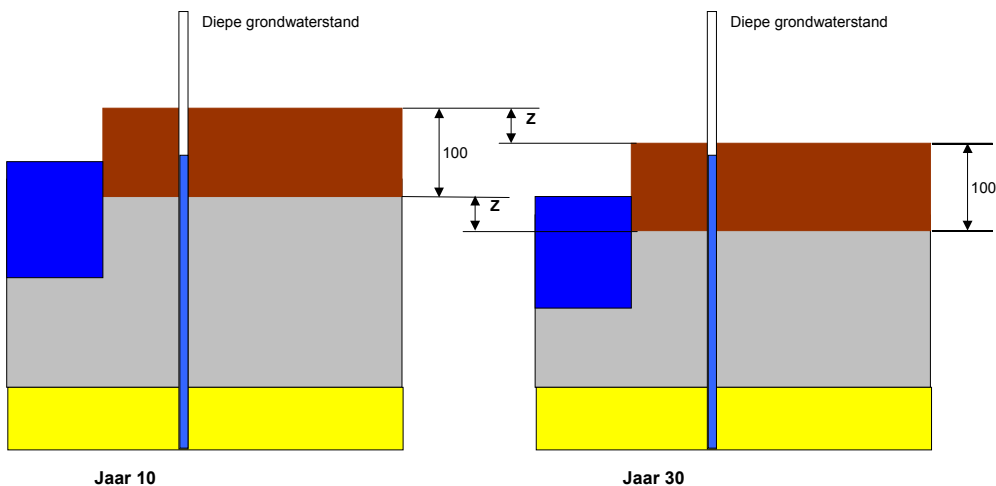
Met dikke veenlagen wordt bedoeld op de veenlagen bij veengronden die dieper gaan 1,2 m. Ongeveer 218 000 ha van de 289 000 ha Nederlandse veengronden zijn diepe veengronden (de Vries, 2004). Bij normale ontwateringsdiepten zit bij diepe veengronden onder de veraarde laag altijd een laag met echt ongerijpt veen. Irreversibele krimp en oxidatie boven het grondwater en klink beneden het grondwater zijn verantwoordelijk voor de permanente maaiveld dalingen van veengrond. Krimp en klink leveren vooral direct na dieper ontwateren een belangrijke bijdrage aan de maaiveld daling. De oorzaak van de voortdurende maaiveld daling is het verdwijnen van organische stof door oxidatie, waarbij het proces in stand wordt gehouden door het voortdurend aanpassen van de ontwatering door peilverlaging aan de zakking van het maaiveld. Dit proces is geschematiseerd in figuur B2-1 en B2-2.

Dit is gedaan voor een eerste peilverlaging van een hoog peil naar een laag peil (figuur B2-1) en voor de periode daarna, waarin met voortdurende peilverlagingen de maaiveld daling wordt gevolgd om dezelfde drooglegging te handhaven (figuur B2-2). Op deze manier is de situatie in figuur B2-2 een doorgaand proces, waarbij aangenomen wordt dat de peilverlaging de maaiveld daling voortdurend volgt. Door als het ware in figuur B2-2 de rechterfiguur van de linkerfiguur af te trekken volgt dat er in 20 jaar Z cm veen is verdwenen. Dit verschil zit hem in het onderste ongerijpte veen. Een hoeveelheid organische stof overeenkomend met de hoeveelheid in deze laag is als CO₂ verdwenen. Aangenomen wordt dat de hoeveelheid organische stof in de gerijpte laag (in het voorbeeld de eerste 1 m diepte) min of meer gelijk blijft (aanvoer = afvoer). In werkelijkheid zal langzamerhand het percentage minerale delen in de bovengrond toenemen. Uit de gemiddelde jaarlijkse maaiveld daling (in

het voorbeeld Z/20) kan op deze wijze de jaarlijkse CO₂ emissie op eenvoudige wijze worden berekend.



Figuur B2-1. Een schematische voorstelling van de maaiveldddaling in de eerste 10 jaar na peilverlaging. Een dikke veenlaag bevindt zich op een diepe ondergrond. Een peilbuis in de zandondergrond geeft de diepe grondwaterstand weer. Voor de peilverlaging is een bovenlaag van ca. 50 cm (geschat) bovenin geheel gerijpt en veraard en onderin half gerijpt. (Jaar 0). Door de peilverlaging zakt de grondwaterstand in het veen naar grotere diepte en breidt deze bovenlaag zich in 10 jaar door krimp en oxidatie uit tot een diepte van ca. 1 m beneden maaiveld (geschat). NB: De diepe grondwaterstand in de zandondergrond blijft constant, maar komt door de maaiveldddaling relatief steeds hoger te liggen. De polder verandert van een inzigtgebied steeds meer in een kwelgebied).



Figuur B2-2. Een schematische voorstelling van de maaiveldddaling nadat zich een veraarde en (deels) gerijpte bovenlaag is gevormd met een min of meer stabiele bovenlaag van ca. 100 cm dikte (geschat), waarbij met peilverlagingen de maaiveldddaling steeds wordt gevolgd. Door vertering in de gehele bovenlaag verdwijnt er veen in de vorm van CO₂ in de lucht. Het dunner worden van de bovenlaag en de resulterende maaiveldddaling wordt gevolgd door een peilverlaging, waardoor de bovenlaag zich aan de onderkant uitbreidt door een nieuwe laag ongerijpte veen aan te snijden en bloot te stellen aan krimp en oxidatie. Zo verplaatst de bovenlaag en het slootpeil zich met enkele millimeters tot centimeters per jaar omlaag. NB: Door de voortdurende maaiveldddalingen en peilverlagingen is bij een gelijkblijvende grondwaterstand in de diepe zandondergrond de kwel sterk toegenomen.

Op basis van het bovenstaande kan de jaarlijkse CO₂ emissie worden berekend uit de maaiveldsdaling met gebruikmaking van de volgende formule:

$$CO_{2,em} = S_{mv} \cdot \rho_{so} \cdot fr_{OS} \cdot fr_C \cdot \frac{44}{12} \cdot 10^4 \quad (1)$$

met:

- CO_{2,em} = CO₂ emissie (kg CO₂ ha.jr⁻¹)
 S_{mv} = snelheid jaarlijkse daling van het maaiveld (m.jr⁻¹)
 ρ_{so} = bulkdichtheid van ongerijpt veen (kg.m⁻³)
 fr_{OS} = organische stof fractie in veen (-)
 fr_C = koolstof fractie in organische stof (-)

Vermenigvuldiging met de factor 10⁴ is nodig om de koolstofemissie C om te rekenen van kg C.m².jr⁻¹ in kg C.ha⁻¹.jr⁻¹. De atoomgewichten van koolstof C en zuurstof O zijn respectievelijk 12 en 16. Vermenigvuldiging met een factor (12 + 2 * 16)/12 = 44/12 levert de emissie in kg CO₂.ha⁻¹.jr⁻¹. In de formule hebben de termen ρ_{so}; fr_{OS} en fr_C allemaal betrekking op ongerijpt veen in de ondergrond.

Als voorbeeld is de CO₂ emissie berekend voor de percelen 3 en 13 van de proefboerderij te Zegveld. Perceel 3 heeft een laag slootpeil (ca. 60 cm –mv) en perceel 13 een hoog slootpeil (ca. 30 cm –mv). Op deze percelen is gedurende meer dan 25 jaren de maaiveldsdaling gemeten (Beuving en Van den Akker, 1996). Ook zijn van het profiel tot op enkele meters diepte de dichtheden en het organisch stofgehalte bepaald. Dit levert de volgende gegevens:

- De gemiddelde zakking van perceel 13 is gemeten in dwarsraaien en was tussen 1975 en 1992 gemiddeld 4.7 mm.jr⁻¹, ofwel S_{mv} = 0.0044 m.jr⁻¹. Voor perceel 3 was dit S_{mv} = 0.0118 m.jr⁻¹
- Het organische stofgehalte is 80% (gewicht) ofwel de organische stof fractie fr_{OS} = 0.8.
- De bulkdichtheid van het ongerijpte veen op 1.0 m diepte is ρ_{so} = 140 kg.m⁻³. Deze dichtheid is kenmerkend voor veen op deze diepte.
- Het koolstofgehalte is geschat op 55% van het organische veenmateriaal (Hendriks, 1993) ofwel een koolstof-fractie van fr_C = 0.55.

Invullen van deze waarden in formule 1 levert dan:

Perceel 3 (slootpeil 60 cm –mv): CO₂ emissie = 26625 kg CO₂ .ha⁻¹.jr⁻¹.

Perceel 13 (slootpeil 30 cm –mv): CO₂ emissie = 9938 kg CO₂ .ha⁻¹.jr⁻¹.

Voor dikke veenlagen komt een maaiveldsdaling van 1 mm per jaar dan overeen met een CO₂ emissie van 2259 kg CO₂ .ha⁻¹.jr⁻¹

Berekening van de CO₂ emissie uit de grondbalans bij dunne veenlagen

De veenlaag (moerige laag) is bij veengronden dikker dan 40 cm. Indien de moerige laag dunner is dan 40 cm, dan spreken we van moerige gronden (zie het Hoofdstuk “Organische gronden in Nederland”). Bij ondiepe veengronden eindigt de moerige

laag tussen de 40 en 120 cm diepte. Op het moerige laag kan een zand- of kleidek liggen van 15 – 40 cm dikte. Bij de meeste veengronden is het veen vanaf 80 – 100 cm diepte volledig ongerijpt. Daarom kunnen ondiepe veengronden, waarbij de moerige laag dieper eindigt dan deze 80 – 100 cm diepte, in wezen op dezelfde manier worden behandeld als diepe veengronden. De aanpak zal bij ondiepere veengronden anders moeten zijn.

