32/446(288)2eex

Bepaling van afbraaksnelheden van organische stof in laagveen

Ademhalingsmetingen aan ongestoorde veenmonsters in het laboratorium

J. Vermeulen **R.F.A. Hendriks**

BIBLIOTHEEK STARINGGEBOUW

Rapport 288

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1996

25 11 1997 (sng35695 *

REFERAAT

J. Vermeulen en R.F.A. Hendriks, 1996. Bepaling van afbraaksnelheden van organische stof in laagveen. Ademhalingsmetingen aan ongestoorde veenmonsters in het laboratorium. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 288. 124 blz.; 6 fig.; 13 tab.; 67 ref.; 6 aanh.

De potentiële relatieve afbraaksnelheid (k_{pot}) , de relatieve afbraaksnelheid onder anaërobe omstandigheden (k_{an}) en de invloed van de temperatuur op de afbraaksnelheid zijn voor drie veensoorten bepaald met een ademhalingsmeting. Verder is de stikstofmineralisatie bestudeerd. k_{pot} is afhankelijk van de veensoort en negatief gecorreleerd met de C/N-verhouding. k_{an} wordt sterk beïnvloed door nitraat en sulfaat. De temperatuurinvloed (Q_{10}) is groter naarmate de temperatuur lager is. Beneden 20 °C is de Q_{10} groter dan 2. Bij 0 °C is de afbraaksnelheid een kwart van die bij 10 °C. Ook in het stikstofarme veen treedt netto stikstofmineralisatie op.

Trefwoorden: bodem, stikstofmineralisatie, temperatuur, veenoxidatie

ISSN 0927-4499

©1996 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO) Postbus 125, 6700 AC Wageningen. Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

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

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Project 7170

[rap288.wp5/12-96]

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Probleem- en doelstelling	13
1.2 Opzet van het ademhalingsonderzoek	15
1.3 Opbouw van het rapport	15
2 Literatuur	17
2.1 Veen	17
2.2 Afbraak van organische stof	18
2.3 Factoren van invloed op de afbraak	22
2.3.1 Temperatuur	22
2.3.2 Vochtgehalte	24
2.3.3 Zuurstofvoorziening	24
2.3.4 Zuurgraad	26
2.3.5 Aard van het substraat	27
2.4 De relatieve afbraaksnelheid van veen	28
2.4.1 Meetmethoden	29
2.4.2 Waarden van de relatieve afbraaksnelheid	31
3 Materialen en methoden	33
3.1 Monstername en -voorbehandeling	33
3.2 Uitgevoerde bepalingen	35
3.2.1 Bodemkarakteristieken van het veen	35
3.2.2 Afbraaksnelheden	36
3.2.2.1 Aërobe afbraak	36
3.2.2.2 Anaërobe afbraak	36
3.2.2.3 Afbraak bij verschillende temperaturen	37
3.2.3 Biochemische processen	37
3.3 Meetmethoden	37
3.3.1 Metingen aan bodemmateriaal voor de bepaling van bodem-	
karakteristieken	37
3.3.2 Metingen aan bodemgassen voor de bepaling van	
afbraaksnelheden	38
3.3.3 Metingen aan bodemvocht voor het volgen van biochemische	
processen	40

5

4 Resultaten en discussie	43
4.1 Bodemkarakteristieken van het veen	43
4.2 Afbraaksnelheden	48
4.2.1 Aërobe afbraak	48
4.2.1.1 Koolzuurproductie en zuurstofconsumptie	48
4.2.1.2 Relatieve afbraaksnelheid	51
4.2.2 Anaërobe afbraak	58
4.2.2.1 Koolzuurproductie en relatieve afbraaksnelheid	58
4.2.2.2 Productie van lachgas en methaan	60
4.2.3 Afbraak bij verschillende temperaturen	61
4.2.3.1 Koolzuurproductie	61
4.2.3.2 Correctiefactor en Q_{10} -waarde voor temperatuurinvloed	62
4.3 Biochemische processen in het bodemvocht	65
4.3.1 Analyseresultaten van de vochtbemonsteringen	66
4.3.2 Stikstof- en fosformineralisatie	73
5 Conclusies en aanbevelingen	79
5.1 Realisatie van de doelstellingen	79
5.2 Bruikbaarheid van de ademhalingsmeting	79
5.3 Conclusies	80
5.3.1 Veenkarakteristieken	80
5.3.2 Afbraaksnelheden	81
5.3.3 Stikstof- en fosformineralisatie	82
5.4 Aanbevelingen	83
Literatuur	85
Niet-gepubliceerde bronnen	89

Aanhangsels

1	Profielopbouw van de onderzoekspercelen, en organischestof-, lutum- en	
	CaCO ₃ -gehalte, en pH-KCl van de onderscheiden lagen	93
2	Hoeveelheid vocht en drukhoogte in de veenmonsters op verschillende	
	tijdstippen	95
3	Afleiding van de vergelijkingen voor de berekening van de relatieve	
	afbraaksnelheid	97
4	Grafische weergave van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie	103
5	Grafische weergave van de resultaten van de analyses van het	
	bodemvocht	111
6	Rectificatie van de afbraaksnelheden gebruikt in het 'Veenweide-	
	onderzoek' en de gevolgen hiervan voor de resultaten van dat onderzoek	121

Woord vooraf

De afbraak van laagveen door oxidatie vormt al jaren een onderwerp van studie bij DLO-Staring Centrum (SC-DLO) en bij verschillende vakgroepen van de Landbouwuniversiteit Wageningen (Cultuurtechniek en Bodemkunde en Plantevoeding). Vanaf de jaren tachtig is de belangstelling voor milieuvraagstukken aan beide onderzoeksinstellingen sterk toegenomen. Hierdoor werden bepaalde onderwerpen van studie in een ander kader geplaatst. Dit is ook gebeurd met het onderzoek in de veenweidegebieden. Lag de aandacht eerst hoofdzakelijk bij landbouwkundige en civieltechnische aspecten, de laatste tijd is de aandacht vooral gericht op de eutrofiëring van de oppervlaktewateren.

In opdracht van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) heeft SC-DLO van begin 1990 tot eind 1992 onderzoek uitgevoerd naar de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden, het 'Veenweide-onderzoek'. Voor de modelberekeningen van dit onderzoek was het belangrijk te beschikken over meetwaarden voor modelparameters. SC-DLO heeft daarom een student aangetrokken om het in dit rapport beschreven ademhalingsonderzoek uit te voeren. Dit ademhalingsonderzoek had als primair doel het aanleveren van parameterwaarden voor de modelberekeningen van het 'Veenweide-onderzoek'. Daarnaast diende het ademhalingsonderzoek ter ondersteuning van het lopende onderzoek van SC-DLO naar de maaiveldsdaling door oxidatie in veenweiland.

Het ademhalingsonderzoek is in 1991/'92 uitgevoerd bij SC-DLO door ir. J. Vermeulen in het kader van een afstudeervak bij de vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding voor de studie Cultuurtechniek aan de Landbouwuniversiteit. Hij is nu bodemkundig adviseur bij de afdeling Bodem en Water van Grontmij Midden bv. Van de zijde van SC-DLO werd het ademhalingsonderzoek begeleid door ir. J.W. Bakker (†) en ir. R.F.A. Hendriks. Begeleiders vanuit de vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding waren dr. W.G. Braakhekke en dr. G.R. Findenegg.

De resultaten van het ademhalingsonderzoek zijn in 1992 door ir. J. Vermeulen vastgelegd in een afstudeerverslag. Na het verschijnen van het eindrapport van het 'Veenweide-onderzoek' in 1993 hebben ir. J. Vermeulen en ir. R.F.A. Hendriks, belangrijkste uitvoerder van het 'Veenweide-onderzoek', besloten dit afstudeerverslag te bewerken tot een SC-DLO-rapport, een vorm van rapportage met een hogere status en een grotere verspreiding. Omdat het ademhalingsonderzoek niet tot de opdracht van het 'Veenweide-onderzoek' behoorde, had deze bewerking noodgedwongen een lage prioriteit, waardoor voorliggend rapport pas eind 1996 is verschenen.

Bij het bewerken van het afstudeerverslag tot dit rapport is ontdekt dat indertijd een fout is gemaakt bij de berekening van een van de belangrijkste parameters: de relatieve afbraaksnelheid. De foutieve afbraaksnelheden zijn vastgelegd in het afstudeerverslag en gebruikt in het 'Veenweide-onderzoek'. In dit rapport zijn de correcte afbraaksnelheden gegeven. Verder wordt in dit rapport aangetoond dat deze fout slechts geringe consequenties heeft voor de resultaten van het 'Veenweide-onderzoek'.

Samenvatting

Inleiding en doel

Het ademhalingsonderzoek is uitgevoerd in het kader van een afstudeervak bij de Landbouwuniversiteit Wageningen als onderdeel van het DLO-Staring-Centrum-onderzoek 'Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden' (het 'Veenweideonderzoek'). Het ademhalingsonderzoek had vooral een functie in het aanleveren van parameterwaarden voor de modelberekeningen van het 'Veenweide-onderzoek'.

Doel van het ademhalingsonderzoek was in de eerste plaats het bepalen van de potentiële relatieve afbraaksnelheden van de verschillende laagveensoorten die zijn onderzocht in het 'Veenweide-onderzoek'. Nevendoelen waren het bepalen van de afbraaksnelheid onder anaërobie, het nagaan van het effect van de temperatuur op de afbraak, het bepalen van bodemkarakteristieken van het veen, het koppelen van afbraaksnelheden aan karteerbare bodemkarakteristieken en het bestuderen van de stikstof- en fosformineralisatie in het veen.

Literatuur

De afbraak van veen is de splitsing van complexe chemische verbindingen van organische stof in eenvoudige verbindingen ten gevolge van fysisch-mechanische, organisch-chemische en biologische processen. De biologische oxidatie draagt het meest bij aan de afbraak. Deze aërobe afbraak begint zodra organische stof door ontwatering wordt blootgesteld aan de lucht. Hierbij wordt koolzuur gevormd en zuurstof verbruikt. Ook onder anaërobe omstandigheden vindt een langzame afbraak van organische stof plaats. De belangrijkste factoren die de afbraak van organische stof beïnvloeden, zijn de temperatuur, het vochtgehalte, de zuurstofvoorziening, de zuurgraad, en de aard van het substraat.

De relatieve afbraaksnelheid is de snelheidsconstante in het eerste-orde-proces dat de afbraak wiskundig beschrijft, uitgedrukt in jaar⁻¹. De potentiële relatieve afbraaksnelheid is de afbraaksnelheid onder optimale omstandigheden voor de hierboven genoemde invloedsfactoren. Met reductie- of correctiefactoren kan deze afbraaksnelheid worden omgerekend naar actuele waarden.

Methode

De in het ademhalingsonderzoek toegepaste methode voor de bepaling van de afbraaksnelheid van organische stof berust op de meting van de koolzuurproductie van ongestoorde veenmonsters in het laboratorium. Een groot voordeel van deze methode is dat de zuurstofvoorziening en de temperatuur kunnen worden gevarieerd en beheerst.

Het ademhalingsonderzoek is uitgevoerd aan drie veensoorten: oligotroof veenmosveen, matig oligotroof veenmosveen en eutroof bosveen. Per veensoort is op vijf verschillende diepten een ongestoord monster gestoken: drie monsters uit het geoxideerde deel van het profiel, en twee uit het gereduceerde deel. Op elke bemonsterde diepte zijn ook gestoorde monsters verzameld voor het bepalen van de volgende bodemkarakteristieken: gehalte aan organische stof, totaal-C, organisch-N, organisch-P en pyriet, en de kationenomwisselcapaciteit en initiële kationenbezetting.

Na een 'rustperiode' van enkele weken bij 4 °C zijn de ongestoorde monsters aangesloten aan de meetopstelling en doorgeleid met lucht bij een temperatuur van 22 °C. Uit het verschil in koolzuur- en zuurstofgehalte tussen de in- en uitstromende lucht zijn de koolzuurproductie en zuurstofconsumptie van de monsters bepaald. De relatieve afbraaksnelheid van de veenmonsters is berekend uit de koolzuurproductie op circa 65 dagen na aanvang van de meting. Door correctie voor pH en temperatuur is uit deze afbraaksnelheid de potentiële relatieve afbraaksnelheid berekend die geldt voor de gemiddelde jaartemperatuur in Nederland van 9,5 °C.

Na deze aërobe meting is helium door de monsters geleid en is de anaërobe koolzuurproductie bepaald. Hieruit is een relatieve afbraaksnelheid onder anaërobe omstandigheden berekend. Tevens is getracht de productie van lachgas en methaan te meten.

Na het doorleiden met helium zijn van elke veensoort drie monsters in een temperatuurkast geplaatst en is wederom lucht door de monsters geleid. De koolzuurproductie is bepaald bij zes temperaturen in het traject 0-19,5 °C. Hieruit is de invloed van de temperatuur op de afbraaksnelheid afgeleid in de vorm van Q_{10} -waarden. Met deze waarden is de bij 22 °C bepaalde relatieve afbraaksnelheid omgerekend naar een relatieve afbraaksnelheid bij 9,5 °C.

Voor, tijdens en na de ademhalingsmeting is met bodemvochtnemers vocht aan de monsters onttrokken. In dit vocht zijn de pH en de concentraties NO_3^- -N, NH_4^+ -N, SO_4^{2-} , TOC, Kjeldahl-N, ortho-P en totaal-P bepaald. Hiermee is geprobeerd een indruk te verkrijgen van de biochemische processen — vooral de N- en P-mineralisatie — die tijdens de afbraak optreden.

Resultaten en conclusies

Het C-gehalte van de organische stof in de onderzochte veensoorten bedraagt, op de bovenste lagen na, ongeveer 55 massa-%. Er is een positieve relatie gevonden tussen de trofiegraad en de stikstofrijkdom van het veen: de C/N-verhouding van de profiellagen van het eutrofe bosveen ligt tussen 11,2 en 17,2, die van het matig oligotrofe veenmosveen tussen 12,7 en 46,4, die van het oligotrofe veenmosveen tussen 15,7 en 53,1. De laagste waarden zijn gevonden in de wortelzone van elk veenprofiel. De bemestingsgeschiedenis is hierbij van belang. Er is geen eenduidige relatie gevonden tussen de trofiegraad en de fosforrijkdom. De gevonden C/P-verhoudingen van het veen vertonen een zeer grote variatie (1100-5200). In alle monster is pyriet gevonden (0,18-3,88 massa-%).

De potentiële relatieve afbraaksnelheid (k_{pot}) van niet-geoxideerd en niet door de aanvoer van vers organisch materiaal beïnvloed veen is afhankelijk van de trofiegraad van het veen: hoe hoger de trofiegraad (van oligotroof naar eutroof), hoe hoger de k_{pot} -waarde. Voor het oligotrofe, het matig oligotrofe en het eutrofe veen bedraagt deze k_{pot} -waarde respectievelijk gemiddeld 0,004, 0,008, en 0,013 jaar⁻¹ (bij 9,5 °C). De k_{pot} -waarde van het eutrofe veen komt ongeveer overeen met de relatieve afbraaksnelheid van stabiele humus in de bouwvoor onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden. De k_{pot} -waarden van de bovenste lagen van alle veenprofielen zijn het hoogst, als gevolg van de aanwezigheid van relatief vers materiaal afkomstig van wortels en eventueel organische bemesting.

Er is een relatie gevonden tussen de potentiële relatieve afbraaksnelheid van de veenmonsters en de C/N-verhouding. Deze relatie kan worden beschreven met: $k_{pot} = 0,016 - 0,00021 C/N (10 < C/N < 55; bij 9,5 °C).$

De in het ademhalingsonderzoek bepaalde relatieve afbraaksnelheden voor anaërobe omstandigheden zijn veel hoger dan de afbraaksnelheden onder langdurig anaërobe (veld)omstandigheden De oorzaak hiervan is dat er tijdens de meting van de afbraaksnelheid grote hoeveelheden elektronenacceptoren in de vorm van nitraat en sulfaat in de veenmonsters aanwezig waren, die samenhingen met de voorafgaande periode van lange doorluchting.

De Q_{10} , die het effect op de afbraaksnelheid van 10 graden temperatuurverandering weergeeft, is voor de afbraak van de onderzochte venen in het temperatuurtraject van 0 tot 20 °C groter dan de vaak in de literatuur voor organische stof genoemde waarde van 2 à 3. De Q_{10} is groter naarmate de temperatuur lager is. Voor de onderzochte venen ligt de Q_{10} tussen 2,4 en 3,6 in het traject 10-20 °C, en tussen 3,0 en 5,6 in het traject 0-10 °C. Voor het totale temperatuurtraject van 0 tot 20 °C kan het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid van de onderzochte venen goed worden beschreven met: $f_T = e^{0.127(T-10.5)}$ ($f_T =$ correctiefactor; T = temperatuur van 0 tot 20 °C). Hierbij hoort een gemiddelde Q_{10} van 3,6. De afbraaksnelheid van de onderzochte venen bedraagt bij 0 °C nog ongeveer 25% van de afbraak bij 10 °C. De toplaag van de drie onderzochte venen onderscheidt zich van de diepere lagen door een lagere Q_{10} .

In alle monsters is netto stikstofmineralisatie opgetreden. Volgens het concept van de 'kritische C/N-verhouding' kan in de onderste vier monsters van de twee veenmosvenen geen netto stikstofmineralisatie optreden. De metingen aan deze venen geven aan dat het concept van de kritische C/N-verhouding niet zondermeer bruikbaar is voor organische stof in veen. De verwachting is dat deze organische stof voornamelijk bestaat uit inerte, stikstofarme fracties, maar daarnaast relatief kleine, gemakkelijk afbreekbare, stikstofrijke fracties bevat die sterk bepalend zijn voor zowel de afbraak als de stikstofmineralistatie.

Over de fosformineralisatie in de onderzochte veenmonsters kunnen door de storende werking van fosforvastleggingsprocessen geen nadere uitspraken worden gedaan.

1 Inleiding

Het in dit rapport beschreven ademhalingsonderzoek vormde een onderdeel van het DLO-Staring-Centrum-onderzoek 'Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden' (Hendriks, 1993). Het ademhalingsonderzoek is uitgevoerd in het kader van een afstudeervak bij de vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding van de Landbouwuniversiteit Wageningen. Dit rapport is een bewerking en nadere uitwerking van het verslag van dat afstudeervak (Vermeulen, 1992).

1.1 Probleem- en doelstelling

Circa 1000 jaar geleden werden de veenweidegebieden ontgonnen. Ze werden ontwaterd, waardoor de grondwaterstand in het anaërobe veen daalde. Het veen boven de verlaagde grondwaterspiegel kwam in contact met zuurstof uit de lucht en werd onder deze aërobe omstandigheden afgebroken (oxidatie). De organische stof in het veen werd gemineraliseerd tot koolzuurgas, water, ammonium, fosfaat en andere minerale verbindingen. De gemineraliseerde nutriënten spoelden voor een deel uit naar sloten en waterlopen en droegen zo bij aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater. Als gevolg van het verdwijnen van organische stof daalde het maaiveld. De grondwaterstand moest voortdurend worden aangepast aan het verlaagde maaiveld, waardoor een steeds groter wordend deel van het oorspronkelijke veenpakket aan oxidatie onderhevig werd.

In de tweede helft van de twintigste eeuw werden vanuit de moderne bedrijfsvoering steeds stringentere eisen gesteld aan de draagkracht van het veenland. Dit leidde tot een diepere ontwatering en daarmee tot een versnelde oxidatie van het veen. Het gevolg hiervan was een versnelde daling van het maaiveld en een verhoogde stikstofen fosformineralisatie. Een situatie die zich heden ten dage nog steeds voordoet.

Nadat sinds de jaren zestig onderzoek is verricht naar de invloed van diepere ontwatering van veenweiland op voor het landbouwkundig gebruik positieve zaken als draagkracht, gewasopbrengst en extra stikstofleverantie, kwam meer recent het onderzoek naar de versnelde daling van het maaiveld door oxidatie als gevolg van diepere ontwatering in de belangstelling te staan. Bij DLO-Staring Centrum zijn daarom in het recente verleden afbraaksnelheden van verschillende lagen van een bosveenprofiel bepaald om beter inzicht te krijgen in de invloed van ontwatering op de maaiveldsdaling door oxidatie (Otten, 1985). De afbraaksnelheden zijn in het laboratorium bepaald door meting van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie van monsters uit de betreffende profiellagen (de ademhalingsmeting).

Naast de vraag naar de invloed van ontwatering op de maaiveldsdaling is tegenwoordig vooral de vraag naar de invloed van ontwatering op het milieu in veenweidegebieden actueel: hoeveel stikstof en fosfor komen in het oppervlaktewater terecht als gevolg van afbraak en mineralisatie van ontwaterd veen? Waterkwaliteitbeheerders in veenweidegebieden worden in verband hiermee geconfronteerd met de vraag wat de min of meer 'natuurlijke' achtergrondbelasting aan nutriënten is, en hoeveel menselijk ingrijpen, in de vorm van (diepere) ontwatering en bemesting, bijdraagt aan de nutriëntenbelasting.

Het is zeer moeilijk om voor de veenweidegebieden onderscheid te maken tussen de achtergrondbelasting en de bijdrage van menselijk ingrijpen en deze nutriëntenbronnen afzonderlijk te kwantificeren. Voor de betrokken waterkwaliteitbeheerder is het dan ook lastig gericht en onderbouwd maatregelen te nemen om de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te verminderen. DLO-Staring Centrum heeft daarom in opdracht van de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) in de periode 1990-1992 een onderzoek uitgevoerd naar de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden (Hendriks, 1993).

Dit 'Veenweide-onderzoek' stond in nauw verband met het bovenbeschreven onderzoek naar de relatie tussen ontwatering en maaiveldsdaling door oxidatie van veen. In beide onderzoeken was de afbraak van veen een belangrijk onderwerp van onderzoek; in beide onderzoeken was daarom de relatieve afbraaksnelheid van organische stof in veen een belangrijke parameter. In het hier beschreven ademhalingsonderzoek is deze afbraaksnelheid voor verschillende veensoorten bepaald met de ademhalingsmeting. In het 'Veenweide-onderzoek' was deze parameter van wezenlijk belang voor het simuleren van de uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater met het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO (Berghuis-van Dijk et al., 1985). Het ademhalingsonderzoek vormde dan ook een belangrijk onderdeel van het 'Veenweide-onderzoek'. Daarnaast is het ademhalingsonderzoek uitgevoerd om aanvullende informatie te verkrijgen voor het onderzoek naar de maaiveldsdaling in veenweiland.

Doel van het ademhalingsonderzoek was in de eerste plaats het bepalen van de potentiële relatieve afbraaksnelheden van de laagveensoorten die zijn onderzocht in het 'Veenweide-onderzoek'. Nevendoelen waren:

- het bepalen van de afbraaksnelheden onder anaërobie;
- het nagaan van het effect van de temperatuur op de afbraak;
- het bepalen van bodemkarakteristieken van het veen;
- het koppelen van de afbraaksnelheden aan karteerbare bodemkarakteristieken;
- het bestuderen van de stikstof- en fosformineralisatie in het veen.

Bij het schrijven van dit rapport is ontdekt dat indertijd een fout is gemaakt bij de berekening van de relatieve afbraaksnelheden uit de gemeten koolzuurproducties, waardoor de berekende afbraaksnelheden ongeveer een factor twee te hoog zijn. Deze foutieve afbraaksnelheden zijn vastgelegd in het afstudeerverslag van het ademhalingsonderzoek (Vermeulen, 1992) en gebruikt in het 'Veenweide-onderzoek' (Hendriks, 1993). In voorliggend rapport zijn de correcte relatieve afbraaksnelheden gegeven. De consequenties van deze fout voor de resultaten van het 'Veenweideonderzoek' zijn gering. In aanhangsel 6 wordt hier dieper op ingegaan.

1.2 Opzet van het ademhalingsonderzoek

Het ademhalingsonderzoek is uitgevoerd aan de veensoorten die in het 'Veenweideonderzoek' zijn onderzocht. Voor dat onderzoek was het belangrijk dat de veensoorten extreem waren in voedselrijkdom. Daarom is gekozen voor veenmosveen (voedselarm) en bosveen (voedselrijk). In het 'Veenweide-onderzoek' zijn drie percelen onderzocht:

- veenmosveen (oligotroof of voedselarm), afkomstig van een natuurterrein in Friesland;
- veenmosveen (matig oligotroof of matig voedselarm), afkomstig van een extensief gebruikt perceel in Noord-Holland;
- bosveen (eutroof of voedselrijk), afkomstig van een natuurterrein uit Zuid-Holland.

In totaal zijn vijftien monsters onderzocht: per onderzoeksperceel is op vijf verschillende diepten een monster gestoken.

Voor het bepalen van de afbraaksnelheden van de veenmonsters is de ademhaling van het veen gevolgd in de tijd, door de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie van de monsters te meten. Uit de koolzuurproductie van elk monster is de (potentiële) relatieve afbraaksnelheid berekend. Dit is eerst gedaan voor aërobe omstandigheden door een luchtmengsel met zuurstof door de monsters te leiden. Na de aërobe metingen zijn in de monsters anaërobe omstandigheden gecreëerd door het luchtmengsel te vervangen door een zuurstofvrij gas (helium). Tenslotte is de invloed van de temperatuur op de afbraak onder aërobe omstandigheden bepaald door wederom het luchtmengsel door de monsters te leiden en de koolzuurproductie bij zes verschillende temperaturen tussen 0 en 20°C te meten.

Ter karakterisering van het veen en voor het koppelen van de afbraaksnelheden aan karteerbare bodemkenmerken zijn enkele bodemfysische en bodemchemische karakteristieken van de monsters bepaald. Dit zijn de volumieke massa, de gehalten aan organische stof, totaal-C, organisch-N, organisch-P en pyriet, de kationenomwisselcapaciteit en de initiële kationenbezetting.

Voor het bestuderen van biochemische processen die samenhangen met de afbraak van organische stof, en dan vooral de stikstof- en fosformineralisatie, zijn vóór, tijdens en ná de ademhalingsmetingen kleine hoeveelheden vocht aan de monsters onttrokken. In dit vocht zijn de pH en de concentraties van relevante stoffen bepaald.

1.3 Opbouw van het rapport

In hoofdstuk 2 wordt een overzicht gegeven van de kennis uit de literatuur over aspecten van de afbraak van veen die relevant zijn voor het ademhalingsonderzoek. Hoofdstuk 3 behandelt de in het ademhalingsonderzoek uitgevoerde bepalingen, en de toegepaste materialen en methoden. In hoofdstuk 4 worden de resultaten besproken en bediscussieerd. Tenslotte worden in hoofdstuk 5 conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan.

2 Literatuur

In dit hoofdstuk wordt kort ingegaan op relevante kennis uit de literatuur. Eerst worden enkele fysische en chemische eigenschappen van veen besproken (2.1). Daarna volgt een bespreking van het proces van afbraak van organische stof (2.2) en worden de belangrijkste factoren die invloed uitoefenen op de snelheid van de afbraak behandeld (2.3). Tenslotte wordt ingegaan op methoden om de afbraaksnelheid te meten (2.4).

2.1 Veen

Veen is onder anaërobe omstandigheden geaccumuleerde, niet of onvolledig omgezette organische stof. Organische stof wordt onder anaërobe omstandigheden slechts zeer langzaam afgebroken. Sinds de ontginningen, die circa 900 jaar geleden begonnen, zijn de meeste veengronden in Nederland ontwaterd en is de versnelde aërobe afbraak van het veen ingezet.

Op grond van de voedselrijkdom van het milieu waarin het veen is ontstaan, wordt onderscheid gemaakt tussen eutrofe (voedselrijke), mesotrofe (weinig voedselrijke) en oligotrofe (voedselarme) veensoorten. Eutroof veen heeft het hoogste stikstofgehalte (C/N-verhouding is 15 tot 30), en oligotroof veen het laagste (C/N-verhouding is 40 tot 70). Uit de literatuur is het onduidelijk of tussen het fosforgehalte en de trofiegraad (indeling naar nutriëntenrijkdom in eutroof, mesotroof en oligotroof) van de veensoorten een eenduidige relatie bestaat, omdat het fosforgehalte van veen een grote variatie vertoont (Hendriks, 1991). Veensoorten kunnen sterk verschillen in fysische en chemische eigenschappen.

Volgens de indeling van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1:50 000, worden gronden bij de veengronden ingedeeld als zij tussen 0 en 80 cm diepte meer dan 40 cm moerig materiaal bevatten (Steur en Heijink, 1983). Tien procent van het landoppervlak in Nederland, met aftrek van stedelijk gebied, kan volgens dit indelingscriterium veengrond worden genoemd. Op grond van de ligging ten opzichte van het grondwaterniveau in de naaste omgeving kunnen de veengronden worden onderverdeeld in hoog- en laagveengronden.

Het is reeds lang bekend dat in de veenweidegebieden (de laagvenen) het maaiveld in de laatste 900 jaar als gevolg van ontwatering ongeveer 2,5 m is gedaald (De Haan, 1978). Vroeger werd algemeen aangenomen dat deze daling het gevolg was van grondmechanische processen: een combinatie van klink en krimp. De grondmechanische processen treden vooral de eerste jaren na ontwatering op. Het belang ervan neemt daarna sterk af.

Later onderzoek heeft aangetoond dat afbraak onder invloed van zuurstof of oxidatie een belangrijker proces is. De oxidatie van veen begint ook meteen na de ontwatering, maar blijft in principe optreden tot alle organische stof is verdwenen. Oxidatie is in vergelijking tot de grondmechanische processen een langzaam maar duurzaam verlopend proces. Uit onderzoek van Schothorst (1977) is gebleken dat van de totale daling sinds de ontginning circa 60% moet worden toegeschreven aan oxidatie. Dit kon worden herleid uit het verschil in volumegewicht van de organische stof en de minerale delen boven en onder het grondwaterniveau, en uit de extra stikstof-leverantie aan het gewas bij veengronden ten opzichte van zand- en kleigronden. Uit de gegevens van Schothorst (1977) en uit metingen van de hoogte van het maaiveld kan worden afgeleid dat jaarlijks ruim 1 mm veen per 10 cm drooglegging verdwijnt door oxidatie (Hendriks, 1991).

Het belangrijkste product dat bij de afbraak van ontwaterd veen ontstaat, is koolzuur (CO_2) , het belangrijkste broeikasgas. Daarnaast wordt door mineralisatie van het veen, gevolgd door nitrificatie, nitraat gevormd. In de verzadigde zone van het veenprofiel wordt nitraat onder anaërobe condities in het organischestofrijke veen vrijwel volledig gedenitrificeerd tot stikstofgas (N_2) en lachgas (N_2O) . Het laatste gas is een broeikasgas en draagt bovendien bij aan de afbraak van de ozonlaag. Onder anaërobe omstandigheden kan ook methaan (CH_4) worden gevormd. Dit gas wordt als tweede belangrijkste broeikasgas gezien.

Hoewel effecten als vergroting van de draagkracht, verhoging van de opbrengst en de extra stikstofleverantie van 150 à 200 kg.ha⁻¹.j⁻¹ N landbouwkundig als positief kunnen worden beschouwd, betekent (diepere) ontwatering van veengrond voor de landbouw altijd verlies van organische stof. Daarin onderscheidt veen zich van andere bodems, die onder landbouwkundig gebruik stabiel kunnen zijn in hun organischestofvoorraad. Landbouw op veen is daarom een vorm van mijnbouw. Daarnaast bestaat recent bezorgdheid over de kwaliteit van de oppervlaktewateren in veenweidegebieden. Afbraak en mineralisatie van organische stof betekenen het vrijkomen van stikstof en fosfor in organische en anorganische vormen die kunnen uitspoelen en zo eutrofiërend werken voor het oppervlaktewater.

Conservering van het veen is mogelijk door de toplaag te verschralen, door bijvoorbeeld een zanddek van 10 cm dikte aan te brengen. In het oosten van het land wordt deze methode wel toegepast; in het westen is ze te duur omdat zand over te grote afstand moet worden aangevoerd (De Haan, 1978). Ook hebben het (tijdelijk) handhaven van een hoog slootpeil (Van Diest, 1989), gebruik van het veen als grasland in plaats van bouwland en koperbemesting (Otten, 1985) een remmend effect op de afbraaksnelheid. Veengronden met een relatief lage zuurgraad worden in het algemeen minder snel afgebroken. Deze conserverende werking van een lage zuurgraad kan ook kunstmatig worden verkregen door toediening van zuurwerkende meststoffen.

