

32/uu6(199)2<sup>o</sup>ex

**Afbraak en mineralisatie van veen**

**Literatuuronderzoek**

**R.F.A. Hendriks**

**Rapport 199**

**DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1991**

12 NOV. 1992

56130

## REFERAAT

Hendriks, R.F.A., 1991. *Afbraak en mineralisatie van veen; literatuuronderzoek*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 199; 152 blz.; 32 fig.; 24 tab.; 181 ref.

Veen is onder waterverzadigde omstandigheden geaccumuleerde organische stof. In ontwaterde veengronden wordt veen afgebroken of geoxydeerd door micro-organismen. Hierbij kunnen organisch-vastgelegde stikstof en fosfor worden gemineraliseerd. Omgevingsfactoren die de afbraak en mineralisatie van veen beïnvloeden zijn vochtgehalte, zuurstofvoorziening, voedingselementen, temperatuur, zuurgraad en lutumgehalte. Voor de berekening van de organische-stofafbraak zijn rekenmodellen ontwikkeld. Uit de afbraak van organische stof kunnen de stikstof- en fosformineralisatie worden afgeleid. Met het computersimulatiemodel ANIMO kunnen de organische-stofafbraak en de stikstof- en fosformineralisatie worden berekend. Gevolgen voor landbouw en milieu door afbraak van veen zijn zakking van het maaiveld door het verdwijnen van organische stof, het vrijkomen van nutriënten die kunnen uitspoelen en emissie van CO<sub>2</sub>. Met ANIMO kan de uitspoeling van stikstof en fosfaat worden gesimuleerd.

Trefwoorden: veen, organische-stofafbraak, oxydatie, stikstofmineralisatie, fosformineralisatie, nutriëntenuitspoeling, computersimulatiemodel.

ISSN 0927-4499

©1992 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)  
Postbus 125, 6700 AC Wageningen  
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812; telex: 75230 VISI-NL

Het DLO-Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de Afd. Landschapsbouw van het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp" (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).

Het 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.

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

## INHOUD

|  | Blz. |
|--|------|
| WOORD VOORAF   | 9    |
| SAMENVATTING   | 11   |
| 1 INLEIDING  | 17   |
| 2 VEEN IN NEDERLAND  | 19   |
| 2.1 Veenvorming  | 19   |
| 2.2 Veensoorten  | 20   |
| 2.3 Veengronden  | 23   |
| 2.3.1 Hoogveen- en laagveengronden en hun ontginning   | 23   |
| 2.3.2 Indeling volgens de legenda van de Bodemkaart van Nederland,<br>1 : 50 000               | 25   |
| 3 DE KOOLSTOF-, STIKSTOF- EN FOSFORFRINGLOOP EN<br>HUN INTERACTIES IN VEEN                     | 31   |
| 4 AFBRAAK VAN VEEN   | 37   |
| 4.1 Kwalitatieve aspecten van de afbraak van organische stof                                   | 37   |
| 4.1.1 Organisch-chemische aspecten   | 38   |
| 4.1.2 Samenstelling van de organische stof van veen  | 40   |
| 4.1.3 Afbrekende micro-organismen in de bodem  | 44   |
| 4.2 Kwantitatieve aspecten van afbraak van organische stof                                     | 49   |
| 4.2.1 Rekenmodellen met constante afbraaksnelheid  | 49   |
| 4.2.2 Rekenmodellen met tijdsafhankelijke afbraaksnelheid                                      | 52   |
| 4.2.3 Rekenmodellen met verschillende organische-stoffracties en<br>constante afbraaksnelheden | 57   |
| 4.3 Factoren van invloed op de afbraak   | 67   |
| 4.3.1 Invloed van materiële factoren   | 68   |
| 4.3.2 Invloed van niet-materiële factoren  | 75   |
| 4.4 De relatieve afbraaksnelheid van veen  | 87   |
| 4.4.1 Meetmethoden   | 87   |
| 4.4.2 Waarden van de relatieve afbraaksnelheid van veen  | 90   |
| 5 STIKSTOF- EN FOSFORMINERALISATIE VAN VEEN  | 95   |
| 5.1 Stikstofmineralisatie  | 96   |
| 5.1.1 Organisch-chemische aspecten   | 96   |
| 5.1.2 Berekening van de stikstofmineralisatie  | 97   |
| 5.2 Fosformineralisatie  | 104  |
| 5.2.1 Organisch-chemische aspecten   | 104  |
| 5.2.2 Berekening van de fosformineralisatie  | 105  |
| 5.3 Meetmethoden om de N- en P-mineralisatie te bepalen  | 111  |
| 6 GEVOLGEN VAN AFBRAAK VAN VEEN VOOR LANDBOUW<br>EN MILIEU                                     | 113  |
| 6.1 Zakking van het maaiveld, extra stikstofleverantie en<br>koolzuuremissie                   | 113  |
| 6.2 Uitspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en<br>oppervlaktewater                     | 117  |

|  | Blz. |
|--|------|
| 6.2.1 Achtergronduitspoeling   | 119  |
| 6.2.2 Landbouwinvloed op de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater  | 123  |
| 6.2.3 Uit- en afspoeling als posten op stikstof- en fosfaatbalansen  | 130  |
| 6.2.4 Conclusies   | 133  |
| <br>   |      |
| 7 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN  | 135  |
| 7.1 Conclusies   | 135  |
| 7.2 Aanbevelingen  | 136  |
| <br>   |      |
| LITERATUUR   | 139  |
| <br>   |      |
| FIGUREN  |      |
| 1 Holocene veenvorming in Nederland  | 20   |
| 2 Globaal overzicht van de verbreiding van de botanische veensoorten in Nederland, omstreeks het begin van de jaartelling                      | 22   |
| 3 Indeling en benaming van bodemmateriaal naar het organische stofgehalte in massaprocenten op de grond in relatie met het lutumgehalte        | 23   |
| 4 Eenvoudige schets van de verbreiding van hoogveen en laagveen aan of dicht aan het oppervlak   | 24   |
| 5 De veengronden in Nederland, gebaseerd op de Globale Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 1 000 000  | 29   |
| 6 Interacties tussen de C-, N- en P-kringloop in het bodem-plant-systeem   | 32   |
| 7 De C-kringloop in het bodem-plant-systeem  | 33   |
| 8 De N-kringloop in het bodem-plant-systeem  | 34   |
| 9 De P-kringloop in het bodem-plant-systeem  | 35   |
| 10 Graad van afbraak van veen in relatie tot de relatieve chemische samenstelling  | 44   |
| 11 Gesimuleerde afbraak van veen   | 54   |
| 12 De relatie tussen de relatieve afbraaksnelheid en de som van de tijd en de "beginleeftijd" van verschillende soorten organisch materiaal    | 55   |
| 13 Afbraakcurven voor verschillende organische componenten en voor de hoeveelheid organisch materiaal als geheel, berekend en gevonden         | 58   |
| 14 Model voor de afbraak van organisch materiaal volgens Jenkinson en Rayner   | 59   |
| 15 Verdeling van de vier organische-stofsoorten over verschillende organische-stofreservoirs en omzettingsprocessen in ANIMO                   | 64   |
| 16 Reductie van de afbraaksnelheid als functie van de concentratie van een materiële beperkende factor volgens de Michaelis-Mentenvergelijking | 69   |
| 17 Reductiefactor voor de invloed van het vochtgehalte versus de drukhoogte  | 70   |
| 18 De invloed van de temperatuur op de afbraaksnelheid   | 78   |
| 19 De temperatuurcorrectiefactor $f_T$ bij een referentietemperatuur van 9,5 °C, voor het traject 0 tot 9,5 °C                                 | 80   |

|  | Blz. |
|--|------|
| 20 Effect van het seizoen op de afbraak van cellulose in de bodem  | 81   |
| 21 Cumulatief verloop van de N-mineralisatie gedurende het seizoen   | 81   |
| 22 Relatie tussen de reductiefactor voor de invloed van de zuurgraad en de zuurgraad pH  | 83   |
| 23 Afbraak van cellulose in twee gronden met verschillend lutumgehalte   | 85   |
| 24 Relatie tussen de lutumreductiefactor en het lutumgehalte   | 85   |
| 25 De zakking van laagveen en hoogveen door de afbraak van organische stof onder vergelijkbare omstandigheden voor ontwatering                                       | 86   |
| 26 Verloop in de diepte van de relatieve afbraaksnelheid van bosveen te Zegveld bij 9,5 °C   | 92   |
| 27 Schematische voorstelling van de omzetting van 600 g organische stof met een C-gehalte van 50% en met C/N, C/P, C/S van resp. 15, 150 en 100                      | 95   |
| 28 Principe van de berekeningswijze van de N-mineralisatie in ANIMO geïllustreerd naar een rekenvoorbeeld met twee organische-stofreservoirs: veen en biomassa/humus | 102  |
| 29 Verdeling van orthofosfaationen in oplossing als functie van de pH  | 105  |
| 30 Relatie tussen de kritische C/P-verhouding, de biosynthese-efficiëntie en de C/P-verhouding van de biomassa   | 106  |
| 31 N-vrachten en P-vrachten in kwelwater voor het gemiddelde weerjaar 1985   | 123  |
| 32 Verband tussen het polderpeil en de omvang van de jaarlijkse mineralisatie van stikstof in veengrasland   | 126  |

#### TABELLEN

|  |    |
|--|----|
| 1 Eigenschappen van veensoorten in niet-geoxydeerde toestand   | 21 |
| 2 Indeling en benaming van de veengronden in Nederland volgens de legenda van de Bodemkaart van Nederland, 1 : 50 000, en hun oppervlakte per veensoort  | 27 |
| 3 Oppervlakten van de onderscheiden veengronden per grondwatertrap   | 28 |
| 4 Biosynthese-efficiënties en dissimilatie/assimilatie-verhoudingen van de belangrijkste groepen micro-organismen  | 38 |
| 5 Hoofdbestanddelen van de organische stof in Nederlands bosveen en Amerikaans veenmos- en zeggeveen   | 42 |
| 6 Indelingscriteria voor micro-organismen in de bodem  | 45 |
| 7 Belangrijkste eigenschappen van bacteriën, actinomyceten en schimmels  | 46 |
| 8 Relatieve afbraaksnelheden van diverse organische materialen bij 9,5 °C, voor verschillende tijdsintervallen na toediening van het materiaal aan de bodem of composthoop, berekend uit gegevens van Kolenbrander | 52 |
| 9 Begin-k-waarde en schijnbare beginleeftijd a voor de materialen uit tabel 8  | 55 |

|  | Blz. |
|--|------|
| 10 Proportie P, fracties, relatieve omzettingssnelheid en de halfwaardetijd voor de componenten DPM, RPM, BIO, POM, COM en CO <sub>2</sub> , berekend door Jenkinson en Rayner voor minerale gronden                               | 61   |
| 11 Waarden voor de proporties en omzettingssnelheden van de vijf fracties van verschillende venen zoals bepaald door Zuidema uit de startwaarden van Jenkinson en Rayner   | 62   |
| 12 Q <sub>10</sub> -waarden voor de afbraak van bosveen te Zegveld   | 76   |
| 13 Relatieve afbraaksnelheden en halfwaardetijden bij ca. 9,5 °C van enkele venen bepaald volgens verschillende methoden   | 91   |
| 14 Afleiding van de relatie tussen de afbraakcoëfficiënt van koolstof en de mineralisatiecoëfficiënt van stikstof  | 98   |
| 15 De relatieve afbraaksnelheden en de massaverhouding van biomassa en stabiele humus in de bodem  | 103  |
| 16 C/P-verhoudingen van venen van diverse herkomst   | 107  |
| 17 Het gemiddelde volumegewicht van organische stof en de minerale delen, de berekende krimp, krimp plus oxydatie en de oxydatie bij verschillende dieptes   | 115  |
| 18 De zakking van maaiveld, de inklinking van de ondergrond, de berekende oxydatie en de irreversibele krimp na zes jaar diepere ontwatering bij verschillende proefobjecten met hun slootpeil                                     | 116  |
| 19 Te verwachten zakking bij verschillende constante slootpeilen bij veengronden zonder en met kleidek van 0,3 à 0,4 m over een periode van 30 jaar  | 117  |
| 20 Stikstof-, fosfaat- en chloridegehalten in de bovenste meter van het grondwater in natuurgebieden op verschillende bodems   | 120  |
| 21 Schatting van de achtergronduitspoeling van stikstof en fosfaat uit het bovenste deel van het profiel van Nederlandse onbemeste laagveengronden   | 122  |
| 22 De verhouding, als verhoudingsgetallen, tussen de gehalten aan stikstof, fosfaat en chloride in de bovenste meter van het grondwater van landbouwpercelen op laagveengronden en deze gehalten van vergelijkbare natuurterreinen | 124  |
| 23 Effecten van grondwaterstandsverlaging op de processen die de uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat beïnvloeden en daarmee op de uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat in veenweidegebieden                           | 126  |
| 24 Relatief verlies aan niet door de plant opgenomen nitraatstikstof ten gevolge van denitrificatie in veen bij verschillende drukhoogten  | 126  |
| 25 N- en P-belasting in de vorm van uit- en afspoeling van meststoffen, achtergronduitspoeling en kwel in een aantal laagveengebieden  | 132  |

## WOORD VOORAF

De achtergronduitspoeling van nutriënten uit veenweidegebieden via het grondwater naar het oppervlaktewater vormt een belangrijke post op de nutriëntenbalansen die voor oppervlaktewateren kunnen worden opgesteld. Veel kennis van de mineralisatieprocessen en uitspoelingsroutes in kwantitatieve en kwalitatieve zin ontbreekt.

In het voorjaar van 1989 verleende het algemeen bestuur van de Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater (STORA), nu de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA), opdracht aan het DLO-Staring Centrum te Wageningen om de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden te onderzoeken.

Het "Veenweide-onderzoek" omvatte een literatuurstudie, laboratoriumonderzoek aan veenkolommen en veldonderzoek aan nutriëntenconcentraties in het grond- en oppervlaktewater. Het richtte zich op de "achtergronduitspoeling": de bodemuitspoeling van stikstof en fosfor ten gevolge van de mineralisatie van veen en uitspoeling uit de diepere ondergrond.

Dit rapport is het verslag van literatuuronderzoek naar de processen van afbraak en mineralisatie van veen.

Het onderzoek werd in de periode 1990 tot medio 1992 uitgevoerd door een projectteam bestaande uit ir. R.F.A. Hendriks, J. Pankow, ir. C.W.J. Roest, A. v.d. Toorn en ir. O.F. Schoumans. Namens de STORA werd het project begeleid door een commissie bestaande uit ir. E.C.W.A. Geuze (voorzitter), ir. W.C.P.M. Bots, dr. T.H.L. Claassen, drs. R. van Gerve, ir. F.R. Goossensen en ir. P.C. Stamperius.

## SAMENVATTING

Voor het STOWA-project "De nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden" (het Veenweide-onderzoek) onderzocht het DLO-Staring Centrum vanaf 1990 tot medio 1992 de "achtergronduitspoeling" van stikstof en fosfor uit veengronden. Onder "achtergronduitspoeling" wordt in dit onderzoek verstaan de stikstof- en fosforuitspoeling als gevolg van mineralisatie van veen en uitspoeling uit de diepere ondergrond. Het Veenweide-onderzoek omvatte een literatuurstudie, laboratoriumonderzoek aan veenkolommen en veldonderzoek aan nutriëntengehalten. Dit literatuuronderzoek had tot doel:

- inzicht te verkrijgen in de processen van organische-stofafbraak en stikstof- en fosformineralisatie in veen;
- hiaten in de kennis van de stikstof- en fosformineralisatie te signaleren;
- kennis te verzamelen om het kolom- en ademhalingsonderzoek op een verantwoorde wijze op te zetten;
- te onderzoeken of het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO voor het Veenweide-onderzoek geschikt is voor de simulatie van de stikstof- en fosforhuishouding van veengronden en of op grond van de literatuur dit model aanpassing behoeft;
- relevante procesparameters en invoergegevens voor ANIMO te verkrijgen.

Veen is onder waterverzadigde omstandigheden geaccumuleerde, niet of onvolledig omgezette organische stof van plantenresten. Veen kan worden onderscheiden in oligotrofe, mesotrofe en eutrofe veensoorten, die voedselarm, weinig voedselrijk en voedselrijk zijn. Het huidige veen in Nederland is gevormd tijdens het Holoceen in een vochtig klimaat. Sinds de ontginningen zijn de meeste veengronden ontwaterd en is de afbraakfase ingezet. Van de oppervlakte van Nederland nemen de veengronden bijna 10% in beslag. Ruim 90% hiervan wordt landbouwkundig gebruikt. De veengronden in Nederland zijn over het algemeen slecht ontwaterd.

Veen bestaat voor 23 tot 100 massaprocenten uit organische stof. De organische verbindingen zijn voornamelijk opgebouwd uit koolstof. Ze kunnen daarnaast grote hoeveelheden stikstof en fosfor bevatten. Er bestaat een cyclisch verloop: de *koolstof-, stikstof- en fosforkringloop*. De koolstofkringloop illustreert het beste het lot van de organische stof, aangezien organisch materiaal voor ongeveer de helft uit koolstof bestaat. De kringlopen van koolstof, stikstof en fosfor zijn onderling gekoppeld. De interactie tussen de koolstof- en de stikstofkringloop is sterker dan die tussen de koolstof- en de fosforkringloop.

Processen in de koolstofkringloop zijn afbraak van organische stof door dissimilatie of koolstofmineralisatie, assimilatie en humificatie. Processen in de stikstofkringloop zijn mineralisatie of ammonificatie, immobilisatie, nitrificatie, denitrificatie, uitspoeling, vastlegging van ammonium en vervluchtiging van ammoniak. Processen in de fosforkringloop zijn mineralisatie, immobilisatie, uitspoeling en vastlegging.

In ontwaterde *veengronden* overtreft de *afbraak* de opbouw van organische stof. Hierbij kunnen organisch-vastgelegde stikstof en fosfor worden gemineraliseerd. Om deze



stikstof- en fosformineralisatie van veen te kunnen begrijpen, moet de afbraak of koolstofmineralisatie van het veen worden bestudeerd.

*Afbraak van organische stof* is de splitsing en omzetting van de complexe chemische verbindingen van de organische stof in eenvoudiger verbindingen voornamelijk door micro-organismen. De eigenlijke afbraak is een hydrolyse in de cellen van de organismen. Dit proces kan onder aërobe en anaërobe omstandigheden optreden. Aërobe afbraak of oxydatie verloopt sneller en meer compleet dan anaërobe afbraak, met andere eindproducten.

De organische stof van veen bestaat voornamelijk uit plantemateriaal dat in verschillende stadia van afbraak verkeert. De belangrijkste macro-moleculaire verbindingen in plantemateriaal zijn: koolhydraten, lignine, eiwitten, organisch-fosfor en organisch-zwavelcomponenten en vetten, wassen en harsen. Daarnaast bevat veen humusmoleculen. De samenstelling van organische stof verandert tijdens de afbraak. De samenstelling van veen geeft een indicatie van het stadium van afbraak van veen. Hoe verder het afbraakstadium van het veen is gevorderd, hoe lager het koolhydratengehalte is, en hoe hoger het ligninegehalte, humusmoleculengehalte en het gehalte aan vetten, wassen en harsen zijn.

De belangrijkste groepen micro-organismen die organische stof afbreken, zijn bacteriën, actinomyceten en schimmels, afhankelijk van de omstandigheden. Onder gemiddelde aërobe omstandigheden zijn aërobe bacteriën, schimmels en actinomyceten gelijktijdig actief. Onder zure omstandigheden zijn vooral schimmels actief, en onder anaërobe omstandigheden vooral anaërobe bacteriën.

Voor de berekening van de afbraak van organische stof zijn verschillende rekenmodellen ontwikkeld:

- rekenmodellen met constante afbraaksnelheid;
- rekenmodellen met tijdsafhankelijke afbraaksnelheid;
- rekenmodellen waarbij de organische stof in verschillende fracties wordt verdeeld.

De bekendste formule uit de *rekenmodellen met constante afbraaksnelheid* (Henin et Dupuis, 1945) beschrijft de afbraak van organische stof als een eerste-orde-proces, met de relatieve afbraaksnelheid als snelheidsconstante. Nadere analyse van de resultaten van afbraakexperimenten leert, dat de afbraaksnelheid van organische stof niet constant is, maar afneemt met de tijd door de heterogene samenstelling van de organische stof. Gemakkelijk-afbreekbare materialen worden het eerst afgebroken, waardoor het residu steeds rijker wordt aan resistenter verbindingen en de afbraaksnelheid van de organische stof als geheel daalt.

Een belangrijk *rekenmodel met tijdsafhankelijke afbraaksnelheid* is het één-parametermodel van Janssen (1984 en 1986a), waarvoor slechts één parameter hoeft te worden bepaald uit resultaten van afbraakexperimenten. Dit model is voor het Veenweideonderzoek een bruikbaar model om een relatieve afbraaksnelheid om te zetten in een relatie tussen afbraaksnelheid en tijd.

Een belangrijk concept binnen de *rekenmodellen waarbij de organische stof in verschillende fracties wordt verdeeld*, is dat waarin empirische fracties worden onderscheiden. Het computer-simulatiemodel ANIMO (Berghuis-van Dijk et al., 1985; Rijtema et al., 1991) is gebaseerd op dit concept. ANIMO is een dynamisch model, ontwikkeld om de uitspoeling van stikstof uit landbouwgronden te berekenen. Het model is later uitgebreid voor de berekening van fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden. Het model ANIMO is geschikt om de organische-stofhuishouding van veengronden te simuleren. Vanwege deze geschiktheid is ANIMO een bruikbaar model voor het Veenweide-onderzoek, temeer omdat in ANIMO de koppeling tussen de nutriëntenhuishouding en de waterhuishouding zeer sterk is gericht op de beschrijving van de uitspoeling van stikstof en fosfor.

*Factoren die van invloed zijn op de afbraak van organische stof* zijn factoren die de reactiesnelheden en/of samenstelling van de bodemmicroflora bepalen. De belangrijkste zijn vochtgehalte, zuurstofvoorziening, voedingselementen, temperatuur, zuurgraad en lutumgehalte. In de literatuur zijn mathematische relaties gevonden die de invloed van deze factoren op de afbraaksnelheid van veen beschrijven.

Enkele relaties in ANIMO moeten worden aangepast:

- de invloed van het vochtgehalte, vooral in het droge traject;
- de invloed van de stikstofbeschikbaarheid, vooral de reactie op stikstofgebrek;
- de invloed van de temperatuur, vooral in het traject 0-5 °C;
- de invloed van de zuurgraad, vooral in het lage traject.

De meest gebruikte *meetmethoden om de relatieve afbraaksnelheid van organische stof te bepalen*, zijn die waarbij het substraat in de bodem wordt gebracht door onderploegen of door ingraven, waarna het gewichtsverlies van de organische stof over een zekere periode wordt bepaald. Dit is een maat voor de relatieve afbraaksnelheid. Belangrijkste nadeel van deze methoden is dat de structuur van het monster wordt verstoord, waardoor hogere afbraaksnelheden worden gemeten dan aan ongestoorde monsters.

In het Veenweide-onderzoek wordt de ademhalingsmeting gebruikt. Deze methode berust op het meten van de CO<sub>2</sub>-productie en de O<sub>2</sub>-consumptie van het veen, waaruit een relatieve afbraaksnelheid kan worden afgeleid. Deze methode heeft als belangrijkste voordeel dat wordt gemeten aan ongestoorde monsters.

In de literatuur *gevonden waarden van de relatieve afbraaksnelheid van veen* verschillen nogal in grootte-orde, vooral als gevolg van een verschil in meetmethode. De methode waarbij veen aan de bodem wordt toegediend, geeft hogere waarden dan de ademhalingsmeting. Waarden bepaald met de ademhalingsmeting liggen in de grootte-orde van de algemene relatieve afbraaksnelheid van actieve humus in de bouwvoor onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden (1 à 2%·jaar<sup>-1</sup>).

Afbraak van veen impliceert *mineralisatie van veen*. Mineralisatie is het omzetten van organische verbindingen in anorganische verbindingen. Voor het Veenweide-onderzoek zijn de stikstof- en fosformineralisatie van belang.

*Stikstofmineralisatie* is een enzymatisch proces waarbij complexe organisch-stikstofverbindingen worden gehydrolyseerd voor de energievoorziening van de afbrekende micro-organismen. Bij dit proces komt ammonium vrij dat onder aërobe omstandigheden kan worden omgezet in nitraat (nitrificatie). Onder anaërobe omstandigheden kan nitraat worden gedenitrificeerd tot stikstofgas of stikstofoxyde.

De *stikstofmineralisatie* kan worden *berekend* uit de koolstofmineralisatie. De relatie tussen beide wordt gegeven door de biosynthese-efficiëntie, de C/N-verhouding van de biomassa en de C/N-verhouding van het substraat. De biosynthese-efficiëntie is een maat voor de verhouding, waarin de organismen koolstof gebruiken voor dissimilatie of ademhaling en assimilatie of celsynthese. Van belang hierbij is de kritische C/N-verhouding. Is de C/N-verhouding van het substraat lager dan deze kritische C/N-verhouding, dan vindt netto stikstofmineralisatie plaats. Bij hogere waarden van de C/N-verhouding van het substraat treedt netto immobilisatie op.

Deze berekeningswijze en het concept van de kritische C/N-verhouding zijn niet zonder meer toepasbaar op de reeds aanwezige organische stof in het bodemprofiel (veen). De belangrijkste reden is dat deze organische stof niet uniform van samenstelling is; de C/N-verhouding van het gedeelte dat kan worden afgebroken, kan sterk afwijken van de C/N-verhouding van de organische stof in zijn geheel. Dit pleit er voor om bij de berekening van de mineralisatie van veen, het veen onder te verdelen in verschillende empirische fracties met ieder een eigen afbraaksnelheid en C/N-verhouding.

In ANIMO wordt de netto-stikstofmineralisatie of -immobilisatie berekend door het verschil te bepalen tussen de totale hoeveelheid organisch-stikstof in een laag aan het begin en aan het einde van een tijdstap. Bij een toename van de hoeveelheid organisch-stikstof is er stikstof geïmmobiliseerd in biomassa en humus, bij een afname is er stikstof gemineraliseerd. Per laag worden stikstofbalansen bijgehouden.

*Fosformineralisatie* is een enzymatisch proces, waarbij door hydrolyse van organisch-fosforverbindingen anorganisch-fosfaat ontstaat. Het proces wordt voornamelijk gestuurd door de behoefte aan fosfor van de micro-organismen. De mineralisatie van fosfor uit organische stof wordt veelal geacht op dezelfde principes te berusten als de mineralisatie van stikstof. Er zijn echter steeds meer aanwijzingen dat de fosformineralisatie essentieel verschilt van de stikstofmineralisatie. Uit het literatuuronderzoek blijkt dat er nog vele lacunes zijn in de kennis over het fosformineralisatieproces.

De conventionele methode om de *fosformineralisatie te berekenen*, is analoog aan de berekening van de stikstofmineralisatie. Hierbij wordt er van uitgegaan dat er een zelfde strikte relatie bestaat tussen de fosfor- en de koolstofmineralisatie als tussen de stikstof- en de koolstofmineralisatie. Op grond van C/P-verhoudingen van veen en kritische C/P-verhoudingen uit de literatuur is er meestal netto fosforimmobilisatie te verwachten. Echter net als bij de stikstofmineralisatie is het concept van de kritische C/P-verhouding niet zonder meer toepasbaar op de organische stof in de bodem (veen). Of er in veen inderdaad meestal fosforimmobilisatie optreedt, moet dan ook nader worden onderzocht.

Veel auteurs vonden geen of slechts een zeer geringe samenhang tussen de koolstof- en de fosformineralisatie van organische substraten. Meestal blijft de fosformineralisatie achter bij de koolstofmineralisatie, vooral bij lage temperaturen. Een werkbaar, alternatief concept, waarbij de fosformineralisatie onafhankelijk van de koolstofmineralisatie wordt berekend, is niet gevonden in de literatuur.

In ANIMO wordt de fosformineralisatie op dezelfde wijze berekend als de stikstofmineralisatie. Omdat deze berekeningswijze is gebaseerd op de koolstofmineralisatie moeten de resultaten van deze berekeningen kritisch worden gezien.

De meest gebruikte *methoden om de stikstof- en fosformineralisatie te meten*, zijn de incubatieproeven. Hierbij wordt de verandering van de gehalten aan stikstof en fosfor van geïncubeerde monsters gemeten over een zekere periode. De gemeten veranderingen vormen een maat voor de mineralisatie. Van groot belang bij de bepaling van de fosformineralisatie is de wijze waarop de verschillende fosforgehalten worden gemeten.

*Afbraak van veen heeft gevolgen voor landbouw en milieu.* De belangrijkste gevolgen zijn zakking van het maaiveld door het verdwijnen van organische stof, het vrijkomen van nutriënten en de emissie van CO<sub>2</sub>, een "broeikas"-gas. *Zakking van het maaiveld* noopt tot het voortdurend aanpassen van het ontwateringspeil, waardoor er een steeds groter wordend deel van het oorspronkelijke veenprofiel aëroob wordt en aan oxydatie wordt blootgesteld. Het *vrijkomen van nutriënten* kan uitspoeling van deze nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater tot gevolg hebben. Voor stikstof betekent afbraak van veen een extra stikstofleverantie aan het gewas. De *CO<sub>2</sub>-emissie* vanuit veengronden bedraagt in Nederland ca. 1% van de totale CO<sub>2</sub>-emissie.

Door ontwatering van veengronden wordt de mineralisatie van stikstof en fosfor verhoogd. De invloed van diepere ontwatering op de uitspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater is merkbaar via mineralisatie, denitrificatie, snel-transport via krimpscheuren, kwel, gewasopname, bergend en bindend vermogen, interflow en afspoeling over het oppervlak. Omdat de veranderingen van deze deelprocessen gezamenlijk optreden en in verschillende richting werken, is het noodzakelijk deze processen kwantitatief in hun onderlinge samenhang te beschouwen om een uitspraak te doen over het effect van ontwatering op de stikstof- en fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater. Een geschikt instrument hiervoor is het uitspoelingsmodel ANIMO, waarin al deze processen zijn betrokken.

Schatting van de achtergronduitspoeling uit de gehalten aan nutriënten in de bovenste meter van het grondwater in onbemeste "natuurlijke" of half-natuurlijke veengronden en het gemiddelde jaarlijkse neerslagoverschot toont, dat de achtergronduitspoeling een niet te verwaarlozen post is op stikstof- en fosforbalansen.

De belangrijkste *conclusies* zijn:

- ANIMO is geschikt voor de simulatie van de organische-stofhuishouding en stikstofmineralisatie van veen. Wel behoeft het model op enige punten aanpassing;
- de resultaten van de simulatie van de fosformineralisatie met ANIMO moeten kritisch worden gezien;

- in de kennis over de processen van de fosformineralisatie zijn nog veel hiaten gesignaleerd;
- de achtergronduitspoeling vormt een niet te verwaarlozen post op stikstof- en fosforbalansen.

De belangrijkste *aanbevelingen* betreffen:

- processen die nader onderzocht moeten worden in kolom- en ademhalings-experimenten:
  - de relatie in veen tussen de koolstofmineralisatie en de stikstof- en fosformineralisatie;
  - de betekenis van een kritische C/N- en C/P-verhouding voor de netto-mineralisatie van stikstof en fosfor in veen;
  - de betekenis van de verhouding organisch-fosfor/totaal-fosfor voor de netto-mineralisatie van fosfor;
  - de invloed van de stikstofhuishouding en de temperatuur op de fosformineralisatie;
- verbeteringen of uitbreidingen van ANIMO voor de simulatie van de organische-stofhuishouding van veen:
  - het bijstellen van de afbraakreductiefactor voor het bodemvochtgehalte in het droge traject;
  - het verbeteren van de modelformulering van de organische-stofafbraak bij stikstofgebrek;
  - het bijstellen van de afbraakcorrectiefactor voor de temperatuur in het temperatuurstraject 0-5 °C.

## 1 INLEIDING

In het kader van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren dienen voor oppervlaktewateren functies te worden vastgesteld met daaraan gekoppeld de na te streven waterkwaliteitsdoelstellingen. Afhankelijk van het type oppervlaktewater en het na te streven ecologisch niveau worden door de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO, 1988) suggesties gedaan voor maatregelen om het gestelde doel te realiseren. Een vrij algemeen genoemde maatregel is de beperking van de nutriëntentoevoer met het oog op de toenemende eutrofiëring van oppervlaktewateren.

Eutrofiëring is een overmatige verrijking van watersystemen met voedingsstoffen (nutriënten). Het gevolg hiervan is een overmatige plantengroei die leidt tot verstoring van de zuurstofhuishouding, vermindering van recreatieve en ecologische waarden en problemen bij de drinkwaterbereiding.

In veenweidegebieden worden de waterkwaliteitsbeheerders geconfronteerd met de vraag welke bijdrage de min of meer "natuurlijke" achtergronduitspoeling die voortvloeit uit de bodemopbouw, levert aan de nutriëntenuitspoelingen en welk deel van de nutriëntenuitspoeling een gevolg is van cultuurtechnische maatregelen als ontwatering en van bemesting van landbouwgronden. De "achtergronduitspoeling" kan worden gezien als de uitspoeling tengevolge van natuurlijke processen:

- uitspoeling uit het bodemprofiel als gevolg van afbraak en mineralisatie van veen;
- uitspoeling uit de diepere ondergrond door van nature hoge stikstof- en fosfaatconcentraties in de diepere ondergrond.

In veenweidegebieden kan het eerste proces een belangrijke rol spelen. Veen bevat van nature een, in vergelijking met minerale bodems, groot potentieel aan stikstof en fosfor. Deze nutriënten zijn in belangrijke mate aanwezig in de vorm van organische verbindingen. Door mineralisatie van het veen, eventueel versneld onder invloed van diepere ontwatering, worden organisch gebonden stikstof en fosfor gemineraliseerd, waarna uitspoeling naar het oppervlaktewater kan optreden. De grootte van deze uitspoeling zal mede worden beïnvloed door het type veengrond.

In het project "De nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden" van de Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater (STORA)\*, in het vervolg aangeduid als "Veenweide-onderzoek", onderzoekt het DLO-Staring Centrum de nutriëntenuitspoeling als gevolg van natuurlijke processen. Het onderzoek bestaat uit literatuuronderzoek, kolomexperimenten en ademhalingsexperimenten, onderzoek naar de vastlegging van stikstof en fosfor in veen, veldonderzoek en modelberekeningen.

Het doel van het literatuuronderzoek was in eerste instantie inzicht te verkrijgen in de processen van organische-stofafbraak en stikstof- en fosformineralisatie in veen.

\* thans de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA)

Deze kennis kan worden gebruikt bij het interpreteren van de resultaten van de kolomexperimenten en de ademhalingsexperimenten, waarin deze processen en de invloed van ontwatering en bemesting hierop, nader zullen worden onderzocht. Hiaten in de kennis over deze processen kunnen aangeven, waarop het onderzoek in de kolomexperimenten en de ademhalingsexperimenten in meer detail moet worden gericht.

Een tweede doel van het literatuuronderzoek was na te gaan in hoeverre het nutriëntenuitspoelingsmodel ANIMO (Berghuis-van Dijk et al., 1985; Rijtema et al., 1991) voor het Veenweide-onderzoek een bruikbaar instrument is om de stikstof- en fosforhuishouding van veengronden te simuleren en of op grond van literatuur dit model aanpassing behoeft. Verder had het literatuuronderzoek tot doel relevante procesparameters en invoergegevens voor het model ANIMO te verkrijgen.

De resultaten van het literatuuronderzoek zijn vastgelegd in dit rapport. In hoofdstuk 2 worden de veenvorming, de veensoorten en het voorkomen van veengronden in Nederland behandeld. Hoofdstuk 3 beschrijft de koolstofkringloop en de daarmee samenhangende stikstof- en fosforkringloop. Hoofdstuk 4 handelt over de afbraak en hoofdstuk 5 over de stikstof- en fosformineralisatie van veen. Hoofdstuk 6 schetst de gevolgen van veenafbraak voor landbouw en milieu. In hoofdstuk 7 tenslotte worden conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan voor het Veenweide-onderzoek.

## 2 VEEN IN NEDERLAND

### 2.1 Veenvorming

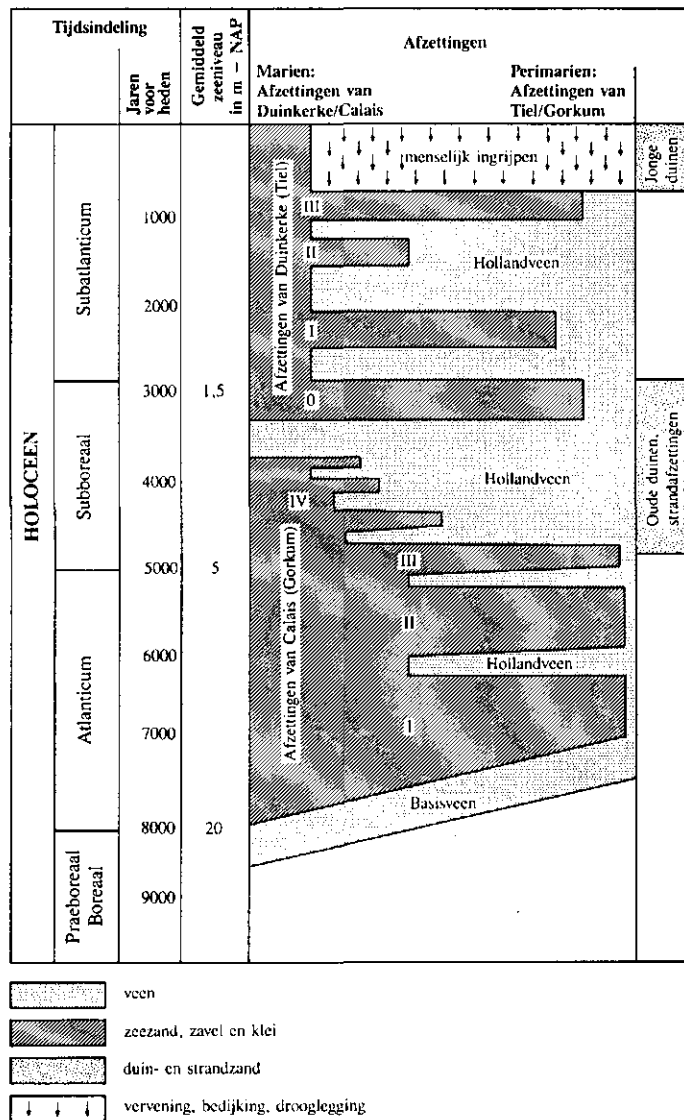
Veenvorming vindt plaats indien door gebrek aan zuurstof en remming van de biologische activiteit het door planten gevormde organische materiaal niet of onvolledig wordt omgezet. Het proces speelt zich af in een milieu, waar, bij overmaat aan water, reducerende omstandigheden heersen.

Veen bestaat uit geaccumuleerde niet of onvolledig omgezette organische stof. In de bodem wordt organische stof zowel onder anaërobe als aërobe omstandigheden voortdurend afgebroken. De afbraak onder anaërobe omstandigheden verloopt zeer langzaam. Onder aërobe omstandigheden echter, als de organische stof aan de lucht wordt blootgesteld, gaat de afbraak veel sneller. Tengevolge van afbraak verdwijnt organische stof uit de bodem. Tegenover deze afvoer staat een aanvoer van organisch materiaal door afsterven van plantewortels, toevoer van bovengrondse plantedelen, uitscheiding van levende plantewortels en eventuele organische bemesting. Ten tijde van veenvorming overtreft de aanvoer van organisch materiaal in belangrijke mate de trage afvoer onder anaërobe omstandigheden. De zo ontstane venen bestaan voor 23 tot 100 massaprocenten uit organische stof (Haans, 1965).

Het huidige veen in Nederland (Basisveen en Hollandveen) is gevormd tijdens het Holoceen (fig. 1). De indeling van dit tijdvak is gebaseerd op klimaatschommelingen, die men vooral uit de vegetatiegeschiedenis heeft kunnen aflezen. Aanvankelijk was het vrij droog, maar geleidelijk werd het vochtiger. Bovendien steeg de zeespiegel voortdurend, waardoor ook de grondwaterspiegel steeg. Op plaatsen waar geen of weinig sedimentatie plaatsvond en een weelderige plantengroei mogelijk was, ontstond veen. Dit waren in eerste instantie laaggelegen plaatsen, waar onder invloed van de zee eutroof veen tot ontwikkeling kwam. Met het stijgen van de grondwaterspiegel steeg het niveau van de veengroei. Op hoger niveau, buiten het directe bereik van de zee, ontwikkelde zich ook mesotroof en oligotroof veen. Vooral in de periode 8000 tot 4000 jaar voor heden werd de veenvorming herhaaldelijk onderbroken door afzetting van mariene en perimariene sedimenten. Tijdens het Subatlanticum werd de veengroei op vele plaatsen definitief afgebroken door de afzetting van een laag zee- of rivierklei. Op andere plaatsen, waar sedimentatie geen invloed had, ging de veengroei door tot de mens een begin maakte met de ontginning van de veengronden.

Sinds de ontginningen, die circa 900 jaar geleden zijn begonnen, zijn de meeste veengronden ontwaterd en is de afbraakfase ingezet. Het veen boven het grondwater kwam onder aërobe omstandigheden en werd versneld afgebroken. Er vond netto afvoer van organische stof plaats. Een situatie die heden ten dage in nog sterkere mate geldt door de huidige diepere ontwatering.





**Fig. 1** *Holocene veenvorming in Nederland (naar: Werkgroep Herziening Cultuurtechnisch Vademecum, 1988)*

## 2.2 Veensoorten

Het milieu waarin het veen ontstaat, bepaalt de veensoort. Hierbij is vooral de voedselrijkdom (rijkdom aan voedingsmineralen) van belang. Het milieu kan voedselrijk (eutroof), weinig voedselrijk (mesotroof) of voedselarm (oligotroof) zijn en wordt grotendeels bepaald door geografische en hydrologische omstandigheden:

- het oligotrofe milieu wordt uitsluitend gevoed met zeer voedselarm regenwater;
- in het mesotrofe milieu wordt door beken en riviertjes of door kwel voedselrijker water aangevoerd;
- het zoete eutrofe milieu wordt gevoed door voedselrijke en slibhoudende rivieren. De venen, ontstaan in dit milieu, bevatten klei in wisselende hoeveelheden;

- in het brakke eutrofe milieu wordt zoet voedselrijk rivierwater gemengd met zout voedselrijk zeewater. De in dit milieu ontstane venen bevatten wisselende hoeveelheden klei.

Bij elk milieu hoort een karakteristieke plantengroei en bijgevolg veensoort. Op grond van de plantesoorten waaruit ze zijn ontstaan, worden de volgende, zogenaamde "botanische", veensoorten onderscheiden:

- Veenmosveen (oligotroof): karakteristiek zijn de resten van veenmossen, wollegras en heideplanten;
- Bolster (oligotroof): jong veenmosveen;
- Spalterveen (oligotroof): bestaat uit zeer fijne veenmossen en is zeer dun gelaagd;
- Zeggeveen (mesotroof): bevat fijne en grove zeggesoorten;
- Rietveen (zoet of brak eutroof): is te herkennen aan de wat grovere wortelstokken van het riet;
- Zeggerietveen (zoet of brak eutroof) en rietzeggeveen (mesotroof): zijn overgangen tussen rietveen en zeggeveen;
- Bosveen (zoet eutroof): herkenbaar aan de sterk veraarde grondmassa, met daarin houtresten van o.a. els, wilg, es, iep en eik;
- Broekveen (zoet eutroof): bevat naast houtresten eveneens resten van andere planten, zoals zeggen en riet;
- Broekveen (mesotroof): bestaat uit zeer fijn verdeelde plantenresten, o.a. berk en gagel.

In tabel 1 is te zien dat veensoorten onderling verschillen in eigenschappen.

Tabel 1 Eigenschappen van veensoorten in niet-geoxydeerde toestand (naar: Steur en Heijink, 1983)

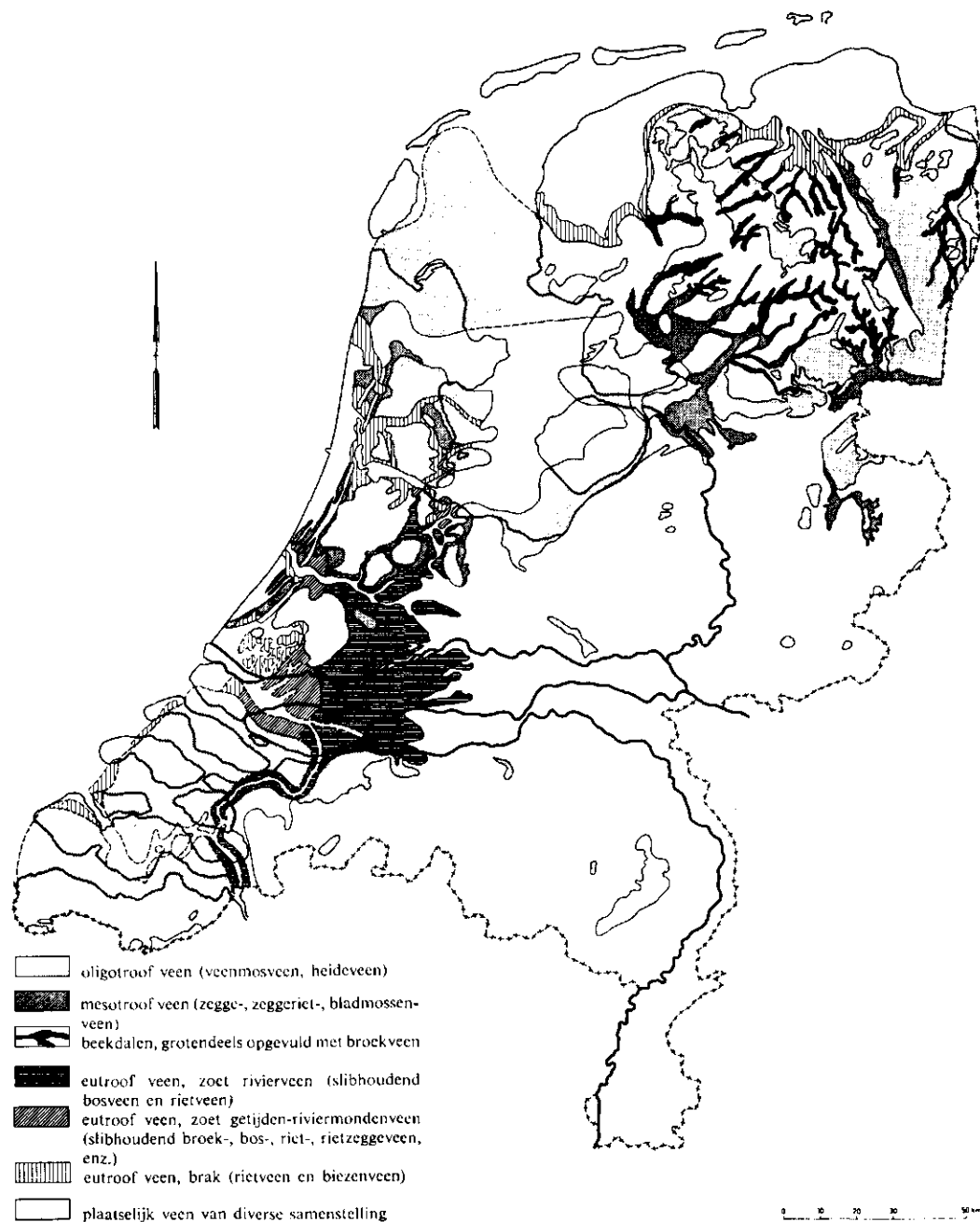
| Veensoort                                | Code op de bodemkaart | Milieu waar- in gevormd | Org.stof- gehalte (%) | C/N- verhouding | Aard minerale bestanddelen | Doorlatend heid <sup>1)</sup>      |                                 |
|--|-----------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------|----------------------------|------------------------------------|---------------------------------|
| bosveen                                  | b                     | eutroof (zoet)          | 30- 60                | 15-25           | lutum                      | matig tot zeer groot <sup>2)</sup> |                                 |
| eutroof<br>broekveen                     | b                     |                         | 60- 80                | 18-30           |                            |                                    |                                 |
| zeggeveen                                | c                     | mesotroof               | 60- 95                | 15-30           | zand<br>of<br>lutum        | gering tot matig                   |                                 |
| rietzeggeveen<br>mesotroof               | c                     |                         |                       | 15-20           |                            |                                    | matig, soms groot <sup>2)</sup> |
| broekveen                                |                       |                         |                       |                 |                            |                                    |                                 |
| zeggerietveen<br>rietveen                | r                     | eutroof (brak of zoet)  | 30- 80                | 15-40           | lutum                      | (zeer) groot, soms matig           |                                 |
| veenmosveen<br>en spalterveen<br>bolster | s                     | oligotroof              | 80- 95<br>95-100      | 40-70           |                            | gering tot matig (zeer) groot      |                                 |

<sup>1)</sup> Geldt voor veen met relatief weinig bovenbelasting

<sup>2)</sup> Sterk afhankelijk van de hoeveelheid houtresten

| Doorlatendheidsklasse | k in m.dag <sup>-1</sup> |
|-----------------------|--------------------------|
| zeer groot            | >1,0                     |
| groot                 | 0,4 -1,0                 |
| matig                 | 0,05-0,4                 |
| gering                | <0,05                    |

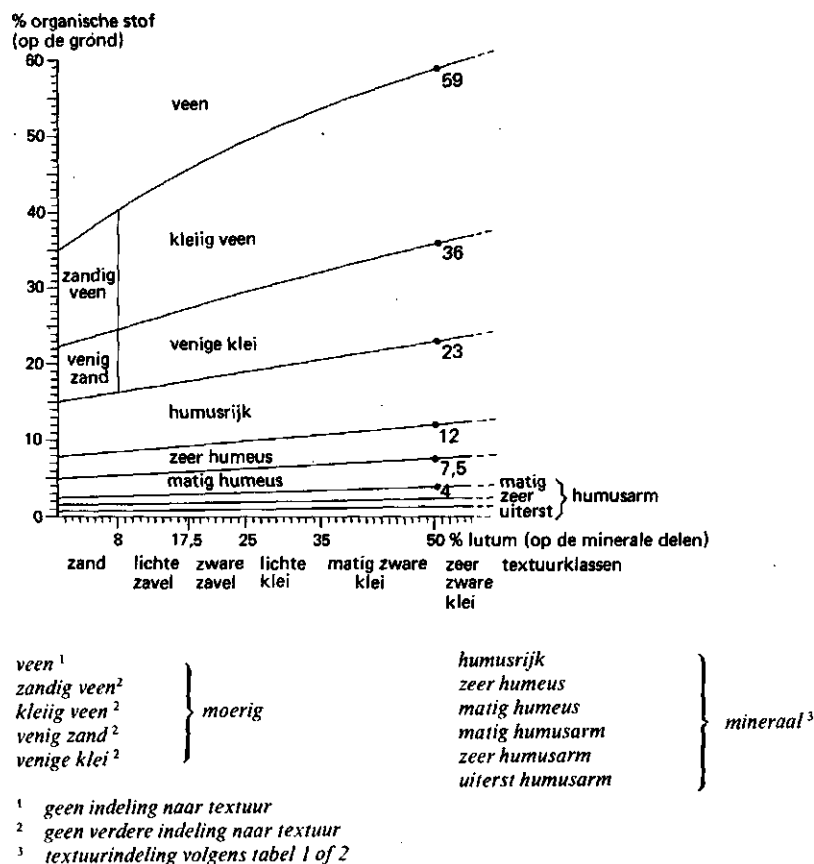
Figuur 2 geeft een zeer globaal overzicht van de verbreiding van de botanische veensoorten in Nederland aan het begin van onze jaartelling. Hierbij dient opgemerkt dat na het begin van de jaartelling nog steeds veenvorming plaatsvond.



**Fig. 2** Globaal overzicht van de verbreiding van de botanische veensoorten in Nederland, omstreeks het begin van de jaartelling (naar: Pons, 1965)

## 2.3 Veengronden

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). Moerig materiaal is bodemmateriaal dat voor minstens 15 (bij een lutumgehalte van 0%) tot 23 massaprocenten (bij een lutumgehalte van 50%) uit organische stof bestaat (fig. 3).



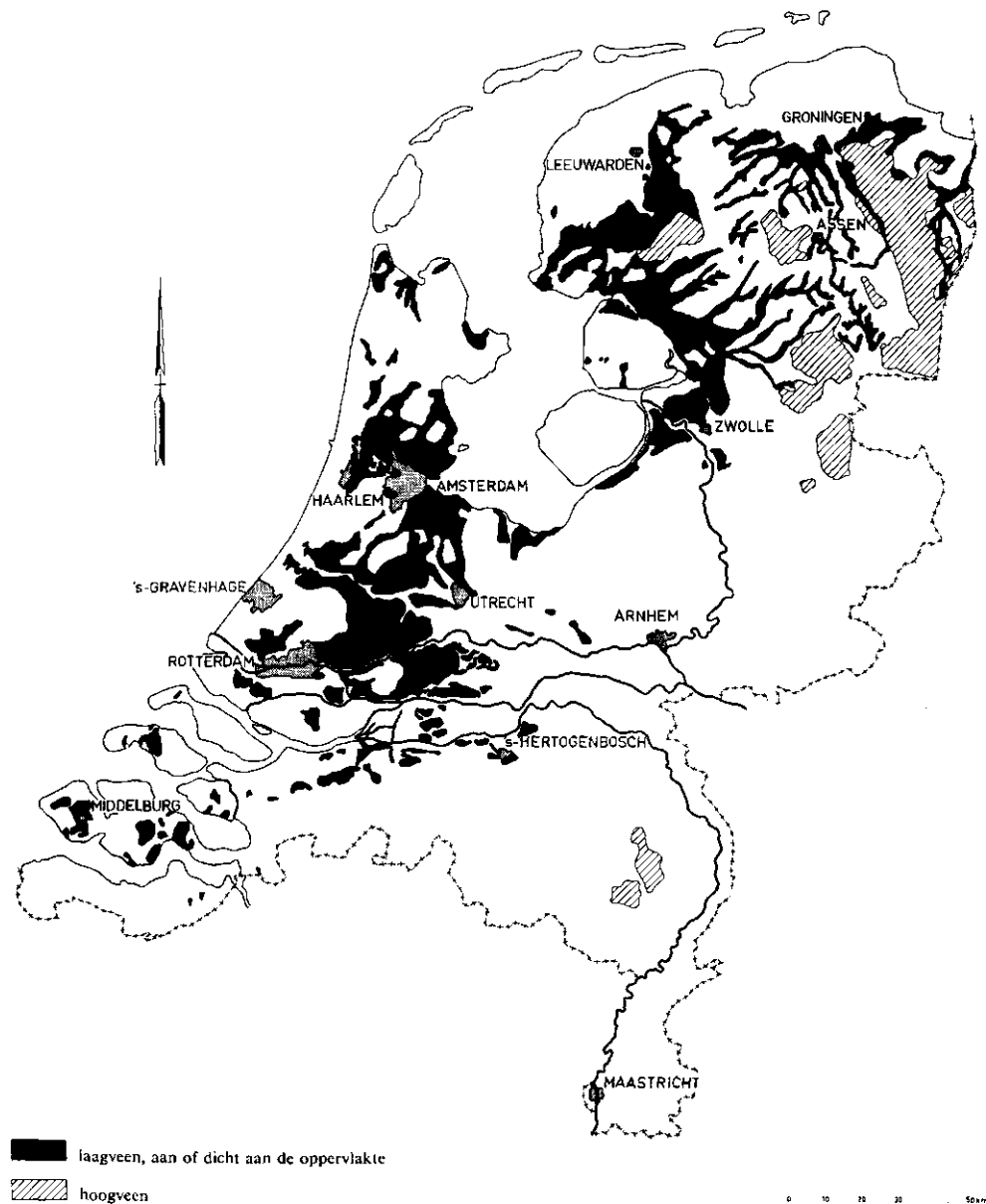
**Fig. 3** Indeling en benaming van bodemmateriaal naar het organische-stofgehalte (humus) in massaprocenten op de grond (massaprocenten van het totale bodemmateriaal) in relatie met het lutumgehalte (massaprocenten van de minerale delen) (naar: Steur en Heijink, 1983)

### 2.3.1 Hoogveen- en laagveengronden en hun ontginning

Een veelgebruikte indeling van de veengronden is die in hoogveen- en laagveengronden (fig. 4). Dit onderscheid heeft een sterk landschappelijk karakter en is ontleend aan de ligging van het veengebied ten opzichte van het grondwater niveau in de naaste omgeving. Pogingen de tegenstelling hoogveen-laagveen door koppeling aan de tegenstelling oligotroof veen tegenover mesotroof en eutroof veen botanisch te funderen, hebben slechts verwarring gesticht (Pons, 1965). Weliswaar bestaat hoogveen veelal

uit oligotroof veen, maar in laagveen komen naast veel eutroof en mesotroof veen ook grote oppervlakken oligotroof veen voor.