Bij dunne veenlagen kan dezelfde redenering worden gevolgd als bij dikke veenlagen. Ook hier kan een grondbalans worden opgesteld en de hoeveelheid veen in jaar J worden vergeleken met de hoeveelheid veen na bijvoorbeeld 20 jaar in jaar (J + 20). Anders dan bij een dik veenpakket is het verschil in de grondbalans nu (half) gerijpt veen. Ook nu is de aanname dat het veen aan maaiveld volledig gerijpt en veraard is en met toenemende diepte het veen steeds minder gerijpt en veraard is, maar op een bepaalde diepte ongeveer in balans is en de staat van rijping en veraarding ongeveer constant is. Dit komt er op neer dat gesteld wordt dat het verschil in de grondbalans overeen komt met de onderste millimeters van de dunne veenlaag. Een hoeveelheid organische stof overeenkomend met de hoeveelheid in deze laag is als CO₂ verdwenen. Omdat dit laagje ter dikte van de jaarlijkse maaiveldddaling sterker gerijpt is en een hogere dichtheid heeft dan ongerijpt veen, is de CO₂ emissie per mm maaiveldddaling (veel) hoger dan bij dikke veenlagen. Doordat de veenlaag steeds dunner wordt en steeds meer bestaat uit moeilijk verteerbare organische stof en minerale delen, zal de maaiveldddaling echter steeds meer afnemen en asymptotisch tot nul naderen. Daarmee wordt de bijdrage van de veenlaag aan de CO₂ emissie ook steeds minder en gaat ook naar nul. In formule (1) moet nu een dichtheid van het ongerijpte veen worden vervangen door de dichtheid van het veen onderin de veenlaag:

$$CO_{2,em} = S_{mv} \cdot \rho_{sg} \cdot fr_{OS} \cdot fr_C \cdot \frac{44}{12} \cdot 10^4 \quad (2)$$

met:

ρ_{sg} = *bulkdichtheid van (half) gerijpt veen (kg.m⁻³)*

Behalve dat nu de bulkdichtheid van (half) gerijpt veen wordt ingevoerd in plaats van de bulkdichtheid van ongerijpt veen, lijkt er in formule (2) weinig veranderd te zijn ten opzichte van vergelijking (1). Echter, terwijl in formule (1) de waarden voor de jaarlijkse maaiveldddaling S_{mv} ; de bulkdichtheid ρ_{sg} en de organische stof fractie fr_{OS} in de tijd constant konden worden gesteld, neemt in formule (2) in de tijd de maaiveldddaling S_{mv} af; neemt de bulkdichtheid ρ_{sg} toe en neemt de organische stof fractie fr_{OS} af. Hierdoor wordt de bepaling van de CO₂ emissie niet alleen moeilijker, maar ook onbetrouwbaarder. Daarnaast is er veel meer bekend over de maaiveldddaling van dikke veenpakketten dan van dunne veenpakketten.

Berekening van de CO₂ emissie uit de vertering van de veraarde veenlaag

Door Kuikman et al. (2003) wordt de CO₂ emissie berekend uit de maaiveldsdaling in de bovengrond op basis van de volgende formule:

$$CO_{2,em} = S_{mv} \cdot \rho_s \cdot fr_{ox} \cdot fr_{OS} \cdot fr_C \cdot \frac{44}{12} \cdot 10^4 \quad (3)$$

met:

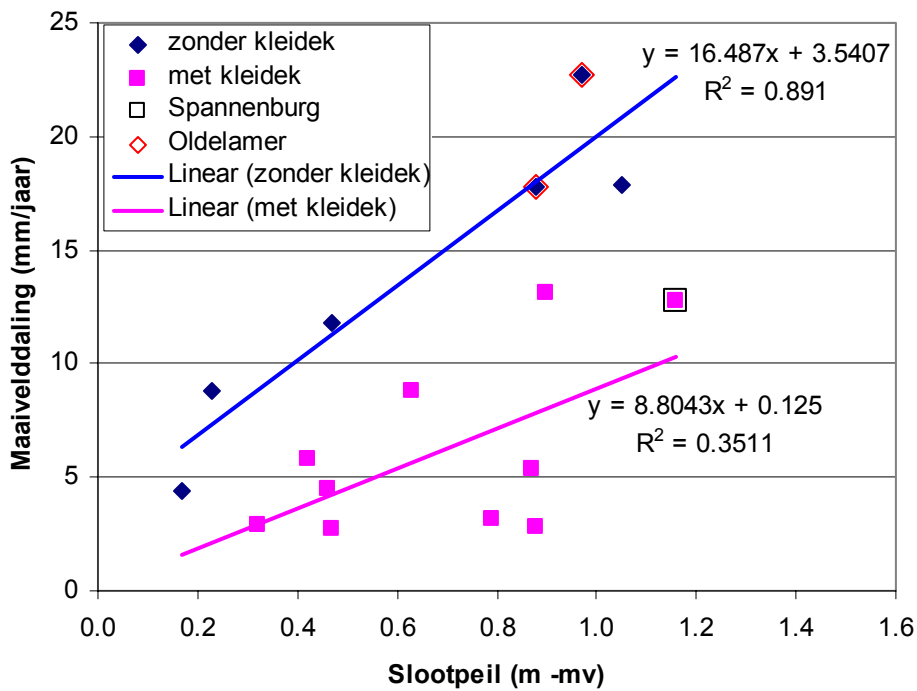
$$\begin{aligned} \rho_s &= \text{bulkdichtheid van veen in de bovengrond (kg.m}^{-3}\text{)} \\ fr_{ox} &= \text{oxidatie fractie van veen (-)} \end{aligned}$$

In deze formule hebben de termen ρ_s ; fr_{OS} en fr_C allemaal betrekking op veraard veen in de bovengrond. Deze formule kan o.a. worden gebruikt in een situatie waarin geen sprake meer is van ongerijpt veen in de ondergrond en in situaties waarin het polderpeil niet voortdurend wordt aangepast aan de maaiveldsdaling. Om de gevoeligheid van de uitkomsten in te schatten kan van beide formules (2) en (3) gebruik worden gemaakt.

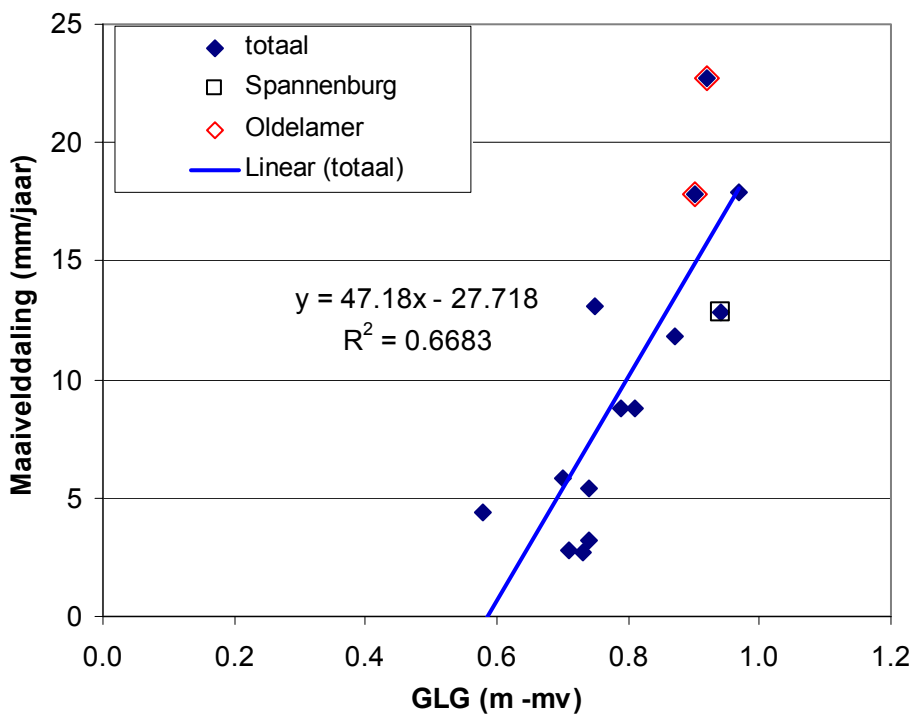
Maaiveldsdaling veenweidegebieden

Om de CO₂-emissie per jaar te berekenen moet de jaarlijkse maaiveldsdaling bekend zijn. De maaiveldsdaling wordt sterk gestuurd door de grondwaterstand. Immers, hoe meer veen boven de grondwaterspiegel zit, hoe meer veen aan de zuurstof uit de atmosfeer wordt blootgesteld. De grondwaterstand hangt op zijn beurt weer sterk af van de ontwateringsdiepte (slootpeil t.o.v. maaiveld). Deskundigen van Alterra hanteren als vuistregel een daling van tussen de 1 - 2 mm per 10 cm ontwateringsdiepte per jaar. Dit is gebaseerd op ervaring en langjarige metingen op verschillende locaties verspreid over Nederland. Afhankelijk van de factoren ter plaatse verschilt de maaiveldsdaling van gebied tot gebied. Een gemiddelde ontwateringsdiepte van 1 meter resulteert dan in 1 - 2 cm per jaar aan maaiveldsdaling. Volgens Kuikman et al. (2003), op basis van een literatuur onderzoek van Baas (2001), is de gemiddelde jaarlijkse daling van het maaiveld 1.8 mm per 10 cm ontwateringsdiepte ofwel $1.8 \cdot 10^{-4} \text{ m.cm}^{-1}$ ontwateringsdiepte met een standaarddeviatie van $0.9 \cdot 10^{-4} \text{ m.cm}^{-1}$.

Een betere relatie kan verwacht worden tussen de gemeten GLG (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand) en de maaiveldsdaling. Dit is logisch omdat de GLG aangeeft hoeveel veen aan de lucht wordt blootgesteld op een moment waarin de grondtemperatuur het hoogste is en zo droog dat de zuurstof het diepst in de veenaggregaten doordringt. In de figuren B2-3 en B2-4 zijn voor een aantal proeflocaties de relatie tussen maaiveldsdaling en slootpeil respectievelijk GLG aangegeven. De locaties Spannenburg en Oldelamer zijn apart aangeduid omdat deze zich in Friesland bevinden. De Friese locaties kenmerken zich ten opzichte van de West-Nederlandse locaties door diepe slootpeilen, relatief dunne veenpakketten en grotere slootafstanden. De resultaten van de Friese locaties blijken echter goed in het beeld te passen.