2.2 Afbraak van organische stof

Afbraak van organische stof is de splitsing en omzetting van complexe chemische verbindingen van de organische stof in eenvoudigere verbindingen ten gevolge van fysisch-mechanische, anorganisch-chemische en biologische processen. Omdat de laatste hierbij het belangrijkst zijn, wordt onder afbraak van organische stof meestal biologische afbraak verstaan. Deze biologische afbraak begint zodra organische stof wordt blootgesteld aan de lucht en daarmee aan zuurstof. Bij veengronden treedt deze blootstelling op wanneer ze worden ontwaterd.

De afbraak van organische stof wordt bewerkstelligd door micro-organismen, die hiermee voorzien in hun energievoorziening en biomassasynthese. Bij de afbraak kunnen verschillende processen gelijktijdig of na elkaar plaatsvinden (Hendriks, 1991):

- assimilatie: het gebruiken van omgezette organischestofcomponenten als bouwstenen voor de synthese van het celmateriaal van de afbrekende organismen;
- dissimilatie (ademhaling, oxidatie of C-mineralisatie): het oxideren van organische verbindingen tot CO_2 om energie voor de levensfuncties van de afbrekende organismen te verkrijgen;
- mineralisatie: het omzetten van organische in anorganische verbindingen. Bij volledige mineralisatie van organische stof zijn dit: CO_2 , H_2O , NH_4^+ , NO_3^- , N_2 , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, SO_4^{2-} en S^{2-} ;
- immobilisatie: het omgekeerde van mineralisatie. Anorganische verbindingen worden door micro-organismen uit de bodem opgenomen voor de vorming van hun cellen;
- humificatie: de vorming van humusbestanddelen, stoffen die het eindproduct zijn van de stofwisseling van micro-organismen.

Volledige afbraak van organische stof komt dus overeen met volledige mineralisatie. Assimilatie en humificatie zijn omzettingsprocessen waarbij de ene vorm van organische stof wordt omgezet in de andere. Omdat de afbraak van veen nagenoeg geheel plaatsvindt onder aërobe omstandigheden, waarbij het belangrijkste bestanddeel, de koolstof, wordt geoxideerd (dissimilatie) en uit de bodem verdwijnt als CO₂, worden de begrippen 'afbraak' en 'oxidatie' van veen vaak door elkaar gebruikt.

Wanneer bestanddelen van organische stof worden geoxideerd, treden reacties op die vergelijkbaar zijn met de oxidatie van glucose:

$$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O + \text{energie}$$
(1)

Zuurstof fungeert als elektronenacceptor in deze reactie. Vergelijking (1) laat zien dat de oxidatie van organisch materiaal kan worden gemeten door de koolzuurproductie van een substraat te meten.

In werkelijkheid treedt een veelheid aan reacties op, waarbij vooral de verhouding tussen CO_2 (rechts van de pijl) en O_2 (links van de pijl) sterk kan wisselen. Deze verhouding (mol CO_2 per mol O_2) heet het respiratiequotiënt (RQ) van het substraat. In vergelijking (1) is dit quotiënt 1. Als sterk gereduceerde materialen zoals vetten en eiwitten worden geoxideerd, is het RQ lager dan 1. Het RQ is ook afhankelijk van de soorten micro-organismen die de zuurstof verbruiken (Bidwell, 1979). Bij onvolledige oxidatie van glucose tot CO_2 onder goed geaëreerde omstandigheden kan het RQ ook kleiner zijn dan 1 (Wilson en Griffin, 1975). RQ-waarden lager dan 1 duiden op een overwegend aëroob karakter van de afbraak van organische stof (Rixon en Bridge, 1968). Overigens wordt de weg van substraat naar CO_2 en H₂O lang niet altijd gevolgd. Bij de afbraak van lignine (houtstof) bijvoorbeeld, treden processen op die leiden tot opening en repolymerisatie van fenolysche kernen, waarbij meer zuurstof wordt ingebouwd dan koolzuur vrijkomt ($RQ \ll 1$; Alexander, 1977). Omdat de samenstelling van het substraat in de tijd kan veranderen, kan het RQ ook in de tijd veranderen.

Bij afbraak onder anaërobe omstandigheden kunnen andere stoffen dan zuurstof als elektronenacceptor fungeren: bijvoorbeeld NO_3^- en SO_4^{-2-} . De afbraak gaat onder die omstandigheden minder snel en heeft als eindproducten CO_2 en CH_4 in wisselende verhoudingen, afhankelijk van de graad van oxidatie van het substraat. Bovendien kunnen andere tussen- of eindproducten ontstaan zoals alcoholen en organische zuren (Bouwman en Van der Hoek, 1991).

Organische stof is een zeer complex materiaal. Het bevat veel organische verbindingen die elk hun eigen afbraaksnelheid hebben. Organische stof bestaat uit wisselende hoeveelheden koolhydraten, lignine, eiwitten, organisch-P- en organisch-S-componenten en vetten, wassen en harsen. Door de afbraak van organische stof verandert de samenstelling van de organische stof. Omdat sommige componenten van het organisch materiaal (wateroplosbare koolhydraten) snel en andere (lignine en bepaalde vetten) langzaam afbreken, verandert het residu van samenstelling (fig. 1).

De organische stof wordt steeds resistenter tegen verdere afbraak. Het aandeel van de hydroxyl- (-OH) en van de methoxylgroepen (-OCH₃) wordt kleiner en dat van de carboxylgroepen (-COOH) groter (Alexander, 1961). Daardoor neemt de kationenomwisselcapaciteit (CEC) ook toe. Doordat cellulose en andere koolhydraten verdwijnen wordt het residu steeds rijker aan C en armer aan O. Het gaat wat de elementaire samenstelling betreft steeds meer op lignine lijken, met dit verschil dat het een hoger gehalte aan N, S en P krijgt (een lagere C/N- en C/P-verhouding). De C/N-verhouding tendeert naar de C/N-verhouding van de micro-organismen die de afbraak van de organische stof bewerkstelligen (8 à 10) (Hendriks, 1991). Opvallend is dat uit van oorsprong zeer verschillende materialen toch steeds ongeveer hetzelfde product ontstaat, althans als de uitwendige omstandigheden vergelijkbaar zijn (Allison 1973).

Tijdens de afbraak van organische stof treedt ook stikstof- en fosformineralisatie op. De N-mineralisatie kan worden berekend uit de C-mineralisatie. Van belang hierbij is de kritische C/N-verhouding. In het algemeen wordt verondersteld dat de kritische C/N-verhouding tussen 20 en 30 ligt. Als de C/N-verhouding van het substraat lager is dan 20 vindt netto N-mineralisatie plaats. Bij C/N-verhoudingen groter dan 30 treedt in het algemeen netto N-immobilisatie op. Om een aantal redenen is het concept van de kritische C/N-verhouding niet zonder meer toepasbaar op veen. De belangrijkste reden hiervoor is dat de organische stof niet uniform van samenstelling is; de C/N-verhouding van het gedeelte dat wordt afgebroken, kan sterk afwijken van de C/N-verhouding van de organische stof in zijn geheel (Hendriks, 1991).

Ook de P-mineralisatie kan worden berekend uit de C-mineralisatie, hoewel veel onderzoekers hebben vastgesteld dat deze koppeling niet zo duidelijk is als de koppeling tussen de C- en N-mineralisatie (Hendriks, 1991). De kritische C/P-verhouding zou zich bevinden in het traject 50-300. Aangezien de C/P-verhouding van organische stof in venen tussen 300 en 2500 ligt, betekent dit dat in veen meestal netto P-immo-



Fig. 1 Graad van afbraak van veen in relatie tot de chemische samenstelling (naar: Waksman, 1952)

bilisatie valt te verwachten (Hendriks, 1991). Om dezelfde redenen als die genoemd bij de N-mineralisatie, geldt dat het concept van de kritische C/P-verhouding niet zonder meer toepasbaar is op veen.

Tijdens aërobe afbraak treedt over het algemeen een pH-daling op tengevolge van nitrificatie en zwaveloxidatie. De pH-daling kan groot zijn indien initieel grote hoeveelheden Fe^{2+} of zwavel in gereduceerde vorm (H₂S, organische zwavelcomponenten en pyriet) aanwezig zijn in het substraat. Dalingen van de pH kunnen worden gebufferd als relatief grote hoeveelheden CaCO₃ aanwezig zijn of als aan het bodemcomplex grote hoeveelheden basen zijn geadsorbeerd. De buffering door CaCO₃ kan doorgaan tot pH 4 (Novozamsky en Beek, 1978). Ook kan bij lage pH-waarden buffering van zuur door carboxylgroepen in de organische stof zelf optreden (Magdoff en Bartlett, 1985).

2.3 Factoren van invloed op de afbraak

De afbraak van organische stof in de bodem wordt door een groot aantal omstandigheden beïnvloed: factoren die de activiteit en/of de samenstelling van de bodemmicroflora bepalen. In mathematische beschrijvingen van het afbraakproces wordt de invloed van deze factoren meestal in de vorm van reductiefactoren tot uitdrukking gebracht. Hierbij wordt uitgegaan van een potentiële relatieve afbraaksnelheid die geldt onder optimale omstandigheden (zie 2.4), waaruit een actuele relatieve afbraaksnelheid wordt berekend door vermenigvuldiging met de betreffende reductiefactoren. Is een beschouwde invloedsfactor optimaal, dan bedraagt de betreffende reductiefactor 1. Naarmate de invloedsfactor beperkend gaat werken, wordt de reductiefactor kleiner, tot minimaal 0.

Uitzondering hierop vormt de factor temperatuur. Hier is eerder sprake van een correctiefactor dan van een reductiefactor, omdat de potentiële afbraaksnelheid meestal niet wordt gegeven voor optimale omstandigheden, maar voor een bepaalde referentietemperatuur (vaak de gemiddelde jaartemperatuur van 9,5 °C). Bij hogere temperaturen dan de referentietemperatuur is de correctiefactor groter dan 1.

In het navolgende wordt ingegaan op de voor dit onderzoek belangrijke invloedsfactoren temperatuur (2.3.1), vochtgehalte (2.3.2), zuurstofvoorziening (2.3.3), zuurgraad (2.3.4) en aard van het substraat (2.3.5). Voor een meer uitgebreide beschrijving van de factoren van invloed op de afbraak van organische stof wordt verwezen naar Janssen (1986) en Hendriks (1991).

2.3.1 Temperatuur

De temperatuur heeft een belangrijke invloed op de afbraak van organische stof. De aard van het afbraakproces is onafhankelijk van de temperatuur, de afbraaksnelheid is dat niet (Allison, 1973). Een uitzondering hierop vormt de situatie waarin ten gevolge van temperatuurverandering een andere microflora dominant wordt. De meeste micro-organismen zijn mesofiel. Ze gedijen het best bij een temperatuur rond de 35 °C. Hun activiteit neemt af bij lagere en hogere temperaturen.

Bij hogere temperaturen gaan actinomiceten en thermofiele bacteriën overheersen, met als gevolg een afbraakproces waarbij andere eindproducten ontstaan (Dickinson en Pugh, 1974). De meeste micro-organismen kunnen 70 °C niet overleven. Toch kan bij deze en nog hogere temperaturen organische stof worden afgebroken. Dat geschiedt dan door zuiver chemische processen (Janssen, 1986).

Belangrijker dan de hogere temperaturen zijn de lagere temperaturen dan optimaal, aangezien deze onder natuurlijke omstandigheden in Nederland vaker voorkomen. Mesofiele organismen vertonen over het algemeen activiteit bij temperaturen vanaf 0 °C, zodat vaak wordt aangenomen dat de ondergrens van de temperatuur voor afbraak eveneens 0 °C bedraagt (Allison, 1973; Hunt, 1978). Toch zijn er ook auteurs die kwalitatief stellen dat bij 0 °C en lagere temperaturen nog enige activiteit van micro-organismen in de bodem optreedt (Waksman, 1952; Bunnell et al., 1977). Dit is mogelijk door vriespuntverlaging als gevolg van het hoge gehalte aan zouten en suikers in de cellen van deze organismen. Volgens Allison (1973) sterven enkele micro-organismen onder 0 °C af, maar blijven de meeste 'slapend' in leven om bij temperatuurstijging weer actief te worden. Stephens en Speir (1969) stellen dat de minimumtemperatuur voor sommige micro-organismen 5 °C bedraagt. Bij lagere temperaturen zijn het vooral schimmels die nog actief zijn, terwijl de activiteit van de meeste micro-organismen dan gering is (Tate, 1987). Psychrofiele organismen gedijen het best bij temperaturen lager dan 20 °C. Zij komen echter weinig voor in de bodem (Janssen, 1986), en zullen daardoor, ook bij lage temperaturen, slechts een gering aandeel aan het afbraakproces hebben.

De meest gebruikte mathematische grootheid om het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid te beschrijven is de Q_{10} (Tate, 1987). De Q_{10} -waarde geeft het effect weer van een temperatuurverandering van 10 °C. Volk (1973) vond in laboratoriumbepalingen van de afbraak van organische stof in verschillende venen, dat binnen het traject van 5 tot 45 °C bij elke 10 °C stijging in temperatuur een verdubbeling van de koolzuurproductie optrad. De Q_{10} -waarde bedroeg dus 2 in deze bepalingen. Over het algemeen wordt aangenomen dat de waarden voor de Q_{10} tussen 2 en 3 liggen (Allison, 1973). Ook onderzoek van Campbell et al. (1981), Addiscot (1983) en Otten (1985) wijst in deze richting.

Clark en Gilmour (1983) toonden aan dat het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid onder waterverzadigde omstandigheden kleiner is dan bij optimale vochtigheid. Vergelijken van de resultaten van Volk (1973) en Otten (1985) geeft ook een aanwijzing in deze richting. Otten (1985) en Bunnell et al. (1977) vonden verder dat de Q_{10} toeneemt met de diepte. Een verklaring hiervoor is dat microorganismen die actief zijn boven in het bodemprofiel, waar de seizoensfluctuaties van de temperatuur sterker zijn, beter zijn aangepast aan een systeem waarin de temperatuur sterk fluctueert en daarom minder sterk op deze fluctuaties reageren (Bunnell et al., 1977). Kononova (1961) stelt dat alleen tussen temperaturen van 20 tot 30 °C sprake is van een Q_{10} tussen 2 en 3. Bij lagere temperaturen wordt de Q_{10} groter dan 3 en bij hogere temperaturen kleiner dan 2.

De correctiefactor voor temperatuurinvloed wordt berekend uit de Q_{10} volgens:

$$f_T = Q_{10}$$
(2)

met:

 f_T = correctiefactor voor temperatuurinvloed (-); T = actuele temperatuur (°C); T_r = referentietemperatuur, waarvoor f_T = 1 (°C).

In dit onderzoek zijn Q_{10} -waarden bepaald om de in het laboratorium bepaalde afbraaksnelheden om te rekenen naar gemiddelde veldomstandigheden.

2.3.2 Vochtgehalte

De invloed van het vochtgehalte op de afbraaksnelheid werkt naar twee kanten. Onder droge omstandigheden kan vocht beperkend worden, terwijl onder nattere omstandigheden, als de meeste poriën met water zijn gevuld, zuurstof de beperkende factor kan zijn.

Voor de meeste microbiologische processen is een vochtgehalte overeenkomend met 60-80% van de vochtcapaciteit (maximaal vochthoudend vermogen) van de grond optimaal. Bij een dergelijk vochtgehalte zijn de poriën groter dan 30 µm met lucht en de poriën kleiner dan 30 µm met water gevuld. Dit vochtgehalte komt ongeveer overeen met veldcapaciteit (drukhoogte van -1 kPa). Waksman (1952) bepaalde de invloed van het vochtgehalte op de afbraak van veen en vond een optimum rond 70% van de vochtcapaciteit.

De meeste auteurs gebruiken de drukhoogte van het bodemvocht als maat voor het vochtgehalte in de relatie tussen bodemvochtgehalte en reductie van de afbraaksnelheid. Uit gegevens van verschillende onderzoekers (Allison, 1973; Orchard en Cook, 1983; Huet, 1983; Hansen et al., 1990) blijkt dat de optimale drukhoogte voor afbraak door micro-organismen moet worden gezocht in de range van -1,0 tot -1,5 kPa. Volgens Otten (1985) is een drukhoogte van -0,4 kPa een 'veilig maximum' voor de door hem gebruikte methode voor de bepaling van de afbraaksnelheid van veen. Deze methode, de ademhalingsmeting, is dezelfde als gebruikt in het in dit rapport beschreven onderzoek.

2.3.3 Zuurstofvoorziening

De zuurstofvoorziening is ten dele het complement van de vochtvoorziening: de poriën gevuld met water kunnen niet met lucht gevuld zijn en omgekeerd. Het optreden van anaërobie in de bodem is afhankelijk van het luchtgehalte, de vorm van de poriën en de grootte van de bodemaggregaten (Glinski en Stepeniewski, 1985; Bakker et al., 1987). De zuurstofvoorziening kan mede onder invloed van grondwaterstanden en door het uitvoeren van grondbewerkingen sterk variëren in de tijd. Ook bij een relatief hoog luchtgehalte kan zuurstoftekort voorkomen, namelijk als in de gasgevulde poriën het CO₂-gehalte ten opzichte van het O₂-gehalte te groot wordt.

De afbraak van organische stof leidt tot afname van het O_2 -gehalte in de bodemlucht. Dit proces treedt vooral op direct nadat gemakkelijk afbreekbare organische stof aan de bodem is toegevoegd. Bij de afbraak van dit materiaal wordt zoveel zuurstof verbruikt dat de aanvoer vanuit de atmosfeer ontoereikend kan worden. De soortensamenstelling van de microflora verschuift dan in de richting van CO_2 -tolerante schimmels.

Als het O_2 -gehalte in de bodemlucht verder daalt, kan partiële anaërobie optreden, waardoor meer anaërobe afbraakproducten kunnen worden gevormd (zuren en alcoholen). Sommige van deze producten zijn slecht voor de wortelontwikkeling. Bovendien

werken zij als gevolg van een pH-verlagend effect, remmend op de afbraak (zie 2.3.4). De overgebleven, niet volledig gemineraliseerde afbraakproducten zijn weer koolstof- en energiebron voor bijvoorbeeld methaanvormende bacteriën. Eindproducten van anaërobe afbraak zijn CO_2 , CH_4 en eenvoudige organisch zuren en alcoholen (Bouwman en Van der Hoek, 1991).

Hieronder volgen enkele voorbeelden van de vele reacties die kunnen optreden onder anaërobe omstandigheden. Evenals bij vergelijking (1) is hierbij uitgegaan van de omzetting van glucose.

Een voorbeeld van de vorming van een organisch zuur is de gisting van glucose tot melkzuur:

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2C_3H_6O_3$$
 + energie (3)

Door gisting kan onder anaërobe omstandigheden uit glucose ook ethanol ontstaan:

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2C_2H_5OH + 2CO_2 + \text{energie}$$
 (4)

Dit ethanol kan onder bepaalde omstandigheden worden omgezet in azijnzuur en methaan:

$$2C_{H_{a}}OH \rightarrow 2CH_{a}COOH + CH_{a} + \text{energie}$$
 (5)

Overigens kan CH₄ onder bepaalde omstandigheden ook direct uit glucose ontstaan.

Bovenstaande reactievergelijkingen vormen slechts een greep uit de veelheid van omzettingen van glucose onder anaërobe omstandigheden. Afhankelijk van de omstandigheden en uitgangsproducten kunnen veel verscheidene reacties optreden met evenveel eind- of tussenproducten.

Onder anaërobie treden ook processen op als denitrificatie en sulfaatreductie. Dit zijn processen waarin respectievelijk nitraat en sulfaat in plaats van zuurstof fungeren als elektronenacceptor. Ook bij deze processen wordt organische stof afgebroken, omdat de bacteriën die de processen bewerkstelligen een organischekoolstofbron nodig hebben voor de opbouw van hun cellen en als energiebron voor de reductie. Het proces van denitrificatie kan als volgt worden weergegeven:

$$5C_6H_1O_6 + 24NO_3 + 24H^+ \rightarrow 30CO_2 + 12N_2 + 42H_2O + energie$$
 (6)

Indien de beschikbaarheid van organisch substraat gering is en NO_3^- daarentegen relatief ruim voorhanden is, of als de zuurgraad van de bodem onder pH 6 komt, stijgt het relatieve aandeel van N_2O in de naar de atmosfeer ontwijkende gassen (Alexander, 1961). De denitrificatie waarbij N_2O wordt gevormd kan als volgt worden weergegeven:

....

$$C_{6}H_{12}O_{6} + 6NO_{3} + 6H^{+} \rightarrow 6CO_{2} + 3N_{2}O + 9H_{2}O + energie$$
 (7)

De sulfaatreductie volgt de reactie:

$$C_6H_{12}O_6 + 3SO_4^{2-} + 6H^+ \rightarrow 6CO_2 + 3H_2S + 6H_2O + energie$$
 (8)

Bovenstaande processen treden in principe na elkaar op volgens de wetten der thermodynamica. Deze wetten beschrijven de processen die na elkaar kunnen optreden bij een steeds lager wordende redoxpotentiaal van het milieu waarin ze plaatsvinden. Hieruit volgt een volgorde van 1) aërobe ademhaling, 2) denitrificatie, 3) gistingsprocessen als ethanol- en azijnzuurvorming, 4) sulfaatreductie en 5) methaanvorming (Bouwman en Van der Hoek, 1991).

Onder anaërobe omstandigheden verloopt volgens Hämäläinen (1991) het afbraakproces 100 tot 1000 maal langzamer dan onder aërobe omstandigheden. Bij wisselende aërobe/anaërobe omstandigheden worden producten die zijn gevormd in de anaërobe perioden versneld afgebroken in de aërobe perioden (Allison, 1973). In een milieu waarin deze perioden afwisselen, is de gemiddelde afbraak daarom aanzienlijk hoger dan het product van de aërobe afbraaksnelheid en het tijdsaandeel aërobie (Bakker, 1990).

2.3.4 Zuurgraad

In een neutraal milieu zijn meer bacteriën actief; naarmate het milieu zuurder wordt krijgen schimmels de overhand. Bacteriën groeien over het algemeen sneller en zetten een groter deel van de organische stof om in CO_2 . Verhoging van de pH tot 6 à 7 versnelt dan ook de afbraak. Onder zure en anaërobe omstandigheden, zoals die kunnen voorkomen in veengronden, kan de afbraaksnelheid zeer klein worden (Allison, 1973). Diverse andere auteurs vonden echter niet te verwaarlozen tot vrij hoge afbraaksnelheden in zuur veen (rond pH 3,5: Clymo, 1965; Heal et al., 1978; Verhoeven et al., 1990). Voor een uitgebreidere beschrijving van de invloed van de zuurgraad op de afbraaksnelheid wordt verwezen naar Hendriks (1991).

Harmsen en Van Schreven (1955) vonden maximale mineralisatie vanaf pH 6. Zij beschreven de invloed van de zuurgraad op de mineralisatiesnelheid met de volgende reductiefactor f_{pH} :

$$f_{pH} = 0.19 \,\mathrm{pH} - 0.17 \quad (\mathrm{pH} < 6)$$
 (9)

Omdat door andere onderzoekers een bijna identieke relatie is gevonden en omdat de relatie een gemiddelde geeft van in de literatuur gevonden extremen (Hendriks, 1991), is de verwachting dat de reductiefactor van Harmsen en Van Schreven (1955) een goede benadering vormt van de werkelijkheid (Hendriks, 1991). Deze relatie is gebruikt om de in dit onderzoek bepaalde afbraaksnelheden te corrigeren voor de zuurgraad.

2.3.5 Aard van het substraat

De aard van het substraat, die verandert naarmate het afbraakproces verder is verlopen (zie ook fig. 1), heeft invloed op de afbraaksnelheid ervan. Deze aard wordt bepaald door de fysische en chemische hoedanigheid van het veen.

De fysische eigenschappen van het veen kunnen bepalend zijn voor de invloedsfactoren temperatuur, vochtgehalte en zuurstofvoorziening (2.3.1 tot en met 2.3.3): in te fijn gestructureerd materiaal kan de afbraaksnelheid worden geremd door zuurstofgebrek terwijl in te grof gestructureerd materiaal deze kan worden geremd doordat niet voldoende vocht kan worden vastgehouden.

De chemische samenstelling beïnvloedt de afbraaksnelheid via:

- de samenstellende macromoleculaire verbindingen en hun onderlinge verwevenheid;
- de in het substraat aanwezig voedingselementen;
- de zuurgraad (zie 2.3.4).

In het verleden is onderzoek gedaan naar effecten van de chemische samenstelling van veen op de afbraaksnelheid ervan. Door Heal et al. (1978) zijn correlaties gevonden tussen het gehalte aan N, P, K, Ca en Mg. De correlaties tussen afbraaksnelheid en N en Ca blijken een significante correlatiecoëfficiënt te hebben (Hendriks, 1991). Ook hier moet weer, net als bij het concept van de 'kritische C/N-verhouding' (zie 2.2), de kanttekening worden geplaatst dat de gehalten aan stoffen in de fractie van het veen die wordt afgebroken waarschijnlijk meer van belang zijn dan de gehalten in de totale hoeveelheid organische stof.

Volgens Allison (1973) is de C/N-verhouding een goede index van wat er met organische stof gebeurt nadat deze aan de bodem is toegevoegd. Hij plaatst hierbij echter de kanttekening dat relaties tussen afbraaksnelheid en C/N-verhouding alleen kunnen worden gebruikt indien ook informatie beschikbaar is over de globale samenstelling van de organische stof. Als de relatie tussen afbraaksnelheid en C/N-verhouding wordt toegepast op materiaal dat een wezenlijk andere samenstelling heeft dan die waarvoor de relatie geldig is, kunnen de resultaten misleidend zijn.

Van Dijk (1982) en Hassink (1994) toonden ook een samenhang aan tussen afbraaksnelheid (k) en C/N-verhouding. Uit de data van Van Dijk kan worden afgeleid dat het verband tussen k en C/N-verhouding van organische stof in verschillende zandgronden onder bouwland kan worden beschreven met k = 0,028 - 0,001 C/N (8 < C/N < 18; geldend voor veldomstandigheden: T = gem. 9,5 °C, pH ≈ 6). Hassink beschrijft de relatie tussen k en C/N-verhouding van organische stof in de bovenste 10 cm van zandgronden onder grasland met k = 0,34 - 0,009 C/N (10 < C/N < 25; geldend voor laboratoriumomstandigheden: T = 20 °C, pH ≈ 6). Uit de grote verschillen tussen deze relaties volgt eveneens dat voorzichtigheid is geboden bij het toepassen van een relatie tussen k-waarde en C/N-verhouding die is afgeleid voor een bepaald soort organische stof onder bepaalde omstandigheden, op een andere soort organische stof onder andere omstandigheden.

Van Dijk (1982) maakt bij zijn waarnemingen de kanttekening dat de samenhang tussen k en C/N-verhouding alleen geldig is wanneer een evenwicht tussen aanvoer van vers materiaal en afbraak van humus is bereikt. Verder concludeert hij dat de samenhang tussen k en C/N-verhouding vooral wordt veroorzaakt doordat hoge C/Nverhoudingen in zandgrond vaak samengaan met hoge humusgehalten die op hun beurt weer samengaan met een relatief grote hoeveelheid 'oude', 'inactieve' humus. Ook Hassink verklaart de samenhang uit de grote hoeveelheid inerte organische stof die in zijn monsters in de vorm van houtskool aanwezig is.

Volgens Allison (1973) is de voorspellende waarde van de C/N-verhouding voor de afbraaksnelheid van relatief inert materiaal zoals zeekreeftschalen, ureumformaldehyde of venen laag. Dit in tegenstelling tot organische bestanddelen die snel en volledig afbreken zoals proteïnen, suikers en zetmeel. Ook Rubins en Bear (1942) geven aan dat de voorspellende waarde van de C/N-verhouding voor de afbraaksnelheid van ligninerijke (inerte) materialen laag is.

Toch worden door andere onderzoekers ook bij relatief ligninerijk veen relaties gevonden tussen afbraaksnelheid en C/N-verhouding. Twee van de drie door Murayama en Zahari (1991) onderzochte veensoorten vertonen een sterke samenhang tussen afbraaksnelheid en C/N-verhouding.

Hiervoor zijn verschillende verklaringen mogelijk. Janssen (1986) stelt dat bij de afbraak van een organischestoffractie met een C/N-verhouding van meer dan 30, anorganische stikstof moet worden onttrokken aan de omgeving. Dit betekent dat de afbraak kan worden geremd door hoge C/N-verhoudingen van het substraat indien niet voldoende anorganische stikstof aanwezig is in de directe nabijheid van de fracties die worden afgebroken, ook al lijkt in het totale substraat anorganische stikstof ruim voorhanden. Een andere verklaring is dat substraten met een hoge C/Nverhouding (in eerste instantie) vooral door schimmels worden aangepakt. Schimmels stellen lagere eisen aan de stikstofvoorziening dan bacteriën. Het aandeel van schimmels aan de afbraak is daarom hoger bij organische stof met een hoge C/Nverhouding dan bij organische stof met een lage C/N-verhouding. Schimmels vertonen echter een lagere activiteit dan bacteriën, zodat de afbraaksnelheid lager is naarmate het aandeel van schimmels aan de afbraak groter is (Hendriks, 1991).

2.4 De relatieve afbraaksnelheid van veen

Kortleven (1963) stelt dat van de in de bodem aanwezige organische stof per jaar een vaste fractie wordt afgebroken en als zodanig uit de bodem verdwijnt. Deze hypothese is uitgebreid getoetst. Afbraakformules opgesteld op basis van deze hypothese zijn voor praktische doeleinden redelijk geschikt gebleken. De bekendste van deze formules is die van Hénin-Dupuis (Hénin en Dupuis, 1945). Zij gaan niet uit van tijdsintervallen van één jaar, maar van oneindig kleine intervallen:

$$\frac{dY}{dt} = -kY \text{ of } \frac{dY}{Y} = -kdt$$
(10a)

Integratie levert:

$$Y = Y_0 e^{-kt}$$
(10b)

met:

- Y = hoeveelheid organische stof per massaeenheid droge stof aanwezig op tijdstip t (g.g⁻¹);
- Y_0 = hoeveelheid organische stof aanwezig op tijdstip t = 0 (g.g⁻¹);
- k = relative afbraaksnelheid (jaar⁻¹);

t = tijd (jaar).

Vergelijking (10) beschrijft de afbraak van organische stof als een eerste-orde-proces: de afname van de hoeveelheid organische stof (-dY) in een tijdsinterval (dt) is gelijk aan de fractie k van de aanwezige hoeveelheid organische stof (Y). De hoeveelheid organische stof die per tijdseenheid wordt afgebroken, is recht evenredig met de hoeveelheid materiaal die nog over is. De constante k staat voor de hoeveelheid organische stof die verdwijnt in relatie tot de aanwezige hoeveelheid organische stof en wordt daarom 'relatieve' afbraaksnelheid genoemd. Afbraak impliceert hier het verdwijnen van organische stof uit de bodem als koolzuurgas naar de lucht.

De grootte van de relatieve afbraaksnelheid is afhankelijk van de aard van het betreffende organische materiaal en kan variëren van minder dan 0,001 jaar⁻¹ voor resistent materiaal tot 1-5 jaar⁻¹ voor gemakkelijk afbreekbaar materiaal. In 2.4.1 wordt ingegaan op verschillende meetmethoden voor de bepaling van de afbraaksnelheid. Waarden voor de afbraaksnelheid van veen en andere materialen worden gegeven in 2.4.2.

2.4.1 Meetmethoden

In het verleden zijn op verschillende manieren bepalingen uitgevoerd van de relatieve afbraaksnelheid van organische stof (Clymo, 1983):

- directe bepaling van het verlies aan massa van de organische stof;
- directe bepaling van de ontwikkeling van gassen die ontstaan bij de afbraak;
- indirecte schatting aan de hand van verandering van de eigenschappen van standaardmaterialen.