Met de indeling naar hoogteligging van de veengronden hangt de manier samen, waarop men destijds het betreffende veen tot turf verwerkte. Waar het veen hoog lag ten opzichte van het grondwaterniveau in de directe omgeving was het mogelijk het veen door sloten, zogenaamde wijken, redelijk te ontwateren, zodat de turf gestoken kon worden. Dit wordt droge vervening of afvenen genoemd. Waar het veen laag lag ten opzichte van het grondwaterniveau in de directe omgeving, moest de turfwinning plaatsvinden door baggeren: natte vervening of uitvenen.



**Fig. 4** Eenvoudige schets van de verbreiding van hoogveen en laagveen aan of dicht aan het oppervlak (naar: Pons, 1965)

De hoogveengronden zijn al in de vroege Middeleeuwen op kleine schaal verveend voor de turfwinning voor eigen gebruik. Vooral vanaf de 17e en 18e eeuw heeft systematische afvening op grote schaal plaatsgevonden. Niet alleen de turfwinning stond hierbij centraal, maar ook het ontginnen van de vrijgekomen ondergrond begon een steeds belangrijkere plaats in te nemen. Op deze wijze ontstond een geheel nieuw landschap dat tegenwoordig in Noord-Nederland als de veenkoloniën bekend staat. De na ontginning ontstane bodemtypen noemt men veenkoloniale gronden of dalgronden. Alleen het oude veenmosveen is voor turfbereiding geschikt. De bolster werd opzij gezet, evenals de pleistocene zandondergrond afkomstig uit de voor ontwatering gegraven kanalen. Na het egaliseren van de zandondergrond werd de bolster teruggestort op de vlakke ondergrond en werd het geheel bezand met het zand uit de wijken. Ploegen van dit zand met een klein deel van de bolster leverde het veenkoloniale dek op.

De laagveengronden werden vanaf de Middeleeuwen op grote schaal uitgeveend. Er werden langgerekte trek- of petgaten gebaggerd en de veenspecie werd op smalle stroken niet uitgeveend land (ribben of zetwallen) uitgespreid. Petgaten die te diep waren uitgeveend, groeiden niet meer dicht en verlandden niet meer. Als de zetwallen dan ook nog te smal waren, konden ze worden weggeslagen door de golfslag. Zo zijn uitgestrekte plassen ontstaan. Op veel plaatsen is niet al het veen uitgeveend. Dit zogenaamde restveen bestaat meestal uit eutrofe veensoorten, want deze soorten zijn niet geschikt voor de turfwinning. Deze gronden komen nu als veenontginningsgronden in de droogmakerijen voor. Veel laagveengronden zijn bemest met zogenaamde toemaak: een mengsel van bagger, stalmest, stadsvuil en zand afkomstig van de duinen en de aanliggende hogere pleistocene zandgronden. Grote delen van het Utrechts-Hollands veengebied bezitten een toemaakdek.

### 2.3.2 Indeling volgens de legenda van de Bodemkaart van Nederland, 1 : 50 000

In de legenda van de Bodemkaart van Nederland, 1 : 50 000 (Steur en Heijink, 1983) worden de veengronden ingedeeld op grond van:

- a bodemvormende processen, zoals rijping en veraarding;
- b veensoort, indien het veen doorloopt tot dieper dan 120 cm, of
- c de aard van de minerale ondergrond, indien deze binnen 120 cm begint.

De bodemvorming begint indien veen, al dan niet kunstmatig, wordt ontwaterd. Er is dan plantengroei mogelijk en er zal nog meer vocht aan het veen worden onttrokken. Als dit waterverlies irreversibel is, gaat het gepaard met een blijvende volumevermindering of krimp en een vergroting van de dichtheid van de grond. Dit proces wordt fysische rijping genoemd. De maximale irreversibele krimp in veen bedraagt 25 à 45%. De grootste krimp is waargenomen bij rietveen en rietzeggeveen.

Gelijktijdig met of kort na de fysische rijping beginnen chemische en biologische rijpingsprocessen een rol te spelen bij de profielontwikkeling van de veengronden. Na toetreding van lucht zullen de gemakkelijk aantastbare bestanddelen van het veen, zoals eiwitten en koolhydraten, worden afgebroken. Daarbij worden de celweefsels

wel aangetast, maar blijft de oorspronkelijke plantaardige structuur van het veen zichtbaar. Er ontstaat een donkergekleurde, meestal zwartbruine tot zwarte, geaëreerde horizont, die als verweerde laag wordt aangeduid (Pons, 1961). Als dit proces van verwerking doorgaat, verdwijnt de organische stof door biologische en biochemische processen geheel of vrijwel geheel. Dit proces wordt vertering of oxydatie genoemd.

In de bovenste laag van het ontwaterde en (sterk) verweerde veen kan veraarding plaatsvinden. Bepaalde bodemdieren, zoals regenwormen, micro-arthropoden (microgeleedpotigen) en duizendpoten gebruiken het veen als voedsel en veranderen het in excrementen. Dit proces kan zich enige malen herhalen. De oorspronkelijke veestructuur gaat hierdoor op den duur geheel verloren en er ontstaat een bovengrond met nieuwe humusvormen (Jongorius and Pons, 1962).

Op grond van de mate van veraarding worden de veengronden onderverdeeld in:

- Eerdveengronden: gerijpte veengronden met een goed veraarde moerige eerdlaag. De veraarding kan eutroof zijn, meestal onder invloed van klei, stalmest of slootbagger; de moerige eerdlaag is dan kleiig. Oligotrofe veraarding leidt tot kleiarne moerige eerdlagen.
- Rauwveengronden: veengronden zonder moerige eerdlaag. Rauwveengronden zonder minerale bovengrond zijn zeer slap of redelijk tot goed gerijpt en dus stevig(er). Rauwveengronden met minerale bovengrond hebben een zanddek dan wel een zavel- of kleidek.

De veengronden met een veenkoloniaal dek nemen een aparte plaats in. Ze hebben in principe een bezandingsdek: dit is op de ene plaats moerig, elders humusrijk of humeus.

De indeling en benaming van de Nederlandse veengronden volgens de legenda van de Bodemkaart van Nederland, 1 : 50 000, is gegeven in tabel 2. In deze tabel is tevens de totale oppervlakte van elke in de legenda onderscheiden veengrond en de oppervlakte per voorkomende veensoort aangegeven (indien het veen doorloopt tot dieper dan 120 cm beneden maaiveld).

De oppervlakte van Nederland, met aftrek van stedelijk gebied en open water, bedraagt ca. 3 110 000 ha. De veengronden, zoals onderscheiden in de legenda van de Bodemkaart van Nederland, nemen hiervan ca. 294 000 ha of 9,5% in. Ruim 90% hiervan wordt landbouwkundig gebruikt. In sommige publikaties wordt een grotere oppervlakte veengronden vermeld, tot ca. 450 000 ha (Otten, 1985). In dat geval zijn onder deze veengronden de gronden gerekend, die in de legenda van de Bodemkaart van Nederland als moerige gronden (minerale gronden met een moerige bovengrond of een moerige tussenlaag) worden aangemerkt.

De ontwateringstoestand van de Nederlandse veengronden is af te lezen uit tabel 3, waarin de oppervlakten van de veengronden per grondwatertrap zijn gegeven.

De meest voorkomende veengronden zijn de koopveengronden; zij beslaan 26,2% van de totale oppervlakte aan veengronden (tabel 3). De minst voorkomende zijn de aar- en vlietveengronden, die slechts 0,3 resp. 0,2% van de totale oppervlakte aan veengronden uitmaken.

**Tabel 2 Indeling en benaming van de veengronden in Nederland volgens de legenda van de Bodemkaart van Nederland, 1 : 50 000 (naar Steur en Heijink, 1983), en hun oppervlakte per veensoort**

| Bovengrond                                  | aard | samenstelling en dikte  | Oppervlakte (x 1000 ha) |                       |      |      |     |        |       |
|---|------|---|-------------------------|-----------------------|------|------|-----|--------|-------|
|   |      |   | totaal                  | veensoorten *)        |      |      |     | overig |       |
|   |      |   | b                       | s                     | c    | r    | d   |        |       |
| met moerige eerdlaag<br>EERDVEEENGRONDEN    |      | kleilig (>10% lutum op de grond) 15-50 cm dik<br>KOOPEVEENGRONDEN   | 76,9                    | 26,6                  | 12,8 | 16,4 | 0,8 | 1,0    | 19,3  |
|   |      | kleilig (>10% lutum op de grond) >50 cm dik<br>AARVEEENGRONDEN  | 0,9                     | geen verdere indeling |      |      |     | 0,9    |       |
|   |      | kleiarm (<10% lutum op de grond) 15-50 cm dik<br>MADEVEEENGRONDEN   | 32,2                    | -                     | 1,9  | 5,7  | -   | -      | 24,6  |
| zonder moerige eerdlaag<br>RAUWVEEENGRONDEN |      | met niet-gerijpt materiaal binnen 20 cm<br>VLIETVEEENGRONDEN  | 0,6                     | geen verdere indeling |      |      |     | 0,6    |       |
|   |      | met zavel- of kleidek, waarin minerale<br>eerdlaag of humusrijke bovengrond >15 cm<br>WEIDEVEEENGRONDEN   | 46,8                    | 19,8                  | 7,7  | 15,0 | 0,8 | 0,1    | 3,4   |
|   |      | met zavel- of kleidek zonder minerale<br>eerdlaag en/of humusrijke bovengrond <15 cm<br>WAARDVEEENGRONDEN | 53,2                    | 10,7                  | 16,1 | 13,9 | 1,8 | 0,4    | 10,3  |
|   |      | met zanddek al of niet met minerale eerdlaag<br>MEERVEEENGRONDEN  | 17,6                    | -                     | 0,4  | 2,8  | -   | -      | 14,4  |
|   |      | zonder zavel-, klei- of zanddek<br>VLIERVEEENGRONDEN  | 31,0                    | 0,1                   | 5,7  | 7,2  | 1,2 | 2,3    | 14,5  |
| met veenkoloniaal dek<br>VEENGRONDEN        |      | met humeus zanddek of moerige bovengrond,<br>10-20 cm dik<br>VEENGRONDEN met veenkoloniaal dek            | 34,8                    | -                     | 0,1  | 5,3  | -   | -      | 29,4  |
|   |      | Totaal (x 1000 ha)  | 294,0                   | 57,2                  | 44,7 | 66,3 | 4,6 | 3,8    | 117,4 |
|   |      | (%) **)   | -                       | 32,4                  | 25,3 | 37,5 | 2,6 | 2,2    | -     |

\*) indien veen dieper dan 120 cm - mv.

b = bosveen, eutroof broekveen

s = veenmosveen

c = zeggeveen, rietzeggeveen, mesotroof broekveen

r = rietveen, zeggerietveen

d = bagger, verslagen veen, gytja,

andere veensoorten

\*\*)% = % van het totaal van de oppervlakte

veengronden onderscheiden naar

veensoort (176 600 ha)



Tabel 3 Oppervlakten van de onderscheiden veengronden per grondwatertrap

| Veengrond                                    | Oppervlakte (x 1000 ha) |              |                |              |             |             |             |            |            |             |
|--|-------------------------|--------------|----------------|--------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|-------------|
|  | to-<br>taal             | (%)          | grondwatertrap |              |             |             |             |            |            |             |
|  |                         |              | I              | II           | II*         | III         | III*        | IV         | V          | VI->        |
| Koopveengronden                              | 76,9                    | 26,2         | 0,7            | 63,8         | 7,4         | 3,1         | 1,5         | 0,3        | 0,1        | -           |
| Aarveengronden                               | 0,9                     | 0,3          | -              | 0,5          | 0,4         | -           | -           | -          | -          | -           |
| Madeveengronden                              | 32,2                    | 11,0         | <0,1           | 13,8         | 4,7         | 5,6         | 7,4         | 0,3        | 0,2        | 0,2         |
| Vlietveengronden                             | 0,6                     | 0,2          | 0,6            | -            | -           | -           | -           | -          | -          | -           |
| Weideveengronden                             | 46,8                    | 15,9         | 0,6            | 37,8         | 4,7         | 2,5         | 0,8         | 0,4        | -          | -           |
| Waardveengronden                             | 53,2                    | 18,1         | 4,8            | 39,1         | 3,9         | 3,2         | 0,7         | 0,7        | 0,2        | 0,6         |
| Meerveengronden                              | 17,6                    | 6,0          | 0,2            | 6,5          | 3,6         | 3,3         | 1,3         | 0,6        | 1,3        | 0,8         |
| Vlieveengronden                              | 31,0                    | 10,5         | 5,6            | 18,7         | 2,4         | 2,1         | 0,1         | 0,5        | 1,4        | 0,2         |
| <b>Veengronden met<br/>veenkoloniaal dek</b> | <b>34,8</b>             | <b>11,8</b>  | <b>-</b>       | <b>0,4</b>   | <b>0,6</b>  | <b>3,6</b>  | <b>15,7</b> | <b>3,5</b> | <b>1,2</b> | <b>9,8</b>  |
| <b>Totaal (x 1000 ha)</b>                    | <b>294,0</b>            |              | <b>12,5</b>    | <b>180,6</b> | <b>27,7</b> | <b>23,4</b> | <b>27,5</b> | <b>6,3</b> | <b>4,4</b> | <b>11,6</b> |
| <b>(%)</b>                                   |                         | <b>100,0</b> | <b>4,3</b>     | <b>61,4</b>  | <b>9,4</b>  | <b>8,0</b>  | <b>9,4</b>  | <b>2,1</b> | <b>1,5</b> | <b>3,9</b>  |

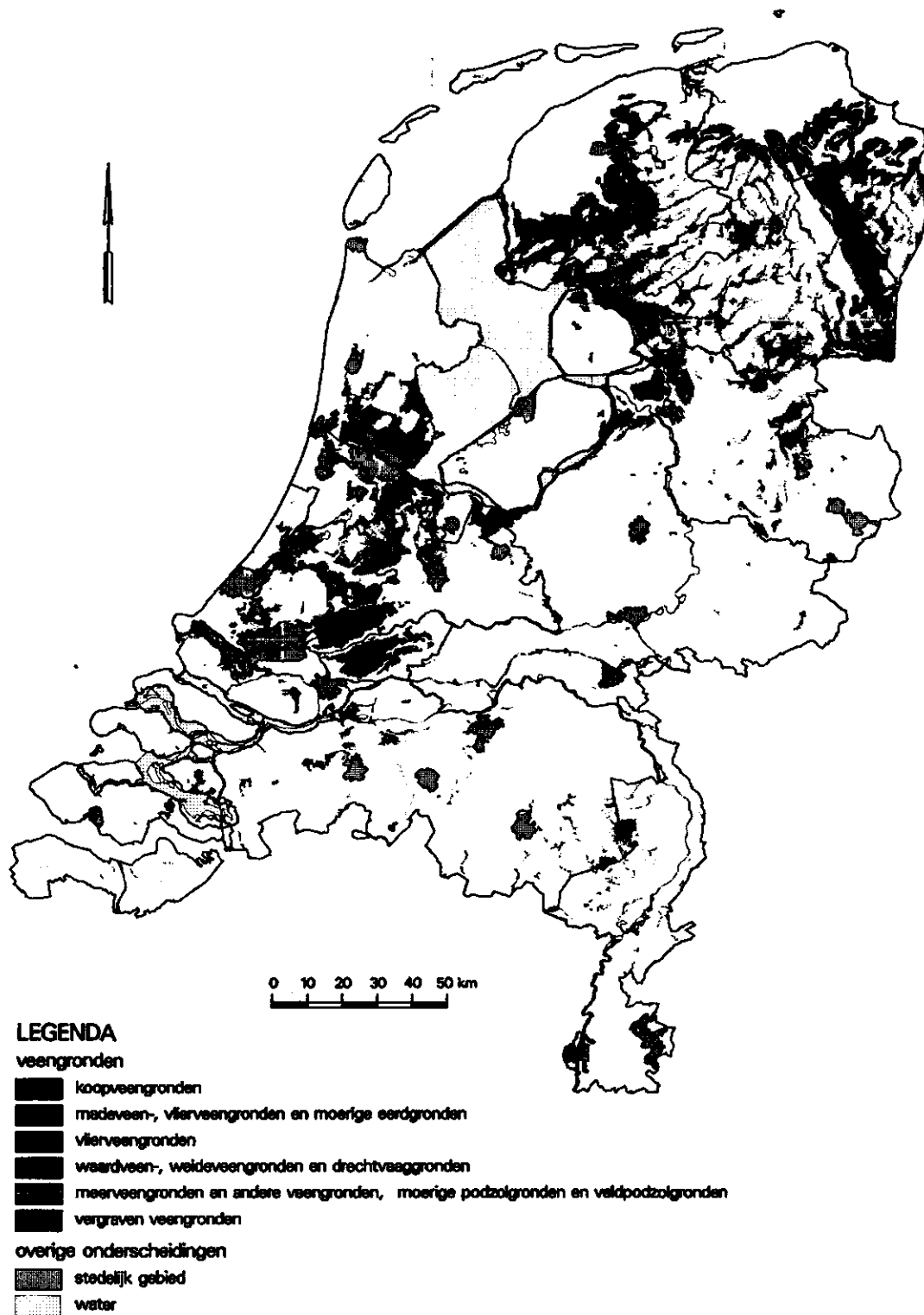
GRONDWATERTRAPPENINDELING

| Gemiddeld laagste<br>grondwaterstand (cm-mv) | Gemiddeld hoogste grondwaterstand (cm-mv) |        |      |      |       |     |
|--|---|--------|------|------|-------|-----|
|  | (< 20)                                    | (< 40) | < 40 | > 40 | 40-80 | >80 |
| < 50   | I   |        |      |      |       |     |
| 50-80  |   | II     |      |      |       |     |
| 80-120                                       |   |        | III  | IV   |       |     |
| > 120  |   |        | V    |      | VI    |     |
| (> 160)                                      |   |        |      |      |       | VII |

Een \* achter de code van II, III en V duidt op een "droger deel", d.w.z. met een gemiddeld hoogste grondwaterstand dieper dan 25 cm - mv.  
Een \* achter de code van VII duidt op een "zeer droog deel", d.w.z. met een gemiddeld hoogste grondwaterstand dieper dan 140 cm - mv.  
(...): Waarde niet klasse-bepalend

Van de veensoorten zijn, volgens de indeling van de legenda van de Bodemkaart (tabel 2), de mesotrofe soorten en de zoete eutrofe soorten het best vertegenwoordigd (resp. 37,5 en 32,4% van de oppervlakte aan veengronden onderscheiden naar veensoort). Ongeveer een kwart van de oppervlakte veengronden, onderscheiden naar veensoort, bestaat uit oligotroof veenmosveen. Het brakke eutrofe veen en de overige veensoorten komen relatief weinig voor.

De veengronden zijn over het algemeen slecht ontwaterd; de heersende grondwatertrap is Gt II (61,4% van de oppervlakte aan veengronden; tabel 3). De andere belangrijke grondwatertrappen zijn Gt II\*, III en III\* en in mindere mate Gt I (te zamen 31,1%).



**Fig. 5** De veengronden in Nederland, gebaseerd op de Globale Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 1 000 000 (De Bakker en Schelling, 1989)

Dit betekent dat in ruim 90% van de oppervlakte veengronden het grondwater zich bevindt tussen maaiveld en 80 à 120 cm - maaiveld. De grondwatertrappen VI en hoger, de grondwatertrappen van sterk ontwaterde gronden, komen bijna uitsluitend voor bij de veengronden met een veenkoloniaal dek.

Het voorkomen van de belangrijkste veengronden in Nederland, op grond van oppervlakte toont figuur 5.

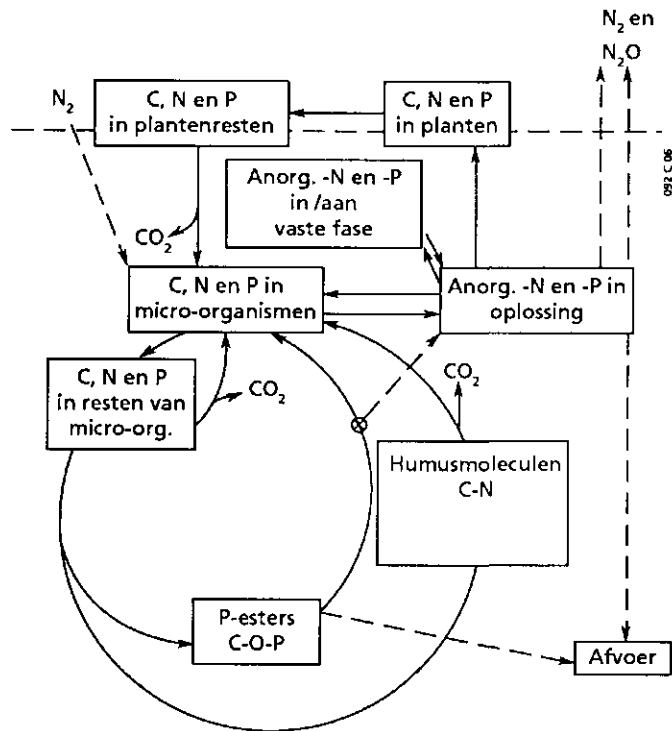
### 3 DE KOOLSTOF-, STIKSTOF- EN FOSFORKRINGLOOP EN HUN INTER-ACTIES IN VEEN

Veen bestaat voor 23 tot 100 massaprocenten uit organische stof (Haans, 1965). De organische verbindingen zijn opgebouwd uit een combinatie van koolstof (C) met slechts een beperkt aantal andere elementen, waarvan waterstof (H), zuurstof (O), stikstof (N), fosfor (P) en zwavel (S) de belangrijkste zijn. Meestal bedraagt het aandeel van de koolstof 50 tot 58 massaprocenten van de organische stof (Bear, 1965; Schnitzer and Khan, 1978; Janssen, 1986a). Verhoeven et al. (1990) schatten het C-gehalte van Nederlandse tril- en hoogvenen op 41 massaprocenten van de organische stof. De gehalten aan de mineralen N en P worden meestal uitgedrukt ten opzichte van het C-gehalte in de vorm van een C/N- en C/P-verhouding (als massaverhouding) en hangen sterk samen met de aard van het organische materiaal. Rijk materiaal bevat veel N en P, arm daarentegen weinig. C/N-verhoudingen van Nederlandse venen variëren van 15 (rijk) tot 70 (arm) (zie tabel 1). Over de C/P-verhouding van veengronden is weinig bekend uit de literatuur; wel is duidelijk dat deze verhouding sterker varieert dan de C/N-verhouding (Black and Göring, 1953). C/P-verhoudingen van veen, uit de literatuur, liggen tussen 300 en 2500 (zie verder 5.2).

In de (veen)bodem vinden opbouw en afbraak van organische stof tegelijkertijd plaats. De daarbij betrokken elementen gaan steeds van de ene verschijningsvorm over in de andere. Er bestaat een cyclisch verloop van deze elementen: de C-, N- en P-kringloop. Daarbij illustreert de C-kringloop het beste het lot van de organische stof, aangezien organisch materiaal voor ongeveer de helft van zijn massa uit C bestaat. Processen van de C-kringloop zijn dan ook in hoge mate bepalend voor de processen in de andere kringlopen. McGill and Cole (1981) schetsten de interacties tussen de C-, N- en P-kringloop in het bodem-plantsysteem als weergegeven in figuur 6.

Verschillende auteurs (Walker and Adams, 1959; Williams et al., 1960; Barrow, 1961) veronderstelden op basis van experimenten, dat er een essentieel verschil bestaat tussen de manier waarop C en N enerzijds en P anderzijds worden gestabiliseerd en gemineraliseerd in de bodem. McGill en Cole (1981) leidden uit deze bronnen en uit veel andere bronnen over het voorkomen van C, N en P in de organische stof in de bodem, het model van figuur 6 af. Hierin illustreert de buitenste cirkel de gezamenlijke C- en N-kringloop en de binnenste cirkel de aparte P-kringloop in de bodem-organische stof.

Vers organisch materiaal wordt door micro-organismen in de bodem afgebroken uit een behoefte aan energie en koolstof. Hierbij ontstaat CO<sub>2</sub>, anorganisch-N en -P en humus, een stabielere vorm van organische stof. Onder "humus" wordt hier verstaan: de dode organische stof in de bodem die in meerdere of mindere mate is omgezet in stabielere, minder makkelijk afbreekbare vormen dan het verse materiaal waaruit het is ontstaan. Veen kan worden beschouwd als een accumulatie van humus. Waksman (1938 en 1952) omschrijft veen als een type humus, ontstaan door afbraak van plantemateriaal onder waterverzadigde omstandigheden.



**Fig. 6** *Interacties tussen de C-, N- en P-kringloop in het bodem-plant-systeem (naar: McGill and Cole, 1981)*

Bij het ontstaan van humus worden C en N samen gestabiliseerd in de vorm van humusmoleculen, verbindingen van voornamelijk C, H, O, N en S met C/N-verhoudingen variërend van 10 tot 70. P wordt los van het hoofdbestanddeel van de organische stof gestabiliseerd in de vorm van fosfaat-esters (C-O-P) die geen integraal deel van de organische stof uitmaken, maar die bindingen aangaan met organische stof- en andere bodemdeeltjes. Dit verklaart de grote variatie in C/P-verhoudingen in de bodem in vergelijking met de variatie in C/N-verhoudingen. Circa 70% van de organisch-P-verbindingen in de bodem is geïdentificeerd; al deze organisch-P is aanwezig als fosfaat-esters (Mcgill and Cole, 1981). De meest voorkomende fosfaat-esters in de bodem, de penta- en hexa-fosfaten van inositol, bevatten verhoudingsgewijs weinig C. Ze hebben een gemiddelde C/P-verhouding van ca. 0,4 (White, 1981) en zijn moeilijk afbreekbaar (Anderson et al., 1974).

Organisch-C en -N worden samen gemobiliseerd of gemineraliseerd (omgezet in anorganische vormen) door micro-organismen, die koolstofrijke substraten, zoals plantenresten, dode biomassa en humus, afbreken voor hun energie- en koolstofvoorziening. Fosfaat-esters worden hierbij nauwelijks aangesproken vanwege hun geringe C-gehalte en resistentie tegen afbraak (White, 1981). Bij deze C-mineralisatie worden de aan C gebonden N en andere elementen mee gemineraliseerd. N-mineralisatie is dus een gevolg van de behoefte van micro-organismen aan energie en C, en niet van de behoefte aan N. Deze mineralisatie vindt plaats in het celmembran van micro-organismen en wordt daarom biologische mineralisatie genoemd.

P-mineralisatie wordt voornamelijk gestuurd door de behoefte van micro-organismen aan P en vindt daarom los van de C-mineralisatie plaats. Hierbij worden de P-bevatende organische componenten niet afgebroken, maar ontstaat anorganisch-P door hydrolyse van fosfaat-esters. Omdat dit proces grotendeels buiten het celmembraan optreedt, noemden McGill en Cole (1981) het biochemische mineralisatie. Toch wordt er ook P samen met C gemineraliseerd, indien substraten worden afgebroken die P bevatten. Volgens McGill en Cole (1981) is het aandeel van deze biologische P-mineralisatie slechts gering.

Voor een beter begrip van de verschillende omzettingprocessen bij afbraak en opbouw van organische stof is het nodig de kringlopen uit figuur 6 afzonderlijk te beschouwen.

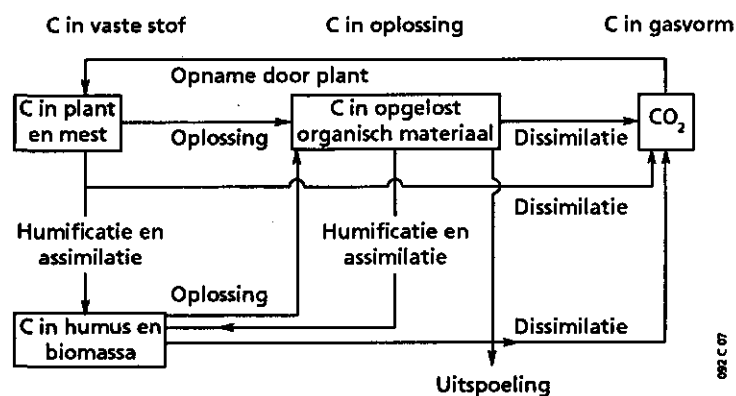


Fig. 7 De C-kringloop in het bodem-plant-systeem (naar: Berghuis-van Dijk et al., 1985)

Figuur 7 geeft de organische-stof- of koolstofkringloop volgens Berghuis-van Dijk et al. (1985). In het navolgende wordt in het kort aangegeven welke processen plaatsvinden in deze kringloop. In hoofdstuk 4 wordt dieper op een aantal processen ingegaan. In figuur 7 is te zien dat bij de afbraak door bodemorganismen van vers organisch materiaal, zoals dode plantedelen en organische delen van mest, dit materiaal gedeeltelijk wordt geoxydeerd tot CO<sub>2</sub> voor de energievoorziening van deze organismen (dissimilatie), gedeeltelijk wordt ingebouwd in de biomassa van de bodemorganismen (assimilatie) en gedeeltelijk wordt omgezet in humus (humificatie). Het dissimilatieproces wordt ook wel ademhaling, oxydatie of C-mineralisatie genoemd. Deze transformatieprocessen vinden voor een deel plaats in de opgeloste fase. De eerste stap in het afbraakproces is het verkleinen van grote moleculen tot kleinere die makkelijker in oplossing gaan en kunnen worden opgenomen in de cellen van de micro-organismen om daar verder te worden afgebroken.

Doordat C, H en O tijdens de afbraak verdwijnen, heeft de gevormde humus doorgaans een belangrijk hoger N- en P-gehalte of lagere C/N- en C/P-verhouding dan het verse materiaal waaruit hij is gevormd. Deze humus wordt eveneens afgebroken tot CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O en omgezet in nieuwe humus en biomassa, echter veel langzamer dan het verse materiaal. De biomassa wordt relatief snel afgebroken en vernieuwd. Omdat het experimenteel moeilijk is een onderscheid te maken tussen de grote massa van de humus en de relatief kleine biomassa, worden in beschrijvingen van afbraakprocessen humus en biomassa vaak als een geheel beschouwd (Berghuis-van Dijk et al., 1985; Ritsema, 1987).

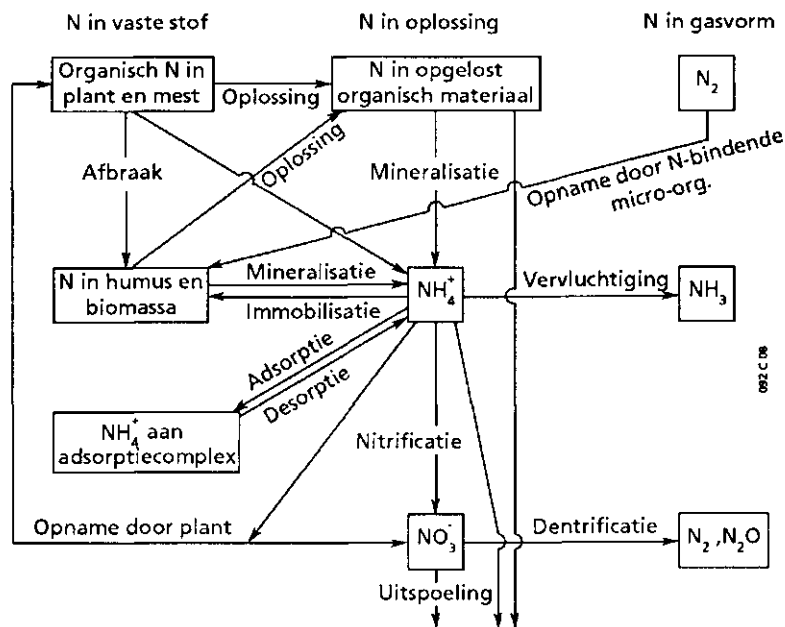


Fig. 8 De N-kringloop in het bodem-plant-systeem (naar: (Berghuis-van Dijk et al., 1985)

De N-kringloop volgens Berghuis-van Dijk et al. (1985) is weergegeven in figuur 8. De belangrijkste processen van deze kringloop worden hier in het kort besproken. In hoofdstuk 5 wordt de N-mineralisatie in meer detail behandeld. Voor een groot deel is de N-kringloop een afgeleide van de C-kringloop. Organisch-N komt eveneens voor in vers organisch materiaal, in humus, in de biomassa van de bodemorganismen en in opgeloste vorm. De overgang van de ene verschijningsvorm in de andere hangt zeer nauw samen met de processen van de C-kringloop.

Organisch-N in de bodem kan tijdens de C-mineralisatie worden gemineraliseerd tot anorganisch-N in de vorm van  $\text{NH}_4^+$  (ammonificatie), mits er meer N vrijkomt dan de behoefte aan N van de afbrekende organismen. Is de behoefte groter dan het aanbod, dan wordt anorganisch-N vastgelegd in de organismen (immobilisatie).  $\text{NH}_4^+$  kan worden opgenomen door planten, vervluchtigen, uitspoelen, worden geadsorbeerd aan het bodemcomplex of worden omgezet in  $\text{NO}_3^-$  onder aërobe omstandigheden (nitrificatie).  $\text{NO}_3^-$  kan eveneens uitspoelen en door de plant worden opgenomen. Omdat  $\text{NO}_3^-$  niet wordt gebonden aan het bodemcomplex, is het veel mobieler dan  $\text{NH}_4^+$ , waardoor het veel sneller uitspoelt.

Onder anaërobe omstandigheden, indien er organische stof en/of  $\text{FeS}_2$  (pyriet) aanwezig is, kan  $\text{NO}_3^-$  denitrificeren tot  $\text{N}_2$  en  $\text{N}_2\text{O}$ . Dit laatste is van groot belang in veengronden met hun traditioneel hoge grondwaterstanden.  $\text{NO}_3^-$  kan hier snel in een anaërobe, organische-stofrijke omgeving terecht komen, waardoor het mobiele  $\text{NO}_3^-$

door denitrificatie verdwijnt. N kan de kringloop verlaten door afvoer van gewassen,  $\text{NH}_4^+$ -vervluchtiging, denitrificatie en uitspoeling van organisch-N,  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$ . N kan in de kringloop worden opgenomen door organische en anorganische bemesting, opname van  $\text{N}_2$ -gas door stikstofbindende micro-organismen en atmosferische depositie van anorganisch-N.

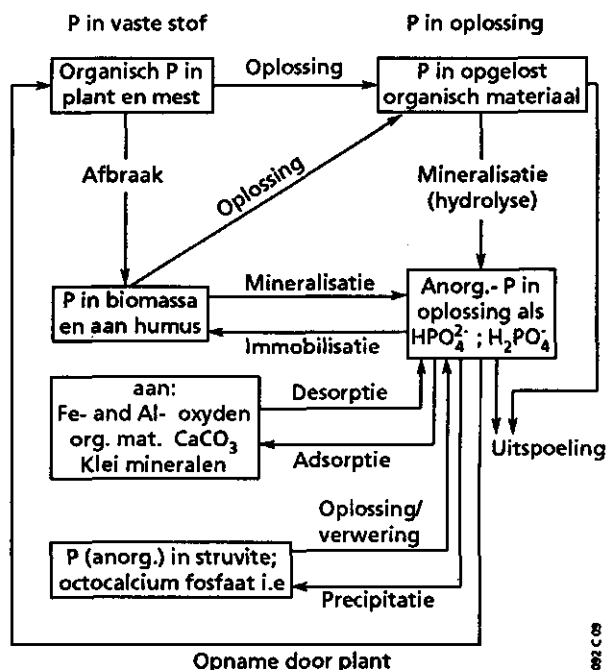


Fig. 9 De P-kringloop in het bodem-plant-systeem (naar: Ritsema, 1987)

Figuur 9 bevat de P-kringloop zoals beschouwd door Ritsema (1987). Deze kringloop lijkt in grote lijnen op die van N. Het essentiële verschil met de N-kringloop is dat de P-kringloop minder sterk is verbonden met de C-kringloop. Evenals C en N komt organisch-P voor in vers organisch materiaal, in de biomassa van bodemorganismen en in opgeloste vorm. Ook komt organisch-P voor als fosfaat-esters gebonden aan humus en andere bodemdeeltjes; P vormt daarentegen nauwelijks een bestanddeel van humusmoleculen.

Organisch-P kan worden gehydrolyseerd door micro-organismen waarbij anorganisch-P, in de vorm van  $\text{HPO}_4^{2-}$  en  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ , ontstaat. Dit proces wordt gestuurd door de behoefte van de micro-organismen aan P: deze organismen scheiden fosfatase-enzymen af, waardoor organisch-P wordt gehydrolyseerd. Is de behoefte aan P kleiner dan de vrijgekomen hoeveelheid anorganisch-P, dan wordt P gemineraliseerd; is het omgekeerde het geval en is er tevens anorganisch-P aanwezig, dan wordt P geïmmobiliseerd in de biomassa. In hoofdstuk 5 wordt dieper ingegaan op de P-mineralisatie. Het anorganisch-P kan worden opgenomen door planten, uitspoelen, neerslaan als fosfaat-zouten of worden geadsorbeerd aan Fe- en Al-oxydes, organisch materiaal, kleimineralen en  $\text{CaCO}_3$ . Belangrijk verschil met de N-kringloop is het ontbreken van processen waardoor P overgaat in de gasvormige fase en uit de kring-



loop verdwijnt. P kan de kringloop verlaten door afvoer van gewassen en uitspoeling van organisch-P (fosfaat-esters) en anorganisch-P. Toevoeging van P aan de kringloop geschiedt uitsluitend door organische en anorganische bemesting en door atmosferische depositie van anorganisch-P.

## 4 AFBRAAK VAN VEEN

In ontwaterde veengronden overtreft de afbraak van organische stof de opbouw. Bij deze afbraak wordt een gedeelte van de organisch gebonden C, N en in mindere mate P gemineraliseerd tot anorganische vormen van deze elementen. De gevormde anorganisch-N en -P kunnen eventueel uitspoelen en zo bijdragen aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater in veengebieden. De afbraak van organische stof in veengronden vormt daarom een sleutelproces bij het bestuderen van de eutrofiëring van veengebieden ten gevolge van de N- en P-mineralisatie van het veen. Vooral de N-mineralisatie vertoont een sterke samenhang met de afbraak van organische stof; de P-mineralisatie in mindere mate.

In dit hoofdstuk worden achtereenvolgens kwalitatieve (4.1) en kwantitatieve aspecten van de afbraak van organische stof (4.2), de factoren die het afbraakproces beïnvloeden (4.3), en de relatieve afbraaksnelheid van veen (4.4) besproken.

### 4.1 Kwalitatieve aspecten van de afbraak van organische stof

Afbraak van organische stof is de splitsing en omzetting van de complexe chemische verbindingen van de organische stof in meer eenvoudige verbindingen ten gevolge van fysisch-mechanische, anorganisch-chemische en biologische processen. Omdat de laatste hierbij het belangrijkste zijn, wordt onder afbraak van organische stof meestal, ook in dit rapport, biologische afbraak verstaan.

De afbraak van organische stof in de bodem wordt bewerkstelligd door micro-organismen, voor de energievoorziening en celsynthese van de organismen. Bij de afbraak kunnen verschillende processen gelijktijdig of na elkaar plaatsvinden:

- assimilatie: het gebruiken van de omgezette organische stofcomponenten als bouwstenen voor de synthese van het celmateriaal van de afbrekende organismen;
- dissimilatie (ademhaling, oxydatie of C-mineralisatie): het oxyderen van de organische koolstof tot  $\text{CO}_2$  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:  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  en  $\text{S}^{2-}$ ;
- 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. De afbraak van veen vindt nagenoeg geheel plaats onder aërobe omstandigheden, waarbij het belangrijkste bestanddeel, de kool-

stof, wordt geoxydeerd (dissimilatie) en uit de organische stof verdwijnt als CO<sub>2</sub>. Daarom worden "afbraak" en "oxydatie" van veen vaak synoniem gebruikt.

Drijvende krachten achter het afbraakproces zijn de assimilatie en vooral de dissimilatie. Mineralisatie en humificatie zijn een gevolg van deze twee processen. De verhouding waarin organisch-C wordt aangewend voor assimilatie of dissimilatie is afhankelijk van het type organisme en van de omstandigheden. Verschillende groepen (micro-)organismen hebben een verschillende dissimilatie/assimilatie-verhouding (tabel 4). Deze verhouding wordt ook wel uitgedrukt als: assimil./ (assimil. + dissimil.) en wordt dan biosynthese-efficiëntie genoemd. De dissimil./assimil.-verhouding is van groot belang bij het afleiden van de N- en P-mineralisatie uit de afbraak van organische stof, omdat ze bepaalt welk deel van de omgezette organische stof wordt ingebouwd in de micro-organismen en welk deel wordt gemineraliseerd (zie H5).

*Tabel 4 Biosynthese-efficiënties en dissimilatie/assimilatie-verhoudingen van de belangrijkste groepen micro-organismen (naar: Lebbink en Antonides, 1990)*

| Type organisme     | Biosynthese-eff. |          | Diss./ass.-verh. |          |
|--------------------|------------------|----------|------------------|----------|
|                    | bereik (%)       | gem. (%) | bereik (-)       | gem. (-) |
| Schimmels          | 30-50            | 33       | 1 - 2,3          | 2        |
| Actinomyeten       | 30-50            | 33       | 1 - 2,3          | 2        |
| Aërobe bacteriën   | 20-40            | 30       | 1,5- 4           | 2,3      |
| Anaërobe bacteriën | 2 - 5            | 3        | 19 - 49          | 32       |

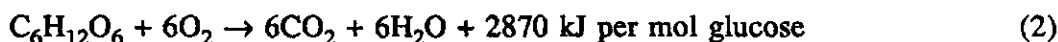
De waarden van tabel 4 zijn vrij algemene waarden onder gemiddelde omstandigheden. Afhankelijk van de omstandigheden kan de biosynthese-efficiëntie van aërobe bacteriën, schimmels en actinomyeten variëren van 0 tot 70% (Holland and Coleman, 1987; Schwaerter et al., 1988). De bepalende factoren zijn vooral de kwaliteit van het substraat (C/N-verhouding, moleculaire complexiteit) en de beschikbaarheid van anorganische nutriënten (vooral N): hoe lager de C/N-verhouding van het substraat en hoe hoger het anorganisch-N-gehalte, hoe hoger de biosynthese-efficiëntie. De samenstelling van de actieve micropopulatie en de omstandigheden bepalen de grootte van de biosynthese-efficiëntie bij de afbraak.

#### 4.1.1 Organisch-chemische aspecten

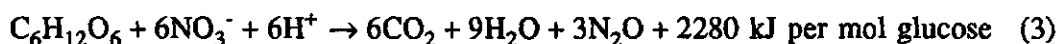
De afbraak van organische stof in de (veen)bodem kan aëroob en anaëroob verlopen. Onder aërobe omstandigheden verloopt de afbraak sneller en meer compleet en wordt derhalve meer van de in het substraat vastgelegde energie gemobiliseerd. De afbraak van energierijke materialen is een hydrolyse die in de cellen van de organismen plaats vindt met behulp van intracellulaire enzymen en waarbij verschillende stoffen als electronen-acceptor fungeren. De algemene vergelijking voor dit proces luidt:



waarin R staat voor een restgroep bestaande uit koolwaterstofgroepen. Bij deze reactie wordt waterstof aan het substraat onttrokken en komen electronen vrij die door een electronen-acceptor worden opgenomen. Onder aërobe omstandigheden fungeert zuurstof als electronenacceptor en wordt er gesproken van "oxydatie" van de koolstof. Vaak is O<sub>2</sub> de laatste electronen-acceptor van een serie redoxreacties. Voor de tussenstappen fungeren in de cel aanwezige stoffen als electronen-acceptor. Een voorbeeld van aërobe afbraak is de complete oxydatie van glucose:



Onder anaërobe omstandigheden kan nitraat fungeren als electronen-acceptor bij de afbraak van glucose:



Dit is de reactievergelijking voor denitrificatie van nitraat, waarbij glucose als electronendonor optreedt (zie ook 5.1).

Onder aërobe omstandigheden zijn de eindprodukten van de afbraak van organische stof: CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> en resistente residuen. Onder anaërobe omstandigheden zijn dit: CH<sub>4</sub>, R-COOH, H<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, RNH<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, RSH en resistente residuen (Alexander, 1965). De humusvormen (resistente residuen) die bij anaërobe afbraak ontstaan, zijn andere dan die in doorluchte gronden ontstaan.

Micro-organismen kunnen organische moleculen pas als koolstof- en energiebron gebruiken, nadat ze deze in hun cellen hebben opgenomen. Omdat de macro-moleculen van de organische stof (zie 4.1.2) als zodanig niet in de cellen kunnen worden opgenomen, moeten ze eerst worden gesplitst in dimeren en monomeren. Deze splitsing vormt voor de macro-moleculen het begin van het afbraakproces. Ze vindt buiten de cellen plaats met behulp van extracellulaire enzymen en levert gewoonlijk geen of weinig energie op. Energie van betekenis wordt pas verkregen als de dimeren en monomeren in de cellen worden geoxydeerd (reacties 1 t/m 3).

De energie die bij de reacties (1) t/m (3) vrijkomt, wordt vastgelegd en opgeslagen met ADP (Adenosine DiPhosfaat) in ATP (Adenosine TriPhosfaat):



De in ATP vastgelegde energie kan, als dat voor het celmetabolisme nodig is, vrijkomen via:



#### 4.1.2 Samenstelling van de organische stof van veen

Organische stof is het meest complexe materiaal in de natuur. Het bevat waarschijnlijk de meeste natuurlijk voorkomende organische verbindingen, die elk hun eigen afbraaksnelheid hebben. De organische stof in de bodem bestaat uit organisch materiaal dat in verschillende stadia van afbraak verkeert. De belangrijkste macromoleculaire verbindingen in plantemateriaal, waaruit nagenoeg de gehele organische stof van veen bestaat, zijn: koolhydraten, lignine (houtstof), eiwitten, organisch-P- en organisch-S-componenten en vetten, wassen en harsen.

##### *Koolhydraten*

Koolhydraten zijn verbindingen van C, O, H en soms N. Het totaal aan koolhydraten in een bodem bedraagt 5-20% van de organische stof. Koolhydraten bestaan voornamelijk uit mono-, di- en polysachariden, cellulose en hemicellulose. Ze vormen de belangrijkste bron van energie voor organismen.

Mono- en disachariden zijn zeer goed oplosbaar en spoelen daarom snel uit. Het deel dat niet uitspoelt, wordt snel gedissimileerd en omgezet in andere verbindingen. De polysachariden die in de bodem voorkomen zijn voornamelijk van microbiële oorsprong. Gezien hun grote oplosbaarheid is het verwonderlijk dat ze in grotere hoeveelheden dan sporenelementen voorkomen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat ze opgesloten zitten in aggregaten, cellen en weefsels en worden vastgehouden zolang die intact blijven.

Cellulose vormt het voornaamste bestanddeel van planten (30-50% van de droge stof). De cellulose in de bodem is dan ook voornamelijk van plantaardige oorsprong. Omdat cellulose onder aërobe omstandigheden snel en volledig wordt afgebroken, is het gehalte aan cellulose in organische stof in de bodem veel geringer (5-30% van de organische stof). Anderzijds kan dit bestanddeel in anaërobe venen lang stand houden. Bos-zeggevenen hebben meestal een laag cellulosegehalte, terwijl het gehalte in veenmosveen ca. 30% kan zijn (Ottens, 1985).

Hemicellulose wordt evenals cellulose snel afgebroken door een grote verscheidenheid aan micro-organismen. Onder anaërobe omstandigheden wordt het beter afgebroken dan cellulose. Hemicellulose bevat net als cellulose en de meeste polysachariden geen N. De afbraak van deze bestanddelen is daardoor afhankelijk van de N-toelevering in de bodem.

##### *Lignine*

Lignine of houtstof is opgebouwd uit C, O en H. Het bevat naar verhouding meer C en minder O dan de koolhydraten. Na cellulose en hemicellulose is lignine de derde belangrijke component in plantemateriaal. De afbraak van lignine verloopt echter langzamer en minder compleet. Lignine wordt in de bodem geaccumuleerd en dientengevolge is het gehalte in de bodem hoger dan in het plantemateriaal. Veenmosvenen kunnen voor 20-30% en zeggevenen voor 50% uit lignine bestaan. Hoe hoger de graad van afbraak is, des te hoger zal het ligninegehalte zijn (zie fig. 10).

### *Eiwitten*

Eiwitten zijn verbindingen van C, O, H en N en vormen in hoofdzaak de stikstof-bevattende bestanddelen van de organische stof. De variatie in afbraaksnelheid is groot. Omdat N vaak als beperkende factor optreedt voor de celsynthese van de micro-organismen, wordt beschikbare N snel ingebouwd in eiwitten. Bij voldoende eiwitten loopt de produktie van ammonium (N-mineralisatie) als gevolg van de afbraak van eiwitten, parallel aan deze afbraak. Bij onvoldoende eiwitten is de produktie van ammonium lager, omdat de vrijkomende N dan direct weer wordt ingebouwd in microbiële eiwitten (N-immobilisatie).

### *Organisch-P- en organisch-S-componenten*

Organisch-P- en organisch-S-componenten zijn verbindingen van C, O, H en P resp. S, en in het geval van S ook N. Ze hebben gemeen dat de aard van hun verbindingen slechts ten dele bekend is.

P is in de bodem voor 20 tot 80% aanwezig in de organische vorm (Larsen, 1967). In, vooral het niet verweerde, veen kan dit percentage oplopen tot 95% (Kaila, 1956 in Dalal, 1977). Gewoonlijk is dit percentage groter naarmate de pH lager is en het organisch-N-gehalte groter. Van de organisch-P-verbindingen is ca. 70% geïdentificeerd; al deze P-verbindingen zijn fosfaat-esters. Gemiddeld bestaat ca. 1% van de totale organisch-P uit fosfolipiden, ca. 2% uit nucleïnezuren en ca. 67% uit inositolfosfaten, waarvan de penta- en hexa-fosfaten het grootste aandeel vormen (tot ca. 60%); de aard van de overige 30% is onbekend (Black, 1968; Tate, 1984). Als ze zijn vrijgemaakt uit het oorspronkelijke plantemateriaal gaan deze esters in de bodem verbindingen aan met organische stof- en bodemdeeltjes. Als gevolg hiervan zijn ze resistent tegen afbraak (Mcgill and Cole, 1981). Binding aan anorganische bodemdeeltjes maakt de organisch-P immobiel; binding aan mobiele organische stofdeeltjes (organische zuren) daarentegen maakt de organisch-P mobiel (Rolston et al., 1975). Vooral in venen met hun hoge organische stofgehalte is organisch-P vaak gebonden aan mobiele organische zuren en daardoor zeer mobiel en gevoelig voor uitspoelen. In de bodemoplossing van venen is P dan ook meestal voor meer dan de helft aanwezig als organisch-P (Dalal, 1977).

Het voorkomen van de organische vorm van S in de bodem varieert sterk. In goed gecultiveerde bodems is het aandeel organisch-S ca. 50% van de totale hoeveelheid S. De gehalten aan organisch-S en aan organisch-N variëren vaak gezamenlijk; de N/S-verhouding ligt gewoonlijk tussen 8 en 12 (Allison, 1973). S is een bestanddeel van de aminozuren cystine en cysteine, die aanwezig zijn in veel eiwitten.

### *Vetten, wassen en harsen*

Vetten, harsen en wassen zijn lipiden en bestaan voornamelijk uit C, O en H. Fosfolipiden bevatten daarnaast nog enig P. Omdat de meeste vetten, wassen en harsen (vrij) snel worden afgebroken, is hun gehalte in de organische stof van gecultiveerde gronden meestal kleiner dan 2%. Onder zure, arme en natte omstandigheden kunnen deze componenten echter worden geaccumuleerd, zodat in veen hogere gehalten kunnen voorkomen tot ca. 5% in zeggeveen en meer dan 15% in veenmosveen (Bear, 1955). Voor veen geldt dan: hoe ouder de afzetting, des te hoger het gehalte aan vetten, wassen en harsen.

Naast bovenbeschreven macro-moleculaire plantebestanddelen bevat de organische stof van veen humusmoleculen. Het aandeel hiervan zal groter zijn, naarmate het veen verder is afgebroken (zie fig. 10). Humusbestanddelen worden beschreven als zure substanties met een relatief hoge molecuulmassa en een gele, bruine of zwarte kleur (Allison, 1973). Ze zijn opgebouwd uit voornamelijk C, O, H, N en S en hebben C/N-verhoudingen die variëren van 10 tot 70. Er worden drie klassen humusmoleculen onderscheiden: fulvozuren, huminezuren en huminen. De molecuulmassa van deze moleculen loopt op in de gegeven volgorde. Humusmoleculen zijn over het algemeen veel resistenter tegen afbraak dan de plantebestanddelen waaruit ze zijn gevormd. Uitzondering hierop vormt vooral lignine.

