

PROEFSTATION VOOR DE AKKER- EN WEIDEBOUW
WAGENINGEN

DE STIKSTOFHULSHOUDING VAN DE GROND
in het bijzonder onder grasland

Ir. M. Hoogerkamp

Inhoud

	Blz.
1. De stikstof in de grond	8
1.1 De organisch gebonden stikstof	8
1.2 De minerale stikstof	9
1.2.1 De ammonium- en nitraatstikstof in de grond	9
1.2.1.1 Het voorkomen in de grond	9
1.2.1.2 Het gehalte	9
1.2.1.3 Tijdelijke veranderingen	13
a. Bemesting	14
b. Mest en urine	16
c. Beschadiging van de grasmat	17
1.2.1.4 Verklaring voor de waargenomen verschijnselen	18
2. De stikstofkringloop	27
2.1 De mineralisatie	28
2.1.1 Inleiding	28
2.1.2 De bestudering van de mineralisatie	31
2.1.3 De uitvoerende micro-organismen	32
2.1.4 De factoren die invloed hebben op de mineralisatie	33
2.1.4.1 De uitwendige omstandigheden	33
2.1.4.1.1 De temperatuur	33
a. Jaargetijde	36
2.1.4.1.2 Het vochtgehalte	36
Neerslag	39
Neerslagverdeling	39
Kunstmatige beregening	40
Ontwatering	41
Grondsoort	42
2.1.4.1.3 De aeratie	43
Grondbewerking	47
De diepte waarop de organische stof in de grond wordt gebracht	49
2.1.4.1.4 Eigenschappen van de grond	49
a. De zuurgraad van de grond	50
b. Het stikstofgehalte van de grond	51
c. Het organische-stofgehalte van de grond	52
d. Het kleigehalte van de grond	52
e. Binding aan allerlei andere stoffen	54
f. Doorluchting	54
g. Andere oorzaken	54
2.1.4.1.5 Het drogen van de grond	54
2.1.4.1.6 Het bevriezen van de grond	61
2.1.4.1.7 Het verhitten van de grond	62
2.1.4.1.8 Bemesting	63
2.1.4.1.8.1 Anorganische bemesting	63
a. Stikstof	63
b. Fosfaat	64
c. Bekalking	65

Blz.

2.1.4.1.8.2	Organische bemesting	67
a.	Het priming effect	67
a ₁	Hoeveelheid organische stof	69
a ₂	Soort organische stof	70
a ₃	Grondsoort	71
a ₄	Praktische betekenis van het priming effect	71
b.	Remming door bepaalde organische stoffen	72
2.1.4.1.9	Invloed van de plantengroei	72
2.1.4.1.10	Invloed van de fauna in de grond	72
2.1.4.1.11	De activiteit van de micro-organismen	73
2.1.4.2	Samenstelling en hoeveelheid te mineraliseren organisch materiaal	75
2.1.4.2.1	De samenstelling van het organische materiaal	75
a.	Het C/N quotient	75
b.	Het ligninegehalte	78
c.	De ouderdom van het plantenweefsel	78
d.	De opbouw van het plantenweefsel	79
e.	De mate waarin het organisch materiaal reeds is aangetast	80
2.2	Immobilisatie	81
2.2.1	Inleiding	81
2.2.2	De vorm waarin de minerale stikstof werd geassimileerd	84
2.2.3	De hoeveelheid geïmmobiliseerde stikstof	85
2.2.3.1	De activiteit van de heterotrophe microflora	85
2.2.3.2	De samenstelling van de heterotrophe microflora	86
2.2.3.3	De temperatuur van de grond	87
2.2.3.4	Het vochtgehalte van de grond	88
2.2.3.5	De af te breken organische stof	88
2.2.3.6	De plantengroei	88
2.3	De ammonificatie	90
2.3.1	Inleiding	90
2.3.2	De stikstofmineralisatie na toediening van organisch materiaal	92
2.3.2.1	Het C/N quotient	93
2.3.2.2	De hoeveelheid toegediend organisch materiaal	94
2.3.2.3	De fijnheid van het toegediende materiaal	97
2.3.2.4	De leeftijd van het toegediende materiaal	98
2.3.2.5	Soort organisch materiaal	99
2.3.2.6	De duur van de incubatieperiode	99
2.3.2.7	De microflora van de grond	99
2.3.2.8	De invloed van de plantengroei	100
2.3.3	Het stikstofleveringsvermogen van de grond	102

	Blz.
2.4 De humificatie	104
2.5 De nitrificatie	105
2.5.1 Het verloop van de reacties	105
2.5.2 De uitvoerende micro-organismen	105
2.5.3 Factoren die de nitrificatie beïnvloeden	106
2.5.3.1 Aeratie	106
2.5.3.2 Temperatuur	107
2.5.3.3 Vochtgehalte	109
2.5.3.4 Zuurgraad	110
2.5.3.5 Remming door anorganische stoffen	113
a. Ammoniak	114
b. Nitriet	114
c. Chloraat	114
d. Sulfaat	114
e. Cobalt	114
f. Nikkel	114
2.5.3.6 Remming door organische stoffen	115
2.5.3.7 De grootte van de nitrificerende populatie	115
2.5.3.8 Ammonificatie	116
2.5.3.9 De plantengroei	116
2.5.3.10 Zonlicht	117
2.5.3.11 Jaargetijde	117
3. Onttrekking van stikstof aan de kringloop	118
3.1 Opname door de planten	118
3.2 Vervluchting	119
3.2.1 Denitrificatie	119
3.2.1.1 Het verloop van de reacties	119
3.2.1.2 De uitvoerende micro-organismen	120
3.2.1.3 Invloed van uitwendige omstandigheden	120
a. Zuurstofspanning	120
b. Vochtigheid	122
c. Zuurgraad	124
d. Temperatuur	125
e. Organische stof	126
f. Plantengroei	130
g. Hoeveelheid en soort stikstofmeststof	132
1. De soort	132
2. De hoeveelheid	133
h. Grondsoort	134
3.2.2 Vervluchting van ammoniak	135
3.2.3 Vervluchting via de planten	138
3.2.4 Andere stikstofvervluchtigingen	139
3.2.4.1 Inleiding	139
3.2.4.2 Praktische betekenis	144
3.2.4.3 Reactiemechanisme	144
3.3 Vastlegging van ammoniumstikstof door kleimineralen	150
3.3.1 Inleiding	150
3.3.2 Het mechanisme	150
3.3.3 De fixerende kleimineralen	150
3.3.4 De opneembaarheid van de gefixeerde stikstof	151
3.3.5 De omvang van de ammoniumfixatie	151
3.4 Uitspoeling	153

	Blz.
4. Toevoer van stikstof tot de kringloop	156
4.1 Stikstofbinding	156
4.1.1 De niet symbiotische stikstofbinding	156
4.1.1.1 De betreffende micro-organismen	156
4.1.1.2 De praktische betekenis	157
4.1.2 De symbiotische stikstofbinding	159
4.1.2.1 Inleiding	159
4.1.2.2 De stikstofbinding door vlinderbloemigen	159
4.1.2.3 Het voorkomen van vlinderbloemigen in grasland	159
4.1.2.4 De omvang van de stikstofbinding	160
4.2 Stikstof in de neerslag	162
4.2.1 Het stikstofgehalte van de lucht	162
4.2.2 Het stikstofgehalte van de neerslag	162
4.3 Adsorptie van luchtstikstof	163
5. Nogmaals de stikstofkringloop	164
5.1 De gesloten kringloop	164
5.2 De open kringloop	165
6. De stikstofbalans	168
6.1 Stikstofbalansen van graslandproefvelden	168
6.2 Stikstofbalansen m.b.v. potproeven	169
Literatuurlijst	172

1. De stikstof in de grond

Het voor alle, niet stikstofbindende planten, onontbeerlijke element stikstof komt in allerlei vormen in de grond voor:

- a. in organische vorm - ingebouwd in humus
 - in verse en verterende planten- en dierenresten
 - in de levende bodemfauna en -flora
 - in afbraak- en omzettingsprodukten (385)
- b. in anorganische vorm.

1.1 De organisch gebonden stikstof

Verreweg de meeste, in de grond voorkomende stikstof, blijkt hier aanwezig te zijn in organische vorm (300). De hoeveelheid organisch gebonden stikstof varieert van grond tot grond in zeer sterke mate, al naar klimaat, gebruik, vegetatie, ontwatering e.d. (181).

Speciaal onder grasland blijken zich, in ons klimaat, grote hoeveelheden stikstof te kunnen ophopen. 't Hart (161a) berekende b.v. voor een aantal graslanden die representatief voor een betreffend gebied en ouder dan 20 jaar waren de volgende organische-stofhoeveelheden in de bovenste 20 cm.