Bij de eerste methode wordt een substraat gedurende een zekere periode blootgesteld aan afbraak, waarbij het gewichtsverlies van de organische stof over die periode wordt gemeten. Uit het gewichtsverlies als fractie van het oorspronkelijke gewicht en de lengte van de afbraakperiode kan de gemiddelde relatieve afbraaksnelheid voor die periode worden bepaald. In deze categorie van methoden bevinden zich de meest gebruikte. Meestal wordt de bepaling in het veld uitgevoerd, soms in composthopen of in het laboratorium. In het veld wordt het substraat in de minerale bodem ondergeploegd of het wordt in een netje ('litter bag') ingegraven in de bodem, meestal dezelfde bodem waaruit het sustraat is gehaald of waarop het heeft gegroeid. De laatste methode is de meest gebruikte voor veensubstraten en veenplanten.

Bij de tweede methode worden de C-houdende gassen die ontstaan bij de afbraak van een substraat over een bepaalde periode gemeten. Onder aërobe condities is dat CO_2 en onder anaërobe condities zijn dat CO_2 en CH_4 . De hoeveelheid ontwikkeld gas is een maat voor de hoeveelheid afgebroken organisch materiaal. Uit de hoeveelheid afgebroken materiaal per tijdseenheid kan de relatieve afbraaksnelheid worden berekend. Ook deze categorie van methoden wordt zowel in het veld als in het laboratorium uitgevoerd.

De derde methode berust op het meten van de verandering in de reksterkte van repen katoen die zijn ingegraven in de bodem (Heal et al., 1974). Door ijking aan resultaten van andere meetmethoden wordt de verandering van de reksterkte een (niet erg betrouwbare) maat voor de afbraaksnelheid in de betreffende bodem onder de heersende omstandigheden. Een vergelijkbare methode is die waarbij vellen standaardcellulose in de bodem worden ingegraven en hun gewichtsverlies in de tijd wordt gemeten.

Het principe van de in dit onderzoek gebruikte meetopstelling berust op het doorleiden van een gas door een ongestoord veenmonster en het bepalen van het zuurstofverbruik en de koolzuurproductie aan de hand van het verschil in gehalten tussen in- en uitstromend gas (tweede methode). Omdat zuurstofverbruik en koolzuurproductie tegelijkertijd worden gemeten wordt de methode 'ademhalingsmeting' genoemd. Otten (1985) bereikte met deze meetopstelling na ongeveer 40 dagen voor de meeste monsters een min of meer stabiel zuurstofverbruik en stabiele koolzuurproductie. De koolzuurproductie bij deze 'stabiele situatie' werd gebruikt om de relatieve afbraaksnelheid te bepalen. Anderen zoals Edwards (1982), De Vaan (1987) en Warringa (1987) maakten gebruik van hetzelfde principe.

- Deze methode bezit een aantal voordelen ten opzichte van de andere twee methoden:
 het vochtgehalte van de monsters wordt zodanig aangepast dat het optimaal is voor de afbraak (zie 2.3.2). De ademhalingsmeting geeft daardoor de potentiële relatieve afbraaksnelheid voor vochtgehalte en zuurstofvoorziening die geldt bij een bepaalde temperatuur. Met reductie- en correctiefactoren (zie 2.3) kan de gemeten snelheid worden omgerekend naar een afbraaksnelheid onder veldomstandigheden;
- er wordt gemeten aan ongestoorde monsters. Hierdoor is de met deze methode bepaalde relatieve afbraaksnelheid representatief voor de structuur onder veldomstandigheden. Doordat de monsters dezelfde structuur hebben als het veen in het veld worden lagere afbraaksnelheden gevonden dan met methoden waarbij bijvoorbeeld veen in zakjes wordt ingegraven (zie 2.4.2). Deze lagere afbraaksnelheden vormen een betere weergave van de in het veld optredende afbraaksnelheden;

- er kan continu worden gemeten zodat het afbraakproces in de tijd kan worden gevolgd;
- de gehalten aan vocht en nutriënten kunnen worden beheerst;
- verschillende gassen kunnen worden doorgeleid om respectievelijk aërobe, minder aërobe en anaërobe omstandigheden te creëren. Onder anaërobe omstandigheden bestaat, afhankelijk van het gebruikte draaggas, de mogelijkheid gehalten van eventueel gevormd CO_2 , CH_4 , H_2S , N_2 en N_2O te meten;
- er wordt informatie verkregen over de CO_2 -productie en de O_2 -consumptie. Dit geeft mogelijkheid tot controle van de meetgegevens en/of het analyseren van andere processen die spelen, zoals de O_2 -consumptie als gevolg van stikstofmineralisatie en oxidatie van gereduceerde zwavelcomponenten;
- er kan vóór, tijdens en aan het eind van de bepaling vocht aan de monsters worden onttrokken waarin de pH en de concentraties van verschillende componenten kunnen worden gemeten. Dit kan informatie geven over de relatie tussen de afbraak (Cmineralisatie) en de N- en P-mineralisatie, de verandering van de pH tijdens de afbraak en de oxidatie van zwavelverbindingen.

Nadeel van deze methode kan zijn dat de laboratoriumomstandigheden zo sterk verschillen van de veldomstandigheden dat in het laboratorium andere processen plaatsvinden dan in het veld, waardoor de afbraak wordt beïnvloed. Hierbij moet vooral worden gedacht aan een sterke daling van de zuurgraad door de oxidatie van organische stof en door de oxidatie van pyriet (of andere vormen van gereduceerd zwavel) waarbij zwavelzuur wordt gevormd. Deze daling wordt in het veld meer gebufferd door uitspoeling van zuur uit het profiel.

2.4.2 Waarden van de relatieve afbraaksnelheid

Tabel 1 geeft een indruk van de grootteorde van de relatieve afbraaksnelheid van verschillende soorten organische stof onder aërobe omstandigheden. Door de afbraak van organische stof neemt het gehalte aan resistente stoffen toe. Hierdoor neemt de afbraaksnelheid van de organische stof af in de tijd. De hypothese dat per jaar een vaste fractie organische stof worden afgebroken is dus niet helemaal juist (zie ook Hendriks, 1991).

Uit de tabel blijkt dat er grote verschillen zijn tussen de relatieve afbraaksnelheden van verschillende soorten organische stof. Ook valt een verschil te constateren tussen de verschillende meetmethoden. De uitkomsten van de meetmethode die bestond uit het meten van het gewichtsverlies van de organische na toediening van de organische stof aan bodem of composthoop liggen voor de beschouwde venen hoger dan de uitkomsten van de ademhalingsmeting.

Voor het grootste deel is dit verschil het gevolg van een verschil in meetmethode. Bij de monsters van Otten is de oorspronkelijk structuur intact gebleven, terwijl bij de andere venen de structuur van het veen is gebroken en structuurelementen zijn verkleind en beschadigd, met als gevolg een substraat dat gemakkelijker wordt afgebroken dan het oorspronkelijke. Daarnaast speelt de zuurgraad een rol. Voor de

Tabel 1 Relatieve afbraaksnelheid k (jaar¹) van diverse organische materialen onder aërobe
omstandigheden bij 9,5 °C, voor verschillende tijdsintervallen, berekend uit gegevens
van Kolenbrander (1969 en 1974) en Otten (1985) (naar: Hendriks, 1991)

Organische	Diepte (cm - mv)	Tijdsinterval (jaren na toediening)					Meetmethode ^a
materiaal		0-1	1-2	2-3	3-5	5-8	
Groene massa	_b	1,61	0,64	0,41	0,22	0,14	A
Stro	-	0,97	0,50	0,25	0,13	0,11	А
Boomloof	-	0,56	0,28	0,24	0,20	0,17	А
Stalmest	-	0,51	0,36	0,24	0,14	0,091	А
Sparrenaalden	-	0,33	0,27	0,22	0,16	0,057	Α
Zaagsel	-	0,29	0,17	0,15	0,15	0,13	Α
Veen 4 (?)	-	0,26	0,18	0,15	0,12	-	Α
Veen 3 (veenmos)	-	0,16	0,10	0,08	0,076	0,060	А
Veen 2 (veenmos)	-	0,094	0,074	0,067	0,060	0,046	А
Veen 1 (?)	-	0,041	0,032	0,027	0,023	0,018	А
Bosveen	0-16	0,013					В
	15-31	0,015					В
	21-37	0,011					В
	33-49	0,009					В
	43-59	0,015					В
	52-68	0,024					В
	63-79	0,028					В
	76-92	0,022					В
	79-95	0,017					В

^a meetmethode A is toediening van het materiaal aan de bodem of composthoop (Janssen, 1986) meetmethode B is de ademhalingsmeting (Otten, 1985)

b - = onbekend

monsters van Otten bedraagt de pH 4 (in monsters van de ondergrond) tot 5 (in monsters van de bovengrond). De zuurgraad in de bodem zal worden gebufferd rond pH 6. Verder is het mogelijk dat opgeloste organische stof uit de bodem of composthoop is gespoeld, waardoor de berekening van de relatieve afbraaksnelheid een te hoge waarde oplevert. Daarom kan worden geconcludeerd dat de ademhalingsmeting realistischere waarden geeft voor de relatieve afbraaksnelheid van een veenprofiel dan de methoden waarbij het veen als organische stof zonder de oorspronkelijke bodemstructuur aan een bodem wordt toegediend of in composthopen wordt gebracht.

Over afbraaksnelheden onder anaërobe omstandigheden is weinig bekend. Volgens de schaarse literatuur zijn deze 100 tot 1000 maal kleiner dan de afbraaksnelheden onder aërobe omstandigheden (zie ook 2.3.3).

3 Materialen en methoden

Naast de ademhalingsmeting aan ongestoorde veenmonsters worden in dit hoofdstuk ook de bepalingen besproken van diverse fysische en chemische grootheden aan gestoorde en ongestoorde veenmonsters. Achtereenvolgens komen aan de orde de monstername en -voorbehandeling (3.1), de bepalingen die zijn uitgevoerd in het kader van het ademhalingsonderzoek (3.2) en een beschrijving van de toegepaste meetmethoden (3.3).

3.1 Monstername en -voorbehandeling

De monsters voor het ademhalingsonderzoek zijn gestoken op de drie onderzoekspercelen van het 'Veenweide-onderzoek' (Hendriks, 1993). Voor dat onderzoek was het belangrijk veensoorten extreem in trofiegraad te onderzoeken. Daarom is gekozen voor veenmosveen (oligotroof) en bosveen (eutroof). Omdat de achtergrondbelasting aan nutriënten centraal stond in het 'Veenweide-onderzoek' moesten de onderzoekspercelen bovendien onbemest zijn of extensief worden gebruikt. Op grond van deze voorwaarden en aanvullende practische eisen zijn in het 'Veenweide-onderzoek' de volgende drie onderzoekspercelen gekozen:

- perceel in De Akmarijpsterpolder in Friesland; koopveengrond op veenmosveen (arm), natuurterrein;
- perceel in Donkse Laagten in Zuid-Holland; koopveengrond op bosveen (rijk), natuurterrein;
- perceel in de polder Wormer, Jisp en Nek in Noord-Holland; weideveengrond op veenmosveen (matig arm), extensief gebruikt.

Voor een beschrijving van de profielopbouw van de onderzoekspercelen wordt verwezen naar aanhangsel 1. De GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand) op de drie percelen bedroeg 60 à 65 cm - mv. Voor een meer uitgebreide beschrijving van de percelen wordt verwezen naar Hendriks (1993).

In juni 1991 is op elk perceel uit vijf lagen één ongestoord monster per laag gestoken tot een diepte van 100 cm. Per profiel werden monsters gestoken uit twee lagen beneden de GLG en uit drie lagen boven de GLG op de diepten zoals aangegeven in tabel 2. De monsters uit Friesland, Zuid-Holland en Noord-Holland werden gecodeerd met respectievelijk de codes A_i , D_i en W_i (i = 1-5; 1 = bovenste monster).

De monsters werden gestoken met monsterringen die waren gemaakt uit PVC-buizen. De inwendige diameter van de buis was 15,2 cm en de dikte van de wand 4 mm. De hoogte van de ringen bedroeg 16 cm, de inhoud 2903 cm³. Aan de zijkant bevatten de ringen in het midden twee afsluitbare gaatjes onder een hoek van 90° ten opzichte van elkaar om vocht aan de monsters te kunnen onttrekken en de drukhoogte in de monsters te kunnen meten. Door tijdens de monstername een metalen snijrand onder de monsterringen te zetten, werd voorkomen dat het veen werd

un de arte projieten						
Monstercode	Profiel					
	Α	D	W			
1	3-19	3-19	3-19			
2	22-38	24-40	25-41			
3	42-58	43-59	43-59			
4	63-79	62-78	65-81			
5	82-98	80-96	83-99			

Tabel 2 Codering en diepten (cm - mv) van de monsters uit de drie profielen

A = Akmarijpsterpolder

D = Donkse Laagten

W = Wormer, Jisp en Nek

ingedrukt. Deze snijkop diende ook om eventueel aanwezige vezels en stukjes hout in het veen af te snijden.

Om de monsters op de verschillende diepten te kunnen steken, werd een profielkuil gegraven. De zodelaag van ongeveer 3 cm werd eerst verwijderd, waarna de ring met de snijrand in de grond werd gedrukt. Vervolgens werd de ring uitgegraven en werd het grensvlak geëgaliseerd, waarna een rubber deksel op de boven- en onderkant werd gedaan. De gaatjes in de ring werden afgeplakt om verdamping van vocht en toetreding van zuurstof tegen te gaan.

De ongestoorde monsters werden overgebracht naar het laboratorium waar ze werden bewaard in de koelkast (4 °C). Monsters die onder de GLG vandaan kwamen werden onder water, dat afkomstig was van de drie percelen, in de koelkast bewaard. Omdat de monsters tijdens de monstername toch enigszins gestoord waren — waardoor de activiteit van de micro-organismen toeneemt — bleven zij enkele weken in de koelkast staan om de activiteit te remmen. Hiermee werd tevens bereikt dat de monsters uit de verschillende profielen — die op verschillende tijdstippen waren gestoken — dezelfde uitgangspositie hadden bij de start van de ademhalingsmeting.

Enkele weken na monstername werd vocht aan de monsters onttrokken om de initiële samenstelling ervan te kunnen analyseren. De monsters werden op een drukhoogte van -0,40 kPa gebracht om zeker te zijn dat de monsters in een optimale toestand voor zuurstofvoorziening waren (zie ook 2.3.2). Deze drukhoogte werd verkregen door de monsters op zandbakken te plaatsen met de juiste drukhoogte. Nadat de monsters de vereiste drukhoogte hadden, werden ze teruggeplaatst in de koelkast.

Behalve de ongestoorde monsters zijn op dezelfde diepten gestoorde monsters genomen om de chemische bodemkarakteristieken te kunnen bepalen. Deze monsters werden in het laboratorium ingevroren, waarna ze werden gevriesdroogd.



Fig. 2 Overzicht van de verschillende handelingen in de tijd

3.2 Uitgevoerde bepalingen

Het ademhalingsonderzoek bestond uit onderzoek aan ongestoorde en gestoorde veenmonsters. In deze paragraaf komen de diverse metingen en bepalingen aan de orde. Achtereenvolgens worden de metingen besproken die zijn uitgevoerd voor de bepaling van bodemkarakteristieken van de bestudeerde veensoorten (3.2.1), voor de bepaling van de afbraaksnelheden onder aërobe en anaërobe omstandigheden, en onder aërobe omstandigheden bij verschillende temperaturen (3.2.2), en voor het volgen van biochemische processen in het veen (3.2.3). In figuur 2 is een schematisch overzicht gegeven van de uitgevoerde handelingen in de tijd. Hierbij is de eerste dag waarop de aërobe afbraak van het veen werd gevolgd, dag 1 genoemd.

3.2.1 Bodemkarakteristieken van het veen

Ter nadere karakterisering van de veensoorten die in het ademhalingsonderzoek zijn gebruikt, zijn aan de ongestoorde monsters en gestoorde monsters enkele metingen uitgevoerd. Van de ongestoorde monsters is de volumieke massa bepaald nadat de afbraaksnelheid ervan was bepaald (zie 3.2.2).

Aan de gevriesdroogde gestoorde monsters zijn enkele bodemchemische karakteristieken bepaald. Deze karakteristieken betreffen de gehalten aan organische stof, totaal-C, organisch-N, organisch-P en pyriet, de kationenomwisselcapaciteit (CEC) en de initiële kationenbezetting. Aan enkele monsters is een $CaCO_3$ -bepaling uitgevoerd om de resultaten van de bepaling hiervan door het Bedrijfslaboratorium voor grond- en gewasonderzoek te Oosterbeek te toetsen (zie aanhangsel 1).

3.2.2 Afbraaksnelheden

De afbraaksnelheid van de organische stof in de ongestoorde monsters is in het laboratorium bepaald onder diverse omstandigheden. Achtereenvolgens worden in deze subparagraaf de metingen besproken van de afbraaksnelheid waarbij de zuurstofvoorziening optimaal was (3.2.2.1), er geen zuurstofvoorziening was (3.2.2.2) en de zuurstofvoorziening optimaal was en de temperatuur werd gevarieerd (3.2.2.3).

3.2.2.1 Aërobe afbraak

Op dag 1 (fig. 2) werden de ongestoorde monsters aan de meetopstelling gekoppeld voor de bepaling van de potentiële relatieve afbraaksnelheid (zie 2.4). De monsters werden doorgeleid met lucht (21 vol.-% zuurstof en 79 vol.-% stikstof). Het zuurstofen koolzuurgehalte van het uit de monsters stromende gas kon op ieder gewenst moment worden gemeten. Van één monster tegelijk konden het zuurstof- en koolzuurgehalte continu worden gemeten.

Na tien dagen werd gecontroleerd of de monsters volledig aëroob waren. Dit werd gedaan door na te gaan of de zuurstofconsumptie afnam bij het verlagen van het zuurstofgehalte van het doorstromende gas. Als dit gebeurt, zijn bepaalde (grote) structuurelementen nog anaëroob doordat ze nog teveel vocht bevatten (De Vaan, 1987). Van deze test werd gebruik gemaakt door het zuurstofgehalte van het doorstromende gas te verlagen tot 11 vol.-%. Dit had een verlaging van de zuurstofconsumptie tot gevolg. Dat betekende dat het vochtgehalte nog te hoog was; hetgeen ook bleek na het meten van de drukhoogten met een priktensiometer. Daarom werd vocht onttrokken aan de monsters met de bodemvochtmonsternemers (zie 3.3.3). Later werden de drukhoogten nogmaals gemeten en werd aan enkele monsters nog wat vocht onttrokken.

Nadat de monsters circa vijftig dagen met lucht waren doorgeleid, werden een min of meer stabiele zuurstofconsumptie en koolzuurproductie bereikt. Omdat in de koolzuurproductie van op elkaar volgende dagen nog kleine schommelingen optraden, werd het gemiddelde van de momentaan gemeten koolzuurproducties van drie dagen (dag 65, 66 en 67) gebruikt om de relatieve potentiële afbraaksnelheid van de organische stof in het veen te berekenen.

3.2.2.2 Anaërobe afbraak

Om de afbraak onder anaërobe omstandigheden te kunnen bestuderen, werd van dag 77 tot en met dag 98 in plaats van lucht helium door de monsters geleid. In het uit de monsters stromende gas werden tijdens deze periode naast de gehalten zuurstof en koolzuur ook eenmalig de gehalten lachgas en methaan bepaald. Helium werd drie weken doorgeleid, waarna weer werd overgeschakeld op lucht. De koolzuurproductie aan het eind van deze periode (het gemiddelde van de momentane metingen van dag 85, 92 en 98) werd gebruikt om de afbraaksnelheid onder anaërobie te berekenen.

3.2.2.3 Afbraak bij verschillende temperaturen

De temperatuur heeft een grote invloed op de afbraaksnelheid (zie 2.3.1). De afbraaksnelheden uit 3.2.2.1 en 3.2.2.2 gelden voor de temperatuur in het laboratorium van circa 20 °C. Om deze afbraaksnelheden te vertalen naar waarden die gelden bij de temperaturen in het veld, is het nodig de relatie tussen temperatuur en afbraaksnelheid te weten (Q_{10} -waarden, zie 2.3.1). Deze relatie is daarom voor de aërobe afbraak bepaald voor een voor Nederlandse omstandigheden realistisch temperatuurtraject (0 tot 20 °C).

Om deze bepaling te kunnen uitvoeren, is van dag 103 tot en met dag 126 aan negen monsters het effect op de koolzuurproductie bestudeerd van een stapsgewijze verlaging van de temperatuur van de monsters tot 0 °C.

3.2.3 Biochemische processen

Drie weken voordat de ongestoorde monsters aan de meetopstelling werden gekoppeld, werd er bodemvocht aan onttrokken om de initiële samenstelling hiervan te bepalen. Op respectievelijk dag 32, 70 en 94 werd voor de tweede, derde en vierde maal vocht onttrokken voor analyse van de samenstelling ervan. In het vocht zijn de pH en NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, Kjeldahl-N, ortho-P, totaal-P, SO₄²⁻ en TOC (totaal organische koolstof) bepaald. Door het bepalen van de concentraties van deze componenten werd verwacht inzicht te krijgen in biochemische processen die tijdens de afbraak van de organische stof in de veenmonsters optraden (vooral N- en P-mineralisatie).

3.3 Meetmethoden

In deze paragraaf worden de in het ademhalingsonderzoek gebruikte meetmethoden beschreven. Achtereenvolgens komen aan de orde de metingen aan bodemmateriaal voor de bepaling van de bodemkarakteristieken (3.3.1), aan bodemgassen voor de bepaling van de afbraaksnelheden (3.3.2) en aan bodemvocht voor het volgen van biochemische processen (3.3.3).

3.3.1 Metingen aan bodemmateriaal voor de bepaling van bodemkarakteristieken

Fysische bepalingen

De volumieke massa van de ongestoorde veenmonsters is bepaald door deze na de ademhalingsmetingen te drogen in een geventileerde droogstoof bij een temperatuur van 60 °C. Er werd doorgegaan met drogen tot per etmaal een gewichtsverlies optrad van minder dan 1 g (< 0,05% van het initieel aanwezige vocht). Uit het droge gewicht en het volume werd de volumieke massa van de veenmonsters berekend.

Chemische bepalingen

Het gevriesdroogde bodemmateriaal is geanalyseerd op organische stof, totaal-C, organisch-N, organisch-P, pyriet, CEC en initiële kationenbezetting, en CaCO₃. Het organischestofgehalte is bepaald uit het gloeiverlies bij 500 °C (NEN 5754). Totaal-C en organisch-N zijn bepaald bij DLO-Instituut voor Plantenziektenkundig Onderzoek met een 'Elementary C and N Analyser'. Gehalten aan C en N in andere vorm dan in organische stof zijn naar verhouding verwaarloosbaar klein. Totaal-P is bepaald door een destructie in Fleischmanzuur gevolgd door een totaal-P-bepaling in het destruaat op de ICP (zie 3.3.3, tabel 3). Organisch-P is vervolgens bepaald door de totaal-P-gehalten te corrigeren voor de fosfor die aan aluminium en ijzer gebonden was (Schoumans, 1997).

Pyriet is ontsloten volgens de methode volgens Breeuwsma en Wallenburg (Bouter en Ritsema, 1989), waarna totaal-Fe is gemeten met de ICP (zie tabel 3). De CEC en initiële kationenbezetting zijn bepaald met de ongebufferde $BaCl_2$ -methode (intern voorschrift DLO-Staring Centrum) waarbij de extracten zijn gemeten met de ICP (zie tabel 3). De CaCO₃-bepaling is uitgevoerd met de methode volgens Scheibler (NEN 5757).

3.3.2 Metingen aan bodemgassen voor de bepaling van afbraaksnelheden

Voor de metingen aan de bodemgassen is gebruik gemaakt van twee vormen van metingen. Zuurstof en koolzuur zijn gemeten door het uit de monsters stromende gas direct door de meetapparatuur te leiden; lachgas en methaan door een monster te nemen van het uit de monsters stromende gas en dit vervolgens te analyseren.

Vóór de meting van de ademhaling werden de monsters aan de boven- en onderkant voorzien van een PVC-deksel met een gaatje voor aan- en afvoer van gas. De deksels werden luchtdicht afgesloten met strak om de ringen en de deksels gewikkelde 'Parafilm'. De meetopstelling is schematisch weergegeven in figuur 3. Voor de aanvoer van gas werd een gasfles gebruikt met een druk van circa 20 000 kPa. De druk werd door twee in serie geschakelde drukregelaars gereduceerd tot een druk van 1,67 kPa. Het gas werd met parallel geschakelde weerstandjes, gemaakt uit glascapillairen, gelijkmatig over de monsters verdeeld, zodanig dat de doorvoersnelheid circa 11 ml.min⁻¹ per monster bedroeg. Het gas stroomde via een slangetje dat met een stopje in het gat in het onderste deksel was bevestigd, de onderkant van de monsters binnen en stroomde vrij uit via een slangetje van 10 cm lengte in het bovenste deksel.

Het instromende droge gas bevatte waterdamp als het het monster verliet. Omdat voor de bepaling van de zuurstofconsumptie en de koolzuur-, lachgas- en methaanproductie het gehalteverschil tussen in- en uitstromend gas werd gemeten, werd een blanco als referentie gebruikt. Als blanco fungeerde een buisje gevuld met vochtig filtreerpapier, bevestigd aan een extra glascapillair. Hierdoor werden eventuele invloeden van waterdamp op de meting geminimaliseerd. Uitdroging van de monsters tijdens de meting door het doorleiden van de droge gassen was verwaarloosbaar (minder dan 10 ml vochtverlies in 100 dagen).



Fig. 3 Schematische voorstelling van de meetopstelling

De weerstand van de glascapillairen werd bepaald met een debietmeter zoals die in laboratoria wordt gebruikt (buret met zeepbel). De hoeveelheid gas die per tijdseenheid door de weerstand stroomde, was ongeveer recht evenredig met het drukverschil over de weerstand. Om tijdens de meting gelijkblijvende stroomsnelheden te waarborgen, werd daarom de druk op een constante waarde gehouden. De controle van deze druk gebeurde met een waterkolom die constant op het systeem was aangesloten. Tijdens de ademhalingsmetingen werd vóór elke meting de debietmeting aan het uitstromende gas herhaald om de weerstand te controleren. Ook de gasdichtheid van de monsterringen werd getest door het instromende en het uitstromende debiet regelmatig te vergelijken.

De temperatuur in het laboratorium waar de ademhalingsmetingen werden uitgevoerd, werd continu gemeten. Luchtdrukken werden overgenomen uit de gepubliceerde maandoverzichten van weergegevens van de vakgroep Meteorologie van de Landbouwuniversiteit Wageningen. Temperatuur en luchtdruk zijn beide van invloed op de bepaling van de afbraaksnelheid uit de ademhalingsmetingen.

Zuurstof en koolzuur

Om het uitstromende gas te kunnen analyseren op zuurstof en koolzuur werd het via een bemonsteringsslang die beurtelings aan de verschillende monsters kon worden gekoppeld, naar de ingang van de zuurstofmeter geleid. De uitgang van de zuurstofmeter was verbonden met een koolzuurmeter. Na de koolzuurmeting stroomde het gas vrij uit in het laboratorium (zie fig. 3).

De zuurstofmeting gebeurde met een 'Precision Oxygen Analyser' (Taylor Servomex, 1972). De meting is gebaseerd op een eigenschap die zuurstof onderscheidt van veel

andere gassen (paramagnetisme). De zuurstofmetingen werden geregistreerd op een schrijver. Het zuurstofapparaat werd na elke meting geijkt aan zuiver koolzuurgas (0 vol.-% zuurstof) en lucht (21 vol.-% zuurstof). Tussen de zuurstofgehalten van deze twee gassen werd lineariteit verondersteld. De nauwkeurigheid van de meter bedroeg 0,03 vol.-% O₂.

De koolzuurmeting gebeurde met een 'Nichtdispersive Infrarod-Analyser' (Hartmann und Braun, 1985). Deze meting is gebaseerd op de eigenschap dat meeratomige, niet elementaire gassen infrarode straling met golflengten tussen 2,5 μ m en 12 μ m absorberen. Ook de koolzuurmetingen werden geregistreerd op de schrijver. Het koolzuurapparaat is eenmaal geijkt wat volgens de handleiding bij het apparaat voldoende is (Hartmann und Braun, 1985). De nauwkeurigheid van de meter bedroeg 0,005 vol.-% CO₂.

Lachgas en methaan

Om het uitstromende gas te analyseren op lachgas (N_2O) en methaan (CH_4) werd eenmaal een monster van dit gas genomen. Deze monstername werd uitgevoerd door in een glazen monsterflesje (15 ml) dat was afgedicht met een septum twee injectienaalden te steken. De ene injectienaald werd verbonden met het te bemonsteren veenmonster. De andere diende om het in de flesjes aanwezige gas te kunnen laten uitstromen. Hierdoor werd het flesje gespoeld met het uit het veenmonster stromende gasmengsel. Dit werd 10 minuten volgehouden waarna beide injectienaalden gelijktijdig uit het septum werden getrokken.

De gaschromatografen waarmee lachgas en methaan werden gemeten, hadden een detectiegrens van respectievelijk 0,02 en 0,001 vol.-%.

Metingen bij verschillende temperaturen

Van elke veensoort werden het bovenste, het middelste en het onderste monster uit het profiel in een klimaatkast geplaatst. De monsters werden doorgeleid met lucht die met slangen werd aangevoerd door een opening in de klimaatkast. Het uit de monsters stromende gas werd met slangen weer uit de klimaatkast naar de koolzuurmeter geleid.

De koolzuurproductie is gemeten bij 19,5, 10,5, 5,5, 3,2, 1,7 en 0 °C. Elke temperatuur werd drie dagen gehandhaafd, waarna een nieuwe temperatuur werd ingesteld. Er werd ruim een week bij de laagste temperatuur (0 °C) gemeten om eventuele tijdsafhankelijkheid van de temperatuuraanpassing aan te kunnen tonen.

3.3.3 Metingen aan bodemvocht voor het volgen van biochemische processen

Bodemvocht werd aan de monsters onttrokken met behulp van 'Rhizon Bodemvochtmonsternemers' (Meijboom en Van Noordwijk, 1991). Dit zijn chemisch

componential						
Component	Apparaat	Norm/richtlijn	Detgrens (mg.l ⁻¹)	Max. bewaartijd		
pН	pH-meter	NEN 611	n.v.t.	1	uur	
NO ₃	spectrofotometer	iv SC	0,02	24	uur	
NH_4^+	spectrofotometer	iv SC	0,02	48	uur	
Kj-N	destructie/spectrofotom.	iv SC	0,5	48	uur	
Ortho-P	spectrofotometer	iv SC	0,01	24	dagen	
Totaal-P	ICP/AES	iv SC	0,05	7	dagen	
SO₄²-	ICP/AES	iv SC	5,0	24	uur	
тос	TOC/IC-analyser	NPR 6522	1,0	24	uur	

 Tabel 3 Bepalingsmethoden, detectiegrenzen en maximale bewaartijden van de bepaalde componenten

ICP/AES = inductief gekoppeld plasma / atomaire emissie spectrometer

NEN = Nederlandse eenheids normering

NPR = Nederlandse praktijk richtlijn

iv SC = intern voorschrift Staring Centrum

inerte, poreuze slangetjes met een diameter van 2,5 mm en een poriëngrootte van 0,2 μ m (dood volume 0,5 ml). De slangetjes werden in voorgeprikte gaatjes in de monsters geduwd. De bodemvochtmonsternemers werden aangesloten op glazen kolfjes (100 ml) waarin met een waterstraalpomp een onderdruk werd aangebracht. Het geheel werd gespoeld door de eerste 2 ml onttrokken vocht weg te gooien. Wanneer de kolfjes ongeveer 50 ml vocht bevatten, werden ze afgekoppeld. De kolfjes bleven, afhankelijk van de toestroomsnelheid, 1 à 2 dagen aangesloten. De hoeveelheden onttrokken vocht werden bepaald uit het verschil in massa van de gevulde en ongevulde kolfjes.

Uit de veenmonsters van de bovenste bodemlagen van de profielen werd regelmatig lucht mee aangezogen. Deze monsters waren kleiiger en hielden daardoor het vocht beter vast. De kolfjes aan deze monsters moesten meer dan eenmaal op onderdruk worden gebracht.