*Tabel 5 Hoofdbestanddelen van de organische stof in Nederlands bosveen en Amerikaans veenmos- en zeggeveen*

| Bron           | Veen-<br>soort   | Diepte<br>(cm - mv.) | Zuur-<br>graad<br>(pH) | Org.<br>stof<br>(%) | Water<br>opl.b.<br>(%) | E.+A. <sup>*)</sup><br>opl.b.<br>(%) | Hemi-<br>cell.<br>(%) | Cel-<br>lulose<br>(%) | Residu<br>(%) |
|----------------|------------------|----------------------|------------------------|---------------------|------------------------|--------------------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------|
| Otten,<br>1985 | Bos-<br>veen     | 0- 16                | 5,02                   | 58,7                | 2,5                    | 0,5                                  | 21,4                  | 33,7                  | 41,9          |
|                |                  | 21- 37               | 4,33                   | 73,4                | 1,6                    | 0,9                                  | 15,0                  | 13,0                  | 69,5          |
|                |                  | 43- 59               | 4,25                   | 79,4                | 0,9                    | 0,7                                  | 7,9                   | 1,4                   | 89,1          |
|                |                  | 63- 79               | 4,06                   | 82,7                | 5,1                    | -                                    | 1,0                   | 11,9                  | 82,0          |
|                |                  | 79- 95               | 4,56                   | 73,7                | 7,9                    | 0,8                                  | 2,5                   | 22,0                  | 66,8          |
|                |                  | 95-115               | -                      | 77,4                | 13,9                   | 1,1                                  | 0                     | 18,6                  | 66,4          |
| Bear,<br>1955  | Veen-<br>mosveen | 5- 10                | 3,80                   | 95,5                | 8,6                    | 7,2                                  | 25,2                  | 13,3                  | 45,7          |
|                |                  | 20- 30               | 3,80                   | 95,7                | 5,2                    | 7,8                                  | 24,1                  | 17,1                  | 45,8          |
|                | Zegge-<br>veen   | 0- 15                | 4,60                   | 89,2                | 8,9                    | 9,2                                  | 8,1                   | 35,6                  | 38,2          |
|                |                  | 25- 41               | 4,50                   | 93,5                | 5,9                    | 7,7                                  | 7,0                   | 38,2                  | 41,2          |

Water opl.b. = wateroplosbaar: polysachariden, eenvoudige suikers en enkele aminozuren

E.+A. opl.b. = ether- en alcoholoplosbaar: vetten, wassen en harsen

Residu = lignine, proteïnen en humusvormen

% = massaprocenten v.d. organische stof (bij organische stof: v.d. droge stof)

\*) = verschillen in Nederlandse en Amerikaanse uitkomsten door verschillen in analysetechnieken

In tabel 5 is te zien dat de chemische samenstelling van veen sterk kan wisselen per veensoort en met de diepte. Opvallend is in de eerste plaats het lage gehalte aan wateroplosbare bestanddelen in de bovenste 60 cm van het bosveen ten opzichte van het gehalte van de andere twee venen. Het bosveen wordt landbouwkundig gebruikt als grasland en is daarom dieper ontwaterd dan de beide andere venen die niet landbouwkundig worden gebruikt. De Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG) is 70 cm - mv. in het bosveenperceel. Het bosveen is daardoor tot op grotere diepte verweerd. De makkelijk afbreekbare wateroplosbare bestanddelen zijn hierbij grotendeels geoxydeerd. Onder de GLG ligt het gehalte aan deze bestanddelen in dezelfde orde van grootte als, of is groter dan de gehalten van het veenmos- en zeggeveen.

Bij alle drie de veensoorten is het gehalte aan wateroplosbare bestanddelen hoger in de bovenste laag dan in de laag daaronder. Dit is het gevolg van de aanwezigheid

van vers materiaal in de bovenste laag, zoals afgestorven plantedelen, wortels en wortellexudaten, dat nog niet of nauwelijks is afgebroken. Deze verklaring geldt ook voor het verschil in cellulose- en hemicellulosegehalte tussen de eerste en tweede laag van het bosveen.

Cellulose wordt vooral onder aërobe omstandigheden afgebroken, maar kan lang standhouden onder anaërobe omstandigheden. Dit verklaart de relatief hoge gehalten in de anaërobe lagen onder de GLG van het bosveen. Het hemicellulosegehalte neemt hier af met de diepte. Omdat hemicellulose zowel onder aërobe als anaërobe omstandigheden goed wordt afgebroken, neemt het gehalte af met de ouderdom van de lagen.

Bij het veenmos- en zeggeveen is een afname van het hemicellulosegehalte en een toename van het cellulosegehalte met de diepte te zien. De tweede laag is bij deze venen minder aëroob dan de eerste, waardoor de cellulose-afbraak in deze laag kleiner is dan in de eerste. In het zuurdere, armere (minder N) veenmosveen is de afbraak van beide bestanddelen geringer dan in het zeggeveen.

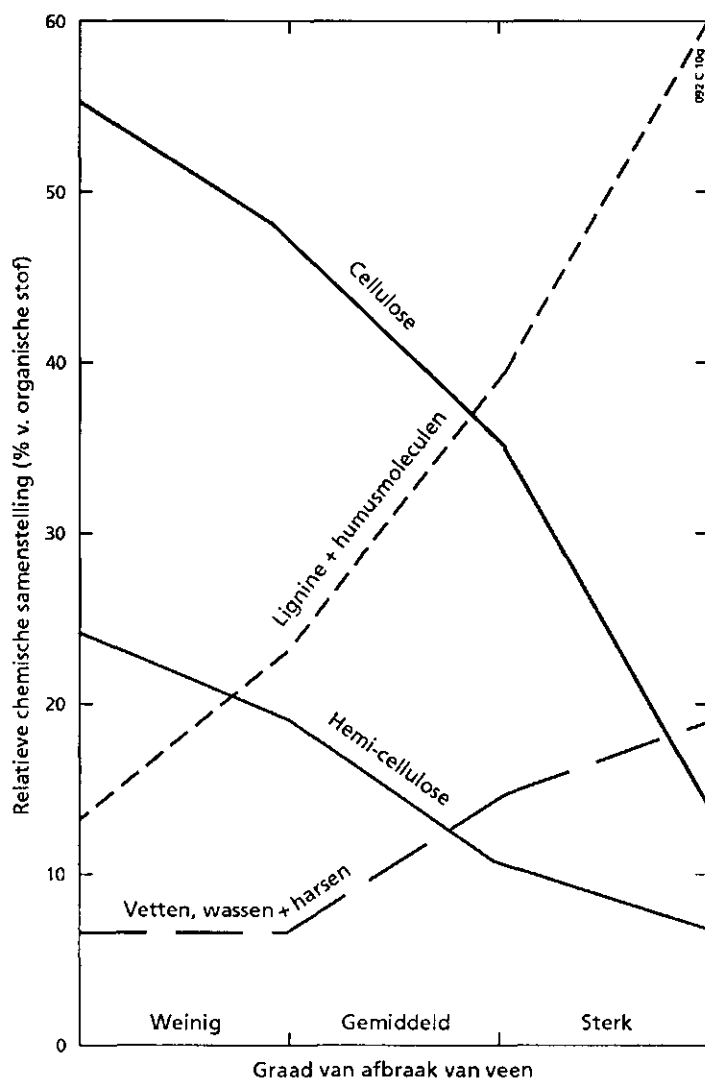
Uit vergelijking van de residuen van de verschillende venen en dieptes blijkt dat de residuen van het bosveen, met uitzondering van het residu van de eerste laag, zelfs na een correctie voor de etheroplosbare fractie van 5 à 10%, veel groter zijn dan die van de andere twee venen. Dit wordt vooral veroorzaakt door de kleinere sommen van de gehalten hemicellulose en cellulose in de verschillende lagen van dit veen. Deze makkelijk afbreekbare bestanddelen zijn in het rijkere en meer aërobe bosveen verder afgebroken. Het residu zal een relatief hoog gehalte aan het resistente lignine bevatten, aangezien het bosveen is ontstaan uit houtig materiaal. In de eerste laag is de invloed van de graszode en -wortels merkbaar: deze laag bevat verser en minder ligninerijk materiaal. Een verdere vergelijking van de residuen is moeilijk, omdat ze uit meer bestanddelen bestaan die in verschillende verhoudingen kunnen voorkomen.

De samenstelling van organische stof verandert tijdens de afbraak. De samenstelling van veen is een maat voor de graad van afbraak (Waksman, 1952). Hoe hoger de graad van afbraak van het veen, hoe lager het cellulose- en hemicellulosegehalte en hoe hoger het lignine- en humusmoleculengehalte en in mindere mate het gehalte aan vetten, wassen en harsen (fig. 10).

Doordat cellulose en andere koolhydraten tijdens de afbraak verdwijnen, wordt het residu steeds rijker aan C en armer aan O en H. Het gaat als elementaire samenstelling steeds meer op lignine lijken, met dit verschil dat het een hoger gehalte aan N, P en S krijgt. Het wordt bij verdergaande afbraak steeds resistenter tegen afbraak dan het materiaal waaruit het is ontstaan en gaat wat resistentie betreft ook steeds meer op lignine lijken.

Opvallend is dat uit zeer verschillende materialen toch steeds ongeveer hetzelfde produkt ontstaat, althans als de uitwendige omstandigheden vergelijkbaar zijn (Allison, 1973). Onder niet-optimale omstandigheden voor de afbraak, verlopen de omzettingen minder snel en minder volledig en is het gedeelte van de organische stof dat het "eindstadium" heeft bereikt, kleiner dan onder optimale omstandigheden.





**Fig. 10** *Graad van afbraak van veen in relatie tot de relatieve chemische samenstelling (naar: Waksman, 1952)*

Daardoor kunnen venen verschillen in de "kwaliteit" van de organische stof. Van dergelijke organische stof met meestal een hoge C/N-verhouding is het omzettingsproces als het ware "blijven steken" (Janssen, 1986b). Oorzaken kunnen zijn anaërobie, N-tekort of een lage pH met als gevolg een geringe microbenpopulatie die bovendien voornamelijk uit schimmels bestaat. Voor veen geldt deze situatie vooral voor de diepere lagen die altijd anaëroob zijn geweest. Worden deze lagen aëroob dan vindt er een versnelde afbraak van het veen plaats. Uiteindelijk zullen nagenoeg dezelfde eindproducten ontstaan als in de bovenste lagen.

#### 4.1.3 Afbrekende micro-organismen in de bodem

De afbraak van organische stof in de bodem wordt bewerkstelligd door de bodemflora en -fauna. De organische stof dient als energie- en voedselbron voor de organismen.

Micro-organismen spelen de belangrijkste rol in het afbraakproces. De micro-organismen kunnen op grond van verschillende criteria worden ingedeeld (tabel 6).

De belangrijkste groepen micro-organismen die zijn betrokken bij afbraak van organische stof behoren tot de micro-flora en zijn: bacteriën, actinomyceten en schimmels (Stevenson, 1964). In tabel 7 zijn de belangrijkste eigenschappen van deze organismen samengevat.

*Tabel 6 Indelingscriteria voor micro-organismen in de bodem (naar: Janssen, 1986b)*

| criterium                | indeling  |
|--------------------------|---|
| taxonomisch              | bacteriën, actinomyceten enz.   |
| herkomst                 | - autochtoon<br>- allochtoon  |
| O <sub>2</sub> -behoefte | - aëroob<br>- anaëroob<br>- facultatief aëroob                        |
| koolstof- en energiebron | - autotroof . foto-autotroof<br>. chemo-autotroof<br>- heterotroof    |
| optimale temperatuur     | - psychrofiel < 20 °C<br>- mesofiel 30-40 °C<br>- thermofiel 45-65 °C |

### *Bacteriën*

Bacteriën zijn van de micro-organismen veruit de talrijkste; omdat ze aanzienlijk kleiner zijn dan de overige microflora, is hun gewichtsaandeel in de microflora minder dan de helft. Over het algemeen stellen ze hogere eisen aan het milieu dan actinomyceten en schimmels. Ze gedijen beter in neutrale grond en in organische stof met een niet te hoge C/N-verhouding afhankelijk van het anorganisch-N-gehalte. Er zijn echter bacteriën die zijn aangepast aan de meest uiteenlopende omstandigheden.

Bacteriën kunnen autotroof (zelfvoorzienend) en heterotroof zijn. De koolstof-heterotrofe bacteriën die organische stof als energiebron gebruiken, hebben de overhand. Onder gemiddelde aërobe omstandigheden spelen bacteriën een zeer belangrijke rol bij de afbraak van organische stof vanwege hun grote aantal en hun hoge stofwisseling: per dag kan een bacterie 10 maal zijn lichaamsgewicht aan substraat omzetten.

Bacteriën zijn over het algemeen iets minder efficiënt in het omzetten van substraat in celweefsel: hun biosynthese-efficiëntie is lager dan die van actinomyceten en schimmels (tabel 4). Omdat zij zeer snelle groeiers zijn, vormt dit geen nadeel in de concurrentiestrijd met andere micro-organismen.

Het celweefsel van bacteriën heeft gemiddeld een C/N-verhouding van 5 en een C/P-verhouding van 33 (Alexander, 1977).

#### *Actinomyceten*

Actinomyceten horen strikt genomen tot de bacteriën, maar vormen net als schimmels hyfen (draden). Hun aantal in de bodem is kleiner dan dat van de bacteriën, hun gewichtsaandeel is echter ongeveer gelijk. Ze stellen lagere eisen aan hun milieu dan de bacteriën, maar worden toch merkbaar beïnvloed door milieufactoren als aard van de organische stof, zuurgraad, vochtgehalte en temperatuur.

Actinomyceten zijn koolstof-heterotroof met een wijd voedselbereik en passen zich goed aan. Het zijn echter extreem langzame groeiers en ze kunnen daardoor voor de eerste afbraak nauwelijks als concurrenten van de bacteriën worden gezien. Toch worden ze in grote hoeveelheden gevonden, omdat ze beter dan de meeste bacteriën in staat zijn cellulose en de meer resistente materialen af te breken. Sommige actinomyceten zijn in staat antibiotica te produceren, waardoor ze de omvang van de populaties van andere micro-organismen kunnen reguleren.

**Tabel 7 Belangrijkste eigenschappen van bacteriën, actinomyceten en schimmels (naar: Alexander, 1977, Janssen, 1986b en Lebbink en Antonides, 1990)**

| Eigenschap               | Bacteriën  | Actinomyceten   | Schimmels  |
|--------------------------|--|---|--|
| Grootte                  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 0,5-5 µm, meestal 1-3 µm;</li> <li>- eencellig;</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- als bacteriën;</li> <li>- diameter hyfen: 0,5-1 µm;</li> <li>- eencellig;</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- diameter hyfen: ca. 5 µm;</li> <li>- lengte hyfen: 10-100 m/g;</li> <li>- een- of meercellig;</li> </ul>  |
| Hoeveelheid              | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 10<sup>7</sup>- 10<sup>10</sup> /g;</li> <li>- 300-6000 kg/ha (15 cm diepte);</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 10<sup>5</sup>-2.10<sup>8</sup>/g;</li> <li>- minder onder voor bacteriën optimale omstandigheden;</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 2.10<sup>5</sup>-10<sup>6</sup> schimmelcellen/g;</li> <li>- 500-5000 kg/ha (15 cm diepte), gerelat. aan gehalte org. stof;</li> </ul>  |
| Milieu                   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- aangepast aan sterk uiteenlopende omstandigheden;</li> <li>- pH-range: 4-10; optimum: 6-7;</li> <li>- aëroob en anaëroob;</li> <li>- meestal meso- en thermofiel;</li> </ul>                                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>- relat. meer dan bacteriën in droge en warme gebieden;</li> <li>- pH-range: 5-10; optimum: 6-7;</li> <li>- meestal aëroob;</li> <li>- meso- en thermofiel;</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- vooral onder vochtige omstandigheden;</li> <li>- pH-range: 2-9; optimum: 7-9;</li> <li>- meestal aëroob;</li> <li>- vooral meso- soms thermofiel;</li> </ul>                          |
| Koolstof- en energiebron | <ul style="list-style-type: none"> <li>- voornamelijk C-heterotroof, ook autotroof;</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- C-heterotroof;</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- C-heterotroof;</li> </ul>   |
| Biosynthese-efficiëntie  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 20 tot 40%, gem.: 30%;</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 30 tot 50%, gem.: 33%;</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 30 tot 50%, gem.: 33%;</li> </ul>   |
| C:N:P                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 100:20:3;</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 100:20:3;</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- 200:20:3;</li> </ul>  |
| Voeding                  | <ul style="list-style-type: none"> <li>- sterk verschillend: anorganische voedingszouten en alle organische verbind. kunnen als voedselbron worden aangewend;</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- slechte concurrenten, daar door vaak aangewezen op resistent materiaal dat andere micro-organismen niet afbreken;</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>- meeste kunnen groeien op anorg. zouten en suikers;</li> <li>- kunnen alle org. moleculen van plantaardige oorsprong afbreken en als voedingsbron gebruiken;</li> </ul>                |
| Rol in afbraakproces     | <ul style="list-style-type: none"> <li>- groot aandeel in afbraakproces vanwege grote aantal en hoge stofwisseling;</li> <li>- kunnen alle organische verbindingen afbreken;</li> <li>- minder belangrijk voor afbraak ligninerijk materiaal;</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- afbraak cellulose en resistent materiaal;</li> <li>- vorming humusmoleculen;</li> <li>- regulatie micropopulatie d.m.v. productie antibiotica;</li> </ul>            | <ul style="list-style-type: none"> <li>- belangrijkste met bacteriën;</li> <li>- belangrijk voor begin afbraakproces;</li> <li>- afbraak houtige produkten (lignine);</li> <li>- afbraak onder zure omstandigheden;</li> </ul> |

De biosynthese-efficiëntie van actinomyceten ligt in dezelfde grootte-orde als die van schimmels (tabel 4).

Het celweefsel van actinomyceten heeft gemiddeld een C/N-verhouding van 5 en een C/P-verhouding van 33 (Alexander, 1977).

### *Schimmels*

Schimmels zijn eveneens koolstof-heterotroof. Ze zijn minder talrijk dan bacteriën en actinomyceten. Omdat ze groter zijn, is hun gewichtsaandeel vaak meer dan dat van de twee andere samen. In zure gronden overheersen schimmels, omdat ze beter bestand zijn tegen een lage pH dan andere micro-organismen. Schimmels stellen lagere eisen aan de stikstofvoorziening dan bacteriën. Daardoor zijn ze geschikt om met de afbraak van materiaal met een relatief hoge C/N-verhouding te beginnen, zonder daarbij afhankelijk te zijn van anorganische N-vormen in de bodem. Als de C/N-verhouding van het substraat ver genoeg is gedaald, nemen de bacteriën de afbraak over. Is er voldoende anorganisch-N aanwezig dan kunnen bacteriën ook substraten met een relatief hoge C/N-verhouding afbreken. Of bij een gegeven C/N-verhouding schimmels of bacteriën het substraat afbreken, is dus mede afhankelijk van het anorganisch-N-gehalte.

De biosynthese-efficiëntie van schimmels is groter dan die van bacteriën (tabel 4), waardoor schimmels het substraat efficiënter benutten. Daardoor kunnen ze goed concurreren met bacteriën, ondanks hun langzamere groei.

Het celweefsel van schimmels heeft gemiddeld een C/N-verhouding van 10 en een C/P-verhouding van 67 (Alexander, 1977).

Eén bepaald micro-organisme breekt bijna nooit een organisch substraat volledig af. De afbraakprodukten van het ene organisme vormen het substraat van een ander. Ook de biomassa gevormd door een organisme zal uiteindelijk ten prooi vallen aan andere organismen. Zo ontstaan in de bodem allerlei voedselketens die, voor wat betreft de koolstof, eindigen in de produktie van CO<sub>2</sub> en stabiele humus. Meestal staan schimmels aan het begin van deze voedselketens en nemen bacteriën uiteindelijk de afbraak over.

De afbraak van organische stof is voor een belangrijk deel een oxydatieproces. De erbij betrokken micro-organismen zijn voornamelijk aëroob of facultatief anaëroob, dat wil zeggen dat ze zowel met als zonder zuurstof kunnen leven. Onder anaërobe omstandigheden wordt organische stof voornamelijk door anaërobe bacteriën afgebroken. Dit afbraakproces verloopt in een 100 tot 1000 maal langzamer, maar duurzamer dan het aërobe afbraakproces (Hämäläinen, 1991).

De meeste micro-organismen zijn mesofiel; enkele, vooral actinomyceten, zijn thermofiel (tabel 6). Micro-organismen kunnen nog wel groeien bij lagere temperaturen dan de optimale, tot zelfs vlak bij het vriespunt. Bij lagere temperaturen wordt hun groeisnelheid steeds geringer. Alle biochemische reacties worden versneld door temperatuursverhoging tot aan de optimale temperatuur. De afbraakprodukten gevormd door de thermofiele organismen van een taxonomische groep zijn dezelfde

als die gevormd door de mesofiele organismen van diezelfde taxonomische groep. De afbraak door thermofiele organismen bij de optimale temperatuur verloopt echter versneld ten opzichte van de afbraak door mesofiele organismen bij hun optimale temperatuur.

Welke micro-organismen de overhand hebben bij de afbraak is sterk afhankelijk van de omstandigheden. Onder gemiddelde aërobe omstandigheden zijn aërobe bacteriën, schimmels en actinomyceten gelijktijdig actief, waarbij de eerste twee de overhand hebben en iedere soort organisme zijn eigen rol in de verschillende voedselketens speelt. De biosynthese-efficiëntie van de micropopulatie als geheel ligt onder deze omstandigheden tussen 20 en 40% (Alexander, 1977). Naarmate de omstandigheden ongunstiger worden voor bacteriën (lagere pH en hogere C/N-verhouding) neemt de activiteit van schimmels relatief toe en wordt de biosynthese-efficiëntie (iets) groter. De afbraaksnelheid neemt dan meestal af, omdat schimmels een lagere activiteit vertonen dan bacteriën.

Over de activiteit van micro-organismen en microbiële interacties in veen is nog niet veel bekend (Clymo, 1983; Dickinson, 1983). Collins et al. (1978) vonden dat de massa van aërobe bacteriën en die van schimmels in een hellingveen nauwelijks verschilden: geen van beide soorten was dominant. De massa van beide soorten nam af in de anaërobe zone. De biosynthese-efficiëntie in de aërobe zone van dit veen zal ongeveer 30% hebben bedragen. In hoeverre dit getal representatief is voor venen, is niet duidelijk. Ook voor veen zal gelden wat voor organische stof in de bodem in het algemeen geldt: naarmate de omstandigheden ongunstiger voor bacteriën worden, neemt het aandeel schimmels meer toe en wordt de biosynthese-efficiëntie groter en de afbraaksnelheid lager.

## 4.2 Kwantitatieve aspecten van afbraak van organische stof

Om de N- en P-mineralisatie van organische stof, voor zover die samenhangt met de afbraak van organische stof, te kunnen kwantificeren moet de afbraak van de organische stof worden gekwantificeerd. Hiervoor zijn verschillende rekenmodellen ontwikkeld waarvan de belangrijkste worden behandeld: rekenmodellen met constante afbraaksnelheid (4.2.1), rekenmodellen met tijdsafhankelijke afbraaksnelheid (4.2.2) en rekenmodellen met verschillende organische-stoffracties en constante afbraaksnelheden (4.2.3).

### 4.2.1 Rekenmodellen met constante afbraaksnelheid

Reeds in het verleden heeft men als hypothese voor de afbraak van organische stof gesteld, dat van de organische stof in de bodem per jaar een vaste fractie wordt afgebroken en als zodanig uit de bodem verdwijnt (Kortleven, 1963):

$$Y_{t+1} = Y_t (1-k) \quad (6)$$

met:

$Y_t$  = hoeveelheid organische stof in de bodem in het jaar  $t$  (kg per kg droge stof op tijdstip 0);

$k$  = afbraakcoëfficiënt: de fractie van  $Y$  die per jaar wordt afgebroken (-);

$t$  = tijd (jaar).

In de navolgende vergelijkingen vormt de massa van de oorspronkelijke droge stof steeds de referentie voor de aanwezige massa. Voor veen is dit belangrijk, omdat de massa van de totale droge stof van veen sterk kan afnemen bij het verdwijnen van organische stof door afbraak.

Deze hypothese is in Nederland vooral uitgebreid getoetst door Kortleven (1963). Afbraakformules op basis van deze hypothese zijn voor praktische doeleinden redelijk geschikt gebleken.

De bekendste formule is die van Henin-Dupuis (Henin et Dupuis, 1945). Zij gaan niet uit van tijdsintervallen van één jaar, maar van oneindig kleine tijdsintervallen:

$$\frac{dY}{dt} = -k Y \quad \text{of} \quad \frac{dY}{Y} = -k dt \quad (7)$$

met:

$Y$  = aanwezige hoeveelheid organische stof ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$k$  = relatieve afbraaksnelheid: de fractie (of het percentage) van  $Y$  die (dat) per tijdseenheid wordt afgebroken ( $\text{jaar}^{-1}$  of  $\%.\text{jaar}^{-1}$ );

$t$  = tijd (jaar).

Vergelijking (7) 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 organisch materiaal 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. De relatieve afbraaksnelheid is niet gelijk aan de afbraakcoëfficiënt  $k$  uit vergelijking (6). Bij kleine waarden zijn deze beide parameters echter nagenoeg gelijk.

Afbraak impliceert hier het verdwijnen van organisch-C uit de bodem in de vorm van  $\text{CO}_2$  en is daarom gelijk aan C-mineralisatie. In plaats van "afbraaksnelheid" wordt  $k$  daarom ook wel "(C-)mineralisatiesnelheid" genoemd.

Integratie levert:

$$\ln Y = -k t + C \quad (8)$$

De integratieconstante  $C$  is als volgt verkregen:

voor  $t = 0$  is  $Y = Y_0$ , de hoeveelheid organische stof aanwezig aan het begin van de beschouwde afbraakperiode. Invullen van  $t = 0$  en  $Y = Y_0$  in (8) levert  $C = \ln Y_0$ , dus:

$$\ln Y = -k t + \ln Y_0 \text{ of } Y = Y_0 e^{-kt} \quad (9)$$

Als  $t = \infty$  is  $Y_\infty = 0$ : na een oneindig lange afbraakperiode is alle organische stof afgebroken en verdwenen.

In de praktijk wordt (9) vaak als volgt geschreven:

$$(Y - Y_m) = (Y_0 - Y_m) e^{-kt} \quad (10)$$

Met:

$Y$  = aanwezige hoeveelheid organische stof ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$Y_0$  = hoeveelheid organische stof aanwezig op tijdstip 0 ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$Y_m$  = minimale hoeveelheid organische stof ( $\text{kg.kg}^{-1}$ ).

Hiermee kan worden berekend hoe lang het duurt, voordat een zeker deel van het verschil tussen  $Y_0$  en  $Y_m$  is overbrugd. Veel gebruikt wordt de zogenaamde halfwaardetijd: de tijd waarin de helft van het aanvankelijk aanwezige materiaal ( $Y_0$ ) is verdwenen of het tijdstip waarop het verschil tussen  $Y$  en  $Y_m$  nog maar half zo groot is als in de uitgangssituatie. Hiervoor geldt:  $(Y - Y_m) = 0,5 (Y_0 - Y_m)$ . Invullen in (10) geeft de halfwaardetijd  $t_{(0,5)}$  als functie van  $k$ :

$0,5 = e^{-kt_{(0,5)}}$  waaruit volgt:

$$t_{(0,5)} = \frac{0,693}{k} \text{ (k in jaar}^{-1}\text{)} \text{ of } t_{(0,5)} = \frac{69,3}{k} \text{ (k in \%jaar}^{-1}\text{)} \quad (11)$$

Kortleven (1963) kwam bij het toepassen van zijn formule op meerjarige meetgegevens van organische-stofgehalten in de bodems van diverse proefvelden tot de conclusie, dat organische stof niet restloos wordt afgebroken. Er blijft inerte humus  $Y_i$  over. Van de ten tijde  $t = 0$  aanwezige organische stof kan dus alleen het gedeelte  $Y_0 - Y_i$  worden afgebroken. Dit kan worden beschreven met vergelijking (10) door  $Y_i$  te vervangen door  $Y_m$ :

$$(Y - Y_i) = (Y_0 - Y_i) e^{-kt} \text{ ofwel } Y = (Y_0 - Y_i) e^{-kt} + Y_i \quad (12)$$

Voor  $t = \infty$  is  $Y_\infty = Y_i$ .

De grootte van de relatieve afbraaksnelheid is afhankelijk van de aard van het betreffende organische materiaal en kan variëren van minder dan 0,1% per jaar voor resistent materiaal tot enkele honderden procenten voor gemakkelijk afbreekbaar materiaal. Waarden voor de afbraaksnelheid van veen en andere materialen worden gegeven in 4.2.2, 4.2.3 en 4.4. Ook de omstandigheden waaronder de afbraak plaats-



vindt, zijn van invloed op de grootte van de afbraaksnelheid. Hierop wordt in 4.3 ingegaan.

#### 4.2.2 Rekenmodellen met tijdsafhankelijke afbraaksnelheid

Janssen (1986a) berekende uit gegevens van Kolenbrander (1969b en 1974) afbraaksnelheden van veen en andere organische materialen voor verschillende tijdsintervallen na het moment van toediening aan de bodem of aan een composthoop (tabel 8). Deze afbraaksnelheden zijn berekend uit de hoeveelheid organische stof die op verschillende tijdstippen na een eenmalige toediening van de betreffende materialen resteerde. Ze zijn gemiddelden voor elk tijdsinterval van een of meer jaren en gelden daarom voor de gemiddelde jaartemperatuur van 9,5 °C.

*Tabel 8 Relatieve afbraaksnelheden  $k$  (%jaar<sup>-1</sup>) van diverse organische materialen bij 9,5 °C, voor verschillende tijdsintervallen na toediening van het materiaal aan de bodem of composthoop, berekend uit gegevens van Kolenbrander (1969b en 1974) (naar: Janssen, 1986a)*

| Organisch<br>materiaal | Tijdsinterval (jaren na toediening) |     |     |     |      |
|------------------------|-------------------------------------|-----|-----|-----|------|
|                        | 0-1                                 | 1-2 | 2-3 | 3-5 | 5-8  |
| Groene massa           | 161                                 | 64  | 41  | 22  | 14   |
| Stro                   | 97                                  | 50  | 25  | 13  | 11   |
| Boomloof               | 56                                  | 28  | 24  | 20  | 17   |
| Stalmest               | 51                                  | 36  | 24  | 14  | 9,1  |
| Sparrenaalden          | 33                                  | 27  | 22  | 16  | 5,7  |
| Zaagsel                | 29                                  | 17  | 15  | 15  | 13   |
| Veen 4                 | 26                                  | 18  | 15  | 12  | n.b. |
| Veen 3                 | 16                                  | 10  | 8   | 7,6 | 6,0  |
| Veen 2                 | 9,4                                 | 7,4 | 6,7 | 6,0 | 4,6  |
| Veen 1                 | 4,1                                 | 3,2 | 2,7 | 2,3 | 1,8  |

Uit tabel 8 valt af te lezen dat:

- de afbraaksnelheid van de verschillende materialen niet constant is, zoals in de hypothese in 4.2.1, maar afneemt met de tijd. De hypothese van de constante afbraaksnelheid is dus niet juist.
- de relatieve afname van de afbraaksnelheid in de tijd bij de verse materialen veel groter is dan bij de venen. De verse materialen zijn alle materialen behalve de venen;
- de afbraaksnelheden van de verse materialen na 5 tot 8 jaar in de orde van grootte liggen van die van de venen in het eerste jaar.

Voor een goede beschrijving van de afbraak van organische stof over een langere periode dan een jaar, is het noodzakelijk rekening te houden met de afname in de tijd van de afbraaksnelheid. Verse materialen gaan voor wat betreft de afbraaksnelheid

over in niet-verse materialen als veen, waarbij de relatieve afname van de afbraaksnelheid in de tijd steeds kleiner wordt.

Verschillende onderzoekers (Kolenbrander, 1969b; Godshalk, 1977; Janssen, 1984, 1986a en b) hebben getracht een empirische relatie te vinden tussen de relatieve afbraaksnelheid en de tijd. De formulering van Godshalk is uitsluitend toepasbaar gebleken op relatief korte perioden en wordt daarom hier niet verder besproken.

Kolenbrander (1969b) kon het verloop in de tijd van de overgebleven organische stof van verschillende materialen zeer bevredigend beschrijven met de volgende vergelijking:

$$Y = Y_0 e^{-\left(n + \frac{p}{t+1}\right)t} \quad (13)$$

met:

$Y$  = aanwezige hoeveelheid organische stof ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$Y_0$  = aanwezige hoeveelheid organische stof op tijdstip 0 ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$t$  = tijd (jaar);

$n$  = materiaalafhankelijke constante ( $\text{jaar}^{-1}$ );

$p$  = materiaalafhankelijke constante (-).

Uit deze vergelijking is af te leiden dat de gemiddelde afbraaksnelheid over het tijdvak 0 tot  $t$  gelijk is aan:

$$k_{0 \rightarrow t} = n + \frac{p}{t+1} \quad (14)$$

Resultaten van deze benaderingswijze voor verschillende venen zijn te zien in figuur 11. Een bezwaar van deze methode is dat voor elk materiaal twee afzonderlijke parameters ( $n$  en  $p$ ) moeten worden gevonden.

Janssen (1984 en 1986a) analyseerde de in tabel 8 gegeven relatieve afbraaksnelheden ( $k$ -waarden) van verschillende materialen op onderstaande wijze. Tabel 8 laat zien dat de berekende relatieve afbraaksnelheden van stalmest voor de opeenvolgende jaren ongeveer een jaar voorlopen op die van groene massa:  $k_{0-1}$  stalmest  $\approx k_{1-2}$  groene massa en  $k_{1-2}$  stalmest  $\approx k_{2-3}$  groene massa enz. Stalmest wordt klaarblijkelijk afgebroken met een snelheid, die overeenkomt met de afbraaksnelheid van het restant van groene massa, waarvan de afbraak een jaar eerder is begonnen.

In figuur 12 zijn de  $k$ -waarden van tabel 8 tegen de tijd uitgezet. Eerst werden de afbraaksnelheden van groen materiaal tegen de tijd uitgezet. Op de zo verkregen lijn werd vervolgens de afbraaksnelheid van stro voor het tijdsinterval 0-1 jaar ingetekend. Het daarmee overeenstemmende tijdstip bedraagt ongeveer 0,5 jaar plus het begintijdstip van groen materiaal. Dit tijdstip werd als aftelpunt voor de volgende

tijdsintervallen van stro beschouwd: voor de afbraakgegevens van stro werd de tijdas ongeveer een half jaar naar rechts verschoven. Op analoge wijze is gehandeld voor de overige materialen, waarbij de punten van resistenter materiaal steeds rondom de verlengde curve van minder resistent materiaal kwamen te liggen en de tijdas van 8 tot 20 jaar kon worden uitgebreid.

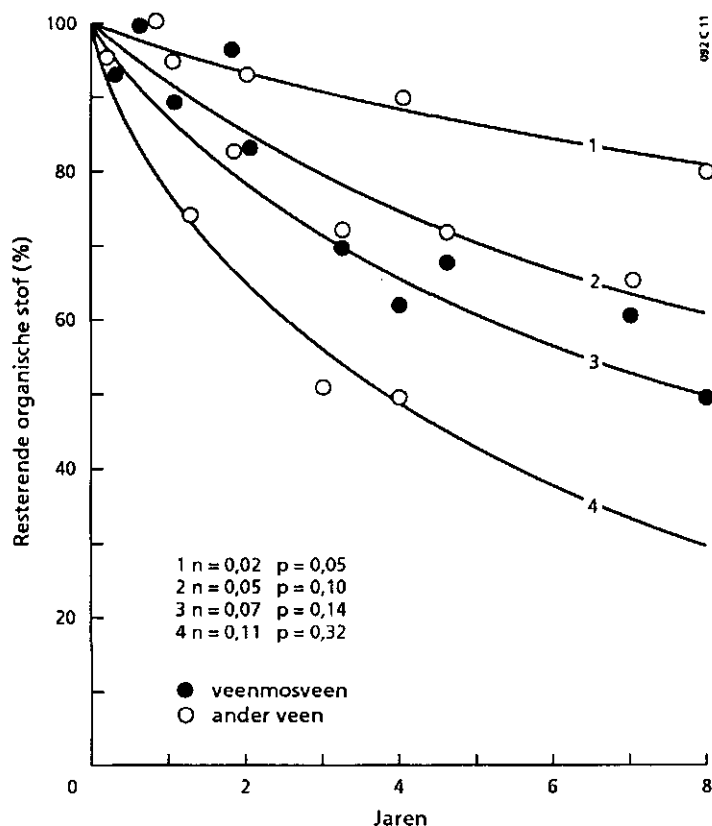


Fig. 11 Gesimuleerde afbraak van veen volgens vergelijking (13) (naar: Kolenbrander, 1969b)

De gevonden curve (fig. 12A) gaat op tweezijdig logaritmisch papier over in een rechte (fig. 12B), waarvoor de vergelijking luidt:

$$\log k = \log k_i - 1,6 \log t \quad \text{of} \quad k = k_i t^{-1,6} \quad (15)$$

met:

- k = relatieve afbraaksnelheid (jaar<sup>-1</sup>);
- k<sub>i</sub> = initiële relatieve afbraaksnelheid (jaar<sup>-1</sup>);
- t = tijd (jaar).

De waarde k<sub>i</sub> wordt bereikt als log t = 0, of t = 1. Uit de rechte van figuur 12B valt de waarde van k<sub>i</sub> af te lezen; deze bedraagt 2,82 (indien k wordt uitgedrukt in % . jaar<sup>-1</sup> is k<sub>i</sub> 282).

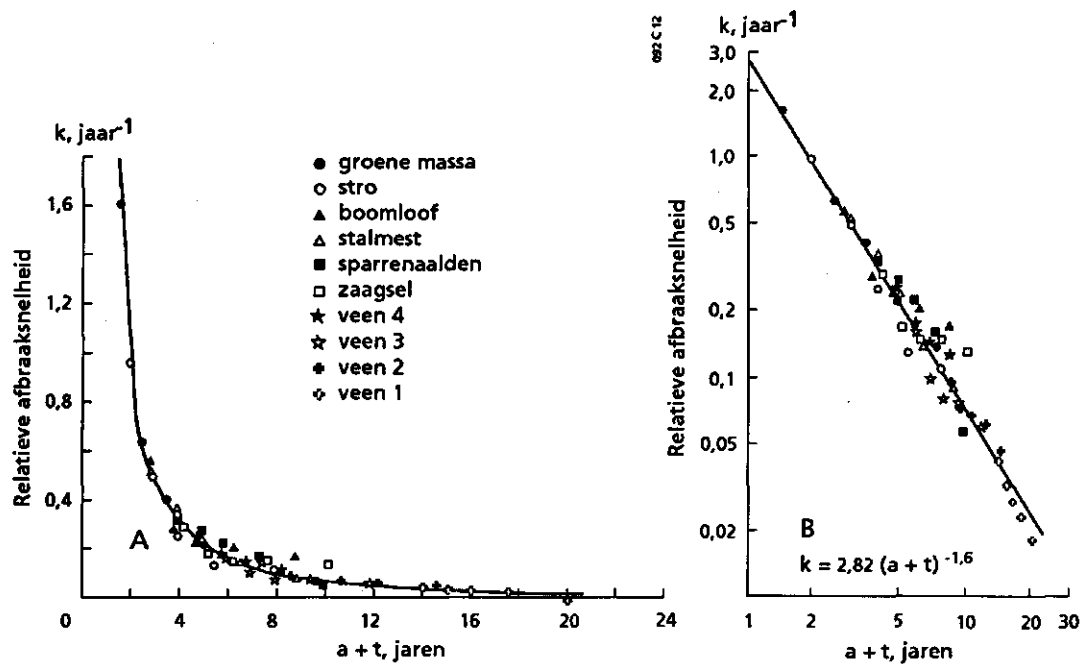


Fig. 12 De relatie tussen de relatieve afbraaksnelheid  $k$  en de som van de tijd en de "beginleeftijd"  $a$  van verschillende soorten organische materiaal. A lineair, B tweezijdig logaritmisch (naar: Janssen, 1986a)

Vergelijking (15) kan niet worden opgelost voor  $t=0$ . Daarom is aan ieder type organisch materiaal een "schijnbare beginleeftijd" toegekend, waarvoor het symbool  $a$  (apparent initial age) werd gekozen. Deze beginleeftijd is de tijd die overeenkomt met de begin- $k$ -waarde van het betreffende materiaal volgens de rechte van figuur 12B. In feite is  $a$  de verschuiving langs de x-as ten opzichte van  $t=0$ , om de begin- $k$ -waarde van het betreffende materiaal op de rechte van figuur 12B te plaatsen. Daarmee karakteriseert  $a$  het type materiaal: hoe moeilijker afbreekbaar het materiaal, des te groter de schijnbare beginleeftijd  $a$  (tabel 9).

Tabel 9 Begin- $k$ -waarde en schijnbare beginleeftijd  $a$  voor de materialen uit tabel 8

| Organisch materiaal | Begin- $k$ (%jaar <sup>-1</sup> ) | Schijnbare beginleeftijd $a$ (jaar) |
|---------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|
| Groene massa        | 322                               | 0,92                                |
| Stro                | 157                               | 1,44                                |
| Boomloof            | 77                                | 2,25                                |
| Stalmest            | 69                                | 2,41                                |
| Sparrenaalden       | 41                                | 3,34                                |
| Zaagsel             | 36                                | 3,62                                |
| Veen 4              | 32                                | 3,90                                |
| Veen 3              | 18                                | 5,58                                |
| Veen 2              | 9,7                               | 8,21                                |
| Veen 1              | 4,4                               | 13,46                               |

De relatieve afbraaksnelheid van veen 1 komt overeen met de relatieve afbraaksnelheid van groene massa, die al  $13,46 - 0,92 = 12,54$  jaar onderhevig is geweest aan afbraak in de bodem. Hiermee suggereert het model van Janssen dat het ene materiaal overgaat in het andere, althans wat de afbraaksnelheid betreft. Voor de langere termijn komt dit overeen met de uitspraak van Allison (1973) dat uit zeer verschillende organische materialen na een zekere afbraakperiode, bij vergelijkbare uitwendige omstandigheden toch steeds ongeveer dezelfde chemische eindprodukten ontstaan (zie 4.1.2).

Langs de tijdassen van figuur 12 kan nu  $\log(a+t)$  worden uitgezet en voor vergelijking (15) kan worden geschreven:

$$k = 2,82 (a+t)^{-1,6} \quad (16)$$

waarin  $a$  en  $t$  worden uitgedrukt in jaren. Door vergelijking (16) te substitueren in vergelijking (7) en door de verkregen vergelijking te integreren, ontstaat:

$$Y_t = Y_0 e^{4,7\{(a+t)^{-0,6} - a^{-0,6}\}} \quad (17)$$

met:

$Y_0$  = hoeveelheid organisch materiaal op tijdstip 0 ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$Y_t$  = hoeveelheid organisch materiaal op tijdstip  $t$  ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$a$  = schijnbare beginleeftijd (jaar);

$t$  = tijd (jaar).

Met (17) kan de afbraak in de tijd van een materiaal met beginleeftijd  $a$  worden beschreven. Zijn experimenteel bepaalde waarden voor  $Y_0$  en  $Y_t$  bekend, dan kan  $a$  uit vergelijking (17) worden afgeleid. Is een experimenteel bepaalde  $k$ -waarde bekend, dan kan  $a$  met vergelijking (16) worden berekend door de tijd  $t$  op 0 te stellen.

Hierbij moet worden bedacht dat het model van Janssen is gebaseerd op de afbraaksnelheden van tabel 8 die gelden voor de gemiddelde jaartemperatuur van  $9,5$  °C. Vergelijkingen (15) t/m (17) en de schijnbare beginleeftijd  $a$  gelden dus ook voor deze temperatuur. Aangezien de temperatuur een grote invloed heeft op de afbraaksnelheid (zie 4.3.2) is vergelijking (17) niet geschikt om de afbraak in de tijd te voorspellen bij andere temperaturen dan  $9,5$  °C. Hiervoor geeft Janssen (1986a) een vergelijking met een temperatuurcorrectiefactor:

$$Y_t = Y_0 e^{4,7\{(a+f_T t)^{-0,6} - a^{-0,6}\}} \quad (18)$$

met:

$f_T$  = temperatuurcorrectiefactor (-);

$a$  = schijnbare beginleeftijd bij  $9,5$  °C (jaar).

De bepaling van  $f_T$  uit de temperatuur wordt beschreven in 4.3.2. De beginleeftijd  $a$  kan uit vergelijking (18) worden afgeleid op dezelfde wijze als uit vergelijking (17). Is een relatieve afbraaksnelheid bekend bij een andere temperatuur dan  $9,5^\circ\text{C}$ , dan moet voor de berekening van  $a$  met vergelijking (16) deze  $k$ -waarde eerst worden omgerekend naar  $9,5^\circ\text{C}$ :

$$k_{9,5} = \frac{k}{f_T} \quad (19)$$

De grote voordelen van dit één-parameter-model zijn dat er slechts één parameter hoeft te worden bepaald en dat deze parameter eenvoudig kan worden verkregen aan de hand van gegevens uit afbraakexperimenten over een relatief korte periode. Het is daarmee voor het Veenweide-onderzoek een zeer bruikbaar model om een incidentele, relatieve afbraaksnelheid, bepaald in een kortdurend afbraakexperiment als de ademhalingsmeting (zie 4.4), om te zetten in een relatie tussen relatieve afbraaksnelheid en de tijd.

#### 4.2.3 Rekenmodellen met verschillende organische-stoffracties en constante afbraaksnelheden

De vermindering van de relatieve afbraaksnelheid met de tijd wordt veroorzaakt door de heterogene samenstelling van de organische stof. Gemakkelijk afbreekbare materialen zoals koolhydraten en eiwitten worden het eerst aangesproken, zodat in het overblijvende materiaal resistenter verbindingen, zoals lignine, relatief steeds belangrijker worden. Minderman (1968) liet aan de hand van een rekenvoorbeeld zien dat daardoor de afbraak van organisch materiaal met een afnemende snelheid verloopt. Minderman nam aan dat het materiaal is opgebouwd uit suikers, hemicelulose, cellulose, lignine, wassen en harsen en dat iedere afzonderlijke component wordt afgebroken volgens een eerste-orde-proces (vergelijking 7) met een constante relatieve afbraaksnelheid, waarmee voor ieder van deze verbindingen een rechtlijnig verband bestaat tussen de logaritme van de hoeveelheid overgebleven materiaal en de tijd. Verder nam Minderman aan dat elke verbinding restloos wordt afgebroken tot  $\text{CO}_2$ . Het procentuele aandeel bij aanvang van het experiment en de relatieve afbraaksnelheid van elke verbinding werden bepaald. De bepaalde waarden zijn vermeld in figuur 13. Daarnaast werd de afbraak in de tijd van het organisch materiaal als geheel bepaald.

Uitgaande van de aannamen van Minderman kan de totale hoeveelheid overgebleven materiaal op tijdstip  $t$  (lijn  $s$ ) worden berekend met:

$$s = 5e^{-k_a t} + 5e^{-k_b t} + 40e^{-k_c t} + 20e^{-k_d t} + 15e^{-k_e t} + 15e^{-k_f t} \quad (20)$$

met:

$s$  = totale hoeveelheid organische stof (% van hoeveelheid bij aanvang);

$k_a$  t/m  $k_f$  = relatieve afbraaksnelheden van materiaal a t/m f (jaar<sup>-1</sup>);

$t$  = tijd (jaar).

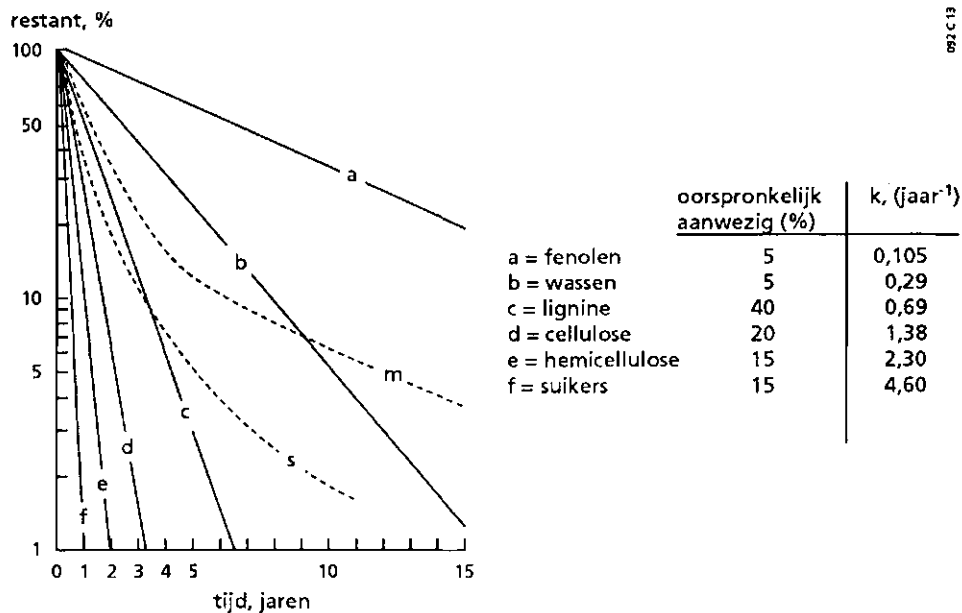


Fig. 13 Afbraakcurven voor verschillende organische componenten en voor de hoeveelheid organisch materiaal als geheel, berekend (lijn s) en gevonden (lijn m) (naar: Minderman, 1968)

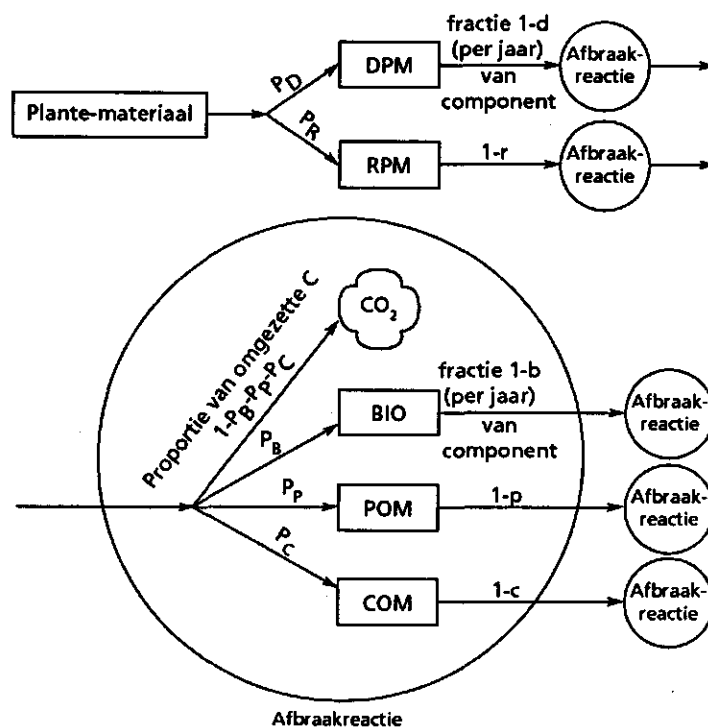
In werkelijkheid bleek de hoeveelheid overgebleven materiaal niet de lijn s, maar de lijn m te volgen: de afbraak verliep minder snel dan was berekend. De verklaring hiervoor is dat de verbindingen niet restloos worden afgebroken tot CO<sub>2</sub>, maar gedeeltelijk worden omgezet in andere produkten die moeilijker worden afgebroken (microbieel en humeus materiaal). Daarnaast zijn verschillende verbindingen in het materiaal met elkaar verstrengeld, bijvoorbeeld cellulose met lignine, waardoor ze tegen de micro-organismen worden afgeschermd. Wel kan door verschillende organische stofcomponenten met elk een eigen constante afbraaksnelheid te onderscheiden, een afname van de afbraak van de organische stof als geheel in de tijd worden gesimuleerd.

Resultaten van afbraakproeven met veen gecombineerd met chemische analyses van het veen, uitgevoerd door Otten (1985), wijzen in dezelfde richting. Andere modellen die de organische stof in organisch-chemische componenten verdelen, zoals dat van Beek en Frissel (1973), simuleren de afbraak van organische stof ook slechts matig (Van Veen, 1977).

In een ander concept wordt de organische stof in empirische fracties verdeeld, die veeleer op een wiskundige analyse berusten, met een minder expliciete binding met de fysisch-chemische werkelijkheid. Deze fracties worden meestal gekenmerkt door een bepaalde afbraaksnelheid en niet door de chemische samenstelling. Voorbeelden zijn het model van Jenkinson en Rayner (1977) en het model van Van Veen en Paul

(1981). Het laatste model is te weinig toegankelijk en te complex, omdat het vele nauwelijks te schatten factoren bevat en daarom wordt het hier niet behandeld.

Het model van Jenkinson en Rayner (1977) is in de praktijk van het modelleren van groot belang gebleken. In dit model worden vijf fracties organische stof in beschouwing genomen. Twee hebben betrekking op verse organische stof: een snel afbreekbare (DPM= Decomposable Plant Material) en een langzaam afbreekbare component (RPM= Resistent Plant Material). Het bodem-organische materiaal wordt over drie fracties verdeeld: de micro-organismen (BIO= BIOmass) en twee fracties die langzaam worden afgebroken: fysisch gestabiliseerd organisch materiaal (POM= Physically stabilized Organic Matter) en chemisch gestabiliseerd organisch materiaal (COM= Chemically stabilized Organic Matter). Bij de afbraak ontstaan uit elke fractie dezelfde produkten, namelijk de drie fracties bodem-organisch materiaal en  $CO_2$ . Hierbij wordt verondersteld dat de verdeling van de ter beschikking gekomen C over deze vier produkten BIO, POM, COM en  $CO_2$  steeds dezelfde is.



Legenda:

DPM = Decomposable Plant Material  
 RPM = Resistant Plant Material  
 POM = Physically stabilized Organic Material  
 COM = Chemically stabilized Organic Material  
 BIO = Biomass  
 $P_D, P_R, P_P, P_C, P_B$  = Verhoudingsgetallen  
 $d, r, p, c, b$  = Fracties

BSCM

Fig. 14 Model voor de afbraak van organisch materiaal volgens Jenkinson en Rayner (1977)



De letters d, r, b, p en c in figuur 14 geven de hoeveelheid aan als fractie van de oorspronkelijke hoeveelheid, die na een jaar over is van de resp. componenten DPM, RPM, BIO, POM en COM. Na een jaar is dus van de oorspronkelijke hoeveelheid DPM een fractie  $1-d$  omgezet in de componenten BIO, POM, COM en  $CO_2$  in de verhouding  $PB : PP : PC : (1 - PB - PP - PC)$  volgens de afbraakreactie van figuur 14. Hetzelfde geldt voor de andere vier fracties organische stof (RPM, BIO, POM en COM).

Het begrip "afbraak" heeft in het model van Jenkinson en Rayner een andere betekenis dan in de hiervoor beschreven afbraakformules. In dit model impliceert afbraak van een fractie organische stof omzetting in de componenten BIO, POM, COM en  $CO_2$ . In de afbraakformules van 4.2.1 en 4.2.2 wordt onder afbraak verstaan het verdwijnen van organische stof uit het systeem als gevolg van C-mineralisatie. Uitgaande van deze definitie is het beter om in dit verband te spreken van een "relatieve omzettingssnelheid" dan van een "relatieve afbraaksnelheid".

Uit de relatieve omzettingssnelheid van elke fractie organische stof kunnen de constanten d, r, b, p of c worden bepaald volgens:

$$y = e^{-k't} \quad (21)$$

met:

y = d, r, b, p of c: de fractie van het oorspronkelijke materiaal van DPM, RPM, BIO, POM of COM, die na 1 jaar niet is omgezet (-);

k' = relatieve omzettingssnelheid van de betreffende component (jaar<sup>-1</sup>);

t = tijdstapgrootte, hier 1 (jaar).

Elk omzettingproces wordt beschreven met een eerste-orde-vergelijking met een constante relatieve omzettingssnelheid k' voor iedere component. Te bepalen parameters in het model zijn de vijf snelheidsconstanten k' en de vijf verhoudingsgetallen (proporties), waarmee de organische stof wordt verdeeld in fracties. Deze parameters hebben geen fysieke betekenis, maar zijn wiskundige grootheden, die het geschematiseerde systeem beschrijven. Ze zijn niet experimenteel te meten. In afbraakexperimenten wordt slechts informatie verkregen over het gedrag van het totale systeem, namelijk de verandering van de totale hoeveelheid bodem-organische stof in de tijd, eventueel verdeeld over opbouw uit verse organische stof en afbraak van oud bodem-organisch materiaal. De modelparameters moeten daarom empirisch worden bepaald uit gegevens van afbraakexperimenten. Jenkinson en Rayner (1977) deden dat voor minerale gronden met de gegevens van de klassieke proefvelden bij Rothamsted, Engeland. De resultaten staan vermeld in tabel 10. Het berekende verloop in de tijd van het gehalte organische stof in de bodem stemde redelijk tot goed overeen met de gemeten gehalten organische stof.