Figuur B2-3 Relatie tussen slootpeil en maaiveldddaling in een aantal proefpercelen, waarbij onderscheid wordt gemaakt naar veen met en zonder kleidek (van den Akker, ongepubliceerde data)



Figuur B2-4. Relatie tussen GLG en maaiveldddaling in een aantal proefpercelen, zonder onderscheid naar veen met en zonder kleidek (van den Akker, ongepubliceerde data)

In de figuren is onderscheid gemaakt in veen met en zonder een mineraal dek (vaak een kleidek). Ruwweg is er sprake van een kleidek als het organisch stofgehalte in de eerste 40 cm kleiner is dan 30 – 36 %. Dan kan worden gesproken van venige klei of zand. Bij een organisch stofgehalte van meer dan 30 – 36 % wordt er gesproken van kleiig veen of veen. De indeling sluit zo goed als mogelijk aan bij de gebruikelijke classificatie van bodemeenheden van de Bodemkaart van Nederland 1 : 50.000. Een nadere analyse is echter noodzakelijk om deze aansluiting verder te verbeteren. In figuur B2-3 lijkt de maaiveldddaling van veen zonder kleidek sterk afhankelijk te zijn van het slootpeil. Bij veen met kleidek blijkt de relatie tussen maaiveldddaling en slootpeil veel onduidelijker te zijn. In figuur B2-4 lijkt de maaiveldddaling alleen afhankelijk van de GLG en weinig of niet van een kleidek. Er zijn echter te weinig punten om een goede conclusie hierover te trekken. Bovendien vallen de hoge kleigehalten samen met lage waarden voor de GLG en zijn de bijbehorende maaiveldddalingen klein, zodat niet goed onderscheid kan worden gemaakt tussen de invloed van het kleidek en de GLG. Meer data zal moeten worden verzameld om de relaties in de figuren B2-3 en B2-4 beter te onderbouwen.

Procedure inschatting CO₂

Om formules (1), (2) en (3) toe te kunnen passen moet op de eerste plaats de maaiveldddaling per jaar bekend zijn.

Voor veengronden dikker dan 1,2 m zonder kleidek lijkt de maaiveldddaling goed uit de slootpeilen te kunnen worden ingeschat (figuur B2-3). In de veengebieden zijn in het algemeen de ingestelde slootpeilen goed en de drooglegging (slootpeil t.o.v. maaiveld) redelijk goed bij de waterschappen bekend. Ook op landelijk niveau zijn deze waarden grofweg bekend. Zoals aangegeven in het voorbeeld, waarin de CO₂ productie is berekend van de proefpercelen te Zegveld, kunnen de resterende termen in formule (1) constant worden verondersteld. Uit dit voorbeeld volgde dat de CO₂ emissie voor deze veengronden 2259 kg CO₂ .ha⁻¹.jr⁻¹ per mm maaiveldddaling is. De CO₂ emissie op landelijk niveau lijkt daarmee voor dikkere veengronden zonder kleidek relatief eenvoudig te kunnen worden berekend uit de bodemkaart en landelijke gegevens over de drooglegging.

Voor veengronden dikker dan 1,2 m met een kleidek is de gevonden relatie tussen maaiveldddaling en het slootpeil slecht (figuur B2-3). In dat geval kan beter de relatie tussen de GLG en de maaiveldddaling worden gebruikt (figuur B2-4). De GLG is echter veel slechter bekend dan het slootpeil of de drooglegging. Wel is van elke grondwatertrap de range gegeven waarin de GLG valt. Deze range is echter dermate groot dat dit weinig soelaas biedt. Wellicht is de GLG wel in te schatten uit de drooglegging, drainagetoestand, kwel of inzijging en de aanwezigheid van een kleidek. Dit laatste omdat bij een kleidek de capillaire opstijging sterker lijkt te zijn, waardoor de GLG daalt. Indien de GLG goed kan worden ingeschat, dan kan ook voor dikke veengronden met een kleidek de maaiveldddaling en daarmee de CO₂ emissie kunnen worden vastgesteld. Ook hierbij kan gerekend worden met een CO₂ emissie van 2259 kg CO₂ .ha⁻¹.jr⁻¹ per mm maaiveldddaling.

Van veengronden dunner dan 1,2 m is de maaiveldddaling veel slechter bekend dan van dikkere veengronden.

Berekening mineralisatie van N uit maaiveld daling

De gemineraliseerde koolstof C kan voor diepe en ondiepe veengronden op dezelfde wijze worden berekend als de CO₂ door in de formules (1), (2) en (3) de factor 44/12 weg te laten. De gemineraliseerde N kan via de C/N-verhouding van de organische stof worden berekend. In tabel B2-1 zijn de C/N-verhoudingen van veensoorten in niet-geoxideerde toestand gegeven (Steur en Heijink, 1991). Dit is dus de C/N-verhouding van het veen in de ondergrond. Voor diepe veengronden wordt in de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000 de veensoort onderscheiden. Door de Vries (1994) wordt voor de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000 voor de bovengrond (tot 30 à 50 cm diepte) de C/N-verhouding in 5 klassen gegeven: klasse 1, C/N < 10; klasse 2, C/N 10-15; klasse 3, C/N 15-20; klasse 4, C/N 20-25; klasse 4, C/N > 25.

Tabel B2-1. Eigenschappen van veensoorten in niet-geoxideerde toestand (Uit: Steur en Heijink, 1991)

Soort	Milieu van vorming	Gehalte organische stof	C/N verhouding	Minerale bestanddelen	Doorlatendheid m.dag ⁻¹
Bosveen	Zoet, eutroof	30-60	15-25	Lutum	0.05-1
Eutroof broekveen		60-80	18-30		
Zeggeveen	mesotroof	60-95	15-30	Zand of lutum	<0.05-0.4
Rietzeggeveen			15-20		0.05-0.4
Mesotroof broekveen					
Zeggerietveen	Brak of zoet, eutroof	30-80	15-40	Lutum	0.4->1
Rietveen					
Veenmosveen / spalterveen	oligotroof	80-95	40-70	Lutum	<0.05-0.4
Bolster		95-100			>1

Voor dikke veenlagen kan analoog formule (1) dan het jaarlijks aantal kilogrammen per hectare gemineraliseerde stikstof N_{min} worden berekend uit:

$$N_{min} = S_{mv} \cdot \rho_{so} \cdot fr_{OS} \cdot fr_C \cdot \frac{1}{(C/N)} \cdot 10^4 \quad (4)$$

met:

N_{min} = gemineraliseerde stikstof (kg,N ha.jr⁻¹)

(C/N) = C/N-verhouding

S_{mv} = snelheid jaarlijkse daling van het maaiveld (m.jr⁻¹)

ρ_{so} = bulkdichtheid van ongerijpt veen (kg.m⁻³)

fr_{OS} = organische stof fractie in veen (-)

fr_C = koolstoffractie in organische stof (-)

In de formule hebben de termen ρ_{so} ; fr_{OS} ; fr_C en (C/N) allemaal betrekking op ongerijpt veen in de ondergrond.

Voor dunne veenlagen kan analoog formule (2) dan het jaarlijks aantal kilogrammen per hectare gemineraliseerde stikstof N_{min} worden berekend uit:

$$N_{min} = S_{mv} \cdot \rho_{sg} \cdot fr_{OS} \cdot fr_C \cdot \frac{1}{(C/N)} \cdot 10^4 \quad (5)$$

met:

ρ_{sg} = *bulkdichtheid van (half) gerijpt veen (kg.m⁻³)*

In de formule wordt de bulkdichtheid ρ_{sg} van (half) gerijpt veen onderin de moerige laag ingevoerd.

De gemineraliseerde N_{min} kan ook analoog aan formule (3) worden berekend uit de vertering van de veraarde veenlaag:

$$N_{min} = S_{mv} \cdot \rho_s \cdot fr_{ox} \cdot fr_{OS} \cdot fr_C \cdot \frac{1}{(C/N)} \cdot 10^4 \quad (6)$$

met:

ρ_s = *bulkdichtheid van veen in de bovengrond (kg.m⁻³)*

fr_{ox} = *oxidatie fractie van veen (-)*

In deze formule hebben de termen ρ_s ; fr_{OS} en fr_C allemaal betrekking op veraard veen in de bovengrond.

Voorbeeldberekening N-mineralisatie voor een dikke veenlaag

Het eerder gegeven voorbeeld van de CO₂ emissie berekening voor de percelen 3 en 13 van de proefboerderij te Zegveld kan ook goed als voorbeeld worden gebruikt voor een berekening van de N-mineralisatie. Perceel 3 heeft een laag slootpeil (ca. 60 cm –mv) en perceel 13 een hoog slootpeil (ca. 30 cm –mv). Het veen bestaat uit eutroof bos- en zeggerietveen. De gegevens van de twee percelen zijn:

- De gemiddelde zakking van perceel 13 is $S_{mv} = 0.0044 \text{ m.jr}^{-1}$. Voor perceel 3 was dit $S_{mv} = 0.0118 \text{ m.jr}^{-1}$
- De organische stof fractie $fr_{OS} = 0.8$.
- De bulkdichtheid van het ongerijpte veen op 1.0 m diepte is $\rho_{so} = 140 \text{ kg.m}^{-3}$.
- De koolstof-fractie van het organische veenmateriaal is $fr_C = 0.55$ (Hendriks, 1993).
- De C/N-verhouding van bos- en zeggerietveen. Deze is geschat op $C/N = 20$.

Het betreft een dikke veenlaag, zodat formule (4) moet worden gebruikt. Invullen van deze waarden in formule 4 levert dan:

Perceel 3 (slootpeil 60 cm –mv): $N_{min} = 363 \text{ kg.N .ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$.