Tabel 1. De gemiddelde hoeveelheid organische stof onder een groot aantal graslanden in een viertal gebieden van Nederland. De hoeveelheden zijn uitgedrukt in tonnen per ha

	Gemiddeld	Variatie	Aantal velden
Friese kleiweidestreek	220	150-300	67
Rivierkleigebied	190	100-300	75
Noordelijke zandgronden	220	120-300	32
Zuidelijke zandgronden	160	100-250	36

Dat zich in deze organische stof een grote hoeveelheid stikstof bevindt, kan geïllustreerd worden met een voorbeeld van Minderhoud (247a).

Op een rivierkleigrond werd onder oud grasland in de laag 0 - 20 cm 260 000 kg organische stof gevonden. Bij een gemiddeld stikstofgehalte van $4\frac{1}{2}$ % betekent dit dat zich in deze grond 11 700 kg zuivere stikstof bevindt.

De vorm waarin deze organische stikstof in de grond voorkomt, kan van geval tot geval nogal wat variëren doch globaal kan gezegd worden, dat $\frac{1}{3}$ à $\frac{2}{3}$ deel voorkomt in de vorm van proteïnen en aminozuren, aanzienlijk kleinere hoeveelheden in de vorm van aminosuikers of nucleïne zuren en een zeer belangrijk deel in de heterocyclische huminezuren (300 en 335).

Hoewel de vrije proteïnen in de grond zeer snel worden afgebroken, blijkt toch een groot deel van de in de grond aanwezige stikstof in dergelijke verbindingen voor te kunnen komen omdat ze allerlei verbindingen met organische stoffen (speciaal huminezuren en lignïne) en kleimineralen kunnen aangaan. Aangezien ook de aminosuikers normaal vrij snel worden afgebroken, zal ook hier een stabilisering door organische dan wel anorganische stoffen plaatsvinden. De heterocyclisch gebonden stikstof in in het algemeen vrij stabiel.

In tegenstelling met de organisch gebonden stikstof komen er in het algemeen gesproken slechts zeer kleine hoeveelheden anorganische stikstof in de grond voor; veelal is dit niet meer dan enkele kilogrammen per ha (335).

1.2 De minerale stikstof

Hoewel de stikstof in de grond voor het overgrote deel voorkomt in organische vorm (226 en 301), is voor de voeding van de plant de minerale vorm het belangrijkste. De anorganische stikstof kan volgens Nason en Takahashi (249) in allerlei oxydatie-toestanden in de grond voorkomen:

- +5: N_2O_5 of HNO_3
- +4: NO_2
- +3: N_2O_3 of HNO_2
- +2: NO
- +1: N_2O , (HNO) , $H_2N_2O_2$, NO_2 , NH_2 en enkele andere
- 0: N_2
- 1: NH_2OH
- 2: NH_2NH_2
- 3: NH_3 , NH_4OH

Van al deze vormen zijn de NH_4^+ -N en de NO_3^- -N, zowel wat betreft hun voorkomen als wat hun betekenis voor de stikstofvoeding van de plant voor normale gronden betreft, verreweg het belangrijkste (301). Onder bepaalde omstandigheden kan ook het gehalte van enkele andere vormen, met name NO_2^- en NH_3 een rol van betekenis gaan spelen, speciaal in alkalische gronden die met ammoniumhoudende meststoffen zijn bemest (328 en 362).

Hoewel het gehalte onder invloed van allerlei factoren kan variëren, bedraagt ze meestal slechts enkele kilogrammen per ha (335).

1.2.1 De ammonium-en nitraatstikstof in de grond

1.2.1.1 Het voorkomen in de grond

De positief geladen ammonium-ionen worden voor het overgrote deel door het adsorptiecomplex uitwisselbaar gebonden en slechts voor een zeer gering deel bevinden zij zich in de bodemoplossing. Dit uitwisselbaar gebonden kation kan echter, evenals dit het geval is bij kalium, in verschillende mate worden gebonden nl. gemakkelijk en moeilijk uitwisselbaar (zie verder het hoofdstuk Fixatie).

De negatief geladen nitraat-ionen worden door het kleine positief geladen adsorptie-oppervlak in de grond slechts voor een klein gedeelte adsorptief gebonden (en dan alleen nog in neutrale of alkalische gronden - 292 -). Voor de rest komt de nitraatstikstof in de grond in het bodemvocht, in opgeloste vorm voor tenzij de bodem geheel is uitgedroogd.

1.2.1.2 Het gehalte

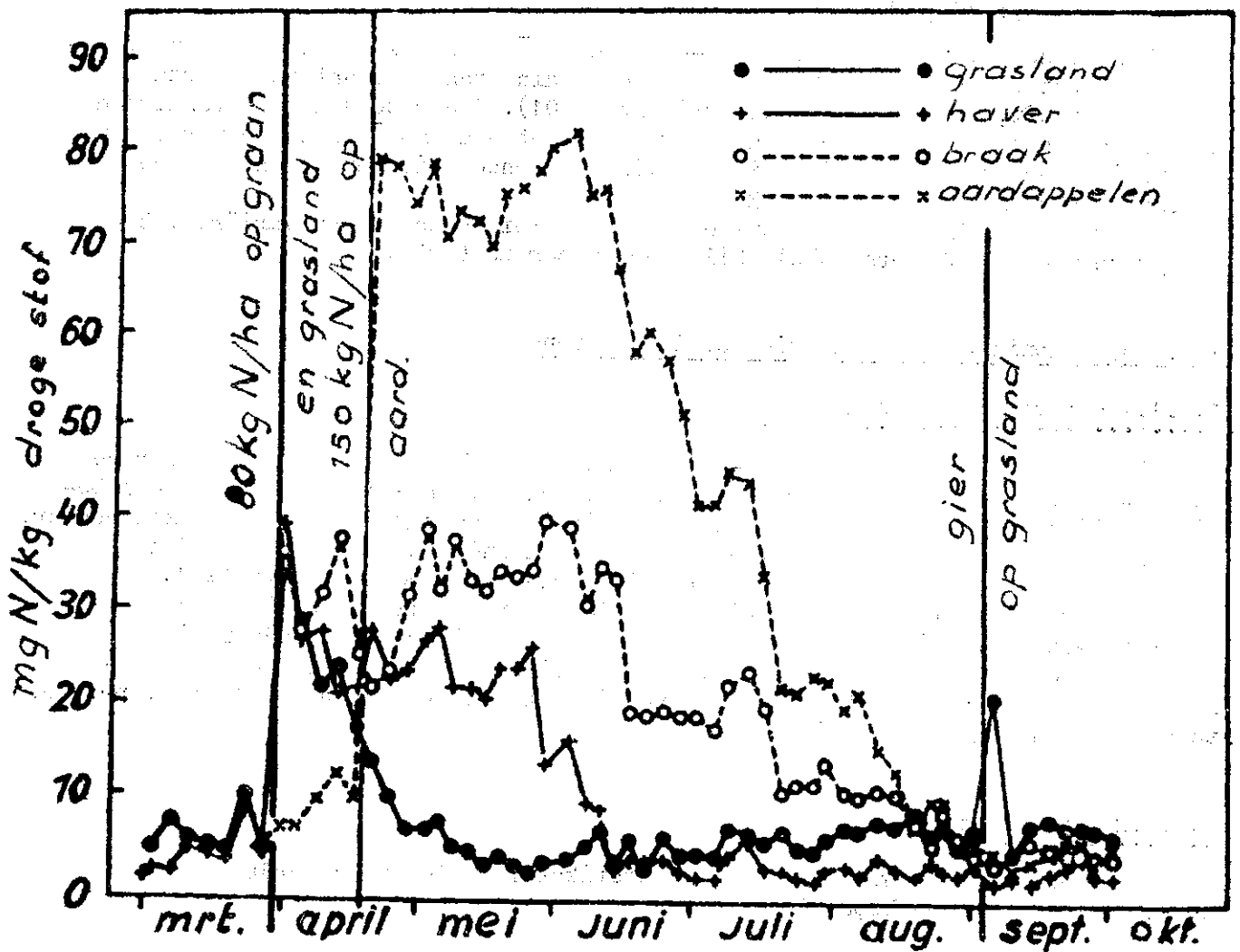
Het gehalte aan ammonium- en nitraatstikstof in de grond wordt door een groot aantal factoren bepaald:

Opname door de plant
 Uitspoeling
 Vervluchtiging
 Immobilisatie
 Mineralisatie
 Bemesting
 Fixatie
 Stikstofbinding door micro-organismen

Al deze factoren zullen in de volgende hoofdstukken uitvoerig worden besproken; in dit hoofdstuk zal, gezien het karakter van dit werk, in het bijzonder nader worden ingegaan op het minerale-stikstofgehalte onder grasland:

Vele onderzoekers hebben gedurende de afgelopen decennia gevonden dat het minerale stikstofgehalte onder grasland gedurende het hele jaar meestal zeer laag is (81, 125, 157, 229, 238, 284, 292, 319, 350 en 354).

Figuur 1. Gehalten aan oplosbare stikstof in de bouwvoor van een zavelgrond met verschillende gewassen (Harmsen - 157 -)



Uit deze grafiek blijkt dus duidelijk het constant lage minerale-stikstofgehalte onder grasland in vergelijking met dat onder de andere gewassen.