Nadat de kolfjes met onttrokken vocht waren gewogen, werd zo snel mogelijk de pH van het vocht gemeten. Hierna werd een deel van het onttrokken vocht in aparte kolfjes gebracht en met geconcentreerd zwavelzuur van 18 mol. l^{-1} aangezuurd tot pH 2 om te voorkomen dat fosfaat- en ijzerzouten zouden neerslaan. Alle monsters werden in de koelkast bewaard.

In de niet-aangezuurde monsters zijn $NO_3^{-}N$, $NH_4^{+}-N$, $SO_4^{2^{-}}$ en TOC (totaal organische koolstof) bepaald. In de aangezuurde monsters zijn Kjeldahl-N, ortho-P en totaal-P bepaald. De methoden waarmee deze componenten werden bepaald, de detectiegrenzen van deze methoden en de maximale bewaartijd van de componenten zijn opgenomen in tabel 3.
4 Resultaten en discussie

In dit hoofdstuk worden de resultaten van het ademhalingsonderzoek besproken en bediscussieerd. Eerst wordt in 4.1 ingegaan op de bodemfysische en -chemische bepalingen die aan de verschillende monsters zijn uitgevoerd. Vervolgens wordt in 4.2 de afbraaksnelheid van veen onder verschillende omstandigheden beschreven. Tenslotte komen in 4.3 enkele biochemische processen die tijdens de afbraak een rol spelen aan de orde. Dit zijn vooral de stikstof- en fosformineralisatie.

4.1 Bodemkarakteristieken van het veen

Fysische karakteristieken

Tabel 4 geeft de volumieke massa van de ongestoorde monsters, zoals bepaald aan het einde van de ademhalingsmetingen. Tevens bevat deze tabel het 'gewogen gemiddelde' vochtgehalte en de drukhoogte van de monsters gedurende de ademhalingsmetingen. Met 'gewogen gemiddeld' wordt hier bedoeld dat bij het middelen van de verschillende vochtgehalten en drukhoogten rekening is gehouden met de lengte van de periode waarop de afzonderlijke metingen betrekking hebben. Hiervoor is de periode van dag 1 tot en met dag 70 in beschouwing genomen. Voor het vochtgehalte en de drukhoogte op de afzonderlijke dagen wordt verwezen naar aanhangsel 2.

Monstercode	Volumieke massa (g.cm ⁻³)	Vochtgehalte (cm ³ .cm ⁻³)	Drukhoogte (kPa)	
A,	0,519	0,662	-0,49	
A ₂	0,193	0,777	-0,57	
A ₃	0,124	0,763	-0,62	
A	0,096	0,786	-0,37	
A ₅	0,115	0,792	-0,41	
D ₁	0,605	0,660	-0,64	
D_2	0,211	0,733	-0,49	
D ₃	0,176	0,792	-0.52	
D_4	0,148	0,728	-0,39	
D ₅	0,142	0,742	-0,46	
W ₁	0,581	0,596	-0,69	
W ₂	0,188	0,736	-0,55	
W,	0,14 9	0,816	-0,56	
₩́₄	0,120	0,795	-0,48	
W ₅	0,138	0,799	-0,47	

Tabel 4 Volumieke massa, gemiddeld vochtgehalte en gemiddelde drukhoogte van de veenmonsters

voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

In het algemeen is de volumieke massa in de bovenste laag relatief hoog vanwege het grote aandeel aan minerale delen. Bij het bepalen van de volumieke massa na afloop van de ademhalingsmetingen viel het op dat de monsterringen, die in het veld geheel gevuld waren, nog waren gevuld tot ongeveer 0,5 cm onder de rand. Deze daling van het veenoppervlak is nagenoeg volledig veroorzaakt door krimp als gevolg van het onttrekken van vocht.

Het vochtgehalte in de monsters varieert van 0,6 cm³.cm⁻³ in de monsters uit de bovenste profiellagen tot 0,8 cm³.cm⁻³ in de monsters die onder de GLG vandaan kwamen. Hoewel is geprobeerd de drukhoogten in de monsters onderling ongeveer gelijk te houden, is te zien dat de drukhoogte over het algemeen iets toeneemt met de diepte. De gemiddelde drukhoogte varieert van -0,37 tot -0,69 kPa. Deze drukhoogten garanderen dat de monsters tijdens de ademhalingsmetingen in een voor zuurstofvoorziening optimale toestand zijn (zie ook 2.3.2).

Chemische karakteristieken

De resultaten van de chemische bepalingen aan de gestoorde monsters zijn gegeven in tabel 5. Het massapercentage organische stof is in de bovenste laag rond 30 en neemt toe met de diepte tot 95. Hoewel in de monsters die uit de diepere lagen van de profielen afkomstig zijn het organischestofgehalte veel hoger is dan bovenin, blijkt na vermenigvuldiging van de gehalten met de volumieke massa's (tabel 4) dat de bovenste monsters, absoluut gezien, per volume-eenheid de meerste organische stof bevatten en dat deze absolute hoeveelheden afnemen met de diepte. Hoewel de toplaag op de drie locaties uit venige klei en de ondergrond uit veen bestaat, bevatten de toplagen per volume-eenheid dus — tegen de verwachting in — meer organische stof. Dit is te verklaren uit de veel hogere porositeit van de diepere monsters ten opzichte van de toplagen. Ook de overige in tabel 5 opgenomen parameters dienen in dit licht te worden geïnterpreteerd.

Opvallend is dat het massapercentage koolstof van de organische stof in de bovenste laag van elke locatie rond 49 ligt, terwijl de percentages in de diepere lagen rond 55 schommelen. Dit verschil is te verklaren uit het relatief grote aandeel 'vers' organisch materiaal in de organische stof van de bovenste profiellaag (zie ook 2.2). Bijna alle C-gehalten zijn lager dan de in de literatuur vaak gebruikte waarde van 58 massa-% voor organische stof (Janssen, 1986). Hieruit blijkt het belang van de bepaling van het C-gehalte voor de bepaling van de afbraaksnelheid (zie 4.2.1).

Het stikstofgehalte van de droge stof ligt rond 1,0, 2,5 en 1,5 massa-% in respectievelijk de A-, D-, en W-monsters. Er bestaat een duidelijke relatie tussen de trofiegraad en de stikstofrijkdom van het veen: het eutrofe veen bevat meer stikstof dan het oligotrofe (zie ook 2.1). De W-monsters nemen een tussenpositie in. Dit bevestigt dat de A- en W-monsters uit verschillende soorten veenmosveen bestaan (zie 3.1).

De A-monsters vertonen een duidelijk toename van de C/N-verhouding met de diepte (16-53). Ook in de W-monsters neemt de C/N-verhouding duidelijk toe

Monster- code ^b	Org.stof (%) ^d	Org.stof (g.cm ⁻³) ^c	TotC (%) ^d	C in o.s. (%) ^e	OrgN (%) ^d	OrgP (%) ^d	Pyriet (%) ^d	C/N (-)	C/P (-)
A ₁	33,3	0,173	17,1	51,4	1,09	0,011	1,26	15,7	1555
A ₂	65,5	0,126	35,4	54,0	1,19	0,015	1,85	29,7	2360
A ₃	91,0	0,113	50,4	55,4	1,16	0,026	2,48	43,4	1938
A ₄	94,4	0,091	51,5	56,1	0,97	0,023	2,24	53,1	2239
A ₅	95,4	0,110	53,0	55,6	1,00	0,046	2,73	53,0	1152
D_1	29,5	0,178	13,8	46,8	1,23	0,076	1,93	11,2	182
D ₂	68,0	0,143	39,9	58,7	2,53	0,055	1,07	15,8	725
D_3	78,7	0,139	43,6	55,4	2,54	0,013	2,13	17,2	3354
D_4	78,6	0,116	41,6	52,9	2,55	0,010	3,88	16,3	4160
D,	70,4	0,100	39,3	55,8	2,44	0,018	1,14	16,1	2183
W ₁	37,1	0,216	18,2	49,1	1,43	0,062	1,31	12,7	294
W ₂	72,0	0,135	39,3	54,6	1,64	0,034	1,47	24,0	1156
W,	76,8	0,114	45,7	59,5	1,55	0,028	1,47	29,5	1632
W ₄	93,2	0,112	49,2	52,8	1,06	0,012	0,23	46,4	4100
W ₅	92,5	0,128	52,4	56,6	1,37	0,010	0,18	38,2	5240

Tabel 5 Massa-percentage organische stof, totaal-C, C in organische stof, organisch-N, organisch-P en pyriet, en de C/N- en C/P-verhoudingen van de veenmonsters^a

^a waarden zijn gemiddelde van duplo's, behalve bij organisch-P en pyriet

^b voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

^c waarden zijn product van massapercentage organische stof en volumieke massa (tabel 4)

^d g.g⁻¹ droge stof

^e g.g⁻¹ organische stof

met de diepte (13-46), hoewel minder geprononceerd dan in de A-monsters. Bij de D-monsters is de toename met de diepte van de C/N-verhouding veel minder duidelijk. Hier springt het eerste monster eruit met een relatief lage waarde van 11. De C/N-verhoudingen van de overige D-monsters verschillen onderling minder en liggen rond 16.

De toename van de C/N-verhouding met de diepte strekt zich bij de verschillende veensoorten uit tot de GLG (D-monsters) of tot net onder de GLG (A- en W-monsters). Onder de GLG, van het vierde naar het vijfde monster, neemt de C/N-verhouding af. Dit komt overeen met de bevindingen van Malmer en Holm (1984) die vonden dat de C/N-verhouding van niet ontwaterd veenmosveen afneemt met de diepte. Het onder de GLG afnemen van de C/N-verhouding met de diepte wordt veroorzaakt door de toename van de graad van afbraak met de diepte, waardoor in diepere lagen relatief meer organisch-C dan -N uit het substraat is verdwenen (zie ook 4.3.2). Boven de GLG neemt de graad van afbraak juist af met de diepte waardoor de C/N-verhoudingen toenemen.

Het verschil in stikstof- en fosforrijkdom van de bovenste laag (laag 1, de wortelzone) tussen de drie percelen hangt samen met de historie van de percelen. Het perceel in Donkse Laagten is tot 1984 intensief voor landbouw gebruikt. Daarna is het niet meer bemest of beweid. Door het landbouwkundig gebruik is een nutriëntenrijke organische stof gevormd in de wortelzone. Na zeven jaar niet bemest te zijn, is deze nutriëntenrijkdom nog steeds aanwezig. Het perceel in Wormer, Jisp en Nek is altijd extensief voor landbouw gebruikt. Tot en met 1991 is het extensief beweid en bemest. Het perceel in de Akmarijpsterpolder is tot 1974 extensief gebruikt en daarna niet meer bemest en beweid. Door het extensieve gebruik en de langere periode zonder bemesting (17 jaar), en door het lagere stikstofgehalte van het oorspronkelijke veen, is de organische stof van de wortelzone minder rijk aan nutriënten dan in beide andere percelen.

De C/N-verhoudingen geven een indicatie voor de mogelijkheid van stikstofmineralisatie bij de afbraak van het veen. Volgens het concept van de kritische C/N-verhouding (zie 2.2), zal in de D-monsters netto N-mineralisatie optreden in alle lagen, en in de A- en de W-monsters alleen in de bovenste lagen. De Nmineralisatie van veen is echter niet zo eenvoudig te beschrijven en zal waarschijnlijk sterk afwijken van dit theoretische gedrag. De belangrijkste reden hiervoor is dat de organische stof in veen niet uniform van samenstelling is. Slechts een kleine fractie van de organische stof is gemakkelijk afbreekbaar. De C/N-verhouding van het gedeelte dat gemakkelijk kan worden afgebroken, kan lager zijn dan de C/N-verhouding van de organische stof in zijn geheel. In principe kan hierdoor ook in de onderste lagen van de veenmosveenprofielen netto N-mineralisatie optreden (zie ook 4.3.2).

Het fosforgehalte van de droge stof varieert van 0,010 tot 0,076 massa-%. De gehalten oxalaat-extraheerbare fosfor die nodig zijn om het totaal-P-gehalte te corrigeren om tot het organisch-P-gehalte te komen, variëren van 0 tot 0,06 massa-%. Hieruit blijkt het belang van deze correctie (zie ook 3.3.1). Enkele van de in tabel 5 opgenomen C/P-verhoudingen zijn nog hoger dan de door Hendriks (1991) in de literatuur gevonden waarden voor C/P-verhoudingen van veen van 300-2500. Monster W₅ heeft met 5240 de hoogste C/P-verhouding. Opvallend is de grote variatie tussen de veensoorten onderling in C/P-verhoudingen van de echte veenlagen (lagen 2 t/m 5). Er is geen eenduidig verband tussen de C/N- en C/P-verhoudingen van het veen gevonden. Het eutrofe bosveen heeft een lager fosforgehalte dan het oligotrofe veenmosveen van de Akmarijpsterpolder. Uitzondering hierop vormt laag D₂. Het relatief hoge fosforgehalte is hier waarschijnlijk het gevolg van de intensieve bemesting in het verleden. De veenmosvenen onderling verschillen eveneens sterk in fosforgehalte. Blijkbaar heeft de trofiegraad meer betrekking op het stikstof- dan op het fosforgehalte. In alle profiellagen zal volgens het concept van de kritische C/P-verhouding P-immobilisatie optreden. Hier geldt echter dezelfde kanttekening als bij de N-mineralisatie.

Het pyrietgehalte van de droge stof ligt tussen 0,18 en 3,88 massa-% en is dus niet verwaarloosbaar. Het hoogste gehalte is gevonden in monster D_4 . Uit de analyseresultaten kunnen geen eenduidige verbanden tussen de verschillende percelen of monsterdiepten worden afgeleid. Ook bij de pyrietgehalten speelt het effect van de lage volumieke massa's in de ondergrond een rol.

In tabel 6 worden de initiële CEC, kationenbezetting en basenverzadiging gegeven van de monsters van de verschillende diepten. De CEC van de monsters ligt in de orde van grootte van wat te verwachten valt op grond van het organischestofgehalte en de pH (Helling et al., 1964). De CEC neemt toe met de diepte. Deze toename is het gevolg van de toename van het organischestofgehalte.

Monster-	Katio	nenbeze	tting	(cmol+	.kg ⁻¹)				CEC		BV
code ^a	Ca	Mg	К	Na	A 1	Mn	Fe	totaal	(cmol+.kg ⁻¹) (cmol+.m ⁻³) ^b	(%)
A ₁	16	9	0	2	4	0	1	32	78	40	41
A ₂	35	19	0	6	1	1	2	64	109	21	59
A ₃	30	27	0	11	0	1	1	70	114	14	61
A ₄	32	28	0	14	0	1	1	76	112	11	68
A ₅	-c	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D_1	39	3	0	1	1	0	0	44	60	37	73
D_2	93	5	0	1	1	1	1	102	105	22	97
D_3	105	7	0	1	0	1	0	114	112	20	102
D_4	120	9	0	1	0	1	0	131	103	15	127
D ₅	101	8	0	1	0	1	0	111	92	13	121
W,	32	7	1	3	1	1	0	45	83	48	54
w,	63	1	0	4	1	0	0	69	82	15	84
w,	76	15	0	4	1	1	0	97	92	14	105
W ₄	59	19	0	7	0	0	0	85	101	12	84
W ₅	67	24	0	6	0	1	0	98	106	15	92

Tabel 6 Kationenbezetting en CEC (ongebufferde BaCl₂), en basenverzadiging (BV)

^a voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

^b waarden zijn product van CEC per massa-eenheid en volumieke massa (tabel 4)

^c - = analyse mislukt

Evenals bij de organischestofgehalten (tabel 5) levert uitdrukking van de CEC in cmol+ per volume-eenheid een ander beeld op: een consequente afname van de CEC met de diepte. Deze CEC, uitgedrukt in cmol+ per volume-eenheid, is voor het 'Veenweide-onderzoek' (Hendriks, 1993) van belang geweest. In dit onderzoek naar de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden is aan de hand van de CEC per bodemlaag een eerste schatting gemaakt van de distributieverhouding voor adsorptie van ammonium.

Opvallend zijn de lage kationenbezetting in de A-monsters en de hoge kationenbezetting in de D-monsters. De verschillen in kationenbezetting zijn te verklaren uit het milieu waarin de venen zijn ontstaan. In een eutroof milieu bevat het water relatief veel voedingszouten. Hierdoor heeft veen dat in zo'n milieu wordt gevormd een hoge kationenbezetting. Een oligotroof milieu geeft een lage kationenbezetting.

De hoge kationenbezetting van de D-monsters wordt vooral veroorzaakt door een hoge calciumbezetting. Deze hoge bezetting met calcium kan worden verklaard uit de calciumrijke water dat in het gebied van herkomst opkwelt (zie Hendriks, 1993). De A- en W-monsters zijn gestoken in een wegzijgingssituatie. De relatief hoge natriumbezetting van de A-monsters vindt zijn oorsprong in de mariene beïnvloeding van de Akmarijpsterpolder.

De D-monsters uit de lagen beneden de GLG hebben volgens tabel 6 een basenverzadiging groter dan 100%. Een verklaring hiervoor kan zijn dat deze bosveenmonsters niet verteerde boomresten bevatten. In deze resten kunnen verhoogde gehalten aan calciumoxalaat voorkomen. Het calcium dat is gebonden aan het oxalaat kan tijdens de CEC-bepaling zijn uitgewisseld waardoor een extra grote (schijnbare) calciumbezetting aan het complex wordt gemeten (pers. med. Bruggenwert, 1992).

De aan enkele monsters bepaalde $CaCO_3$ -gehalten zijn ongeveer gelijk aan de detectielimiet van de bepalingsmethode. Deze limiet bedraagt 0,2 massa-%. De $CaCO_3$ -gehalten zijn dus verwaarloosbaar klein. Dit is conform hetgeen in de literatuur wordt genoemd voor laagvenen in Nederland (Bots et al., 1979).

4.2 Afbraaksnelheden

Van dag 1 tot en met dag 76 is lucht door de monsters geleid om de potentiële relatieve afbraaksnelheid onder laboratoriumomstandigheden te bepalen. Uit de metingen aan het uit de monsters stromende gas is de afbraaksnelheid bepaald. Deze aërobe afbraak wordt besproken in 4.2.1. Vervolgens is van dag 77 tot en met dag 98 helium door de monsters geleid om de relatieve afbraaksnelheid onder anaërobe omstandigheden te bepalen. In 4.2.2 wordt ingegaan op deze anaërobe afbraak. Tenslotte zijn negen van de in totaal 15 veenmonsters van dag 103 tot en met dag 126 in een klimaatkast gezet om het effect van een stapsgewijze temperatuurverlaging tot 0 °C op de relatieve afbraaksnelheid onder aërobe omstandigheden te bepalen. In 4.2.3 wordt dit effect beschreven.

4.2.1 Aërobe afbraak

4.2.1.1 Koolzuurproductie en zuurstofconsumptie

Van het uit de monsters stromende gas is tijdens de aërobe periode 23 maal het koolzuur- en het zuurstofgehalte gemeten. Uit de verschillen in koolzuur- en zuurstofgehalte tussen het instromende en uitstromende gas zijn voor deze 23 momenten met vergelijking (10) de koolzuurproductie en zuurstofconsumptie van de monsters berekend (zie aanhangsel 3 voor de afleiding van deze vergelijking). De koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie zijn in aansluiting op de onderzoeken van Otten (1985), De Vaan (1987) en Warringa (1987) uitgedrukt in mmol.l⁻¹.d⁻¹.

$$\alpha = \frac{0.597 \ \Delta c \ Q \ P}{273 \ + \ T} \tag{10}$$

met:

- α = koolzuurproductie of zuurstofconsumptie per eenheid van volume van het veen (mmol.l⁻¹.d⁻¹);
- Δc = verschil in zuurstof- of koolzuurgehalte tussen het instromende en het uitstromende gas (vol.-%);



Fig. 4 Verloop in de tijd van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie, en van de verhouding hiertussen voor monster A_1

- Q = gasdebiet (ml.min⁻¹);
- P = luchtdruk in het laboratorium (kPa);
- T = temperatuur (°C).

De koolzuurproductie en zuurstofconsumptie van de veenmonsters zijn uitgezet tegen de tijd in figuur 4 voor monster A_1 , en in de figuren A4.1 tot en met A4.3 van aanhangsel 4 voor alle monsters. Tevens is in deze figuren de verhouding tussen deze beide grootheden (RQ) aangegeven.

In de eerste dagen na het aansluiten van de monsters aan de meetopstelling daalt de zuurstofconsumptie (zie ook aanhangsel 4). Dit geldt vooral voor de monsters die onder de GLG vandaan komen, in het bijzonder voor D_4 en D_5 . De koolzuurproductie verandert minder; de trend is een langzame daling in de tijd. Enkele monsters (D_4 en D_5) vertonen een stijgende lijn in de koolzuurproductie (zie fig. A4.1 tot en met A4.3 van aanhangsel 4). De hoogste koolzuurproducties en zuurstofconsumpties zijn gevonden in de monsters uit de bovenste lagen. Uitzonderlijk hoog zijn zowel de koolzuurproductie als de zuurstofconsumptie van monster D_4 . Een stijgend verloop van de zuurstofconsumptie, gevolgd door een daling, zoals. gerapporteerd door Otten (1985), is niet gevonden. Oorzaak hiervan is mogelijk dat de monsters niet meteen na monstername zijn aangesloten aan de opstelling. Waarschijnlijk is dit verloop in de periode tussen de monstername en de start van de ademhalingsmeting opgetreden, waardoor het niet is gemeten. Na ongeveer 50 dagen zijn de veranderingen in het verloop van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie niet groot meer. Er is sprake van een evenwicht tussen koolzuurproductie en zuurstofconsumptie. Een initieel hoge koolzuurproductie door bij de start optredende verstoring van de monsters en activiteitsexplosie van micro-organismen is verdwenen.

De verhouding tussen koolzuurproductie en zuurstofverbruik is initieel zeer laag (tot 0,03) in de monsters 2-5. Deze verhouding neemt toe in de tijd tot een min of meer constante waarde. Deze 'evenwichtsverhouding' neemt af met de diepte (tabel 7). De toename in de tijd moet worden toegeschreven aan het initieel optreden van oxidatieprocessen (bijvoorbeeld pyrietoxidatie) waarbij minder CO_2 vrijkomt dan bij de oxidatie van organische stof. Deze processen treden initieel op en het belang ervan neemt relatief snel af in de tijd.

Onregelmatigheden in het verloop van de koolzuurproductie en het zuurstofverbruik zijn te verklaren uit de verstoring die optreedt bij het installeren van de bodemvochtnemers (zie 3.3.3). Ook temperatuurschommelingen in het laboratorium veroorzaken, ook tijdens het 'evenwicht', enige variatie in de productie en consumptie van gassen. De temperatuur varieerde tussen 19 en 23 °C.

Tabel 7 geeft een overzicht van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie en de verhouding hiertussen (RQ). De waarden zijn gemiddelden van de momentane metingen van dag 65, 66 en 67 (zie 3.2.2.1). De koolzuurproductie van de monsters daalt met de diepte, met uitzondering van monster D_4 . De reden voor deze daling moet worden gezocht in het in 4.1 beschreven effect van de afnemende volumieke massa met de diepte. Een andere reden kan het met de diepte resistenter worden van het materiaal zijn. De zuurstofconsumptie volgt hetzelfde patroon als de koolzuurproductie.

Alle gevonden RQ's zijn lager dan 1 hetgeen, als bevestiging van de test beschreven in 3.2.2.1, aangeeft dat de omstandigheden overwegend aëroob zijn geweest en dus optimaal voor zuurstof. Ook het naar verwachting hoge gehalte aan lignine in het veen kan een oorzaak zijn voor een relatief laag RQ. De monsters uit de diepere ondergrond hebben een RQ dat veel lager is dan 1. Dit is te verklaren uit de gereduceerde omstandigheden waaronder de monsters zich in de veldsituatie hebben bevonden. Onder deze omstandigheden heeft zich naar verwachting veel gereduceerd materiaal kunnen vormen, hetgeen bij aërobe afbraak aanleiding geeft tot een laag RQ (zie ook 2.2).

Monstercode	Koolzuurproductie $(mmol.l^{-1}.d^{-1})$	Zuurstofconsumptie $(mmol.l^{-1}.d^{-1})$	Verhouding (RQ) (-)
A ₁	0,70	0,93	0,75
A,	0,43	0,59	0,73
A ₃	0,30	0,56	0,54
A ₄	0,18	0,42	0,43
A ₅	0,16	0,39	0,41
D ₁	0,97	1,27	0,76
D_2	0,69	0,90	0,77
D_3	0,63	0,92	0,68
D₄	1,32	2,43	0,54
D ₅	0,58	1,04	0,56
W	1,18	1,64	0,72
W ₂	1,05	1,34	0,78
W,	0,63	0,77	0,82
₩ ₄	0,42	0,78	0,54
W ₅	0,27	0,78	0,35

Tabel 7	⁷ Koolzuurproductie,	zuurstofcons	umptie en de	e verhouding	hiertussen	(RQ) onder	aërobe
	laboratoriumomsta	ndigheden (al	ls gemiddeld	len van dag b	5, 66 en 67	7)	

voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

4.2.1.2 Relatieve afbraaksnelheid

Berekening

Omdat de koolzuurproductie en zuurstofconsumptie na ongeveer 50 dagen min of meer stabiel zijn, kan uit de gemiddelde koolzuurproductie van dag 65, 66 en 67 de relatieve afbraaksnelheid (k-waarde) van de organische stof in het veen onder laboratoriumomstandigheden worden berekend. Voor de berekening van de k-waarde is gebruik gemaakt van vergelijking 11. Voor de afleiding van vergelijking 11 en de berekening van de halfwaardetijd uit de k-waarde wordt verwezen naar aanhangsel 3.

$$k = 0,00438 \frac{\alpha_{CO_2}}{frC m_v}$$
(11)

met:

k = relatieve afbraaksnelheid (jaar⁻¹); α_{CO2} = koolzuurproductie (tabel 7) (mmol.l⁻¹.d⁻¹); frC = fractie koolstof in het veen (tabel 5) (g.g⁻¹); m_{ν} = volumieke massa van het veen (tabel 4) (g.cm⁻³).

De met vergelijking (11) berekende relatieve afbraaksnelheid is potentieel voor zuurstofvoorziening en vochtgehalte, omdat deze factoren tijdens de meting optimaal zijn voor de afbraak. Ze is actueel voor de temperatuur en zuurgraad tijdens de meting. Omdat de metingen zijn gedaan aan ongestoorde monsters is ze tevens actueel voor de structuur van het veen onder veldomstandigheden (zie ook 2.3). Voor de modellering van de afbraak van organische stof in veen met het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO (zie 1.1) zijn waarden nodig voor de potentiële relatieve afbraaksnelheid bij optimale zuurstofvoorziening, optimaal vochtgehalte en optimale zuurgraad en bij de gemiddelde jaartemperatuur in Nederland (9,5 °C). Daarom zijn de relatieve afbraaksnelheden gecorrigeerd voor temperatuur en zuurgraad. Omdat tijdens de meting de zuurgraden van de monsters onderling sterk verschilden, was de correctie voor de zuurgraad tevens nodig om vergelijking van de afbraaksnelheden van de veenmonsters mogelijk te maken.

De correctie voor temperatuur is uitgevoerd met de Q_{10} -waarden van tabel 11 in 4.2.3 (temperatuurtraject 10,5-19,5 °C). Met deze Q_{10} -waarden is met vergelijking (2) de correctiefactor berekend voor de in tabel 11 opgenomen monsters. Voor de tussenliggende monsters zijn Q_{10} -waarden verkregen door lineaire interpolatie. Voor monster W_5 is dezelfde Q_{10} gebruikt als voor monster W_4 . Op de berekeningen wordt nader ingegaan in 4.2.3.

De correctie voor de zuurgraad is uitgevoerd met de relatie van Harmsen en Van Schreven (1955) (vergelijking (9) in 2.3.4). De hiervoor gebruikte pH-waarden zijn afkomstig van de metingen in het bodemvocht op dag 70 (tabel 12 in 4.3). Volgens de relatie van Harmsen en Van Schreven wordt de afbraaksnelheid gereduceerd bij pH < 6.

Omvang

In tabel 8 is de relatieve afbraaksnelheid (k-waarde) bij actuele temperatuur (22 °C) en actuele pH gegeven. Bovendien is de voor T = 9.5 °C (gemiddelde jaartemperatuur in Nederland) gecorrigeerde k-waarde bij actuele pH opgenomen. Tenslotte geeft de tabel de potentiële relatieve afbraaksnelheid (k_{pot} -waarde) met bijbehorende halfwaardetijd, beide gecorrigeerd voor temperatuur en pH. Deze k_{pot} -waarde is potentieel voor zuurstofvoorziening, vochtgehalte en zuurgraad, en geldt bij de gemiddelde jaartemperatuur in Nederland.

Uit tabel 8 blijkt dat de k-waarde bij 22 °C en actuele pH varieert van 0,012 tot 0,099 jaar⁻¹. Bij deze k-waarden horen halfwaardetijden van respectievelijk 58 en 7 jaar. De k-waarde daalt, overeenkomstig de koolzuurproductie per liter veen, met de diepte. Uitzonderingen hierop vormen monster D_4 , D_5 en W_2 . Monster D_4 heeft een naar verhouding erg hoge koolzuurproductie en als gevolg hiervan een extreem hoge k-waarde.

De correctie voor temperatuur blijkt een grote invloed te hebben op de k-waarden. Bij de gemiddelde jaartemperatuur in Nederland variëren deze waarden van 0,003 tot 0,021 jaar⁻¹. De halfwaardetijden bij deze k-waarden bedragen respectievelijk 231 en 33 jaar.

Door de correctie naar optimale pH wordt de daling van de k-waarde met de diepte enigszins afgevlakt. Omdat de monsters uit de ondergrond over het algemeen een lagere pH hebben, is de correctiefactor voor de pH groter voor de diepere monsters. Door de zeer lage pH in monster D_4 wordt de toch al hoge k-waarde

Monstercode ^a	k ^b	k ^{b,c}	kb.c.d	t ₁₄
	T=22 °C, pH=act.° (jaar ⁻¹)	T=9,5 °C, pH=act. (jaar⁻¹)	T=9,5 °C, pH=opt. (jaar ⁻¹)	T=9,5 °C, pH=opt. (jaar)
A ₁	0,035	0,012	0,012	58
A ₂	0,028	0,008	0,009	77
A ₃	0,021	0,005	0,005	139
A	0,016	0,004	0,005	139
A _s	0,012	0,003	0,003	231
D,	0,052	0,015	0,015	46
D_2	0,037	0,009	0,011	63
D ₃	0,037	0,007	0,008	87
D ₄	0,099	0,021	0,077	9
D ₅	0,047	0,010	0,013	53
W,	0,050	0,013	0,013	53
w,	0,064	0,015	0,018	39
w,	0,041	0,009	0,011	63
W ₄	0,032	0,007	0,010	69
W ₅	0,017	0,003	0,005	139

Tabel 8Relatieve afbraaksnelheid (k) onder aërobe laboratoriumomstandigheden en gecorrigeerd
voor temperatuur, en potentiële relatieve afbraaksnelheid (k_{pol}) bij gemiddelde jaartempe-
ratuur in Nederland (9,5°C) met bijbehorende halfwaardetijd (t_{h}) . De potentiële relatieve
afbraaksnelheid is potentieel voor zuurstofvoorziening, vochtgehalte en zuurgraad.

^a voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

^b berekend uit de koolzuurproductie van tabel 7

^c gecorrigeerd aan de hand van de Q_{10} -waarden van tabel 11

^d gecorrigeerd met vergelijking (9) (zie 2.3.4) naar optimale pH

^c pH van het bodemvocht op dag 70 (zie tabel 12)

nog extremer. Na correctie voor de pH variëren de verkregen k_{pot} -waarden tussen 0,003 en 0,077 jaar⁻¹. De bijbehorende halfwaardetijden bedragen respectievelijk 231 en 9 jaar. De k_{pot} -waarden van de D-monsters (bosveen) zijn van dezelfde orde van grootte als de, eveneens met de ademhalingsmeting bepaalde, relatieve afbraaksnelheden van de bosveenmonsters van Otten (1985), met uitzondering van monster D₄ (zie tabel 1 in 2.4.2).