Perceel 13 (slootpeil 30 cm –mv): $N_{min} = 136 \text{ kg.N .ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$.

Voor dikke veenlagen komt een maaivelddaling van 1 mm per jaar dan bij C/N = 20 overeen met een stikstofmineralisatie van $N_{min} = 31 \text{ kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$

Discussie

De vraag is of de N-mineralisatie zoals berekend uit de maaivelddaling overeenkomt met op andere wijze bepaalde waarden voor de N-mineralisatie. Op de proefboerderij Zegveld en zijn omgeving zijn veel veldproeven betreffende de stikstofhuishouding uitgevoerd, waarbij o.a. het stikstofleverend vermogen (NLV) van veengrond is bepaald. De resultaten van de voorbeeldberekening kunnen daarom goed worden gebruikt om een vergelijk te maken tussen de verschillende methoden om de N-mineralisatie te bepalen.

Door Schothorst (1977) zijn op dezelfde percelen 3 en 13 van de proefboerderij Zegveld de grasopbrengsten gemeten en de hoeveelheid stikstof in het gras bepaald. Daarbij moet wel worden bedacht dat het slootpeilen van perceel 3 en 13 toen 70 en 20 cm –mv waren, terwijl deze nu (en in de voorbeeldberekening) 60 en 30 cm –mv zijn. Schothorst (1977) vergelijkt het stikstofleverend vermogen (NLV) van veengronden met dat van minerale gronden en stelt dat het verschil het aandeel NLV door oxidatie (mineralisatie) van het veen is. Het N-leverend vermogen (NLV) van grond is de hoeveelheid N die in het gras wordt geoogst op een niet met N bemest veld. Het extra stikstofleverend vermogen (NLV) door mineralisatie van het veen van perceel 3 en 13 bleek respectievelijk 160 en 80 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ te zijn. Volgens Schothorst (1977) komt ongeveer 50% van de N die door mineralisatie vrijkomt in het gewas terecht. De N-mineralisatie gebaseerd op de extra N in de grasopbrengsten is dan 320 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ voor perceel 3 en 160 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ voor perceel 13. Ondanks de verschillen in de tegenwoordige en toenmalige slootpeilen, kan worden gesteld dat deze waarden vergelijkbaar zijn met de 363 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ voor perceel 3 en de 136 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ voor perceel 13 uit de voorbeeldberekening.

Door van der Meer et al. (2004) zijn de NLV van veengronden en minerale gronden met elkaar vergeleken. De vergelijking is gebaseerd op veldproeven in de periode 1991 – 2003. De gemiddelde NLV op veengronden was 225 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ en op minerale gronden 134 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ (Hofstede et al., 1995 en Hofstede 1995a, 1995b). In de proeven op veengronden werd geen invloed van de gemiddelde zomergrondwatertoestand op de NLV gevonden (Vellinga en André, 1999). De extra NLV door mineralisatie is dan 91 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$. Uitgaande van een benutting van 50% (Schothorst, 1977) is er dan 182 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ vrijgekomen door mineralisatie. Deze waarde ligt tussen de 363 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ voor perceel 3 en de 136 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ voor perceel 13 uit de voorbeeldberekening, maar is voor perceel 3 met een laag peil aan de lage kant.

De gemiddelde NLV op veengronden van 225 $\text{kg.N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ uit de veldproeven in de periode 1991 – 2003 is duidelijk lager dan de NLV die in de periode voor 1991 was gevonden. Bij de huidige bemestingsadviezen voor graslanden is uitgegaan van deze oudere waarden (Vellinga et al., 1993, Vellinga 1998). Volgens het bemestingsadvies zijn de NLV's voor redelijk goed ontwaterd veen met GT II*, III en III* en slecht

ontwaterd nat veen met GT I en II respectievelijk 300 en 230 kg.N.ha⁻¹. jr⁻¹. Die voor zeer goed ontwaterd veen zou 410 kg.N.ha⁻¹. jr⁻¹ bedragen, echter deze klasse wordt niet meer onderscheiden, omdat tegenwoordig maar weinig veengronden zeer goed ontwaterd zijn. Door van der Meer et al. (2004) wordt de verklaring van het verschil in gemeten NLV tussen de oudere en de meer recente veldproeven onder meer gezocht in:

- Het feit dat bij de oudere proeven de slootpeilverlagingen recent hadden plaatsgevonden, zodat veel ongerijpt veen met relatief snel afbreekbaar organisch materiaal aan zuurstof wordt blootgesteld
- De huidige tendens om het slootwaterpeil niet meer of vertraagd aan te passen aan de dalende maaiveld hoogtes.
- De invloed van het weer in beide perioden. In natte zomers is de mineralisatie en de NLV laag, in (te) droge zomers zijn de NLV-waarden laag door slechte grasgroei. Omdat in droge zomers de grondwaterstand sterk daalt, mineraliseert er wel meer veen en komt er veel N vrij. Echter de N-mineralisatie en de N uit andere bronnen, zoals de bemesting, wordt voor veel minder dan 50% opgenomen, zodat uiteindelijk de NLV lager uitvalt dan in jaren met een goede grasgroei.

Het laatste punt geeft aan dat de berekening van de N-mineralisatie uit de NLV niet voor elk jaar tot redelijk betrouwbare uitkomsten leidt.

Uit veldproeven op een veengrond in de Vlietpolder met een zomerslootwaterpeil van 48 cm –mv bleek dat de N-mineralisatie 263 kg.N.ha⁻¹. jr⁻¹ bedroeg (van Beek et al., 2004). Dit past goed in de range van waarden gevonden in de voorbeeldberekening waarbij het slootpeil lager respectievelijk hoger was.

Conclusie

De N-mineralisatie bepaald uit de maaiveldddaling blijkt goed overeen te komen de N-mineralisatie uit de literatuur of zoals is berekend uit de NLV van veengronden versus minerale gronden. Afwijkingen kunnen in het algemeen goed worden verklaard. Al met al is de berekening van de N-mineralisatie uit de maaiveldddaling directer en daardoor robuuster en betrouwbaarder dan een berekening van de N-mineralisatie uit de NLV van veengronden versus minerale gronden.

Bijlage 3 Organische gronden in Nederland

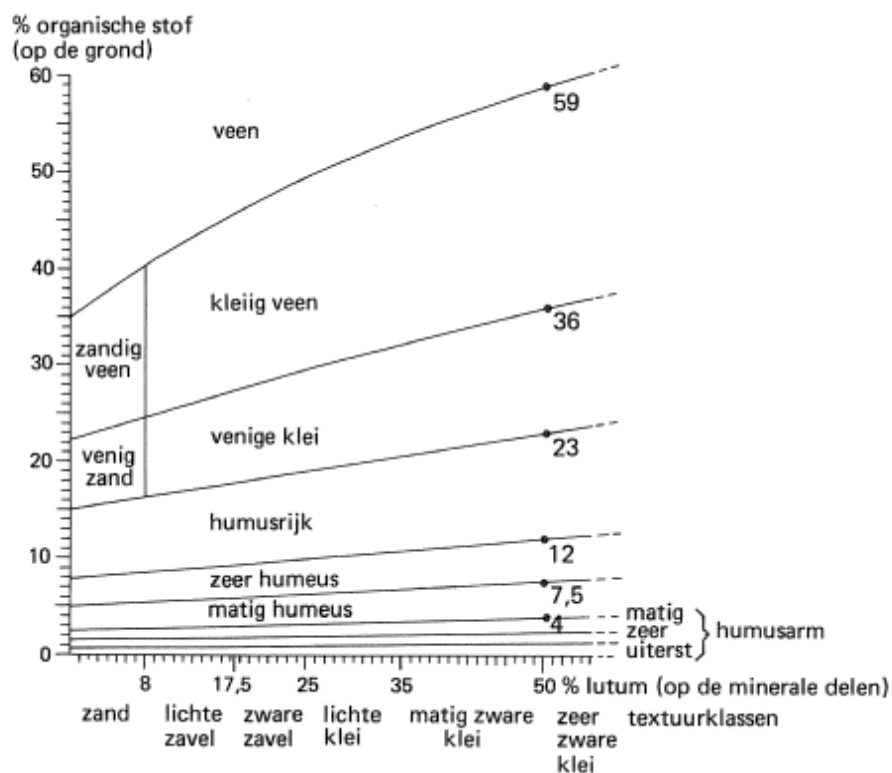
De IPCC Good Practice Guidance hanteert in hun Annex A: Glossary de FAO (1998) definitie van organische gronden. Deze definitie houdt in dat een grond organisch is als zij voldoet aan de voorwaarden 1 en 2, of 1 en 3 hieronder:

- 1) Dikte van 10 cm of meer. Een horizon dunner dan 20 cm moet meer dan 12% organische koolstof (gewichtsprocenten, ongeveer 20% organische stof) hebben, indien deze is gemengd tot een diepte van 20 cm;
- 2) Indien de grond nooit langer dan enkele dagen volledig verzadigd is en meer dan 20% organische koolstof (gewichtsprocenten, ongeveer 35% organische stof) bevat;
- 3) Indien de grond onderworpen is aan volledig waterverzadigde perioden en voldoet aan één van de volgende voorwaarden:
 - a. Ten minste 12% (gewicht) organische koolstof (ongeveer 20% organische stof) indien de grond geen klei bevat; of
 - b. Ten minste 18% (gewicht) organische koolstof (ongeveer 30% organische stof) indien de grond meer dan 60% klei bevat; of
 - c. Een tussenliggende hoeveelheid organische koolstof die proportioneel is met tussenliggende hoeveelheden klei.