Resultaten van enige onderzoekers zijn verder ter illustratie samengevat in de volgende tabel.

Tabel 2. De minerale stikstofgehalten onder grasland, zoals deze zijn gevonden door een aantal onderzoekers*)

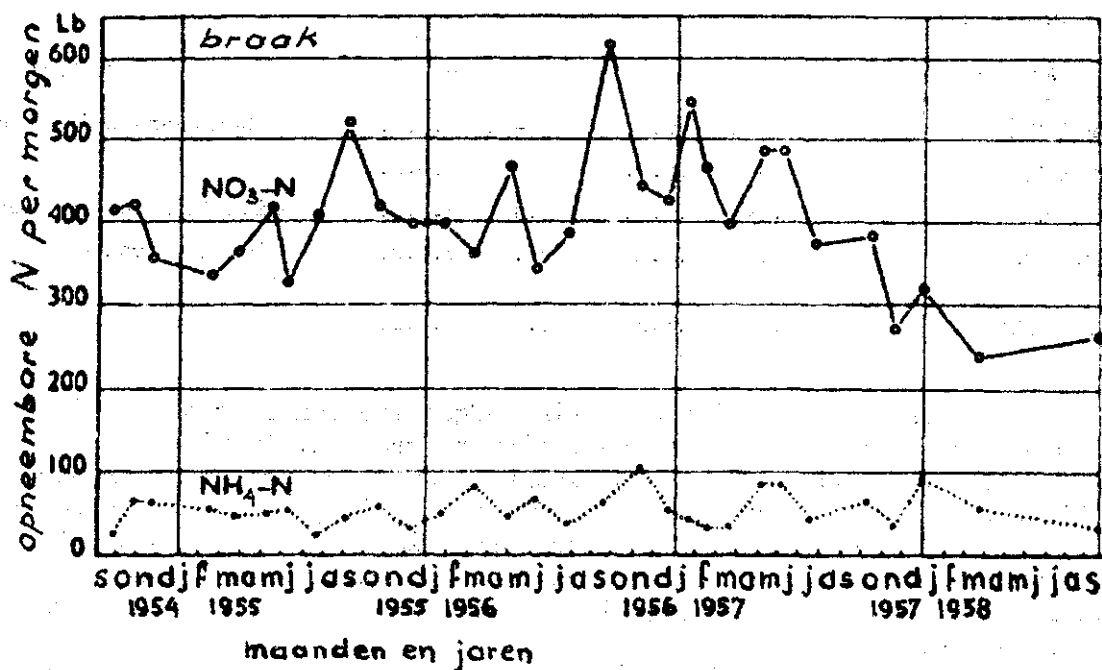
Auteur	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	Opmerkingen
Pouwer (277)	5 - 20 d.p.m.	1 - 5 d.p.m.	Grasboomgaarden in de Betuwe
Gasser (125)	0 - 1 d.p.m.	1 - 2 d.p.m.	
Richardson (285)	1,14 d.p.m.	5,44 d.p.m.	Gemiddelden van 500 monsters
Thompson en Comp (354)	ca. 1 d.p.m.	ca. 5 d.p.m.	Gemiddelden van een reeks van opnamen
Russell (292)	1,1 d.p.m.	5,4 d.p.m.	

Deze verlaging van het minerale stikstofgehalte van de grond blijkt reeds te beginnen zodra het ingezaaide gras begint te groeien. Cunningham en Cooke (81) zaaiden in mei gras op een grond, waarvan het nitraatgehalte varieerde tussen 10 en 15 d.p.m. toen het gras eenmaal begon te groeien, nam dit gehalte echter zeer snel af tot ongeveer 2 d.p.m. Op het braakliggende controle-object steeg het nitraatstikstofgehalte in de loop van de zomer nog iets. Het ammoniumstikstofgehalte bleef ongeveer op hetzelfde niveau en was slechts iets lager dan dat van de braakliggende objecten.

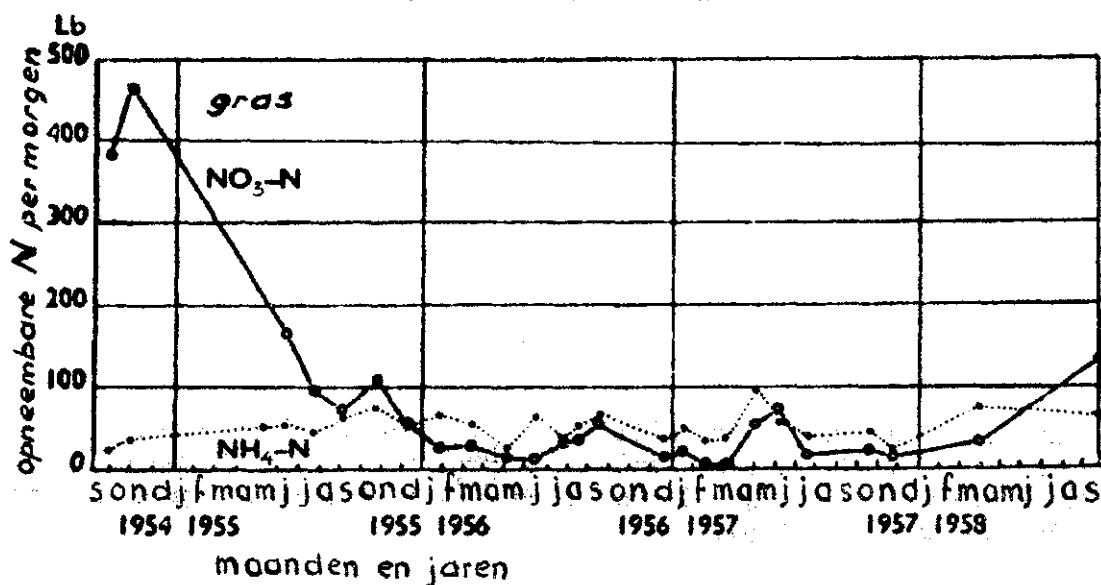
Ook Botha (51) vond een dergelijk verloop van de ammonium- en nitraatstikstofgehalten na de inzaai van gras.

*) Wel blijkt er tussen de verschillende grondsoorten enig verschil te bestaan. Op veengrond zijn de minerale stikstofgehalten over het algemeen wat hoger. Verder bestaat de mogelijkheid dat de gehalten op lichte gronden iets lager zijn dan op zwaardere (25).

Figuur 2. Veranderingen van het nitraat- en ammoniumstikstofgehalte in het braakliggend object, gedurende vier jaar



Figuur 3. Idem als vorige figuur, doch nu van de objecten, die voorjaar 1954 met gras zijn ingezaaid



Russell(292) is van mening dat het nitraatgehalte onder grasland met het ouder worden van dit grasland weer iets stijgt. De resultaten van zijn onderzoek staan vermeld in tabel 3.

Tabel 3. Gemiddelde ammonium- en nitraatstikstofgehalten onder grasland te Rothamsted

Ouderdom van het grasland in jaren	Bemonsteringsdiepte in cm	Stikstofgehalte in d.p.m. als ammonium-N	van de droge grond als nitraat-N
1	20	1,1	0,5
2	20	2,2	1,1
59	10	4,7	1,3
200	20	5,4	1,1

Behalve zijn laag minerale stikstofgehalte, is er nog een verschil waarmee de grond onder een graslandvegetatie zich duidelijk onderscheidt van bouwland en braakliggende grond en wel de verhouding van de hoeveelheid nitraat- en ammoniumstikstof. In bouwland en braakliggende grond wordt meestal een vrij hoog nitraatstikstofgehalte gevonden en een zeer laag ammoniumstikstofgehalte; In de meeste hiervoor genoemde resultaten zien we dat onder grasland het ammoniumstikstofgehalte gewoonlijk hoger is dan het nitraatstikstofgehalte. Tevens is het ammoniumstikstofgehalte onder grasland meestal zeer constant(160)x). Ook andere auteurs, waarvan in het bovengenoemde geen resultaten zijn vermeld hebben hetzelfde verschijnsel waargenomen, met name Norman en Richardson (257).

Daartegenover staat een klein aantal onderzoekers, dat enigszins afwijkende resultaten verkreeg. Zo vonden Martin en Cox (227) en ook Riffith (in 229) weliswaar lage nitraatstikstofgehalten in het door hen onderzochte grasland in resp. Australië en Oeganda, doch zij vonden tevens nog lagere ammoniumstikstofgehalten. Martin en Cox (227) veronderstellen in verband hiermede, dat de ammoniumstikstof in gematigde gebieden minder goed wordt genitrificeerd. Buttler (65) vond in Nieuw-Zeeland dat de nitraatconcentratie onder blijvend grasland tot vrij hoge waarden kon oplopen wanneer langere droogteperioden werden gevolgd door nat en warm weer.