Hierbij moet worden bedacht dat de vermelde fractieverdeling en omzettingssnelheden zijn verkregen door modelcalibratie, vergelijken van berekende met gemeten waarden en bijstellen van relevante parameters totdat deze vergelijking bevredigende resultaten geeft. De tijdstapgrootte in het Jenkinson-Rayner-model bedraagt 1 jaar, waarbij de verse organische stof en de omzettingen producten aan het begin van een jaar als een

"puls" worden toegediend. De genoemde waarden zijn niet geldig voor modellen met een andere tijdstapgrootte of een andere wijze van stoftoediening.

*Tabel 10 De proportie P, de fracties d, r, b, p en c, de relatieve omzettingssnelheid k' en de halfwaardetijd voor de componenten DPM, RPM, BIO, POM, COM en CO<sub>2</sub>, berekend door Jenkinson en Rayner (1977) voor minerale gronden*

| Componenten     | Proportie P<br>(-) | Fracties d,r,b,p,c<br>(-) | k'<br>(jaar <sup>-1</sup> ) | Halfwaardetijd<br>(jaar) |
|-----------------|--------------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|
| DPM             | 0,837              | 0,015                     | 4,2                         | 0,17                     |
| RPM             | 0,163              | 0,741                     | 0,30                        | 2,31                     |
| BIO             | 0,076              | 0,664                     | 0,41                        | 1,69                     |
| POM             | 0,125              | 0,986                     | 0,014                       | 49,5                     |
| COM             | 0,0035             | 0,99965                   | 0,00035                     | 1980                     |
| CO <sub>2</sub> | 0,7955             | -                         | -                           | -                        |

DPM = Decomposable Plant Material

RPM = Resistent Plant Material

BIO = BIOmass

POM = Physically stabilized Organic Matter

COM = Chemically stabilized Organic Matter

Voor algemene toepassing is het model van Jenkinson en Rayner gemakkelijk aan te passen door het aantal fracties van de verse organische stof en van de bodem-organische stof te variëren. Jenkinson et al. (1987) ontwikkelden een tweede versie van het Jenkinson-Rayner-model, waarin een andere fractieverdeling wordt gehanteerd. In dit model worden twee verschillende fracties voor de biomassa onderscheiden en slechts één fractie voor de bodem-organische stof die wordt afgebroken. Daarnaast is er nog een fractie met biologisch inerte bodem-organische stof. De twee fracties voor verse organische stof (DPM en RPM) zijn dezelfde als in het originele concept. Verder rekent dit model op maandbasis in plaats van op jaarbasis, waarbij per maand een correctie voor de maandtemperatuur ten opzichte van de gemiddelde jaartemperatuur wordt uitgevoerd. Over het algemeen zijn de resultaten van de berekeningen met dit model op basis van de Rothamsted gegevens niet veel beter dan die van het oorspronkelijke model.

Het concept van Jenkinson en Rayner (1977) heeft ten grondslag gelegen aan het, door het DLO-Staring Centrum ontwikkelde computersimulatiemodel ECONUM (Mankor en Kemmers, 1988). ECONUM is een dynamisch model voor de simulatie van de stikstof- en fosfaathuishouding op standplaatsen met half-natuurlijke vegetaties onder invloed van het grondwater. Dit model verdeelt de organische stof in dezelfde vijf fracties als dat van Jenkinson en Rayner. De POM-fractie wordt labiele humus en de COM-fractie stabiele humus genoemd. Deze begrippen zijn als volgt gedefinieerd (Kemmers en Jansen, 1985):

- labiele of actieve humus: het deel van het organisch bodemmateriaal dat makkelijk afbreekbaar is;

- stabiele humus: eindprodukt van microbiologische omzettingprocessen bestaande uit gemodificeerde moeilijk afbreekbare restanten van plantaardig uitgangsmateriaal en microbiologisch weefsel; wordt gekenmerkt door een lage C/N-verhouding.

In het model wordt aan elk van de vijf fracties een eigen C/N- en C/P-verhouding toegekend.

Met ECONUM heeft Zuidema (1990) voor een aantal veengronden de stikstof- en fosfaathuishouding gesimuleerd. Hierbij vertegenwoordigden de fracties actieve humus (POM) en stabiele humus (COM) de organische stof van het veen in de bodem. Voor de te schatten parameters, proporties en relatieve omzettingssnelheden, heeft Zuidema in de literatuur naar waarden gezocht, maar, afgezien van de waarden gegeven door Jenkinson en Rayner (1977) voor minerale gronden (tabel 10), is niets gevonden. Uiteindelijk heeft Zuidema waarden voor deze parameters verkregen door middel van calibratie, waarbij de waarden van tabel 10 als startwaarden dienden. Om een indruk te geven van de orde van grootte van deze parameterwaarden voor venen zijn de door Zuidema bepaalde waarden gegeven in tabel 11.

*Tabel 11 Waarden voor de proporties (P) en omzettingssnelheden (k' in jaar<sup>-1</sup>) van de vijf fracties van verschillende venen zoals bepaald door Zuidema (1990) uit de startwaarden van Jenkinson en Rayner (1977); veensoorten naar Herwaarden (1990)*

|                  | Start-<br>waarden | Koopveen<br>(bosveen) | Madeveen<br>(broekveen) | Vlierveen<br>(zeggeveen) | Vlietveen<br>(rietzeggeveen) |
|------------------|-------------------|-----------------------|-------------------------|--------------------------|------------------------------|
| PD               | 0,837             | 0,7                   | 0,7                     | 0,6                      | 0,6                          |
| PR               | 0,163             | 0,3                   | 0,3                     | 0,4                      | 0,4                          |
| PB               | 0,076             | 0,080                 | 0,085                   | 0,075                    | 0,050                        |
| PP               | 0,125             | 0,092                 | 0,119                   | 0,090                    | 0,103                        |
| PC               | 0,0035            | 0,033                 | 0,001                   | 0,040                    | 0,052                        |
| PCO <sub>2</sub> | 0,7955            | 0,795                 | 0,795                   | 0,795                    | 0,795                        |
| k'D              | 4,200             | 4,200                 | 4,200                   | 4,200                    | 4,200                        |
| k'R              | 0,300             | 0,300                 | 0,300                   | 0,300                    | 0,300                        |
| k'B              | 0,4100            | 0,410                 | 0,410                   | 0,410                    | 0,410                        |
| k'P              | 0,0140            | 0,103                 | 0,103                   | 0,014                    | 0,025                        |
| k'C              | 0,00035           | 0,014                 | 0,014                   | 0,002                    | 0,010                        |

Fracties: D = DPM, R = RPM, B = BIO, P = POM, C = COM

Een tweede model ontwikkeld door het DLO-Staring Centrum, waarin de organische stof in empirische fracties wordt verdeeld, is het computersimulatiemodel ANIMO (Agricultural Nitrogen Model) (Berghuis-van Dijk et al., 1985; Rijtema et al. 1991). ANIMO is een dynamisch model ontwikkeld voor de berekening van de uitspoeling van stikstof uit landbouwgronden. Het model is later uitgebreid voor de berekening van fosfaatuitspoeling uit landbouwgronden.

ANIMO heeft met het model van Jenkinson en Rayner (1977) gemeen dat er onderscheid wordt gemaakt tussen vers toegediend organisch materiaal en bodem-organisch materiaal. In de verdere onderverdeling van de organische stof verschillen beide

modellen sterk. In ANIMO worden vier soorten organische stof onderscheiden die worden verdeeld over verschillende organische-stofreservoirs (fig. 15):

- I verse organische stof: verschillende reservoirs;
- II opgeloste organische stof: één reservoir;
- III wortellexudaten (worteluitscheidingsprodukten): één reservoir;
- IV levende biomassa en humus: één reservoir.

Ieder van deze organische-stofreservoirs wordt gekenmerkt door een bepaalde relatieve omzettingssnelheid en door een bepaalde C/N- en C/P-verhouding.

De verse organische stof is de organische stof die vers aan de bodem wordt toegediend, zoals plantenresten, afgestorven wortels en organische mest in vaste en/of vloeibare vorm. Iedere toediening van organische stof aan het bodemsysteem wordt gedefinieerd als een "materiaal". Er kan een willekeurig aantal materialen worden gedefinieerd. Elk materiaal kan worden onderverdeeld in verschillende fracties die elk een apart reservoir binnen het model vormen en worden gekenmerkt door een bepaalde omzettingssnelheid en door een bepaalde C/N- en C/P-verhouding. Elke fractie kan in elk materiaal voorkomen; de verhouding tussen de fracties kenmerkt het betreffende materiaal. In figuur 15 is een voorbeeld met 10 materialen en 10 fracties gegeven.

De opgeloste organische stof is als apart reservoir in het model ingebouwd, omdat een deel van de omzettingprocessen via de opgeloste fase plaatsvindt. Daarnaast is organische stof in oplossing onderhevig aan transport via de waterfase. Voor de beschrijving van de lotgevallen van organische materialen met een groot aandeel opgeloste organische stof, zoals drijfmest, maar zeker ook veen, is het onderscheiden van een reservoir met opgeloste organische stof van groot belang. De opgeloste organische stof kan rechtstreeks aan de bodem worden toegediend of ontstaat uit de verse organische stof en kent dan in principe dezelfde verdeling in materialen en fracties. Van elke combinatie materiaal/fractie wordt aangegeven hoe groot het deel is dat in oplossing gaat. Uit de relatieve grootte van elk opgelost deel en de C/N- en C/P-verhoudingen van de betreffende fracties wordt per tijdstap een C/N- en C/P-verhouding voor het opgeloste-organische-stofreservoir berekend. Er geldt één omzettingssnelheid voor het geheel van de opgeloste organische stof.

Wortellexudaten bestaan uit afgestoten dode cellen en uit organisch materiaal dat wordt uitgescheiden door levende plantenwortels. Deze excretie is een continu verloopend proces. In de praktijk is weinig bekend over de hoeveelheid uitgescheiden wortellexudaten, hoewel ze een wezenlijke rol spelen in de stikstofkringloop. Het reservoir van de wortellexudaten heeft in het model één omzettingssnelheid en één C/N- en C/P-verhouding.

Humus en de levende biomassa zijn in het model in één reservoir ondergebracht. Het is experimenteel moeilijk onderscheid te maken tussen de grote massa van de humus en de relatief kleine levende biomassa (Berghuis-van Dijk et al., 1985). Humus staat hier voor de dode en biomassa voor de levende, nieuwgevormde organische stof. Beide zijn het produkt van assimilatie, waarbij bestaande organische stof door micro-organismen wordt omgezet in nieuwe organische stofvormen. Humus en biomassa worden continu gevormd uit de vier organische stofsoorten. Op deze wijze wordt

het biomassa/humus-reservoir steeds aangevuld. In het model heeft dit reservoir één afbraaksnelheid en één C/N- en C/P-verhouding.

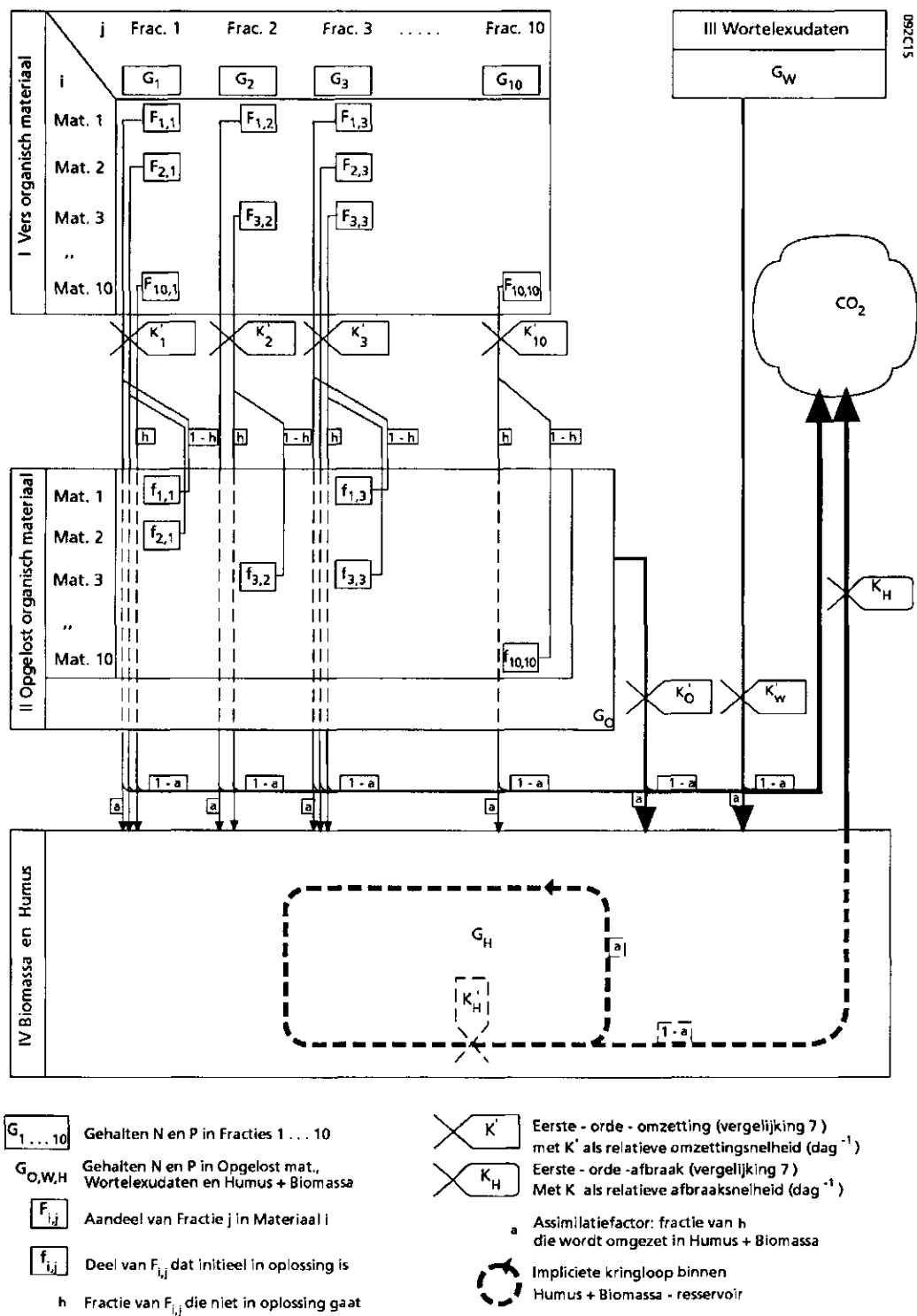


Fig. 15 Verdeling van de vier organische stofsoorten (I t/m IV) over verschillende organische-stofreservoirs (Frac. 1 t/m 10 en II t/m IV) en omzettingsprocessen in ANIMO

In ANIMO worden verse organische stof, opgeloste organische stof en wortellexudaten omgezet volgens een eerste-orde-proces (vergelijking 7) met een constante relatieve omzettingssnelheid  $k'$ . Hierbij ontstaan biomassa + humus en  $\text{CO}_2$  in de verhouding  $a : (1-a)$ , waarin  $a$  de assimilatiefactor is, volgens Berghuis-van Dijk et al. (1985) gedefinieerd als:

$$a = \frac{\text{hoeveelh. nieuw gevormd organisch materiaal (biomassa + humus)}}{\text{totale hoeveelheid omgezet materiaal}} \quad (22)$$

De assimilatiefactor is hetzelfde als de biosynthese-efficiëntie (4.1). Berghuis-van Dijk et al. (1985) stellen dat deze factor meestal rond 0,25 bedraagt. Dit ligt binnen het traject van 20 tot 40% dat Alexander (1977) voor de biosynthese-efficiëntie onder gemiddelde aërobe omstandigheden geeft. In ANIMO wordt de assimilatiefactor voor alle onderscheiden organische-stoffracties gelijk verondersteld. Uit de literatuur blijkt dat naarmate organische stof een hogere C/N-verhouding heeft, de assimilatiefactor van de afbrekende micropopulatie kleiner zal zijn (tabel 4). Daarom is het aan te bevelen om te onderzoeken of het afhankelijk stellen in het model van de assimilatiefactor van de C/N-verhouding betere simulatieresultaten geeft.

Biomassa en humus worden in het model niet expliciet omgezet, maar afgebroken volgens een eerste-orde-proces met  $k$  als constante relatieve afbraaksnelheid. Berghuis-van Dijk et al. (1985) spreken in dit verband van "netto-afbraak"; omzetting noemen zij "(bruto-)afbraak". Meestal wordt voor  $k$  de waarde 0,015 tot 0,02 ( $\text{jaar}^{-1}$ ) genomen. Deze waarden geeft Kortleven (1963) voor de relatieve afbraaksnelheid van actieve humus onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden (zie ook 4.4). Impliciet vindt er wel omzetting plaats en ontstaat er een hoeveelheid nieuwe biomassa en humus, die gelijk is aan  $a/(1-a)$  maal de hoeveelheid afgebroken biomassa en humus. Deze gevormde hoeveelheid wordt echter weer direct aan het biomassa/humus-reservoir toegevoegd, waardoor er een impliciete kringloop binnen dit reservoir bestaat. Hierin komt ANIMO overeen met het model van Jenkinson en Rayner (1977), waarin ook een kringloop in het bodem-organische-stofreservoir bestaat. Het verschil is dat in ANIMO de berekeningswijze impliciet gebeurt en dat er geen aparte fracties voor biomassa en humus worden onderscheiden.

De impliciete berekeningswijze heeft twee voordelen:

- ze is rekentechnisch eenvoudiger dan de expliciete;
- in afbraakexperimenten wordt meestal een afbraaksnelheid bepaald. Het is nu niet nodig een experimenteel bepaalde relatieve afbraaksnelheid  $k$  om te rekenen naar een relatieve omzettingssnelheid  $k'$ .

Het nadeel is dat in één model beide soorten snelheidsconstanten ( $k$  en  $k'$ ) worden gebruikt, waardoor de invoer niet geheel eenduidig is. Dit hoeft echter geen probleem te zijn, mits het onderscheid tussen deze beide constanten duidelijk wordt beschreven in de gebruikershandleiding. Het samenvoegen van biomassa en humus tot één reservoir kan ook nadelige gevolgen hebben voor de berekening van de N-mineralisatie (zie verder 5.1.2).

De verhouding tussen de relatieve afbraaksnelheid en de relatieve omzettingssnelheid wordt gegeven door de fractie CO<sub>2</sub>, die bij de omzetting ontstaat (1-a). Uitgaande van differentiaalvergelijking (7) geldt:

$$\frac{-dY}{dt} = k Y = k'Y - a k'Y \quad (23)$$

met:

Y = hoeveelheid organische stof (kg.kg<sup>-1</sup>);

k = relatieve afbraaksnelheid (dag<sup>-1</sup>);

k' = relatieve omzettingssnelheid (dag<sup>-1</sup>);

a = assimilatiefactor (-);

t = tijd (dag<sup>-1</sup>).

De afbraak van organische stof naar CO<sub>2</sub> is gelijk aan de omzetting van organische stof minus de nieuw gevormde organische stof. Uit (23) volgt:

$$k = (1-a) k' \quad (24)$$

Evenals in het Jenkinson-Rayner-model hebben de omzettingssnelheden van de verschillende fracties in ANIMO meer een wiskundige dan een fysieke betekenis, omdat de fracties wiskundige rekeneenheden zijn en geen fysisch-chemische eenheden. Deze omzettingssnelheden moeten empirisch worden bepaald uit experimenteel verkregen gegevens over het verloop in de tijd van de afbraak van het organische materiaal als geheel. Dit kan door curve-fitting, waarbij wordt getracht door de omzettingssnelheden en eventueel de initiële fractieverhoudingen bij te stellen een zelfde verloop in de tijd van de afbraak te simuleren als het experimenteel bepaalde verloop.

Omdat elke fractie zijn eigen constante omzettingssnelheid heeft, verandert de verhouding tussen de fracties gedurende de afbraak: het aandeel van de gemakkelijk afbreekbare fracties neemt af en dat van de moeilijk afbreekbare fracties neemt toe, waardoor de afbraaksnelheid van de organische stof als geheel afneemt. Dit is conform het werkelijke verloop in de tijd van de afbraaksnelheid van organische stof (4.2.2). Bij voor de afbraak realistische fractieverhoudingen en omzettingssnelheden, valt de gesimuleerde afbraakcurve samen met de gemeten curve.

Omdat de fracties gedeeltelijk worden omgezet in humus en biomassa, bepaalt de biomassa/humus-afbraak mede de afbraak van het betreffende materiaal als geheel. Als op bovenbeschreven wijze de fractieverhouding en de omzettingssnelheden van de fracties van een materiaal worden bepaald, moet daarom ook het biomassa/humus-reservoir in de curve-fitting-procedure worden meegenomen.

Noodzakelijk voor deze methode is kennis over het verloop in de tijd van de afbraak van het beschouwde materiaal over een niet te korte periode (afhankelijk van de beoogde modelsimulatieperiode). Is er alleen een experimenteel bepaalde relatieve afbraaksnelheid voorhanden, dan kan hieruit een verloop van de afbraak in de tijd

worden voorspeld met het één-parameter-model van Janssen (4.2.2), waarna opsplitsing in fracties voor het model ANIMO kan plaatsvinden.

Het model ANIMO heeft enkele kwaliteiten die het geschikt maken voor het simuleren van de organische stofhuishouding van veengronden:

- In ANIMO kunnen verschillende verse organische stofsoorten (materialen) worden onderscheiden. Veen kan het beste worden gemodelleerd als een "vers" materiaal dat wordt toegediend aan het begin van de gesimuleerde periode. Het veen wordt dan tijdens de afbraak omgezet in CO<sub>2</sub>, biomassa en humus, waarbij de hoeveelheid oorspronkelijk veen afneemt. Dit is conform de werkelijke afbraak van veen.
- Voor een goede beschrijving van de afbraak van veen in de tijd, is een verdeling in verschillende fracties met een eigen constante omzettingssnelheid gewenst, omdat op deze wijze een afname van de afbraaksnelheid in de tijd kan worden gesimuleerd, als gevolg van de relatieve toename van resistentere componenten. Ook voor de simulatie van de N- en P-mineralisatie is een onderscheid in verschillende fracties met een eigen N- en P-gehalte belangrijk, omdat de N en P niet gelijkmatig zijn verdeeld over de organische stof van het veen (zie H5). In ANIMO kan veen als "vers" materiaal worden onderverdeeld in een willekeurig aantal fracties.
- ANIMO simuleert omzetting en transport van opgeloste organische stof. De opgeloste fase is van groot belang in veengronden, omdat deze een aanzienlijk deel van de organische stof kan uitmaken. Uitspoeling van organisch-N en -P speelt een grote rol in veengronden.
- Met ANIMO kan afbraak van organische stof onder anaërobe omstandigheden worden gesimuleerd. Tijdens denitrificatie van nitraat wordt organische stof afgebroken, waarbij het nitraatmolecuul als electronen-acceptor fungeert (vergelijking (3), 4.1.1). Voor veengronden is dit van groot belang, omdat een groot deel van het veenprofiel continu onder anaërobe omstandigheden verkeert.

Vanwege deze kwaliteiten is ANIMO een bruikbaar model voor het Veenweide-onderzoek, temeer omdat in ANIMO de koppeling tussen de nutriëntenhuishouding en de waterhuishouding zeer sterk is gericht op de beschrijving van de uitspoeling van N en P. Met de huidige versie van het model kunnen niet te lange perioden worden doorgerekend, omdat deze geen rekening houdt met zakking van het maaiveld en het dunner worden van de modellagen als gevolg van het verdwijnen van organische stof door afbraak van het veen. Er van uitgaande dat de dikte van het onverzadigde veenprofiel met 1% per jaar afneemt (zie 5.1) en een afname tot 10% is toegestaan, kan een periode van maximaal 10 jaar worden doorgerekend.

#### 4.3 Factoren van invloed op de afbraak

De afbraak van organische stof in de bodem wordt door veel omstandigheden beïnvloed: factoren die de reactiesnelheden en/of samenstelling van de bodemmicroflora bepalen. Deze factoren zijn onder te verdelen in twee groepen. De eerste groep heeft te maken met materiële tekorten die kunnen optreden tijdens de afbraak, zoals een



tekort aan zuurstof of stikstof. De factoren uit de tweede groep kunnen niet in materiële termen worden beschreven. Dit zijn omgevingsfactoren als temperatuur en zuurgraad.

In mathematische beschrijvingen van het afbraak- of omzettingsproces wordt de invloed van deze factoren meestal in de vorm van reductiefactoren tot uitdrukking gebracht. Hierbij wordt uitgegaan van een potentiële relatieve afbraak- of omzettingssnelheid die geldt onder optimale omstandigheden, waaruit een actuele relatieve afbraak- of omzettingssnelheid wordt berekend door vermenigvuldiging met de betreffende reductiefactoren. Is een beschouwde omstandigheid optimaal, dan bedraagt de betreffende reductiefactor 1. Naarmate de omstandigheid meer afwijkt van de optimale, wordt de reductiefactor kleiner, tot minimaal 0. In formulevorm:

$$k = f_1 f_2 \dots f_n K \quad (25)$$

met:

$K$  = potentiële relatieve afbraak(omzetting)snelheid ( $\text{jaar}^{-1}$ );

$k$  = actuele relatieve afbraak(omzetting)snelheid ( $\text{jaar}^{-1}$ );

$f_1$  t/m  $f_n$  = reductiefactoren;  $0 \leq f \leq 1$  (-).

Een uitzondering hierop vormt de factor temperatuur. Hier is eerder sprake van een correctiefactor dan van een reductiefactor, omdat de potentiële afbraak(omzetting)snelheid meestal niet wordt gegeven bij optimale omstandigheden, maar bij een bepaalde referentietemperatuur (vaak de gemiddelde jaartemperatuur van  $9,5^\circ\text{C}$ ). Bij hogere temperaturen dan de referentietemperatuur is de correctiefactor  $f_T > 1$ .

In 4.3.1 worden de belangrijkste materiële en in 4.3.2 de belangrijkste niet-materiële factoren behandeld, die de afbraak van organische stof in de bodem beïnvloeden. Daar waar het relevant is, worden in de literatuur gevonden mathematische beschrijvingen gegeven van de reductiefactor als functie van de beschouwde omstandigheid. Hierbij wordt steeds gerelateerd aan de beschrijving van de betreffende reductiefactor in het model ANIMO, omdat dit model zal worden gebruikt in het Veenweide-onderzoek.

#### 4.3.1 Invloed van materiële factoren

Voor de factoren van deze groep geldt de wet van Von Liebig: de meest beperkende factor bepaalt de snelheid van het proces. Een algemeen gebruikte mathematische beschrijving van de reductie van de afbraaksnelheid onder invloed van een bepaalde materiële factor is de Michaelis-Mentenvergelijking:

$$f_m = \frac{c}{c + c_m} \quad (26)$$

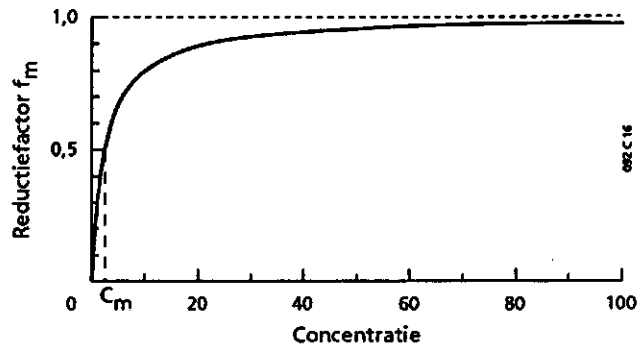
met:

$f_m$  = reductiefactor voor de invloed van de materiële factor (-);

$c$  = concentratie van de materiële factor ( $\text{mol.m}^{-3}$ );

$c_m$  = half-activiteit-concentratie, concentratie van de materiële factor waarbij  $f_m = 0,5$  ( $\text{mol.m}^{-3}$ ).

Een grafische voorstelling van deze vergelijking wordt gegeven in figuur 16.



*Fig. 16 Reductie van de afbraaksnelheid als functie van de concentratie van een materiële beperkende factor volgens de Michaelis-Mentenvergelijking*

Hierna worden de materiële factoren vochtgehalte, zuurstofvoorziening en voedings-elementen behandeld.

#### *Vochtgehalte*

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

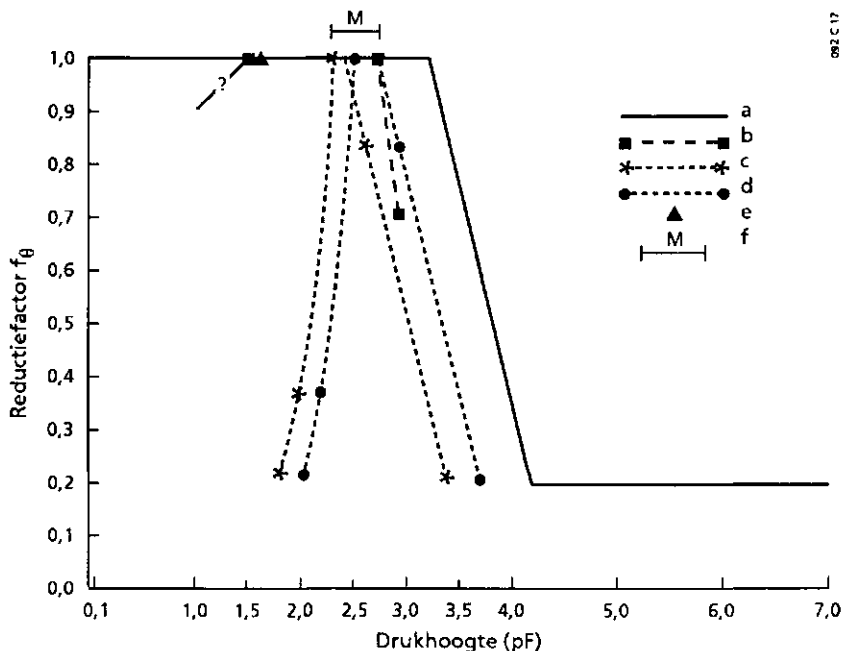
Voor de meeste microbiologische processen is een vochtgehalte overeenkomend met 60-80% van het maximale vochthoudend vermogen van de grond optimaal. Bij een dergelijk vochtgehalte zijn de poriën groter dan  $30 \mu\text{m}$  met lucht en de poriën kleiner dan  $30 \mu\text{m}$  met water gevuld. Dit vochtgehalte komt ongeveer overeen met veldcapaciteit (pF 2 of een drukhoogte van -100 cm). Waksman (1952) bepaalde de invloed van het vochtgehalte op de afbraak van veen en vond een optimum rond 70% van de vochtcapaciteit (maximale vochthoudend vermogen). Bij hogere en lagere waarden van het vochtgehalte vond Waksman een reductie in de afbraaksnelheid.

De meeste auteurs gebruiken de drukhoogte van het bodemvocht als maat voor het vochtgehalte in de relatie tussen bodemvochtgehalte en reductie van de afbraaksnelheid. Over het algemeen wordt de drukhoogte gegeven als pF-waarde ( $\text{pF} = \log |h|$ , waarin  $h$  de drukhoogte in cm). Allison (1973) geeft een optimum voor de afbraak in het traject pF 2,2-2,7 (-150 tot -500 cm), met nauwelijks afnames voor lagere pF-waarden. De waarde 2,7 voor de maximale pF-waarde, waarbij geen reductie van de afbraaksnelheid optreedt, wordt ook gegeven door Orchard en Cook (1983). Hansen et al. (1990) hanteren een waarde van 2,5 voor deze maximale pF. Huet (1983) vond bij diverse auteurs maximale pF-waarden voor de

stikstofmineralisatie, die liggen binnen het traject 2,3-2,7. De relatie tussen de toename van de pF boven de maximale waarde en de afname van de reductiefactor, is bij de diverse auteurs nogal verschillend.

De Vaan (1987) vond binnen het traject pF 1,5-2,7 (-30 tot -500 cm) geen reductie in de afbraak van bosveen uit Zegveld. Hij toonde kwalitatief aan dat beneden pF 1,5 de afbraaksnelheid wordt gereduceerd. Bij pF 2,9 vond De Vaan een reductiefactor van 0,71. Otten (1985) geeft 1,6 als "veilig minimum" voor de pF-waarde (veilig maximum voor de drukhoogte) bij de bepaling van de afbraaksnelheid van bosveen. Bij lagere pF-waarden en dus grotere drukhoogten is het veen te nat, waardoor de zuurstofvoorziening in het gedrang komt en de gemeten afbraaksnelheden niet de optimale zijn.

Het bovenstaande is grafisch samengevat in figuur 17, waarin ook de relatie tussen drukhoogte (als pF) en reductiefactor voor het vochtgehalte, die wordt gebruikt in het model ANIMO, is weergegeven. De door Waksman (1952) vermelde vochtgehalten zijn omgerekend naar pF-waarden door gebruik te maken van pF-curven van de Staringreeks, een standaardreeks van bodemfysische karakteristieken (Wösten et al., 1987). Omdat Waksman niet aangeeft welke veensoort het betreft, zijn zowel de pF-curve van arm veen als die van rijk veen gebruikt. Omdat de werkelijke pF-curve niet bekend was, zijn de twee Waksman-relaties van figuur 17 slechts een indicatie voor de werkelijke relatie.



**Fig. 17** Reductiefactor voor de invloed van het vochtgehalte ( $f_{\theta}$ ) versus de drukhoogte (pF) volgens:  
 a ANIMO (Rijtema et al., 1991);  
 b De Vaan (1987);  
 c Waksman (1952), pF-curve arm veen;  
 d Waksman (1952), pF-curve rijk veen;  
 e Otten (1985), veilig minimum voor pF;  
 f traject algemeen genoemde pF-maxima (boven deze pF-reductie)

In ANIMO treedt reductie van de afbraak op bij pF-waarden hoger dan 3,2. Van pF 3,2 tot pF 4,2 (verwelkingspunt) verloopt de reductiefactor lineair van 1 naar 0,2. Bij hogere pF-waarden dan 4,2 wordt 0,2 voor de reductiefactor aangehouden. Lagere vochtgehalten dan het vochtgehalte bij verwelkingspunt komen onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden nauwelijks voor, waardoor het traject boven pF 4,2 van weinig belang is. Het effect van zuurstofgebrek als gevolg van hoge vochtgehalten wordt in ANIMO niet geregeld via de reductiefactor voor de invloed van het vochtgehalte, maar door een aparte zuurstofmodule waarin de hoeveelheid zuurstof wordt berekend die beschikbaar is voor de afbraak en mineralisatie van organische stof. Bij hoge vochtgehalten is in ANIMO derhalve de reductiefactor voor het vochtgehalte 1.

In figuur 17 is te zien dat de gegevens over veen van Waksman en De Vaan redelijk met elkaar overeenkomen voor de reductie tengevolge van lage vochtgehalten. De maximale pF-waarden vallen in het algemene traject 2,3-2,7. De maximale pF-waarde van ANIMO ligt echter een stuk hoger. In het traject pF 2,5 tot pF 3,2 berekent ANIMO waarschijnlijk te hoge afbraaksnelheden voor veen. De hellingen van de dalende lijnen van Waksman en ANIMO komen goed met elkaar overeen. Voor de simulatie van de afbraak van veen kan daarom de relatie reductiefactor/pF in ANIMO beter worden aangepast door de lijn tussen pF 3,2 en 4,2 ca. 0,7 pF-eenheden naar links te verschuiven met behoud van de oorspronkelijke helling. Tot pF 2,5 bedraagt de reductiefactor dan 1 en vanaf pF 2,5 tot pF 3,5 verloopt de reductiefactor lineair van 1 naar 0,2. De juiste grootte van de verschuiving kan via calibratie worden vastgesteld.

Vochtgehalten lager dan die bij pF 2,5 zullen in veengrasland alleen in de wortelzone (bovenste 20 à 30 cm) tijdens droge perioden voorkomen. Hoge vochtgehalten daarentegen komen gedurende het grootste deel van het jaar in het gehele profiel voor. Reductie van de afbraak als gevolg van lage vochtgehalten is in veengronden daarom van minder belang dan reductie ten gevolge van hoge vochtgehalten. De informatie van Waksman (1952), Otten (1985) en De Vaan (1987) over de reductie bij hoge vochtgehalten is niet eenduidig. Het verschil is waarschijnlijk toe te schrijven aan een verschil in structuur van de beschouwde venen. Voor simulatie met ANIMO is informatie over de relatie reductiefactor/pF bij lage pF-waarden niet nodig, omdat in ANIMO reductie ten gevolge van zuurstoftekort apart wordt berekend.

Bunnell et al. (1977) gebruikten de Michaelis-Mentenvergelijking om de invloed van het vochtgehalte op de afbraaksnelheid aan zowel de droge als de natte kant te kunnen voorspellen:

$$f_v = \frac{V}{V + V_v} * \frac{V_z}{V + V_z} \quad (27)$$

met:

$f_v$  = reductiefactor voor de invloed van het vochtgehalte (-);

- $V$  = vochtgehalte ( $\text{g.g}^{-1}$  droge stof);  
 $V_v$  = vochtgehalte waarbij de activiteit de helft bedraagt van de optimale waarde ( $\text{g.g}^{-1}$  droge stof);  
 $V_z$  = vochtgehalte waarbij de zuurstofuitwisseling de helft bedraagt van de optimale waarde ( $\text{g.g}^{-1}$  droge stof).

Het eerste deel van de vergelijking beschrijft de reductie aan de droge kant en het tweede deel de reductie aan de natte kant. Nadeel van deze vergelijking is dat  $f_v$  nooit de waarde 1 bereikt. Dit kan worden opgelost door vermenigvuldiging met een constante die gelijk is aan de reciproke waarde van de maximale waarde van  $f_v$ . Bunnell et al. geven niet voldoende informatie om vergelijking van formule (27) met de gegevens van figuur 17 mogelijk te maken.

Wisseling van het vochtgehalte heeft een versnellend effect op de afbraak van organische stof (Waksman, 1952; Stephens and Allen, z.j.). In het natte traject is dat het gevolg van afwisseling van aërobie en anaërobie en in het droge traject van uitdroging en herbevochtiging van de bodem. Het laatste effect is groter naarmate de bodem meer uitdroogt (Soulides and Allison, 1961; Mack, 1963). Als belangrijkste verklaringen voor dit effect worden door Schnitzer en Khan (1978) genoemd :

- wisselende vochtgehalten veroorzaken een afwisseling van zwel en krimp, waardoor stabiele organische stof fysisch wordt afgebroken en daardoor beschikbaar komt voor microbiële afbraak;
- drogen van organische stof veroorzaakt chemische veranderingen die de organische stof makkelijker afbreekbaar maken;
- drogen heeft het afsterven van een deel van de micro-organismen tot gevolg. Bij herbevochtiging wordt het dode celmateriaal versneld afgebroken.

#### *Zuurstofvoorziening*

De zuurstofvoorziening bepaalt voor een belangrijk deel de aard van de afbrekende micro-organismen, de afbraaksnelheid en de eindprodukten van de afbraak. De zuurstofvoorziening is ten dele het complement van de vochtvoorziening: de poriën gevuld met water kunnen niet met lucht zijn gevuld en omgekeerd. Toch kan ook bij een relatief laag vochtgehalte zuurstoftekort voorkomen, namelijk als in de gasge vulde poriën de  $\text{CO}_2$ -concentratie te hoog wordt.

Micro-organismen functioneren zelfs bij een  $\text{O}_2$ -gehalte van 0,2% nog voor 100%. Lage  $\text{O}_2$ -gehalten in de bodem zorgen echter voor lage toevoersnelheden, waardoor er plaatselijk anaërobie kan optreden en de afbraak in zijn geheel wordt vertraagd. Er kan dan tegelijk aërobe en anaërobe afbraak plaatsvinden.

Anaërobie in de bodem is afhankelijk van het luchtgehalte, de vorm van de poriën en de grootte van de aggregaten (Glinski and Stepeniewski, 1985; Bakker et al., 1987). Het luchtgehalte en de vorm van de poriën bepalen het macrotransport van zuurstof door diffusie over afstanden in de grootte-orde van cm. Het luchtgehalte is afhankelijk van het poriën- en vochtgehalte. Naarmate de poriën kleiner zijn, blijven ze langer met vocht gevuld bij lager wordende drukhoogten. De vorm van de poriën bepaalt de diffusiecoëfficiënt van zuurstof: hoe grilliger de vorm van de

poriën, des te lager de diffusiecoëfficiënt en des te kleiner het transport van zuurstof.

De vorm van de poriën wordt voor een belangrijk deel bepaald door de structuur van de bodem. Volledig met lucht gevulde lange, rechte poriën, zoals krimpscheuren in veen, zijn zeer goed voor het transport van zuurstof. De grootte van de aggregaten is bepalend voor het microtransport van zuurstof over afstanden in de grootte-orde van mm. In aggregaten is de porositeit lager en zijn de poriën kleiner dan gemiddeld in de bodem, waardoor het zuurstoftransport langzamer verloopt en er eerder anaërobie optreedt. Hoe groter de aggregaten zijn, des te eerder er anaërobie zal optreden in het midden van de aggregaten.

Het macrotransport van zuurstof is in veen over het algemeen tot ca. 5 cm boven het grondwater vrij groot. De structuur speelt hierbij een rol: krimpscheuren vergroten het macrotransport, terwijl een vertrapte bovengrond en een horizontaal gelaagde dichte structuur, zoals spalterveen, het transport belemmeren. Microtransport speelt vooral een rol bij de resten van de oorspronkelijke structuren van het plantemateriaal, waaruit het veen is ontstaan. Naarmate het veen meer is verweerd en de oorspronkelijke structuren zijn afgebroken en verkleind, zal microtransport minder belangrijk zijn.

Naarmate de zuurstofspanning lager wordt, verschuift de micropopulatie meer in de richting van de anaërobe bacteriën en komen er meer anaërobe afbraakprodukten in de bodem terecht. Bij wisselende aërobe/anaërobe omstandigheden worden deze tussenprodukten bij zuurstoftoetreding versneld afgebroken tot de aërobe eindprodukten (Allison, 1973). In een milieu waarin afwisselend aërobe en anaërobe perioden voorkomen, is de gemiddelde afbraaksnelheid aanzienlijk hoger dan het produkt van de aërobe afbraaksnelheid en het tijdsaandeel aërobie (Bakker, 1990). Onder compleet anaërobe omstandigheden zijn vooral anaërobe (b.v. methaanvormende) bacteriën actief en worden eindprodukten gevormd, zoals organische zuren,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  en alcoholen.

In ANIMO wordt de beschikbare hoeveelheid zuurstof per beschouwde bodemlaag berekend aan de hand van het aandeel luchtge vulde poriën, de diffusiecoëfficiënten van zuurstof in lucht en in water, en de zuurstofconsumptie per bodemlaag. De maximale zuurstofbehoefte voor de afbraak van organische stof en de nitrificatie van  $\text{NH}_4^+$  (zie 5.1), onder de heersende omstandigheden voor vochtgehalte en zuurgraad, wordt vergeleken met het zuurstofaanbod per laag. Is in een laag de behoefte groter dan het aanbod, dan ontstaat partiële anaërobie in deze laag. In het aërobe deel van de laag verloopt het afbraakproces ongeremd. In het anaërobe deel wordt de organische stof afgebroken volgens het denitrificatieproces van vergelijking (3) (4.1.1), mits er  $\text{NO}_3^-$  aanwezig is om als electronenacceptor te fungeren. Dit afbraakproces verloopt vele malen langzamer dan het aërobe afbraakproces. Het verschil in zuurstofbehoefte en -aanbod vormt de basis voor de berekening van de mate van denitrificatie.

#### *Voedingselementen*

De belangrijkste voedingselementen voor micro-organismen zijn stikstof en fosfor.

Micro-organismen kunnen deze voedingselementen betrekken uit de bodem of uit het af te breken substraat. Stikstof is het voedingselement, waarvan de organismen de grootste hoeveelheid nodig hebben (voor de opbouw van hun eiwitten). De afbraak van substraten die zelf geen of weinig voedingselementen bevatten, zoals koolhydraten en lignine, wordt daarom dikwijls vertraagd door stikstoftekort. Een belangrijke maat hierbij is de C/N-verhouding van het af te breken substraat: bij een C/N-verhouding kleiner dan 25 zal de afbraak maximaal zijn, terwijl C/N-verhoudingen groter dan 30 meestal vertragend op de afbraak werken (Allison, 1973). In tabel 1 is te zien dat van de Nederlandse venen alleen veenmosveen een gemiddelde C/N-verhouding groter dan 30 heeft. In het geval van N-tekort bevordert toediening van dit element de afbraak aanzienlijk. Fosfaattekort komt slechts bij zeer arme (tropische) gronden voor. Tekorten aan andere noodzakelijke voedingselementen komen bij de biologische afbraak van plantaardige en dierlijke produkten nauwelijks voor (Allison, 1973).

In ANIMO wordt in stikstofbalansen de hoeveelheid stikstof bijgehouden, die is vastgelegd in organische vorm. Het totale verschil in organisch-N vóór en na een tijdstap bepaalt of er netto stikstof in organische vorm is vastgelegd of netto stikstof is vrijgekomen als anorganisch-N. Bij een toename in de tijd van de hoeveelheid organisch-N is er netto stikstof vastgelegd in de vorm van biomassa en humus. Is deze toename groter dan de beschikbare hoeveelheid anorganisch-N dan is er sprake van stikstofgebrek en worden de afbraak en omzetting gereduceerd.

In ANIMO gebeurt dit door de assimilatiefactor (4.2.3) te verkleinen. Daardoor wordt minder organische stof omgezet in biomassa en humus, conform de werkelijkheid. De totale afbraak en omzetting van organische stof worden bij deze aanpassing echter niet verminderd. Het niet in biomassa en humus omgezette deel verdwijnt in dit geval als extra geproduceerde CO<sub>2</sub> uit het bodemsysteem, waardoor het totaal aan organische stof in de bodem sterker afneemt dan in een situatie zonder stikstofgebrek. Dit is niet conform de werkelijkheid.

In werkelijkheid nemen de afbraak en omzetting van organische stof bij stikstofgebrek af. Het resultaat is accumulatie in plaats van het extra verdwijnen van organische stof uit de bodem. Wel neemt de assimilatiefactor af bij stikstofgebrek, waardoor er naar verhouding meer CO<sub>2</sub> en minder biomassa en humus worden geproduceerd dan in een situatie zonder N-gebrek. Het totaal-effect is echter een verminderde absolute CO<sub>2</sub>-productie en dus een verminderde afname van de hoeveelheid organische stof in de bodem.

ANIMO is ontwikkeld voor de beschrijving van landbouwkundige situaties, waarin stikstofgebrek nauwelijks zal voorkomen. De reactie van dit model op stikstofgebrek is nog onvoldoende onderzocht. In het kader van het Veenweide-onderzoek worden onbemeste, arme veengronden doorgerekend waar stikstofgebrek wel een rol kan spelen. Dit aspect dient dan ook nader te worden onderzocht en voor de huidige reactie van ANIMO op stikstofgebrek moet een realistisch alternatief worden ontwikkeld, waarbij stikstofgebrek een afname van de afbraak- en omzettingssnelheden en een afname van de assimilatiefactor tot gevolg heeft.

#### 4.3.2 Invloed van niet-materiële factoren

Hierna worden de belangrijkste niet-materiële factoren, temperatuur, seizoensinvloed, zuurgraad, lutumgehalte, substraat en bodemgebruik behandeld.

##### *Temperatuur*

De temperatuur heeft een belangrijke invloed op de afbraak van organische stof. Het afbraakproces is onafhankelijk van de temperatuur; de afbraaksnelheid is dat niet (Allison, 1973). Een uitzondering hierop vormt de situatie waarin er tengevolge van temperatuursverandering een andere microflora dominant wordt. De meeste micro-organismen zijn mesofiel en gedijen het best bij een temperatuur rond 35 °C. Voor hen ligt de optimale temperatuur voor afbraak tussen 30 en 40 °C. Bij hogere temperaturen verandert de micropopulatiesamenstelling en gaan actinomyceten en thermofiele bacteriën overheersen, met als gevolg een afbraakproces, waarbij andere eindprodukten ontstaan (Dickinson and Pugh, 1974).

Volk (1973) vond in laboratoriumbepalingen van de afbraak van organische stof van verschillende venen, dat binnen het traject van 5 tot 45 °C bij elke 10 °C stijging in temperatuur een verdubbeling van de CO<sub>2</sub>-productie optrad. Dit effect wordt de Q<sub>10</sub>-waarde genoemd. Hoe groter deze waarde, des te groter het effect van een temperatuursverandering. Over het algemeen wordt aangenomen dat de waarden voor de Q<sub>10</sub> tussen 2 en 3 liggen (Allison, 1973). Volgens Janssen (1986b) hebben de meeste reacties bij de afbraak van organische stof een Q<sub>10</sub> van 2. Stanford et al. (1973) concludeerden uit mineralisatie-experimenten, dat binnen het traject van 5 tot 35 °C voor de Q<sub>10</sub> van N-mineralisatie een waarde van 2 geldt. Campbell et al. (1981) geven een Q<sub>10</sub>-waarde voor het traject 5-40 °C en Addiscott (1983) voor het traject 5-25 °C. Clark en Gilmour (1983) toonden aan dat het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid onder verzadigde omstandigheden kleiner is dan onder optimale condities voor de vochtvoorziening. Voor verzadigde omstandigheden berekenden zij een bijna twee keer zo lage Q<sub>10</sub> (Q<sub>10</sub>= 1,4) als voor optimale condities (Q<sub>10</sub>= 2,7).

Otten (1985) bepaalde de Q<sub>10</sub>-waarden voor de afbraak van bosveen van Zegveld op verschillende dieptes (tabel 12). De waarden verkregen door middel van CO<sub>2</sub>-metingen zijn volgens Otten waarschijnlijk minder betrouwbaar dan de waarden verkregen uit O<sub>2</sub>-metingen. Vermoedelijk is echter het omgekeerde het geval, omdat de CO<sub>2</sub>-productie een betere maat voor de afbraak is dan de O<sub>2</sub>-consumptie. De O<sub>2</sub>-consumptie kan zijn beïnvloed door pyrietoxydatie.

Te zien is dat de Q<sub>10</sub> toeneemt met de diepte. Dit verschijnsel wordt ook genoemd door Bunnell et al. (1977). De verklaring hiervoor zit volgens Bunnell et al. in het verschil in soorten micro-organismen, die op verschillende dieptes actief zijn. De micro-organismen hoger in het profiel, waar de seizoensfluctuaties van de temperatuur sterker zijn, zijn beter aangepast aan temperatuursveranderingen en reageren daarom minder sterk op deze veranderingen.



Tabel 12  $Q_{10}$ -waarden voor de afbraak van bosveen te Zegveld (naar: Otten, 1985)

| Diepte<br>(cm - mv.) | $Q_{10}$ (-)         |                     |           |
|----------------------|----------------------|---------------------|-----------|
|                      | door CO <sub>2</sub> | door O <sub>2</sub> | gemiddeld |
| 0- 8                 | 1,6                  | 1,9                 | 1,8       |
| 0-16                 | 1,9                  | 2,0                 | 1,9       |
| 15-31                | 2,9                  | 2,2                 | 2,6       |
| 21-37                | 3,0                  | 2,3                 | 2,7       |

Behalve de  $Q_{10}$ -waarden zijn de onder- en bovengrens van de temperatuur voor de afbraak van belang. De meeste micro-organismen kunnen 70 °C niet overleven. Afbraak bij temperaturen hoger dan deze zijn chemisch van aard. Belangrijker dan de bovengrens is de ondergrens, aangezien deze onder natuurlijke omstandigheden vaker voor zal komen. Mesofiele organismen vertonen activiteit bij temperaturen vanaf 0 °C; over het algemeen bedraagt de ondergrens van de temperatuur voor afbraak 0 °C (Allison, 1973; Hunt, 1978). Toch zijn er ook auteurs, die stellen dat bij 0 °C en lagere temperaturen nog enige activiteit van micro-organismen 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; de meeste blijven "slappend" in leven om bij temperatuurstijging weer actief te worden. Stephens en Speir (1969) stellen dat deze minimumtemperatuur voor sommige organismen 5 °C bedraagt. Bij 4 °C zijn vooral schimmels nog actief, terwijl de activiteit van de meeste andere organismen gering is (Tate, 1987). Bij 2 °C vertonen de meeste micro-organismen slechts een geringe activiteit (Soulides and Allison, 1961).

Bevriezen van de bodem gevolgd door ontdooien en opwarmen tot een zekere temperatuur, geeft een verhoging van de initiële afbraaksnelheid te zien ten opzichte van de normale afbraaksnelheid bij die temperatuur (Soulides and Allison, 1961; Mack, 1963). Deze verhoging neemt binnen een dag af, waarna de afbraaksnelheid weer op het normale niveau ligt. Over een langere periode gezien, hebben deze kortdurende pieken in de afbraak geen effect op de totale hoeveelheid afgebroken organisch materiaal. De oorzaken van dit verschijnsel zijn het kapotbreken van de bodemstructuur als gevolg van bevriezing, waardoor ingesloten organische stof vrijkomt, en het plotseling opleven van de micro-organismen na een periode van lethargie, waardoor er een versnelde groei met verhoogde metabolische activiteit optreedt.

De twee meest gebruikte mathematische relaties voor het beschrijven van het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid, zijn de  $Q_{10}$ - en de Arrhenius-vergelijking (Tate, 1987):

$$f_{T,Q_{10}} = Q_{10}^{\left(\frac{T-T_r}{10}\right)} \quad (28)$$

en

$$f_{T,Ar} = e^{-\frac{a}{R} \left( \frac{1}{T+273} - \frac{1}{T_r+273} \right)} \quad (29)$$

met:

$f_T$  = correctiefactor voor de temperatuursinvloed (-);

$T$  = actuele temperatuur (°C);

$T_r$  = referentietemperatuur, temperatuur waarvoor  $f_T = 1$  (°C);

$a$  = molaire activeringsenergie (J.mol<sup>-1</sup>);

$R$  = gasconstante = 8,314 (J.mol<sup>-1</sup>. K<sup>-1</sup>).

Volgens Bunnell et al. (1977) beschrijft een substraat-specifieke  $Q_{10}$  de temperatuursinvloed op de microbiële afbraak adequater dan de Arrhenius-vergelijking. De laatste is volgens deze auteurs meer geschikt voor de beschrijving van het effect van de temperatuur op de activiteit van een enkele soort micro-organismen. In figuur 18 is te zien dat voor een traject van ca. 20 °C rond de referentietemperatuur deze twee benaderingen elkaar nauwelijks ontlopen.