Om gebruik te kunnen maken van de bodemkaart van Nederland en indelingen in veengronden en moerige gronden, moet worden bepaald welke kaarteenheden en bodemindelingen voldoen aan de FAO definitie. De FAO (1998) definitie voor "organische grond" en Histosols is opgenomen in Bijlage 1. Wat in de FAO definitie opvalt, is dat naast eisen aan het organische stofgehalte ook voorwaarden worden gesteld aan het gedurende enige tijd volledig verzadigd zijn van de grond. Echter, een nadere beschouwing van de voorwaarde zoals deze door de FAO (1998) zelf is gegeven (en niet zoals in Annex A: Glossary van de IPCC Good Practise Guidance staat aangegeven!) leert dat aan voorwaarde 3 nog is toegevoegd: "(of kunstmatig zijn ontwaterd)". Dit is een belangrijke toevoeging, omdat bijna alle veengebieden voor landbouwkundig gebruik zijn ontwaterd. Zonder deze toevoeging zou er aan getwijfeld kunnen worden of de dieper ontwaterde veengronden wel aan deze voorwaarde voldoen, zodat voorwaarde 2 zou gaan gelden. Nu kan worden gesteld dat op een enkele uitzondering na voor de Nederlandse veengronden alleen de voorwaarden 1 en 3 gelden. Wat betreft de indeling naar de hoeveelheid organische stof kan gebruik worden gemaakt van de in Figuur B3-1 aangegeven indelingen.

Bedacht moet worden dat de definitie een grondhorizont betreft. In principe mag die horizont zich op elke diepte bevinden. Redelijkerwijs zou echter op de FAO (1998) classificatie voor veengronden (Histosols) moeten worden aangesloten. Volgens de FAO (1998) kan een Histosol worden gedefinieerd als een grond met meer dan 40 cm organische grond beginnende vanaf het oppervlak, of in lagen met een cumulatieve dikte van 40 cm over de bovenste 80 cm diepte van het profiel. Alle Histosols voldoen dus aan de definitie van "organic soils" zoals gegeven door de IPCC Good Practise Guidance. Echter, aan deze definitie van "organic soils"

voldoen veel meer grondprofielen dan alleen Histosols. Een probleem is dat in de IPCC Good Practice Guidance de termen “organic soils” en Histosols door elkaar worden gebruikt en aan elkaar gelijk worden gesteld (onder andere in de formulieren in Volume 2 van de IPCC Good Practise Guidance). Het lijkt er echter op dat de IPCC Histosols bedoeld als het de term “organic soils” gebruikt.



Figuur B3-1. Indeling en benaming naar het gehalte aan organisch stof (humus) in massaprocenten op de grond (Uit: Steur en Heijink, 1991. Algemene begrippen en indelingen Bodemkaart van Nederland Schaal 1 : 50 000). Van veen tot en met venige klei wordt als moerig aangeduid; van humusrijk tot uiterst humusarm wordt als mineraal aangeduid.

Wat de FAO voorwaarden 1 – 3 waaraan organische grond (organic soil) moet voldoen betekend voor de Nederlandse klassenindeling voor veengrond (zie Fig. B3-1) wordt hieronder aangegeven:

Voorwaarde 1: minimale laagdikte 10 cm; organisch stofgehalte > 20%

De dunste moerige laag die in de Nederlandse bodemkunde wordt onderscheiden is een moerige tussenlaag, die dikker moet zijn dan 5 à 15 cm en dunner dan 40 cm. Echter, in het algemeen zullen deze lagen in de praktijk op bodemkaarten 1 : 50 000 dikker zijn dan 10 cm, omdat dünnere lagen nooit zulke grote vlakken beslaan dat ze op een dergelijke schaal worden opgetekend.

In Nederland wordt organische grond 'moerig' genoemd. In Figuur B3-1 zijn dit veen, zandig veen, kleiig veen, venig zand en venig klei. Wat betreft de FAO voorwaarde dat het organisch stofgehalte > 20% moet zijn, volgt uit Figuur B3-1 dat het grootste deel van het venig zand en een klein deel van de venige klei hieraan niet

voldoet. De conclusie is dat een klein deel van de moerige gronden niet aan Voorwaarde 1 voor organische grond voldoet.

Voorwaarde 2: grond die slechts enkele dagen volledig verzadigd is moet meer dan 35% organische stof bevatten

Uit Figuur B3-1 volgt dat wat betreft het organisch stofgehalte al het venig zand, venige klei, bijna al het zandige veen en een groot deel van het kleilig veen niet aan deze voorwaarde voldoet. De conclusie is dat een groot deel van de moerige gronden niet aan Voorwaarde 2 voor organische grond voldoet.

Voorwaarde 3: grond met volledig waterverzadigde perioden moet afhankelijk van het kleigehalte meer dan 20 tot 30% organische stof bevatten

De FAO (1998) definitie (zie Bijlage 1) vult de voorwaarde met betrekking tot "volledig verzadigde perioden" aan met "(tenzij kunstmatig ontwaterd)". Daardoor voldoen alle Nederlandse veenweidegebieden aan de voorwaarde "met volledig waterverzadigde perioden" omdat deze allemaal kunstmatig worden ontwaterd en zonder deze ontwatering in de winter langere tijd onder water zouden staan. Dat de veenweidegebieden op deze wijze aan deze voorwaarde voldoen is van groot belang, omdat anders wat betreft het organische stofgehalte aan de hogere eis in Voorwaarde 2 zou moeten worden voldaan.

De eis wat betreft het organisch stofgehalte kan in Figuur B3-1 worden geschetst als een lijn beginnende op de y-as (lutumgehalte = 0) met een organisch stofgehalte van 20% en eindigend in het punt met een lutumgehalte van 60% en een organisch stofgehalte van 30%. De grootste helft van het venig zand en ongeveer de helft van de venige klei voldoet dan niet aan deze voorwaarde voor "organische grond". De conclusie is dat een klein deel van de moerige gronden niet aan Voorwaarde 3 voor organische grond voldoet.

Volgens de FAO definitie moet een organische grond voldoen aan Voorwaarde 1 en 2 of aan de Voorwaarden 1 en 3. Voor de Nederlandse veengronden gaat het daarbij om de Voorwaarden 1 en 3, en met name om Voorwaarde 3, omdat deze een strengere voorwaarde voor het organisch stofgehalte heeft dan Voorwaarde 1. De conclusie van Voorwaarde 3 geldt als eindconclusie. Dit komt er op neer dat een klein deel van de moerige gronden, namelijk de grootste helft van het venig zand en ongeveer de helft van de venige klei, niet voldoet aan de FAO definitie van "organische grond".

Een volgend aspect dat moet worden beschouwd is in hoeverre de gronden die in Nederland worden aangeduid met Moerige gronden en Veengronden overeenkomen met Histosols, zoals gedefinieerd door de FAO (1998) (zie Bijlage 1).

Moerige gronden (W)

Moerige gronden zijn gronden met een moerige bovengrond of met een moerige tussenlaag. Een moerige bovengrond is een bovengrond die moerig is (ook na eventueel ploegen tot 20 cm diepte) en die binnen 40 cm diepte op een minerale ondergrond ligt. Een moerige tussenlaag is een laag die moerig, dikker dan 5 à 15 cm

en dunner dan 40 cm is en onder een kleidek of een zanddek ligt (dus binnen 40 cm onder maaiveld begint).

In principe zouden de meeste Moerige gronden zoals deze in Nederland zijn gedefinieerd ook tot de “organic soils” kunnen worden gerekend. Moerige gronden voldoen echter niet aan de FAO (1998) definitie voor Histosols.

Veengronden (V)

Veengronden zijn gronden die tussen 0 en 80 cm diepte voor meer dan de helft van de dikte uit moerig materiaal bestaan.

De meeste Veengronden voldoen hiermee aan de FAO (1998) definitie voor Histosols, echter de Veengronden waarbij de moerige grond bestaat uit weinig zand of venige klei moeten nader worden beschouwd omdat deze grotendeels, respectievelijk voor een groot deel, niet voldoen aan de FAO (1998) definitie van "organic soil".

De conclusie is dat moerige gronden (code W) en een groot deel van de veengronden uitsluitend bestaande uit weinig zand en venige klei niet eenkomen met Histosols (FAO, 1998). Bepaald moet worden welke veengronden tot de Histosols behoren.

Bepaling van de Nederlandse veengronden die tot de Histosols behoren.

De veengronden die tot de Histosols behoren moeten volgens de IPCC Good Practice Guidance nader worden beschouwd op de CO₂ en N₂O emissies.

Bij de bepaling welk oppervlak aan Nederlandse gronden als Histosol kan worden beschouwd kan het beste worden uitgegaan van de Bodemkaart 1 : 50 000. Daarbij moet echter rekening worden gehouden dat in de informatie op deze kaart verouderd is. Omdat veengronden door oxidatie verdwijnen, kunnen moerige lagen dunner worden dan 40 cm, zodat deze gronden overgaan in moerige gronden en niet meer als veengrond kunnen worden geclassificeerd. De Bodemkaart 1 : 50 000 geeft echter informatie om aan te geven welke veengronden ook nu nog met grote zekerheid als veengronden kunnen worden geclassificeerd. Daarnaast is en in de periode 2001 – 2003 een veenkartering uitgevoerd, waarbij voornamelijk de veengronden met een zandondergrond zijn gecontroleerd of deze nog werkelijk een veengrond zijn (de Vries, 2003, 2004).

Als eerste zal dieper worden ingegaan op de classificatie voor veengronden en op welke wijze de informatie van de Bodemkaart 1 : 50 000 kan worden gebruikt om vast te stellen welke veengronden ook nu nog met grote zekerheid Histosols zijn.