Soulides (328) vond in 5 van de 7 graslandgronden die hij bestudeerd heeft, een hoger nitraat- dan ammoniumstikstofgehalte. De overige twee gronden, die wel een duidelijk hoger ammoniumstikstofgehalte hadden, waren juist iets zuurder dan de andere vijf gronden (pH 4,7 en 4,9, terwijl de pH van de overige vijf gronden 5,7 of hoger was).

1.2.1.3. Tijdelijke veranderingen

.....

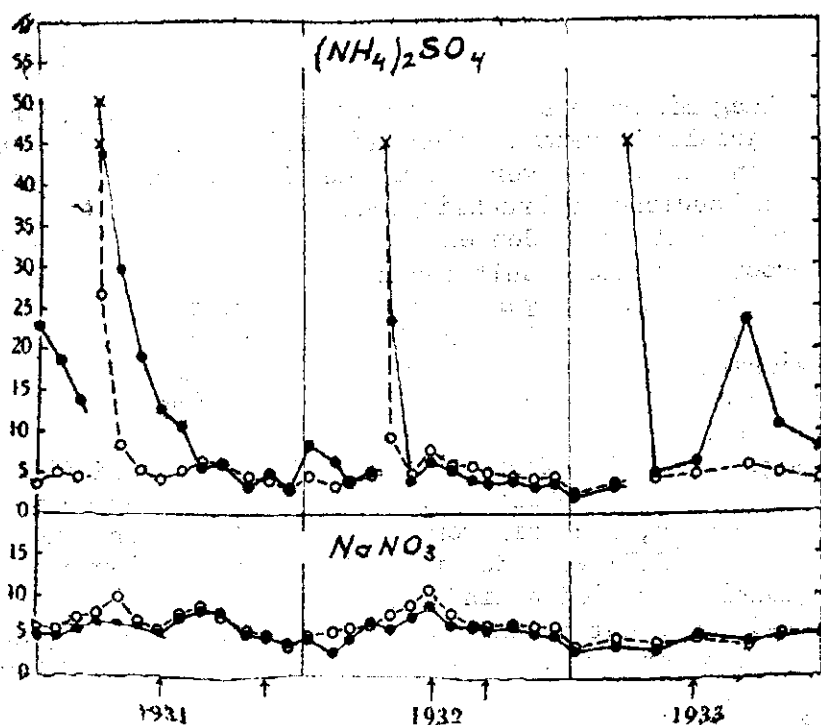
Hoewel het minerale stikstofgehalte onder grasland gedurende bijna het gehele jaar op een zeer laag niveau ligt, kan dit gehalte toch tijdelijk door allerlei oorzaken verhoogd worden.

x) Vanstallen (366) vond daarentegen vrij grote schommelingen van het $\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalte onder een aantal graslanden; binnen 1 jaar werden als uiterste waarden 0,3 en 1,1 mgr N/100 g grond gevonden. Richardson (in 366) vond gedurende een periode van 3 jaar 0,3 en 0,9 mg N/100 g grond als uitersten.

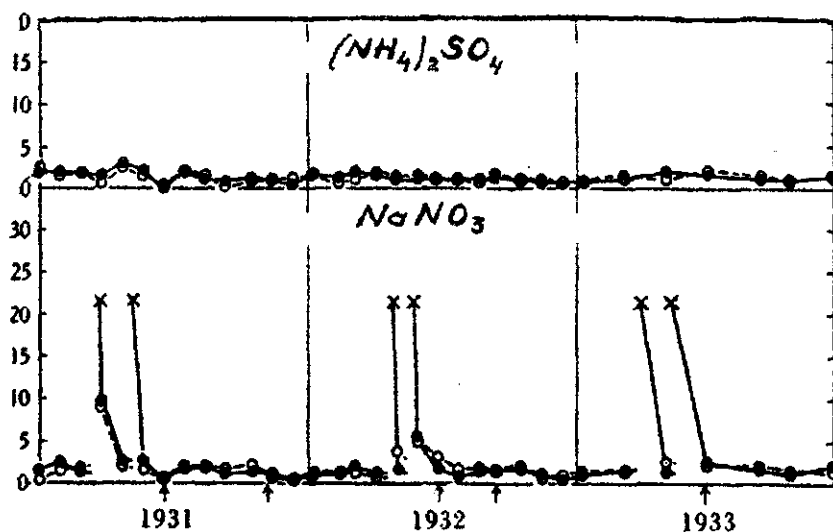
a. Bemesting

Door grasland te bemesten met kunstmeststikstof, stijgt het minerale stikstofgehalte van de grond; bij een bemesting met ammoniumstikstofhoudende meststoffen stijgt het ammoniumgehalte en bij een bemesting met nitraathoudende meststoffen het nitraatstikstofgehalte, terwijl hierbij resp. de nitraat- en ammoniumgehalten nauwelijks noemenswaard worden verhoogd (285).

Figuur 4 Verloop van het ammoniumstikstofgehalte in de grond (in mg N per kg droge grond), op veldjes die regelmatig bemest worden met resp. zwavelzure-ammoniak en natriumnitraat.



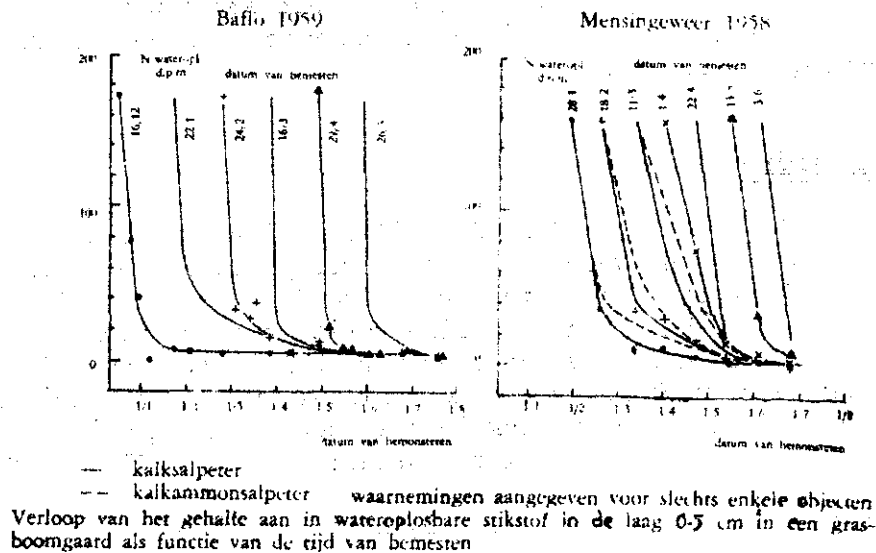
Figuur 5. Verloop van het nitraatstikstofgehalte in de grond (in mg N per kg droge grond) op veldjes die regelmatig bemest worden met resp. zwavelzure ammoniak en natriumnitraat



Zoals uit laatstgenoemde twee figuren dus blijkt, stijgt het ammonium- of nitraatstikstofgehalte tot vrij grote hoogte na bemesting met resp. een ammonium- dan wel nitraathoudende meststof, doch daalt eveneens weer zeer snel.

Van de Born en Kolenbrander (49) vonden in lichte zavelgronden te Mensingerweer en Baflo onder gras 0 - 8 d.p.m. (gem. 2 d.p.m.) oplosbare stikstof. Door een gift van 120 kg zuivere stikstof steeg dit gehalte in de laag 0 - 5 cm op het eerstgenoemde proefveld tot 158 d.p.m., op het tweede tot 170 d.p.m. om daarna weer zeer snel af te nemen tot normale waarden.

Figuur 6. Verloop van het in water oplosbare stikstofgehalte in de laag 0 - 5 cm onder een grasboomgaard, na de toediening met een stikstofbemesting (120 kg N/ha)



Bij een nauwkeuriger onderzoek naar de snelheid waarmee de door de toediening gestegen hoeveelheid minerale stikstof weer verdwijnt, vond Richardson (285) het volgende. De snelheid waarmee de hoeveelheid extra stikstof in de grond verdween, was evenredig aan de hoeveelheid extra stikstof die aanwezig was, terwijl de tijd die nodig was om de helft van de stikstof te doen verdwijnen constant was. Verder bleek de extra stikstof sneller te verdwijnen naarmate de bemesting later in het voorjaar had plaatsgevonden; dus naarmate de bodem- en luchttemperatuur hoger waren.

De cijfers in de volgende tabel geven een beeld van de snelheid waarmee de extra minerale stikstof uit de grond verdwijnt (285).

Tabel 4. Verdwijning van de toegediende minerale stikstof; perioden in dagen gedurende welke de helft verdwijnt

Object	6 dec. 1929	17 febr. 1930	26-27 mrt. 1931	28-29 mrt. 1933	26-27 april 1932
I	14	10	-	-	-
II	-	-	7	8	3
III	-	-	6	4	2
IV	-	-	7	6	2

Bij enkele van zijn proeven vond Richardson (285), bij een bemesting met een nitraathoudende stikstofmeststof, een kleine verhoging van het ammoniumstikstofgehalte (tot 4 mg per kg grond). Richardson schrijft dit toe aan excretie van ammoniumstikstof door de wortels. Gezien de zeer kleine nitraatstikstofophoping (1 - 2 mg N/ha grond) na een ammoniumstikstofbemesting moet aangenomen worden, dat de nitrificatie hier vrij slecht verliep (zie hoofdstuk Nitrificatie, theorie van Robinson).

b. Mest en urine

Een groot deel van de door de weidende dieren opgenomen stikstof wordt via de faeces en urine weer op het land gedeponereerd; Petersen (270) vond bij zijn onderzoek ongeveer 75 % ⁴ (het grootste deel via de urine) (270).