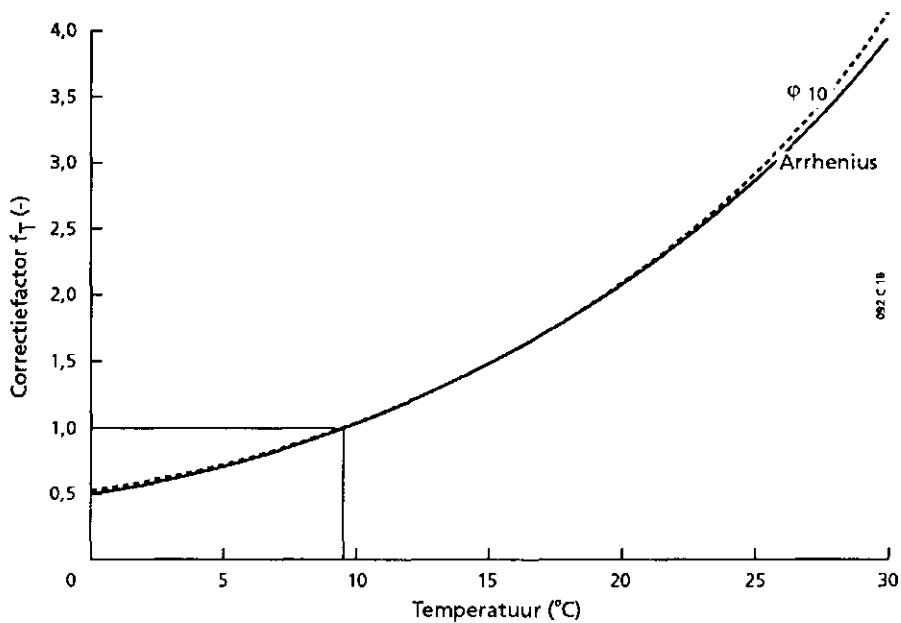
In het model ANIMO wordt de Arrheniusvergelijking gebruikt. Hierbij is de grootte  $a$  de parameter waarvoor een waarde moet worden gevonden. Is een  $Q_{10}$ -waarde voor het betreffende substraat bekend, dan kan een waarde voor  $a$  worden verkregen door (28) gelijk te stellen aan (29) en voor  $T$  de waarde  $T_r+10$  in te vullen. Hieruit volgt:

$$a = - \frac{8,314 \ln Q_{10}}{\left( \frac{1}{T_r+283} - \frac{1}{T_r+273} \right)} \quad (30)$$

De waarde van  $a$  is dus afhankelijk van de  $Q_{10}$ -waarde en van de referentietemperatuur. Voor deze laatste zal meestal de gemiddelde jaartemperatuur (9,5 °C) worden genomen, omdat experimenteel bepaalde afbraaksnelheden vaak voor deze temperatuur geldend zijn. Een nadeel van ANIMO is dat voor elke in modellaag dezelfde waarde voor  $a$  wordt gebruikt, terwijl bekend is dat de  $Q_{10}$  met de diepte toeneemt (tabel 12) en de waarde van  $a$  dus ook.

In figuur 18 is voor het traject van 0 tot 30 °C het verloop van de temperatuur-correctiefactor volgens de  $Q_{10}$ - en de Arrheniusvergelijking uitgezet, voor een  $Q_{10}$  van 2 en een referentietemperatuur van 9,5 °C. Deze beide benaderingen beginnen elkaar pas vanaf 25 °C enigszins te ontlopen. Er van uitgaande dat de  $Q_{10}$ -relatie een goede benadering is van de temperatuursinvloed, kan het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid bij voor Nederland geldende temperaturen goed beschreven worden door de Arrheniusvergelijking. Een probleem hierbij vormen de lage temperaturen, terwijl deze juist van groot belang zijn onder Nederlandse omstandigheden. Uit metingen van de bodemtemperatuur blijkt dat temperaturen

in het traject 5-9,5 °C tot op 1 meter diepte veelvuldig voorkomen en dat tot een diepte van 50 cm - mv. de temperatuur vaak lager is dan 5 °C, met minima rond 0 °C tot een diepte van ca. 20 cm - mv. (Kroes en Boesten, 1991).



**Fig. 18** De invloed van de temperatuur op de afbraaksnelheid als de correctiefactor  $f_T$ , volgens de  $Q_{10}$ -relatie ( $Q_{10}=2$ ) en de Arrheniusvergelijking ( $a=47619$ ), bij een referentietemperatuur ( $T_r$ ) van 9,5 °C

Zowel de  $Q_{10}$ -relatie als de Arrheniusvergelijking suggereren dat er afbraak bij en onder 0 °C plaatsvindt. Bij 0 °C is volgens deze relaties de afbraaksnelheid nog de helft van die bij 9,5 °C. Dit komt niet overeen met bovenbeschreven uitgangspunt dat de ondergrens van de temperatuur voor afbraak 0 °C bedraagt. Huet (1983) stelde voor tussen 0 °C en de gemiddelde jaartemperatuur de correctiefactor volgens een lineaire relatie te laten verlopen (fig. 19). Op grond van bovenbeschreven literatuurgegevens geldt in het traject van ca. 5 °C tot 9,5 °C echter nog de  $Q_{10}$ -relatie. In dit traject wordt de afbraaksnelheid door de benadering van Huet onderschat.

Hoewel er weinig bekend is over het traject 0-5 °C kan worden aangenomen dat vanaf ca. 5 °C naar 0 °C steeds minder soorten micro-organismen actief worden, tot een volledige inactiviteit bij 0 °C. Er wordt hier daarom voorgesteld om het traject van 0 tot ca. 5 °C te beschrijven met een groeicurve die het groeiend aantal soorten organismen voorstelt dat actief wordt in het afbraakproces en hun toenemende activiteit.

De "groeikromme" kan worden beschreven met een aangepaste vorm van de Michaelis-Menten-vergelijking:

$$f_T = \frac{T^m}{T^m + M} C \quad (31a)$$

waarin:

$$M = T_w^m \left( \frac{C}{f_w} - 1 \right) \quad (31b)$$

met:

$f_T$  = temperatuurcorrectiefactor tussen 0 en ca. 5 °C (-);

$T$  = temperatuur tussen 0 en ca. 5 °C (°C);

$m$  = exponent (-);

$C$  = constante (-);

$f_w$  = bekende waarde van  $f_T$  in het traject 0-5 °C (-);

$T_w$  = temperatuur waarvoor  $f_T = f_w$  (°C).

Bij gegeven waarden voor  $m$ ,  $f_w$  en  $T_w$  kan de constante  $C$  worden berekend, door de temperatuur te bepalen waarbij de Arrheniuscurve en de kromme van vergelijking (31) elkaar raken. Bij deze temperatuur kan de ene kromme vloeiend overgaan in de andere, waardoor een knik in de beschrijving van de correctiefactor wordt voorkomen. Het raakpunt voldoet aan twee voorwaarden:

- 1 de raaklijn door dit punt is dezelfde voor beide krommen. Dit impliceert dat de eerste afgeleide van de Arrheniuscurve gelijk is aan die van vergelijking (31a).
- 2 in het raakpunt hebben beide krommen dezelfde waarde: vergelijking (29) is gelijk aan vergelijking (31a).

In een iteratieproces kan uit de voorwaarden 1 en 2 de waarde voor  $C$  worden bepaald, waarmee vergelijking (31) is bepaald.

De kromme van vergelijking (31) bij gegeven referentietemperatuur  $T_r$  en molaire activeringsenergie  $a$  wordt bepaald door de waarden van  $m$ ,  $f_w$  en  $T_w$ . De exponent  $m$  bepaalt de vorm van de kromme. Bij  $m=1$  ontstaat een naar de x-as afbuigende kromme zonder buigpunt die een afnemende groei vanaf 0 °C beschrijft (fig. 19). Bij exponenten groter dan 1 heeft vergelijking (31) een S-vorm: tot een zekere temperatuur is er een geleidelijk toenemende groei, waarna een sneller toenemende groei volgt die uiteindelijk weer afneemt (fig. 19). Hoe groter de exponent  $m$ , hoe uitgesprokener de S-vorm.

De waarden van  $f_w$  en  $T_w$  kunnen uit meetgegevens worden afgeleid. Door  $m$  aan te passen bij gegeven  $f_w$  en  $T_w$  kan een kromme worden verkregen die door het punt  $(T_w, f_w)$  gaat en de Arrheniuscurve raakt bij  $T = (\text{ca.}) 5$  °C. In figuur 19 is dit gedaan voor twee waarden van  $f_w$  bij 1,8 °C, gegeven door Lammers (1984). Deze waarden bedragen 0,37 resp. 0,04 maal de afbraaksnelheid bij 9,5 °C. De twee gefitte krommen hebben een exponent van 1 resp. 5 en een raakpunt aan de Arrheniuscurve bij 6,2 °C resp. 5,3 °C. Omdat het hier twee tegenstrijdige

meetgegevens bij een zelfde temperatuur betreft, moet er aan deze voorbeelden geen absolute waarde worden gehecht. Om een idee te krijgen van de bruikbaarheid van vergelijking (31) en om betrouwbare waarden voor  $m$ ,  $T_w$  en  $f_w$  te verkrijgen is het nodig meer onderzoek te doen naar de temperatuursinvloed op de afbraaksnelheid in het traject 0-5 °C.

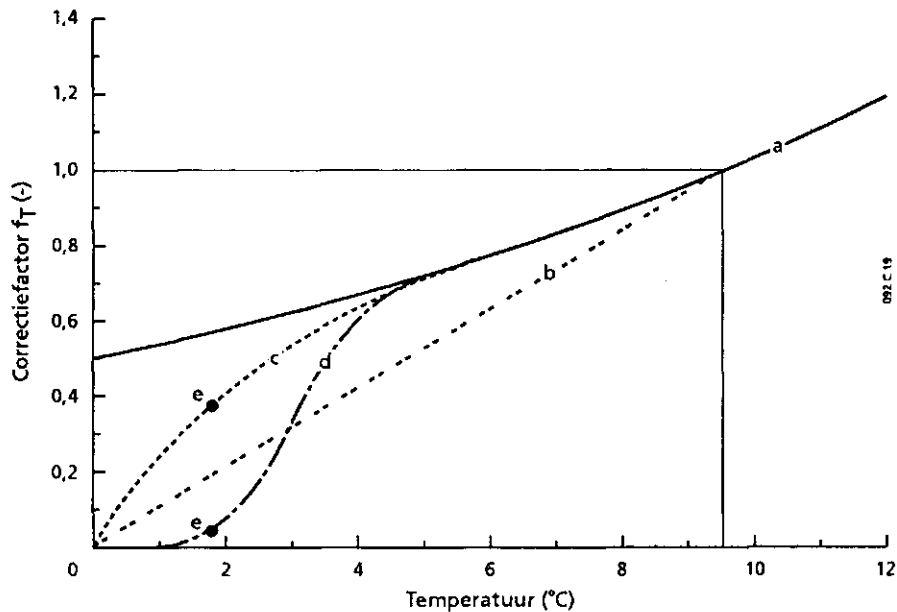


Fig. 19 De temperatuurcorrectiefactor  $f_T$  bij een referentietemperatuur ( $T_r$ ) van 9,5 °C, voor het traject 0 tot 9,5 °C, volgens verschillende benaderingen:

a Arrheniuscurve:  $a = 47619$ ;

b Huet (1983);

c vergelijking (31):  $m = 1$ ,  $f_w = 0,37$ ,  $T_w = 1,8$ , raakpunt bij 6,2 °C;

d vergelijking (31):  $m = 5$ ,  $f_w = 0,04$ ,  $T_w = 1,8$ , raakpunt bij 5,3 °C;

e meetwaarden van Lammers (1984)

### Seizoensinvloed

De gezamenlijke invloed van temperatuur en vocht wordt duidelijk in de seizoensinvloeden. Figuur 20 geeft het verloop van de afbraaksnelheid voor cellulose voor een bepaald jaar. In april van dat jaar was het droog en koud. In mei waren vochtgehalte en temperatuur goed. In juni is het te droog geweest. In de maanden juli-september waren temperatuur en vocht goed, terwijl het in oktober te koud begon te worden. Overigens gaat in vele jaren de afbraak tot eind november merkbaar door.

Het temperatuursverloop gedurende de seizoenen is merkbaar in het bodemprofiel tot een diepte van 2 à 3 maal de dempingsdiepte (Campbell, 1985). De dempingsdiepte bedraagt voor veen 1 à 2 m (Kemmers en Jansen, 1985). In veen is daarom op een diepte van ca. 4 m - mv. en dieper de bodemtemperatuur ongeveer gelijk aan de gemiddelde jaartemperatuur (9,5 °C). Boven deze diepte geldt: hoe hoger in het profiel, des te sterker de invloed van de seizoenen op de bodemtemperatuur. In figuur 20 is op 15-20 cm diepte het verschil in afbraak tussen de koude maanden april, oktober en november en de warme maanden mei t/m september

kleiner dan op 0-5 cm diepte. Op grotere diepte zal een maximum in het bodemtemperatuursverloop later in het seizoen vallen dan op geringere diepte. Daarnaast is de daling van het vochtgehalte op grotere diepte minder sterk dan op geringere diepte. De optimale condities voor afbraak zullen op grotere diepte daarom later in het seizoen voorkomen. In figuur 20 is de maximale afbraak op 0-5 cm in mei en op 15-20 cm in juli.

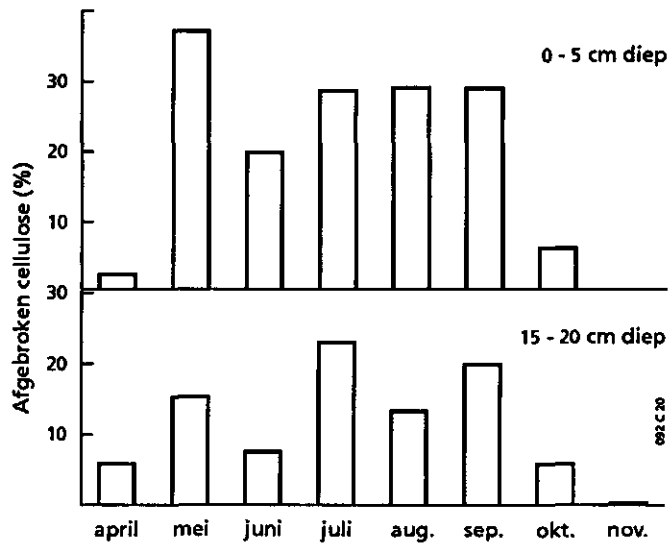


Fig. 20 Effect van het seizoen op de afbraak van cellulose in de bodem (naar: Alexander, 1977)

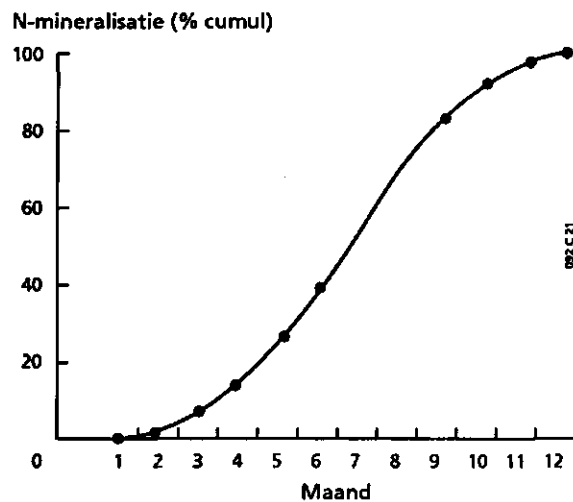


Fig. 21 Cumulatief verloop van de N-mineralisatie gedurende het seizoen (naar: Kolenbrander, 1969a)

Figuur 21 toont een verloop van de N-mineralisatie dat vergelijkbaar is met het verloop van de de C-mineralisatie van figuur 20. De mineralisatie is het grootst in

de maanden mei tot en met september. In september/oktober begint de afname. In januari vindt nauwelijks en in februari weinig mineralisatie plaats. Vanaf februari, maar vooral in maart en april is er een duidelijke opleving te constateren.

In veengronden kunnen in de zomerperiode, wanneer de condities voor mineralisatie optimaal zijn en het aërobe deel van het profiel het grootst is, grote hoeveelheden gemineraliseerde nutriënten ontstaan. Deze kunnen met de eerste najaarsneerslag via krimpscheuren versneld uitspoelen. Ook in het voorjaar bestaat er gevaar voor uitspoeling van gemineraliseerde nutriënten, gezien de niet geringe mineralisatie in april en mei. In het voorjaar zijn er echter geen of slechts weinig krimpscheuren, zodat er van versnelde uitspoeling in deze periode geen sprake is.

#### *Zuurgraad*

De zuurgraad is een van de meest belangrijke factoren die de afbraak en mineralisatie van organische stof beïnvloeden. De zuurgraad heeft invloed op de enzymactiviteit, op de samenstelling van de micropopulatie en op de deeltjesgrootte en -vorm van de organische moleculen. In een neutraal milieu (pH 6-7) zijn meer bacteriën actief; naarmate het milieu zuurder wordt (pH lager dan 6) krijgen schimmels sterker de overhand. Bacteriën groeien over het algemeen sneller en zetten een groter deel van de organische stof om in CO<sub>2</sub>. Verhoging van de pH tot pH 6 à 7 versnelt dan ook de afbraak. Onder zure en anaërobe omstandigheden, zoals die kunnen voorkomen in veengronden, kan de afbraak nagenoeg volledig tot stilstand zijn gekomen (Allison, 1973).

Over het algemeen verloopt de afbraak het snelst in het traject pH 7-8 (Janssen, 1986b). De bevindingen van verschillende auteurs over de invloed van de zuurgraad op de afbraaksnelheid zijn echter niet eenduidig. Jenkinson (1977) vond bij een pH van 4,9 en hoger geen reductie in de afbraaksnelheid van organische stof. Bij pH 3,7 vond Jenkinson voor de reductiefactor de waarde 0,86. Bhat et al. (1980) veronderstelden een minimale mineralisatie bij pH 3,5 en geen reductie bij pH 4,5 en hoger. Zij beschreven de relatie tussen de reductiefactor  $f_{pH}$  en de pH als volgt:

$$f_{pH} = pH - 3,5 \quad (3,5 \leq pH < 4,5) \quad (32)$$

Harmsen en Van Schreven (1955) en Hagin en Amberger (1974) vonden maximale mineralisatie vanaf pH 6. Zij beschreven de invloed van de zuurgraad op de mineralisatiesnelheid nagenoeg op dezelfde wijze:

$$f_{pH} = 0,19 pH - 0,17 \quad (pH < 6) \quad (33)$$

(Harmsen en Van Schreven)

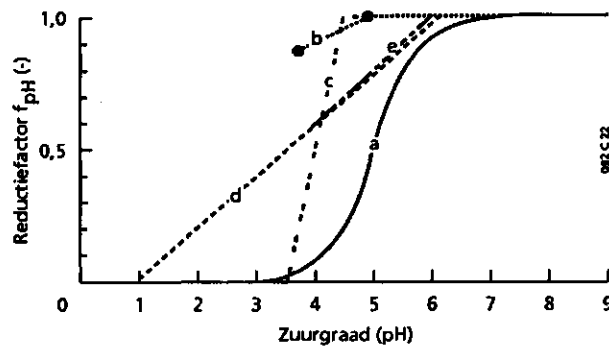
$$f_{pH} = 0,2 pH - 0,2 \quad (3 \leq pH \leq 6) \quad (34)$$

(Hagin en Amberger)

In ANIMO wordt de volgende relatie tussen pH en reductiefactor gebruikt (Rijtema et al., 1991):

$$f_{\text{pH}} = \frac{1}{1 + e^{-2,5(\text{pH}-5)}} \quad (35)$$

Bovenstaande relaties zijn weergegeven in figuur 22. De ANIMO-relatie geeft de grootste reductie bij daling van de pH. Bij pH 4 bedraagt de afbraaksnelheid nog slechts 8% van de optimale; bij pH 3 is de afbraak van organische stof nagenoeg geheel gestopt. Volgens de relatie van Bhat et al. is er bij een pH van ca. 3,5 geen mineralisatie meer. Deze extreme invloed bij lage pH-waarden komt niet overeen met de bevindingen van Jenkinson (1977), die bij pH 3,7 nog 87% van de potentiële activiteit vond. Diverse andere auteurs vonden niet te verwaarlozen tot vrij hoge afbraaksnelheden in zuur veen met pH-waarden van 3,4 (Clymo, 1965), 3,3 (Heal et al., 1978) en 3,7 (Verhoeven et al., 1990). Hieruit en uit het verloop van de relaties van Harmsen en Van Schreven, en Hagin en Amberger kan worden geconcludeerd dat de in ANIMO gebruikte relatie een te drastische reductie van de afbraaksnelheid onder invloed van de zuurgraad geeft.



**Fig. 22** Relatie tussen de reductiefactor voor de invloed van de zuurgraad  $f_{\text{pH}}$  en de zuurgraad pH:  
*a* ANIMO (Rijtema et al., 1991);  
*b* Jenkinson (1977);  
*c* Bhat et al. (1980);  
*d* Harmsen en Van Schreven (1955);  
*e* Hagin en Amberger (1974)

In ANIMO worden geen pH-waarden berekend. De pH is een invoergegeven en verandert niet tijdens de simulatieperiode. Aan de hand van de ingevoerde pH-waarde worden de afbraak- en omzettingssnelheden initieel gereduceerd. Hierbij moeten de ingevoerde snelheidsconstanten de optimale zijn, die gelden bij een pH van 7 à 8. Indien niet de optimale, maar de actuele afbraak- en omzettingssnelheden die gelden bij de gemiddeld heersende pH, worden ingevoerd, is een



reductie onder invloed van de zuurgraad niet meer aan de orde. Door voor de pH de waarde 8 in te voeren, bedraagt de reductiefactor 1 en wordt de reductieprocedure volgens vergelijking (35) omzeild. Het is dan niet meer van belang of deze relatie de reductie onder invloed van de zuurgraad correct beschrijft. Hoe de afbraaksnelheid bij een actuele pH kan worden gemeten, wordt beschreven in 4.4.

### Lutumgehalte

Onderzoek van Greenland (1965) wees uit dat de afbraak van organisch materiaal gemengd met lutum langzamer verloopt dan die van puur organisch materiaal (fig. 23). Mogelijke verklaringen hiervoor zijn een verandering van de configuratie, (micro)aggregaatvorming, waarbij de organische stof wordt ingebouwd in de aggregaten en adsorptie van enzymen en andere organische moleculen. De adsorptie van enzymen heeft niet alleen tot gevolg dat de enzymen tegen afbraak worden beschermd, maar ook dat hun activiteit vermindert.

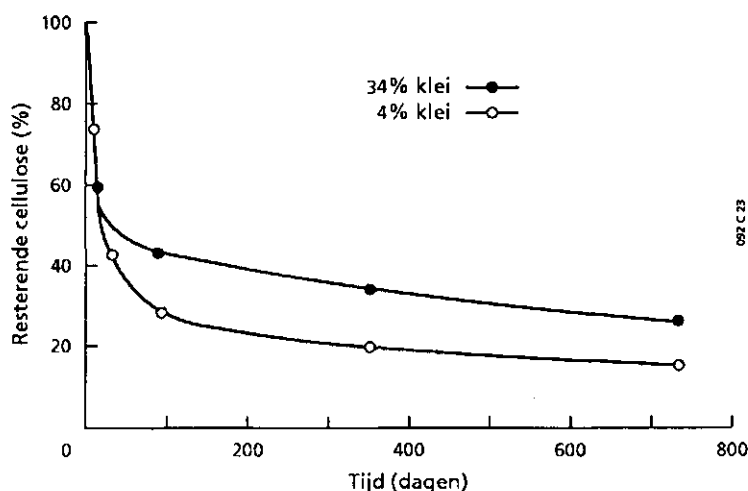


Fig. 23 Afbraak van cellulose in twee gronden met verschillend lutumgehalte (naar: Sørensen, 1975)

Hansen et al. (1990) gebruikten de relatie van figuur 24 voor de beschrijving van de reductie van de afbraaksnelheid onder invloed van het lutumgehalte.

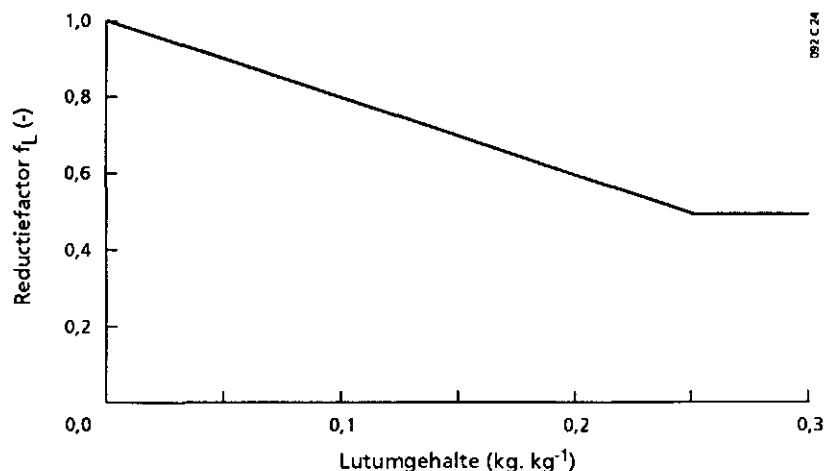


Fig. 24 Relatie tussen de lutumreductiefactor  $f_L$  en het lutumgehalte volgens Hansen et al. (1990)

In ANIMO wordt geen rekening gehouden met het reducerende effect van lutum op de afbraaksnelheid. Dit vormt geen bezwaar, indien de gebruikte potentiële afbraak- en omzettingssnelheden gelden voor het actuele lutumgehalte. Deze snelheidsconstanten kunnen worden verkregen door uit te gaan van afbraaksnelheden gemeten aan ongestoorde veldmonsters (zie 4.4).

Er kan ook een stimulerende werking van klei uitgaan door verandering van fysische omstandigheden, adsorptie van toxische stoffen en concentratie van het af te breken materiaal op het kleioppervlak. Over het algemeen verloopt echter de afbraak in gronden met veel adsorberende oppervlakken langzamer.

Een kleidek op veen kan de aëratie van het onderliggende veen negatief beïnvloeden en daarmee de afbraak van het veen vertragen. Schothorst (1977) berekende dat het maaiveld van een veenpakket zonder kleidek over een periode van 30 jaar 1,5 à 2 maal zo snel zou zakken tengevolge van afbraak van het veen, als dat van een veenpakket met een kleidek van 30 à 40 cm. Dit is voor een gedeelte het gevolg van een verminderde aëratie van het veen onder het kleidek (zie ook 6.1). In ANIMO wordt afhankelijk van de fysische eigenschappen van een eventueel kleidek de reductie van de afbraaksnelheid van het onderliggende veen berekend tengevolge van een verminderde aëratie (zie 4.3.1, Zuurstofvoorziening).

#### *Substraat*

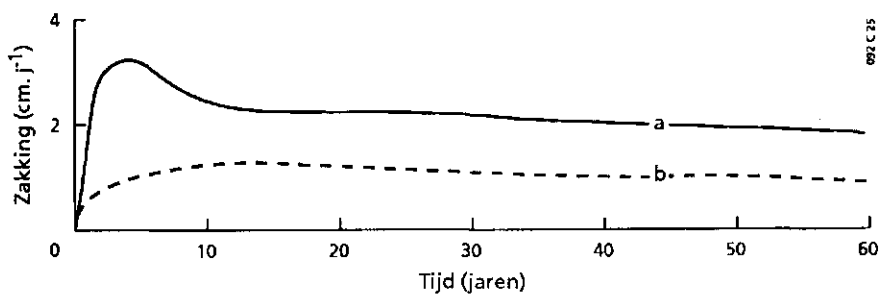
De hiervoor behandelde factoren van invloed op de afbraaksnelheid komen voor een groot deel samen in het substraat. De aard van het substraat, die wordt gegeven door de plantenresten waaruit het bestaat, bepaalt in principe de chemische en fysische hoedanigheid. Deze worden daarnaast sterk bepaald door de graad van afbraak van het substraat (zie 4.1.2).

De chemische samenstelling beïnvloedt de afbraaksnelheid via:

- de samenstellende macromoleculaire verbindingen en hun onderlinge verwevenheid (zie 4.1.2);
- de in het substraat aanwezige voedingselementen (zie 4.3.1);
- de zuurgraad.

De fysische hoedanigheid bepaalt de vocht- en zuurstofvoorziening van het substraat: in te fijn gestructureerde substraten wordt de afbraaksnelheid geremd door zuurstofgebrek en in te grof gestructureerde kan de afbraaksnelheid worden geremd, doordat het substraat niet voldoende vocht kan vasthouden.

Een voorbeeld van de invloed van het substraat op de afbraaksnelheid vormt het verschil in zakkingsnelheid tussen hoogveen en laagveen bij gelijke ontwateringstoestand (fig. 25). Hoogveen is arm aan voedingselementen en relatief zuur. Het is ontstaan in een oligotroof milieu en bestaat daardoor voornamelijk uit veenmossen. Laagveen is over het algemeen rijker en minder zuur, waardoor het sneller wordt afgebroken en sneller zakt dan hoogveen. Een ander voorbeeld: de lignine-rijke autotrofe bosvenen in Indonesië zakken minder dan 1 cm/jaar tengevolge van afbraak, ondanks het warme vochtige klimaat (Mathur, 1981).



**Fig. 25** De zakking van laagveen (a) en hoogveen (b) door de afbraak van organische stof onder vergelijkbare omstandigheden voor ontwatering (naar: Eggelsman, 1976)

De invloed van de chemische samenstelling in de vorm van de samenstellende componenten en de voedingselementen in het substraat werd o.a. onderzocht door Heal et al. (1978). Zij analyseerden de resultaten van afbraakexperimenten, waarbij resten van verschillende plantensoorten en verschillende plantedelen in zogenaamde "litter bags" in de bodem werden ingegraven (zie ook 4.4). Heal et al. vonden positieve correlaties tussen het gewichtsverlies van de organische stof van 14 monsters en het initiële gehalte aan de elementen N, P, K, Ca en Mg. Alleen de relatie met Ca echter was significant gecorreleerd. Daarnaast vonden Heal et al. een significante negatieve lineaire relatie tussen het gewichtsverlies en het aandeel lignine: hoe groter het aandeel lignine, des te kleiner het gewichtsverlies per tijdseenheid.

Nadere analyse van deze resultaten leert dat de relaties en correlatiecoëfficiënten voor N en voor P zeer sterk worden bepaald door een sterk afwijkend monster bestaande uit bladeren van *Narthecium ossifragum* (Beenbreek). Weglating van dit afwijkende monster geeft de volgende relatie tussen het N-gehalte (%) en het percentage gewichtsverlies van de organische stof per jaar (y):

$$y = 2,74 + 19,0 N \quad (r = 0,615, n = 13, P < 0,025) \quad (36)$$

De relatieve afbraaksnelheid k kan uit y worden afgeleid met vergelijking (9); y is hierbij gelijk aan  $100(1 - Y/Y_0)$ .

De correlatiecoëfficiënt is significant bij een eenzijdige overschrijdingskans van 2,5%. Er bestaat een significante relatie tussen het N-gehalte van de organische stof en de afbraaksnelheid: hoe groter het N-gehalte, des te hoger de afbraaksnelheid.

Weglating van het zelfde afwijkende monster geeft voor de relatie tussen het P-gehalte en het gewichtsverlies van de organische stof een lage, niet-significante correlatiecoëfficiënt ( $r = 0,411$ ). Op basis van deze gegevens heeft het P-gehalte geen significante invloed op de afbraaksnelheid.

In ANIMO wordt rekening gehouden met de invloed van de fysische hoedanigheid van het substraat op de afbraaksnelheid via de correctiefactor voor het

vochtgehalte en de berekening van de beschikbare hoeveelheid zuurstof. De chemische samenstelling van het substraat komt tot uitdrukking in de ingevoerde relatieve afbraak- en omzettingssnelheden. Door de relatieve afbraaksnelheid te bepalen aan ongestoorde veldmonsters bij optimale omstandigheden voor vochtgehalte en zuurstofvoorziening, wordt een waarde verkregen die actueel is voor de chemische samenstelling van het substraat en potentieel voor vochtgehalte en zuurstofvoorziening (zie ook 4.4).

#### *Bodemgebruik*

De invloed van het bodemgebruik op de afbraaksnelheid komt tot uitdrukking in de vorm van bemesting en grondbewerking. Stikstofbemesting van bodems met stikstofgebrek, doet de afbraaksnelheid toenemen. Bij grondbewerking wordt het substraat verkleind, doorgeroerd en samengedrukt, met als gevolg een verhoging van de afbraaksnelheid; ook als de aëratie daarvoor ruimschoots voldoende was. Bij grondbewerking worden bodemstructureenheden verkleind en celwanden van organismen beschadigd, waardoor stoffen beter toegankelijk worden voor afbraak (Bakker, 1990). Dit is één van de redenen dat onder grasland het organische-stofgehalte 2 à 3% hoger is dan onder bouwland. Ook bij akkerbouw zonder ploegen neemt de hoeveelheid organische stof per ha toe, in vergelijking met akkerbouw met ploegen (Titulaer and Boone, 1984).

In ANIMO wordt de invloed van bemesting op de afbraaksnelheid verdisconteerd via een verhoging van de hoeveelheid organisch- en anorganisch-N. Daardoor wordt de netto N-immobilisatie lager en de voor immobilisatie beschikbare hoeveelheid anorganisch-N groter. Hierdoor zal er minder snel stikstofgebrek ontstaan.

ANIMO houdt geen rekening met de invloed van grondbewerking op de afbraaksnelheid. Voor het Veenweide-onderzoek is dit niet van belang, omdat grondbewerking niet wordt toegepast op veengraslanden.

### 4.4 De relatieve afbraaksnelheid van veen

#### 4.4.1 Meetmethoden

Clymo (1983) geeft drie groepen van meetmethoden om de relatieve afbraaksnelheid van veen te bepalen:

- 1 Directe bepaling van het verlies aan massa van de organische stof;
- 2 Directe bepaling van de ontwikkeling van gassen die ontstaan bij de afbraak;
- 3 Indirecte schatting aan de hand van verandering van de eigenschappen van standaardmaterialen.

In deze indeling kunnen de meeste in de literatuur genoemde methoden om de relatieve afbraaksnelheid van organische stof te bepalen in het algemeen worden ondergebracht. Hierna worden deze drie groepen van methoden in het kort behandeld.

### *1 Bepaling van het verlies aan massa*

Bij deze meetmethoden wordt een substraat gedurende een zekere periode blootgesteld aan afbraak en wordt het gewichtsverlies van de organische stof gemeten. Uit het gewichtsverlies als fractie van het oorspronkelijke gewicht en de lengte van de afbraakperiode, kan de gemiddelde relatieve afbraaksnelheid worden bepaald. Deze methoden zijn de meest gebruikte. Meestal worden ze in het veld uitgevoerd, soms in composthopen of in het laboratorium.

In het veld wordt het substraat in de minerale bodem geploegd of het wordt in een netje met bepaalde maaswijdte ("litter bag") ingegraven in de bodem; meestal dezelfde bodem waaruit het substraat is gehaald of waarop het heeft gegroeid. De laatste methode is de meest gebruikte voor veensubstraten en veenplanten (Clymo, 1983).

Nadelen van deze categorie methoden zijn:

- het gevaar van uitspoeling van een deel van het substraat;
- de verstoring van het substraat. Bij het onderploegen van het substraat wordt dit fysisch aangetast, waardoor het gemakkelijker wordt afgebroken en te hoge afbraaksnelheden worden gemeten. Bij de "litter bag"-methode wordt het monster voor de gewichtsbepaling gedroogd, voordat het wordt ingegraven. Afhankelijk van de methode van drogen kan dit de afbraaksnelheid verhogen of verlagen (Clymo, 1983). De invloed van verstoring verdwijnt na enkele jaren;
- de onmogelijkheid te manipuleren met omgevingsfactoren;
- er wordt geen potentiële relatieve afbraaksnelheid verkregen, maar een actuele voor de gemiddelde omstandigheden in het veld.

Dit laatste kan ook een voordeel zijn afhankelijk van het gebruik van de relatieve afbraaksnelheid. Voor globale berekeningen van de afbraak over een lange periode onder gemiddelde omstandigheden is het een voordeel, voor berekeningen in meer detail met geavanceerde modellen niet.

### *2 Bepaling van de ontwikkeling van afbraakgassen*

Bij deze methoden worden de gassen die ontstaan bij de afbraak van een substraat over een bepaalde periode gemeten. Bij afbraak onder aërobe condities is dat  $\text{CO}_2$  en onder anaërobe condities  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  en eventueel  $\text{N}_2$  en  $\text{H}_2\text{S}$ . 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 bepaald. Deze methoden worden zowel in het veld als in het laboratorium uitgevoerd. In het Veenweide-onderzoek zal een laboratoriumversie worden toegepast. Deze versie wordt hierna in meer detail besproken.

### *3 Schatting aan de hand van standaardmaterialen*

De bekendste methode van deze groep 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 betreffende omstandigheden. Een vergelijkbare methode is die, waarbij vellen standaardcellulose in de bodem worden ingegraven

en hun gewichtsverlies in de tijd wordt gemeten.

De methode die in het Veenweide-onderzoek zal worden gebruikt, berust op het meten van de CO<sub>2</sub>-productie en de O<sub>2</sub>-consumptie van het veen en wordt daarom ademhalingsmeting genoemd. Uit deze meting kan de oxydatie van het veen per tijdseenheid worden bepaald, waaruit een relatieve afbraaksnelheid kan worden afgeleid. Het principe van deze methode is beschreven door Volk (1973). Otten (1985) beschrijft de meetopstelling, die in het Veenweide-onderzoek zal worden gebruikt. Hierbij wordt door veenmonsters lucht geleid met een constant debiet. De CO<sub>2</sub>-productie en de O<sub>2</sub>-consumptie worden bepaald aan de hand van het verschil in concentratie van CO<sub>2</sub> en O<sub>2</sub> tussen in- en uitstromende lucht.

De metingen worden gedaan aan ongestoorde veenmonsters die zijn gestoken in het veld met PVC-ringen. De diameter van de ringen bedraagt 16 cm en de hoogte 8 of 16 cm. Op deze wijze wordt een monster verkregen, waarvan de structuur nauwelijks is verstoord. Het vochtgehalte van de monsters wordt zodanig aangepast dat het optimaal is voor de afbraak. De relatieve afbraaksnelheid die aan deze monsters wordt bepaald, is potentieel voor vochtgehalte en zuurstofvoorziening, omdat wordt gemeten onder optimale omstandigheden voor deze factoren. Ze is actueel voor de andere beïnvloedende factoren als zuurgraad, kleigehalte en structuur van het substraat, omdat wordt gemeten onder veldomstandigheden voor deze factoren. Verder geldt ze voor de temperatuur waarbij is gemeten.

Mocht een factor, bijvoorbeeld de zuurgraad, tijdens de metingen veranderen of mocht de waarde van deze factor op het moment van steken van de monsters niet representatief zijn voor het gemiddelde van deze omstandigheid, dan kan de bepaalde relatieve afbraaksnelheid worden gecorrigeerd aan de hand van de betreffende reductiefactor. Bij een veranderde zuurgraad zal er dan wel een realistische relatie tussen pH en reductiefactor moeten worden gevonden. Er wordt hier voorgesteld daarvoor de relatie van Harmsen en Van Schreven (1955) te gebruiken (vergelijking 33, 4.3.2).

De ademhalingsmeting heeft belangrijke voordelen:

- ze geeft potentiële relatieve afbraaksnelheden voor vochtgehalte en zuurstofvoorziening die gelden bij een bekende temperatuur. Deze drie factoren zijn de belangrijkste beïnvloedende omstandigheden die fluctueren in het model ANIMO. Afhankelijk van de toestand van deze omstandigheden en gegeven de betreffende reductie- of correctiefactoren, kan voor elke situatie uit de potentiële afbraaksnelheid een actuele worden berekend;
- er wordt gemeten aan ongestoorde monsters. De relatieve afbraaksnelheid bepaald met deze methode is actueel voor de structuur onder veldomstandigheden, in tegenstelling tot de methode waarbij het substraat wordt ondergeploegd of ingegraven. Met deze laatste methode worden hogere afbraaksnelheden dan de actuele gemeten;
- er kan worden gemanipuleerd met het vochtgehalte van de monsters, de samenstelling van de doorgeleide gassen (zuurstofpercentage), de temperatuur en het gehalte aan anorganische voedingselementen, zodat informatie over de invloed van deze factoren kan worden verkregen;
- er kan worden gemeten onder anaërobe omstandigheden door het monster te

verzadigen met water of door er een zuurstofloos gas als zuivere stikstof of helium door te leiden. Hierdoor wordt informatie over anaërobe afbraak verkregen;

- er kan continu worden gemeten, waardoor het afbraakproces in detail kan worden gevolgd;
- er wordt informatie over de CO<sub>2</sub>-productie en de O<sub>2</sub>-consumptie verkregen. Dit geeft mogelijkheid tot controle van de meetgegevens en/of het analyseren van andere processen, zoals de O<sub>2</sub>-consumptie als gevolg van pyrietoxydatie;
- er kan voor, tijdens en aan het eind van de bepaling vocht aan het monster worden onttrokken, waarin de pH en de gehalten aan verschillende componenten kunnen worden gemeten. Dit kan informatie geven over de relatie tussen de C-mineralisatie en de N-, P- en S-mineralisatie, de verandering van de pH tijdens de afbraak en de oxydatie van pyriet.

Een nadeel van deze methode kan zijn dat de laboratoriumomstandigheden zo sterk verschillen van de veldomstandigheden, dat er in het laboratorium andere processen plaatsvinden dan in het veld, waardoor de afbraak van het veen wordt beïnvloed. Hierbij moet vooral worden gedacht aan een sterke verlaging van de zuurgraad als gevolg van het ontstaan van grote hoeveelheden SO<sub>4</sub> door een sterk verhoogde S-mineralisatie en pyrietoxydatie. Door het meten van sulfaatgehalte en pH kan dit proces worden gevolgd.

Otten (1985), De Vaan (1987) en Warringa (1987) pasten deze methode toe op veenmonsters van verschillende dieptes. De methode gaf binnen een meetperiode van ca. 50 dagen een duidelijk beeld van het verloop van de CO<sub>2</sub>-productie en het O<sub>2</sub>-verbruik van de monsters, waarbij het O<sub>2</sub>-verbruik meestal hoger was dan de CO<sub>2</sub>-productie. Dit is waarschijnlijk het gevolg van pyrietoxydatie. Na 30 à 40 dagen werd voor de meeste monsters min of meer een evenwichtssituatie bereikt. De relatieve afbraaksnelheid is berekend voor deze evenwichtstoestand. Otten berekende met deze methode tevens een Q<sub>10</sub>-waarde voor de afbraak van de monsters. Het effect van vochtgehalte en zuurstofspanning op de afbraak is met deze methode onderzocht door Otten, De Vaan en Warringa.

#### 4.4.2 Waarden van de relatieve afbraaksnelheid van veen

In tabel 13 zijn waarden vermeld van de relatieve afbraaksnelheid van enkele venen. De waarden zijn verkregen volgens verschillende meetmethoden (zie 4.4.1).

De waarden voor het bosveen zijn berekend uit k-waarden voor 30 °C van Otten (1985), uitgaande van een Q<sub>10</sub>-waarde van 2,1 (de gemiddelde Q<sub>10</sub> volgens Otten). Omdat ze zijn bepaald uit ademhalingsmetingen, zijn het potentiële relatieve afbraaksnelheden bij de gegeven temperatuur, zuurgraad en structuur.

De waarden van tabel 8 zijn k-waarden berekend door Janssen (1986a) uit gegevens van Kolenbrander (1969b en 1974). De laatste geeft niet aan welke veensoorten de venen 1 en 4 betreffen. De gebruikte meetmethode bestond uit het meten van het gewichtsverlies van de organische stof na toediening van het veen

aan de minerale bodem of aan een composthoop. De zo verkregen relatieve afbraaksnelheden zijn waarschijnlijk potentieel voor vochtgehalte en zuurstofvoorziening, omdat deze twee factoren bij dit soort proeven meestal optimaal worden gehouden. Ze gelden voor de gemiddelde jaartemperatuur en zijn actueel voor de zuurgraad in de bodem of composthoop, en voor de structuur die is ontstaan na toediening en bewerking. Het is niet bekend of tijdens de metingen de bodem is bewerkt of de composthoop is omgezet.

*Tabel 13 Relatieve afbraaksnelheden  $k$  en halfwaardetijden  $t_{(0,5)}$  bij ca. 9,5 °C van enkele venen bepaald volgens verschillende methoden*

| Bron | Sub-straat       | Lg- nr. | Diepte (cm - mv.) | $k$ (%jaar <sup>-1</sup> ) | $t_{(0,5)}$ (jaar) | Methode           |
|------|------------------|---------|-------------------|----------------------------|--------------------|-------------------|
| A    | bosveen          | 1       | 0-16              | 1,3                        | 53,3               | Ademhalingsmeting |
|      |                  | 2       | 15-31             | 1,5                        | 46,2               |                   |
|      |                  | 3       | 21-37             | 1,1                        | 63,0               |                   |
|      |                  | 4       | 33-49             | 0,9                        | 77,0               |                   |
|      |                  | 5       | 43-59             | 1,5                        | 46,2               |                   |
|      |                  | 6       | 52-68             | 2,4                        | 28,9               |                   |
|      |                  | 7       | 63-79             | 2,8                        | 24,8               |                   |
|      |                  | 8       | 76-92             | 2,2                        | 31,5               |                   |
|      |                  | 9       | 79-95             | 1,7                        | 40,8               |                   |
| B    | veen 1 (?)       | -       | ?                 | 4,1                        | 16,9               | Compostering      |
| B    | veen 2 (veenmos) | -       | 0-20?             | 9,4                        | 7,4                | Toediening bodem  |
| B    | veen 3 (veenmos) | -       | ?                 | 16                         | 4,3                | Compostering      |
| B    | veen 4 (?)       | -       | 0-20?             | 26                         | 2,7                | Toediening bodem  |

Bronnen: A Otten (1985); B tabel 7.

Opvallend is dat de waarden van Otten vele malen lager zijn dan die van tabel 8, temeer daar het veen van Otten rijk bosveen betreft en minstens twee venen van tabel 8 arme veenmosvenen zijn. Voor het grootste deel is dit verschil het gevolg van een verschil in meetmethode. Bij de monsters van Otten is de oorspronkelijke structuur intact gebleven, terwijl bij het toedienen van de venen van tabel 8 aan de minerale bodem of de composthoop de structuur van het veen is gebroken en componenten zijn verkleind en beschadigd, met als gevolg een substraat dat toegankelijker is voor afbraak dan het oorspronkelijke. Daarnaast speelt de zuurgraad een rol. Voor de monsters van Otten bedraagt de pH 4 onder in het profiel, tot 5 boven in het profiel. De zuurgraad in de minerale bodem zal worden gebufferd rond pH 6. Verder bestaat de kans dat er organische stof uit de bodem of composthoop is gespoeld, waardoor de berekening van de relatieve afbraaksnelheid een hogere waarde geeft.

De ademhalingsmetingen, zoals toegepast door Otten, geven realistischere waarden voor de relatieve afbraaksnelheid van veen als gestructureerde bodem dan de methoden waarbij het veen als organische stof zonder de oorspronkelijke bodemstructuur aan de minerale bodem wordt toegediend of in composthoven wordt gebracht. Daarbij rijst de vraag of relatieve afbraaksnelheden, bepaald volgens de ademhalingsmethode, wel mogen worden gebruikt in het één-parametermodel van Janssen (4.2.2), dat immers is gebaseerd op de waarden van tabel 8. De inschatting is dat dit wel mag, omdat het effect van het verstoren van de structuur



na enkele jaren verdwijnt. Door het versturende effect krijgt het substraat alleen een lagere schijnbare beginleeftijd dan de ongestoorde monsters; het proces van vermindering van de afbraaksnelheid verloopt voor beide substraten gelijk.

Kortleven (1963) geeft voor gemiddelde Nederlandse omstandigheden een algemene relatieve afbraaksnelheid van actieve humus in de bouwvoor van 1,5 tot 2,0%.jaar<sup>-1</sup>. De relatieve afbraaksnelheden van de veenmonsters van Otten uit tabel 13 schommelen dicht rond deze waarden. Veen is een vorm van actieve humus. Het bestaat uit een mengsel van biomassa en oud organisch materiaal, dat een zekere afbraak heeft ondergaan onder anaërobe en eventueel aërobe omstandigheden, waardoor een groter of kleiner deel van de gemakkelijk afbreekbare bestanddelen is afgebroken. Daarnaast kan gedurende de relatief lange periode dat het veen bestaat een deel van de goed oplosbare bestanddelen, die gemakkelijk afbreekbaar zijn, zijn uitgespoeld. Het beschouwde bosveen betreft een rijke veensoort die qua rijkdom goed vergelijkbaar is met de organische stof in minerale landbouwgronden. De afbraaksnelheid van het arme veenmosveen kan als gevolg van stikstofgebrek (veel) lager zijn dan 1,5 à 2%.jaar<sup>-1</sup>.

In figuur 26 zijn de relatieve afbraaksnelheden van de veenmonsters van Otten uit tabel 13 uitgezet tegen de diepte. Dit is op twee manieren gedaan:

- elke gemeten k is uitgezet over de gehele diepte van de betreffende laag;
- het verloop van de afbraaksnelheid in de diepte is geschetst, waarbij ervan uit is gegaan dat de gemeten k-waarden gemiddelden zijn voor de lagen en daarom gelden voor het midden van elke laag.

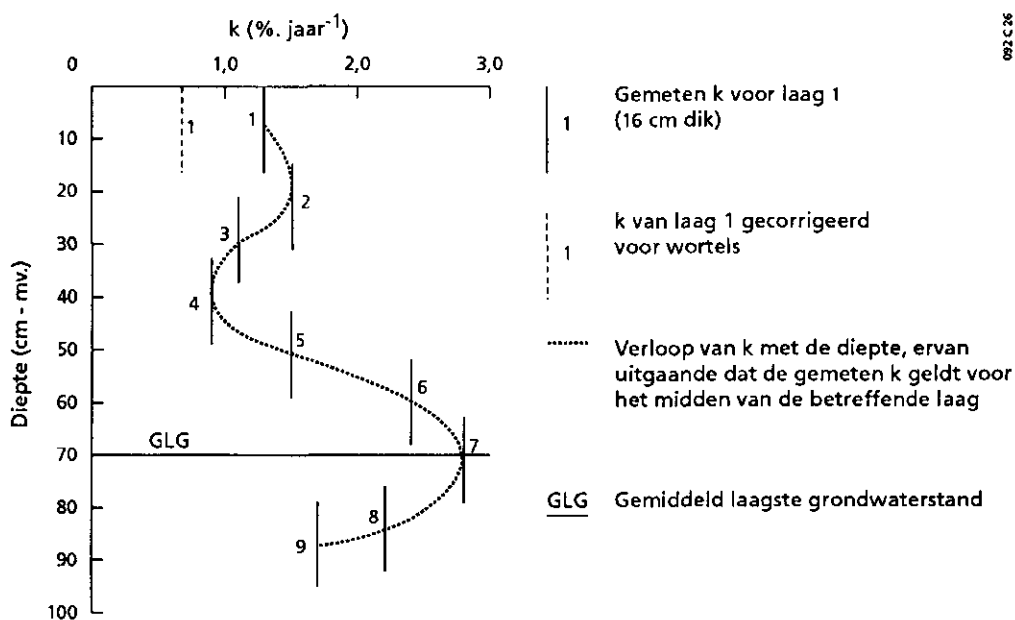


Fig. 26 Verloop in de diepte van de relatieve afbraaksnelheid k van bosveen te Zegveld bij 9,5 °C (naar: Otten, 1985)

In veel gevallen bestaat een grote overlap tussen de bemonsterde lagen. De monsters 8 en 9 zijn nagenoeg duplo's. Hieruit volgt dat de monsters, strikt genomen, niet in hetzelfde profiel zijn gestoken. Het verloop van de afbraaksnelheid in de diepte speelt een rol, evenals het "horizontale verloop" of de

heterogeniteit van het veen. De resultaten van ademhalingsmetingen van De Vaan (1987) en Warringa (1987) tonen dat deze heterogeniteit groot kan zijn. Zij hebben, gebruikmakend van dezelfde techniek als Otten, de CO<sub>2</sub>-produktie bepaald van bosveen uit verschillende lagen tot een diepte van 56 cm - mv. te Zegveld (De Vaan) en te Assendelft (Warringa). Deze bepalingen zijn steeds in duplo uitgevoerd. Het verschil in CO<sub>2</sub>-produktie tussen de duplo's varieerde van 7 tot 37% van de gemiddelde CO<sub>2</sub>-produktie van de duplo's, met een gemiddeld verschil van 21%. Het verschil in afbraaksnelheid tussen laag 8 en 9 (0,5) bedraagt 26% van het gemiddelde (1,95). Er moet dus niet te veel absolute waarde worden gehecht aan het geschetste verloop van de afbraaksnelheid in de diepte. De scherpe buigingen in de lagen 2, 4 en 7 kunnen iets worden gerelativeerd.

De k-waarden van de lagen 1,2 en 3 liggen in dezelfde grootte-orde, en dit geldt ook voor de k-waarden van de lagen 6 en 7 en voor die van de lagen 8 en 9. Hiervan uitgaande verdwijnt de slinger in het verloop van de afbraaksnelheid tussen de lagen 1 en 4 en komen de k-waarden van de lagen 6 t/m 9 dichter bij elkaar te liggen, waardoor de buiging in het midden van laag 7 minder scherp wordt. Het verloop van de afbraaksnelheid in de diepte ziet er dan in grote lijnen als volgt uit:

- een lichte afname vanaf maaiveld tot het midden van laag 4;
- een relatief sterke toename vanuit het midden van laag 4 tot het midden van laag 7 (hoogte van de GLG), waar de hoogste k-waarde wordt gevonden;
- een lichte afname van het midden van laag 7 tot het midden van laag 9.

Of de relatieve afbraaksnelheid beneden de GLG daadwerkelijk (licht) in de diepte afneemt en of dat over de gehele diepte van het veenpakket geschiedt, is op grond van de summiere gegevens van tabel 13 niet te zeggen. Verder zijn in de literatuur geen gegevens over het verloop in de diepte van de relatieve afbraaksnelheid van veen gevonden.

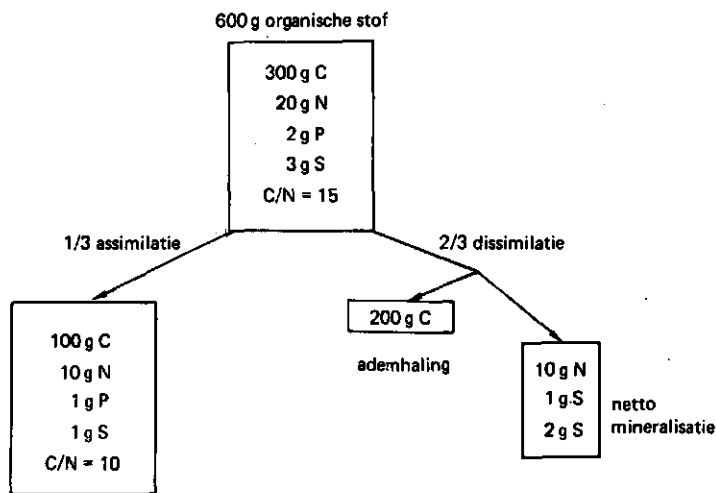
Een verklaring van het bovengeschetste verloop moet worden gezocht in de graad van afbraak van het veen. Daarnaast kan ook de aard van het veen die binnen de profielopbouw kan variëren, een rol spelen.

Beneden de GLG geldt dat de diepere (= oudere) lagen langer aan anaërobe afbraak hebben blootgestaan dan de minder diepe lagen, waardoor meer, ook onder anaërobe omstandigheden, gemakkelijk afbreekbare bestanddelen zijn verdwenen en een iets resistenter organische stof is ontstaan. Boven de GLG geldt: hoe hoger in het profiel, des te langer het veen aan aërobe afbraak heeft blootgestaan, des te sterker het is verweerd en des te resistenter tegen afbraak het is geworden. Rond de GLG bevindt zich het jongste veen dat nog nauwelijks aan aërobe afbraak heeft blootgestaan, of het veen dat het minst is afgebroken, zowel aëroob als anaëroob. Daar wordt dan ook de hoogste afbraaksnelheid gevonden. In de wortelzone en vlak daaronder speelt de aanvoer van vers, gemakkelijk afbreekbaar materiaal een rol, waardoor de afbraaksnelheid daar hoger is dan op grond van de graad van vertering mag worden verwacht.