Tabel B3-1. Indeling, benaming en codering van de veengronden, V (uit: (Uit: Steur en Heijink, 1991. Algemene begrippen en indelingen Bodemkaart van Nederland Schaal 1 : 50 000).

sard code →	Bovengrond		Veensoort				Ondergrond				
	compositie en dikte		hVb bosveen, eetroof broek- veen b	hVs veen- moesveen s	hVc zaggveen, rietzagg- veen, meesroef- broekveen c	hVr rietveen, zaggriet- veen f	hVd bagger, veen, gyftia, andere veensoorten d	hVl zavel of klei k	hVz zand z	hVz zand zonder humus- podzol z	hVp zand met humus- podzol p
met moerige eerdlaag EERDVEENGRONDEN	Klei (> 10% lutum op de grond) 15-50 cm dik KOOPVEENGRONDEN	hV.									
		hEV									
		aV.		avs	avc					avz	avp
		aEV.		aEv ¹⁾	aEvc ¹⁾						
zonder moerige eerdlaag RAUWVEENGRONDEN	Kleim (< 10% lutum op de grond) 15-50 cm dik MADEVEENGRONDEN										
zonder moerige eerdlaag RAUWVEENGRONDEN	Kleim (< 10% lutum op de grond) > 50 cm dik BOVEENGRONDEN										
zonder moerige eerdlaag RAUWVEENGRONDEN	met niet-gerijpt materiaal binnen 20 cm VLEETVEENGRONDEN	V ₀									
zonder moerige eerdlaag RAUWVEENGRONDEN	met zavel- of kleidek, waarin minerale eerdlaag of humusrijke bovengrond > 15 cm WEIDVEENGRONDEN	pV	pVb	pVs	pVc	pVr	pVd	pVl	pVz		
zonder moerige eerdlaag RAUWVEENGRONDEN	met zavel- of kleidek zonder minerale eerdlaag en/of humusrijke bovengrond < 15 cm WAARDVEENGRONDEN	kV.	kVb	kVs	kVc	kVr	kVd	kVl	kVz		
zonder moerige eerdlaag RAUWVEENGRONDEN	met zanddek al of niet met minerale eerdlaag MEERVEENGRONDEN	ZV.		ZVs	ZVc						
zonder moerige eerdlaag RAUWVEENGRONDEN	zonder zavel-, klei- of zanddek VLIERVEENGRONDEN	V.	Vb	Vs	Vc	Vr	Vd	Vl	Vz	Vp	
met veenkoloniaal dek VEENGRONDEN	met humusrijke bovengrond, 10-20 cm dik VEENGRONDEN met veenkoloniaal dek	IV.	IVb	IVs	IVc						

1) Al dan niet op zand binnen 120 cm.

Classificatie veengronden

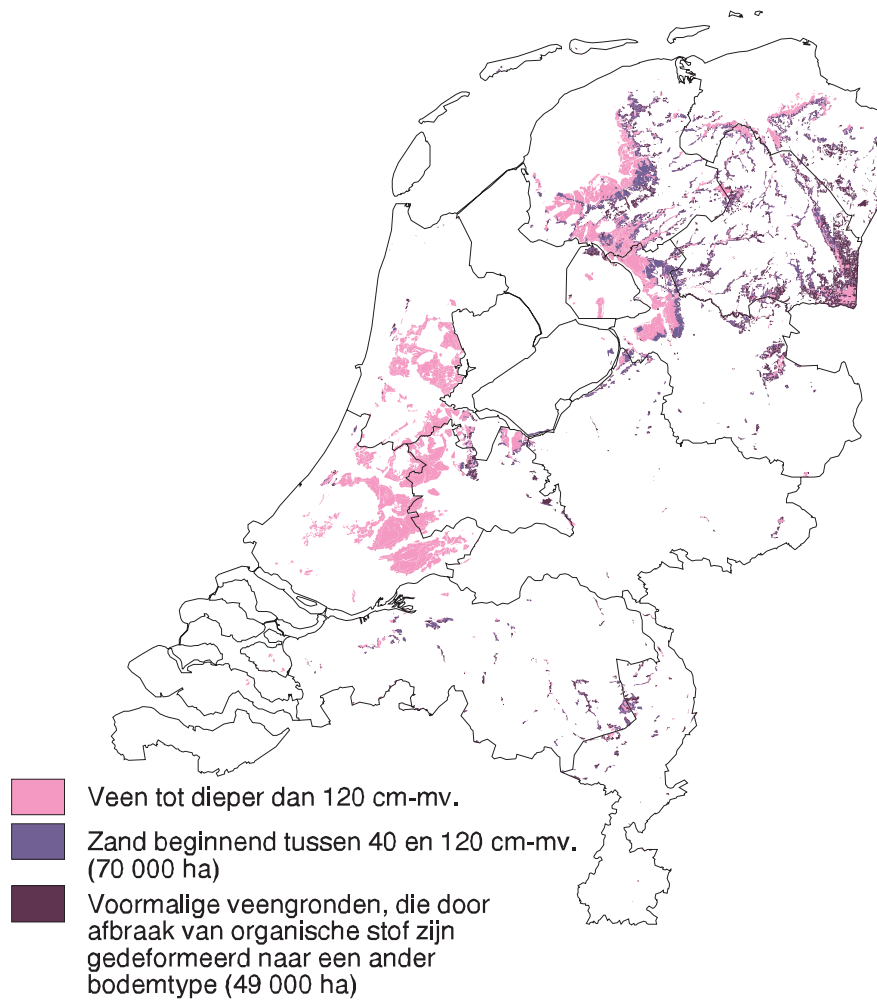
Bij veengronden die tot 120 cm diepte uit moerig materiaal bestaan worden de Veengronden onderverdeeld naar de veensoort (zie Tabel B3-1).. De veensoort is vernoemd naar het organisch materiaal waaruit het veen is opgebouwd (bosveen, zeggeveen, rietveen etc.). Van veengronden die ondieper zijn dan 120 cm wordt de ondergrond aangegeven. De maaiveldaling van veengronden door oxidatie is 2 - 25 mm per jaar, en is afhankelijk van ontwateringsdiepte, aanwezigheid van een klei- of zanddek, de soort veen (in verband met de eutrofiëgraad en het lutumgehalte) en of er kwel dan wel inzijging is. Voor het Westelijke veenweidegebied en de meeste andere kleinere veengebieden zijn sinds de jaren 60 de diepere polderpeilen ongeveer 60 cm -mv en zijn de daaruit volgende maaiveldalingen ongeveer 2 - 12 mm per jaar. Daaruit volgt, dat bij een ouderdom van de Bodemkaarten 1 : 50 000 van 30 - 40 jaar de veenlaag 60 - 500 mm dunner is geworden. De veenweidegebieden in Friesland zijn vaak veel dieper ontwaterd en zakken daardoor veel sneller (tot 25 mm per jaar). Daarbij moet worden bedacht dat hoge gehalten aan lutum de oxidatie van de organische stof beperkt en dat een klei- of zanddek afhankelijk van de dikte de maaiveldaling ongeveer halveert. Hiermee rekening houdende volgt dat:

1. Eerdveengronden (alle Veengronden met een moerige eerdlaag, zie Tabel B3-1), waarbij de veensoort is aangegeven (en dus oorspronkelijk dieper dan 120 cm zijn geweest), in het Westelijk veenweidegebied en in de meeste kleinere veenweidegebieden ook nu nog veengronden moeten zijn. Enkele uitzonderingen vormen misschien sommige Aarveengronden en een heel enkele Koopveengrond waarvan de bovenlaag dikker is dan 40 cm en bestaat uit venige klei met een zodanig laag organische stofgehalte, dat deze niet voldoet aan de FAO (1998) definitie voor organische grond. Ditzelfde zou ook kunnen gelden voor Madeveen en Boveengronden met een zeer hoog zandgehalte. De Vries (1994) geeft het minimum organisch stofgehalte van de bovengrond per grondsoort. Daaruit volgt dat Koop- en Aarveengronden bestaande uit bosveen of eutroof broekveen (hVb, hEV), dergelijke lage organische stofgehalten kunnen hebben dat er een theoretische mogelijkheid bestaat dat het geen Histosols meer zijn.
2. Voor Eerdveengronden in Friesland, waarbij de veensoort is aangegeven, hetzelfde geldt als voor het Westelijk veenweidegebied. Echter in die gebieden waar de maaiveldaling door diepe ontwatering meer dan 20 mm per jaar is, zou er zoveel veen verdwenen kunnen zijn dat de organische stoflaag dunner wordt dan 40 cm. Dit zal slechts bij enkele veengronden het geval zijn.
3. Eerdveengronden waarbij een ondergrond is aangegeven (en dus de veenlaag dikker is dan 40 cm en eindigt tussen 40 en 120 cm diepte), in het Westelijk veenweidegebied en in de meeste kleinere veenweidegebieden, ook nu nog in veel gevallen veengronden zullen zijn. Alleen Eerdveengronden die bij de kartering maar net iets dieper dan 70 – 80 cm waren en meer dan ca 10 mm per jaar zakken, zouden kunnen zijn veranderd in een Moerige grond.
4. Eerdveengronden waarbij een ondergrond is aangegeven, in Friesland in een groot aantal gevallen geen veengronden meer zullen zijn, omdat ze (veel) sneller zijn gezakt dan ca 10 mm per jaar, en de organische laag dunner is geworden dan 40 cm.

5. Rauwveengronden (alle Veengronden zonder een moerige eerdlaag, zie Tabel B3-1), waarbij de veensoort is aangegeven (en dus oorspronkelijk dieper dan 120 cm zijn geweest), in het Westelijk veenweidegebied en in de meeste kleinere veenweidegebieden ook nu nog veengronden moeten zijn. Net als bij de Eerdveengronden zouden ook hier venen bestaande uit bosveen of eutroof broekveen (pVb; kVb en Vb), dergelijke lage organische stofgehalten kunnen hebben dat er een theoretische mogelijkheid bestaat dat het geen Histosols meer zijn.
6. Voor Rauwveengronden in Friesland, waarbij de veensoort is aangegeven, hetzelfde geldt als voor het Westelijk veenweidegebied. Echter in die gebieden waar de maaiveldaling door diepe ontwatering meer dan 20 mm per jaar is, zou er zoveel veen verdwenen kunnen zijn dat de organische stoflaag dunner wordt dan 40 cm. Dit zal slechts bij enkele veengronden het geval zijn.
7. Rauwveengronden waarbij een ondergrond is aangegeven (en dus de veenlaag dikker is dan 40 cm en eindigt tussen 40 en 120 cm diepte), in het Westelijk veenweidegebied en in de meeste kleinere veenweidegebieden, kunnen in een aantal gevallen zijn veranderd in Moerige gronden. Dit is het geval bij Rauwveengronden met een moerige laag, die bij de kartering dunner was dan 60 à 70 cm.
8. Rauwveengronden waarbij een ondergrond is aangegeven, in Friesland in een groot aantal gevallen geen veengronden meer zullen zijn, omdat ze (veel) sneller zijn gezakt dan ca 10 mm per jaar, en de organische laag dunner is geworden dan 40 cm.
9. Veengronden (met een veenkoloniaal dek), voor een groot deel geen veengrond meer zijn omdat deze vaak voor akkerbouw worden gebruikt en een diepe grondwaterstand hebben. Bovendien hebben veel van deze gronden een zandondergrond binnen de 1.20 m.