Afwijkende k_{pot} -waarde van monster D_4

De extreem hoge k_{pot} -waarde van monster D_4 (0,077 jaar⁻¹) is opvallend. Deze waarde is niet volgens de verwachting, want dit monster heeft naast de hoogste koolzuurproductie en zuurstofconsumptie een extreem lage pH in het bodemvocht (zie tabel 12). Bij zo'n lage pH kan normaal gesproken elke microbiële activiteit worden uitgesloten. In dit monster zijn ook de sulfaatconcentraties in het bodemvocht sterk verhoogd (zie tabel 12). Deze concentraties zijn (deels) veroorzaakt door pyrietoxidatie die wordt bewerkstelligd door chemo-autotrofe micro-organismen (zie ook tabel 5). Deze organismen hebben echter geen organischestofbron nodig en kunnen dus ook geen aanleiding geven tot een verhoogde koolzuurproductie. Een andere bron van koolzuur in de bodem kan het oplossen van calciumcarbonaat zijn. De gehalten aan calciumcarbonaat en de heersende pH-waarden zijn in monster D_4 echter zo laag dat ook deze bron kan worden uitgesloten (zie ook 2.2). De hoge koolzuurproductie is niet te verklaren wanneer deze punten in ogenschouw worden genomen. Wellicht geven hoge concentraties gemakkelijk afbreekbare organische zwavelcomponenten aanleiding tot de relatief hoge afbraaksnelheid (zie ook 4.3.1). Ook voor dit microbiologische proces geldt echter dat een neutrale pH als meest gunstig moet worden beschouwd. De k_{pot} -waarde van D_4 is zo hoog en zo sterk afwijkend van die van de overige monsters dat het onwaarschijnlijk wordt geacht dat deze waarde kan voorkomen onder veldomstandigheden. De verklaring voor de extreem hoge waarde moet mogelijk worden gezocht in de lange periode van sterke doorluchting bij relatief hoge temperaturen. Monster D_4 wordt daarom in de verdere bespreking buiten beschouwing gelaten.

Een andere verklaring voor het samengaan van een lage (gemeten) pH met een hoge afbraaksnelheid kan worden gevonden in de verschijningsvorm waarin pyriet in veen voorkomt. Het pyriet kan in veen namelijk heterogeen zijn verdeeld in de vorm van pyrietkristallen (Pons, 1964) waardoor de lokaal gemeten pH minder representatief kan zijn voor het gehele veenmonster (zie ook 4.3.1). Ook om andere redenen kan de pH-meting van het bodemvocht in monster D_4 minder representatief zijn voor het gehele monster (zie ook 4.3.1) onder 'Zuurgraad').

Verloop in de diepte en spreiding van de k_{pot}-waarden

Het algemene beeld is dat de potentiële relatieve afbraaksnelheid afneemt met de diepte (tabel 8). Uitzondering hierop vormen vooral de D-monsters. Het verloop van deze bosveenmonsters met de diepte is vergelijkbaar met wat Otten (1985) vond voor bosveen (tabel 1).

Een variantieanalyse van de resultaten van dit onderzoek is niet mogelijk, omdat de metingen zonder herhalingen zijn uitgevoerd. Over de spreiding rond de meetresultaten in het horizontale vlak kan daarom geen uitspraak worden gedaan. Dit maakt het ook moeilijk aan te geven of het geconstateerde verloop in de diepte significant is of van dezelfde grootteorde is als de ruimtelijke variabiliteit.

De Vaan (1987) en Warringa (1987) hebben echter in het verleden ademhalingsmetingen uitgevoerd aan duplomonsters volgens de hier beschreven methode. Hun onderzoek wees uit dat het verschil in koolzuurproductie tussen de duplomonsters varieert met gemiddeld 21% van de gemiddelde koolzuurproductie van de duplo's. De verschillen tussen de k_{por} -waarden van op elkaar volgende lagen van de drie veenprofielen uit dit onderzoek zijn over het algemeen groter dan 21%. Dit is een aanwijzing dat de horizontale variabiliteit kleiner is dan de verticale. Het verloop van de afbraaksnelheden met de diepte is dus waarschijnlijk significant.

Verband tussen de k_{pol}-waarde en de trofiegraad van de veensoorten

De gevonden potentiële relatieve afbraaksnelheden van de monsters uit de bovenste drie lagen (tot GLG-niveau) van de verschillende profielen zijn relatief hoog. Op basis van deze k_{pot} -waarden lijkt er geen verband te bestaan tussen de afbraaksnelheid en de trofiegraad van de veensoort (indeling naar nutriëntenrijkdom in oligotroof, mesotroof en eutroof). De afbraaksnelheid in de monsters tot GLG-niveau wordt blijkbaar beïnvloed door de aanwezigheid van een gemakkelijk afbreekbare fractie. Deze fractie kan bestaan uit aangevoerd 'vers' organisch materiaal (zoals wortelresten en -exudaten, en mest). De aanwezigheid van dit verse materiaal camoufleert de verschillen in afbraaksnelheid die het gevolg zijn van verschillen in de aard, en daarmee trofiegraad, van het moedermateriaal (het oorspronkelijke veen).

De k_{pot} -waarden van de W-monsters uit de lagen vanaf het maaiveld tot de GLG zijn hoger dan die van de A- en D-monsters. Een verklaring hiervoor kan zijn dat in het recente verleden incidenteel mest is toegediend en dat het perceel extensief is beweid, waardoor de bovenste monsters nog relatief veel gemakkelijk afbreekbare organische stof bevatten. De D-monsters zijn al langer onbemest dan de W-monsters, maar korter dan de A-monsters. Dit weerspiegelt zich in de k_{pot} -waarden van de D-monsters van boven de GLG die lager zijn dan die van de W-monsters en hoger dan die van de A-monsters.

In de diepere lagen is de beïnvloeding door vers materiaal verwaarloosbaar en is de aard van het moedermateriaal van doorslaggevende betekenis. Dit geldt vooral voor de monsters 4 en 5. Deze monsters zijn gestoken uit de gereduceerde zone beneden de GLG. Er kan vanuit worden gegaan dat ze uit niet-geoxideerd, puur veen bestaan zonder bijmenging van vers organisch materiaal. De laagste k_{pot} waarden zijn gevonden in de monsters 4 en 5 uit de Akmarijpsterpolder (Amonsters). Dit oligotrofe veen heeft een k_{pot} -waarde van gemiddeld 0,004 jaar⁻¹. De k_{pot} -waarde van het eutrofe veen uit Donkse Laagten (monster D₅) is het hoogst en bedraagt 0,013 jaar⁻¹. De k_{pot} -waarde van het matig oligotrofe veen van Wormer, Jisp en Nek (W-monsters) is gemiddeld 0,008 jaar⁻¹ en ligt hiermee tussen de waarde van het oligotrofe en die van het eutrofe veen. Dit is een aanwijzing dat er een verband bestaat tussen de trofiegraad van de veensoort en de k_{pot} -waarde: hoe hoger de trofiegraad (van oligotroof naar eutroof), hoe hoger de k_{pot} -waarde.

De potentiële relatieve afbraaksnelheid van het oorspronkelijke, niet-geoxideerde veen komt voor het eutrofe veen van Donkse Laagten (monster D_5) ongeveer overeen met de relatieve afbraaksnelheid van stabiele humus in de bouwvoor onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden (0,015-0,020 jaar⁻¹). Voor de oligotrofe veensoorten van de Akmarijpsterpolder en Wormer, Jisp en Nek zijn deze afbraaksnelheden duidelijk lager dan die van stabiele humus.

Verband tussen de k_{pol} -waarde en de C/N-verhouding van de organische stof van het veen

In figuur 5 is de potentiële relatieve afbraaksnelheid van alle monsters uitgezet tegen de C/N-verhouding (met weglating van monster D_4). Uit deze figuur blijkt de samenhang tussen de afbraaksnelheid en de C/N-verhouding (en dus trofiegraad) (zie ook 2.3.5 en 4.1). De relatie tussen k_{pot} -waarde en C/N-verhouding van figuur 5 kan worden beschreven met de vergelijking:

$$k_{pot} = 0.016 - 0.00021 \ C/N \ (10 < C/N < 55; \text{ bij } 9.5 \ ^{\circ}\text{C} \ ;r = 0.75)$$
 (12)

met:

 k_{pot} = potentiële relatieve afbraaksnelheid bij 9,5 °C (jaar⁻¹); C/N = C/N-verhouding (-).

Vergelijking van relatie (12) met de in 2.3.5 genoemde relaties van Van Dijk (1982) en Hassink (1994) leert dat de laatste relatie veel hogere k-waarden geeft dan vergelijking (12), terwijl de relatie van Van Dijk k-waarden geeft die van een zelfde grootteorde zijn als die van vergelijking (12). In de literatuur wordt gesteld dat relaties tussen k en C/N alleen toepasbaar zijn bij organischestofsoorten die vergelijkbaar van aard zijn (zie 2.3.5). Correctie voor temperatuur en pH van de resultaten van Murayama en Zahari (1991), die incubatieproeven deden met verschillende veensoorten, levert voor één van de veensoorten een vergelijking op die veel lijkt op vergelijking (12): k = 0,015 - 0,00030 C/N (25 < C/N < 50; bij 9,5 °C en optimale pH). Het betreft hier veen uit een moerasbos. De overige venen die zijn bestudeerd door Murayama en Zahari (1991) zijn venen waarop bouwlandactiviteiten plaatsvonden of in het verleden hadden plaatsgevonden. Blijkbaar is de veengrond in het ongerepte moerasbos van vergelijkbare aard als de Nederlandse laagvenen.

Het ligt voor de hand de samenhang tussen k-waarde en C/N-verhouding te verklaren uit een remmende werking op de afbraaksnelheid door stikstofgebrek. In de literatuur wordt echter gesteld dat als anorganisch stikstof in redelijke mate aanwezig is, er geen sprake kan zijn van stikstoflimitatie (Hendriks, 1991). In de bodemoplossing van de monsters lijkt anorganische stikstof ruim voorhanden (zie 4.3.1), want ondanks de hoge C/N-verhoudingen van de veenmosvenen treedt in alle monsters netto stikstofmineralisatie op (zie 4.3.2).

Waarschijnlijk is de organische stikstof niet uniform verdeeld over de organische stof van de veenmonsters, maar zijn er fracties organische stof die relatief veel en fracties die nauwelijks of geen stikstof bevatten (zie ook 4.3.2). In de stikstofrijke fracties is stikstof ruim voorhanden, waardoor daar de afbraak ongelimiteerd is en er anorganische stikstof vrijkomt door mineralisatie. Door de plaatselijke productie is deze anorganische stikstof niet of niet direct beschikbaar voor de micro-organismen in de stikstofarme fracties, waardoor daar wel stikstoflimitatie optreedt. Het netto-effect voor het gehele veenmonster is een door stikstofgebrek gelimiteerde afbraak, ondanks een netto stikstofmineralisatie.



Fig. 5 Verband tussen potentiële relatieve afbraaksnelheid $(k_{pot} \text{ in } \%.jaar^{-1})$ en C/N-verhouding van de organische stof van de onderzochte venen (bij 9,5 °C)

Op deze manier kan stikstof, ook in substraten waar het ruim voor handen lijkt, een limiterende factor zijn voor de afbraak (Janssen, 1986).

Uit het bovenstaande blijkt dat er een samenhang bestaat tussen de k-waarde en de C/N-verhouding van organische stof in laagveen. Deze samenhang is echter sterk afhankelijk van de aard van de organische stof (onder andere ouderdom en daarmee ligninegehalte). Dit komt doordat de afbraaksnelheid sterker wordt beïnvloed door de resistentie van het materiaal dan door de stikstofrijkdom ervan (Allison, 1973). Allison (1973) stelt zelfs dat de C/N-verhouding van venen geen invloed heeft op de afbraaksnelheid (zie ook 2.3.5). De redenering van Allison geldt alleen wanneer het veen een zeer hoge graad van afbraak heeft bereikt.

Voorzichtigheid is dus geboden bij de interpretatie van vergelijking (12) en andere in de literatuur gegeven relaties tussen k-waarde en C/N-verhouding. De (negatieve) samenhang tussen k-waarde en C/N-verhouding geldt alleen binnen een groep van organischestofvormen die qua aard en graad van afbraak tot op zekere hoogte vergelijkbaar zijn, zoals laagvenen.

4.2.2 Anaërobe afbraak

4.2.2.1 Koolzuurproductie en relatieve afbraaksnelheid

Van het uit de monsters stromende gas is tijdens de anaërobe periode vijf maal het koolzuurgehalte gemeten bij een temperatuur van circa 20 °C. Uit het verschil in koolzuurgehalte tussen het instromende en het uitstromende gas is voor deze vijf momenten met vergelijking (10) de koolzuurproductie van de monsters berekend. De koolzuurproductie is uitgezet tegen de tijd in figuur 4 voor monster A_1 , en in de figuren A4.1 tot en met A4.3 van aanhangsel 4 voor alle monsters.

Na het begin van het doorleiden van de monsters met helium (dag 77; zie fig. 2) is het zuurstofgehalte in het uitstromende gas bij alle monsters binnen één dag gereduceerd tot 0 vol.-%. De koolzuurproductie stelt zich in op een lagere waarde dan onder aërobie ten gevolge van de lagere activiteit van de microorganismen onder deze anaërobe omstandigheden. Na circa een week is een min of meer stabiele koolzuurproductie bereikt. In tabel 9 is deze productie gegeven als gemiddelde van de momentane metingen van dag 85, 92 en 98. Deze gemiddelde anaërobe koolzuurproductie ligt tussen een vijfde en een derde van de aërobe productie. De bijbehorende relatieve afbraaksnelheid is berekend uit de gemiddelde anaërobe koolzuurproductie met vergelijking 11.

De gevonden koolzuurproducties zijn veel hoger (factor 30 tot 200) dan op basis van de (schaarse) literatuur mag worden verwacht (zie 2.3.3 en 2.4.2). De oorzaak hiervan is vooral het verschil tussen de anaërobe omstandigheden tijdens de metingen en de langdurig anaërobe omstandigheden in de veldsituatie.

Aangenomen kan worden dat een groot deel van de koolzuurproductie tijdens het doorleiden met helium het gevolg is van afbraak van organische stof door denitrificatie (vergelijking (6) en (7)) en sulfaatreductie (vergelijking (8)). Het overige deel wordt veroorzaakt door gistingsprocessen zoals beschreven in vergelijking (3), (4) en (5) (zie 2.3.3). Aanwijzingen hiervoor zijn de relatief hoge concentraties NO_3^- en/of SO_4^{2-} in het bodemvocht van de monsters bij aanvang van de anaërobe metingen (zie 4.3.1, tabel 12). In de periode tussen de derde en vierde bemonsteringsronde, waarbinnen het grootste deel van de anaërobe periode valt, dalen in de meeste monsters deze concentraties.

Hierbij moet worden bedacht dat de periode tussen de derde bemonsteringsronde en de aanvang van de anaërobe metingen zeven dagen beslaat. Tijdens deze aërobe periode kan nog NO_3^- en SO_4^{2-} zijn gevormd. Dit kan gedeeltelijk een verklaring zijn voor de waargenomen duidelijke stijging van de concentraties SO_4^{2-} tijdens de periode tussen de derde en vierde bemonsteringsronde. Een andere verklaring is de mogelijke heterogene verdeling van pyriet over het het veen (zie ook 4.3.1). Hierdoor kunnen tijdens de aërobe periode plaatselijk zeer hoge sulfaatconcentraties in het veenmonster zijn ontstaan. Het transport door diffusie van het op deze plaatsen ontstane sulfaat neemt enige tijd in beslag, waardoor bij latere bemonstering nog een stijging van de concentraties kan zijn opgetreden.

Monstercode ^a	Koolzuurproductie ^b		k _{an} c
	absoluut (mmol.l ⁻¹ .d ⁻¹)	relatief t.o.v. aërobie (-)	(jaar ⁻¹)
A ₁	0,25	0,36	0,013
A ₂	0,12	0,28	0,008
A ₃	0,09	0,31	0,007
A ₄	0,06	0,32	0,005
A ₅	0,06	0,35	0,004
D ₁	0,32	0,33	0,017
D ₂	0,19	0,27	0,010
$\overline{D_3}$	0,16	0,25	0,009
D ₄	0,46	0,35	0,035
D ₅	0,16	0,27	0,013
w,	0,45	0,38	0,019
w,	0,23	0,22	0,014
Ŵ,	0,15	0,24	0,010
w₄	0,13	0,31	0,010
W.	0,08	0,31	0,005

Tabel 9 Koolzuurproductie, absoluut en relatief ten opzichte van aërobie, en relatieve afbraaksnelheid (k_{ar}) onder anaërobe laboratoriumomstandigheden (T = ca. 20 °C)

^a voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

^b waarden zijn gemiddelden van dag 85, 92 en 98

^c wijkt waarschijnlijk sterk af van de werkelijke, onder veldomstandigheden optredende anaërobe afbraaksnelheid, door hoge concentraties nitraat en sulfaat

Het aandeel van de koolzuurproductie ten gevolge van denitrificatie (1,25 mol CO_2 per mol $NO_3^{2^-}$) en sulfaatreductie (2 mol CO_2 per mol $SO_4^{2^-}$) kan worden berekend uit de veranderingen in concentraties nitraat en sulfaat (tabel 12) en de vochtgehalten op de derde en vierde bemonsteringsdag (aanhangsel 2). De op deze manier berekende koolzuurproductie als gevolg van nitraat- en sulfaat-reductie kan worden vergeleken met de over de periode van dag 70 tot dag 94 geproduceerde hoeveelheid koolzuur (bij benadering de waarden van tabel 9 maal 24 dagen). Uit deze berekeningen blijkt dat 0-100% van de koolzuur-productie kan worden verklaard uit denifricatie en sulfaatreductie. De niet-eenduidigheid van deze resultaten moet waarschijnlijk worden toegeschreven aan de veronderstelde heterogene verdeling van sulfaat in de monsters.

De hoge concentraties NO_3^{-1} en SO_4^{2-1} zijn het gevolg van de voorafgaande doorluchting van de monsters tijdens de aërobe periode, waardoor de zuurstofvoorziening en daarmee de mineralisatie, nitrificatie en pyrietoxidatie optimaal waren over een aaneengesloten periode van circa 80 dagen. Deze laboratoriumsituatie is zeker niet representatief voor de langdurige anaërobe situatie onder veldomstandigheden. De berekende relatieve afbraaksnelheid komt dus niet overeen met de afbraaksnelheid onder langdurige anaërobe omstandigheden.

Een reëlere nabootsing van de anaërobe veldomstandigheden kan worden verkregen door anaërobe veenmonsters van beneden de GLG meteen na monstername door te leiden met helium. Op deze wijze kan een betere indruk van de relatieve afbraaksnelheid onder anaërobe omstandigheden worden verkregen.

4.2.2.2 Productie van lachgas en methaan

Met de gebruikte methode is geen N_2O en CH_4 in het uitstromende gas gemeten. De gehalten aan deze gassen waren lager dan de detectiegrens van de gebruikte meetapparatuur. Eventuele vorming van H_2S is niet zintuiglijk waargenomen. Omdat H_2S niet te ruiken was, mag worden aangenomen dat het ook niet was te meten met een gaschromatograaf en derhalve slechts in zeer geringe gehalten aanwezig was (Shotyk, 1988).

De vraagt rijst of hoeveelheden N_2O en CH_4 die in het veld kunnen worden gevormd, zijn te meten met de gebruikte proefopstelling. Bouwman en Van der Hoek (1992) stellen dat N_2O - en CH_4 -producties van respectievelijk 14 en 80 mg.m⁻².d⁻¹ als normaal kunnen worden beschouwd voor laagvenen in Nederland. Stel dat in één monster per oppervlakte-eenheid net zoveel gassen worden geproduceerd als in een veenprofiel in het veld, dan zouden gehalten in de orde van grootte van 0,0015 vol.-% N_2O en 0,016 vol.-% CH_4 moeten kunnen worden gemeten (rekening houdend met een doorstroomsnelheid van 11 ml.min⁻¹). Een veenmonster vormt echter slechts een klein deel van de totale dikte van een veenpakket. De productie aan gassen per oppervlakte-eenheid zal daardoor naar verwachting in een veenmonster (veel) lager zijn dan in het veld. De gehalten die met de proefopstelling zouden moeten kunnen worden gemeten, zijn daardoor waarschijnlijk lager dan bovengenoemde waarden.

Vergelijking met de detectiegrenzen van de gebruikte meetapparatuur (3.3.2) leert dat met de opstelling van de ademhalingsmeting N₂O niet meetbaar is en dat CH₄ wellicht meetbaar zou kunnen zijn als voor anaërobe omstandigheden 'normale' hoeveelheden zouden worden geproduceerd. De relatief grote hoeveelheden nitraat en sulfaat die in alle monster aanwezig zijn (zie tabel 12), belemmeren echter de vorming van methaan. Methaan kan pas worden gevormd als nitraat en sulfaat als elektronenacceptor zijn verbruikt (Bouwman en Van der Hoek, 1992). Het is dus niet verwonderlijk dat CH₄ met de gebruikte methode niet is getraceerd. Door anaërobe veenmonsters van beneden de GLG meteen na monstername door te leiden met helium, ontstaat een reëlere nabootsing van de anaërobe veldomstandigheden. In deze monsters zullen geen hoge NO₃⁻⁻ en SO₄²⁻-concentraties aanwezig zijn, waardoor de productie van methaan niet wordt belemmerd.

De doorstroomsnelheid van het helium bedroeg tijdens de ademhalingsmetingen circa 11 ml.min⁻¹. Door deze doorstroomsnelheid te verlagen, worden eventueel aanwezige gehalten CH_4 verhoogd tot niveaus die wellicht wel kunnen worden gemeten. Geproduceerde hoeveelheden N₂O kunnen, ook bij een verlaging van de doorstroomsnelheid, niet met de gebruikte combinatie van opstelling en gaschromatograaf worden gemeten.

4.2.3 Afbraak bij verschillende temperaturen

4.2.3.1 Koolzuurproductie

Na de anaërobe periode van 21 dagen zijn de monsters vijf dagen doorgeleid met lucht bij een temperatuur van circa 20 °C. Na deze periode (dag 103) is een stabiele koolzuurproductie geconstateerd en zijn negen monsters in een klimaatkast geplaatst om het effect van de temperatuur op de koolzuurproductie te meten. Tijdens deze periode is zeven maal het gehalte aan koolzuur in het uitstromende gas gemeten. Uit het verschil in koolzuurgehalte tussen het instromende en het uitstromende gas is voor deze zeven momenten met vergelijking (10) de koolzuurproductie van de monsters berekend. De koolzuurproductie is uitgezet tegen de tijd in figuur 4 voor monster A_1 , en in de figuren A4.1 tot en met A4.3 van aanhangsel 4 voor alle monsters.

De koolzuurproductie van de monsters bij de zes verschillende temperaturen is weergegeven in tabel 10 (monster W_4 is gebruikt in plaats van W_5 vanwege lekkage van monster W_5). Deze koolzuurproducties zijn bepaald uit de koolzuurgehalten die zijn gemeten nadat de monsters drie dagen bij een bepaalde temperatuur hadden gestaan. Op grond van het verloop van het koolzuurgehalte is aangenomen dat na deze drie dagen een stabiele koolzuurproductie was bereikt. De metingen bij 0 °C vormen een belangrijke aanwijzing dat deze aanname terecht is. Deze metingen vonden plaats over een periode van zeven in plaats van drie dagen. Tussen de derde en zevende dag trad geen verandering meer op in de koolzuurproductie. Hieruit mag worden geconcludeerd dat de aanpassing van de populatie micro-organismen aan de verlaging van de temperatuur naar 0 °C, binnen drie dagen heeft plaatsgevonden. Aangenomen kan worden dat deze aanpassing bij de hogere temperaturen ook binnen drie dagen plaatsvindt en dat de gemeten waarden dus correct zijn voor de betreffende temperatuur.

Monstercode ^a	Temperatu	ur (°C)				
	0	1,7	3,2	5,5	10,5	19,5
	0,049	0,065	0,083	0,118	0,250	0,543
A ₃	0,024	0,030	0,037	_b	0,089	0,262
A ₅	0,010	0,012	0,016	0,023	0,047	0,136
D ₁	0,103	0,147	0,187	0,256	0,482	1,199
D ₃	0,022	0,037	0,047	0,069	0,133	0,462
D ₅	0,034	0,043	0,055	0,075	0,145	0,446
W ₁	0,073	0,077	0,094	0,126	0,235	0,618
w,	0,033	0,044	0,057	0,079	0,162	0,504
W ₄	0,021	0,026	0,034	0,045	-	0,284

Tabel 10 Koolzuurproductie (mmol.l⁻¹.d⁻¹) van negen veenmonsters bij zes verschillendetemperaturen onder aërobe laboratoriumomstandigheden

^a voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

^b - = vanwege losse slang niet gemeten

Opvallend is dat er nog een duidelijk waarneembare koolzuurproductie is bij 0 °C. De activiteit bij 0 °C is nog ongeveer een kwart van de activiteit bij 10,5 °C. Dit is in tegenspraak met wat andere onderzoekers vonden (zie 2.3.1). De nog relatief hoge activiteit kan worden verklaard uit vriespuntverlaging als gevolg van het hoge gehalte aan zouten en suikers in de bodemoplossing (zie ook 2.3.1).

4.2.3.2 Correctiefactor en Q_{10} -waarde voor temperatuurinvloed

Correctiefactor

In tabel 11 zijn de koolzuurproducties uit tabel 10 relatief ten opzichte van een referentietemperatuur uitgedrukt. Voor deze referentietemperatuur is 10,5 °C gekozen. Deze meetwaarde komt ongeveer overeen met de gemiddelde jaartemperatuur onder Nederlandse omstandigheden van 9,5 °C. De waarden van tabel 11 kunnen worden gezien als correctiefactoren voor de temperatuurinvoed zoals gedefinieerd in 2.3.1, met 10,5 °C als referentietemperatuur.

Absoluut gezien is de spreiding in de correctiefactoren groter bij 19,5 °C dan bij 0 °C. Relatief gezien, ten opzichte van het gemiddelde bij die temperatuur (variatiecoëfficiënt), geldt echter het omgekeerde. Deze grotere relatieve variatie bij 0 °C is waarschijnlijk het gevolg van de waargenomen plaatselijke bevriezing in de monsters.

Monster-	Correcti	efactor f_T	(-)				Q_{I0} -waard	e ^b (-)
code ^a	0,0 °C	1,7 °C	3 , 2 °C	5,5 °C	10,5 °C	19,5 °C	0-10,5 °C	10,5-19,5 °C
A ₁	0,20	0,26	0,33	0,47	1,00	2,17	4,71	2,37
A ₃	0,27	0,34	0,42	- ^c	1,00	2,96	3,46	3,34
A ₅	0,21	0,26	0,34	0,48	1,00	2,90	4,43	3,27
\mathbf{D}_1	0,21	0,30	0,39	0,53	1,00	2,49	4,35	2,76
D ₃	0,16	0,28	0,35	0,52	1,00	3,20	5,57	3,56
\mathbf{D}_5	0,24	0,30	0,38	0,52	1,00	3,07	3,96	3,41
W ₁	0,31	0,33	0,40	0,53	1,00	2,63	3,04	2,92
W ₃	0,20	0,27	0,35	0,49	1,00	3,11	4,55	3,46
W_4	nb ^d	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Gemiddeld	0,23	0,29	0,37	0,51	1,00	2,82	4,26	3,14
V.C. ^e	0,21	0,10	0,09	0,05	0,00	0,13	0,18	0,13

Tabel 11 Correctiefactor voor temperatuurinvloed voor zes verschillende temperaturen ten opzichte van een referentietemperatuur van 10,5 °C, en Q₁₀-waarde voor twee temperatuurtrajecten, voor negen veenmonsters onder aërobe laboratoriumomstandigheden

^a voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

^b doordat de f_{τ} -waarden van deze tabel zijn afgerond, geeft de berekening van de Q_{10} volgens

vergelijking 14 met deze f_{T} -waarden, Q_{10} -waarden die iets afwijken van de waarden van deze tabel ^c - = vanwege losse slang niet gemeten

^d nb = vanwege ontbreken van een meetwaarde bij 10,5 °C niet te bepalen

^c variatiecoëfficiënt = steekproefstandaardafwijking, relatief ten opzichte van het gemiddelde



Fig. 6 Exponentieel verband (vergelijking 13) tussen de correctiefactoren (f_T) van tabel 11 en de temperatuur voor het temperatuurtraject 0-19,5 °C (referentietemperatuur = 10,5 °C)

Door het fitten van een exponentiële functie door de afzonderlijke correctiefactoren van tabel 11 wordt een meer algemeen geldend mathematisch verband gevonden tussen de correctiefactor en de temperatuur voor het temperatuurtraject 0-19,5 °C (fig. 6). Omdat de correctiefactoren zijn uitgedrukt ten opzichte van de referentietemperatuur van 10,5 °C, moet deze functie door het punt (T=10,5, $f_T=1,0$) gaan. Aan deze voorwaarde kan eenvoudig worden voldaan door de functie te schrijven als exponentiële relatie tussen de correctiefactor en de temperatuur minus de referentietemperatuur (vergelijking (13)). Om de waarden aan beide zijden van de referentietemperatuur even zwaar mee te laten wegen in de gefitte relatie, hebben in de fittingsprocedure de waarden bij temperaturen lager dan 10,5 °C (aantal 31) een gewicht van één en de waarden bij temperaturen hoger dan 10,5 °C (aantal 8) een gewicht van vier gekregen.

$$f_r = e^{0.127(T-10.5)} \approx 0.264 e^{0.127T} \quad (0 < T < 19.5 \ ^{\circ}C \ ; r = 0.99)$$
(13)

met: f_T = correctiefactor voor temperatuurinvloed (-); T = temperatuur (°C).

Q_{10} -waarde

Uit de correctiefactoren voor temperatuurinvloed van tabel 11 kunnen Q_{10} waarden worden berekend. Hiervoor is gebruik gemaakt van vergelijking (2), die is geschreven als:

$$Q_{10} = e^{\left(\frac{10 \ln f_T}{T - T_r}\right)}$$
(14)

met:

 f_T = correctiefactor voor temperatuurinvloed (-); T = actuele temperatuur (°C); T_r = referentietemperatuur, waarvoor f_T = 1 (°C).

Door in vergelijking (14) voor f_T de correctiefactoren van tabel 11 en voor T de bijbehorende temperatuur in te vullen, kunnen Q_{10} -waarden voor verschillende temperatuurtrajecten worden berekend. De Q_{10} is berekend voor twee temperatuurtrajecten met een bereik van circa 10 °C: 0-10,5 °C en 10,5-19,5 °C (tabel 11). De Q_{10} voor het traject 10,5-19,5 °C is gebruikt om de bij 22 °C bepaalde relatieve afbraaksnelheden om te rekenen naar gemiddelde veld-omstandigheden van 9,5 °C (zie tabel 8).

Een goede schatting van de gemiddelde Q_{10} voor het totale temperatuurtraject van 0 tot 19,5 °C wordt gevonden door vergelijking (2) gelijk te stellen aan vergelijking (13). Dit resulteert in een gemiddelde Q_{10} -waarde van 3,56 voor het totale temperatuurtraject.

De over alle monsters gemiddelde Q_{10} -waarde is groter voor het traject 0-10,5 °C dan voor het traject 10,5-19,5 °C (tabel 11). Het gemiddelde van de Q_{10} -waarden van de bovenste monsters A_1 , D_1 en W_1 voor het temperatuurtraject 0-10,5 °C is 4,03. Het gemiddelde van de overige monsters voor dit traject is 4,39. Bij het traject 10,5-19,5 °C bedragen deze gemiddelden 2,68 respectievelijk 3,41.

Voor het toetsen van de significantie van de hierboven genoemde verschillen is gebruik gemaakt van een Student-test (Wijvekate, 1966). De over alle monsters gemiddelde Q_{10} -waarde is voor het lage temperatuurtraject significant groter dan voor het hoge traject (P<0,001). Alleen voor het temperatuurtraject 10,5-19,5 °C zijn de Q_{10} -waarden van de bovenste lagen (A₁, D₁ en W₁) significant lager dan die van de diepere lagen (P<0,002). Voor beide temperatuurtrajecten verschillen de gemiddelde Q_{10} -waarden van de verschillende veensoorten onderling niet significant.