Het stikstofgehalte van de urine varieert zeer sterk, speciaal doordat de hoeveelheid uitgescheiden vocht zeer variabel is^x). Doak (90) vond zelfs een vrijwel omgekeerd verband tussen het urine-volume en het urinaire stikstofgehalte. De gehalten die door Doak (90) werden gevonden, varieerden dan ook van 2,5 tot 8,3 gram stikstof per liter urine; Petersen (270) geeft als gemiddelde 1,10 % N.

De urinaire stikstof bestaat bij herbivoren voor het grootste deel (75 %) uit ureumstikstof (11), doch ook dit gehalte kan variëren (Doak (90): 50,3 - 74,2 %). Voor de rest komt de stikstof voor in de vorm van aminozuur en ammonia. Wanneer de urine aan de grond wordt toegediend, splitst de ureum zich onder invloed van het enzym urease in koolzuur en ammoniak. $\text{CO}(\text{NH}_2)_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{NH}_3$.

³ Toediening van urine aan grasland blijkt het minerale stikstofgehalte van de grond dan ook sterk te verhogen. Thompson en Coup (354) begoten, ter bestudering van deze verhogingen, grasland met 11 l urine per m² (dit komt ongeveer overeen met 96 gram stikstof per m²).

Tabel 5. Invloed van urine op het ammoniumstikstofgehalte van de grond

	Bemonsterings- diepte	Tijd na het begieten								
		4 d	11 d	18 d	25 d	31 d	46 d	60 d	81 d	95 d
Grasland begoten met urine	0 - 7,5 cm	600	360 ¹⁾	460	240	140	70	42	10	9
	7,5 - 15 cm	350	196	145	165	90	85	36	7	9
Grasland niet be- goten met urine	0 - 7,5 cm	9	7	4	5	8	7	6	9	-
	7,5 - 15 cm	3	2	2	3	4	3	3	3	-

1) Vlak voor de bemonstering was bijna 9 cm regen gevallen.

x) Verder spelen o.a. ook de leeftijd van het dier, de samenstelling van het voer (eiwit- en vochtgehalte), de conditie van het dier en de wateropname een rol (90 en 70).

Tabel 6. Invloed van urine op het nitraat-stikstofgehalte van de grond

	Bemonsterings- diepte	Tijd na het begieten										
		4 d	11 d	18 d	25 d	31 d	39 d	46 d	53 d	60 d	81 d	95 d
Grasland begoten met urine	0 - 7,5 cm	3	7	47	91	95	115	154	161	190	117	116
	7,5 - 15 cm	3	19	43	97	105	134	128	159	77	70	98
Grasland niet be- goten met urine	0 - 7,5 cm	1	2	1	1	-	1	1	-	1	1	-
	7,5 - 15 cm	1	1	1	1	-	1	1	-	1	1	-

Uit de cijfers van laatstgenoemde twee tabellen blijkt dus, dat het ammonium stikstofgehalte na de toediening van urine zeer snel hoge waarden bereikt, om daarna weer geleidelijk te dalen tot na 80 à 90 dagen het oorspronkelijke gehalte weer is bereikt.

Het nitraatstikstofgehalte daarentegen is aanvankelijk laag, doch begint daarna met het dalen van het ammoniumstikstofgehalte te stijgen. Ook het gehalte bereikt echter op zeker ogenblik haar maximum.

De grootte van deze stijgingen blijkt zeer sterk te variëren. Naast het stikstofgehalte van de urine en het urine-volume spelen ook de grootte van het bevochtigde oppervlak en de indringingsdiepte een rol.

Gezien het feit dat koeien gemiddeld per dag ongeveer 8 urineplekken maken met een gemiddeld bevochtigd oppervlak van 30 dm² (270)^x), is het begrijpelijk dat de urine een zeer belangrijke (tijdelijke) invloed heeft op het minerale stikstofgehalte.

Over de invloed van de mest op het minerale-stikstofgehalte van de grond zijn geen gegevens beschikbaar. Wel is bekend dat de hoeveelheid stikstof die per oppervlakte-eenheid van de bevuilde plek, bij mest veel groter is dan bij urine, doch het minerale stikstofgehalte van de grond wordt waarschijnlijk aanzienlijk minder beïnvloed dan dit het geval was bij de urine, omdat het grootste deel van de in de faeces voorkomende stikstof hier aanwezig is in organische vorm (258).

c. Beschadiging van de grasmat

=====

Richardson (284) vond in Rothamsted een verhoging van het minerale stikstofgehalte in perioden dat de grasmat ernstig was beschadigd door droogte of vorst.

Simpson (319) vond bij onderzoeken in Australisch grasland dat het ammoniumstikstofgehalte gedurende vrijwel het gehele jaar laag bleef (4 à 5 d.p.m.), doch dat het nitraatstikstofgehalte fluctueerde van 40 d.p.m. in de zomer tot 2 d.p.m. in de winter; door het hier heersende klimaat groeit het gras gedurende de winter goed, doch door de hevige droogte gedurende de zomermaanden worden het gras en de klaver ernstig beschadigd.

Ook Davies en medewerkers (84) vonden op plekken waar de vegetatie om de een of andere reden pas was afgestorven, nitraatgehalten van 200 à 600 d.p.m.

x) Doak (90) vond een gemiddeld oppervlak van 42 dm².

1.2.1.4. Verklaring van de waargenomen verschijnselen

Afgezien van tijdelijke en plaatselijke variaties door bemesting, urine en faeces en beschadiging van de grasmat, vindt men in graslandgrond dus in het algemeen, dat:

- a. het ammoniumstikstofgehalte gewoonlijk hoger is dan het nitraatstikstofgehalte.
- b. het minerale stikstofgehalte laag is.

Vele onderzoekingen zijn hieraan gewijd en vele verklaringen zijn voor deze verschijnselen gegeven. In het volgende zullen een aantal van deze verklaringen worden besproken.

a. Het hogere ammoniumstikstofgehalte

Hiervoor zijn door de verschillende onderzoekers achtereenvolgens de volgende verklaringen gegeven:

1. In de oudere literatuur is men van mening, dat de grote hoeveelheid in afbraak zijnd organisch materiaal onder grasland de oorzaak hiervan is (160 en 328).
2. De doorluchting van graslandgrond laat te wensen over, waardoor de oxydatie van ammoniumstikstof (het primaire uitscheidingsprodukt van micro-organismen) tot nitraatstikstof zeer gebrekkig verloopt (160 en 328).
3. De graswortels (of liever de plantenwortels in het algemeen) produceren bepaalde koolstofrijke organische stoffen die de groei en ontwikkeling van de nitraatconsumerende micro-organismen in de grond bevorderen. Het verschil in invloed van de planten op deze stimulering berust op een verschil in hoeveelheid en of samenstelling van de door de wortels uitgescheiden stoffen (220).
4. Graswortels scheiden kleine hoeveelheden organische stoffen af, die de nitrificerende micro-organismen remmen. Deze organische stof zou door alle plantenwortels worden geproduceerd; de mate waarin de nitrificatie onderdrukt wordt, is echter afhankelijk van de hoeveelheid van deze afgescheiden stoffen. Deze hoeveelheid nu zou onder grasland groot zijn (350).
5. Ammoniumstikstof is voor de graslandplanten minder goed opneembaar dan nitraatstikstof (160).
6. Bij de toegepaste analysemethode wordt uit bepaalde, in het monster aanwezige organische stoffen ammoniumstikstof vrijgemaakt (160, 351 en 395).
7. Door de lage netto-productie van ammoniumstikstof in graslandgrond zijn de substraatgehalten voor de nitrificerende micro-organismen te laag om een voldoende actieve nitrificerende populatie op te bouwen en in stand te houden (m.a.w. de nitrificatie laat dus te wensen over) (288).
8. De gevormde nitraatstikstof wordt zeer snel vastgelegd hetzij door de planten, dan wel door de rhizosfeer micro-organismen. Volgens Botha (51) hebben de heterotrophe micro-organismen in de grond nl. een voorkeur voor nitraatstikstof; Botha is dan ook van mening, dat het ammoniumstikstofgehalte op een zelfde niveau blijft, doch dat het nitraatstikstofgehalte door de genoemde absorptie sterk daalt.

9. De duur dat de grondmonsters bewaard worden.

10. Voor diverse tropische graslanden worden de lage nitraatgehalten niet veroorzaakt door een sterke immobilisatie doch zijn het gevolg van afwezigheid van nitrietoxyderende micro-organismen (238).