Veenkartering 2001 – 2003

Alterra heeft in het kader van de BZL-kaarten (Besluit Zand- en Lössgronden) in de periode 2001 – 2003 ca. 103 000 ha veengrond gecheckt op de huidige status (de Vries, 2003, 2004). Daaruit bleek dat 47% daarvan veranderd was naar een moerige grond of een zandgrond. Dit is aangegeven in figuur B3-2 en betreft dus gecontroleerde veengronden. Bij deze veenkartering is voornamelijk gekeken naar de overgangsgebieden tussen veen en zandgronden en naar veengronden die op de bodemkaart waren aangegeven als veengronden met een zandondergrond (..Vz, ..Vp), dus met zand beginnende tussen 40 en 120 cm. Van een gebied van 37 000 ha veengronden met een zandondergrond is niet nagegaan of deze nog steeds tot de veengronden behoren. Ook zijn veengronden met een klei-ondergrond (..Vk) niet onderzocht. Het oppervlak veen met een klei-ondergrond is echter beperkt. Het gebied dat in figuur B3-2 is aangegeven als voormalige veengrond, zal daarom ruw geschat in werkelijkheid nog ca. 30% groter zijn. De Vries (2004) raad aan om de veenkartering ook voor de nog ontbrekende 37 000 ha uit te voeren. Voor de bepaling van de broeikasgasemissies is het echter vooral belangrijk hoeveel procent van deze 37 000 ha veengrond nog een veengrond is. Daarom is het waarschijnlijk voldoende om de bestaande veenkartering nader te analyseren en de resultaten daarvan te gebruiken om een extrapolatie te maken naar de ontbrekende 37 000 ha.



Figuur B3-2. Veengronden ingedeeld naar de aard van de ondergrond en de gebieden waarbij uit de veenkartering (2001 – 2003) bleek dat deze geen veengronden meer zijn. De 70 000 ha veen op een zandondergrond is na actualisatie met de veenkartering. NB: de veenkartering is niet volledig! (Bron: de Vries, 2004; Bodemkaart van Nederland, 1 : 50 000)

Daarmee zou voor de meeste veengronden die in de vorige paragraaf zijn genoemd onder de punten 3, 4, 7, 8 en 9 bekend zijn of ze nog tot de veengronden behoren. In principe zou een aantal van de gronden die nog veengrond zijn gebleven niet hoeven te voldoen aan de criteria voor Histosols, omdat het organische stofgehalte van de overgebleven veenlaag te laag is voor de FAO (1998) definitie voor “organic soils”. De inschatting is echter dat dit alleen voor een zeer beperkte oppervlakte het geval zal zijn. Deze inschatting kan concreter worden gemaakt door gebruik te maken van gegevens over het organische stofgehalte van de verschillende veengronden, zoals deze gegeven zijn in de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (Finke et al., 2001) en in de fysisch-chemische karakterisering van de bodemeenheden van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1: 50 000 (de Vries, 1994). Daaruit zou het percentage , dat mogelijk geen Histosol is, kunnen worden bepaald.

Diepere veengronden die mogelijk niet behoren tot de Histosols

Deze veengronden zijn in de paragraaf “*Classificatie veengronden*” aangegeven onder de punten 1, 2, 5 en 6. Zoals daar al is aangegeven zal hoogstens een beperkte oppervlakte veengronden, die oorspronkelijk maar iets dieper waren dan 1.20 m, door een zeer diepe ontwatering zoveel veen hebben verloren dat de resterende moerige laagdikte minder is dan 40 cm. Voor een deel zullen deze veengronden op de overgang van zandgronden naar veengronden liggen en meegenomen zijn in de eerder genoemde veenkartering. Deze gegevens zouden nader kunnen worden geanalyseerd om een inschatting te maken of het om een groot oppervlakte gaat en welk percentage daarvan geen veengrond meer is.

Net als bij de veengronden met een minerale ondergrond binnen de 40 – 120 cm, zou in principe een aantal veengronden niet voldoen aan de criteria voor Histosols, omdat het organisch stofgehalte van de overgebleven veenlaag te laag is voor de FAO (1998) definitie voor “organic soils”. Ook hiervan is de inschatting dat dit alleen voor een zeer beperkte oppervlakte het geval zal zijn, vooral omdat het diepere veen vaak een hoger organisch stofgehalte heeft dan het bovenste veen. Deze inschatting kan concreter worden gemaakt door gebruik te maken van gegevens over het organische stofgehalte van de verschillende veengronden, zoals deze gegeven zijn in de Landelijke Steekproef Kaarteenheden (Finke et al., 2001) en in de fysisch-chemische karakterisering van de bodemeenheden van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1: 50 000 (de Vries, 1994). Daaruit zou het percentage veengronden die mogelijk geen Histosol zijn, kunnen worden bepaald.

Oppervlakte aan veengronden in Nederland in landbouwkundig gebruik

Deze paragraaf is voornamelijk gebaseerd op een inventarisatie van de Vries (2004). Het betreft het oppervlakte aan veengronden gebaseerd op de Bodemkaart 1 : 50 000 na een actualisatie op basis van de veenkartering 2001 – 2003 (de Vries, 2003, 2004) voor het verlies aan veengronden door oxidatie. Bedacht moet worden dat ongeveer 37 000 ha aan veengronden met een zandondergrond binnen de 120 cm niet was betrokken bij de veenkartering. Indien net als bij de veenkartering bijna de helft van de gecontroleerde veengrond niet meer als veengrond kan worden geclassificeerd, dan zou in de volgende tabellen B3-2 en B3-3 en figuur B3-3 de oppervlakte aan veengronden met ongeveer 18 000 ha moeten worden verminderd. Daarnaast moet

rekening worden gehouden met het oppervlakte aan sloten, dat in het veenweidegebied aanzienlijk kan zijn.

Tabel B3-2. Oppervlakte in ha van de verschillende veengronden in Nederland gebaseerd op de Bodemkaart 1 : 50 000 (na actualisatie op basis van de veenkartering 2001-2003, NB: de veenkartering is niet volledig!) (de Vries, 2004).

Bovengrond	Trofiegraad			Eindtotaal
	Eutroof	Mesotroof	Oligotroof	
Kleidek	38439	44239	24685	107364
Moerig	40897	83581	33312	157790
Veenkoloniaal		9054	3589	12642
Zanddek		7533	3542	11075
Eindtotaal	79336	144407	65128	288870

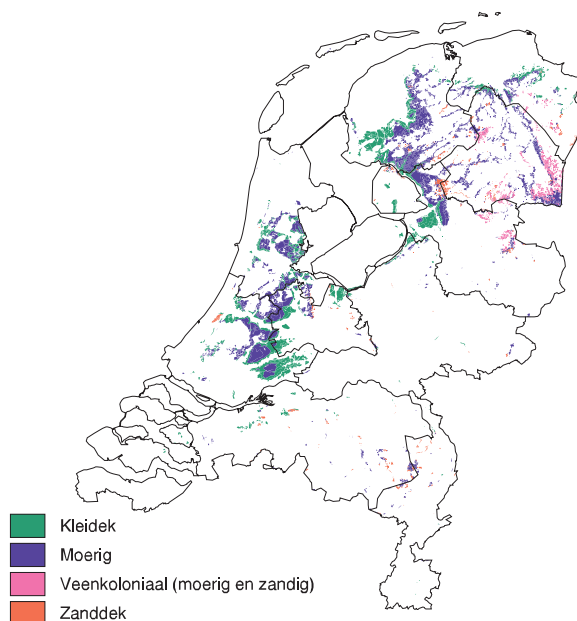
Tabel B3-3 Oppervlakte veengronden in gebruik als landbouwgrond, met een onderverdeling naar samenstelling van de bovengrond, trofiegraad en grondwatertrap (na actualisatie van de oppervlakten op basis van de veenkartering 2001 – 2003, NB: de veenkartering is niet volledig!) (de Vries, 2004).