Het blijkt dat er een significant verschil bestaat tussen de Q_{10} -waarden van de twee temperatuurtrajecten. Verder blijkt dat de gemiddelde Q_{10} -waarden van deze twee temperatuurtrajecten en die van het totale temperatuurtraject groter zijn dan de in de literatuur vaak genoemde waarde van 2 à 3. Dit geldt eveneens voor nagenoeg alle individuele waarden. Dit komt overeen met hetgeen Kononova (1961) stelt: alleen tussen temperaturen van 20 tot 30 °C is sprake van een Q_{10} tussen 2 en 3, bij lagere temperaturen wordt de Q_{10} groter dan 3 (zie 2.3.1). Hieruit kan worden geconcludeerd dat een Q_{10} -waarde geldt voor een bepaald temperatuurtraject. Bij het gebruik van Q_{10} -waarden is het daarom van belang te weten voor welk temperatuurtraject de gebruikte waarde is bepaald.

De toename van de Q_{10} met dalende temperaturen is conform de bevindingen van Kononova (1961) en kan worden toegeschreven aan de relatief slechte omstandigheden waaronder de (mesofiele) populatie zich bevindt bij lagere temperaturen. Een extra stapje verder in de voor de micro-organismen nadelige richting heeft een groter effect op hun activiteit, wat zich uit in een grotere Q_{10} bij lagere temperaturen.

De toplaag onderscheidt zich van de diepere lagen door een lagere Q_{10} . Voor het traject 10,5-19,5 °C is dit verschil significant. Dit komt overeen met wat in 2.3.1 is gesteld: micro-organismen bovenin het profiel zijn beter aangepast aan seizoensfluctuaties dan organismen dieper in het profiel (Bunnel et al., 1977). Een mathematisch verband tussen correctiefactor en bemonsteringsdiepte is niet gevonden.

4.3 Biochemische processen in het bodemvocht

Tijdens de ademhalingsmetingen is met de bodemvochtmonsternemers vier maal vocht onttrokken aan de veenmonsters om de samenstelling ervan te bepalen. Drie weken voordat de ongestoorde monsters aan de meetopstelling werden gekoppeld (dag -19) is voor het eerst vocht onttrokken, halverwege de aërobe periode (dag 32) voor de tweede maal, aan het eind van de aërobe periode (dag 70) voor de derde maal en na de anaërobe periode (dag 94) voor de vierde en laatste maal (zie ook figuur 2).

In het onttrokken vocht zijn de concentraties totaal-organisch-koolstof, Kjeldahlstikstof, totaal-fosfor, ammonium, nitraat, ortho-fosfaat en sulfaat, en de zuurgraad bepaald.

De gebruikte bodemvochtmonsternemers functioneerden over het algemeen goed. Uit de veenmonsters van de bovenste lagen van het profiel, kon echter soms niet genoeg monstervloeistof voor alle analyses worden onttrokken (zie ook 3.3.3). Ook zijn niet bij alle bemonsteringen alle genoemde parameters bepaald vanwege capaciteitsproblemen op het laboratorium.

De resultaten van de analyses van de bodemvochtmonsters worden besproken in 4.3.1. Daarna wordt in 4.3.2 nader ingegaan op de stikstof- en fosformineralisatie die zijn opgetreden tijdens de aërobe periode. Omdat het monitoren van de veranderingen die tijdens de afbraak van het veen optreden in het bodemvocht geen hoofddoel was van het onderzoek en vanwege het beperkte aantal analyses, worden de resultaten van de analyses slechts op hoofdlijnen besproken.

Mon.	Volu	ıme	vocht	(ml)	тос	(mg.l	⁻¹)	SO42	(mg.1 ⁻¹	')		pH (-)		
code ^a	-19 ^b	32	70	94	-19	32	70	-19	32	70	94	-19	32	70	94
A,	17	20	11	8	_ ^c	-	-	-	584	627	545	6,46	6,42	6,38	5,58
A_2	50	71	62	37	97	45	42	613	1005	1118	1176	5,66	5,61	5,40	5,39
A ₃	75	73	58	17	90	58	58	611	1749	1614	1841	5,73	5,77	5,73	5,50
A ₄	73	108	91	84	117	46	40	582	1783	1856	1889	6,11	5,03	4,59	5,60
A ₅	76	50	113	36	120	79	62	570	1167	1336	1419	6,33	5,95	5,72	6,23
D	26	52	20	8	44	47	58	-	1459	246	238	6,71	6,13	6,61	6,44
D_2	51	63	44	21	45	57	58	210	272	449	436	5,56	5,02	5,06	4,99
D ₃	61	45	49	41	51	47	43	173	471	742	715	5,21	5,94	5,86	5,17
D_4	64	31	111	18	109	51	85	54	6540	5836	6398	5,26	2,45	2,32	2,34
D ₅	60	52	86	20	112	29	35	96	2942	2766	2034	5,84	4,27	4,86	4,71
W,	15	17	15	5	-	-	-	-	9 16	847	818	6,71	5,55	6,37	5,95
w,	72	62	55	18	117	137	130	753	873	982	933	5,79	5,23	5,35	5,59
Ŵ	41	44	50	29	103	143	137	731	851	947	851	5,75	4,71	4,93	4,54
Ŵ	66	48	60	23	50	59	53	619	1808	2091	1965	6,31	4,86	4,37	5,83
W _s	72	58	125	60	87	53	36	535	2203	3077	3088	7,00	5,17	4,50	5,23

Tabel 12a Volume van het aan de monsters onttrokken vocht, en TOC- en sulfaatconcentratie en pH in dit vocht, voor verschillende dagen

^a zie voor betekenis monstercode tabel 2

^b dagnummers t.o.v. de aanvang van de bepaling van de aërobe afbraak

^c - = geen bepaling vanwege tekort aan monstervloeistof

4.3.1 Analyseresultaten van de vochtbemonsteringen

De resultaten van de bepalingen van de concentraties TOC (totaal-organischkoolstof), Kjeldahl-N, totaal-P, NH_4^+ -N, NO_3^- -N, ortho-P en SO_4^{2-} , en de pH zijn opgenomen in tabel 12. In tabel 12a is bovendien de hoeveelheid vocht die per keer is onttrokken opgenomen. De waarden uit tabel 12 zijn grafisch weergegeven in de figuren A5.1 tot en met A5.8 van aanhangsel 5.

De volgorde van de bespreking van de resultaten is zo gekozen dat vanuit de invalshoek van afbraak van organische stof een logische opeenvolging bestaat. Hierdoor komt de volgorde van bespreking min of meer overeen met de opeenvolging van de biochemische processen.

Totaal-organisch-koolstof

De concentraties TOC in het bodemvocht van de monsters zijn uitgezet tegen de tijd in figuur A5.1 van aanhangsel 5.

Initieel zijn de TOC-concentraties 44 tot 120 mg.l⁻¹. In de A- en D-monsters nemen ze toe met de diepte. De hogere TOC-concentraties in de monsters van onder de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) kunnen worden verklaard uit de aanwezigheid van afbraakproducten als zuren en alcoholen die onder anaërobe omstandigheden worden gevormd (zie ook 2.3.3). Opgeloste organische verbindingen die eventueel boven de GLG worden gevormd, worden

Mon.	NO ₃	-N			NH_4^+	-N		Kjel	dahl-	N	Orth	o-P	Tota	al-P	
code"	-19 ^b	32	70	94	-19	32	70	-19	32	70	-19	70	-19	32	70
A ₁	0,50	0,30	2,75	0,11	1,23	1,10	1,84	_°	-	47,0	0,02	0,13	-	0,17	0,40
A ₂	0,06	0,05	<0,02	0,02	0,57	0,15	1,02	7,7	6,0	36,1	0,04	0,02	0,09	0,08	0,18
A ₃	0,03	0,30	0,26	0,31	2,37	1,11	2,99	11,3	2,4	7,1	0,02	0,02	0,11	0,05	0,29
A ₄	0,04	0,14	0,88	0,06	3,21	0,10	2,82	15,4	4,8	4,4	0,07	0,02	0,17	0,05	0,16
A ₅	0,05	1,35	2,10	0,15	3,86	2,37	4,48	39,2	6,0	3,1	0,11	0,02	0,34	0,05	0,16
\mathbf{D}_1	0,65	5,37	38,16	5,24	0,05	0,02	0,18	-	4,8	17,1	0,01	0,04	-	0,19	0,52
D_2	1,08	22,49	63,23	33,28	0,13	0,06	<0,02	8,2	4,8	3,8	0,01	0,04	0,12	0,06	0,27
D_3	0,10	5,17	20,14	1,66	0,37	0,05	0,12	13,6	4,8	0,1	0,04	0,02	0,13	0,14	0,41
D₄	0,03	0,04	0,82	0,24	4,95	2,34	8,24	20,6	9,5	4,4	0,54	0,03	0,65	3,55	1,25
D_5	0,69	5,76	12,06	0,18	4,99	2,33	0,32	20,1	7,2	2,0	0,85	0,03	0,87	0,25	0,25
W ₁	2,73	152,40	307,00	69,77	0,08	0,14	0,13	-	-	-	0,01	0,02	-	0,21	0,43
w,	1,39	17,39	55,55	17,39	0,05	0.03	0,13	20,6	13,1	20,5	0,03	0,02	0,14	0,10	0,20
w,	0,47	6,14	13,44	0,17	0,07	0,06	0,10	24,7	6,0	5,1	0,11	0,02	0,51	0,12	0,40
w₄	0,19	<0,02	0,07	<0,02	0,75	0,20	2,12	33,1	4,8	5,2	0,01	0,02	0,11	0,10	0,21
Ŵ	0,02	0,16	0,70	0,14	1,90	2,29	2,99	26,2	8,4	6,0	0,17	0,02	0,26	0,05	<0,05

Tabel 12b Stikstof- en fosforconcentraties in het aan de monsters onttrokken vocht, voor verschillende dagen

^a zie voor betekenis monstercode tabel 2

^b dagnummers t.o.v. de aanvang van de bepaling van de aërobe afbraak

^c - = geen bepaling vanwege tekort aan monstervloeistof

door de aanwezigheid van zuurstof snel afgebroken, waardoor de TOCconcentraties lager blijven.

Opvallend is de afname met de diepte in de W-monsters. De hogere TOCconcentraties in de bovenste W-monsters zijn waarschijnlijk het gevolg van de in 4.2.1 genoemde (incidentele) bemestingen die zijn uitgevoerd op het betreffende perceel.

Bij de tweede bemonstering zijn de meeste TOC-concentraties gedaald. Bij de monsters W_2 en W_3 is de TOC-concentratie echter licht gestegen. Een verklaring hiervoor is de snelle afbraak van het in deze monsters aanwezige, niet-opgeloste, 'verse' materiaal waarbij mogelijk goed oplosbare fracties organische stof worden gevormd (zie ook 4.2.1.2). De concentraties zijn bij de derde bemonstering nagenoeg gelijk aan die van de tweede en lijken zich te hebben gestabiliseerd.

Waarschijnlijk vormt de daling van de concentraties een aanwijzing dat bij de afbraak van de organische stof in de veenmonsters eerst de reeds opgeloste fase wordt aangepakt, waardoor ook de concentraties organisch-N en organisch-P in oplossing dalen. Deze daling zet zich voort tot een evenwicht is bereikt tussen het in oplossing gaan van organischestoffracties en de afbraak van organische stof in oplossing. Deze conclusie wordt ondersteund door de algemeen gangbare opvatting dat de eerste stap in het afbraakproces de afbraak van grote moleculen is die hierdoor in oplossing kunnen gaan (Berghuis-van Dijk et al., 1985).

Kjeldahl-stikstof

De Kjeldahl-N-concentraties in het bodemvocht van de monsters zijn uitgezet tegen de tijd in figuur A5.2 van aanhangsel 5.

De Kjeldahl-N-concentraties zijn 7,7 tot 39,2 mg.l⁻¹ bij de eerste bemonstering. Deze concentraties zijn de som van de concentraties organisch-N en de concentraties NH_4^+ -N. De diepere monsters hebben initieel over het algemeen iets hogere Kjeldahl-N-concentraties dan de hogere. Na aftrekken van de NH_4^+ -N-concentraties blijft dit beeld gehandhaafd voor de concentraties organisch-N in oplosssing.

De Kjeldahl-N-concentraties zijn bij de tweede bemonstering afgenomen. Een daling van Kjeldahl-N komt overeen met de daling van de TOC. Een verklaring voor de daling wordt gegeven bij de bespreking van de TOC-concentraties. De bepalingen van Kjeldahl-N van deze dag zijn echter door technische problemen bij de bepaling waarschijnlijk niet erg betrouwbaar.

De Kjeldahl-N-concentraties zijn bij de derde bemonstering hoog bovenin het profiel en laag onderin. Om dezelfde reden als hierboven genoemd, wijken de concentraties waarschijnlijk af van de werkelijkheid.

Totaal-fosfor

De concentraties totaal fosfor in het bodemvocht van de monsters zijn uitgezet tegen de tijd in figuur A5.3 van aanhangsel 5.

De totaal-P-concentraties volgen initieel hetzelfde beeld als de TOC- en Kjeldahl-N-concentraties: zij zijn over het algemeen initieel laag in de bovenste lagen en hoog in de onderste lagen. Een verklaring hiervoor wordt gegeven bij de bespreking van de TOC-concentraties.

De totaal-P-concentraties zijn bij de tweede bemonsteringsronde gedaald; bij de derde bemonstering zijn ze weer iets gestegen. Vanwege het geringe aantal meetgegevens, vooral ook van ortho-P, is het niet duidelijk welke processen hieraan ten grondslag liggen.

De relatief hoge totaal-P-concentratie in monster D_4 , en in mindere mate in monster D_5 zijn gedeeltelijk te verklaren uit de hoge concentraties ortho-P (zie ook onder 'Ortho-fosfaat').

Ammonium

De ammoniumconcentraties zijn uitgezet tegen de tijd in figuur A5.4 van aanhangsel 5.

De initiële ammoniumconcentraties variëren tussen 0,05 en 4,99 mg.l⁻¹ N en zijn hiermee iets hoger dan de initiële nitraatconcentraties. Ze zijn hoger in de monsters van grotere diepten dan in de monsters afkomstig van minder grote diepte. Een verklaring hiervoor is dat in de diepere, anaërobe lagen in de veldsituatie geen nitrificatie mogelijk is, waardoor ammonium wordt opgehoopt door de (langzaam) optredende ammonificatie. De ammoniumconcentraties zijn het hoogst in de monsters D_4 en D_5 . Deze hoge concentraties zijn waarschijnlijk mede het gevolg van de stikstofrijke kwelstroom die in Donkse Laagten optreedt.

De initiële ammoniumconcentraties zijn na 50 dagen over het algemeen iets afgenomen (tweede bemonsteringsronde). De afname kan worden toegeschreven aan de omzetting van ammonium in nitraat (nitrificatie) en het verbruik van ammonium door micro-organismen.

De algemene daling van de ammoniumconcentraties is 38 dagen later veranderd in een stijging (derde bemonsteringsronde). De concentraties zijn iets hoger dan de initiële waarden, met uitzondering van monster D_5 . Blijkbaar ontstaat er meer ammonium door ammonificatie dan er verdwijnt door nitrificatie en opname door micro-organismen. Monster D_4 vertoont een relatief sterke stijging in de ammoniumconcentraties. Een verklaring hiervoor kan zijn dat in dit monster geen nitrificatie meer optreedt vanwege een te lage pH. Volgens Van Diest (1986) zijn nitrificerende micro-organismen gevoeliger voor pH-dalingen dan micro-organismen die de ammonificatie bewerkstelligen. De ondergrens waarbij nog nitrificatie optreedt is volgens Van Diest pH 4. Een andere verklaring voor de stijging van de ammoniumconcentratie in monster D_4 , en ook in andere monsters met een relatief lage pH, kan verdringing van ammonium van het complex door waterstofionen zijn.

Nitraat

De nitraatconcentraties zijn uitgezet tegen de tijd in figuur A5.5 van aanhangsel 5.

Initieel variëren de nitraatconcentraties van 0,02 tot 2,73 mg.l⁻¹ N. De monsters uit hogere lagen hebben de hoogste concentraties nitraat en de monsters van beneden de GLG verwaarloosbaar lage concentraties. Het is duidelijk dat het proces van nitrificatie in het veld alleen is opgetreden in de geaëreerde lagen van het profiel en dat naar de lagen onder de GLG uitgespoeld nitraat onder veldomstandigheden snel wordt gedenitrificeerd (vergelijking (6) en (7)).

In alle monsters is bij de tweede bemonstering de nitraatconcentratie gestegen. Hierbij kan worden opgemerkt dat het nitraatniveau dat wordt bereikt, verschillend is voor de verschillende veensoorten. De W-monsters komen op het hoogste niveau, de A-monsters op het laagste.

Omdat de A-monsters zijn gestoken in oligotroof veen zijn lage concentraties overeenkomstig de verwachting. De nitraatconcentraties in de D- en W-monsters ontlopen elkaar in de meeste monsters niet veel. Uitzondering is monster W_1 met een extreem hoge nitraatconcentratie op dag 32 en 70.

De extreem hoge nitraatconcentraties in het W_1 -monster kunnen worden verklaard uit de incidentele bemesting die op het betreffende perceel heeft

plaatsgehad (zie ook 4.1 en 4.2.1). Het monster is als het ware 'opgeladen' met stikstof: de organische stof die afbreekt heeft een lage C/N-verhouding. Bij de afbraak van de organische stof komt veel stikstof vrij als ammonium, dat onder aërobe omstandigheden wordt omgezet in nitraat.

De ten opzichte van de A-monsters hogere nitraatconcentraties van de monsters W_4 en W_5 bevestigen de in 4.1 getrokken conclusie dat de A- en de W-monsters blijkbaar bestaan uit verschillende soorten veenmosveen. De nitraatconcentraties van de (matig oligotrofe) monsters W_4 en W_5 nemen een tussenpositie in tussen de oligotrofe A-monsters en de eutrofe D-monsters. Deze tussenpositie is te verklaren uit de C/N-verhoudingen van de W-monsters die hoger zijn dan die van de D-monsters maar lager dan die van de A-monsters.

De stijging van de nitraatconcentraties gaat bij de derde bemonstering (versneld) door. De nitraatconcentraties in de monsters van beneden de GLG blijven over het algemeen lager dan die in de andere monsters. Dit heeft te maken met de lage zuurgraad in deze monsters. Nitrificatie stagneert bij pH-waarden onder de 5 en bij pH-waarden onder de 4 zijn nitrificerende bacteriën nauwelijks meer actief (Van Diest, 1986).

Bij de laatste bemonstering zijn door denitrificatie (vergelijking (6) en (7)) tijdens de eraan voorafgaande anaërobe periode de nitraatconcentraties gereduceerd tot het niveau van de tweede bemonsteringsronde. De daling in concentratie is ongeveer net zo snel verlopen als de stijging ervan tussen de tweede en derde bemonstering.

Ortho-fosfaat

De ortho-P-concentraties zijn uitgezet tegen de tijd in figuur A5.6 van aanhangsel 5.

De ortho-P-concentraties zijn initieel laag. Veel van de concentraties zijn maar iets hoger dan de detectiegrens van 0,01 mg.l⁻¹. De concentraties in de monsters van onder de GLG zijn iets hoger met uitschieters van 0,54 en 0,85 mg.l⁻¹ voor monster D_4 en D_5 . Deze hogere concentraties zijn te verklaren uit de fosforrijke kwelstroom ter plaatse van Donkse Laagten (Hendriks, 1993).

De ortho-P-concentraties zijn bij de tweede bemonstering niet gemeten. De ortho-P-concentraties zijn bij de derde bemonstering in vergelijking met de eerste bemonsteringsronde gedaald.

De lage concentraties minerale fosfor kunnen enerzijds worden verklaard uit de hoge C/P-verhoudingen van de organische stof in het veen (tabel 5), waardoor naar verwachting slechts weinig tot geen fosformineralisatie kan optreden. Bij hoge C/P-verhouding zal eerder sprake zijn van fosforimmobilisatie door microorganismen (zie ook 2.2). Anderzijds is het fosforbindend vermogen van de veenmonsters zo hoog dat eventueel gevormde hoeveelheden ortho-P direct worden vastgelegd (zie ook Schoumans, 1997). Door de hoge C/P-verhoudingen en de genoemde vastleggingsprocessen blijven de concentraties vrije fosfor laag. Wellicht werken de lage ortho-P-concentraties, in algemene zin, beperkend op de afbraaksnelheid van organische stof in laagveen en moeten de afbraaksnelheden zoals die zijn opgenomen in tabel 8 in dit licht worden bezien. Algemeen wordt echter aangenomen dat fosforlimitatie niet optreedt bij afbraak van organische stof onder gematigde klimaatomstandigheden (Janssen, 1986).

Sulfaat

De sulfaatconcentraties zijn uitgezet tegen de tijd in figuur A5.7 van aanhangsel 5.

De sulfaatconcentraties schommelen initieel rond 600 mg.l⁻¹ in de A- en Wmonsters. De sulfaatconcentraties zijn initieel relatief laag in de D-monsters: 54 tot 210 mg.l⁻¹.

Bij de tweede bemonstering zijn de sulfaatconcentraties sterk gestegen (tot 6540 mg.l⁻¹ in monster D_4). De sulfaatconcentraties in de monsters van boven de GLG zijn duidelijk lager dan die in de monsters van onder de GLG. De hogere sulfaatconcentraties in de monsters afkomstig van onder de GLG zijn het gevolg van de oxidatie van pyriet en van gereduceerde organische zwavelverbindingen die in ruime mate voorhanden zijn in gereduceerd veen (Feijtel et al., 1989).

De aanwezigheid van pyriet in de veenmonsters is al in 4.1 aangetoond (tabel 5). De pyrietvorm die in veen voorkomt wordt door Pons (1964) 'secundaire pyriet' genoemd. Deze vorm van pyriet ontstaat vooral in een milieu waarin plantenresten worden omgezet en is niet homogeen verdeeld, maar komt geconcentreerd voor in de vorm van pyrietkristallen. Oxidatie van deze heterogeen over de bodem verdeelde kristallen kan bij blootstelling aan zuurstof (plaatselijk) leiden tot zeer hoge concentraties zwavelzuur. Hoge zwavelzuur-concentraties leiden tot hoge concentraties sulfaat en zeer lage pH's. De extreem hoge concentratie sulfaat in monster D_4 is waarschijnlijk het gevolg van een bemonstering van het bodemvocht op een plaats in het veenmonster waar zich, vóór de blootstelling aan zuurstof, een opeenhoping van pyriet bevond.

Naast de aanwezigheid van pyriet kan ook de oxidatie van organische zwavelverbindingen zorgen voor hoge sulfaatgehalten. Organische zwavelverbindingen worden in veen gevormd bij de reactie van H_2S met organisch materiaal (Feijtel et al., 1989). Deze organische zwavelverbindingen hopen zich vooral in geïndustrialiseerde landen als Nederland in de loop der jaren op door de jarenlange natte en droge depositie van zwavel. Vooral rond de grondwaterspiegel (bijvoorbeeld monster D_4) kan deze depositie tot sterk verhoogde concentraties gereduceerd zwavel leiden.

De sulfaatconcentraties zijn over het algemeen bij de derde bemonstering nog iets verder gestegen.

De sulfaatconcentraties zijn na de anaërobe periode, bij de vierde bemonstering (nog) niet in alle monsters gedaald als gevolg van sulfaatreductie. Dit kan te maken hebben met de heterogeniteit van het veenmonster. Ook kan zich tussen de derde bemonsteringsronde en de aanvang van de anaërobe periode nog sulfaat hebben gevormd, waardoor eventuele sulfaatreductie niet is waar te nemen (zie ook 4.2.2.1). Een andere verklaring is dat op dit tijdstip nog nitraat voorhanden is dat kan worden gereduceerd tot N_2 of N_2O (tabel 12b). Theoretisch kan pas sulfaat worden gereduceerd nadat alle nitraat is gedenitrificeerd (zie ook 2.3.3). Deze theoretische wetmatigheid gaat echter in de praktijk niet op in een heterogeen monster.

Zuurgraad

Het verloop in de tijd van de pH wordt weergegeven in figuur A5.8 van aanhangsel 5.

Bij de eerste bemonstering schommelt de zuurgraad tussen pH 5,21 en pH 7,00. De monsters uit de toplaag hebben over het algemeen de hoogste pH (met uitzondering van monster W_5). De oorzaak hiervan ligt in het hogere bufferend vermogen van de toplagen (uitgedrukt in cmol+ per volume-eenheid, zie ook 4.1, tabel 6). Van de overige monsters hebben de monsters van onder de GLG een hogere pH dan die van boven de GLG. De hogere pH in de diepste monsters kan worden verklaard uit de gereduceerde (anaërobe) omstandigheden waarin de zich hebben bevonden. Reacties die optreden monsters onder deze omstandigheden leiden over het algemeen tot pH-verhogingen (zie ook vergelijking (6), (7) en (8)).

Bij de tweede bemonstering is de pH van de monsters over het algemeen licht gedaald. De monsters van onder de GLG vertonen een grotere daling, met uitschieters van pH 2,45 en 4,27 in de monsters D_4 en D_5 . De pH-verlagingen zijn een gevolg van processen als nitrificatie en zwaveloxidatie waarbij protonen worden gevormd.

De pH-waarden zijn bij de derde bemonstering gelijk gebleven of zijn nog iets verder gedaald. In de D- en W-monsters is de pH in sommige monsters iets gestegen.

Tijdens de anaërobe periode zijn de pH-waarden in de monsters van beneden de GLG sterk gestegen (met uitzondering van monsters D_4 en D_5). Anaërobie en daarbij optredende processen zoals denitrificatie (vergelijking (6) en (7)) en sulfaatreductie hebben blijkbaar een grote invloed op de pH. Omdat sulfaat vooral in de monsters van beneden de GLG in ruime mate voorhanden is, vindt hier de grootste pH-stijging plaats. De uitzonderingspositie die de monsters D_4 en D_5 innemen, moet worden toegeschreven aan de lage pH's in deze monsters. Bij deze pH's worden microbiële processen als denitrificatie en sulfaatreductie sterk geremd.

Lage pH's in de monsters gaan over het algemeen samen met hoge concentraties sulfaat. Bij de oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen wordt zwavelzuur (H_2SO_4) gevormd dat een sterk zuur is en dus nagenoeg volledig is gedissioceerd in protonen (H^+) en sulfaat (SO_4^{-2}) . Er bestaat dan ook een significante

72

samenhang tussen de H⁺-concentratie en de sulfaatconcentratie (P<0,005; Wijvekate, 1966). Hieruit kan worden geconcludeerd dat de pH-verlagingen die tijdens de ademhaling optreden waarschijnlijk voor een belangrijk deel worden veroorzaakt door oxidatie van pyriet en andere gereduceerde zwavelverbindingen, en in mindere mate door andere processen waarbij H⁺ wordt geproduceerd.

Overigens dient in het algemeen, en in het bijzonder voor monster D_4 , te worden opgemerkt dat de pH-meting van water uit veengronden sterk wordt beïnvloed door de aanwezigheid van colloïden en opgelost organisch materiaal. Ook de oxidatie van gereduceerd zwavel kan in water uit zwavelrijke venen een bron van fouten zijn in de pH-meting met een waterstofelektrode (Shotyk, 1988). Deze processen spelen mogelijk ook een rol bij de extreem lage pH van monster D_4 .

Een andere verklaring van de gemeten extreem lage pH kan de heterogeniteit van het veenmonster zijn. Door het heterogeen optreden van verzurende processen kan de pH van het kleine bodemvochtmonster veel lager zijn dan de gemiddelde pH van de totale hoeveelheid bodemvocht. Hierop is nader ingegaan bij de bespreking van de sulfaatconcentraties.

4.3.2 Stikstof- en fosformineralisatie

De tijdens de aërobe periode gevormde hoeveelheden minerale stikstof en fosfor zijn berekend uit de concentraties minerale stikstof en fosfor (tabel 12b) en de vochtgehalten (aanhangsel 2) van twee verschillende bemonsteringsdagen in de aërobe periode. Voor deze berekening is voor stikstof gebruik gemaakt van de resultaten van de tweede en derde bodemvochtanalyse. Voor fosfor is gebruik gemaakt van de resultaten van de eerste en derde bodemvochtanalyse. Het traject van eerste tot tweede bodemvochtanalyse is voor stikstof niet gebruikt omdat de verschillende processen in die periode waarschijnlijk nog niet stabiel zijn. Voor fosfor is wel gebruik gemaakt van de eerste bemonsteringsronde, omdat de tweede bemonsteringsronde ontbreekt.

De relatieve stikstof- en fosformineralisatie zijn berekend uit de hoeveelheden gemineraliseerd N en P en de totale hoeveelheden N en P in de organische stof (tabel 5). Hierbij is gebruik gemaakt van de volgende vergelijking:

$$\frac{dX}{dt} = -k_{\chi} X \tag{15}$$

met:

- dX = hoeveelheid gemineraliseerde stikstof of fosfor per massaeenheid droge stof (g.g⁻¹);
- X = nog aanwezige hoeveelheid mineraliseerbare stikstof of fosfor (g.g⁻¹);
- k_{χ} = relative stikstof- of fosformineralisatiesnelheid (jaar⁻¹);
- t = tijd (jaar).

Stikstof

Tabel 13 geeft de resultaten van de berekening van de relatieve stikstofmineralisatiesnelheid (k_N) . In de tabel worden de ammonium- en nitraathoeveelheden gegeven die tussen de tweede en derde bemonsteringsronde (38 dagen) in de verschillende monsters per liter veen zijn gevormd. De som van deze hoeveelheden is de netto hoeveelheid gevormd N-mineraal. Verder zijn de met vergelijking (15) berekende stikstofmineralisatiesnelheid en de koolstofmineralisatiesnelheid (k_C) bij actuele temperatuur en pH in de tabel opgenomen. De koolstofmineralisatiesnelheid (k_C) is per definitie gelijk aan de relatieve afbraaksnelheid (k) van de organische stof in het veen (tabel 8). Tenslotte zijn in de tabel k_C/k_N , de C/N-verhouding van het veen en de met vergelijking (16) berekende theoretische stikstofmineralisatiesnelheid weergegeven.

Volgens het concept van de kritische C/N-verhouding, dat ervan uitgaat dat de stikstof uniform over de totale hoeveelheid organische stof is verdeeld (zie 2.2), kan wanneer de afbraakcoëfficiënt van koolstof bekend is, de mineralistatiecoëfficiënt van stikstof worden berekend. Hierbij zijn de afbraakcoëfficiënt van koolstof en de mineralistatiecoëfficiënt van stikstof gedefinieerd als respectievelijk de fractie C en de fractie N die per jaar netto worden gemineraliseerd (Janssen, 1986). Omdat deze coëfficiënten bij oneindig kleine tijdsintervallen gelijk zijn aan de relatieve mineralisatiesnelheden kan met vergelijking (16) bij benadering de te verwachten relatieve stikstofmineralisatiesnelheid (theoretische k_N) worden berekend op basis van de relatieve koolstofmineralisatiesnelheid en de C/N-verhouding van het substraat (Hendriks, 1991).

$$k_N = k_C (1,47 - 0,068 C/N)$$

met:

 k_N = theoretische relatieve stikstofmineralisatiesnelheid bij een gelijk aandeel van bacteriën en schimmels aan de mineralisatie (jaar⁻¹);

(16)

 k_c = relative koolstofmineralisatiesnelheid (jaar⁻¹);

C/N = C/N-verhouding van het substraat (-).

De bepaling van k_N is veel minder nauwkeurig dan de bepaling van k_C . Onder andere door het geringe aantal metingen, door de soms erg kleine getallen voor de concentraties van de stikstofcomponenten en door de verstoring door uitwisseling van ammonium tussen bodemvocht en bodemcomplex, is de bepaling van de stikstofmineralisatiesnelheid met de gebruikte methode niet erg betrouwbaar. Hierdoor mag niet te veel absolute waarde worden gehecht aan de bepaalde stikstofmineralisatiesnelheden. De navolgende beschouwing over de stikstofmineralisatie in de veenmonsters en de relatie tussen deze mineralisatie en de koolstofmineralisatie moet in dit licht worden bezien.