## 5 STIKSTOF- EN FOSFORMINERALISATIE VAN VEEN

Onder mineralisatie wordt verstaan het omzetten van organische stof in "minerale" bestanddelen. Mineraal wordt hier gebruikt in de ouderwetse betekenis van anorganische materie. Mineralisatie is dus het omzetten van organische verbindingen in anorganische verbindingen. Mineralisatie is het gevolg van de assimilatie- en dissimilatie-activiteiten van de micro-organismen die de organische stof afbreken. De eindprodukten van volledige mineralisatie van organische stof zijn  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  en  $\text{S}^{2-}$ .

In dit hoofdstuk worden de stikstofmineralisatie en de fosformineralisatie besproken. De koolstofmineralisatie is besproken in hoofdstuk 4.



**Fig. 27** Schematische voorstelling van de omzetting van 600 g organische stof met een C-gehalte van 50% en met C/N, C/P, C/S van resp. 15, 150 en 100. Een derde deel van de C wordt geassimileerd in microbenweefsel met C/N=10, C/P=100, en C/S=100 (naar: Janssen et al., 1990)

De samenhang tussen de C-mineralisatie en de N-, P- en S-mineralisatie wordt geïllustreerd in figuur 27. Tijdens de C-assimilatie worden tevens N, P en S geassimileerd voor de celsynthese van de organismen. De hoeveelheid geassimileerde N, P en S in verhouding tot de geassimileerde C, wordt gegeven door de C/N-, C/P- en C/S-verhouding van het weefsel van de afbrekende organismen. In het voorbeeld van figuur 27 bedraagt de verhouding C:N:P:S 100:10:1:1. Dit is de gemiddelde verhouding voor schimmels; voor bacteriën gelden andere verhoudingen. De hoeveelheid C die wordt geassimileerd bij de omzetting van de organische stof is afhankelijk van de biosynthese-efficiëntie of dissimilatie/assimilatie-verhouding, hier 33% resp. 2. Of er onder deze omstandigheden netto-mineralisatie optreedt, wordt bepaald door de C/N-, C/P- en C/S-verhouding van het substraat. In het voorbeeld van figuur 27 ontstaat er bij de omzetting van 600 g organische stof  $300/15 = 20$  g N. Er wordt

$300 \times 0,33 = 100$  g C en  $100/10 = 10$  g N in microbenweefsel ingebouwd. De netto N-mineralisatie bedraagt  $20 - 10 = 10$  g. Op dezelfde wijze kan de netto-mineralisatie voor P en S worden berekend. In het voorbeeld vindt netto-mineralisatie plaats, indien C/N, C/P en C/S van het substraat kleiner zijn dan resp. 30, 300 en 300. Bij hogere waarden van deze verhoudingen vindt netto-immobilisatie plaats.

Of er netto-mineralisatie optreedt van N en van P en S, voor zover de P- en S-mineralisatie samenhangen met de C-mineralisatie (zie 5.2), wordt dus bepaald door:

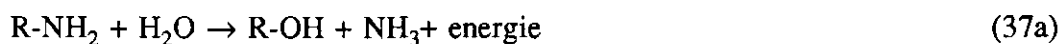
- de biosynthese-efficiëntie (dissimilatie/assimilatie-verhouding) van de afbrekende micro-organismen;
- de verhouding van C met N, P en S van het substraat;
- de verhouding van C met N, P en S van de micro-organismen.

De N-mineralisatie wordt in 5.1 en de P-mineralisatie in 5.2 in meer detail behandeld. Hierbij wordt tevens ingegaan op de berekening van de N- en P-mineralisatie, zoals die in het model ANIMO wordt toegepast, omdat dit model zal worden gebruikt in het Veenweide-onderzoek. In 5.3 wordt in het kort ingegaan op meetmethoden voor de bepaling van de N- en P-mineralisatie.

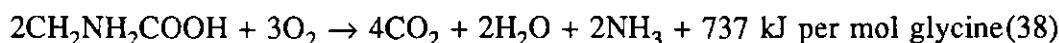
## 5.1 Stikstofmineralisatie

### 5.1.1 Organisch-chemische aspecten

Stikstofmineralisatie is een enzymatisch proces, waarbij complexe organische N-verbindingen worden gehydrolyseerd voor de energievoorziening van de afbrekende micro-organismen. De algemene reactievergelijking van dit proces is als volgt:



Omdat er ammonium bij dit proces vrijkomt, wordt het ook wel ammonificatie genoemd. Ammonificatie kan zowel onder aërobe als onder anaërobe omstandigheden plaatsvinden. Het proces verloopt het beste onder aërobe omstandigheden, daarbij fungeert  $O_2$  als electronenacceptor. Een voorbeeld van aërobe ammonificatie is de oxydatie van het aminozuur glycine:



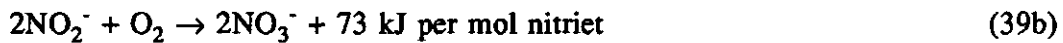
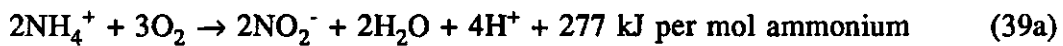
De omzetting van  $NH_3$  naar  $NH_4^+$  geschiedt volgens reactie (37b).

De eerste stap in het ammonificatieproces is de hydrolyse van eiwitten en aminozuren in resp. aminozuren en N-houdende basen. Vele soorten micro-organismen zijn betrokken bij de afbraak van N-houdende verbindingen. Onder aërobe omstandigheden

geschiedt de eiwitplitsing door bacteriën, schimmels en actinomyceten; onder anaërobe omstandigheden door bepaalde facultatieve of strikt anaërobe bacteriën. De eindprodukten van de aërobe-afbraak van eiwitten zijn  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$ ; van de anaërobe-afbraak  $\text{NH}_3$ , aminen, organische zuren, mercaptanen en  $\text{H}_2\text{S}$ .

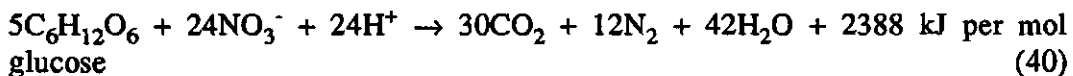
Een met de ammonificatie verbonden proces is de nitrificatie, waarbij onder aërobe omstandigheden  $\text{NH}_4^+$  wordt omgezet in  $\text{NO}_3^-$  via  $\text{NO}_2^-$ . Nitrificatie is een strikt aëroob proces. Soms wordt dit proces als onderdeel van het mineralisatieproces gezien en wordt de omzetting van organisch-N in  $\text{NO}_3^-$  "volledige N-mineralisatie" genoemd. De reden hiervoor is dat in de meeste gronden de gemineraliseerde  $\text{NH}_4^+$  vrij snel en volledig wordt omgezet in  $\text{NO}_3^-$ . Strikt genomen echter is deze benaming niet juist.

De nitrificatie vindt plaats in de vorm van twee oxydatieprocessen:



De eerste reactie wordt voornamelijk bewerkstelligd door bacteriën behorende tot de geslachten Nitrosomonas en Nitrosococcus, de tweede door bacteriën behorende tot het geslacht Nitrobacter. Deze organismen zijn chemo-autotroof.

Een ander zijdelings met de stikstofmineralisatie verbonden proces is de denitrificatie, waarbij anorganisch-N onder anaërobe omstandigheden wordt omgezet in gasvormig-N en als zodanig het bodemsysteem kan verlaten. Een voorbeeld van een van de twee vormen waarin dit proces kan optreden, is vergelijking (3) (4.1.1). Hierbij ontstaat  $\text{N}_2\text{O}$ . De andere vorm is die waarbij  $\text{N}_2$ -gas wordt gevormd. Een voorbeeld daarvan is de anaërobe afbraak van glucose, waarbij  $\text{NO}_3^-$  als electronenacceptor fungeert:



De eerste vorm van het denitrificatieproces, waarbij  $\text{N}_2\text{O}$  ontstaat, treedt vooral op indien de beschikbaarheid van afbreekbaar substraat gering is en  $\text{NO}_3^-$  daarentegen ruim voorhanden is (Alexander, 1977).

### 5.1.2 Berekening van de stikstofmineralisatie

In figuur 27 is de samenhang tussen de C- en N-mineralisatie geschetst. In tabel 14 is de relatie tussen de C- en N-mineralisatie, in de vorm van de relatie tussen de afbraakcoëfficiënt van C en de mineralisatiecoëfficiënt van N, algebraïsch afgeleid.

Tabel 14 Afleiding van de relatie tussen de afbraakcoëfficiënt van koolstof  $k$  en de mineralisatiecoëfficiënt van stikstof  $k_N$  (naar: Janssen, 1986b\*)

| Symbolen: |  | Schimmels | Bacteriën |
|-----------|--|-----------|-----------|
| $a$       | = dissimilatie/assimilatie-verhouding  | 2         | 2,3       |
| $d$       | = C/N-verhouding afbrekende micro-org. | 10        | 5         |
| $b$       | = C/N-verhouding substraat             |           |           |
| $X$       | = hoeveelheid koolstof                 |           |           |
| $k$       | = afbraakcoëfficiënt koolstof          |           |           |
| $k_N$     | = mineralisatiecoëfficiënt stikstof    |           |           |

| Afleidingsstappen: |                                | Mathematische beschrijving;             |
|--------------------|--------------------------------|---|
| 1                  | koolstofdissimilatie           | = $k X$                                 |
| 2                  | koolstofassimilatie            | = $(1)/a = k X/a$                       |
| 3                  | koolstof omgezet               | = $(1) + (2) = k X (1 + 1/a)$           |
| 4                  | stikstof omgezet               | = $(3)/b = k X (1 + 1/a)/b$             |
| 5                  | stikstofassimilatie            | = $(2)/d = k X/(a+d)$                   |
| 6                  | netto stikstofmineralisatie    | = $(4) - (5) = k X \{(a+1)/b - 1/d\}/a$ |
| 7                  | mineralisatiecoëfficiënt $k_N$ | = $(6)/X/b = k \{1 + (1 - b/d)/a\}$     |

N-mineralisatiecoëfficiënt  $k_N$  :

|   |  |
|---|--|
| Schimmels   | : $k_N = k (1,50 - 0,050 \text{ C/N-substraat})$ |
| Bacteriën   | : $k_N = k (1,43 - 0,087 \text{ C/N-substraat})$ |
| Gemiddeld bij gelijk aandeel bacteriën en schimmels | : $k_N = k (1,47 - 0,068 \text{ C/N-substraat})$ |

\*) diss./ass.-verh. bacteriën aangepast volgens de waarde van tabel 4

Met de N-mineralisatiecoëfficiënt kan de netto hoeveelheid gemineraliseerde N worden berekend volgens een van vergelijking (5) (4.3.1) afgeleide vergelijking:

$$N_{m,t+1} = k_N N_t \quad (41)$$

met:

$N_t$  = hoeveelheid aanwezige organisch-N op tijdstip  $t$  ( $\text{kg.kg}^{-1}$  droge stof op tijdstip 0);

$N_{m,t+1}$  = hoeveelheid netto gemineraliseerde N op tijdstip  $t+1$  ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$k_N$  = N-mineralisatiecoëfficiënt: de fractie van N die per jaar netto wordt gemineraliseerd (-);

$t$  = tijd (jaar).

De massa van de oorspronkelijke droge stof is de referentie voor de aanwezige massa

Bij oneindig kleine tijdsintervallen ( $dt$ ) is (41) als differentiaalvergelijking te schrijven en is de afbraakcoëfficiënt gelijk aan de relatieve afbraaksnelheid, en de N-mineralisatiecoëfficiënt gelijk aan de relatieve N-mineralisatiesnelheid. Hiermee is de netto N-mineralisatie als eerste-orde-proces te berekenen (Stanford and Smith, 1972):

$$\frac{dN}{dt} = -k_N N \quad \text{of} \quad \frac{dN}{N} = -k_N dt \quad (42)$$

en na integratie met als integratieconstante  $N = N_0$ :

$$N = N_0 - N_m = N_0 e^{-k_N t} \quad (43)$$

met:

$N$  = hoeveelheid aanwezige mineraliseerbare N ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$N_0$  = N-mineralisatie-potentieel ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$N_m$  = hoeveelheid netto gemineraliseerde N ( $\text{kg.kg}^{-1}$ );

$k_N$  = relatieve N-mineralisatiesnelheid ( $\text{jaar}^{-1}$ );

$t$  = tijd (jaar).

De hoeveelheid N die per tijdseenheid wordt gemineraliseerd, is recht evenredig met de hoeveelheid nog aanwezige mineraliseerbare N. Hierbij veronderstellen Stanford en Smith (1972) dat, althans binnen een beperkt tijdsinterval, slechts een deel van de organische stikstof mineraliseerbaar is. De maximale mineraliseerbare N wordt het "N-mineralisatie-potentieel"  $N_0$  genoemd. Het vaststellen van  $N_0$  moet proefondervindelijk gebeuren uit de resultaten van mineralisatieproeven. Andere auteurs (Van Veen et al., 1985; Verberne et al., 1990) gaan er van uit dat in principe alle organisch-N kan worden gemineraliseerd. De parameter  $N_0$  in (43) is dan gelijk aan de initiële hoeveelheid organisch-N per gewichtseenheid droge stof.

De N-mineralisatie is steeds de resultante van mineralisatie en immobilisatie, processen die gelijktijdig maar in tegengestelde richting werken. Uit tabel 14 is af te leiden dat  $k_N$  negatief wordt bij een C/N-verhouding van het substraat groter dan 30 voor schimmels, groter dan 16,6 voor bacteriën en groter dan 21,6 voor een situatie waarin schimmels en bacteriën een gelijk aandeel hebben. De netto-mineralisatie is dan negatief (vergelijkingen 41 en 43), of er wordt netto stikstof geïmmobiliseerd. De grootte van deze "kritische C/N-verhouding" is afhankelijk van de biosynthese-efficiëntie en de C/N-verhouding van het celweefsel van de actieve micropopulatie:

$$\text{kritische C/N-verhouding} = \frac{\text{C/N-verhouding biomassa}}{\text{biosynthese-efficiëntie}} \quad (44)$$

Deze eigenschappen zijn afhankelijk van de samenstelling van de micropopulatie, die onder andere weer wordt bepaald door de C/N-verhouding van het substraat (zie 4.1). In het algemeen wordt verondersteld dat netto-mineralisatie plaatsvindt bij een C/N-verhouding kleiner dan 20, en netto-immobilisatie optreedt bij een C/N-verhouding groter dan 30. Voor niet-landbouwkundige situaties wordt voor deze beide waarden ook wel 15 tot 20 genomen (Parnas, 1975; Swift et al., 1979).

Van substraten met een initiële C/N-verhouding groter dan de gemiddelde C/N-verhouding van de micropopulatie (8 à 10), stijgt het N-gehalte tijdens de afbraak,

doordat er bij de afbraak relatief meer organisch-C dan -N verdwijnt, zolang de C/N-verhouding van de micropopulatie kleiner is dan die van het substraat (fig. 27). De "eindwaarde" van de C/N-verhouding van gestabiliseerde humus is in principe gelijk aan de gemiddelde C/N-verhouding van de micropopulatie. Van Veen et al. (1985) stellen dat de gemiddelde C/N-verhouding van de micropopulatie negatief is gecorreleerd met het anorganisch-N-gehalte in het bodemvocht en ligt tussen 4 en 15.

De C/N-verhouding van Nederlandse venen varieert van 15 tot 70 (tabel 1). Geen van deze venen heeft dus het stadium van stabiele humus bereikt (C/N-verhouding ca. 9). Alleen bij de veenmosvenen is immobilisatie van betekenis te verwachten. De C/N-verhouding van niet ontwaterd veenmosveen neemt af met de diepte (Malmer and Holm, 1984), als gevolg van 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.

De relatie van tabel 14 is niet zonder meer toepasbaar op de reeds aanwezige organische stof in het bodemprofiel, zoals veen. De organische stof is niet uniform van samenstelling; de C/N-verhouding van het gedeelte dat kan worden afgebroken, kan sterk afwijken van de gemiddelde C/N-verhouding van de aanwezige organische stof (Van Veen et al., 1987). Het concept van de kritische C/N-verhouding verliest hiermee voor een deel zijn waarde (Berendse et al., 1987). Zo vonden Verhoeven et al. (1990) bij C/N-verhoudingen van 40-60 en Malmer en Holm (1984) en Damman (1988) bij C/N-verhoudingen van 60-100 netto N-mineralisatie in hoogveen. Dit pleit er voor om bij de bepaling van de mineralisatie van veen het veen onder te verdelen in verschillende fracties met ieder een eigen afbraaksnelheid en C/N-verhouding. Als er aanwijzingen uit meetresultaten zijn dat de gemiddelde N-mineralisatie minder is dan op grond van de gemiddelde afbraak van de organische stof zou mogen worden verwacht, dan moeten de fracties met de hoogste afbraaksnelheid de hoogste C/N-verhoudingen krijgen en omgekeerd.

Een andere reden is dat anorganisch-N door micro-organismen kan worden opgenomen, ook al bevat het substraat op zich voldoende organisch-N (luxe-consumptie). De micro-organismen hebben een voorkeur voor ammonium-N boven nitraat-N.

Alle factoren die invloed hebben op de afbraak van organisch materiaal, beïnvloeden ook de stikstofmineralisatie (zie 4.3). Uitvoerige beschrijvingen zijn gegeven door Harmsen and Van Schreven (1955) en Bartholomew (1965). Huet (1983) geeft een overzicht van literatuurgegevens over de relatie tussen de drie belangrijkste beïnvloedende factoren, vochtgehalte, temperatuur en zuurgraad, en de reductie van de ammonificatie en nitrificatie. Kemmers en Jansen (1985) maakten van deze relaties gebruik bij het berekenen van de potentiële relatieve N-mineralisatiesnelheid uit de gegevens van incubatieproeven (zie 5.3). Zij vonden een waarde van  $1,33 (\pm 0,32) \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$  voor de potentiële relatieve N-mineralisatiesnelheid (bij 26 °C) van de stabiele humus in onbemeste half-natuurlijke veengronden.

In ANIMO wordt de netto N-mineralisatie of -immobilisatie berekend door het verschil te bepalen tussen de totale hoeveelheid organisch-N in een laag aan het begin en aan het einde van een tijdstep. Bij een toename van de hoeveelheid organisch-N



is er N geïmmobiliseerd in biomassa en humus, bij een afname is er N gemineraliseerd. Per laag worden voor alle voorkomende organische stofreservoirs balansen van organische stof en organisch-N opgemaakt. De hoeveelheid organische stof in een bepaald reservoir op een zeker tijdstip wordt bepaald door de omzettings- of afbraakprocessen in dat reservoir (fig. 15). De hoeveelheid organisch-N in het reservoir op dat tijdstip wordt verkregen door de hoeveelheid organische stof te vermenigvuldigen met het N-gehalte. Ook in dit concept wordt aangenomen dat alle organisch-N in principe mineraliseerbaar is.

In figuur 28 is het principe van de berekeningswijze van de N-mineralisatie in ANIMO geïllustreerd met een rekenvoorbeeld, dat is gebaseerd op de gegevens van figuur 27. In dit voorbeeld zijn twee organische-stofreservoirs onderscheiden:

- veen als "vers" materiaal bestaande uit één fractie;
- biomassa en humus.

Aan het begin van een tijdstap zijn 3000 eenheden C aanwezig in veen met een C/N-verhouding van 15 en 900 eenheden C in biomassa/humus met een C/N-verhouding van 10. In de tijdstap wordt 10% van het veen en 5% van de biomassa/humus omgezet, waarvan 1/3 assimilair. De assimilaire omzetting van de biomassa/humus gebeurt impliciet in ANIMO en is daarom gestippeld weergegeven. De totale omzetting resulteert in een netto N-mineralisatie van 13 aan het einde van de tijdstap. In ANIMO worden niet in elke stap van het omzettingsproces het C- en N-gehalte berekend, zoals in figuur 28 is gedaan. Het C-gehalte van elk reservoir aan het einde van de tijdstap wordt berekend met een eerste-orde-omzettingsproces. Door het C-gehalte te delen door de C/N-verhouding van het reservoir, wordt het N-gehalte aan het einde van de tijdstap verkregen. Deze methode is onderin figuur 28 weergegeven. Het verschil tussen de weergave van figuur 28 en ANIMO is dat in ANIMO het N-gehalte niet wordt uitgedrukt ten opzichte van het C-gehalte maar ten opzichte van het organische stofgehalte. Het principe blijft daardoor onveranderd (org. stofgehalte is ca. 2 x C-gehalte).

In figuur 28 is te zien dat de C/N-verhouding van de organische stof als geheel iets daalt, doordat relatief meer C dan N uit het systeem verdwijnt: de verhouding C-gemineraliseerd/N-gemineraliseerd is 17,7. Dat is hoger dan de C/N-verhouding van de organische stof als geheel. Dit proces zal doorgaan tot het veen volledig is verdwenen.

De N-mineralisatie wordt in ANIMO volledig gestuurd door de organische-stofomzetting. Bepalende factoren zijn, behalve de omzettingssnelheid: de assimilatiefactor, de C/N-verhouding van de biomassa en de C/N-verhouding van het substraat. Voorwaarde voor een correcte berekening volgens deze methode is dat het biomassa/humus-reservoir de C/N-verhouding van de biomassa (8 à 10) heeft. De toename van de organische stof in dit reservoir tijdens omzetting bestaat immers uit geassimileerde organische stof die per definitie de C/N-verhouding van de biomassa bezit. Een verandering van de hoeveelheid organische stof in het biomassa/humus-reservoir komt dus overeen met een verandering in het N-gehalte volgens de C/N-verhouding van de biomassa. De humus in het biomassa/humus-reservoir in ANIMO moet daarom worden gezien als gestabiliseerde humus die bestaat uit de dode assimilatieproducten van de biomassa: resten afgestorven biomassa en uitscheidingsproducten.

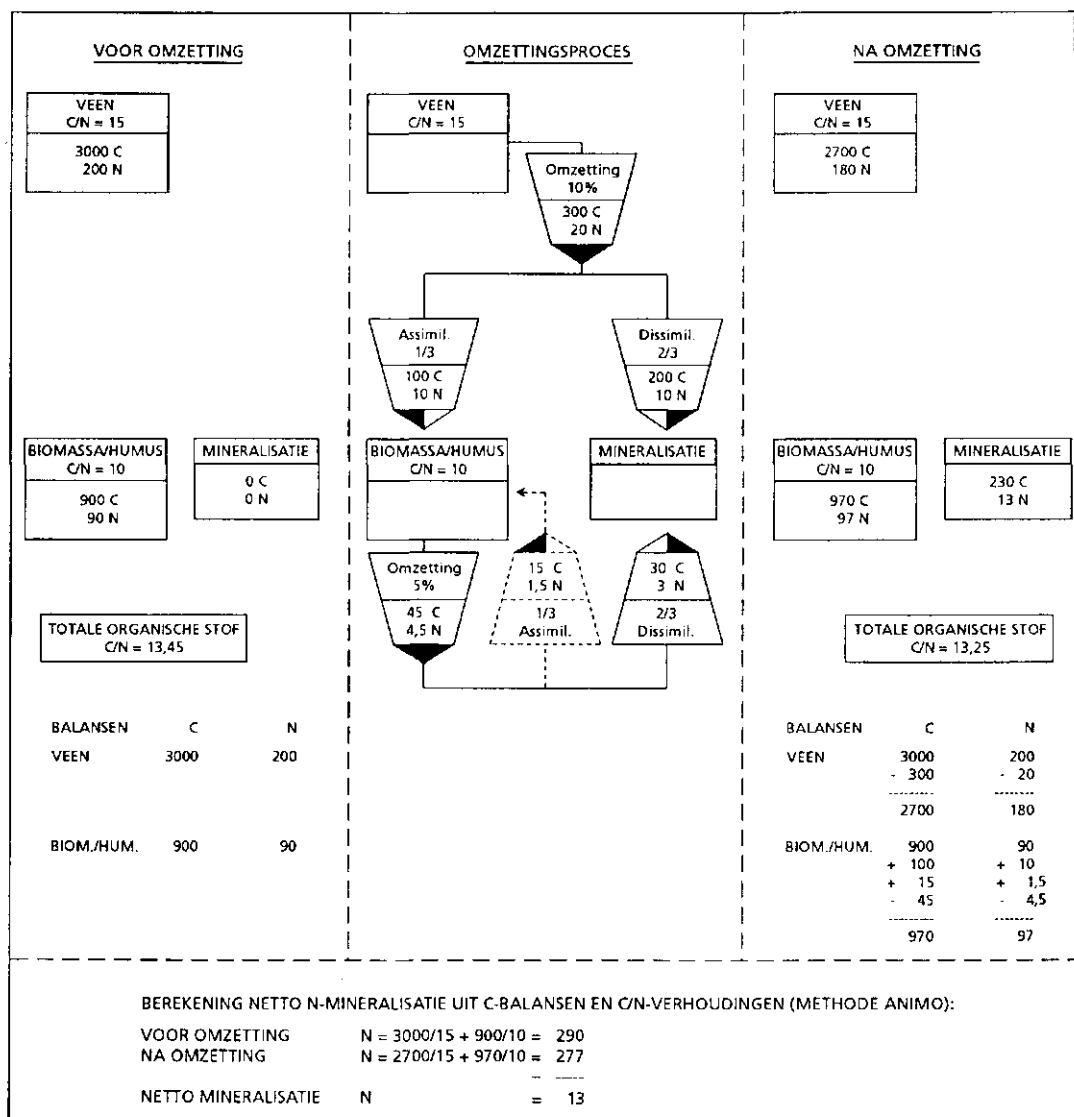


Fig. 28 Principe van de berekeningswijze van de N-mineralisatie in ANIMO geïllustreerd naar een rekenvoorbeeld met twee organische-stofreservoirs: veen en biomassa/humus

De relatieve afbraaksnelheid van de biomassa en stabiele humus als geheel, het biomassa/humus-reservoir in ANIMO, wordt sterk bepaald door de relatieve afbraaksnelheid van de biomassa die zeer hoog is ten opzichte van die van de stabiele humus. Enkele waarden uit de literatuur zijn gegeven in tabel 15. Een verandering in de verhouding tussen de biomassa en de massa van de stabiele humus geeft een relatief grote verandering in de relatieve afbraaksnelheid van het biomassa/humus-reservoir. De hoeveelheid biomassa hangt samen met de hoeveelheid af te breken substraat en de afbraaksnelheid hiervan. Bij een eenmalige toediening van relatief gemakkelijk afbreekbaar, vers materiaal groeit de biomassa aanvankelijk. Met het verminderen van de hoeveelheid vers materiaal neemt na verloop van tijd ook de hoeveelheid biomassa af. Als gevolg hiervan neemt de relatieve afbraaksnelheid van het biomassa/humus-reservoir af in de tijd, na een aanvankelijke verhoging.

**Tabel 15 De relatieve afbraaksnelheden  $k$  en de massaverhouding van biomassa en stabiele humus in de bodem**

| Bron                | k (%.jaar <sup>-1</sup> ) |                | Massaverhouding |           |
|---------------------|---------------------------|----------------|-----------------|-----------|
|                     | biomassa                  | stabiele humus | biom. :         | st. humus |
| Paul and Juma, 1981 | 140                       | 3              | 1               | : 7       |
| Otten, 1985 *)      | 100                       | 0,5            | 1               | : 99      |

\*) waarden van het ITAL, omgerekend van 30 °C naar 10 °C met  $Q_{10} = 2$

In ANIMO wordt een vaste waarde voor de relatieve afbraaksnelheid van het biomassa/humus-reservoir gehanteerd. Dit is niet realistisch. Omdat het biomassa/humus-reservoir een substantiele hoeveelheid organisch-N kan bevatten, kan dit grote gevolgen voor de N-mineralisatie hebben. Het zou beter zijn om de biomassa en stabiele humus onder te brengen in aparte reservoirs, zodat het model adequater kan reageren op veranderingen in de hoeveelheid biomassa tengevolge van de toe- of afname van de hoeveelheid af te breken materiaal.

Of deze aanpassing grote gevolgen voor de berekening van de N-mineralisatie in ANIMO zal hebben, is moeilijk te schatten en zal sterk afhangen van de doorgerekende situatie. Nader onderzoek hiernaar is nodig. Volgens Paul en Juma (1981) dient een model dat een realistische beschrijving van de N-kringloop geeft, een apart biomassa-reservoir te onderscheiden. Jenkinson et al. (1987) stellen dat zo'n model twee verschillende biomassa-reservoirs dient te onderscheiden. Zij geven geen reden voor dit concept. Het model DAISY (Hansen et al., 1990) is gebaseerd op dit concept en onderscheidt een dynamisch en een relatief stabiel biomassa-reservoir.

De verwachting is dat het ANIMO-concept met één reservoir voor zowel biomassa als humus voor de berekening van de N-mineralisatie van veen wel redelijk goed kan voldoen. De relatieve afbraaksnelheid van veen is relatief laag en slechts weinig hoger dan de relatieve afbraaksnelheid van stabiele humus. De afname van de relatieve afbraaksnelheid van het veen in de tijd is slechts gering, waardoor de potentiële hoeveelheid af te breken organische stof zeer geleidelijk afneemt. De hoeveelheid biomassa en daarmee de relatieve afbraaksnelheid van het biomassa/humus-reservoir nemen daardoor ook slechts geleidelijk af. Deze afname is relatief groot aan het begin en wordt steeds minder. Door het biomassa/humus-reservoir in de curvefitting-procedure te betrekken om de  $k$ -waarden en de fractieverdeling van de te onderscheiden veenfracties te bepalen, wordt een gemiddelde  $k$ -waarde voor het biomassa/humus-reservoir verkregen voor de betreffende simulatieperiode. 4.2.3),

De invloed van de omgevingsfactoren op de N-mineralisatie komt in ANIMO tot uitdrukking via de invloed van deze factoren op de organische-stofomzetting en -afbraak. Hiervoor gelden de relaties die in 4.3 zijn gegeven.

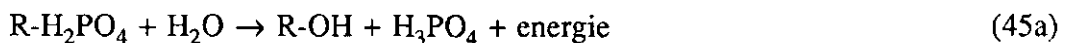
## 5.2 Fosformineralisatie

Aan de fosformineralisatie is veel minder uitvoerig onderzoek verricht dan aan de stikstofmineralisatie. Eén reden is dat binnen het landbouwkundig onderzoek fosformineralisatie van minder belang wordt geacht dan stikstofmineralisatie, omdat stikstof kwantitatief van groter belang is in de landbouwkundige praktijk dan fosfor. Een andere reden is dat de fosformineralisatie moeilijker is te bestuderen, omdat de aard van de organisch-P in de bodem slechts ten dele bekend is: slechts 70% van de organisch-P-verbindingen is geïdentificeerd. Dit is o.a. het gevolg van chemisch-analytische problemen.

De mineralisatie van fosfor uit organische stof wordt veelal geacht op dezelfde principes te berusten als de mineralisatie van stikstof. Er zijn echter steeds meer aanwijzingen dat de fosformineralisatie essentieel verschilt van de stikstofmineralisatie. De fosformineralisatie is minder strikt verbonden met de koolstofmineralisatie (zie H3). Fosfor speelt een geheel andere rol bij de levensfuncties van de micro-organismen dan stikstof. Fosfor is vooral van belang voor de energiehuishouding van de organismen als bestanddeel van ADP en ATP, terwijl stikstof, als essentieel onderdeel van de eiwitten, evenals koolstof een belangrijke rol speelt bij de opbouw van het celmateriaal. Er zijn nog vele lacunes in de kennis over het fosformineralisatieproces.

### 5.2.1 Organisch-chemische aspecten

Fosformineralisatie is een enzymatisch proces, waarbij door hydrolyse van organisch-P-verbindingen anorganisch fosfaat ontstaat. Het proces wordt voornamelijk gestuurd door de behoefte van de micro-organismen aan fosfor. Het vindt grotendeels buiten het celmembraan plaats; de erbij betrokken enzymen zijn extra-cellulaire enzymen die met een verzamelnaam fosfatasen worden genoemd. De algemene vergelijking van het fosformineralisatieproces is :



In welke vorm anorganisch-P in de bodemoplossing voorkomt of welke van de drie evenwichtsvergelijkingen (45b), (45c) of (45d) optreedt, is afhankelijk van de zuurgraad (fig. 29). Het zal duidelijk zijn dat onder niet te extreme omstandigheden  $HPO_4^{2-}$  en  $H_2PO_4^-$  het meest voorkomen.

Alle geïdentificeerde organisch-P-verbindingen in de bodem zijn fosfaatesters. Een voorbeeld van de hydrolyse van een fosfaat-ester is de hydrolyse van fytimezuur, een inositol-hexafosfaat, door het enzym fytase, waarbij inositol en fosfaat ontstaan:

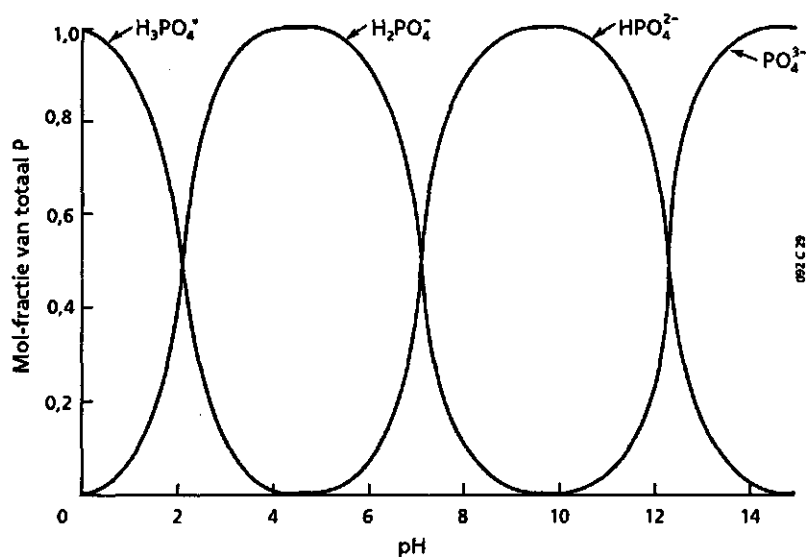
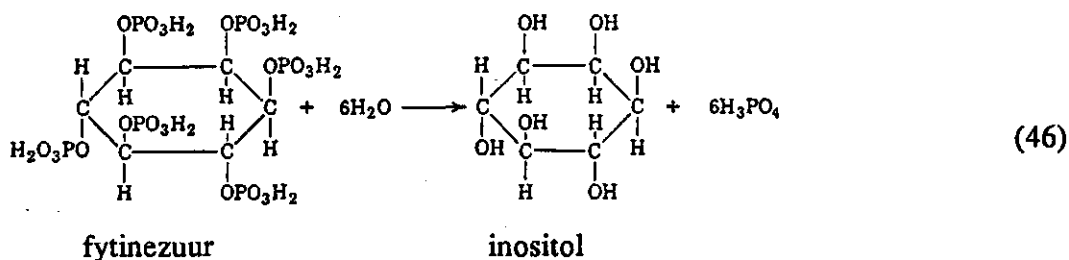


Fig. 29 Verdeling van orthofosfaationen in oplossing als functie van de pH (naar: Lindsay, 1979)

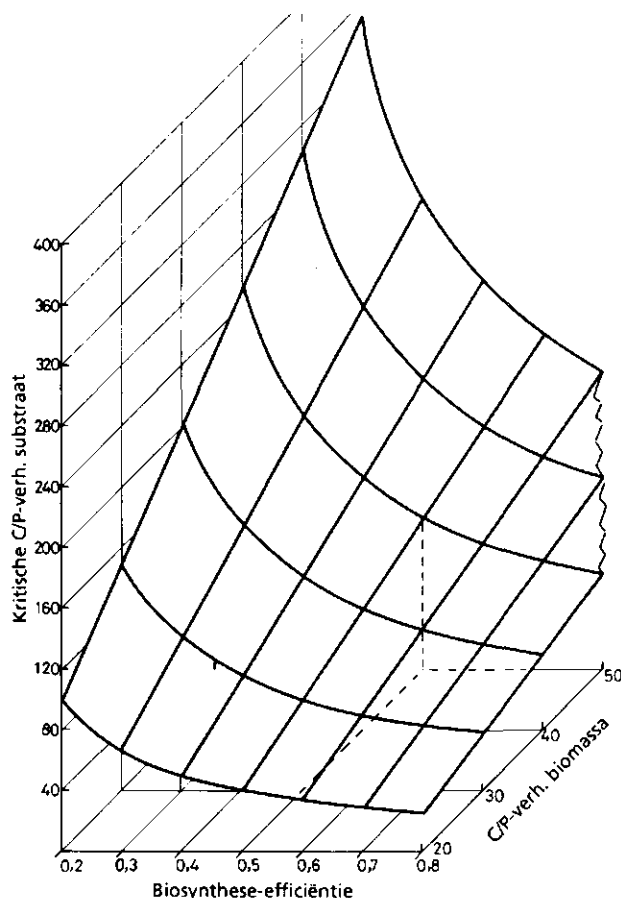
Deze hydrolyse gebeurt in stappen, waarbij steeds een fosfaatgroep wordt verwijderd. Achtereenvolgens ontstaan penta-, tetra-, tri-, di- en monofosfaat van inositol en uiteindelijk inositol.

### 5.2.2 Berekening van de fosformineralisatie

De conventionele methode om de fosformineralisatie te berekenen, is analoog aan de berekening van de N-mineralisatie van 5.1.2. Hierbij wordt er van uitgegaan dat eenzelfde strikte relatie bestaat tussen de P- en de C-mineralisatie als tussen de N- en de C-mineralisatie. Er van uitgaande dat deze benadering correct is, kan op dezelfde wijze als voor de N-mineralisatie een relatie tussen de relatieve afbraaksnelheid van de organische stof ( $k$ ) en de relatieve P-mineralisatiesnelheid ( $k_p$ ) worden berekend (tabel 14), met de gemiddelde waarden voor de C/P-verhouding van de organismen van tabel 7:

- schimmels :  $k_p = k (1,50 - 0,0075 \text{ C/P-substraat})$ ;
- bacteriën :  $k_p = k (1,43 - 0,0131 \text{ C/P-substraat})$ ;
- gelijk aandeel schimmels en bacteriën :  $k_p = k (1,47 - 0,0103 \text{ C/P-substraat})$ .

Uit deze vergelijkingen volgt dat er netto-immobilisatie optreedt bij C/P-verhoudingen van het substraat groter dan 200 voor schimmels, groter dan 110 voor bacteriën en groter dan 143 voor een populatie waarin schimmels en bacteriën een gelijk aandeel hebben. Analoog aan de kritische C/N-verhouding is de kritische C/P-verhouding voor de P-mineralisatie afhankelijk van de biosynthese-efficiëntie en van de C/P-verhouding van het celweefsel van de mineraliserende biomassa (vergelijking 44). De relatie tussen deze drie grootheden is grafisch weergegeven in figuur 30. Onderzoek naar kritische C/P-verhoudingen in de literatuur geeft een breed traject te zien, variërend van 50 tot 300 (White, 1981).



**Fig. 30** Relatie tussen de kritische C/P-verhouding, de biosynthese-efficiëntie en de C/P-verhouding van de biomassa (naar: White, 1981)

C/P-verhoudingen van venen zijn gegeven in tabel 16. Opvallend is de grote variatie binnen de veenmosvenen en de zeggevenen. Van de andere veensoorten zijn niet voldoende gegevens gevonden om een uitspraak te kunnen doen over de variatie in C/P-verhoudingen. Omdat het P-gehalte van bodems in het algemeen een veel grotere variatie vertoont dan het C- en N-gehalte (Dalal, 1977), zal waarschijnlijk ook de C/P-verhouding van deze veensoorten een grote variatie vertonen.

**Tabel 16 C/P-verhoudingen van venen van diverse herkomst**

| Bron | Herkomst  | Veengrond               | Veensoort        | C/P-verh. |
|------|-----------|-------------------------|------------------|-----------|
| 1    | Nederland | laagveen 0-10 cm diep   | veenmosv./rietv. | 1106      |
| 1    | "         | laagveen 0-10 cm diep   | rietzeggeveen    | 750       |
| 1    | "         | laagveen 10-100 cm diep | broekveen        | 750       |
| 2    | Nederland | hoogveen 10-25 cm diep  | veenmosveen      | 629-2150  |
| 2    | "         | trilveen 10-25 cm diep  | zeggeveen        | 336-1144  |
| 3    | N-Amerika | moerasveen, rijk        | ?                | 400       |
| 3    | Zweden    | moerasveen, arm         | veenmosveen      | 630       |
| 3    | Ierland   | hoogveen                | veenmosveen ?    | 2400      |
| 3    | Zweden    | hoogveen                | veenmosveen      | 1610      |
| 4    | N-Amerika | ?                       | ?                | 363       |
| 5    | Engeland  | hoogveen                | veenmosveen ?    | 525       |
| 5    | Engeland  | hellingveen             | veenmosveen ?    | 759       |
| 5    | Engeland  | hellingveen             | veenmosveen ?    | 290       |

Bronnen: 1 = Mankor en Kemmers, 1988  
 2 = Verhoeven et al., 1990  
 3 = auteurs in Richardson et al., 1978  
 4 = Pastor et al., 1984  
 5 = auteurs in Williams and Sparling, 1984

Verder zijn de grenzen van het traject van C/P-verhoudingen van de Nederlandse arme veenmosvenen een factor 2 groter dan die van het traject van de rijkere zeggevenen. Vergelijking van de C/P-verhoudingen van tabel 15 met de bovengrens van het bovengenoemde traject van kritische C/P-verhoudingen (300) suggereert, dat er in veen nagenoeg alleen sprake is van P-immobilisatie. Toch vonden Verhoeven et al. (1990) in bijna alle door hen onderzochte venen netto P-mineralisatie onder waterverzadigde omstandigheden. Een eenduidige relatie tussen de mate van netto-mineralisatie en de C/P-verhouding bestond hierbij niet.

Om dezelfde redenen als bij de N-mineralisatie, is het concept van de kritische C/P-verhouding niet zonder meer toepasbaar op de organische stof in de bodem, zoals veen. Ook hier is de belangrijkste reden dat de organische stof niet uniform van samenstelling is en dat P niet gelijkmatig is verdeeld over de organische stof. Dit onderstreept de noodzaak om bij de berekening van de P-mineralisatie van veen, het veen onder te verdelen in verschillende fracties met ieder een eigen afbraaksnelheid en C/P-verhouding.

White (1981) toonde aan dat de C/P-verhouding van het gedeelte van het substraat dat door de micro-organismen wordt gemineraliseerd sterk kan afwijken van de C/P-verhouding van het substraat als geheel. Deze auteur stelde de volgende vergelijking op om de C/P-verhouding van het substraatdeel dat wordt gemineraliseerd, vast te stellen:

$$P/C = (1-CF) P_r/C_r + CF P_m/C_m \quad (47)$$

met:

$P/C$  = reciproke van de C/P-verhouding van het deel van het substraat dat door de micro-organismen wordt gemineraliseerd;

$P_r/C_r$  = verhouding tussen hoeveelheid gemineraliseerde P en C;

$P_m/C_m$  = reciproke van de C/P-verhouding van de mineraliserende organismen;

CF = biosynthese-efficiëntie (growth yield).

Hierbij wordt er nog altijd van uitgegaan dat er een strikte relatie bestaat tussen de C- en de P-mineralisatie.

Uit gemeten waarden voor de hoeveelheid gemineraliseerde P en C en onafhankelijke schattingen van de C/P-verhouding van de biomassa (= 50) en de biosynthese-efficiëntie (= 0,2) berekende White met vergelijking (47) een C/P-verhouding voor het gemineraliseerde deel van het substraat van 64. De C/P-verhouding van het substraat als geheel bedroeg 123, twee keer zo hoog als die berekend voor het gemineraliseerde deel. Bij substraten met een C/P-verhouding van 251 en 506 trad netto immobilisatie op. Uit deze berekeningen concludeerde White dat de C/P-verhouding van substraten die daadwerkelijk door organismen worden gemineraliseerd, ligt tussen 50 en 70.

De kritische C/P-verhouding en daarmee de balans tussen P-mineralisatie en -immobilisatie wordt verder nog beïnvloed door (White, 1981):

- de aard van het substraat, b.v. verse plantenresten, mest of resistent organisch materiaal. Vooral van belang hierbij is het aandeel aan gemakkelijk afbreekbare en hydrolyseerbare fracties, zoals suiker-fosfaten, in verhouding tot de rest van de organisch-P. Is dit aandeel groot, dan zal er sneller mineralisatie optreden, ook al is de C/P-verhouding van het substraat als geheel relatief groot;
- de graad van afbraak van het materiaal. Bij verdergaande afbraak volgt een nieuwe generatie micro-organismen steeds de voorgaande generatie op en gebruikt deze als substraat waardoor de biosynthese-efficiëntie van de micropopulatie afneemt (Paul and Van Veen, 1978 in White, 1981). Hierdoor stijgt de kritische C/P-verhouding (zie fig. 30) en zal er bij lagere P-gehalten netto-mineralisatie optreden, ook omdat de C/P-verhouding van het substraat daalt. Black en Göring (1953) vonden voor de kritische C/P-verhouding van verse organische stof waarden tussen 200 en 300. In de praktijk echter wordt in het begin van de afbraak van vers toegediend materiaal P ook bij een C/P-verhouding van 100 geïmmobiliseerd;
- het anorganisch-P-gehalte van het substraat, in verhouding tot de hoeveelheid organisch-P. Veel micro-organismen nemen, indien de gelegenheid zich voordoet, meer P op dan strikt noodzakelijk is (luxe-consumptie). Naarmate er relatief meer anorganisch-P aanwezig is, zal dit zich eerder voordoen. Sommige auteurs vermelden dat toediening van anorganisch-P de mineralisatie van organisch-P stimuleert. De verklaring hiervoor is dat de aanwezigheid van anorganisch-P de oplosbaarheid van bepaalde organische P-verbindingen bevordert, waarna deze verbindingen gemakkelijker worden gemineraliseerd (Dalal, 1977);
- de beschikbaarheid van andere nutriënten, met name N. Als de ontwikkeling van micro-organismen wordt geremd door N-tekort wordt minder P geïmmobiliseerd dan wanneer N ruimschoots aanwezig is (Barrow, 1960 in Dalal, 1977).



Al deze factoren zorgen ervoor dat er nauwelijks waarde kan worden gehecht aan het concept van de kritische C/P-verhouding voor de P-mineralisatie van organisch materiaal.

Veel auteurs vonden geen of slechts een zeer geringe samenhang tussen de C- en de P-mineralisatie van organische substraten (o.a. Walker and Adams, 1959; Williams et al., 1960; Barrow, 1961; Enwezor, 1967; auteurs in Dalal, 1977; White, 1981; auteurs in McGill and Cole, 1981). Pastor et al. (1984) vonden geen correlatie tussen de P- en N-mineralisatie in veen. Verhoeven et al. (1990) vonden een inverse relatie tussen de C-mineralisatie enerzijds en de N- en P-mineralisatie anderzijds in Nederlandse zegge- en veenmosvenen onder anaërobe omstandigheden (venen van tabel 16).

Enwezor (1967) vond een zeer hoge negatieve correlatie ( $r = -0,915$ ,  $n = 28$ ) tussen de P-mineralisatie en de hoeveelheid beschikbaar anorganisch-P, wat volgens Enwezor duidt op luxe-consumptie van P door de micro-organismen bij hoge anorganisch-P-gehalten. Verder vond Enwezor een zeer lage correlatie ( $r = -0,038$ ,  $n = 28$ ) tussen de P-mineralisatie en de C/P-verhouding, en een significante positieve correlatie ( $r = 0,533$ ,  $n = 28$ ,  $P < 0,005$ ) tussen de P-mineralisatie en de verhouding organisch-P/totaal-P. Hieruit concludeerde Enwezor dat de verhouding organisch-P/totaal-P meer geschikt is dan de C/P-verhouding om te voorspellen of netto P-mineralisatie zal optreden. Naarmate het aandeel organisch-P hoger wordt of het aandeel anorganisch-P lager wordt, zal er meer organisch-P worden gemineraliseerd. Bij een organisch-P/totaal-P-verhouding van 50 à 60% werd in de bodems die Enwezor gebruikte, netto P-mineralisatie van belang.

Experimenten van Chauhan et al. (1979 en 1981 in Tate, 1984) toonden aan dat P-mineralisatie van groter belang werd voor de micro-organismen, naarmate de hoeveelheid beschikbaar anorganisch-P minder werd. Dit komt overeen met de bevindingen van Enwezor. De efficiëntie van het mineralisatieproces om de micro-organismen van P te voorzien, werd aangetoond met de gelijke hoeveelheid toegevoegde C die achterbleef in een bodem waaraan alleen C werd toegevoegd en in een bodem waaraan C en anorganisch-P werden toegevoegd: de organische-stofafbraak was in beide bodems even hoog of in beide bodems waren de micro-organismen even actief. Wel vonden Chauhan et al. dat de C/P-verhouding van de micro-organismen in de bodem met een grote voorraad beschikbaar anorganisch-P kleiner was dan die van de micro-organismen in de bodem met een beperkte voorraad beschikbaar anorganisch-P (C/P-verh. 12 resp. 45). Dit duidt op luxe-consumptie van P door de organismen.

De bovengenoemde slechte samenhang tussen de C- en de P-mineralisatie ondersteunt het concept van McGill en Cole (1981) dat er een minder strikte relatie bestaat tussen de C- en de P-kringloop dan tussen de C- en de N-kringloop (zie H3). Het concept van McGill en Cole dat de P-mineralisatie vooral wordt gestuurd door de behoefte van de micro-organismen aan P en niet zozeer door hun energie- en C-behoefte, zoals bij de N-mineralisatie, wordt ondersteund door de bevindingen van Enwezor (1967), en Chauhan et al. (1979 en 1981 in Tate, 1984). Een werkbaar model voor de P-mineralisatie gebaseerd op het concept van McGill en Cole is niet gevonden in de

literatuur. Voor welk deel de P-mineralisatie wel kan worden verklaard uit de C-mineralisatie, is niet bekend: volgens McGill en Cole is dit deel gering. Voor oudere organische stof als veen, die weinig gemakkelijk afbreekbare fracties met een hoog P-gehalte als suikerfosfaten en nucleïnezuren bevat, zal dit deel gering zijn. Kritisch moet worden gekeken naar de resultaten van de conventionele berekeningswijze van de P-mineralisatie. Over het algemeen blijft de P-mineralisatie achter bij de C-mineralisatie, zeker bij lage temperaturen. Het is de vraag of dat in veen, waar de verhouding P-organisch/P-totaal meestal zeer groot is, ook het geval is. In het Veenweide-onderzoek wordt dit onderzocht in kolom- en ademhalingsexperimenten.

Omdat de fosformineralisatie wordt bewerkstelligd door micro-organismen beïnvloeden alle factoren die invloed hebben op de afbraak van organisch materiaal ook de P-mineralisatie. Vooral de temperatuur heeft een grote invloed op dit proces. Het lijkt pas goed op gang te komen bij 35 °C. Floate (1970 in Dalal, 1977) vond geen P-mineralisatie bij lagere temperaturen dan 30 °C en Eid et al. (1951 in Dalal, 1977) constateerden dat organisch-P bij temperaturen lager dan 20 °C niet beschikbaar was voor planten. Bij lagere temperaturen dan 20 °C is er vrijwel geen P-mineralisatie meer (Black, 1968; Hesse, 1971; Munk, 1972; Schmidt, 1970; allen in De Molenaar, 1980). Dit betekent dat onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden P-mineralisatie alleen in de zomermaanden een rol van betekenis speelt en dan alleen in de bovenste lagen. Dit komt niet overeen met de resultaten van Verhoeven et al. (1990), die P-mineralisatie onder anaërobe omstandigheden waarnamen in september en oktober bij bodemtemperaturen van 10 tot 20 °C. Evenals de C- en N-mineralisatie neemt de P-mineralisatie toe bij toenemende pH tot ongeveer neutraal (Cosgrove, 1967; Trasar-Cepeda et al., 1991).

In ANIMO wordt de P-mineralisatie op een wijze berekend die analoog is aan de berekening van de N-mineralisatie (5.1.2). De resultaten van deze berekeningen moeten kritisch worden gezien, zoals in het bovenstaande duidelijk is gemaakt. Omdat de P-mineralisatie in ANIMO voor een belangrijk deel wordt gestuurd door de C/P-verhouding van het biomassa/humus-reservoir is het van belang hier een realistische waarde voor te nemen. Williams and Sparling (1984) vonden voor de C/P-verhouding van de micropopulatie in veen waarden van 5 tot 25 met een gemiddelde van 14,5. Dit is veel lager dan de gemiddelde waarde van 50 die meestal voor minerale gronden wordt gegeven (Jenkinson and Ladd, 1981 in Williams and Sparling, 1984). Stewart en Cole (1989) stellen dat het regelen van de C/P-verhouding van organische-stoffracties als functie van het gehalte aan labiel organisch-P (zie 5.3), correcte simulatie van de veranderingen van C/P-verhoudingen in de bodem en van de invloed van het gehalte aan labiel organisch-P op de P-mineralisatie mogelijk maakt. Het is dus van belang verschillende veenfracties te onderscheiden met ieder een eigen C/P-verhouding en afbraaksnelheid, en deze te relateren aan organisch-P-fracties in de bodem, waarbij belangrijk zijn een labiele, een stabiele en een microbiologische P-fractie (Hedley et al., 1982) (zie 5.3).

De invloed van de omgevingsfactoren op de P-mineralisatie komt in ANIMO tot uitdrukking via de invloed van deze factoren op de organische-stofomzetting en -afbraak.

Hiervoor gelden de relaties die zijn gegeven in 4.3. Eventueel moet de invloed van de temperatuur op de P-mineralisatie worden aangepast.

### 5.3 Meetmethoden om de N- en P-mineralisatie te bepalen

De meest gebruikte methoden om de N- en P-mineralisatie te meten, zijn de incubatieproeven. Hierbij wordt een substraat geïncubeerd in een medium onder laboratorium- of veldomstandigheden en wordt de verandering van de gehalten aan verschillende N- en P-componenten over de incubatieperiode bepaald. Gehalten worden gemeten in de geïncubeerde monsters aan het einde en in duplomonsters aan het begin van de incubatieperiode. De gemeten veranderingen vormen een maat voor de mineralisatie.

In ecologisch onderzoek wordt het substraat meestal in polyethyleen zakjes of flessen gedaan en ingegraven in dezelfde bodem waaruit het substraat is gehaald of waarop het heeft gegroeid. Polyethyleen is permeabel voor O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> en N<sub>2</sub>, maar ondoorlatend voor water. Een incubatieperiode van 42 dagen geeft bij deze methode de meest bevredigende resultaten (Zottl, 1960 en Gerlach, 1973 in Kemmers en Jansen, 1985). Deze methode is voor veen o.a. toegepast door Kemmers en Jansen (1985) voor de bepaling van de N-mineralisatie en door Verhoeven en Arts (1987) en Verhoeven et al. (1988) voor de bepaling van de N- en P-mineralisatie.