Aangaande al deze theoriën zijn echter nog wel een aantal kritische kanttekeningen te maken.

ad 2. Voor bepaalde vochtige graslanden is aangetoond, dat de oxydatie van ammoniumstikstof inderdaad te wensen overlaat, terwijl de ammonificatie vrijwel normaal verloopt. In goed ontwaterd grasland gaat deze theorie echter niet op, omdat dit meestal een goede doorluchting heeft, zelfs veelal beter dan bouwland (160).

Pouwer (277) vond bij een onderzoek in een aantal grasboomgaarden in de Betuwe, dat het ammoniumstikstofgehalte in gronden met een slechte structuur veelal hoger was dan in gronden met een goede structuur.

ad 3. Theron (350) is het met deze hypothese niet eens en hij motiveert dit als volgt.

a. De hoeveelheid organische stoffen die door de wortels wordt afgescheiden of die afkomstig zijn van afstervende wortels zou onwaarschijnlijk hoog moeten zijn om alle geproduceerde nitraatstikstof te doen assimileren. Ter illustratie van deze zienswijze geeft Theron het volgende getallenvoorbeeld:

Op een braakliggend proefveldobject werd in één jaar ongeveer 104 kg per ha meer minerale stikstof (nitraatstikstof) gevormd dan op een overeenkomstig met gras begroeid object (minerale stikstofproduktie = stikstof in bovenaardse plantendelen + stikstof in het drainwater). Aannemend dat voor de assimilatie van 1 kg stikstof 30 à 40 kg koolstofrijk-organisch materiaal nodig is, betekent dit dat de produktie van ~~dit~~ organisch materiaal door de wortels 3 à 4 ton moet bedragen en dit zou volgens Theron hoger zijn dan in werkelijkheid het geval is.

b. Wanneer koolstofrijk materiaal aan de grond wordt toegediend, dan wordt niet alleen de nitraatstikstof doch ook de ammoniumstikstof door de micro-organismen geassimileerd (sommige onderzoekers zijn zelfs van mening dat nitraatassimilatie door micro-organismen in het bijzijn van ammoniumstikstof nauwelijks van enige betekenis is - zie immobilisatie). Alleen reeds om deze reden is de onder 3 genoemde hypothese dus moeilijk verklaarbaar.

c. Ook gedurende de winter, wanneer het gras in Zuid-Afrika niet groeit, stijgt het nitraatgehalte onder gras niet. Dit is geen kwestie van ongunstige vocht- en temperatuursvoorzieningen, daar in het braakliggende object en ook in het akkerbouwobject overvloedig nitraat werd geproduceerd. Ook hier dus een remmende invloed van weliswaar levende, doch rustende wortels, waarvan het onwaarschijnlijk is dat ze grote hoeveelheden organische stof afscheiden. Harmsen en Van Schreven (160) zijn echter van mening, dat de omstandigheden van microbiologische processen hier in de wintermaanden niet gunstig zijn (ook niet voor de plantengroei - gras groeit dan immers niet).

d. In akkerbouwgrond ziet men dikwijls direct na de oogst een ophoping van nitraatstikstof. De in deze periode in de grond volop aanwezige organische stof is dan dus niet in staat de nitraatvorming tegen te gaan, terwijl de levende planten hiertoe wel in staat waren. Harmsen en Van Schreven (160) voeren hier echter tegen aan, dat na het afrijpen van het gewas de absorptie van stikstof door het gewas zeer snel afneemt.

ad 4. Aangezien de onder 3 genoemde verklaring voor het lagere nitraatstikstofgehalte onder grasland niet opgaat, meent Theron (350) dat de verklaring moet worden gezocht in een afscheiding van bepaalde organische stoffen die giftig zijn voor de nitrificerende bacteriën. Theron attendeert hierbij op het feit dat, hoewel vele onderzoekers het hier niet mee eens zijn, vele organische stoffen een schadelijke invloed hebben op de nitrificerende bacteriën.

Ook Soulides en Clarck (328) zijn van mening dat de planten een stof afscheiden die remmend werkt op zowel de nitriet- als nitraatvorming. Dat deze onderdrukking onder grasland groter is dan onder andere gewassen is volgens bovengenoemde onderzoekers een gevolg van de veel grotere wortelmassa onder grasland (160, 328 en 350).

Bij later uitgevoerde onderzoeken vond Theron (351) echter, dat niet de nitrificatie doch de ammonificatie door de grasvegetatie wordt geremd. Deze remming van de ammonificatie geeft direct natuurlijk geen verklaring voor het hogere ammoniumstikstofgehalte onder grasland (zie punt 6).

ad 5. Dit is volledig in tegenspraak met het dikwijls waargenomen verschijnsel, dat juist grassen dikwijls de minste voorkeur hebben voor nitraatstikstof boven ammoniumstikstof (216a en 285). Richardson (285) is zelfs van mening, dat gras het grootste deel van de stikstof opneemt in ammoniumvorm.

ad 6. Harmsen en Van Schreven (160) zijn de eersten die op deze mogelijkheid attenderen zonder er verder op in te gaan aan welk onderdeel van de toegepaste analysemethode dit zou zijn toe te schrijven. Theron (351) noemt als foutenbron speciaal de analyse van ammoniumstikstof, waarbij de ammonia wordt afgedestilleerd met NaOH bij hogere temperaturen, omdat hierbij eveneens bepaalde organische stoffen zouden worden afgebroken. Theron (351) vond dan dat bij $\text{NH}_4\text{-N}$ -bepalingen d.m.v. de oude analysemethode onder grasland een ammoniumstikstofgehalte van ongeveer 6 d.p.m. terwijl bij toepassing van een nieuwe analysemethode, waarbij het gevaar van de genoemde organische-stofafbraak wordt vermeden, in hetzelfde grasland ammoniumstikstofgehalten gevonden werden, die lager waren dan 1 d.p.m.

Ook Woldendorp (395) betwijfelde de betrouwbaarheid van de oudere $\text{NH}_4\text{-N}$ -bepalingen (volgens laatstgenoemde schrijver meestal uitgevoerd met behulp van $\text{Mg}(\text{OH})_2$).

Is het hogere ammoniumgehalte dat onder grasland gevonden wordt inderdaad een kwestie van analysefouten, dan is het constant zijn van het ammoniumstikstofgehalte slechts een artefact en verder van geen enkele betekenis (160).

ad 7. Het vrij constante niveau van het ammoniumstikstofgehalte (zie ad 6.) onder grasland wijst volgens Harmsen en Van Schreven (160) op een remming van de absorptie van de laatste sporen ammoniumstikstof, door plant en microben.

Martin en Cox (229) vonden, dat zelfs onder de gunstigste incubatie-omstandigheden het ammoniumstikstofgehalte van de grond nooit tot waarden lager dan 1,0 mg per kg luchtdroge grond daalde, hetgeen volgens hen doet vermoeden dat dit gehalte voor de gebruikte grond de minimumdrempel is voor de nitrificatie. Het verschil tussen akkerbouwgrond (weinig of geen ammoniumstikstof) en graslandgrond (relatief een vrij hoog en constant ammoniumstikstofniveau) zou, in verband met hetgeen Martin en Cox (229) hebben gevonden, te verklaren zijn met de theorie van Robinson (288), die van mening is dat er in graslandgrond een minder grote en een minder actieve nitrificerende populatie aanwezig is, omdat hier de netto-ammoniumstikstofproductie (ammonificatie vermindert met opname door de plant en immobilisatie) veel geringer is dan in bewerkte grond.

ad 8. In het laboratorium heeft Botha (51) de invloed van gras op het nitraat- en ammoniumstikstofgehalte van de grond bestudeerd en wel met de volgende proef:

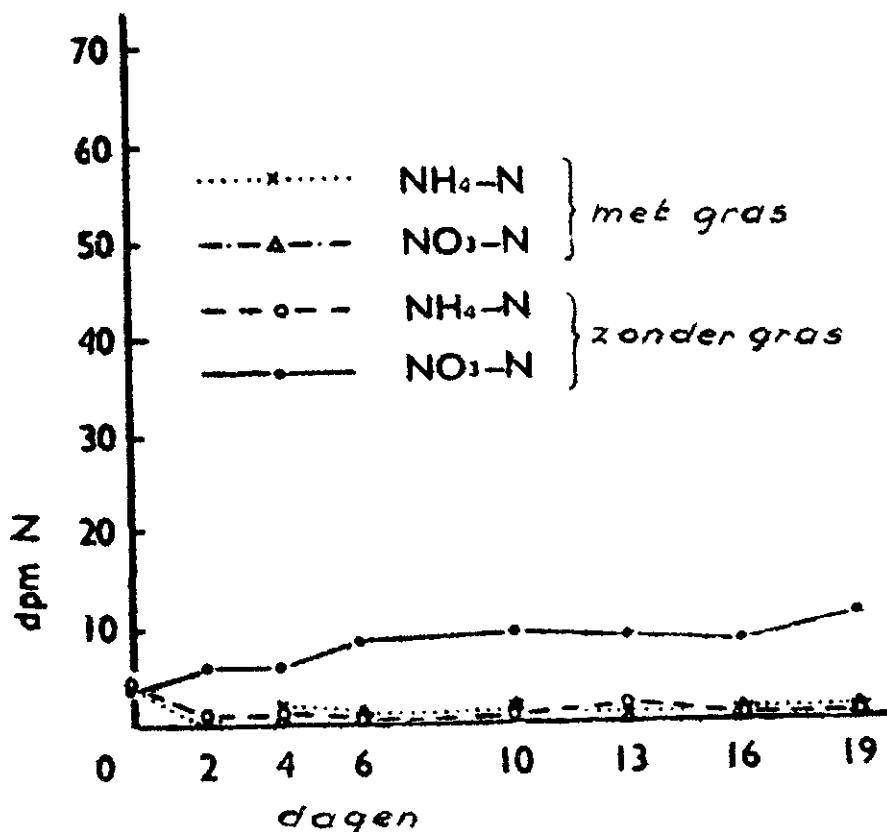
Aan een aantal grondmonsters werd een hoeveelheid fijn gemalen gras toegevoegd, waarna alle monsters werden verdeeld in vier groepen, waaraan resp. het volgende werd toegevoegd:

- a. een oplossing met 0 mg stikstof
- b. een oplossing met 10 mg $\text{NH}_4\text{-N}$
- c. een oplossing met 5 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ en 5 mg $\text{NO}_3\text{-N}$
- d. een oplossing met 10 mg $\text{NO}_3\text{-N}$.

Al deze monsters werden daarna geïncubeerd bij 25°C . De resultaten van deze proef waren:

- a. geen stikstof toegevoegd.

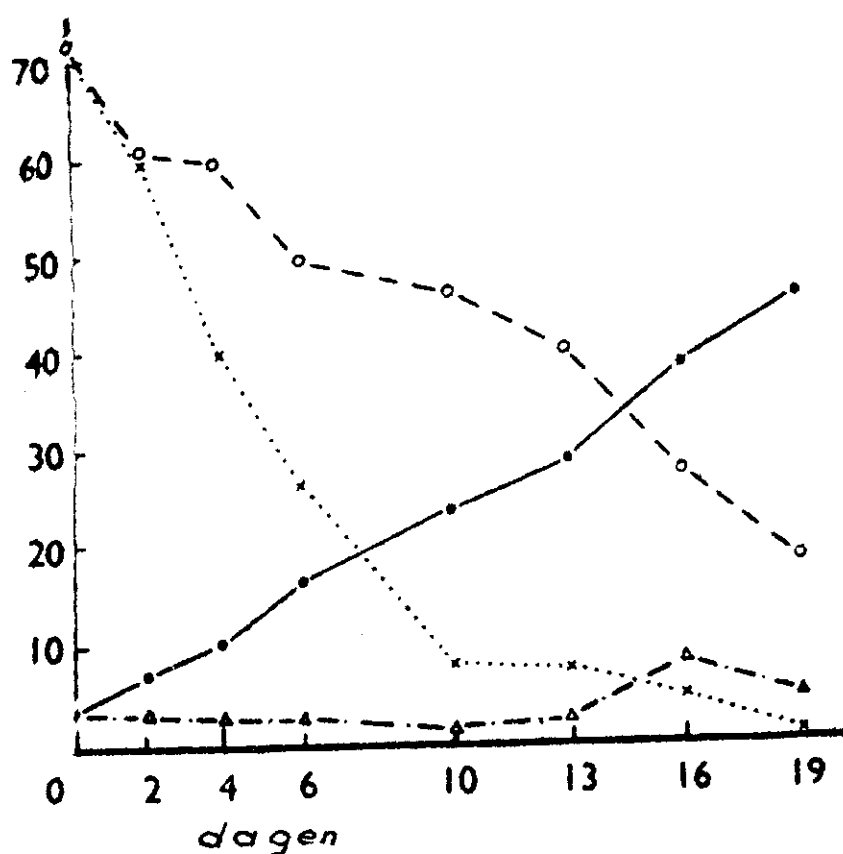
Figuur 7. Het verloop van het $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalte gedurende de incubatie-periode



Zowel het ammonium- als het nitraatstikstofgehalte blijft gedurende de incubatieperiode laag. In de monsters waaraan fijn gemalen gras is toegevoegd is het nitraatstikstofgehalte hoger dan het ammoniumstikstofgehalte. Heeft de toevoeging van het fijn gemalen gras wel plaatsgevonden, dan zijn beide gehalten zeer laag.

b. Ammoniumstikstof toegevoegd

Figuur 8. Het verloop van het $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{NO}_3\text{-N}$ -gehalte gedurende de incubatieperiode

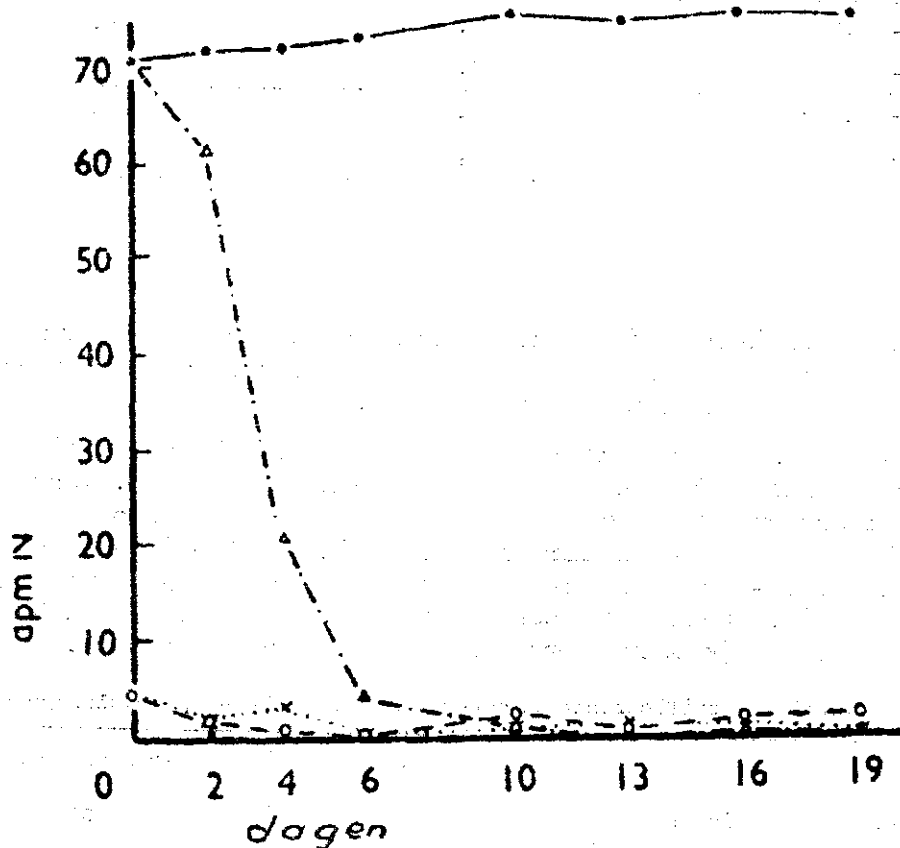


Zonder gras: het ammoniumstikstofgehalte is aanvankelijk hoog, doch daalt geleidelijk gedurende de incubatieperiode, terwijl het nitraatstikstofgehalte gelijktijdig stijgt (dus nitrificatie).

Met gras: het ammoniumstikstofgehalte daalt nog sneller dan bij afwezigheid van het gras; de stijging van het nitraatstikstofgehalte blijft achterwege.

d. Toevoeging van nitraatstikstof

Figuur 9. Het verloop van het $\text{NH}_4\text{-N}$ en $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalte gedurende de incubatieperiode



Zonder gras: het nitraatstikstofgehalte blijft hoog en het ammoniumstikstofgehalte blijft constant laag.

Met gras: het nitraatstikstofgehalte daalt zeer snel, zonder dat het ammoniumstikstofgehalte toeneemt.

Botha (51) komt aan de hand van bovenvermelde resultaten tot de volgende conclusie:

De nitrificatie op zich wordt onder gras niet geremd, doch door de graswortels geproduceerde koolstofrijke organische stof (excretie dan wel afsterving) kunnen de micro-organismen in de grond zich sterk ontwikkelen. Gedurende deze groei wordt een groot deel van de in de grond aanwezige minerale stikstof door de micro-organismen geïmmobiliseerd. Nu is Botha (51) verder van mening, dat de micro-organismen, die zich met de afbraak van het betreffende organische materiaal bezig houden, veelal nitraatstikstof opnemen of zelfs de voorkeur geven aan nitraat- boven ammoniumstikstof. Daarentegen is de meerderheid van de onderzoekers, die zich met de problemen hieromtrent hebben bezig gehouden, van mening, dat de heterotrophe micro-organismen de voorkeur hebben voor ammoniumstikstof (zie hoofdstuk Immobilisatie). Greenwood (143) vond zelfs, dat nitraatassimilatie door micro-organismen in het bijzijn van ammoniumstikstof van nauwelijks enige betekenis is.

ad 9. Davies en medewerkers (83) constateerden, dat de duur van de periode dat monsters bewaard werden, van invloed was op het nitraatgehalte.