Uit tabel 13 blijkt dat in alle monsters stikstofmineralisatie is opgetreden. De volgens de hierboven beschreven methode berekende stikstofmineralisatiesnelheid ligt tussen 0,0026 en 0,0260 jaar⁻¹ voor de A-monsters, tussen 0,0079 en 0,0506 jaar⁻¹ voor de D-monsters en tussen 0,0046 en 0,1047 jaar⁻¹ voor de

Tabel 13 Netto productie van NH_4^+ -N, NO_3^- -N en N-mineraal, relatieve stikstofmineralisatiesnelheid (k_N), relatieve koolstofmineralisatiesnelheid (k_C), de verhouding tussen deze twee snelheden (k_C/k_N), C/N-verhouding en theoretische relatieve stikstofmineralisatiesnelheid ($k_{N,m}$) bij actuele temperatuur en zuurgraad

Monster- code ^a	NH ₄ ⁺ -N ^b (mg.l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N ^b (mg.l ⁻¹)	N-min. ^b (mg.l ⁻¹)	k _N ° (jaar ⁻¹)	k _c ° (jaar ⁻¹)	k _c /k _N (-)	C/N (-)	k _{N,th} ^{c,d} (jaar ⁻¹)
A ₁	0,48	1,61	2,09	0,0035	0,035	10,0	15,7	0,014
A ₂	0,65	-0,02	0,63	0,0026	0,028	10,8	29,7	-0,015
A ₃	1,34	-0,04	1,30	0,0088	0,021	2,4	43,4	-0,031
A ₄	1,98	0,53	2,51	0,0260	0,016	0,6	53,1	-0,034
A ₅	1,56	0,55	2,11	0,0176	0,012	0,7	53,0	-0,026
D ₁	0,10	20,92	21,02	0,0271	0,052	1,9	11,2	0,037
D_2	-0,04	28,18	28,14	0,0506	0,037	0,7	15,8	0,015
D_3	0,05	11,38	11,43	0,0246	0,037	1,5	17,2	0,011
D_4	4,08	0,54	4,62	0,0118	0,099	8,4	16,3	0,036
D ₅	-1,46	4,32	2,86	0,0079	0,047	5,9	16,1	0,018
W ,	-0,01	90,60	90,59	0,1047	0,050	0,5	12,7	0,030
w,	0,07	26,90	26,97	0,0840	0,064	0,8	24,0	-0,010
w,	0,03	5,70	5,73	0,0238	0,041	1,7	29,5	-0,022
Ŵ₄	1,46	0,04	1,50	0,0113	0,032	2,8	46,4	-0,054
Ws	0,49	0,41	0,90	0,0046	0,017	3,7	38,2	-0,019

^a voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

^b uitgedrukt in mg per liter veen

^c bij actuele pH en temperatuur

^d theoretische k_N berekend met vergelijking (16)

W-monsters (bij actuele temperatuur en pH). De stikstofmineralisatiesnelheid is in de 38 dagen in de D- en de W-monsters hoog bovenin het profiel en laag onderin het profiel, en vertoont zo hetzelfde beeld als de koolstofmineralisatiesnelheid. In de A-monsters is de stikstofmineralisatiesnelheid hoger onderin het bodemprofiel, dan bovenin het profiel. Dit in tegenstelling tot de koolstofmineralisatiesnelheid.

Omdat de C/N-verhouding van de A- en de W-monsters, met uitzondering van de toplagen, hoger is dan 20 à 30, wordt volgens het concept van de kritische C/N-verhouding in deze monsters geen stikstofmineralisatie verwacht. Volgens vergelijking (16) treedt bij de afbraak van de veenmonsters alleen stikstofmineralisatie op indien de C/N-verhouding kleiner is dan 21,6 (= 1,47 / 0,068). Alleen de monsters van Donkse Laagten en de topmonsters van de Akmarijpsterpolder en van Wormer, Jisp en Nek voldoen aan dit criterium. Overigens zijn de theoretische stikstofmineralisatiesnelheden van de D-monsters wel van een zelfde orde van grootte als de bij de ademhalingsmetingen waargenomen snelheden.

In de A- en de W-monsters, met uitzondering van de toplagen, treedt bij afbraak volgens het concept van de kritische C/N-verhouding stikstofimmobilisatie op (zie $k_{N,th}$ in tabel 13). Dit komt niet overeen met de op basis van de toename van de stikstofconcentraties berekende stikstofmineralisatie. Deze discrepantie bevestigt dat het concept van de kritische C/N-verhouding niet zondermeer toepasbaar is op veen. Het quotiënt van de relatieve stikstofmineralisatiesnelheid en de relatieve koolstofmineralisatiesnelheid (k_C/k_N) is in de meeste monsters groter dan 1. Dit betekent dat de koolstofmineralisatiesnelheid groter is dan de stiktofmineralisatiesnelheid waardoor de C/N-verhouding op de lange termijn afneemt. Met andere woorden: het substraat wordt naar verhouding steeds stikstofrijker. Dit komt overeen met de theorie (zie 2.2) en de C/N-verhoudingen van de veenmonsters: naarmate de afbraakgraad van de monsters groter is, is de C/N-verhouding lager (zie 4.1 onder 'Chemische karakteristieken', en tabel 5).

Bij de monsters A_4 , A_5 , D_2 , W_1 en W_2 is k_C/k_N echter lager dan 1, waardoor, indien de mineralisatieprocessen zich met dezelfde snelheden voortzetten, op de lange termijn de C/N-verhouding van het substraat toeneemt. Met andere woorden: het substraat wordt naar verhouding steeds stikstofarmer. Dit lijkt in tegenspraak met de theorie. De getallen van tabel 13 zijn echter slechts een indicatie van de gemiddelde k_C en k_N van de totale organische stof. De koolstofmineralisatiesnelheden en de stikstofmineralisatiesnelheden van de fracties die daadwerkelijk worden afgebroken zijn niet bekend.

Het idee achter de 'theoretische situatie' waarin $k_c > k_N$, is dat de C/Nverhouding van het substraat groter is dan de C/N-verhouding van de afbrekende micro-organismen (8 à 10) (zie 2.2). Er zal dan zolang koolstof verdwijnen totdat de C/N-verhouding van het substraat ongeveer gelijk is aan de C/Nverhouding van de micro-organismen. Een verklaring voor een $k_c/k_N < 1$ bij een C/N-verhouding van de totale organische stof die groter is dan 8 à 10 (A- en Wmonsters) is dat de organische stof uit verschillende fracties bestaat: relatief inerte fracties die nauwelijks of geen stikstof bevatten en relatief gemakkelijk afbreekbare fracties met een hoog stikstofgehalte. In deze situatie is de koolstof van de totale organische stof verdeeld over zowel de inerte als de gemakkelijk afbreekbare fracties. De stikstof is voornamelijk tot uitsluitend aanwezig in de gemakkelijk afbreekbare fracties. De k_c en k_N van het totale monster worden uitgedrukt ten opzichte van de totale hoeveelheid koolstof en de totale hoeveelheid stikstof. Omdat een deel van de totale hoeveelheid koolstof bestaat uit 'inerte' koolstof is de k_c van de totale organische stof, uitgedrukt ten opzichte van de totale hoeveelheid koolstof, beduidend lager dan de k_c van de gemakkelijk afbreekbare fracties. Voor stikstof geldt dit niet, omdat er nauwelijks 'inerte' stikstof aanwezig is: de k_N van de totale organische stof is nagenoeg gelijk aan de k_N van de gemakkelijk afbreekbare fracties. Afhankelijk van de verhouding tussen inerte en gemakkelijk afbreekbare fracties, en de k_c en de k_N van de gemakkelijk afbreekbare fracties kan de situatie ontstaan dat $k_C < k_N$.

In de monsters D_2 , W_1 en W_2 bestaan de gemakkelijk afbreekbare, stikstofrijke fracties waarschijnlijk uit mestresten die als gevolg van bemestingen uit het verleden aanwezig zijn (zie ook 4.1). In de monsters A_4 en A_5 zijn geen gemakkelijk afbreekbare organische bestanddelen als gevolg van bemesting aanwezig. In deze monsters moet de gemakkelijk afbreekbare, stikstofrijke fracties worden gezocht in resten van de aanwezige biomassa (microorganismen). Deze resten zijn overigens in alle monsters aanwezig maar kunnen door de hoge C/N-verhoudingen van de totale organische stof in de monsters A_4 en A_5 een relatief grote invloed hebben. Een andere verklaring voor de relatief hoge berekende waarde voor k_N van de monsters A_4 en A_5 kan de pH-daling zijn die nog is opgetreden tussen de tweede en derde bemonsteringsronde (zie tabel 12a). De stijging van de ammoniumconcentraties, die bij deze monsters de berekende waarde van k_N voornamelijk bepaald (zie tabel 13), kan in plaats van door stikstofmineralisatie zijn veroorzaakt door desorptie van ammonium van het bodemcomplex als gevolg van de pH-daling.

De koolstofmineralisatie en stikstofmineralisatie in veen worden waarschijnlijk voornamelijk bepaald door een kleine, relatief gemakkelijk afbreekbare fractie. Deze fractie, die voornamelijk bestaat uit resten van biomassa, heeft een C/Nverhouding die veel lijkt op die van de biomassa (circa 10). Bij afbraak van deze fractie komt relatief veel stikstof vrij. Deze stikstof kan elders in de veenbodem worden geïmmobiliseerd bij afbraak van stikstofarme fracties (zie ook 4.2.1.2). Dit concept komt overeen met de bevindingen van Hassink (1995) die stelt dat fracties organische stof met een hoge relatieve afbraaksnelheid een grote rol spelen in de nutriëntenhuishouding. Waarden van k_C/k_N die lager zijn dan 1 vormen hierdoor een extra aanwijzing dat het concept van de kritische C/N-verhouding niet zondermeer toepasbaar is op veen.

Fosfor

Netto-fosformineralisatie kan niet worden aangetoond. In 4.3.1 is al beschreven dat de ortho-P-concentraties in de monsters laag zijn doordat gevormde hoeveelheden ortho-P direct worden vastgelegd aan het bodemcomplex. Deze vastleggingsprocessen werken sterk storend op de vaststelling van eventuele fosformineralisatie. Door de hoge C/P-verhoudingen wordt volgens het concept van de kritische C/P-verhouding fosforimmobilistie door micro-organismen verwacht (zie 2.2). Door de storende werking van fosforvastleggingsprocessen kunnen hierover geen nadere uitspraken worden gedaan.

Hoewel er 4.3.1 al op is gewezen dat de niet aangetoonde fosformineralisatie mogelijk duidt op limitatie van de afbraaksnelheid door fosfor kan ook dit door de overheersende rol van vastleggingsprocessen niet worden aangetoond.

5 Conclusies en aanbevelingen

In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op de realisatie van de doelstellingen (5.1) en de bruikbaarheid van de ademhalingsmeting voor de bepaling van afbraaksnelheden (5.2). Vervolgens worden de conclusies van het ademhalingsonderzoek gegeven (5.3). Tenslotte worden in 5.4 enkele aanbevelingen gedaan die naar aanleiding van het onderzoek zijn geformuleerd.

5.1 Realisatie van de doelstellingen

Het ademhalingsonderzoek heeft waarden opgeleverd voor de potentiële relatieve afbraaksnelheid van de verschillende onderzochte venen: eutroof bosveen, matig oligotroof veenmosveen en oligotroof veenmosveen. Hiermee is voldaan aan de belangrijkste doelstelling van het onderzoek.

Andere doelen van het onderzoek waaraan het ademhalingsonderzoek in voldoende mate heeft beantwoord, zijn het bepalen van het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid en het fysisch en chemisch karakteriseren van de gebruikte veensoorten. Voor wat betreft het doel om de afbraaksnelheid aan karteerbare kenmerken te koppelen, is het gelukt een relatie te leggen tussen de potentiële relatieve afbraaksnelheid en de C/N-verhouding van de verschillende venen.

Twee doelen van het ademhalingsonderzoek zijn niet (volledig) gerealiseerd. Het bepalen van de afbraaksnelheid onder anaërobe omstandigheden is door de wijze van uitvoering van het ademhalingsonderzoek niet gelukt. Ook het onderzoeken van de stikstof- en fosformineralisatie tijdens de ademhaling heeft als gevolg van methodologische beperkingen niet helemaal het gewenste resultaat opgeleverd.

5.2 Bruikbaarheid van de ademhalingsmeting

De ademhalingsmeting vormt in vergelijking tot veldmetingen een snelle, flexibele en betrouwbare meting. Circa 50 dagen na de start van een ademhalingsmeting wordt een stabiele situatie verkregen — de koolzuurproductie en zuurstofconsumptie blijven nagenoeg constant — en kan de afbraaksnelheid worden bepaald. Een groot voordeel van het werken met monsters in het laboratorium in plaats van het bepalen van de afbraaksnelheid in het veld is dat de temperatuur en zuurstofvoorziening kunnen worden gevarieerd en beheerst. Bovendien kunnen monsters van verschillende locaties worden vergeleken onder dezelfde omstandigheden.

Een nadeel van de meting kan zijn dat de monsters zijn afgesloten van de omgeving en bij een relatief hoge temperatuur lange tijd worden doorgeleid met
lucht, waardoor processen kunnen optreden die in het veld worden gebufferd. De pH-daling als gevolg van nitrificatie en zwaveloxidatie bijvoorbeeld, is in de afgesloten monsters met optimale zuurstofvoorziening extremer dan in het veld.

Het meten van de afbraaksnelheid onder anaërobe omstandigheden is niet mogelijk nadat de monsters eerst lange tijd aan zuurstof zijn blootgesteld. Door deze blootstelling worden relatief grote hoeveelheden nitraat en sulfaat gevormd die in een zuurstofloze omgeving als elektronenacceptor fungeren, waardoor relatief veel meer organische stof wordt afgebroken dan onder langdurig anaërobe omstandigheden in de veldsituatie

Het monitoren van (bio)chemische processen die in de monsters optreden is mogelijk door op verschillende tijdstippen vocht te onttrekken aan de veenmonsters. Voor het trekken van gefundeerde conclusies zijn echter tijdens het ademhalingsonderzoek te weinig vochtmonsters onttrokken en geanalyseerd. Ook de heterogeniteit van de veenmonsters en ad- en desorptieprocessen bemoeilijkten interpretatie van de resultaten van de analyses van het bodemvocht.

5.3 Conclusies

5.3.1 Veenkarakteristieken

Het C-gehalte van de organische stof in de onderzochte venen bedraagt ongeveer 55 massa-%. Het C-gehalte in de veenmonsters uit de bovenste lagen is ongeveer 49 massa-%. Deze C-gehalten zijn lager dan de vaak in de literatuur genoemde 58 massa-% voor organische stof in de bodem.

Er is een duidelijke relatie gevonden tussen de trofiegraad en de stikstofrijkdom van het veen: het eutrofe bosveen bevat relatief veel stikstof, het oligotrofe veenmosveen relatief weinig. De C/N-verhouding van de profiellagen van het eutrofe bosveen ligt tussen 11,2 en 17,2, die van het oligotrofe veenmosveen tussen 15,7 en 53,1. De C/N-verhouding van het matig oligotrofe veenmosveen ligt tussen 12,7 en 46,4. De laagste waarden zijn gevonden in de wortelzone van elk veenprofiel. De bemestingsgeschiedenis is hierbij van belang. De C/N-verhouding neemt tot GLG-niveau toe met de diepte. Onder GLG-niveau is sprake van een geringe afname van de C/N-verhouding.

De gevonden C/P-verhoudingen van het veen vertonen een zeer grote variatie (1100-5200). Een eenduidige relatie tussen de C/P-verhouding enerzijds en de trofiegraad en de C/N-verhouding anderzijds is niet gevonden voor de onderzochte venen. Dit is overeenkomstig de bevindingen uit de literatuur. De laagste C/P-verhoudingen zijn gevonden in de wortelzone (200-300). De bemestingsgeschiedenis is hierbij van belang.

In alle veenmonsters is pyriet gevonden in niet te verwaarlozen hoeveelheden (0,18-3,88 massa-% van de droge stof).

5.3.2 Afbraaksnelheden

Aërobe afbraak

De potentiële relatieve afbraaksnelheid (k_{pol}) van niet-geoxideerd en niet door aanvoer van vers organisch materiaal beïnvloed veen is afhankelijk van de trofiegraad van het veen: hoe hoger de trofiegraad (van oligotroof naar eutroof), hoe hoger de k_{pol} -waarde. Voor het oligotrofe, het matig oligotrofe en het eutrofe veen bedraagt deze k_{pol} -waarde respectievelijk gemiddeld 0,004, 0,008 en 0,013 jaar⁻¹ (bij 9,5 °C).

De potentiële relatieve afbraaksnelheid van het oorspronkelijke, niet-geoxideerde veen komt voor het eutrofe veen ongeveer overeen met de relatieve afbraaksnelheid van stabiele humus in de bouwvoor onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden (0,015-0,020 jaar⁻¹).

De k_{pot} -waarden van de bovenste lagen van alle veenprofielen zijn het hoogst, als gevolg van de aanwezigheid van relatief vers materiaal afkomstig van wortels en eventueel organische bemesting.

Er bestaat een duidelijke relatie tussen de potentiële relatieve afbraaksnelheid van de veenmonsters en de C/N-verhouding. Deze relatie kan worden beschreven met: $k_{pot} = 0.016 - 0.00021$ C/N (10 < C/N < 55, bij 9.5 °C). Toepassing van deze relatie dient beperkt te blijven tot laagveen, want de aard van het substraat (onder ander ligninegehalte) heeft een veel grotere invloed op de afbraaksnelheid van organische stof dan de C/N-verhouding.

Anaërobe afbraak

De in het ademhalingsonderzoek bepaalde relatieve afbraaksnelheden voor anaërobe omstandigheden zijn veel hoger dan de afbraaksnelheden onder langdurig anaërobe (veld)omstandigheden De oorzaak hiervan is dat er tijdens de meting van de afbraaksnelheid grote hoeveelheden elektronenacceptoren in de vorm van nitraat en sulfaat in de veenmonsters aanwezig waren, die samenhingen met de voorafgaande periode van lange doorluchting.

Afbraak bij verschillende temperaturen

De Q_{10} , die het effect op de afbraaksnelheid van 10 graden temperatuurverandering weergeeft, is voor de afbraak van de onderzochte venen in het temperatuurtraject van 0 tot 20 °C groter dan de vaak in de literatuur voor organische stof genoemde waarde van 2 à 3. Waarschijnlijk geldt een Q_{10} van 2 à 3 vooral voor het temperatuurtraject van 20 tot 30 °C.

De Q_{10} is groter naarmate de temperatuur lager is. Voor de onderzochte venen ligt de Q_{10} tussen 2,4 en 3,6 in het traject 10-20 °C, en tussen 3,0 en 5,6 in het traject 0-10 °C. Wanneer gebruik wordt gemaakt van een Q_{10} -waarde is het dus van belang te weten voor welk temperatuurtraject deze Q_{10} is bepaald. Voor het totale temperatuurtraject van 0 tot 20 °C kan het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid van de onderzochte venen goed worden beschreven met: $f_T = e^{0,127(T-10.5)}$ (f_T = correctiefactor; T = temperatuur tussen 0 en 20 °C). Hierbij hoort een gemiddelde Q_{10} van 3,6.

Bij verlaging van de temperatuur tot 0 °C gaat de afbraak van organische stof door. Bij de onderzochte venen bedraagt de afbraak bij 0 °C nog ongeveer 25% van de afbraak bij 10 °C.

Bij alle drie de veenprofielen onderscheidt de toplaag zich van de diepere lagen door een lagere Q_{10} . Blijkbaar zijn de micro-organismen uit de oppervlakkige lagen beter aangepast aan een milieu met temperatuurwisselingen.

5.3.3 Stikstof- en fosformineralisatie

Stikstof

De in het ademhalingsonderzoek bepaalde stikstofmineralisatiesnelheden vormen slechts een indicatie. De belangrijkste redenen hiervoor zijn dat ze zijn gebaseerd op slechts twee bepalingen van minerale stikstof in het bodemvocht en dat uitwisseling van ammonium tussen bodemvocht en bodemcomplex waarschijnlijk storend heeft gewerkt.

In alle monsters is netto stikstofmineralisatie opgetreden. Volgens het concept van de 'kritische C/N-verhouding' en op basis van de C/N-verhoudingen kan in de onderste vier monsters van de twee veenmosvenen geen netto stikstofmineralisatie optreden. Het concept van de 'kritische C/N-verhouding' gaat ervan uit dat bij lagere C/N-verhoudingen dan de kritische netto stikstofmineralisatie optreedt en dat bij hogere C/N-verhoudingen netto stikstofimmobilisatie plaatsvindt. De metingen aan de veenmosvenen geven aan dat het concept van de kritische C/N-verhouding niet zondermeer bruikbaar is voor organische stof in veen. De verwachting is dat deze organische stof voornamelijk bestaat uit inerte, stikstofarme fracties, maar daarnaast relatief kleine, gemakkelijk afbreekbare, stikstofrijke fracties bevat die sterk bepalend zijn voor zowel de afbraak als de stikstofmineralistatie.

Fosfor

Over de fosformineralisatie in de onderzochte veenmonsters kunnen door de storende werking van fosforvastleggingsprocessen geen nadere uitspraken worden gedaan.

5.4 Aanbevelingen

Uit de resultaten van het ademhalingsonderzoek blijkt dat niet aan alle doelstellingen van het onderzoek kon worden voldaan. Daarom wordt aanbevolen nader onderzoek uit te voeren naar de volgende zaken:

- de afbraaksnelheid onder anaërobe omstandigheden. Deze kan worden bepaald door monsters van onder de gemiddeld laagste grondwaterstand direct na monstername door te leiden met een zuurstofloos gas. Bij de monstername en de latere monstervoorbehandeling moet worden voorkomen dat deze anaërobe monsters zelfs maar tijdelijk aëroob worden. Door het hanteren van een lagere doorstroomsnelheid of door de monsters niet continue door te leiden met een gas kan waarschijnlijk ook de productie van methaan en lachgas worden gemeten;
- de relatie tussen de afbraaksnelheid (C-mineralisatie) en de stikstof- en fosformineralisatie. Deze relatie kan beter worden onderzocht door vaker en eventueel op meerdere plaatsen vocht uit de veenmonsters te onttrekken dan in het ademhalingsonderzoek is gedaan. Door de analyses te beperken tot N- en P-houdende componenten kan worden volstaan met het onttrekken van minder vocht per bemonsteringsronde.

Naar aanleiding van het ademhalingsonderzoek is ook behoefte ontstaan naar nieuw onderzoek. Het verdient aanbeveling onderzoek uit te voeren naar de invloed op de afbraaksnelheid van:

- een temperaratuurverlaging beneden 0 °C;
- een temperaratuurverhoging boven 20 °C;
- wisselingen in temperatuur;
- afwisselende aërobe en anaërobe omstandigheden.

Om een beter inzicht te krijgen in de ruimtelijke variabiliteit van de afbraaksnelheid van veen verdient het aanbeveling de ademhalingsmeting aan grotere aantallen monsters van dezelfde diepte uit te voeren.

Verder is nader onderzoek gewenst naar de oorzaken van de relatief lage waarden van de verhouding tussen koolzuurproductie en zuurstofconsumptie (RQ) die tijdens het ademhalingsonderzoek zijn gemeten.

Tenslotte dient nader onderzoek te worden uitgevoerd naar de oorzaken van de extreem hoge koolzuurproductie, samengaand met een extreem lage pH van het bodemvocht, die is gemeten in het eerste monster van onder de GLG van het eutrofe bosveen.

Literatuur

Addiscot, T.M., 1983. Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with different histories. J. Soil Science 34: 343-353.

Alexander, M.A., 1961. Introduction to soil microbiology. J. Wiley and Sons. New York.

Alexander, M.A., 1977. Introduction to soil microbiology. 2nd ed. J. Wiley and Sons. New York.

Allison, F.E., 1973. Soil organic matter and its role in crop production. *Developments in soil science* no. 3. Elsevier. Amsterdam.

Bakker, J.W., 1990. Bodemverlies door oxydatie van organische stof. In: C. van den Berg, F.A.M. de Haan en D.A. Zeilmaker (eds.). Handboek voor milieubeheer, Deel IV: Bodembescherming, hoofdstuk D3410. Samson uitgeverij bv. Alphen aan den Rijn, Brussel.

Bakker, J.W., F.R. Boone en P. Boekel, 1987. Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusiecoëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden. Rapport 20. ICW. Wageningen.

Bidwell, R.G.S., 1979. Plant physiology. Macmillan publishing co., inc. New York.

Bots, W.C.P.M., A. Breeuwsma en W. van Duijvenboden, 1979. Voorbeelden van bodemmilieus in Nederland. In: C. van den Berg, F.A.M. de Haan en D.A. Zeilmaker (eds.), 1987. Handboek voor milieubeheer, Deel IV: Bodembescherming, studenteneditie 1, hoofdstuk 2.3. Samson uitgeverij bv. Alphen aan den Rijn, Brussel.

Bouwman, A.F. en K.W. Van der Hoek, 1991. Analysis of soil and water borne emissions of nitrous oxide and methane in the Netherlands. Report 736301010. RIVM. Bilthoven.

Bunnel, F.L., D.E.N. Tait, P.W. Flanagan en K. van Cleve, 1977. Microbial respiration and substrate weight loss I. A general model of the influences of abiotic variables. *Soil Biol. and Bioch.* 9: 33-40.

Campbell, C.A., R.J.K. Meyers en K.L. Weier, 1981. Potential mineralizable nitrogen, decomposition rates and their relationships to temperature for five Queensland soils. *Austr. J. Soil Res.* 19: 323-332.

Clark, M.D. en J.T. Gilmour, 1983. The effect of temperature on decomposition at optimum and saturated soil water contents. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 927-929.

Clymo, R.S., 1965. Experiments on breakdown of Spagnum in two bogs. J. Ecol. 53: 747-758.

Clymo, R.S., 1983. *Peat.* In: A.J.P. Gore (ed.). Ecosystems of the world. Vol. 4A/B. Mires: swamp, bog, fen and moor. Elsevier. Amsterdam.

Dickinson, C.H. en G.J.F. Pugh (eds.), 1974. Biology of plant litter decomposition. Vol I: 1-241. Acad. Press. London.

Dijk, H. van., 1980. Survey of Dutch soil organic matter research with regard to humification and degradation rates in arable land. In: D. Boels, D.B. Davies and A.E. Johnston (eds), 1982. Soil Degradation, Proceedings of the land use seminar on soil degradation. pp 133-144. Wageningen, 13-15 October 1980.

Edwards, N.T., 1982. A timesaving technique for measuring respiration rates in incubated soil samples. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 1114-1116.

Feijtel, T.C., Y. Salinger, C.A. Hordijk, J.P.R.A. Sweerts, N. van Breemen en Th. E. Cappenberg, 1989. Sulfur cycling in a Dutch moorland pool under elevated atmospheric S-deposition. *Water, Air, and Soil Pollution* 44: 215-234.

Glinski, J. en W. Stepeniewski, 1985. Soil aeration and its role for plants. CRC Press Inc. Boca Raton, Florida.

Haan, F.A.M. de, 1978. Bodemverlies door erosie en oxydatie. In: C. van den Berg, F.A.M. de Haan en D.A. Zeilmaker (eds.), 1987. Handboek voor milieubeheer, Deel IV: Bodembescherming, studenteneditie 1. hoofdstuk 4.3.4. Samson uitgeverij bv. Alphen aan den Rijn, Brussel.

Hämäläinen, M., 1991. Principal variations in the chemical composition of peat. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Chemistry. Uppsala.

Harmsen, G.W. en D.A. van Schreven, 1955. Mineralization of organic nitrogen in soil. Adv. Agron. 7.

Hassink, J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C an N mineralization. Soil Biology and Biochemistry 26: 1221-1231.

Hassink, J. 1995. Organic matter dynamics and N mineralization in grassland soils. DLO Research Institute for Agrobiology and Soil Fertility (AB-DLO), Haren, The Netherlands. PhD thesis Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.

Heal, O.W., G. Howson, D.D. French en J.N.R. Jeffers, 1974. *Decomposition of cotton strips in tundra*. <u>In:</u> A.J. Holding, O.W. Heal, S.F. Maclean Jr and P.W. Flanagan (eds.). Soil organisms and decomposition in Tundra. pp 341-362. Tundra Biome Steering Committee. Stockholm.

Heal, O.W., P.M. Latter en G. Howson, 1978. A study of rates of decomposition of organic matter. In: O.W. Heal and D.F. Perkins (eds.). Production ecology of British moors and montane grasslands. Springer Verlag. Berlin.

Helling, C.S., G. Chesters en R.B. Corey. 1964. Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected bij the pH of the saturating solution. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28: 517-520.

Hendriks, R.F.A., 1991. De afbraak en mineralisatie van veen. Literatuuronderzoek. Rapport 199. DLO-Staring Centrum. Wageningen.

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

Hénin, S. en M. Dupuis, 1945. Essai de bilan de la matiere organique du sol. Ann. Argon. 15.

Hunt, H.W., 1978. A simulation model for decomposition in grasslands. <u>In:</u> Innis (1978).

Kolenbrander, G.J., 1974. Efficiency of organic manure in increasing soil organic matter content. Trans. 10th. Int. Congr. Soil Sci. Vol. 2: 129-136. Moscow.

Kononova, M.M., 1961. Soil organic matter, its nature, its role in soil formation and in soil fertility. Pergamon press. Oxford, London, New York, Paris.

Kortleven, J., 1963. Kwantitatieve aspecten van humusopbouw en humusafbraak. Versl. Landbk. Onderz. 69.1. PUDOC. Wageningen.

Magdoff, F.R. en R.J. Bartlett, 1985. Soil pH buffering revisted. Soil Sci. Soc. Am. J. 49: 145-148.

Malmer, N. en E. Holm, 1984. Variation in the C/N-quotient of peat in relation to decomposition rate and age determination with ²¹⁰Pb. Oikos 43: 171-182.

Meijboom, F. en M. van Noordwijk, 1991. Rhizon soil solution samplers as artificial roots. In: L. Kutschera, E. Hubl, E. Lichtenegger, H. Persson and M. Sobotik (eds.), 1992. Root Ecology and its practical application. Proceedings of the 3rd ISRR Symposium, 2nd-6th September 1991. Wien, Austria.

Murayama, S. en A.B. Zahari, 1991. Biochemical decomposition of tropical peats. Proc. Int. Symp. Trop. Peat Land. Kuching, Sarawak, Malaysia.

Novozamsky, I. en J. Beek, 1978. Common solubility equilibria in soils. In: G.H. Bolt, and M.G.M. Bruggenwert (eds.). Soil chemistry, A. Basic elements. Elsevier. Amsterdam, Oxford, New York. Orchard, V.A. en F.J. Cook, 1983. Relationships between soil respiration and soil moisture. *Soil Biol. Biochem.* 15: 447-453.

Pons, L.J., 1964. A quantitative microscopial method of pyrite determination in soils. In: A. Jongerius (ed.). Soil micromorphology. Proc. 2nd Int. Working Meeting on Soil Micromorphology. pp. 401-409. Arnhem, The Netherlands. Elsevier. Amsterdam.

Rixon, A.J. en B.J. Bridge, 1968. Respiratory quotient arising from microbial activity in relation to matric suction and air filled pore space of soil. *Nature* 218: 961-962.

Rubins, E.J. en F.E. Bear, 1942. Carbon-nitrogen ratios in organic fertilizer materials in relation to availability of their nitrogen. *Soil Science* 54: 411-423.

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

Schoumans O.F., 1997. Beschrijving van het gedrag van anorganisch fosfaat in veengronden. Rapport 522. DLO-Staring Centrum. Wageningen.

Shotyk, W., 1988. Review of the inorganic geochemistry of peats and peatland waters. *Earth-Science Reviews* 25: 95-176.

Stephens, J.C. en W.H. Speir, 1969. Subsidence of organic soils in the USA. Publ. 89. Assn. Itern. of Hydro. Sci. Colloque de Tokyo.