Van groot belang bij de bepaling van de P-mineralisatie is de wijze waarop de verschillende P-gehalten worden gemeten. Hiervoor worden verschillende extractiemethoden gebruikt. Verhoeven et al. (1990) gebruikten gedestilleerd water voor de extractie van anorganisch-P, maar tekenen daar bij aan dat dit een milde extractiemethode is, waarbij de anorganisch-gebonden P (geadsorbeerd en neergeslagen fosfaat) intact blijft. Aangezien uitwisseling bestaat tussen het anorganische fosfaat in oplossing en het anorganisch-gebonden fosfaat, is het niet mogelijk het verschil tussen het op deze wijze gemeten anorganisch-fosfaatgehalte vóór en na de incubatie als correcte maat voor de P-mineralisatie te gebruiken.

Traser-Cepeda et al. (1991) stellen dat het beter is het verschil tussen de hoeveelheid extraheerbaar organisch-P vóór en na de incubatie als maat voor de P-mineralisatie te gebruiken, vooral als het bodems met een hoog fosfaatbindend vermogen betreft. Enwezor (1967) brengt hier tegen in dat het om kleine veranderingen in de totale hoeveelheid organisch-P gaat, die gemakkelijk kunnen worden beïnvloed door meet- of nauwkeurigheden of -fouten. Dit is bij veen met zijn grote organische-stofgehalte zeker het geval.

Hedley et al. (1982) geven een uitgebreid schema van extractiemethoden om verschillende fracties organisch-P en anorganisch-P te bepalen. Het gaat hierbij om labiele en stabiele vormen van organisch-P en anorganisch-P, en om microbiel-P.

In het Veenweide-onderzoek zal een indruk van de N- en P-mineralisatie worden verkregen door in de ademhalingsexperimenten vóór, tijdens en na de experimenten

vocht uit de veenmonsters te onttrekken en daarin de gehalten aan onder andere organisch- en anorganisch-N ( $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$ ) en ortho- en totaal-P te meten. De verandering van deze gehalten in de tijd kan een maat zijn voor de N- en P-mineralisatie en de relatie hiervan met de C-mineralisatie. Wel geldt voor de P-mineralisatie het hierboven aangegeven bezwaar dat er uitwisseling bestaat tussen ortho-P in de bodemoplossing en het anorganisch gebonden fosfaat. De mate waarin is afhankelijk van het fosfaatbindend vermogen van het betreffende veen.

## 6 GEVOLGEN VAN AFBRAAK VAN VEEN VOOR LANDBOUW EN MILIEU

Ca. 1000 jaar geleden werden de veenweidegebieden in cultuur gebracht. Ze werden ontwaterd, waardoor de grondwaterstand in het anaërobe veen daalde. Het veen boven de verlaagde grondwaterspiegel kwam in contact met de luchtzuurstof en werd onder aërobe omstandigheden afgebroken. De organische stof in het veen werd gemineraliseerd tot water, koolzuurgas, ammonium, nitraat, fosfaat en andere minerale verbindingen. Als gevolg van het verdwijnen van organische stof daalde het maaiveld. De grondwaterstand moest voortdurend worden aangepast aan het verlaagde niveau, waardoor een steeds groter wordend deel van het oorspronkelijke veenpakket aëroob werd en deel ging nemen aan het afbraakproces. Een positief effect was de extra stikstofleverantie als gevolg van de stikstofmineralisatie die ten goede kwam aan het gewas.

In de tweede helft van deze eeuw werden vanuit de moderne economische bedrijfsvoering steeds stringenter eisen gesteld aan de draagkracht van het veenland, wat leidde tot een diepere ontwatering van het veen met als gevolg een versnelde zakking van het maaiveld en een verhoogde stikstof- en fosfaatmineralisatie. De gemineraliseerde nutriënten spoelden voor een deel uit naar sloten en waterlopen en droegen zo bij aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater. Deze situatie doet zich nu nog steeds voor. Een ander aspect van de invloed van versnelde oxydatie van het veen op het milieu is de verhoogde productie van koolzuur, een "broeikas"-gas.

In het volgende wordt ingegaan op de zakking van het maaiveld, de extra stikstofleverantie en de koolzuuremissie (6.1), en de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar het oppervlaktewater (6.2) tengevolge van de afbraak van veen.

### 6.1 Zakking van het maaiveld, extra stikstofleverantie en koolzuuremissie

Als een veenprofiel wordt ontwaterd, zakt het maaiveld tengevolge van drie processen: klink, krimp en oxydatie.

Klink is de zakking van het maaiveld als gevolg van een afname van de opwaartse druk in het ontwaterde veen, waardoor dit het onderliggende veen zwaarder belast. Klink is een grondmechanisch proces dat logaritmisch afneemt met de tijd. De maaiveldsdaling tengevolge van klink is het grootst de eerste jaren na de ontwatering, daarna neemt het effect snel af.

Krimp is een compactie van het veen tengevolge van vochtverlies door ontwatering en verdamping. Het is een fysisch proces dat zich voornamelijk afspeelt in de bovenste halve meter van het profiel. De krimp is voor het grootste deel een reversibel proces: na uitdroging zwelt het veen in een natte periode weer op. Voor een klein deel is de krimp blijvend van aard: irreversibele krimp. De mate van krimp is afhankelijk van de hoeveelheid colloïdale bestanddelen die groter is naarmate het veen een hogere graad van humificatie bezit. Een hogere humificatiegraad leidt tot een grotere mate van krimp (Kuntze, 1976). Evenals klink treedt krimp voornamelijk op in de eerste jaren na de ontwatering.

De afbraak van veen, in de vorm van oxydatie, vindt uitsluitend plaats in het ontwaterde deel van het profiel. Oxydatie van veen is een, in vergelijking tot klink en krimp, langzaam maar continu verlopend biochemisch proces. Na enige jaren van ontwatering is de zakking nagenoeg geheel toe te schrijven aan oxydatie van organische stof (Schothorst, 1978).

Schothorst (1978) berekende de zakking tengevolge van krimp en oxydatie van veenprofielen van het Zegveldbroek uit het verschil in volumegewicht van de organische stof en de minerale delen boven het grondwaterniveau (krimp en oxydatie) en onder de maximale diepte van het grondwaterniveau (geen krimp en oxydatie). Doordat irreversibele krimp voornamelijk wordt veroorzaakt door de organische bestanddelen, is uit het verschil in volumegewicht van de organische stof boven en beneden het grondwaterniveau de krimp af te leiden:

$$d_1 = \frac{d_2 W_{h2}}{W_{h1}} \quad \text{en} \quad S_{sh} = \frac{d_2 W_{h2}}{W_{h1}} - d_2 \quad (48)$$

met:

$W_{h1}$  = volumegewicht van organische stof beneden de maximale diepte van het grondwater ( $0,12 \text{ g.cm}^{-3}$ );

$W_{h2}$  = idem boven het grondwater ( $\text{g.cm}^{-3}$ );

$d_2$  = actuele dikte van de in beschouwing genomen laag (= 10 cm);

$d_1$  = de te berekenen oorspronkelijke dikte van de laag (cm);

$S_{sh}$  = krimp (cm).

Wanneer organische stof wordt geoxydeerd, blijven de minerale bestanddelen achter. Uitgaande van de veronderstelling dat de hogere gehalten aan minerale delen in de lagen boven de grondwaterspiegel het gevolg zijn van oxydatie, is het mogelijk de oxydatie te kwantificeren uit het verschil in volumegewicht van de minerale delen in de ondergrond beneden de maximale diepte van het grondwaterniveau en dat van de lagen boven dat grondwaterniveau. Omdat door krimp het volumegewicht van de minerale delen eveneens toeneemt, wordt de krimp op deze wijze eveneens bepaald.

$$d_1 = \frac{d_2 W_{m2}}{W_{m1}} - d_2 \quad \text{en} \quad S_{sh} + S_o = \frac{d_2 W_{m2}}{W_{m1}} - d_2 \quad (49)$$

met:

$W_{m1}$  = volumegewicht van minerale delen beneden de maximale diepte van het grondwaterniveau ( $0,025 \text{ g.cm}^{-3}$ );

$W_{m2}$  = idem boven grondwaterniveau ( $\text{g.cm}^{-3}$ );

$d_2$  = actuele dikte (10 cm);

$d_1$  = oorspronkelijke dikte (cm);

$S_{sh} + S_o$  = krimp + oxydatie van organische stof (cm).

Door de resultaten van vergelijking (48) af te trekken van die van vergelijking (49) wordt de zakking door oxydatie verkregen. De resultaten van de berekeningen voor het Zegvelderbroek zijn gegeven in tabel 17.

*Tabel 17 Het gemiddelde volumegewicht van organische stof ( $W_h$ ) en de minerale delen ( $W_m$ ), de berekende krimp ( $S_{sh}$ ), krimp plus oxydatie ( $S_{sh} + S_o$ ) en de oxydatie ( $S_o$ ) bij verschillende dieptes (naar: Schothorst, 1978)*

| Diepte<br>(cm - mv.) | $W_h$<br>(g.cm <sup>-3</sup> ) | $W_m$<br>(g.cm <sup>-3</sup> ) | $S_{sh}$<br>(cm) | $S_{sh} + S_o$<br>(cm) | $S_o$<br>(cm) |
|----------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------|------------------------|---------------|
| 0-10                 | 0,24                           | 0,25                           | 10               | 90                     | 80            |
| 10-20                | 0,22                           | 0,19                           | 8                | 66                     | 58            |
| 20-30                | 0,18                           | 0,08                           | 5                | 22                     | 17            |
| 30-40                | 0,15                           | 0,05                           | 3                | 10                     | 7             |
| 40-50                | 0,13                           | 0,04                           | 1                | 6                      | 5             |
| 50-60                | 0,13                           | 0,04                           | 1                | 6                      | 5             |
| 60-70                | 0,12                           | 0,03                           | 0                | 2                      | 2             |
| 70-80                | 0,12                           | 0,03                           | 0                | 2                      | 2             |
| <b>Totaal</b>        |                                |                                | <b>28</b>        | <b>204</b>             | <b>176</b>    |

Schothorst (1978) berekende op deze manier een zakking van gemiddeld 204 cm sinds de ontginning van het Zegvelderbroek. Het aandeel van de oxydatie hierin bedraagt 176 cm of 86%. Aangezien de ontginning van het Zegvelderbroek ongeveer 900 jaar geleden is begonnen, komt dat neer op een jaarlijkse zakking tengevolge van oxydatie van gemiddeld 2 mm. Op deze wijze is een oorspronkelijke veenlaag van 1,56 m dikte met een oorspronkelijk volumegewicht van 0,15 g.cm<sup>-3</sup> en een organische-stofgehalte van 80% in 900 jaar tijd geoxydeerd tot een toplaag van 0,20 m veraard veen met een organische-stofgehalte van 50% en een volumegewicht van 0,45 g.cm<sup>-3</sup>. Verder berekende Schothorst (1978) dat de totale klink in het Zegvelderbroek sinds de ontginning hooguit 4 cm heeft bedragen.

Op veengronden wordt een extra stikstofleverantie gevonden ten opzichte van zand- en kleigronden (De Boer, 1966; Boxem, 1973). Dit bevestigt dat oxydatie van organische stof in het zakkingsproces van veengronden een belangrijke rol speelt. Zonder toediening van stikstof wordt op zand- en kleigronden een opbrengstniveau bereikt van 8 ton.ha<sup>-1</sup>.jaar<sup>-1</sup> droge stof met 1,5 ton ruw eiwit per ha. Bij veengronden met het traditionele polderpeil (20-40 cm - mv.) bedraagt het opbrengstniveau zonder stikstoftoediening 10 ton.ha<sup>-1</sup>.jaar<sup>-1</sup> droge stof met 2,0 ton ruw eiwit per ha. Dit is 500 kg.ha<sup>-1</sup> ruw eiwit of 80 kg.ha<sup>-1</sup> N meer dan bij zand- en kleigronden. Uit deze gegevens berekende Schothorst (1978) een zakking van het maaiveld ten gevolge van oxydatie van organische stof op de volgende wijze: het N-gehalte van de organische stof van deze laagveengronden bedraagt 4% en het opnamepercentage van stikstof door het gewas ongeveer 50%; 80 kg.ha<sup>-1</sup> N komt dan overeen met een verlies aan organische stof van:

$$\frac{80}{0,5 \cdot 0,04} = 4000 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jaar}^{-1}$$

Bij een gemiddeld volumegewicht van  $0,2 \text{ g.cm}^{-3}$  bedraagt dit verlies  $0,04/0,2 = 0,2$  cm of 2 mm per jaar. De N-mineralisatie is in dit geval  $80/0,5 = 160 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jaar}^{-1}$  N. Bij een slootpeil van 0,70 m - mv. berekende Schothorst (1978) een zakking door oxydatie van 6 mm per jaar. Dit komt overeen met een extra stikstofleverantie van 240 en een N-mineralisatie van  $480 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jaar}^{-1}$  N. De zakking bedraagt ca. 1% van het gemiddeld onverzadigde profiel per jaar.

Volgens Rijtema (1978) bedraagt het percentage van de gemineraliseerde stikstof dat door het gewas wordt opgenomen, niet 50 maar 70%. Dit is een realistischer schatting, omdat in de berekening ervan de wortelproductie is meegenomen. Het percentage van Schothorst is berekend zonder meeneming van de wortelproductie. Met het percentage van 70% wordt op bovenstaande wijze een zakking van 1,4 resp. 4,3 mm.jaar<sup>-1</sup> berekend. De N-mineralisatie bedraagt dan 115 resp. 345  $\text{kg.ha}^{-1}.\text{jaar}^{-1}$  N.

Door deze berekeningswijze te combineren met gemeten zakkingen in het veld, kon Schothorst (1978) de bijdrage van de verschillende zakkingscomponenten na een periode van 6 jaar diepere ontwatering analyseren voor verschillende ontwateringsdiepten op diverse locaties (tabel 18).

*Tabel 18 De zakking (mm) van maaiveld (S), de inklinking van de ondergrond (S<sub>s</sub>), de berekende oxydatie (S<sub>o</sub>) en de irreversibele krimp (S<sub>sh</sub>) na zes jaar diepere ontwatering bij verschillende proefobjecten met hun slootpeil (naar: Schothorst, 1978).*

| Proefobject    | Slootpeil<br>(m - mv.) | S   | S <sub>s</sub> | S <sub>o</sub> | S <sub>sh</sub> |
|----------------|------------------------|-----|----------------|----------------|-----------------|
| Zegvelderbroek | 0,20                   | 45  | 15             | 14             | 16              |
| Zegvelderbroek | 0,70                   | 92  | 27             | 29             | 36              |
| Bleskensgraaf  | 0,35                   | 10  | 0              | 12             | -2              |
| Bleskensgraaf  | 0,70                   | 52  | 16             | 19             | 17              |
| Bleskensgraaf  | 1,00                   | 101 | 38             | 46             | 17              |
| Hoenkoop       | 0,40                   | 20  | 7              | 14             | -1              |
| Hoenkoop       | 0,70                   | 40  | 14             | 24             | 2               |
| Hoenkoop       | 1,00                   | 64  | 24             | 38             | 2               |

Schothorst (1979) gaf een prognose voor de totale zakking in 30 jaar en het aandeel van de drie componenten daarin van een veengrond zonder en een veengrond met kleidek, bij verschillende ontwateringsdiepten (tabel 19). Hierbij nam hij aan dat in deze tijd het slootpeil evenveel wordt verlaagd als het maaiveld daalt, zodat de ontwateringsdiepte gelijk blijft. De veengrond zonder kleidek zakt 1,5 à 2 maal zo snel als de veengrond met kleidek. Dit is in de eerste plaats het gevolg van het lagere organische-stofgehalte van het kleidek, waardoor dit minder in dikte zal afnemen door



oxydatie van organische stof dan een veenlaag van dezelfde dikte. Verder is het mogelijk dat het kleidek de aëratie van het onderliggende veen enigszins vermindert.

**Tabel 19** Te verwachten zakking in mm bij verschillende constante slootpeilen bij veengronden zonder en met kleidek van 0,3 à 0,4 m over een periode van 30 jaar (naar: Schothorst, 1979)

| Slootpeil<br>m - mv. | Veengrond zonder kleidek |       |       |        | Veengrond met kleidek |       |       |        |
|----------------------|--------------------------|-------|-------|--------|-----------------------|-------|-------|--------|
|                      | oxydatie                 | krimp | klink | totaal | oxydatie              | krimp | klink | totaal |
| 0,20                 | 60                       | 20    | 20    | 100    | 30                    | 10    | 10    | 50     |
| 0,40                 | 100                      | 40    | 30    | 170    | 60                    | 20    | 20    | 100    |
| 0,60                 | 150                      | 50    | 40    | 240    | 100                   | 30    | 30    | 160    |
| 0,80                 | 200                      | 60    | 50    | 310    | 140                   | 40    | 40    | 220    |
| 1,00                 | 250                      | 70    | 60    | 380    | 180                   | 50    | 50    | 280    |

Met de gegevens van Schothorst (1967, 1974, 1977, 1978, 1979, 1982) over de jaarlijkse zakking van het maaiveld, kan een globale raming worden gemaakt van de jaarlijkse CO<sub>2</sub>-emissie vanuit veengronden tengevolge van oxydatie van het veen.

Aangenomen wordt dat het veen dat wordt afgebroken, gemiddeld een volumegewicht van 0,20 g.cm<sup>-3</sup> en een organische-stofgehalte van 75% heeft. Voor het C-gehalte van de organische stof wordt 55% genomen. Een zakking van 2 mm per jaar bij een polderpeil van 20-40 cm - mv. komt dan overeen met:

$2 \times 0,20 \times 0,75 \times 0,55 \times 10^4 = 1650 \text{ kg CO}_2\text{-C per ha per jaar}$ . Dit is voor de gehele oppervlakte aan veengronden van 294 000 ha een jaarlijkse CO<sub>2</sub>-emissie van  $485 \times 10^6 \text{ kg CO}_2\text{-C}$  of ca. 1% van de jaarlijkse CO<sub>2</sub>-emissie in Nederland ( $50 \times 10^9 \text{ kg CO}_2\text{-C per jaar}$ ; Van den Born et al., 1991). Een zelfde berekening voor een zakking van 6 mm per jaar bij een polderpeil van 70 cm - mv., geeft op jaarbasis een CO<sub>2</sub>-emissie van ca. 3% van de CO<sub>2</sub>-emissie van Nederland. Verlagen van het traditionele polderpeil in veenweidegebieden naar 70 cm - mv. verdrievoudigt de emissie van CO<sub>2</sub>.

## 6.2 Uitspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater

Om de eutrofiëring van het oppervlaktewater te bestrijden, streeft de Nederlandse overheid ernaar de stikstof- en fosfaatbelasting te verminderen. In de Derde Nota Waterhuishouding is als doelstelling van het rijksbeleid geformuleerd, het terugdringen van de stikstof- en fosfaatemissies naar het oppervlaktewater met 70 resp. 75% ten opzichte van 1985. Daarnaast zijn in internationaal verband afspraken gemaakt over emissiereducties in 1995 van 50% ten opzichte van 1985. CUWVO (1988) ziet de aanpak van de fosfaatbelasting als de belangrijkste stuurvariabele om de eutrofiëring terug te dringen. Fosfaat is van oudsher in de meeste binnenwateren het beperkende nutriënt voor algengroei en de verwachting is, dat die situatie door terugdringing van de fosfaatbelasting kan worden hersteld.

Maatregelen die een bijdrage zouden kunnen leveren aan de vermindering van de fosfaatbelasting, zijn reeds genoemd in de Fosfatennota (Ministeries, 1979):

- verwijdering van fosfaat via rioolwaterzuiveringsinrichtingen;
- terugdringing van de fosfaatbelasting door wasmiddelen;
- terugdringing van de fosfaatbelasting door de landbouw;
- terugdringing van de fosfaatbelasting door de industrieën.

Voor de bestrijding van de stikstofbelasting zijn deze maatregelen, met uitzondering van de tweede, eveneens noodzakelijk. Sinds 1979 is dit pakket nog verbreed en uitgewerkt.

In het FosFri-onderzoek (Brinkman e.a., 1989) is voor vier Friese meren onderzocht welke chemische en biologische waterkwaliteitsverbetering kan worden verwacht, wanneer de volgende beheersmaatregelen worden genomen:

- fosfaatreductie bij landbouwemissies;
- baggeren van fosfaatrijk sediment;
- hydrologische maatregelen voor van de hoeveelheid in te laten IJsselmeerwater en de locatiekeuze voor deze inlaat.

Uit dit onderzoek blijkt dat het grootste effect wordt bereikt met fosfaatreductie-maatregelen voor de landbouw.

Waterkwaliteitsbeheerders gebruiken stikstof- en fosfaatbalansstudies als hulpmiddel om voor het oppervlaktewater in een bepaald gebied de grootte van de stoffenbelasting en de bijdrage door de verschillende bronnen vast te stellen. Deze kennis is onontbeerlijk om gericht maatregelen ter vermindering van de stoffenbelasting te kunnen nemen en om het effect van genomen maatregelen te voorspellen en te analyseren.

Het probleem bij het opstellen van N- en P-balansen is dat een aantal posten moeilijk is te kwantificeren. Dit geldt vooral voor de diffuse bronnen in het landelijk gebied die te zamen vaak meer dan de helft van de totale belasting vormen (Jansen, 1988). Naast de landbouw (vnl. afspoeling en uitspoeling van meststoffen) zijn deze bronnen vooral nalevering uit het bodemslib, "natuurlijke achtergrond"-uitspoeling en in mindere mate natte en droge depositie. Een extra probleem bij het opstellen van stikstofbalansen is, dat rekening moet worden gehouden met (de)nitrificatieprocessen.

De natuurlijke achtergronduitspoeling is de uitspoeling van stikstof en fosfaat als gevolg van natuurlijke processen in een niet door de mens beïnvloede, onbemeste situatie. Deze processen zijn:

- uitspoeling uit de diepere ondergrond door van nature hoge stikstof- en fosfaatconcentraties in de diepere ondergrond;
- uitspoeling uit het bodemprofiel door mineralisatie van organische stof.

Het laatste proces kan in veengronden een belangrijke rol spelen vanwege het hoge gehalte aan organische stof in deze gronden. Kennis over dit proces is voor waterkwaliteitsbeheerders in veenweidegebieden van groot belang om beter te kunnen vast-

stellen wat de bijdrage van de landbouw, in de vorm van bemesting en ontwatering van de veengronden, aan de nutriëntenbelasting in deze gebieden is.

In het volgende wordt ingegaan op de achtergronduitspoeling van stikstof en fosfaat (6.2.1), de invloed van de landbouw op de uitspoeling (6.2.2) en de uit- en afspoeling als posten op de stikstof- en fosfaatbalansen van polders (6.2.3).

### 6.2.1 Achtergronduitspoeling

Onder natuurlijke achtergronduitspoeling wordt verstaan de belasting van grond- en oppervlaktewater met mineralen na transport van het water door het bodemsysteem van natuurlijke of half-natuurlijke terreinen en andere niet-bemeste terreinen (Rijtema, 1976). Deze definitie omvat tevens de uitspoeling ten gevolge van depositie van mineralen. Deze is de tweede helft van deze eeuw echter niet meer onbeïnvloed door de mens te noemen. Dus van een echt natuurlijke uitspoeling is geen sprake meer. Daarom kan beter worden gesproken van "achtergronduitspoeling".

De chemische samenstelling van het water na het passeren van het bodemsysteem is afhankelijk van het profieltype en de chemische rijkdom van de bodem. In tabel 20 is een overzicht gegeven van de stikstof- en fosfaatgehalten van het ondiepe grondwater, tot een meter onder de grondwaterspiegel in natuurterreinen op diverse bodemsoorten. Het betreft in alle gevallen onbemeste situaties. De nadruk is hierbij gelegd op de laagvenen; de andere bodemsoorten zijn opgenomen ter vergelijking met de laagvenen.

In de eerste plaats moet bij tabel 20 worden opgemerkt dat sinds 1973 de N-depositie sterk is gestegen. Hierdoor is het mogelijk dat nu de gehalten van tabel 20 hoger zijn.

Verder zijn de gehalten van de diverse locaties niet altijd even goed vergelijkbaar als gevolg van verschillen in hydrologie en verschillen in omstandigheden op het moment van bemonsteren, zoals bemonsteringsdiepte, grondwaterstand, jaargetijde, bodemtemperatuur, nat/droog jaar enz.

In tabel 20 is te zien dat de N- en P-gehalten van het grondwater in sterke mate afhankelijk zijn van de bodemsamenstelling. Hoe rijker een bodem is aan organische stof, des te hoger zijn de gehalten aan totaal-N (vooral in de vorm van  $\text{NH}_4\text{-N}$  en org.-N), ortho-P en totaal-P in het grondwater. Duidelijk afwijkend is het P-gehalte en in mindere mate het N-gehalte van profielen die zijn ontstaan in brakke milieus. Hierbij bestaat een relatie tussen de Cl-gehalten en de N- en P-gehalten (zeeklei k en l). Dit geldt voor de meeste gronden langs de kust. Deze mariene afzettingen zijn rijk aan stikstof, fosfaat en andere mineralen. De gehalten van deze stoffen in het grondwater variëren sterk afhankelijk van de invloed van zoute kwel ter plaatse.

Tabel 20 Stikstof-, fosfaat- en chloridegehalten (mg.l<sup>-1</sup>) in de bovenste meter van het grondwater in natuurgebieden op verschillende bodems

| Bron            | Bodemsoort  | Begroeiing/ gebruik    | Prov.            | NO <sub>3</sub> -N | NH <sub>4</sub> -N | Org-N | Tot-N | Ort-P                | Tot-P                | Cl   |     |
|-----------------|-------------|------------------------|------------------|--------------------|--------------------|-------|-------|----------------------|----------------------|------|-----|
| <b>LAAGVEEN</b> |             |                        |                  |                    |                    |       |       |                      |                      |      |     |
| 1               | a           | broekveen (mesotr.)    | blauwgras        | Utr.               | 0,40               | 3,1   | 2,0   | 5,5                  | 0,33                 | 0,40 | 19  |
| 1               |             | bosveen (eutr.)        | *)               |                    | 0,20               | 6,9   | 2,6   | 9,7                  | 0,83                 | 2,90 | 44  |
| 2               | b           | broekveen (mesotr.)    | blauwgras        | Utr.               | 0,40               | 1,9   | 2,1   | 4,4                  | 0,07                 | 0,49 | ?   |
| 3               | c           | idem.                  | griend           | Z.H.               | <0,22              | 0,5   | 0,7   | 1,4                  | <0,04                | 0,29 | 32  |
| 3               | d           | idem.                  | blauwgras        | Z.H.               | <0,22              | 0,7   | 0,6   | 1,5                  | <0,05                | 0,28 | 14  |
| 3               | e           | rietzeggev. (mesotr.)  | schraall.        | Z.H.               | 0,79               | 2,4   | 0,1   | 3,3                  | 0,36                 | 0,71 | 29  |
| 4               | f           | veenmosv. (oligotr.)   | gras             | Fr.                | 0,21               | 0,94  | 2,16  | 3,31                 | 0,02                 | 0,10 | 39  |
| 4               | g           | op zeggeveen           | gras             | Fr.                | 0,40               | 3,6   | 2,2   | 6,2                  | <0,01                | 0,16 | 34  |
| 4               | h           | (mesotr.)              | gras             | Fr.                | 0,81               | 2,9   | 4,7   | 8,41                 | 0,05                 | 0,38 | 46  |
| 5               | i           | veenmosv. op zeggev.   | blauwgras        | Fr.                | 0,10               | 2,6   | 3,4   | 6,12                 | 0,11                 | 0,39 | 100 |
| 6               | j           | veenmosv. op zand      | gras             | Fr.                | <0,10              | 1,6   | 0,6   | 2,2                  | 0,03                 | 0,10 | 23  |
|                 |             | Laagveen               | gemiddeld (n=10) |                    | 0,34               | 2,02  | 1,86  | 4,23                 | 0,10                 | 0,33 |     |
|                 |             |                        | max.             |                    | 0,81               | 3,60  | 4,70  | 8,41                 | 0,36                 | 0,71 |     |
|                 |             |                        | min.             |                    | <0,10              | 0,50  | 0,10  | 1,40                 | <0,01                | 0,10 |     |
| <b>HOOGVEEN</b> |             |                        |                  |                    |                    |       |       |                      |                      |      |     |
| 4               |             | veenmosv. op zeggeveen | gras             | Ov.                | 0,55               | 4,3   | 1,5   | 6,35                 | <0,01                | 0,23 | 14  |
| 3,4,8           | ZAND (gem.) | divers                 | -                | 0,68               | 0,3                | 0,49  | 1,47  | 0,10 <sup>**</sup> ) | 0,15 <sup>**</sup> ) | 22   |     |
| 7               | RIVIERKLEI  | loofhout               | ?                | 0,30               | 0,14               | 0,39  | 0,85  | 0,01                 | 0,11                 | ?    |     |
| <b>ZEEKLEI</b>  |             |                        |                  |                    |                    |       |       |                      |                      |      |     |
| 4               | k           | loofhout               | Fr.              | 0,23               | 3,4                | 1,0   | 4,63  | 1,3                  | 1,4                  | 166  |     |
| 4               | l           | loofhout               | Fr.              | 0,69               | 6,2                | 5,0   | 11,9  | 4,7                  | 6,0                  | 5570 |     |

Locaties a t/m i hebben een kleidek

\*) zelfde locatie op 2,5 m onder grondwaterspiegel

\*\*))waarden van bron 8 op 8-10 m diepte

Bronnen: 1 = Steenvoorden en Oosterom, 1973 en Oosterom en Steenvoorden, 1974

2 = Steenvoorden, 1976

3 = Steenvoorden en Oosterom, 1975

4 = Bots et al., 1978

5 = Corpel, 1987

6 = Sikkema, 1989

7 = Rijtema, 1976

8 = RIVM, 1991

Vergelijking van de laagveenbodems onderling leert dat de variatie in N- en P-gehalten vrij groot is. Dit is gedeeltelijk het gevolg van het verschil in rijkdom van het veen, maar ook van verschillen in lokale hydrologie en omstandigheden op het moment van bemonsteren.

Tussen de trofiegraad van het veen en de P-gehalten is een vrij duidelijke relatie waarneembaar. Over het algemeen zijn de gehalten aan ortho-P en totaal-P in het mesotrofe broekveen en rietzeggeveen hoger dan in het oligotrofe tot mesotrofe veenmosveen op zeggeveen en in het oligotrofe veenmosveen op zand. Bij locatie i kan het hogere Cl-gehalte wijzen op het ontstaan onder rijkere omstandigheden. In het oogspringend zijn verder de relatief hoge gehalten aan stikstof en fosfaat in het dieper (vanaf 2 m - mv.) gelegen rijke bosveen op locatie a. Hier vindt wegzijging plaats (Wit, 1974), waardoor deze hoge gehalten niet het gevolg zijn van nutriëntrijke kwel, maar afkomstig zijn uit het eutrofe veen zelf (Oosterom en Steenvoorden, 1974).

Een relatie tussen de rijkdom van het veen en de N-gehalten in het grondwater is minder duidelijk. Vooral in het mesotrofe en oligotrofe tot mesotrofe veen verschillen de gehalten en de verhoudingen tussen de verschillende componenten nogal. De oorzaak hiervan moet worden gezocht in differentiatie in mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie als gevolg van verschillen in bemonsteringsomstandigheden. De uitzonderlijk lage gehalten van de locaties c en d kunnen worden verklaard uit het hoge lutumgehalte tot ca. 80 cm - mv. (kom-op-veengronden), waardoor meer ammonium en fosfaat worden geadsorbeerd. Voor de twee extremen in trofiegraad, het bosveen en het veenmosveen op zand, is de relatie duidelijker: het bosveen vertoont over het algemeen hogere, en het veenmosveen op zand lagere gehalten dan de overige veensoorten. Op alle locaties is het nitraatgehalte in het grondwater laag; een gevolg van de hoge denitrificatie in het anaërobe en organische-stof-rijke veen.

Aan de hand van de stikstof- en fosfaatconcentraties in het ondiepe grondwater, van waaruit uitspoeling naar het oppervlaktewater zal optreden, en het neerslagoverschot dat moet worden afgevoerd, kunnen stikstof- en fosfaatvrachten vanuit landbouwpercelen naar het oppervlaktewater worden berekend. Deze methode is door verschillende auteurs toegepast (Oosterom en Steenvoorden, 1974; Oosterom en Van den Toorn, 1982; Rijtema en Toussaint, 1983; Pankow e.a., 1985). Op deze wijze kan slechts een globale raming worden gemaakt, omdat het grondwater een lange weg door het profiel heeft te gaan, voordat het uitspoelt en daardoor onderhevig is aan processen van denitrificatie, anaërobe mineralisatie en uitwisseling met het adsorptiecomplex.

De meest relevante N- en P-gehalten zijn die van het onder de sloot- of greppelbodem opkwellend grondwater. Oosterom en Van den Toorn (1982) vonden in een veenweideperceel een grote toename van het ammonium- en het fosfaatgehalte in het bovenste grondwater met de door het grondwater afgelegde transportafstand. Deze toename is een gevolg van het vrijkomen van ammonium en fosfaat uit de organische stof door anaërobe mineralisatie en door denitrificatie, waarbij organische koolstof als oxydeerbare stof fungeert. Een andere verklaring kan zijn dat gedurende het transport verrijking met nieuw uitgespoelde nutriënten optreedt.

Uitgaande van de gemiddelde N- en P-gehalten voor onbemest, matig ontwaterd laagveen in tabel 20, en een gemiddeld jaarlijks neerslagoverschot van 300 mm kan voor de Nederlandse laagveengronden een schatting worden gemaakt van de orde van grootte van de achtergronduitspoeling uit het bovenste deel van het profiel (tabel 21).

*Tabel 21 Schatting van de achtergronduitspoeling van stikstof en fosfaat uit het bovenste deel van het profiel van Nederlandse onbemeste laagveengronden in  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$  N en P*

| $\text{NO}_3^-$ | $\text{NH}_4^+$ | Min-N | Org-N | Tot-N | Ort-P | Tot-P |
|-----------------|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1               | 6               | 7     | 5     | 12    | 0,3   | 1,0   |

De nitraatuitspoeling uit onbemeste laagveengronden is gering in verhouding tot de totale stikstofuitspoeling. De minerale stikstof en het orthofosfaat zijn op deze onbemeste terreinen afkomstig van mineralisatie van het veen. In par. 6.1 is gesteld dat voor laagveengronden met een hoog polderpeil de stikstofmineralisatie ca.  $115 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$  N bedraagt, waarvan  $80 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$  door het gewas wordt opgenomen en  $35 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$  minerale-N niet wordt opgenomen. Voor een gemiddeld klimatologisch jaar bedraagt de gemiddelde denitrificatiecoëfficiënt, de fractie van de niet door het gewas opgenomen nitraat-N die wordt gedenitrificeerd, in veen 0,75 (Rijtema, 1978). Van de minerale-N die achterblijft in de bodem wordt gemiddeld  $26 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$  gedenitrificeerd en komt  $9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$  terecht in het grondwater en kan uitspoelen. De uitspoeling van  $9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$  minerale-N komt goed overeen met de in tabel 21 gegeven  $7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}$ . Beide cijfers zijn het resultaat van zeer globale berekeningen, waarbij geen rekening is gehouden met processen tijdens het transport door het verzadigde profiel naar de drainagemiddelen.

Behalve de uitspoeling uit het ondiepe bodemprofiel kan er in een kwelsituatie uitspoeling plaatsvinden uit de diepere ondergrond. In vrijwel al het diepe grondwater van Zeeland, Zuid-Holland, Noord-Holland en de kop van Groningen en Friesland worden hoge gehalten aan stikstof en fosfaat aangetroffen (Werkgroep Midden-West-Nederland, 1976; Steenvoorden en Pankow, 1976; Bots et al., 1978; Werkgroep Noord-Holland, 1982). De gehalten lopen sterk uiteen. Op veel plaatsen komen veen en/of veenresten op verschillende diepten voor. Met vrij grote zekerheid zijn de hoge concentraties van stikstof en fosfaat in dit brakke milieu mede het gevolg van de aanwezigheid van (veel) organische stof.

De belasting als gevolg van uitspoeling uit de diepere ondergrond is afhankelijk van de N- en P-concentraties van het kwelwater en de kwelintensiteit. N- en P-vrachten in kwelwater zijn voor Nederland berekend voor het gemiddelde weerjaar 1985 door Kroes et al. (1990) op basis van gemeten concentraties in het eerste filter (8-10 m - mv.) van het landelijk grondwaterkwaliteitsmeetnet (RIVM, 1985) (fig. 31).

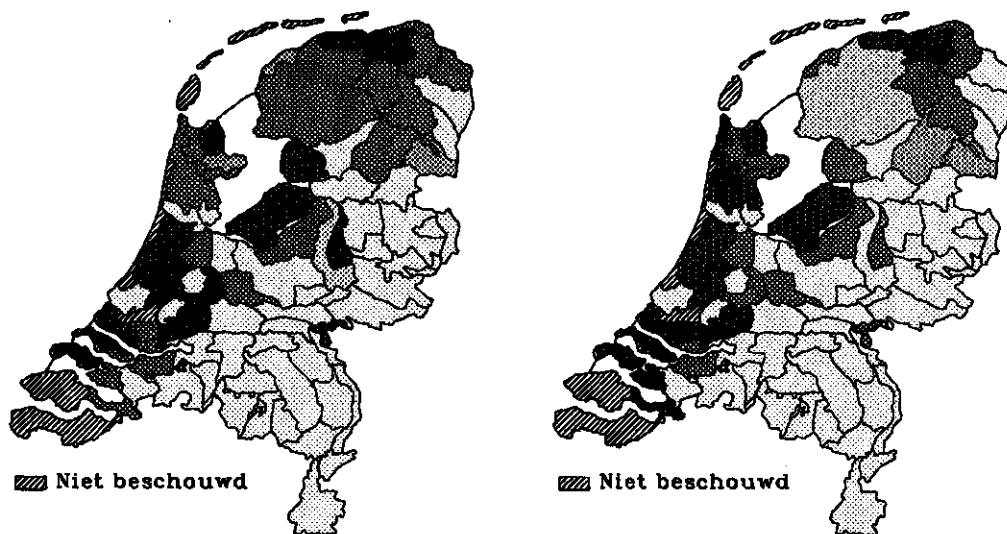
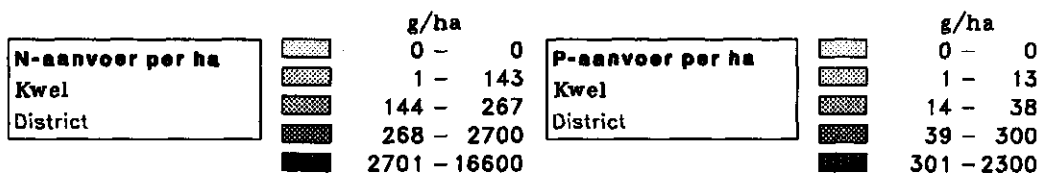


Fig. 31 N-vrachten en P-vrachten in kwelwater voor het gemiddelde weerjaar 1985 (naar: Kroes et al., 1990)

### 6.2.2 Landbouwinvloed op de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater

Invloed van landbouwkundige activiteiten op de uitspoeling van stikstof en fosfaat naar het grond- en oppervlaktewater doet zich gelden in de vorm van bemesting en ontwatering.

#### *Bemesting*

Overtollige meststoffen kunnen vanuit de onverzadigde zone uitspoelen naar het grondwater en via het grondwater naar het oppervlaktewater worden getransporteerd. Daarnaast kunnen in veengronden meststoffen snel uitspoelen naar het grondwater via krimpscheuren in het veen en onder natte omstandigheden over het bodemoppervlak afspoelen naar het oppervlaktewater. De mate van ontwatering is in belangrijke mate van invloed op deze beide processen.

De meeste auteurs in tabel 20 vergelijken in hun studies de stikstof- en fosfaatgehalten in het ondiepe grondwater van laagveennatuurterreinen met dezelfde gehalten van, qua bodemsoort, min of meer vergelijkbare landbouwpercelen. Worden de ge-

halten van de landbouwpercelen uitgedrukt ten opzichte van de bijbehorende natuurterreingehalten dan worden de in tabel 22 gegeven verhoudingsgetallen verkregen.

*Tabel 22 De verhouding, als verhoudingsgetallen, tussen de gehalten aan stikstof, fosfaat en chloride in de bovenste meter van het grondwater van landbouwpercelen op laagveengronden en van deze gehalten van (min of meer) vergelijkbare natuurterreinen*

| Bron | NO <sub>3</sub> -N | NH <sub>4</sub> -N | Org-N | Tot-N | Ort-P | Tot-P | Cl    | Opmerkingen                                     |
|------|--------------------|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|---|
| 1    | 1-2                | 3-5                | 1-3   | 3-4   | 7-8   | 10-12 | 10-17 | natuur: mesotroof veen<br>landb.: eutroof veen  |
| 3    | >1                 | 0,5-1              | 0,5   | 0,5-1 | <1    | 0,5   | 0,5-2 | natuur en landbouw:<br>klei(ig) tot 80 cm - mv. |
| 4*   | 1,5-5              | 1,5-6              | 0,5   | 1-2,5 | <1    | 0,5   | 4     | natuur: oligo- tot mesotr.<br>landb.: mesotroof |
| 5    | 2,5                | 1                  | 1     | 1     | 2     | 1     | 4     | natuur: kleidek 20 cm<br>landb.: kleidek 50 cm  |
| 6    | 1                  | 4                  | 1     | 3     | 1     | 1     | 1,5   | natuur en landbouw:<br>geen kleidek             |
| Gem. | 2,5                | 1,5                | 1,5   | 1,5   | <0,1  | 0,5   |       |   |

verhoudingsgetal= landbouwperc./natuurterrein  
bronverwijzing, zie tabel 19

\* niet vergeleken met de door bron 4 gegeven gemiddelden voor landbouw, maar met een landbouwperceel in het Noorden (Steenvoorden en Oosterom, 1977)

Gem. = Gemiddelden uit tabel 20 vergeleken met gemiddelden voor landbouw van bron 4

Uit de opmerkingen in tabel 22 blijkt dat de landbouwpercelen en natuurterreinen niet in alle gevallen goed vergelijkbaar zijn. Dit geldt voor de gegevens van de bronnen 1 en 4, en 3 en 5: er is verschil in trofiegraad resp. in de dikte van het kleidek. In één van de twee landbouwpercelen van bron 1 treedt zoute kwel op. Hier worden de hoogste gehalten gevonden. Ook in het perceel van bron 5 is zoute kwel geconstateerd. Of de gemiddelde waarden goed vergelijkbaar zijn, is de vraag, omdat niet duidelijk is in hoeverre beide representatief zijn voor de Nederlandse laagveengebieden (trofiegraad, zoute kwel). Goed vergelijkbaar zijn de gegevens van bron 6. Hier zijn het onderzochte landbouwperceel en het natuurterrein naast elkaar gelegen. Voor alle bronnen geldt dat de landbouwpercelen dieper worden ontwaterd. Dit kan weinig zijn, slootpeil 10-20 cm lager (bronnen 1, 3, 6), of veel, slootpeil 50-80 cm lager (bronnen 4 en 5). De bemesting verschilt waarschijnlijk eveneens per bron. Gedetailleerde gegevens over de bemesting waren voor de meeste percelen niet beschikbaar. De veebezetting bedraagt voor de meeste percelen 2 à 2,5 grootvee-eenheden per ha. Op het perceel van bron 6 wordt geen kunstmest toegediend, maar wel stalmest uitgereden. Het Cl-gehalte kan een aanwijzing zijn voor het bemestingsniveau: hoge Cl-gehalten wijzen op een zware bemesting, mits er geen zoute kwel optreedt en het veen geen mariene herkomst heeft.

Uit tabel 22 blijkt dat over het algemeen de minerale-N- en totaal-N-gehalten hoger zijn voor de landbouwpercelen. De organisch-N-gehalten zijn ongeveer gelijk voor landbouwpercelen en natuurterreinen. De nitraatgehalten van de landbouwpercelen zijn over het algemeen hoger dan die van de natuurterreinen, maar absoluut gezien en in verhouding tot de totale hoeveelheid stikstof zijn het geen hoge gehalten. Uitspoeling van nitraat afkomstig van meststoffen doet zich op laagveenbodems nau-



welijks voor als gevolg van de hoge denitrificatiecapaciteit van het anaërobe en organische-stof-rijke veen (Steenvoorden en Toussaint, 1974).

Uitschieters binnen de  $\text{NO}_3$ -gehalten vormen de percelen van de bronnen 4 en 5. Het perceel van bron 4 is het diepst ontwaterd, waardoor de denitrificatie lager is in de drogere en grotere onverzadigde zone dan in minder ontwaterde percelen. Bij het perceel van bron 5 speelt mogelijk mee dat bemonsterd is direct na een hoge mestgift, voordat het mestnitraat is gedenitrificeerd. Het relatief hoge gehalte van  $2,5 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$  is 23 dagen later gereduceerd tot een gehalte  $<0,1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$  als gevolg van denitrificatie.

Het  $\text{NH}_4$ -gehalte van de landbouwpercelen is hoger dan dat van de natuurterreinen als gevolg van uitspoelende meststoffen. Een uitzondering hierop vormen de percelen van bron 3, waar het gehalte gelijk is aan of zelfs lager is dan dat van vergelijkbare natuurterreinen. Waarschijnlijke oorzaak hiervan is het hoge lutumgehalte tot 80 cm - mv., waardoor het ammonium uit de meststoffen wordt vastgelegd.

De ortho- en totaal-P-gehalten van de landbouwpercelen zijn bijna alle gelijk aan of lager dan die van vergelijkbare natuurterreinen. In de landbouwpercelen worden geen hogere gehalten aangetroffen dan in de natuurterreinen als gevolg van vastlegging van het mestfosfaat in de bodem. Drijfmest bestaat voor 80% uit anorganisch en voor 20% uit organisch fosfaat. Deze laatste vorm wordt in de bodem zeer snel gemineraliseerd (Gerritse, 1977). Toch is er ook een klein deel (ca. 1%) oplosbaar organisch-P in drijfmest dat kan uitspoelen (Gerritse et al., 1982). In tabel 22 is niet terug te vinden dat uit de landbouwpercelen extra organisch-P uitspoelt.

Het opgeloste anorganische fosfaat kan in de bodem worden gebonden aan ijzer- en aluminiumverbindingen, kleimineralen en carbonaten. Het fosfaatbindend vermogen is voor organisch-P aanzienlijk minder dan voor anorganisch-P (De Molenaar, 1980). Hoewel het proces van fosfaatbinding in veengronden nog niet in detail bekend is, hebben Schoumans et al. (1988) een schatting gemaakt van het fosfaatbindend vermogen van veengronden met een hoge grondwaterstand. Deze bedraagt tot aan de gemiddelde hoogste grondwaterstand ongeveer 2,5-5,0 ton  $\text{P}_2\text{O}_5$  per ha. Bij klei of bij een lagere grondwaterstand is het fosfaatbindend vermogen groter. Alle landbouwpercelen uit tabel 22, behalve dat van bron 6, hebben een kleidek variërend van 20 tot 80 cm. Het perceel van bron 6 heeft in de bovengrond tot ca. 12 cm - mv. enige lutumbijmenging. Daarbij hebben enkele percelen een lagere grondwaterstand. Naar verwachting is het fosfaatbindend vermogen van alle percelen groter dan 2,5-5,0 ton  $\text{P}_2\text{O}_5$  per ha. Volgens Schoumans et al. (1988) is een volledige doorslag, waarbij als gevolg van verzadiging het gehele fosfaatoverschot in het grondwater terecht komt, in veenweidegebieden op korte termijn niet te verwachten, maar is op de kwetsbare gronden bij de wettelijk toegestane giften wel een duidelijk gevaar voor uitspoeling aanwezig.

Er is een extra uitspoelingsrisico van fosfaat op veengronden, doordat fosfaat complexen kan vormen met mobiele organische zuren. Dit risico is groter naarmate het veen zuurder is. Resultaten van percolatieproeven met lysimeters met veen van Scheffer en Blankenburg (1983) geven aan dat zure laagveengronden ( $\text{pH} < 4$ ) een

verhoogd risico voor P-uitspoeling hebben. Dit risico is extra groot als dierlijke mest wordt toegediend, omdat deze al veel colloïdaal-gebonden, en daardoor mobiel, organisch-P bevat (Scheffer et al., 1986).

Uitzonderlijk hoog zijn de ortho-P-gehalten van de percelen van de bronnen 1 en 5 en de totaal-P-gehalten van de percelen van bron 1. Voor een van de percelen van bron 1 en voor dat van bron 5 is dit waarschijnlijk het gevolg van de invloed van zoute kwel. Voor het andere perceel van bron 1 is de oorzaak niet helemaal duidelijk. De trofiegraad zal een rol spelen en wellicht is mestfosfaat via krimp-scheuren in het grondwater terecht gekomen. Oosterom en Steenvoorden (1974) geven hier geen uitsluitel over.

### *Ontwatering*

Verlaging van de grondwaterstand beïnvloedt de N- en P-uit- en afspoeling via een aantal processen (tabel 23). Naast het effect op de uit- en afspoeling heeft ontwatering gevolgen voor de daling van het maaiveld.

**Tabel 23** *Effecten van grondwaterstandsverlaging op de processen die de uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat beïnvloeden en daarmee op de uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat in veenweidegebieden*

| Proces                              | Effect op |           |          |
|-------------------------------------|-----------|-----------|----------|
|                                     | proces    | uitspoel. | afspoel. |
| 1 Mineralisatie van veen            | +         | +         | 0        |
| 2 Denitrificatie                    | -/+       | +/-       | 0        |
| 3 Snel-transport via krimp-scheuren | +         | +         | -        |
| 4 Kwel                              | +         | +         | 0        |
| 5 Gewasopname                       | +         | -         | 0        |
| 6 Bergend en bindend vermogen       | +         | -         | -        |
| 7 Interflow                         | -         | -         | -        |
| 8 Afspoeling over oppervlak         | -         | 0         | -        |

(+ = toename, - = afname, 0 = geen effect)

### *1 Mineralisatie van veen*

Grondwaterstandsverlaging van veen leidt tot een diepere aëratie van het profiel en daarmee tot een verhoogde mineralisatie van het veen (fig. 32).

De jaarlijkse hoeveelheden gemineraliseerde stikstof van figuur 32 zijn berekend uit de door Schothorst (1977) gegeven extra N-opname door het gewas zonder stikstof-toediening op veengrasland ten opzichte van de gewasopname op klei- en zandgronden, uitgaande van een opnamepercentage van de gemineraliseerde stikstof van 70% (zie 6.1). De niet door het gewas opgenomen gemineraliseerde stikstof zal gedeeltelijk in de bodem worden vastgelegd, gedeeltelijk worden gedenitrificeerd en gedeeltelijk uitspoelen. Ter compensatie van de extra N-mineralisatie wordt op dieper ontwaterde veenweilanden jaarlijks 250 kg werkzame stikstof geadviseerd in plaats van 400 kg.ha<sup>-1</sup> (Van den Ham, 1989).

De potentiële relatieve afbraaksnelheid van veen neemt toe met de diepte tot de GLG (tabel 13), zodat bij het verlagen van het slootpeil de afbraak en daarmee de N- en P-mineralisatie meer dan evenredig zullen toenemen (zie fig. 32). Na langere tijd zal de afbraaksnelheid van het pas ontwaterde veen relatief sterk zijn afgenomen en in dezelfde grootte-orde liggen als van het al langer ontwaterde veen.

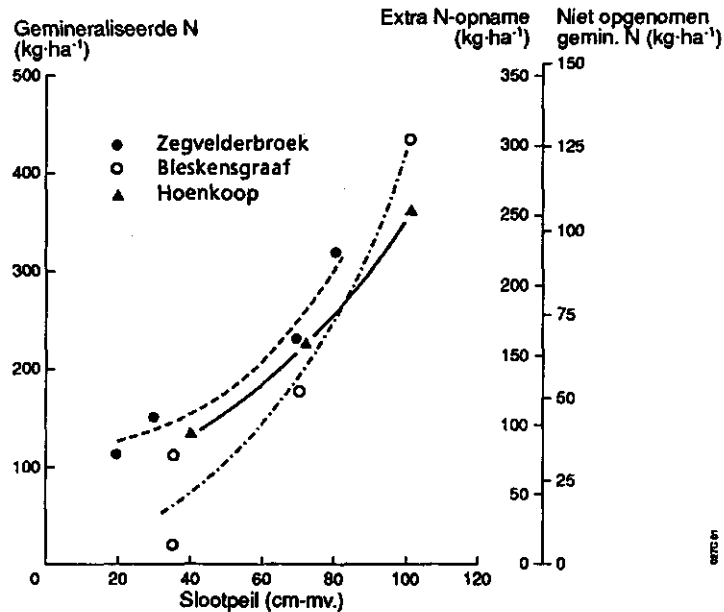


Fig. 32 Verband tussen het polderpeil en de omvang van de jaarlijkse mineralisatie van stikstof in veengrasland (naar: Schothorst, 1977)

## 2 Denitrificatie

De denitrificatiecoëfficiënt is afhankelijk van de drukhoogte van het vocht in het profiel (tabel 24).

Tabel 24 Relatief verlies aan niet door de plant opgenomen nitraatstikstof ten gevolge van denitrificatie in veen bij verschillende drukhoogten (naar Rijtema, 1980)

| Drukhoogte (pF) | Denitrificatiecoëfficiënt (-) |
|-----------------|-------------------------------|
| verzadiging     | 0,85                          |
| 1,7             | 0,85                          |
| 2,4             | 0,75                          |
| 2,9             | 0,70                          |
| 3,4             | 0,60                          |

Bij diepere ontwatering is de onverzadigde zone groter en gemiddeld gezien droger. De verblijftijd van het nitraat in de (bijna) verzadigde zone, waar de denitrificatie het hoogst is, is bij diepere ontwatering korter. Als gevolg hiervan neemt de

denitrificatie in het totale profiel af en spoelt meer nitraat-N uit. Treedt echter interflow op in de situatie met minder diepe ontwatering, dan heeft diepere ontwatering een verhogend effect op de denitrificatie en een verlagend effect op de nitraat-uitspoeling (zie ook 7).

### *3 Snel-transport via krimpscheuren*

Door indroging van klei en veen ontstaat een netwerk van grote en kleine krimpscheuren dat tot aan het grondwater reikt. Naarmate het veen dieper is ontwaterd, zijn de scheuren dieper en is hun oppervlak aan maaiveld groter. Wordt drijfmest uitgereden op een tijdstip in het najaar wanneer de grondwaterstand nog diep is en treedt daarna een periode op met neerslagoverschotten, dan vindt door de scheuren snel-transport van mestdeeltjes naar het grondwater en naar het oppervlaktewater plaats. Op het ROC Zegveld zijn in het najaar verhoogde stikstof- en fosfaatgehalten in het grond- en oppervlaktewater gemeten die worden toegeschreven aan dit proces (Pankow et al., 1985). Het tijdstip van bemesten is hierbij van groot belang. Daarnaast spoelen in de scheuren brokjes veen, die snel worden gemineraliseerd, waarna de vrijgekomen nutriënten uit kunnen spoelen naar grond- en oppervlaktewater.

### *4 Kwel*

Bij diepere ontwatering wordt het verschil in potentiaal tussen het diepe en het ondiepe grondwater, als diep - ondiep potentiaal, groter of minder negatief. Als gevolg hiervan neemt de kwel toe, verandert wegzijging in kwel of neemt de wegzijging af. Bevat het kwelwater hogere gehalten aan nutriënten dan betekent dit een extra aanvoer naar het oppervlaktewater. Bij afnemende wegzijging betekent dit een verminderde afvoer van nutriënten naar het diepere grondwater en een toename van de afvoer naar het oppervlaktewater.