		Grondwatertrap (op basis karteringen 1965 – 1995)								Eindtotaal
Bovengrond	Trofiegraad	I	II	IIb	III	IIIb	IV	V - VIII	Geen info	
Kleidek	Eutroof	127	32043	942	209	154	310	144		33929
	Mesotroof	3132	19296	8576	3466	1207	802	1400	57	37935
	Oligotroof	1686	15470	214	2198	665	83			20315
Totaal Kleidek		4946	66808	9732	5873	2026	1195	1544	57	92180
Moerig	Eutroof	766	31804	741	203		206			33719
	Mesotroof	2390	32555	7467	2929	9867	477	133	1625	57443
	Oligotroof	2436	12504	1226	2403	346	9	205	781	19911
Totaal Moerig		5592	76862	9434	5535	10213	693	338	2406	111072
Veenkoloniaal	Mesotroof		295	118	1018	3800	2252	619		8102
	Oligotroof		53		548	371	496	1574		3041
Totaal Veenkoloniaal			348	118	1567	4171	2748	2193		11144
Zanddek	Mesotroof	52	2625	345	855	1714	286	175		6051
	Oligotroof	28	773	98	719	492	26	564		2700
Totaal Zanddek		79	3397	443	1575	2206	313	739		8751
Eindtotaal		10617	147416	19726	14549	18616	4947	4813	2463	223147

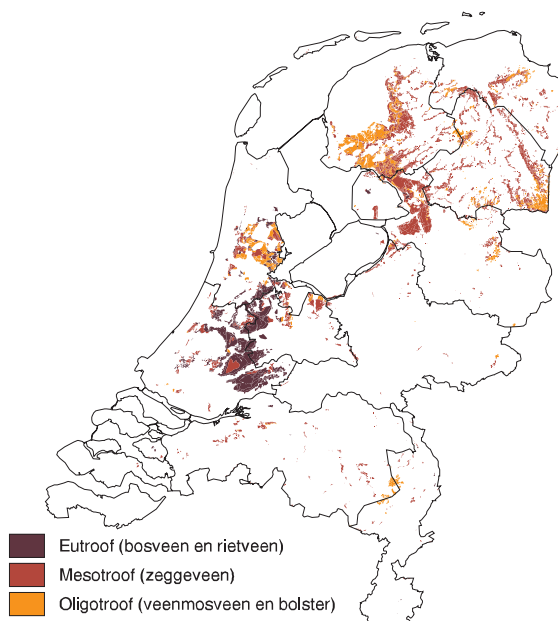
Tabel B3-4 Indeling grondwatertrappen (Gt)

Code	Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand (GHG in cm-mv.)	Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG in cm-mv.)
I	-	< 50
II	-	50 – 80
IIb	25 - 40	50 – 80
III	< 40	80 – 120
IIIb	25 - 40	80 – 120
IV	> 40	80 – 120
V	< 40	> 120
Vb	25 - 40	> 120
VI	40 - 80	> 120
VII	80 - 140	> 120
VIII	> 140	> 120

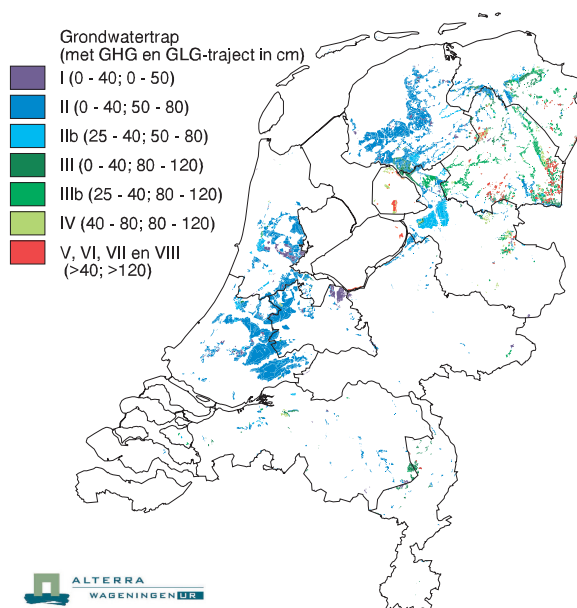
Samenstelling bovengrond



Trofiegraad veen



Grondwatertrappenkaart



Grondgebruik veengronden



Figuur B3-3. Aard van de bovengrond, trofiegraad en grondwatertrappen van veengronden (Bron: Bodemkaart van Nederland 1 : 50 000) en grondgebruik van veengronden (Bron: Landgebruikskaart Nederland LGN4, 2001). NB na actualisatie van de oppervlakten op basis van de veenkartering 2001 – 2003 (NB: de veenkartering is niet volledig!). (Uit: de Vries, 2004).

Bijlage 4 Analyse van relevante literatuur voor N₂O emissie en organische gronden in Nederland

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

Large and significant N₂O emissions occur as a result of drainage and cultivation of organic soils (Histosols) due to enhanced mineralization of old, N – rich organic matter (Mosier *et al.*, 1998). The rate of N – mineralization is determined by the quality of the histosol, intensity and continuity of drainage, management practices and climate. The range for enhanced emissions is estimated at 2 – 15 kg N₂O – N per ha per year. The IPCC 1996 Revised Guidelines suggest an emission factor of 5 kg N₂O – N per ha per year for temperate regions including the Netherlands. This factor is based on measurements by Velthof in the Dutch “*Veenweidegebied*”.

Velthof, G.L., A.B. Braber and O. Oenema (1996) *Seasonal variation in nitrous oxide losses from managed grassland in the Netherlands. Plant and Soil* 181: 263 – 274

Annual losses of N₂O for unfertilized and fertilized peat soils ranged from 0.5 – 12.9 kg N per ha per year and from 7.3 – 42.0 kg N per ha per year, respectively (Velthof *et al.*, 1996). These results have led to the estimated N₂O emission of 5 kg N per ha per year defined as background for managed organic soils as used in the IPCC 1996 Revised Guidelines (IPCC, 1997).

Kekem, A.J. (2004) *Veengronden en stikstofleverend vermogen. Alterra, Wageningen. Alterra rapport 965*

Veengronden in Nederland zijn gronden met binnen 80 cm onder maaiveld 40 cm veen en liggen voornamelijk in centraal-west en noord Nederland. Er is ongeveer 290000 ha waarvan 223000 ha in gebruik bij landbouw. De meeste veengronden hebben ondiepe grondwaterstanden GT I of GT II (respectievelijk GHG tot -40 cm of -80 cm).

Recente onderzoek van De Vries (2004) wijst uit dat van de ruim 103000 ha in Oost – Nederland onderzocht veen zo'n 48000 ha geen veen maar zandgrond is. Dit duidt op belangrijke verandering in het areaal van veengronden in Nederland. Een groot deel (37000 ha) is nog niet onderzocht. Mineralisatie is de omzetting van organische stof in de bodem naar minerale componenten zoals kooldioxide (CO₂) en ammonium (NH₄) en nitraat (NO₃) en uiteindelijk ook lachgas (N₂O) en elementaire stikstof (N₂). Bij deze mineralisatie speelt de samenstelling van het veen en de lokale vochtcondities een grote rol. Ontwatering leidt tot een snelle mineralisatie tot in diepere lagen van het veenpakket. Er worden 3 soorten veen onderscheiden: eutroof (rijk) veen en mesotroof veen met een C-tot-N verhouding van 15 – 30 en oligotroof (arm) veen met een C-tot-N verhouding van 40 – 70 en zonder bijmenging van zand of klei. In het recente verleden is veel onderzoek verricht naar het zogenaamde NLV (Stikstof Leverend Vermogen) van (veen)gronden. Het NLV is de hoeveelheid stikstof die in het gras wordt geoogst op objecten die niet met stikstof zijn bemest. Het NLV bedraagt ongeveer 30 kg N per ha per jaar per 10 cm verlaging van het

slootpeil (referentie). Bij de diepste slootpeilen werden NLV's gemeten tot 500 kg N per ha per jaar. Zo is er een relatie vastgesteld tussen GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand) en NLV. Samenvattend wordt een NLV van 80 – 85 kg N per ha per jaar verondersteld. Onderzoek van Hendriks en van Van Beek (*meetgegevens over N₂O emissie van van Beek et al. (2004) worden nog uitgewerkt en zijn beschikbaar per 1 augustus 2004*) toont aan dat de mineralisatie tot een aanzienlijke N- en P-belasting van het oppervlaktewater kan leiden.

De mineralisatie van N in veen kan maar ten dele op basis van opname en afvoer in het gewas (NLV) omdat een deel van de gemineraliseerde N uit- of afspoelt en een deel via denitrificatie verloren gaat. In principe zou eenzelfde hoeveelheid als wordt afgevoerd met gewassen verloren kunnen gaan. Dit betekent een verdubbeling van de mineralisatie van N op grond van de NLV en dus 160 – 170 kg N per ha per jaar. Ook komt een deel van de opgenomen stikstof in het gras weer terug via bemesting en beweiding.

In het huidige bemestingsadvies voor graslanden wordt onderscheid gemaakt tussen goed ontwaterd grasland en slecht ontwaterd grasland. Vellinga et al. (2003) heeft ook zeer goed ontwaterd veen onderscheiden maar deze klasse verdwijnt snel. De NLV's voor redelijk goed ontwaterd veen met GT II*, III en III* en slecht ontwaterd nat veen met GT I en II zijn respectievelijk 300 en 230 kg N per ha per jaar. Die voor zeer goed ontwaterd veen zou 410 kg N per ha per jaar bedragen.

In Nederland zijn niet alleen de veengronden zogenaamde organic soil maar ook de dalgronden behoren tot die organic soils. Na actualisatie van de veengronden worden de meeste dalgronden nu echter ingedeeld bij de zandgronden als gevolg van vermindering van de hoeveelheid organische stof na groundbewerking en drainage in deze gronden.

De tendens is om het slootwaterpeil niet meer of vertraagd aan te passen aan de dalende maaiveld hoogtes. Dit zou betekenen dat in de loop van de afgelopen 10 – 15 jaar de NLV ook lager wordt.

Flessa, H., U. Wild, M. Klemisch and J. Pfadenbauer (1998) Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. European Journal of Soil Science 49: 327 – 335

Flessa et al. (1998) quantified annual N₂O- and CH₄ fluxes from several agricultural sites on mineral and organic soils in southern Germany and reported a range of 4.2 – 56.4 kg N₂O-N per ha per year with higher emissions from arable land on peat soils than from meadows.

Freibauer, A. (2003) Regionalized inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. European Journal of Agronomy 19: 135 - 160

In general, high N₂O fluxes occur where the land receives high doses of nitrogen, where soil are moist, rich in humus and experience freeze–thaw cycles. Agricultural soil in Europe emit 2.1 Mg CO₂ per ha per year (or 0.6 Mg or ton C per ha per year) with a range of 0.8 – 8.9 Mg CO₂ (Freibauer, 2003).

In the EU-15, farmed organic soils make up only 3% of the total farmed area. However, the relative small area of farmed organic soils emits more than a fifth of the greenhouse gas emissions from all agricultural soils in EU15 (Freibauer, 2003; table 3).