Steur, G.G.L. en W. Heijink, 1983. Bodemkaart van Nederland 1:50.000, algemene begrippen en indelingen. STIBOKA. Wageningen.

Tate, R.L., 1987. Soil organic matter: biological and ecological effects. J. Wiley and Sons. New York.

Verhoeven, J.T.A., E. Maltby en M.B. Schmitz, 1990. Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. J. Ecol. 78: 713-726.

Volk, B.C., 1973. Everglades histosol subsidence: 1. CO_2 evolution as affected by soiltype, temperature and moisture. Soil and crop science. Proc. 32.

Waksman, S.A., 1952. Soil microbiology. J. Wiley and Sons. New York.

Wilson, J.M. en D.M. Griffin, 1975. Water potential and the respiration of microorganisms in the soil. Soil Biol. Biochem. 7: 199-204.

Wijvekate, M.L., 1966. Verklarende statistiek. AULA-boeken. Utrecht.

Niet-gepubliceerde bronnen

Berghuis-van Dijk, J.T., P.E. Rijtema en C.W.J. Roest, 1985. ANIMO - Agricultural Nitrogen Model. Note 1671. ICW. Wageningen.

Bouter, P. en C.J. Ritsema, 1989. Research on acid sulphate soils in the humid tropics. Chemical analyses on soil material and soil moisture. Scientific report no. 8. LAWOO-AARD.

Bruggenwert, M.G.M., 1992. Persoonlijke mededeling. LUW, Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding. Wageningen.

Diest, A. van, 1986. Het vóórkomen en gedrag van nutriënten in bodems. LUW, Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding. Wageningen.

Diest, A. van, 1989. Maatschappelijke aspecten van de bodemvruchtbaarheid. LUW, Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding. Wageningen.

Hartmann und Braun, 1985. NDIR-Betriebsphotometer Uras 3K. im 1/1 19"-Einschub. Gebrauchsanweisung.

Janssen, B.H., 1986. Organische stof en bodemvruchtbaarheid. Caput selectum in het kader van Bodemvruchtbaarheid en Bemesting. LUW, Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding. Wageningen.

Kolenbrander, G.J., 1969. De bepaling van de waarde van verschillende soorten organische stof ten aanzien van hun effect op het humusgehalte bij bouwland. Instituut voor bodemvruchtb. Haren.

Otten, W., 1985. Nader onderzoek naar oxydatie van veengronden, literatuuroverzicht en metingen aan veenmonsters. Nota 1620. ICW. Wageningen.

Taylor Servomex, 1972. Precision Oxygen Analyser Type OA. 184. A Twin channel oxygen analyser for high accuracy measurements with suppressed zero. Manual.

Vaan, G.J. de, 1987. Maaiveldszakking van veenweidegebieden, oxydatiemetingen aan veenmonsters. Stageverslag H.A.S. 's-Hertogenbosch.

Vermeulen, J., 1992. Bepaling van afbraaksnelheden van organische stof in laagveen, ademhalingsmetingen aan ongestoorde veenmonsters in het laboratorium. Verslag afstudeervak bodemvruchtbaarheid en plantevoeding. Landbouwuniversiteit. Wageningen.

Warringa, J., 1987. Oxydatie van veen onder grasland. Stageverslag H.A.S. Leeuwarden.

AANHANGSELS

1	Profielopbouw van de onderzoekspercelen, en organischestof-, lutum- en	
	CaCO ₃ -gehalte, en pH-KCl van de onderscheiden lagen	93
2	Hoeveelheid vocht en drukhoogte in de veenmonsters op verschillende	
	tijdstippen	95
3	Afleiding van de vergelijkingen voor de berekening van de relatieve	
	afbraaksnelheid	97
4	Grafische weergave van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie	103
5	Grafische weergave van de resultaten van de analyses van het	
	bodemvocht	111
6	Rectificatie van de afbraaksnelheden gebruikt in het 'Veenweide-	
	onderzoek' en de gevolgen hiervan voor de resultaten van dat onderzoek	121

Aanhangsel 1 Profielopbouw van de onderzoekspercelen, en organischestof-, lutum- en CaCO₃-gehalte, en pH-KCl van de onderscheiden lagen

De in onderstaande tabellen vermelde waarden zijn bepaald door het Bedrijfslaboratorium voor grond- en gewasonderzoek te Oosterbeek.

Laagnr.	Diepte (cm - mv)	Omschrijving	Org.stof (%)	Lutum (%)	CaCO ₃ (%)	pH-KCl (-)
0	0-3	viltige zodelaag	-	-	-	-
1	3- 23	zware, venige klei	33,4	39,8	0,2	4,3
2	23- 40	zwart, geoxideerd matig verweerd veenmosveen	89,8	1,5	0,2	3,8
3	40- 58	zwart, geoxideerd matig verweerd veenmosveen	91,4	<0,1	0,3	4,2
4	58-240 (70- 90)ª	donker roodbruin, niet geoxideerd veenmosveen	91,7	1,1	0,1	5,0

Tabel A1.1 De Akmarijpsterpolder

Tabel A1.2 Donkse Laagten

Laagnr.	Diepte (cm - mv)	Omschrijving	Org.stof (%)	Lutum (%)	CaCO ₃ (%)	рН-КСl (-)
1	0- 25	zware, venige klei	30,6	53,0	0,1	4,5
2	25- 45	zwart, geoxideerd matig verweerd bosveen	78,4	4,7	0,1	4,2
3	45- 62	zwart, geoxideerd matig verweerd bosveen	75,9	1,7	0,2	4,1
4	62-360 (70- 90) ^a	donker roodbruin, niet geoxideerd bosveen	80,5	4,8	0,3	4,7

Tabel A1.3 Wormer, Jisp en Nek

Laagnr.	Diepte (cm - mv)	Omschrijving	Org.stof (%)	Lutum (%)	CaCO ₃ (%)	рН-КСl (-)
1	0- 20	zware, venige klei	30,9	39,5	0,2	4,8
2	20- 40	zwart, geoxideerd verweerd veenmosveen	82,2	6,3	0,1	4,8
3	40- 65	zwart, geoxideerd verweerd veenmosveen	91,6	3,5	0,2	4,3
4	65-315 (70- 90)*	donker bruin, niet geoxideerd veenmosveen	90,8	2,0	0,2	5,0

^a Bemonsteringsdiepte voor bepaling van de genoemde parameters

Aanhangsel 2 Hoeveelheid vocht en drukhoogte in de veenmonsters op verschillende tijdstippen

Monstercode ^a	Dagnummer ^b								
	-19	-5	21	32	70	94			
A	1 9 45	1928	1928	1928	1908	1897			
A ₂	2359	2309	2290	2253	2182	2120			
A,	2402	2327	2302	2183	2110	2052			
A ₄	2556	2483	2345	2227	2119	2028			
A ₅	2501	2425	2365	2253	2203	2090			
D	1981	1955	1 9 44	1913	1861	1841			
D_2	2269	2218	2174	2106	2043	1999			
D_3	2447	2386	2355	2269	2223	2175			
D_4	2337	2273	2157	2052	2021	1910			
D ₅	2380	2320	2208	2093	2041	1955			
W	1750	1735	1735	1735	1718	1703			
W ₂	2251	2179	2179	2137	2075	2020			
W ₃	2489	2448	2407	2347	2303	2253			
W₄	2487	2421	2379	2268	2220	2160			
W ₅	2522	2430	2383	2275	2217	2092			

Tabel A2.1 Hoeveelheid vocht (ml) in de veenmonsters op verschillende tijdstippen

Tabel A2.2 Drukhoogte (kPa) in de veenmonsters op verschillende tijdstippen

Monstercode ^a	Dagnummer ^b							
	-59	-16	-5	18	25	67	105	126
A ₁	-0,43	-0,57	-0,57	-c	-0,48	-0,45	^d	-0,23
A ₂	-0,26	-0,37	-0,46	-0,33	-0,63	-0,61	-0,97	-
A,	-0,13	-0,20	-0,55	-0,30	-0,73	-0,59		-0,83
A ₄	0	-0,08	-0,32	-0,23	-0,44	-0,36	-0,56	-
A ₅	0	-0,13	-0,43	-0,21	-0,46	-0,37		-0,57
D ₁	-0,27	-0,35	-0,48	-0,35	-0,75	-0,66		-0,84
D_2	-0,09	-0,11	-0,47	-0,27	-0,53	-0,50	-0,65	-
\mathbf{D}_{3}	-0,16	-0,27	-0,48	-0,28	-0,59	-0,51		-0,11
D_4	0	-0,08	-0,38	-0,12	-0,31	-0,54	-0,33	-
D ₅	0	-0,10	-0,37	-0,15	-0,47	-0,57		-0,47
W ₁	-0,45	-0,61	-0,61	-0,59	-0,64	-0,82		-0,51
W ₂	-0,22	-0,40	-0,40	-0,35	-0,57	-0,65	-1,03	-
W ₃	-0,18	-0,23	-0,56	-0,34	-0,60	-0,55		-0,69
W ₄	0	-0,25	-0,58	-0,28	-0,53	-0,41		-0,25
W ₅	0	-0,27	-0,46	-0,28	-0,56	-0,41	-0,69	-

^a voor verklaring van de monstercodes zie tabel 2

^b dag 1 is aanvang van de bepaling van de afbraaksnelheid

 $^{\circ}$ - = niet bepaald

^d -- = niet bepaald op dag 105, monsters in de klimaatkast

Aanhangsel 3 Afleiding van de vergelijkingen voor de berekening van de relatieve afbraaksnelheid

In dit aanhangsel worden de vergelijkingen afgeleid voor de berekening van:

1 de koolzuurproductie en zuurstofconsumptie (A3.1);

2 de relatieve afbraaksnelheid uit de koolzuurproductie (A3.2);

3 de halfwaardetijd uit de relatieve afbraaksnelheid (A3.3).

Deze berekeningen zijn gebaseerd op momentane metingen van het koolzuur- en het zuurstofgehalte (zie 3.2.2). In de vergelijkingen voor de berekeningen 1 en 2 moeten de koolzuurproductie en zuurstofconsumptie worden uitgedrukt voor een reëel tijdsinterval. Hiervoor is een tijdsinterval van één dag genomen, omdat de momentane metingen van een periode van enkele dagen zijn gemiddeld om een representatieve meting voor een bepaalde situatie te verkrijgen (zie 3.2.2). Dit gemiddelde geldt voor een periode in de orde van grootte van dagen. Om praktische redenen is hieruit een tijdsinterval van één dag afgeleid.

A3.1 Berekening van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie

De koolzuurproductie en zuurstofconsumptie zijn berekend uit de gemeten verschillen in koolzuur- en zuurstofgehalte tussen instromend en uitstromend gas met:

$$\alpha = 24 \cdot 60 \cdot \frac{\Delta c}{100} \cdot \frac{1}{V_m V} \cdot \frac{273}{273 + T} \cdot \frac{P}{P_0} \cdot Q$$
(A3.1)

met:

- α = koolzuurproductie of zuurstofconsumptie per eenheid van volume van het veen (mmol.l⁻¹.d⁻¹);
- Δc = verschil in koolzuur- of zuurstofgehalte tussen het instromende en het uitstromende gas (vol.-%);
- V_m = molair volume (22,4 bij T = 0 °C en $P = P_0$) (ml.mmol⁻¹);
- V = volume veenmonster (2,903) (l);
- Q = gasdebiet (ml.min⁻¹);
- P = luchtdruk in het laboratorium (kPa);
- P_0 = standaarddruk (101,3) (kPa);
- T = temperatuur in het laboratorium (°C).

Verdere uitwerking van (A3.1) geeft:

$$\alpha = \frac{0,597 \ \Delta c \ Q \ P}{273 + T}$$
(A3.2)

De koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie zijn uitgedrukt per eenheid van volume van het veen en niet per eenheid van massa in aansluiting op de onderzoeken van Otten (1985), De Vaan (1987) en Warringa (1987).

Met vergelijking (A3.2) worden momentane metingen opgeschaald naar een tijdsinterval van één dag. In principe staat α in deze vergelijking daarom niet voor de koolzuurproductie of zuurstofconsumptie per dag, maar voor de koolzuurproductie of zuurstofconsumptie die zou zijn opgetreden per dag indien productie en consumptie constant zouden zijn op die dag. Theoretisch zijn productie en consumptie niet constant, maar nemen voortdurend af in de tijd. In de praktijk is deze afname binnen het bestek van enkele dagen kleiner dan de ruis in de meetresultaten.

A3.2 Berekening van de relatieve afbraaksnelheid uit de koolzuurproductie

Het belangrijkste doel van de ademhalingsmetingen voor het 'Veenweide-onderzoek' was het verkrijgen van relatieve afbraaksnelheden voor berekeningen met het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO. In dit model wordt de afbraak van de organische stof beschreven als een eerste-orde-proces (zie 2.4, vergelijking (10)):

$$\frac{dY}{dt} = -kY \text{ of } \frac{dY}{Y} = -kdt \tag{A3.3}$$

met:

Y = hoeveelheid organische stof per massaeenheid droge stof (g.g⁻¹); k = relatieve afbraaksnelheid (jaar⁻¹); t = tijd (jaar).

In deze differentiaalvergelijking is de hoeveelheid organisch materiaal (dY) die per tijdseenheid (dt) wordt afgebroken recht evenredig met de hoeveelheid materiaal die nog over is (Y). De snelheidsconstante k staat voor de hoeveelheid organische stof die verdwijnt in relatie tot de aanwezige hoeveelheid organische stof en wordt daarom 'relatieve' afbraaksnelheid genoemd.

In vergelijking (A3.3) is k de fractie van Y die per tijdstap wordt afgebroken. Omdat (A3.3) een continue functie is die een continue afname van Y als functie van de tijd beschrijft, moet deze fractie k worden afgeleid voor een oneindig kleine tijdstap waarin Y bij benadering constant is. Voor één oneindig kleine tijdstap $\Delta t \rightarrow 0$ geldt:

$$k = \frac{\Delta Y}{Y} \tag{A3.4}$$

met: k = relatieve afbraaksnelheid (Δt^{-1}); ΔY = hoeveelheid organische stof die is afgebroken in tijdstap Δt (g.g⁻¹); Y = aanwezige hoeveelheid organische stof (g.g⁻¹); Δt = oneindig kleine tijdstap ($\Delta t \rightarrow 0$).

De momentane meting van de koolzuurproductie geldt in principe voor een oneindig kleine tijdstap en kan dus worden gebruikt voor de afleiding van k met vergelijking (A3.4). Hiervoor moet de koolzuurproductie als maat voor de hoeveelheid afgebroken organische stof wel worden uitgedrukt ten opzichte van een reëel tijdsinterval. Met vergelijking (A3.2) is de momentane koolzuurproductie lineair opgeschaald naar een productie per dag. Omdat k recht evenredig is met ΔY mogen beide grootheden naar hetzelfde tijdsinterval worden opgeschaald. Uitgedrukt ten opzichte van een tijdsinterval van 1 dag kan k worden afgeleid met:

$$k = \frac{Y_{afg}}{Y_0} \tag{A3.5}$$

met:

k = relative afbraaksnelheid (d⁻¹);

- Y_{afg} = hoeveelheid organische stof die in één dag zou zijn afgebroken als de momentane organischestofafbraak constant zou zijn op die dag (g.g⁻¹);
- Y_0 = hoeveelheid organische stof op het moment van meten (g.g⁻¹).

Voor de berekening van de k-waarde met vergelijking (A3.5) moet de fractie organische stof bekend zijn die zou zijn afgebroken in één dag als de momentane organischestofafbraak constant zou zijn op die dag (Y_{afg}/Y_0) . Omdat de organische stof voor (ruim) de helft uit koolstof bestaat, kan de afbraak van organische stof worden bepaald uit de koolstofmineralisatie van de organische stof (k wordt ook wel C-mineralisatiesnelheid genoemd). Een maat hiervoor is de koolzuurproductie per dag (α) van vergelijking (A3.2). De fractie gemineraliseerde koolstof wordt verkregen door de gemineraliseerde hoeveelheid te delen door de totale hoeveelheid koolstof op tijdstip t = 0. Deze totale hoeveelheid kan worden berekend uit de fractie koolstof in het veen en de volumieke massa van het veen, beide op tijdstip t = 0. Invullen van deze grootheden in vergelijking (A3.5), waarbij rekening wordt gehouden met de omzetting van dag naar jaar, de atoommassa van koolstof (12 g.mol⁻¹) en de noodzakelijke omrekeningsfactoren, geeft de gebruikte vergelijking voor de berekening van de relatieve afbraaksnelheid uit de koolzuurproductie: $k = 0.00438 \frac{\alpha_{CO_2}}{frC m_{\nu}}$

met:

k = relatieve afbraaksnelheid (jaar⁻¹); α_{co2} = koolzuurproductie (mmol.l⁻¹.d⁻¹); frC = fractie koolstof in het veen (g.g⁻¹); m_{ν} = volumieke massa van het veen (g.cm⁻³).

De met vergelijking (A3.6) bepaalde afbraaksnelheid op basis van de koolzuurproductie van ongeveer dag 66 geldt in principe voor de toestand van de veenmonsters op deze dag. Bij de berekeningen is echter ook gebruikt gemaakt van waarden die niet op dag 66 zijn bepaald:

- de fractie koolstof is gemeten aan gestoorde monsters die op hetzelfde moment zijn genomen als de ongestoorde monsters. De gemeten koolstoffractie is daarmee representatief voor de fractie koolstof in de ongestoorde monsters op dag -70 van de meetperiode;
- de volumieke massa van de ongestoorde veenmonsters is bepaald aan het einde van de meetperiode (dag 130).

Zowel de fractie koolstof als de volumieke massa nemen af in de tijd als gevolg van afbraak van organische stof. Doordat in vergelijking (A3.6) voor de fractie koolstof en de volumieke massa de waarden zijn genomen die zijn bepaald op de hierboven genoemde dagen is de fractie koolstof overschat en de volumieke massa onderschat. Door de vermenigvuldiging van beide grootheden in vergelijking (A3.6) heffen onder- en overschatting elkaar grotendeels op, resulterend in een lichte overschatting van de k-waarde. Omdat de hoeveelheid organische stof die tijdens de meetperiode is afgebroken zeer gering is ten opzichte van de totale hoeveelheid organische stof in het veen, is deze overschatting verwaarloosbaar klein (minder dan 0,5% van de k-waarde).

Resumerend kan worden gesteld dat de met de ademhalingsmeting verkregen k-waarde representatief is voor de relatieve afbraaksnelheid van de organische stof in het veen op het moment van nemen van de veenmonsters.

A3.3 Berekening van de halfwaardetijd uit de relatieve afbraaksnelheid

Naast de k-waarde wordt de zogenaamde halfwaardetijd vaak gebuikt om een afbraaksnelheid uit te drukken. Deze komt overeen met de tijd die nodig is om de helft van het oorspronkelijk aanwezige materiaal (Y_0) af te breken. Hiervoor geldt: $Y = 0.5 Y_0$.

Voor de afleiding van de halfwaardetijd uit de k-waarde moet vergelijking (A3.3) eerst worden geïntegreerd:

$$\ln Y = -kt + C$$

De integratieconstante C wordt als volgt verkregen:

voor t = 0 is $Y = Y_0$ of de hoeveelheid organische stof aan het begin van de beschouwde afbraakperiode. Invullen van t = 0 en $Y = Y_0$ in (A3.7) levert $C = \ln Y_0$, dus:

$$\ln Y = -kt + \ln Y_0 \quad \text{of} \quad k = -\frac{\ln Y - \ln Y_0}{t} = -\frac{\ln \left(\frac{Y}{Y_0}\right)}{t}$$
(A3.8)

Invullen van $Y = 0.5 Y_0$ in (A3.8) geeft de halfwaardetijd als functie van k:

$$t_{y_2} = -\frac{\ln\left(\frac{0.5 \ Y_0}{Y_0}\right)}{k} = \frac{0.693}{k}$$
(A3.9)

met:

 $t_{\frac{1}{2}}$ = halfwaardetijd (jaar); k = relatieve afbraaksnelheid (jaar⁻¹). (A3.7)

Aanhangsel 4 Grafische weergave van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie



Fig. A4.1 Verloop in de tijd van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie, en van de verhouding hiertussen voor de monsters A_1 t/m A_3



Fig. A4.1 Verloop in de tijd van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie, en van de verhouding hiertussen voor de monsters A_4 en A_5



Fig. A4.2 Verloop in de tijd van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie, en van de verhouding hiertussen voor de monsters D_1 t/m D_3



Fig. A4.2 Verloop in de tijd van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie, en van de verhouding hiertussen voor de monsters D_4 en D_5



Fig. A4.3 Verloop in de tijd van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie, en van de verhouding hiertussen voor de monsters W_1 t/m W_3



Fig. A4.3 Verloop in de tijd van de koolzuurproductie en de zuurstofconsumptie, en van de verhouding hiertussen voor de monsters W_4 en W_5

Aanhangsel 5 Grafische weergave van de resultaten van de analyses van het bodemvocht



Fig. A5.1 Verloop in de tijd van de TOC-concentratie in het bodemvocht van de A-, D- en Wmonsters



Fig. A5.2 Verloop in de tijd van de Kjeldahl-N-concentratie in het bodemvocht van de A-, D- en W-monsters



Fig. A5.3 Verloop in de tijd van de totaal-P-concentratie in het bodemvocht van de A-, D- en W-monsters



Fig. A5.4 Verloop in de tijd van de NH₄⁺-N-concentratie in het bodemvocht van de A-, D- en Wmonsters



Fig. A5.5 Verloop in de tijd van de NO₃⁻N-concentratie in het bodemvocht van de A-, D- en Wmonsters



Fig. A5.6 Verloop in de tijd van de ortho-P-concentratie in het bodemvocht van de A-, D- en Wmonsters



Fig. A5.7 Verloop in de tijd van de SO_4^{2-} -concentratie in het bodemvocht van de A-, D- en Wmonsters



Fig. A5.8 Verloop in de tijd van de pH in het bodemvocht van de A-, D- en W-monsters

Aanhangsel 6 Rectificatie van de afbraaksnelheden gebruikt in het 'Veenweide-onderzoek' en de gevolgen hiervan voor de resultaten van dat onderzoek

A6.1 Aanleiding

In het 'Veenweide-onderzoek' is gebruik gemaakt van een groot aantal resultaten van het ademhalingsonderzoek. Deze resultaten zijn samengevat in paragraaf 3.3 van het eindrapport van het 'Veenweide-onderzoek' (Hendriks, 1993). Ze zijn gelijk aan de resultaten die in voorliggend rapport worden gegeven, op de relatieve afbraaksnelheden na. Bij de berekening van deze afbraaksnelheden uit de koolzuurproducties is indertijd een fout gemaakt, waardoor de berekende afbraaksnelheden ongeveer een factor twee te hoog zijn. Deze foutieve afbraaksnelheden zijn vastgelegd in het afstudeerverslag van het ademhalingsonderzoek (Vermeulen, 1992) en gebruikt in het 'Veenweide-onderzoek'. In voorliggend rapport zijn de correcte relatieve afbraaksnelheden gegeven.

De afbraaksnelheid van het veen is een belangrijke parameter voor de vraagstelling van het 'Veenweide-onderzoek'. Zij in de eerste plaats bepaalt de snelheid waarmee het veen wordt afgebroken en waarmee nutriënten uit het veen vrijkomen door mineralisatie. De afbraaksnelheid is daarmee in principe van grote invloed op de achtergrondbelasting aan nutriënten. Daarom is na het ontdekken van de fout in de berekening van deze parameter het gevolg ervan onderzocht voor de resultaten van het 'Veenweide-onderzoek' door de modelcalibratie en de modelberekeningen voor het belangrijkste deel over te doen met de op de correcte wijze berekende afbraaksnelheden.

A6.2 Methode

Bij de modelberekeningen met de correcte afbraaksnelheden van het veen is in grote lijnen dezelfde werkwijze gevolgd als bij de oorspronkelijke modelberekeningen (zie Hendriks, 1993). Eerst is het veen van elke onderscheiden profielhorizont onderverdeeld in drie organischestoffracties: een relatief moeilijk afbreekbare veenfractie, een relatief gemakkelijk afbreekbare veenfractie en een biomassa/humus-fractie. Door curve-fitting is een zodanige fractieverdeling verkregen dat daarmee het verloop van de afbraak in de tijd, zoals voorspeld door het één-parametermodel van Janssen op grond van de correcte gemeten potentiële relatieve afbraaksnelheid, goed wordt benaderd. De potentiële relatieve afbraaksnelheid van de moeilijk afbreekbare veenfractie en die van de biomassa/humus-fractie zijn hierbij vastgezet op respectievelijk 0,001 en 0,015 jaar⁻¹. De potentiële relatieve afbraaksnelheid van de gemakkelijk afbreekbare veenfractie volgde uit de curve-fitting. Vervolgens is aan de twee veenfracties een stikstof- en fosforgehalte toegekend op basis van de gefitte fractieverdeling, het vaste stikstof- en fosforgehalte van de biomassa/humus-fractie en het gemeten totale stikstof- en fosforgehalte van het veen. Deze toekenning is verkregen door calibratie van ANIMO aan de resultaten van het veldonderzoek van het 'Veenweide-onderzoek' en aan de gesimuleerde oorspronkelijk stikstofen fosformineralisatie in de calibratiesituatie. De met de gecorrigeerde parameters gesimuleerde stikstof- en fosforbelasting in de calibratiesituatie zijn nagenoeg identiek de aan oorspronkelijke (afwijkingen < 2%).

Met de gecorrigeerde veenfracties en bijbehorende potentiële relatieve afbraaksnelheid en stikstof- en fosforgehalte zijn de belangrijkste ANIMO-berekeningen opnieuw uitgevoerd. Voor elk van de drie onderzochte veensoorten zijn vier combinaties van twee ontwateringsniveaus en twee bemestingniveaus doorgerekend. Dit is gedaan voor een situatie zonder en een situatie met kwel/wegzijging, zodat in totaal acht simulaties per veensoort zijn uitgevoerd. De ontwaterings- en bemestingsniveaus zijn de uitersten van de drie oorspronkelijk doorgerekende niveaus. Aangenomen mag worden dat deze combinaties van uitersten ook de extreemste afwijkingen tussen gecorrigeerde en oorspronkelijke berekeningsresultaten geven.

A6.3 Resultaten

In de tabellen A6.1, A6.2 en A6.3 zijn de resultaten van de gecorrigeerde berekeningen voor stikstof gegeven als percentage van de oorspronkelijke berekeningsresultaten. Tabel A6.3 kan worden vergeleken met tabel 25 van Hendriks (1993). De resultaten voor fosfor zijn niet gegeven, omdat de afwijkingen (veel) kleiner zijn dan 2%. Oorzaak hiervan is de relatief geringe invloed van fosformineralisatie als gevolg van de dominantie van fosforvastleggingsprocessen.

Uit de tabellen A6.1, A6.2 en A6.3 blijkt dat het gevolg van de foutieve potentiële relatieve afbraaksnelheden voor de resultaten van het 'Veenweideonderzoek' relatief gering is. De in absolute zin grootste afwijkingen zijn gevonden voor het eutrofe bosveen in een situatie zonder kwel. Dit is de meest gevoelige situatie vanwege het relatief hoge stikstofgehalte van deze veensoort en het ontbreken van aanvoer van nutriënten via kwel. Voor deze situatie is de met de correcte potentiële relatieve afbraaksnelheden berekende stikstofmineralisatie in de vier onderscheiden simulaties maximaal 9% lager dan de met de foutieve afbraaksnelheden berekende mineralisatie. De gecorrigeerde stikstofbelasting is maximaal 6% lager dan de oorspronkelijke. Bij fosfor is de gecorrigeerde belasting maximaal 2% lager dan de eerder berekende. Deze afwijkingen vallen ruim binnen de afwijkingen van 20-30% die Hendriks (1993) inschat voor de afwijkingen rond de berekende nutriëntenbelasting die samenhangen met de toegepaste methodiek.

in een situatie zonder kwel/wegzijging									
Bemesting	Akmarijpsterpolder Ontwatering (cm - mv)		Donks	e Laagten	Wormer, Jisp en Nek				
(g.v.e)*			Ontwatering (cm - mv)		Ontwatering (cm - mv)				
	20	70	20	70	20	70			
0	95	90	91	99	94	96			
2,5	98	95	94	95	96	95			

Tabel A6.1 Resultaten van de gecorrigeerde modelberekeningen als stikstofmineralisatie (in % ten opzichte van oorspronkelijk) voor vier combinaties van ontwatering en bemesting in een situatie zonder kwel/wegzijging

* grootvee-eenheid per ha

Tabel A6.2 Resultaten van de gecorrigeerde modelberekeningen als stikstofbelasting van het oppervlaktewater (in % ten opzichte van oorspronkelijk) voor vier combinaties van ontwatering en bemesting in een situatie zonder kwel/wegzijging

Bemesting	Akmar	ijpsterpolder	Donkse Laagten		Wormer, Jisp en Nek		
(g.v.e)*	Ontwatering (cm - mv)		Ontwatering (cm - mv)		Ontwatering (cm - mv)		
	20	70	20	70	20	70	
0	95	96	95	97	95	96	
2,5	96	94	95	94	96	94	

* grootvee-eenheid per ha

Tabel A6.3 Resultaten van de gecorrigeerde modelberekeningen als stikstofbelasting van het oppervlaktewater (in % ten opzichte van oorspronkelijk) voor vier combinaties van ontwatering en bemesting in een situatie met kwel/wegzijging (vergelijk tabel 25, Hendriks, 1993)

Bemesting	Akmarijpsterpolder Ontwatering (cm - mv)		Donks	e Laagten	Wormer, Jisp en Nek		
(g.v.e)*			Ontwatering (cm - mv)		Ontwatering (cm - mv)		
	20	70	20	70	20	70	
0	95	98	97	99	96	98	
2,5	97	96	9 7	98	97	97	

^{*} grootvee-eenheid per ha

De reden voor deze relatief geringe afwijkingen is vooral de wijze waarop in het 'Veenweide-onderzoek' de afbraak en mineralisatie van veen met het model ANIMO zijn gesimuleerd en daarmee samenhangend de wijze waarop de gemeten afbraaksnelheden zijn geïnterpreteerd tot parameters voor dit model (zie A6.2 en Hendriks, 1993). Belangrijk hierbij is dat na de verdeling van het veen in organischestoffracties met ieder een eigen afbraaksnelheid, het stikstof- en het fosforgehalte van de fracties worden vastgelegd door calibratie. Hierdoor kunnen verschillende combinaties van afbraaksnelheid en stikstof- en fosforgehalte, gebaseerd op verschillende meetwaarden voor de potentiële relatieve afbraaksnelheid van het veen, toch ongeveer dezelfde resultaten voor de modelbereke-
ningen met ANIMO geven. Dit geldt echter alleen als de meetwaarden voor de potentiële relatieve afbraaksnelheid van het veen niet te sterk verschillen. Blijkbaar is dat bij een verschil van een factor twee het geval. Bij (veel) grotere verschillen kunnen de afwijkingen in de resultaten van de modelberekeningen naar verwachting wel substantieel zijn. Het is dus zeker van belang een goede indruk van de grootteorde van de potentiële relatieve afbraaksnelheid van het veen te hebben. Temeer omdat de afbraaksnelheden van de veensoorten onderling en van de verschillende profielhorizonten per veensoort vaak meer dan een factor twee verschillen.

Een andere reden voor de relatief geringe afwijkingen is dat andere processen dan organischestofafbraak en mineralisatie van belang zijn bij de totstandkoming van de stikstof- en fosforbelasting. Dit zijn onder andere de depositie van mineralen (vooral bij stikstof), ad- en desorptie aan en van het bodemcomplex (vooral bij fosfor), gewasopname en denitrificatie.

A6.4 Conclusie

De conclusie uit de gecorrigeerde modelberekeningen is dat de resultaten van het 'Veenweide-onderzoek' niet ernstig zijn beïnvloed door de, een factor twee te hoge potentiële relatieve afbraaksnelheden. De conclusies uit het 'Veenweideonderzoek' betreffende richtingen en tendensen blijven onveranderd. De absolute getallen voor de berekende nutriëntenbelasting in het eindrapport van het 'Veenweide-onderzoek' moeten in de meeste gevallen enkele procenten naar beneden worden bijgesteld.