### *5 Gewasopname*

Diepere ontwatering ten opzichte van het traditionele slootpeil van 30 à 40 cm - mv. geeft op veenweidepercelen een hogere bruto drogestofproductie als gevolg van verlenging van het groeiseizoen en diepere beworteling. Hierdoor worden meer nutriënten door het gewas opgenomen (fig. 32).

### *6 Bergend en bindend vermogen*

Bij diepere ontwatering is de onverzadigde zone groter. Hierdoor kan een groter deel van het neerslagoverschot in de bodem worden geborgen dat dan niet tot uit- of afspoeling komt. Dit is vooral van belang bij neerslagpieken. Bovendien is ook een grotere profieldiepte beschikbaar voor de vastlegging van ammonium en fosfaat. Dit laatste is slechts een tijdelijk effect, want ook de extra beschikbare profieldiepte zal ooit verzadigd raken met fosfaat, waarna de uitspoeling weer zal toenemen.

### *7 Interflow*

In veenweidepercelen met een hoge grondwaterstand vindt een snelle afvoer van het neerslagoverschot plaats via ondiepe grondwaterstroming in de bovenste decimeters van het profiel naar greppels en sloten. Deze grondwaterstroming wordt interflow genoemd. De greppelafvoer bedraagt op deze percelen vaak de helft van de totale afvoer (Pankow et al., 1985). Stikstof en fosfaat uit mest kunnen zo snel uitspoelen naar het oppervlaktewater. Door de korte verblijftijd in de bodem is de denitrificatie

van nitraat slechts gering. Omdat de stroming plaatsvindt via het bovenste deel van het profiel, waarin relatief veel fosfaat is opgeslagen, kan een extra fosfaatbelasting worden verwacht. In percelen die dieper zijn ontwaterd, treedt geen of minder interflow op. De afvoer vindt dan voor een groter deel plaats via diepere grondwaterstromingen. De verblijftijd van het water en daarmee ook de denitrificatie van nitraat, is in een situatie zonder interflow vele malen groter dan in een situatie met interflow. In een situatie zonder interflow spoelt veel minder nitraat en fosfaat uit dan in een situatie met interflow.

#### *8 Afspoeling over oppervlak*

Afspoeling zal vooral optreden in het najaar, de winter en het begin van het voorjaar als de bodem tot aan het maaiveld is verzadigd met water of is bevroren. In veengronden met het traditionele slootpeil zijn de grondwaterstanden in de natte periode veelal hoog en is het profiel nagenoeg verzadigd tot aan maaiveld. Het neerslagoverschot kan niet in de bodem worden geborgen en stroomt via het oppervlak naar greppels en sloten, daarbij meststoffen en bij hoge stroomsnelheden gronddeeltjes meenemend. In dieper ontwaterde veengronden kan meer water worden geborgen in de onverzadigde zone en op het maaiveld door het ontbreken van greppels en de holle ligging als gevolg van zakking door krimp. Hierdoor wordt minder neerslag oppervlakkig afgevoerd en spoelt minder stikstof en fosfaat in de vorm van mest- en gronddeeltjes af. Volgens Steenvoorden (1988) bedraagt de gemiddelde jaarlijkse oppervlakte-afvoer voor veen 150 mm bij een ontwateringsdiepte van 30 cm - mv. en 70 mm bij een ontwateringsdiepte van 60 cm - mv. 80% van deze oppervlakte-afvoer vindt plaats in de periode september tot en met januari (Steenvoorden en Buitendijk, 1980). Op ROC Zegveld zijn op het perceel met hoog peil meer malen hogere N- en P-gehalten in het slootwater gemeten, als gevolg van afspoeling van drijf- en kunstmest, dan op het perceel met laag peil (Pankow et al., 1985). Het tijdstip van bemesten in samenhang met de neerslagintensiteit is hierbij van cruciaal belang.

Omdat bovengenoemde processen gezamenlijk optreden en in verschillende richting werken, en het van de specifieke omstandigheden afhangt welke processen het grootste aandeel hebben, is het niet mogelijk om in het algemeen aan te geven wat het effect van ontwatering is op de stikstof- en fosfaatbelasting. In de literatuur bestaat verschil van mening over het effect in het algemeen van diepere ontwatering in veenweidegebieden.

Volgens Rijtema (1976 en 1978) en Rijtema et al. (1982) is het effect van diepere ontwatering voor het oppervlaktewater overwegend vermindering van de belasting met nutriënten, omdat de belangrijkste processen bij diepere ontwatering de afname van ondiepe, snelle stroming naar greppels en sloten en de reductie van de afspoeling zijn. De Molenaar (1980) brengt hier tegen in, dat diepere ontwatering leidt tot verdichting van de bovengrond door zwaardere berijding, hogere veebezetting, krimp en zetting van de bovengrond en tot irreversibele uitdroging van het veen, waardoor de mogelijkheid van herbevochtiging zeer klein is geworden. Hierdoor wordt volgens De Molenaar het verminderende effect van diepere ontwatering op de afspoeling te niet gedaan. De Molenaar vergeet hierbij echter de toename van de oppervlakte aan krimpscheuren, waardoor de infiltratie toeneemt, de grotere bergingsmogelijkheid

op het maaiveld als gevolg van het ontbreken van greppels en de holle ligging van dieper ontwaterde percelen. De Molenaar is van mening dat van peilverlaging een eutrofiërend effect is te verwachten, vooral als gevolg van de toename van de mineralisatie.

Pankow et al. (1985) geven aan dat vooral de algemene bemestingsmaatregelen bepalend zijn voor het effect van ontwatering op de uit- en afspoeling. Het verbod tot uitrijden van drijfmest in najaar en winter zal vooral leiden tot een verlaging van de belasting bij hoog peil, waardoor de milieuvordelen van laag peil (processen 5 t/m 8) gedeeltelijk wegvallen. Volgens Steenvoorden (mond. med. in: Joosten en Terwan, 1990) vermindert de belasting bij laag peil nauwelijks, als gevolg van een hogere belasting van het oppervlaktewater via grondwatervoeding. Goossensen (1989) stelt dat een kwalitatieve beschouwing van de deelaspecten van het effect van drainage op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater geen uitsluitsel kan geven over het totaal effect. Hij stelt dat hiervoor een kwantitatieve benadering noodzakelijk is.

Om het gecombineerde effect te bepalen van de processen van ontwatering van veengronden, op de uit- en afspoeling van stikstof en fosfaat naar grond- en oppervlaktewater is het noodzakelijk deze processen kwantitatief in hun onderlinge samenhang te beschouwen en afhankelijk van specifieke omstandigheden als: de ontwateringsdiepte, de rijkdom van het veen, de meteorologische condities, het bemestingsniveau en -tijdstip, de aanwezigheid van een kleilaag en de kwel/wegzijgingsintensiteit. Een bruikbaar instrument daarvoor is een nutriëntenhuishoudings-computermodel waarin al deze aspecten zijn betrokken. Zo'n model is ANIMO dat speciaal is ontwikkeld voor de simulering van de stikstofuitspoeling en later is uitgebreid voor de simulering van de fosfaatuitspoeling.

Behalve bovenbehandelde processen spelen nog andere aspecten bij diepere ontwatering van veengronden, zoals de mogelijkheid van intensiever landgebruik, de mogelijkheid om langer mest uit te rijden en het langzame verdwijnen van het veen als gevolg van oxydatie van het veen.

### 6.2.3 Uit- en afspoeling als posten op stikstof- en fosfaatbalansen

Bij de stoffenbalansen die waterkwaliteitsbeheerders opstellen voor bepaalde gebieden aan de hand van de waterbalans van dat gebied en de concentraties van stoffen in de betreffende wateren, richt men zich meestal op chloride, totaal-N en totaal-P, soms op  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , Kjeldahl-N en ortho-P. Omdat chloride een inerte stof is, is de chloridebalans een hulpmiddel ter controle van de waterbalans. Stikstof- en fosfaatbalansen zijn van belang als hulpmiddel bij de terugdringing van de eutrofiëring van de oppervlaktewateren. Met de balansen kan een indruk worden verkregen van de grootte van de belasting en de bijdrage van de verschillende posten.

De algemene vergelijking voor de nutriëntenbalans van een water is:

$$N + I + U_s + A_s + K + O_i = U + I_n f + \Delta B_{op} + \Delta B_w + \Delta B_a (+ V) \quad (50)$$

Met:

- N = atmosferische depositie op open water;
- I = ingelaten water;
- U<sub>s</sub> = uitspoeling van meststoffen en natuurlijke uitspoeling;
- A<sub>s</sub> = afspoeling van meststoffen;
- K = kwel (negatief: wegzijging);
- O<sub>i</sub> = overige inlaat (effluenten AWZI's, riolering, industrie, recreatie, spoelwater melktanks, stalwater, mestlozingen);
- U = uitlaat en doorlaat van water;
- I<sub>n</sub>f = infiltratie in de bodem;
- ΔB<sub>op</sub> = verandering van de berging in oppervlaktewater;
- ΔB<sub>w</sub> = verandering van de berging in waterbodem;
- ΔB<sub>a</sub> = verandering van de berging in algen;
- V = vervluchtiging (voor stikstof).

Een deel van de termen van vergelijking (50) is redelijk goed vast te stellen door het meten van debieten en concentraties. Het andere deel is moeilijk of niet te meten en wordt vaak als restpost afgeleid uit de balans. Fouten of onzekerheden van de andere termen werken dan door in deze restterm. Moeilijk of niet te bepalen zijn vooral de termen: U<sub>s</sub>, A<sub>s</sub>, ΔB<sub>w</sub> en V.

De ervaring van de waterkwaliteitsbeheerders in het Nederlandse veenweidegebied leert dat van de totale stikstof- en fosfaatafvoer, het aandeel van de diffuse bronnen in het landelijk gebied vaak de helft of meer is. Deze bronnen betreffen de onzekere termen uit- en afspoeling van meststoffen en achtergronduitspoeling, en eventueel nalevering uit het bodemslib. Onderscheid maken tussen deze termen is meestal moeilijk, hetgeen het nemen van gerichte maatregelen om de nutriëntenbelasting te reduceren bemoeilijkt.

Uit balansstudies door enkele waterkwaliteitsbeheerders zijn de termen uit- en afspoeling van meststoffen, achtergronduitspoeling en kwel gegeven in tabel 25.

De balanstermen uit- en afspoeling van meststoffen, achtergronduitspoeling en kwel kunnen te zamen een aanzienlijk deel van de totale N- en P-belasting in laagveengebieden vormen. Het zijn belangrijke bronnen om, zo mogelijk, aan te pakken bij de terugdringing van de eutrofiëring. In geen van de balansstudies is het mogelijk geweest onderscheid te maken tussen uitspoeling en afspoeling van meststoffen (tabel 25). Slechts in één studie is een schatting gemaakt van de achtergronduitspoeling; in de andere studies is deze term ondergebracht bij de term uit- en afspoeling van meststoffen. In alle studies, behalve die van bron 3, is de uit- en afspoeling als restterm berekend. In de studie van bron 3 is deze term verkregen door de N- en P-gehalten in het ondiepe grondwater te vermenigvuldigen met het neerslagoverschot.

De onzekerheid over de juistheid van deze term is dus in alle studies groot, temeer omdat in de meeste studies geen rekening is gehouden met de bergingsverandering in het bodemslib. Dit houdt een onderschatting van de uit- en afspoelingsterm in.

De berging in het bodemslib kan aanzienlijk zijn voor fosfaat, zoals bron 5 laat zien: de resultante van uit- en afspoeling minus de bergingsverandering in het bodemslib is hier negatief. Omdat de uit- en afspoeling waarschijnlijk groter dan 0 zijn, is dus de vastlegging in het bodemslib groter dan  $3,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ . De schattingen van de natuurlijke bodemuitspoeling van bron 2 zijn verkregen aan de hand van waarden uit de literatuur die niet specifiek geldend zijn voor het betreffende gebied. Deze schattingen zijn in vergelijking met de waarden van tabel 21 vrij laag.

*Tabel 25 N- en P-belasting ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ ) in de vorm van uit- en afspoeling van meststoffen U/A), achtergronduitspoeling (AU) en kwel (Kw) in een aantal laagveengebieden*

| Bron | Gebied   | Onderzoeks-<br>periode | Totaal-N  |         |          | Totaal-P  |         |          |
|------|--|------------------------|-----------|---------|----------|-----------|---------|----------|
|      |  |                        | U/A       | AU      | Kw       | U/A       | AU      | Kw       |
| 1    | Friesland<br>veengeb.                          | 1984 t/m<br>1988       | 38,8 (83) | -       | -        | 1,9 (62)  | -       | -        |
| 2    | Wilnis-<br>Veldzijde                           | jun. '86-<br>jun. '87  | 28,5 (16) | 3,6 (1) | 197 (74) | 1,0 (9)   | 0,2 (2) | 9,3 (84) |
| 3    | Bergambacht                                    | apr. '88-<br>apr. '89  | 56,4 (54) | -       | 1,1 (1)  | 5,2 (51)  | -       | 0,08 (1) |
| 4    | Kortenhoef                                     | 1988                   | -         | -       | -        | 3,7 (22)  | -       | 1,6 (9)  |
| 4    | Hollands<br>Ankeveen                           | 1988                   | -         | -       | -        | 1,1 (25)  | -       | 1,4 (32) |
| 4    | Stichts<br>Ankeveen                            | 1988                   | -         | -       | -        | 1,1 (15)  | -       | 3,2 (44) |
| 5    | Rijnland                                       | jan. '80-<br>jan. '81  | -         | -       | -        | -3,9* (?) | -       | -        |
| 6    | Ver. Raaks-<br>maats-Niedor-<br>perkoggeboezem | apr. '79-<br>mrt. '80  | -         | -       | -        | 2,1* (?)  | -       | -        |

de getallen tussen haakjes geven de belasting als percentage van de totale gebiedsbelasting.  
- = niet bekend

\* uit- en afspoeling minus vastlegging in waterbodem

Bronnen: 1 = Provincie Friesland, Hoofdgroep Waterstaat en Milieu, 1990

2 = De Boer, 1987

3 = Oosterberg et al., 1989

4 = Verstraelen et al., 1989

5 = Hoogheemraadschap Rijnland, 1984 in Steenvoorden en De Heus, 1984

6 = Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen in Kennermerland en Westfriesland, 1982 in Steenvoorden en De Heus, 1984

Vergelijking van de uit- en afspoelings termen van tabel 25 met de geschatte achtergronduitspoeling van tabel 21 leert dat de achtergronduitspoeling een niet te verwaarlozen post is op de N- en P-balansen. De term kwel is sterk gebiedsafhankelijk en kan zeer groot tot zeer klein zijn.



#### 6.2.4 Conclusies

De bijdrage vanuit het landelijk gebied aan de stikstof- en fosfaatbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden is groot: 50 tot 95% van de totale gebiedsbelasting.

De belangrijkste bronnen zijn uit- en afspoeling van meststoffen, achtergronduitspoeling, kwel en nalevering uit de onderwaterbodem en de N-depositie. De grootte van de bijdrage van elke bron wordt sterk bepaald door specifieke omstandigheden als de rijkdom van het veen, de ontwateringsdiepte, het bemestingsniveau en -tijdstip, meteorologische condities, het wel of niet aanwezig zijn van een kleidek. De achtergronduitspoeling is een niet te verwaarlozen bron.

Voor waterkwaliteitsbeheerders is het van belang om meer inzicht te krijgen in zowel de kwantitatieve bijdrage van de verschillende bronnen, als in de processen die de bijdrage van de verschillende bronnen sturen, zodat zij gerichte maatregelen kunnen nemen om de stikstof- en fosfaatbelasting te reduceren. Daartoe is het noodzakelijk dat processen afzonderlijk worden bestudeerd, zoals de afbraak en mineralisatie van het veen en de vastlegging van stikstof en fosfaat in het veen.

Bovendien is het van belang de sturende processen in hun onderlinge samenhang en afhankelijk van hun randvoorwaarden te bestuderen met een computermodel dat de nutriëntenhuishouding als functie van de waterhuishouding simuleert.

## 7 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

### 7.1 Conclusies

In het *literatuuronderzoek* is kennis over de afbraak, de stikstof- en de fosformineralisatie van organische stof in het algemeen en van veen in het bijzonder vergaard. Over de afbraak en de stikstofmineralisatie is veel bekend; in de kennis over de fosformineralisatie zijn veel lacunes. Hiaten in de kennis hebben de processen aangegeven die nader onderzoek vergen in de kolom- en ademhalingsexperimenten.

Het *model ANIMO* is geschikt voor de simulatie van de organische-stofhuishouding van veengronden. Wel moet het model enigszins worden aangepast. Ook voor de simulatie van de stikstofmineralisatie in veen is ANIMO een bruikbaar model. De conventionele berekeningswijze van de fosformineralisatie in ANIMO en de resultaten van deze berekeningswijze moeten kritisch worden gezien.

Waarden of grootte-orden voor belangrijke *procesparameters* in de literatuur zijn:

- de biosynthese-efficiëntie ligt voor veen onder aërobe omstandigheden tussen 20 en 40%;
- de C/N-verhouding van de biomassa en stabiele humus in veen varieert van 8 tot 10;
- de C/P-verhouding van de biomassa en stabiele humus in veen ligt tussen 5 en 25.

De *afbraaksnelheid* van organische stof neemt af met de tijd. Modellen die uitgaan van een tijdsafhankelijke afbraaksnelheid, voorspellen de afbraak van organische stof beter dan modellen die uitgaan van een constante afbraaksnelheid. Het één-parameter-model van Janssen (1984 en 1986b) is een belangrijk tijdsafhankelijk model, waarvoor slechts één parameter hoeft te worden bepaald uit afbraakexperimenten.

Modellen waarin de organische stof in *organisch-chemische componenten* wordt verdeeld met ieder een eigen constante afbraaksnelheid, voorspellen de afbraak van die organische stof matig tot slecht.

Modellen waarin de organische stof in *empirische fracties* wordt verdeeld zonder duidelijke binding met de fysisch-chemische werkelijkheid, simuleren de afbraak van organische stof redelijk tot goed en zijn zeer bruikbaar (model ANIMO).

Een bruikbare methode om de relatieve afbraaksnelheid van veen te meten, is de *ademhalingsmeting*, die de koolzuurproductie en het zuurstofverbruik van een veemonster meet. Het belangrijke voordeel van deze meetmethode is dat wordt gemeten aan ongestoorde monsters.

De *fosformineralisatie* is minder strikt verbonden met de koolstofmineralisatie dan de stikstofmineralisatie. De conventionele berekeningswijze van de fosformineralisatie

is gebaseerd op een strikte relatie tussen fosfor- en koolstofhuishouding. De resultaten van deze berekeningswijze moeten kritisch worden gezien.

*Organisch-stikstof en organisch-fosfor* zijn niet uniform over de organische stof in het veen verdeeld. In een model voor de stikstof- en fosformineralisatie moet de organische stof zijn verdeeld over verschillende fracties met elk een eigen C/N- en C/P-verhouding en relatieve afbraaksnelheid. ANIMO voldoet hieraan.

De *achtergronduitspoeling* van stikstof en fosfor vormt een niet te verwaarlozen post op stikstof- en fosforbalansen.

## 7.2 Aanbevelingen

De aanbevelingen voor onderzoek kunnen worden opgesplitst naar aanbevelingen die in het kader van het Veenweide-onderzoek kunnen worden meegenomen en aanbevelingen die buiten dit kader vallen. De aanbevelingen van de eerste categorie zijn:

- Het verdient aanbeveling de volgende *processen en verbanden nader te bestuderen via kolom- en ademhalingsonderzoek*:
  - de relatie in veen tussen de koolstofmineralisatie en de stikstof- en fosformineralisatie;
  - de betekenis van een kritische C/N- en C/P-verhouding voor de netto-mineralisatie van stikstof en fosfor in veen;
  - de betekenis van de verhouding organisch-fosfor/totaal-fosfor voor de netto-mineralisatie van fosfor;
  - de invloed van de stikstofhuishouding op de fosformineralisatie;
  - de invloed van de temperatuur op de fosformineralisatie, vooral bij temperaturen lager dan 20 °C.
- Voor een correcte simulatie van de organische-stofhuishouding in de veenbodem verdient het aanbeveling om *ANIMO uit te breiden en bij te stellen*:
  - de assimilatiefactor moet kunnen verschillen per fractie afhankelijk van de C/N-verhouding van de fractie;
  - de afbraakreductiefactor voor het vochtgehalte moet in het droge traject worden bijgesteld;
  - de modelformulering van de organische-stofafbraak bij stikstofgebrek moet worden verbeterd. Bij stikstofgebrek moeten afbraak- en omzettingssnelheden en assimilatiefactoren worden gereduceerd;
  - de beschrijving van de afbraakcorrectiefactor voor de temperatuur moet worden aangepast voor het traject 0-5 °C;
  - voor de constante *a* in de Arrheniusvergelijking moet per laag een waarde kunnen worden ingevoerd.
- Het verdient aanbeveling om voor veen een *periode van maximaal 10 jaar* met ANIMO door te rekenen, omdat organische stof uit het profiel verdwijnt en daarmee de modellagen dunner worden.

Op basis van het literatuuronderzoek kunnen ook meer algemene aanbevelingen worden geformuleerd. Gezien de beperkte looptijd van het Veenweide-onderzoek wordt het niet realistisch geacht deze aanbevelingen in het kader van dit onderzoek uit te voeren. De algemene aanbevelingen zijn:

- Het verdient aanbeveling om de *kenmerkende procesparameters*, die de afbraak en de stikstof- en fosformineralisatie van veen betreffen, te correleren via zogenaamde *pedotransferfuncties* aan bodemeigenschappen, die bij de bodemkartering worden meegenomen. Het betreft de volgende procesparameters en eigenschappen:
  - de relatieve afbraaksnelheid;
  - de C/N-, C/P-,  $P_{org}/P_{tot}$ -verhouding;
  - dichtheid van de organische stof;
  - het aandeel van de minerale delen.
- Het verdient aanbeveling de bruikbaarheid van het *één-parameter-model* van Janssen (1984 en 1986b) voor veen te toetsen aan de resultaten van *langjarige metingen* door het DLO-Staring Centrum aan de zakkingen van veen.
- Het verdient aanbeveling om *toekomstig procesonderzoek* voor veengronden voornamelijk te richten op de gesignaleerde hiaten in de kennis:
  - de samenstelling van de micropopulatie en de daarmee samenhangende biosynthese-efficiëntie van de micropopulatie in veen;
  - de invloed van de temperatuur in het traject 0-5 °C op de afbraaksnelheid van organische stof;
  - de invloed van de zuurgraad op de afbraaksnelheid van veen;
  - de consequenties voor de stikstof- en fosformineralisatie van het concept in ANIMO, waarin biomassa en humus in één reservoir zijn ondergebracht;
  - de fosformineralisatie en de mogelijkheid om uit het concept van McGill en Cole (1981) een bruikbaar model af te leiden.

## LITERATUUR

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

ALEXANDER, M.A., 1965. *Introduction to soil microbiology*. New York, J. Wiley and Sons.

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

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

ANDERSON, G., WILLIAMS, E.G and J.O. MOIR, 1974. "A comparison of the sorption of inorganic orthophosphate and inositol hexaphosphate by six soils". *J. Soil Sci.* 25: 42-51.

BAKKER, H. DE en J SCHELLING, 1989. *Systeem van bodemclassificatie voor Nederland; de hogere niveaus*. Wageningen, PUDOC.

BAKKER, J.W., F.R. BOONE en P. BOEKEL, 1987. *Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusiecoëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden*. Wageningen, ICW. Rapport 20.

BAKKER, J.W., 1990. "Bodemverlies door oxydatie van organische stof". In: *Handboek voor Milieubeheer en Bodembescherming*. Deel D3410. Alphen a/d Rijn, Samson.

BARROW, N.J., 1960. "The effects of varying the nitrogen, sulphur and phosphorous content of organic matter on it's decomposition". *Aust. J. agric. Res.* 11: 317-330.

BARROW, N.J., 1961. "Phosphorus in soil organic matter". *Soil Fert.* 24: 169-173.

BARTHOLOMEW, W.V., 1965. "Mineralization and immobilization of nitrogen in the decomposition of plant and animal residues". In: BARTHOLOMEW, W.V. and F.E. CLARK (Eds.): *Soil nitrogen*. Madison, Wisconsin. Am. Soc. Agron.: 287-308.

BEAR, F.A., 1955. *Chemistry of the soil*. Ed. by F.A. Bear, New York.

BEEK, J. and M.J. Frissel, 1973. *Simulation of nitrogen behaviour in soils*. Wageningen, PUDOC.

BERENDSE, F., B. BERG and E. BOSATTA, 1987. "The effect of lignin and nitrogen on the decomposition of litter in nutrient-poor ecosystems: a theoretical approach". *Can. J. Bot.* 65: 1116-1120.

- BHAT, K.K.S., T.H. FLOWERS and J.R. O'CALLAGHAN, 1980. "A model for the simulation of the fate of nitrogen in farm wastes on land application". *J. Agric. Sci.* 94, 1: 183-193.
- BLACK, C.A. and C.A.J. GÖRING, 1953. *Agronomy* (123-152) New York, Acad. Press inc.
- BLACK, C.A., 1968. *Soil-plant relationships*. New York, J. Wiley and Sons.
- BODEMKAART, 1976. *Bodemkaart van Nederland; schaal 1 : 50 000; blad 11 West, Heerenveen*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.
- BOER, Th.A. DE, 1966. "Nitrogen effect on the herbage production of grassland on different sites". *Proc. Intern. Grassl. Congr.*
- BORN, G.J. van den, A.F. BOUWMAN and J.G.J. OLIVER, 1991. *The emission of greenhouse gasses in the Netherlands*. Bilthoven, RIVM. Report 222901003.
- BOTS, W.C.P.M., P.C. JANSEN en G.J. NOORDERWIER, 1978. *Samenstelling oppervlakte- en grondwater Noorden des Lands*. Wageningen, ICW. Regionale Studies 13.
- BOXEM, T.J., 1973. "Stikstofbemesting en bruto-opbrengst van grasland". *Stikstof* 3: 536-545.
- BRINKMAN, A.G., H.J.W.J. VAN HUET en G. VAN STRATEN, 1989. *FOSFRI. Fosfaateutrofiëringsonderzoek; verslag van veld-, laboratorium- en modelonderzoek in het zuidwest Friese merengebied gedurende de periode 1984-1989*. Enschede, Universiteit van Twente/Oosterzee Limnologisch Instituut.
- BUNNELL, F.L., D.E.N. TAIT, P.W. FLANAGAN and K. VAN CLEVE, 1977. "Microbial respiration and substrate weight loss I. A general model of the influences of abiotic variables". *Soil Biology and Bioch.*, 9: 33-40.
- CAMPBELL, C.A., R.J.K. MEYERS and 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.
- CAMPBELL, G.S., 1985. *Soil physics with BASIC. Transport models for soil-plant systems*. 14. Amsterdam, Elsevier, Developments in Soil Science.
- CLARK, M.D. and 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 Sphagnum in two Bogs". *J. Ecol.*, 53: 747-758.

CLYMO, R.S., 1983. "Peat". In: A.J.P. GORE (Ed.) *Ecosystems of the world; mires: swamp, bog, fen and moor*. Amsterdam, Elsevier. Vol. 4A/B.

COLLINS, V.G., B.T. D'SYLVA and P.M. LATTER, 1978. "Microbial populations in peat". In: O.W. HEAL and D.F. PERKINS (Eds.), *Production ecology of British moors and montane grasslands*. Berlin, Springer Verlag.

COSGROVE, D.J., 1967. "Metabolism of organic phosphates in soil". In: A.D. MCLAREN and G.H. PETERSON (Eds.), *Soil Biochemistry*. New York, Marcel Dekker: 216-228.

CUWVO, 1988. *Samenvatting en conclusies van het vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen; resultaten van de derde eutrofiëringsevenquete*. CUWVO-nota, werkgroep VI.

DALAL, R.C., 1977. "Soil organic phosphorus". *Adv. Agron.* 29: 85-117.

DAMMAN, A.W.H., 1988. "Regulation of nitrogen removal and retention in Sphagnum bogs and other peatlands". *Oikos* 51: 291-305.

DICKINSON, C.H. and G.J.F. PUGH (Eds.), 1974. *Biology of plant litter decomposition*. London. Acad. Press. Vol. I: 1-241.

DICKINSON, C.H., 1983. "Micro-organisms in peatlands". In: A.J.P. GORE (Ed.) *Ecosystems of the world.; mires: swamp, bog, fen and moor*. Amsterdam, Elsevier. Vol. 4A/B.

EGGELSMAN, R., 1976. "Peat consumption under influence of climate, soil condition and utilization". *5th intern. peat congress*. Vol. I.

ENWEZOR, W.O., 1967. "Significance of the organic C: organic P ratio in the mineralization of soil organic phosphorus". *Soil Sci.* 103.

GERRITSE, R.G., 1977. "Phosphate compounds in pig slurry and their retention in the soil". *Proc. EEC-Seminar: Utilization of manure by landspreading*, Modena.

GERRITSE, R.G., P. DE WILLIGEN and P.A.C. RAATS, 1982. "Transport and fixation of phosphate in acid, homogeneous soils. III, experimental case study of acid, sandy soil columns heavily treated with pig slurry". In: *Agric. and Environm.* 7: 175-185.

GLINSKI, J. and W. STEPENIEWSKI, 1985. *Soil aeration and its role for plants*. Florida, CRC Press Inc. Boca Raton.

GODSHALK, G.L. 1977. *Decomposition of aquatic plants in lakes*. Michigan State University. Dept. Botany and Plant Pathology, Ph. D. Thesis,

GOOSSENSSEN, F.R., 1989. "Effect van drainage op de uit- en afspoeling van milieubelastende stoffen". *De Buffer* 35, Nr. 2: 1-10.

GREENLAND, D.J., 1965. "Interaction between clays and organic compounds in soils"; mechanisms of interaction between clays and defined organic compounds. Vol. I. *Soils and Fertilizers* 28: 415-425. "Adsorption of soil organic compounds and its effects on soil properties". Vol. II *Soils and Fertilizers* 28: 521-532.

HAANS, J.C.F.M., 1965. "De legenda". In: *De bodem van Nederland; toelichting bij de bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 200 000*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

HAGIN, J. and A. AMBERGER, 1974. *Contribution of fertilizers and manures to the N- and P-load of waters*. Haifa, Bonn. Final report to the Deutsche Forschungsgemeinschaft.

HAM, A. VAN DEN 1989. "Optimale verdeling van stikstof op grasland over de sneden". *De Buffer* 35, Nr. 2: 54-61.

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

HANSEN, S., H.E. JENSEN, N.E. NIELSEN and H. SVENDSEN, 1990. *DAISY; a soil plant system model*. Copenhagen, The Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Agricultural Sciences, Section of Soil and Water and Plant Nutrition.

HARMSSEN, G.W. and D.A. VAN SCHREVEN, 1955. "Mineralization of organic nitrogen in soil". *Adv. Agron.* 7.

HEAL, O.W., G. HOWSON, D.D. FRENCH and J.N.R. JEFFERS, 1974. "Decomposition of cotton strips in tundra". In: A.J. HOLDING, O.W. HEAL, S.F. MACLEAN JR and P.W. FLANAGAN (Eds.), *Soil organisms and decomposition in Tundra*. Stockholm, Tundra Biome Steering Committee: 341-362.

HEAL, O.W., P.M. LATTER and 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*. Berlin, Springer Verlag.

HEDLEY, M.J., J.W.B. STEWART and B.S. CHAUHAN, 1982. "Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations". *Soil Sci. Soc. Am. Vol.* 46, No. 5: 970-976.

HENIN, S. et M. DUPUIS, 1945. "Essai de bilan de la matiere organique du sol". *Ann. Argon.* 15.

HERWAARDEN, G.J. VAN, 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; fysisch-chemische beschrijving van negen geselecteerde standplaatstypen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 64.2.

HOLLAND, E.A. and D.C. COLEMAN, 1987. "Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem". *Ecology* 68: 425-433.



HOOGHEEMRAADSCHAP RIJNLAND, 1984. *Eindrapport betreffende de effecten van defosfatering in het zuidoostelijk gedeelte van Rijnland*. Leiden. Rapport TD. Afd. Chemie en technologie.

HOOGHEEMRAADSCHAP UITWATERENDE SLUIZEN IN KENNERMERLAND EN WESTFRIESLAND, 1982. *Onderzoek van waterkwaliteit in het gebied van de Vereenigde Raaksmats-Niedorperkoggeboezem, april 1979- maart 1980*. Edam.

HUNT, H.W., 1978. "A simulation model for decomposition in grasslands". In: *Innis* (1978).

JANSEN, E.J., 1988. *Invloed van de landbouw op de kwaliteit van oppervlaktewater*. Wageningen, ICW. Hoofdrapport. Rapport 30/1.

JANSEN, E.J., 1991. "Brief description of the nitrogen model ANIMO". In: COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, ENVIRONMENT AND QUALITY OF LIFE. *Soil and groundwater research report II; nitrate in soils*. Brussels, Luxembourg.

JANSSEN, B.H., 1984. "A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter". *Plant and soil* 76: 297-304.

JANSSEN, B.H., 1986a. "Een één-parametermodel voor de berekening van de decompositie van organisch materiaal". *Vakblad voor biologen* 66 (20).

JANSSEN, B.H., P. VAN DER SLUIJS en H.R. UKKERMAN, 1990. "Organische stof". In: W.P. LOCHER en H. DE BAKKER (Eds.), *Bodemkunde van Nederland; deel 1, Algemene bodemkunde*. Den Bosch, Malmberg.

JENKINSON, D.S., 1977. "Studies on the decomposition of plant material in soil, V; the effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from C14 labelled rye grass decomposing under field conditions". *J. Soil Sci.* 28: 424-434.

JENKINSON, D.S. and J.H. RAYNER, 1977. "The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments". *Soil Sci.* 123.

JENKINSON, D.S., HART P.B.S., RAYNER J.H. and L.C. PARRY, 1987. "Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted". *INTECOL Bulletin* 15: 1-8.

JONGERIUS, A. and L.J. PONS, 1962. "Soil genesis in organic soils". *Boor en Spade XII*, 156-168.

JOOSTEN, L.T.A. en P. TERWAN, 1990. *Mest in waterland; naar een optimaal gebruik van mest in een veenweidegebied*. Zaandam, Samenwerkingsverband van: Werkgroep Jonge Boeren Waterland, Contact Milieubescherming Noord-Holland, Centrum Landbouw en Milieu.

- KEMMERS, R.H. en P.C. JANSEN, 1985. *Stikstofmineralisatie in onbemeste en half-natuurlijke graslanden*. Wageningen, ICW. Rapport 14.
- KOLENBRANDER, G.J., 1969a. "Nitrate content and nitrogen loss in drainwater". *Neth. J. Agric. Sci.* 17: 246-255.
- KOLENBRANDER, G.J., 1974. "Efficiency of organic manure in increasing soil organic matter content". *Trans. 10th Int. Congr. Soil. Sci.*, Moscow, vol. 2.
- KORTLEVEN, J., 1963. *Kwantitatieve aspecten van humusopbouw en humusafbraak*. Wageningen. PUDOC, Versl. Landbk. Onderz. 69.1.
- KROES, J.G., C.W.J. ROEST, P.E. RIJTEMA en L.J. LOCHT, 1990. *De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 55.
- KUNTZE, H., 1976. "Soil conservation on cultivated peatlands". *5th. Intern. peat congress* Vol. I.
- LAMMERS, H.W., 1984. "Een berekende N-werkingscoëfficiënt voor diverse dierlijke organische mestsoorten". *De Buffer* 30: 169-198.
- LARSEN, S., 1967. "Soil phosphorus". In: A.G. NORMAN (Ed.). *Advances in agronomy*. New York and London, Academic Press.
- LEBBINK, G. en J.J. ANTONIDES, 1990. "Bodembioogie". In: W.P. LOCHER en H. DE BAKKER (Eds.), *Bodembkunde van Nederland; deel I; algemene bodembkunde*. Den Bosch, Malmberg.
- LINDSAY, W.L., 1979. *Chemical equilibria in soils*. New York, Wiley Interscience.
- MACK, A.R., 1963. "Biological activity and mineralization of nitrogen in three soils as induced by freezing and drying". *Can. J. of Soil SC.*, 43: 316-324.
- MALMER, N. and E. HOLM, 1984. "Variation in the C/N quotient of peat in relation to decomposition rate and age determination with <sup>210</sup>Pb". *Oikos* 43: 171-182.
- MANKOR, J en R.H. KEMMERS, 1988. *Econum: een model voor de simulatie van de stikstof- en fosfaathuishouding op standplaatsen met half-natuurlijke vegetaties onder invloed van het grondwater*. Wageningen, ICW. Rapport 32.
- MCGILL, W.B. and C.V. COLE, 1981. "Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter". *Geoderma* 26: 267-286.
- MINDERMAN, G., 1968. "Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests". *J. Ecol.* 56.

MINISTERIES, 1979. *Fosfatennota; maatregelen voor het terugdringen van de fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater*. Ministeries van Volksgezondheid en Milieuhygiëne en Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

MOLENAAR, J.G. DE, 1980. *Bemesting, waterhuishouding, intensivering in de landbouw en het natuurlijk milieu*. Leersum, Rijksinstituut voor natuurbeheer.

OOSTERBERG, W., J.T.F. HEIJS, J.H. BOEIJEN en W.N.M. VAN ACHT, 1989. *Resultaten van eutrofiëringsonderzoek in het peilgebied Bergambacht in de Krimpenerwaard*. Dordrecht, Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, afdeling Oppervlaktewater. Eindrapportage.

ORCHARD, V.A. AND F.J. COOK, 1983. "Relationships between soil respiration and soil moisture". *Soil Biol. Biochem.* 15: 447-453.

PARNAS, H., 1975. "Model for decomposition of organic material by micro-organisms". *Soil Biol. Biochem.* 7: 161-169.

PASTOR, J., J.D. ABER, C.A. MCCLAUGHERTY and J.M. MELILLO, 1984. "Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin". *Ecology*, Vol. 65, No. 1: 256-268.

PAUL, E.A. and N.G. JUMA, 1981. "Mineralization and immobilisation of soil nitrogen by micro-organisms". In: F.E. CLARK and T. ROSSWALL (Eds.), *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, Ecosystems Strategies and Management Impacts*. Stockholm, Ecol. Bull. 33: 179-204.

PONS, L.J., 1961. "De veengronden". *Bodemkunde* 173-194. 's-Gravenhage.

PONS, L.J., 1965. "De veengronden". In: *De bodem van Nederland; toelichting bij de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 200 000*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

PROVINCIE FRIESLAND, HOOFDGROEP WATERSTAAT en MILIEU, 1990. *Nutriëntenbelasting vanuit polders op de Friese boezem; samenvattend rapport van polder balansstudies uitgevoerd in de periode 1984 t/m 1988 door de provincie Friesland*. Leeuwarden, provincie Friesland, afdeling Waterkwaliteitsbeheer.

RICHARDSON, C.J., D.L. TILTON, J.A. KADLEC, J.P.M. CHAMIE and W.A. WENTZ, 1978. "Nutrient dynamics of Northern wetland ecosystems". In: R.E. GOOD, D.F. WHIGHAM and R.L. SIMPSON (Eds.), *Freshwater wetlands: ecological and management potential*. New York, Academic Press.

RIJTEMA, P.E., 1980. "Nitrogen emission from grassland farms - a model approach". *Proc. uit Symp. Eur. Grassland Fed. on the role of nitrogen in intensive grassland production*. Wageningen, PUDOC.

RIJTEMA, P.E., R.A. FEDDES, G.J. GROENTRAAST, J.A. KESTER, C.J. SCHOTHORST, J.H.A.M. STEENVOORDEN en A.L.M. VAN WIJK, 1982. *Bemesting, waterhuishouding, perceelscheidingen en landbouw; commentaar op een RIN-rapport*. Wageningen, ICW. Rapport 5.

RIJTEMA, P.E. and J.G. KROES, 1991. "Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO". *Fertilizer Research* 27: 189-198.

RIVM, 1985. *Landelijk meetnet grondwaterkwaliteit 2, concentratiekaarten van de eerste bemonstering*. Bilthoven, RIVM.

RIVM, 1991. *Nationale Milieuverkenning 2. 1990-2010*. Bilthoven, RIVM.

ROLSTON, D.E., R.S. RAUSCHBOLT and D.L. HOFFMAN, 1975. "Infiltration of organic phosphate compounds in soil". *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39: 1089-1094.

SCHEFFER, B. und J. BLANKENBURG, 1983. "Phosphorausstrag aus Niedermoorboden; ergebnisse eines lysimeterversuches ohne Pflanzenbewuchs". *Zeitschrift für Pflanzennahrung und Bodenkunde*, 146, 3.

SCHEFFER, B., H. KUNTZE und R. BARTELS, 1986. "Anwendung von Rotschlamm und Grunsalz auf sauren Hochmoorboden zur Reduzierung des phosphataustrages". *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 27.

SCHNITZER, M. AND S.U. KAHN, 1978. *Soil organic matter*. Amsterdam, Elsevier Scient. Publ. Comp.

SCHOTHORST, C.J., 1967. "Bepaling van de componenten van de zakking na grondwaterstandsdeling. *Landbouwk. Tijdschr.* 19, 11.

SCHOTHORST, C.J., 1974. "Effecten van polderpeilverlaging voor veenweidegronden in de Alblasserwaard". *Cultuurtech. Tijdschr.* 2, 14.

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

SCHOTHORST, C.J., 1978. "Het zakkingsproces van de westelijke veenweidegronden". *Landbouwk. Tijdschr.* 90, 6.

SCHOTHORST, C.J., 1979. "Maaiveldsdaling door peilverlaging in het westelijk veen-weidegebied". *Waterschapsbelangen* 64, 7.

SCHOTHORST, C.J., 1982. *Drainage and behaviour of peat soils*. Wageningen, ICW. Report 3.

SCHOUMANS, O.F., R.W. DE WAAL en A. BREEUWSMA, 1988. *Risicogebieden voor fosfaatuitspoeling in Zuid-Holland; bodemchemisch onderzoek naar de invloed van fosfaatbemesting en -binding in landbouwgebieden*. Wageningen, STIBOKA. Rapport 1978.

SCHWAERTER, S., M. SONDERGAARD, B. RIEMANN and L.M. JENSEN, 1988. "Respiration in eutrophic lakes: the contribution of bacterioplankton and bacterial growth yield". *J. Plankton Research*, 10: 515-531.

SÖRENSEN, L.H., 1975. "The influence of clay on the rate of decay of amino acid metabolites synthesized in soils during decomposition of cellulose". *Soil Biol. Biochem.* 7, 171-177.

SOULIDES, D.A. and F.E. ALLISON, 1961. "Effect of drying and freezing soils on carbon dioxide production, available mineral nutrients, aggregation, and bacterial population". *Soil Science* Vol. 91, No. 5: 291-298.

STANFORD, G. and S.J. SMITH, 1972. "Nitrogen mineralization potentials of soils". *Soil Sci. Am. Proc.* 36: 465-472.

STANFORD, G., M.H. FRERE and D.H. SCHWANINGER, 1973. "Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization". *Soil Science* Vol. 115, No. 4: 321-323.

STEENVOORDEN, J.H.A.M., 1976. "Nitrogen, phosphate and biocides in groundwater as influenced by soil factors and agriculture". In: *Groundwater pollution; proceeding of Technical Meeting* 31. Den Haag, TNO. Versl. Meded. Comm. Hydrol. Onderz. TNO 21.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. en H.P. OOSTEROM, 1973. "Stikstof, fosfaat en organisch materiaal in het grond- en oppervlaktewater van enkele gebieden". *Cultuurtech. Tijdschr.* 12, 6.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. en J. BUITENDIJK, 1980. "Oppervlakte-afvoer". In: *Waterkwaliteit in grondwaterstromingsstelsels*. Den Haag, CHO-TNO. Rapporten en nota's 5.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. en M.J. DE HEUS, 1984. *Fosfaatbalansstudies en de bijdrage van diffuse bronnen*. Wageningen, ICW. Rapport 8.

STEPHENS, J.C. and W.H. SPEIR, 1969. "Subsidence of organic soils in the USA. *Assn. Intern. of Hydro. Sci. Colloque de Tokyo*. Publ. 89.

STEUR, G.G.L. en W. HEIJINK, 1983. *Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000; algemene begrippen en indelingen*. Wageningen, STIBOKA.

STEVENSON, I.L., 1964. *Biochemistry of the soil; chemistry of the soil*. 2nd ed. by F.A. Bear. New York.

STEWART, J.W.B. and C.V. COLE, 1989. "Influences of elemental interactions and pedogenic processes in organic matter dynamics". *Plant and Soil* 115: 199-209.

SWIFT, M.J., O.W. HEAL and J.M. ANDERSON, 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Oxford U.K., Blackwell. Studies in Ecology 5.

TATE, K.R., 1984. "The biological transformation of P in soil". *Plant and soil* 76: 245-256.

TATE, R.L., 1987. *Soil organic matter*. New York

TITULAER, H.H.H. and F.R. BOONE, 1984. "Experiences with three tillage systems on a marine loam soil, II, 1976-1979". *Agric. research reports* 925: 58-71. Wageningen, PUDOC.

TRASAR-CEPEDA, M.C., T. CARBALLAS, F. GIL-SOTRES and E. DE BLAS, 1991. "Liming and the phosphatase activity and mineralization of phosphorus in an andic soil". *Soil. Biol. Biochem.* Vol. 23, No. 3: 209-215.

VEEN, J.A. VAN, 1977. *The behaviour of nitrogen in soil; a computer simulation model*. Amsterdam, V.U., Proefschrift Wisk. Natuurw.

VEEN, J.A. VAN and E.A. PAUL, 1981. "Organic carbon dynamics in grassland soils; I. background information and computer simulation". *Can J. Soil Sci.* 61.

VEEN, J.A. VAN, J.N. LADD and M. AMATO, 1985. "Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with [ $^{14}\text{C}$ (U)]glucose and [ $^{15}\text{N}$ ]( $\text{NH}_4$ ) $_2\text{SO}_4$  under different moisture regimes". *Soil. Biol. Biochem.* Vol. 17, No 6:747-756.

VEEN, J.A. VAN, J.N. LADD, J.K. MARTIN and M. AMATO, 1987. "Turnover of carbon, nitrogen and phosphorus through the microbial biomass in soils incubated with  $^{14}\text{C}$ -,  $^{15}\text{N}$ - and  $^{32}\text{P}$ -labelled bacterial cells". *Soil. Biol. Biochem.* Vol. 19, No 5: 559-565.

VERBERNE, E.L.J., J. HASSINK, P. DE WILLIGEN, J.J.R. GROOT and J.A. VAN VEEN, 1990. "Modelling organic matter dynamics in different soils". *Neth. J. Agric. Sci.* 38: 221-238.

VERHOEVEN, J.T.A. and H.H.M. ARTS, 1987. "Nutrient dynamics in small mesotrophic fens surrounded by cultivated land. II. N and P accumulation in plant biomass in relation to the release of inorganic N and P in the peat soil". *Oecologia* 72: 557-561.

VERHOEVEN, J.T.A., A.M. KOOLJMAN and G. VAN WIRDUM, 1988. "Mineralization of N and P along a trophic gradient in a freshwater mire". *Biogeochemistry* 6: 31-43.

VERHOEVEN, J.T.A., E. MALTBY and M.B. SCHMITZ, 1990. "Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs". *J. Ecol.*, 78: 713-726.

VERSTRAELEN, P.J.T., R.M.M. ROIJACKERS en A. BARENDRECHT, 1989. "Voorwaarden voor restauratie in het gebied van de Ankeveense en Kortenhoefse Plassen". In: *Integraal Waterbeheer in het Goois/Utrechts Stuwwallen- en Plassengebied*. Den Haag, CHO-TNO. Rapporten en nota's 22.

VOLK, B.C., 1973. "Everglades Histosol Subsidence: 1. CO<sub>2</sub> evolution as affected by soiltype, temperature and moisture". *Soil and crop science*. Proc. vol. 32.

WAKSMAN, S.A., 1938. *Humus; origin, chemical composition and importance in nature*. Baltimore, The Williams and Wilkins Company.

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

WALKER, T.W. and A.F.R. ADAMS, 1959. "Studies on soil organic matter, 2; influence of increased leaching at various stages of weathering on levels of carbon, nitrogen, sulfur and organic and total phosphorus". *Soil Sci.* 87: 1-10.

WERKGROEP HERZIENING CULTUURTECHNISCH VADEMECUM, 1988. *Cultuurtechnisch vademecum*. Utrecht, Cultuurtechnische vereniging.

WERKGROEP MIDDEN-WEST-NEDERLAND, 1976. *Hydrologie en waterkwaliteit van Midden-West-Nederland*. Wageningen, ICW. Regionale Studies 9.

WERKGROEP NOORD-HOLLAND, 1982. *Kwantiteit en kwaliteit van grond- en oppervlaktewater in Noord-Holland benoorden het IJ*. Wageningen, ICW. Regionale Studies 16.

WHITE, P.E., 1981. "Pathways of phosphorus in soil". In: T.W.G. HUCKER and G. CATROUX (ed.), *Phosphorus in sewage sludge and animal waste slurries*. Dordrecht, Reidel.

WIJVEKATE, M.L., 1966. *Verklarende statistiek*. Utrecht, AULA-boeken.

WILLIAMS, B.L. and G.P. SPARLING, 1984. "Extractable N and P in relation to microbial biomass in UK acid organic soils". *Plant and Soil* 76: 139-148.

WILLIAMS, C.H., WILLIAMS E.G. and N.M. SCOTT, 1960. "Carbon, nitrogen, sulfur and phosphorus in some Scottish soils". *J. Soil Sci.* 11: 334-346.

WÖSTEN, J.H.M., M.H. BANNINK en J. BEUVING, 1987. *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks*. Wageningen, ICW. Rapport 18.

ZUIDEMA, G., 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; stikstof- en fosfaathuishouding*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 64.4.

NIET-GEPUBLICEEERDE BRONNEN:

BERGHUIS-VAN DIJK, J.T., 1981. *FOSFOR, een model ter beschrijving van het gedrag van fosfaat uit varkensdrijfmest in de bodem*. Wageningen. Doctoraalverslag bodemhygiëne.

BERGHUIS-VAN DIJK, P.E. RIJTEMA and C.W.J. ROEST, 1985. *ANIMO - Agricultural Nitrogen Model*. Wageningen, ICW. Note 1671.

BOER, C. DE, 1987. *Chloride-, fosfaat en stikstofbalans van polder Wilnis-Veldzijde*. Utrecht, RU, Fysische Geografie. Stageverslag.

CORPEL, D., 1987. *Fosfaat- en stikstofuitspoeling in een tweetal natuurgebieden; een onderzoek naar de fosfaat- en stikstofuitspoeling in een tweetal natuurgebieden, vergeleken met die in een intensief landbouwgebied*. Leeuwarden, Provincie Friesland, Hoofdgroep Waterstaat en Milieu. Intern rapport.

HUET, H. VAN, 1983. *Kwantificering en modellering van de stikstofhuishouding in de bodem na bemesting*. Wageningen, ICW. Nota 1426.

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

KOLENBRANDER, G.J., 1969b. *De bepaling van de waarde van verschillende soorten organische stoffen aanzien van hun effect op het humusgehalte bij bouwland*. Haren. Instituut voor Bodemvrucht.

KROES, J.G. en J.J.T.I. BOESTEN, I.V. *Vergelijking van de uitspoeling berekend met de modellen TRANSOL en PESTLA*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport.

MATHUR, P., 1981. *Organic soil subsidence: a scan of conventional wisdom and current research*, Wageningen (archief ICW).

OOSTEROM, H.P. en J.H.A.M. STEENVOORDEN, 1974. *Chemische en fysische samenstelling van grond- en oppervlaktewater in enkele gebieden*. Wageningen, ICW. Nota 810.

OOSTEROM, H.P. en A. VAN DEN TOORN, 1982. *De betekenis van de veen(weide)gronden voor de waterkwaliteit in het westen van ons land*. Wageningen, ICW. Nota 1306.

OTTEN, W., 1985. *Nader onderzoek naar oxydatie van veengronden, literatuur-overzicht en metingen aan veenmonsters*. Wageningen, ICW. Nota 1620.

PANKOW, J., A. VAN DEN TOORN, C.G. TOUSSAINT en J.H.A.M. STEENVOORDEN, 1985. *De gevolgen van verschillen in open waterpeil op de stoffenbelasting van het water op het Regionaal Onderzoek Centrum te Zegveld*. Wageningen, ICW. Nota 1652.



RITSEMA C.J., 1987. *Phosphorus cycling in agricultural soils; Part I: introduction*. Wageningen, ICW. Nota 1781.

RIJTEMA, P.E., 1976. *Emissie van fosfaat en stikstof uit landbouwgronden*. Wageningen, ICW. Nota 929.

RIJTEMA, P.E., 1978. *Een benadering voor de stikstofemissie uit het graslandbedrijf*. Wageningen, ICW. Nota 982 (gewijzigd).

RIJTEMA, P.E. en C.G. TOUSSAINT, 1983. *Een globale raming van de fosfaatbelasting uit het landelijke gebied*. Wageningen, ICW. Nota 1322.

RIJTEMA, P.E., C.W.J. ROEST and J.G. KROES, in prep. *Formulation of the nitrogen and phosphate behaviour in agricultural soils, the ANIMO model*. Wageningen, The DLO Winand Staring Centre. Report 30.

SCHOTHORST, C.J., 1980. *De voorjaarsproductie en het effect van ontwatering in diverse veenweidegebieden*. Wageningen, ICW. Nota 1233.

SIKKEMA, H., 1989. *De invloed van bemesting op enkele poldergebiedjes in Friesland; een vegetatie- en waterkwaliteitsonderzoek in twee poldergebiedjes met onderscheid naar agrarisch gebruik en natuurbeheer*. Leeuwarden, Provincie Friesland, Hoofdgroep Waterstaat en Milieu. Intern rapport.

STEENVOORDEN, J.H.A.M., 1984. *Invloed van wijzingen in de waterhuishouding op de waterkwaliteit*. Wageningen, ICW. Nota 1554.

STEENVOORDEN, J.H.A.M., 1988. *Verliezen van fosfaat vanuit landbouwgrond*. Wageningen, ICW. Nota 1838.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. en H.P. OOSTEROM, 1975. *Een onderzoek naar de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater in de Vijfheerenlanden*. Wageningen, ICW. Nota 849.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. en H.P. OOSTEROM, 1977. *De chemische samenstelling van het ondiepe grondwater bij rundveehouderijbedrijven*. Wageningen, ICW. Nota 964.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. en J. PANKOW, 1976. *De eutrofiëring van een kreek aan het Veerse meer en de invloed hierop van uitgemalen polderwater*. Wageningen, ICW. Nota 910.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. en C.G. TOUSSAINT, 1974. *Stikstof-, fosfaat- en chloridebalans van enkele polders in Midden-West-Nederland*. Wageningen, ICW. Nota 793.

STEPHENS, J.C. and ALLEN, z.j.. *Organic Soil Subsidence*. Wageningen (archief ICW).

VAAN, G.J. DE, 1987. *Maaiveldszakking van veenweidegebieden; oxydatiemetingen aan veenmonsters*. 's-Hertogenbosch, stageverslag H.A.S.

WARRINGA, J., 1987. *Oxydatie van veen onder grasland*. Leeuwarden, stageverslag H.A.S.

WIT, K.E., 1974. *Hydrologisch onderzoek Midden-West-Nederland*. Wageningen, ICW. Nota 792.