Tabel 7. Nitraatstikstofgehalten in d.p.m. op een tweetal tijdstippen na de bemonstering

		Direct na het bemonsteren	1 dag later
A	0 - 7,5 cm	5,7	26,7
	7,5 - 15 cm	2,8	12,7
B	0 - 7,5 cm	1,7	15,5
	7,5 - 15 cm	2,7	9,2

Deze stijging tijdens de bewaring bleef echter achterwege, wanneer direct na de monsterneming enkele druppels tolueen aan de grond werden toegediend (doding van het microleven).

- ad 10. Diverse onderzoekers hebben in de tropen onder bosvegetatie geen doch onder grasland wel zeer lage nitraatgehalten gevonden. Vergelijkt men nu de micropopulaties van de grond onder deze twee soorten vegetaties dan blijkt het meest kenmerkende verschil de afwezigheid van nitrietoxyderende micro-organismen in de graslandgrond te zijn. Ammoniumoxydeerders zijn in beide gronden voldoende aanwezig, alhoewel ze ook hier in de bosgrond aanzienlijk meer voorkomen dan in de graslandgrond.

Het gemiddelde aantal *) nitrificerende micro-organismen in bos- en graslandgrond in Ghana

	bosgrond	graslandgrond
ammonium-oxyderende organismen	7940	1300
nitriet-oxyderende organismen	300	10

*) Cellen per gram grond.

Ook in Rothamsted vond Meiklejohn (238) onder grasland veel meer ammoniumstikstofoxyderende micro-organismen dan nitrietstikstof oxyderende micro-organismen.

b. Het lage minerale stikstofgehalte

1. De ammonificatie wordt door de graswortels geremd; de nitrificatie kan normaal verlopen (351).
 2. Zowel de grasplanten als de zeer grote populatie heterotrophe micro-organismen nemen de gevormde minerale stikstof zeer snel op (160, 358 en 377a). Alleen de grasplanten zijn reeds in staat vrij grote hoeveelheden stikstof op te nemen (377).
- ad 1. Tot genoemde conclusie komt Theron (351) naar aanleiding van de resultaten van een proef, waarbij in drie soorten monsters, gestoken uit een zelfde graslandperceel, het verloop van het ammoniumstikstofgehalte gedurende de incubatieperiode werd bepaald.

Voor de monsters geïncubeerd werden, kregen ze een verschillende voorbehandeling:

- a. geen voorbehandeling: verse grond
- b. toediening van ammoniumstikstof
- c. drogen van het monster.

Tabel 8. Verloop van het ammoniumstikstofgehalte gedurende een incubatieperiode van 102 dagen (temperatuur 27° C - vochtgehalte van de grond 20 %)

	Duur van de incubatieperiode in dagen							
	2	10	21	32	40	58	86	102
Verse grond	0,5	0,8	0,8	0,6	0,6	1,0	1,5	0,3
Grond + $\text{NH}_4\text{-N}$	23,1	21,6	19,5	17,7	13,6	8,1	1,0	0,6
Gedroogde grond	5,2	10,6	11,0	8,2	3,9	1,0	1,1	0,2

Tabel 8a. Verloop van het nitraatstikstofgehalte gedurende een incubatieperiode van 102 dagen

	Duur van de incubatieperiode in dagen							
	2	10	21	32	40	58	86	102
Verse grond	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,8	4,2	7,3
Verse grond + $\text{NH}_4\text{-N}$	0,1	1,0	2,3	5,3	6,8	16,5	27,8	31,8
Gedroogde grond	0,4	0,9	0,8	5,0	9,8	16,8	22,1	25,9

In alle drie grondmonsters wordt de gevormde of toegevoegde ammoniumstikstof dus wel genitrificeerd; de ammonificatie verloopt in de verse grond echter zeer traag, terwijl ze in de gedroogde grond vrij vlot verloopt. Theron (351) komt in verband hiermede dan ook tot de volgende conclusies:

- a. Indien een gewijzigde ammoniumstikstofbepaling, waarbij niet de eerder beschreven ontleding van bepaalde organische stoffen plaatsvindt, verkrijgt men in de verse grond een laag ammoniumstikstofgehalte (gemiddeld 1 d.p.m., terwijl Harmsen en Van Schreven (160) voor grasland een gemiddelde geven van 3 - 9 d.p.m.).
- b. Het echte graseffect (d.w.z. afremming van de ammonificatie) komt niet naar voren in nieuw aangelegd grasland, doch pas wanneer het gras 2 à 3 jaar heeft gelegen. Waardoor deze remming echter precies tot stand komt laat Theron in het midden. Souliès en Clark (328) zijn van mening, dat ook akkerbouwgewassen een remmende invloed op de ammonificatie hebben, doch dat deze remming hier minder uitgesproken is.
- c. Door het drogen van de grond wordt de blokkade van de ammonificatie opgeheven.

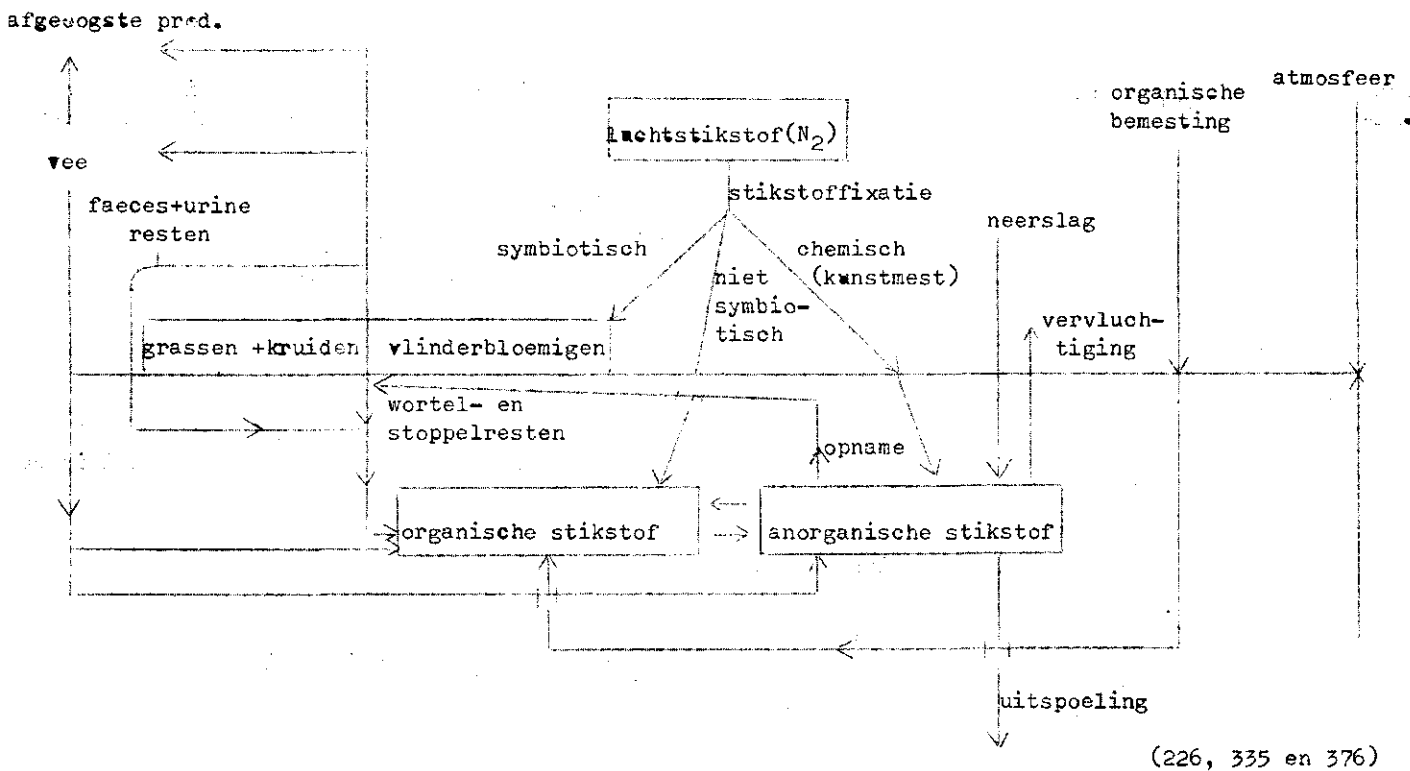
Of hieraan echter grote waarde moet worden toegekend, valt sterk te betwijfelen aangezien vele onderzoekers hebben gevonden dat door het drogen van de grond allerlei ingrijpende veranderingen plaatsvinden (zie hoofdstuk Mineralisatie).

- ad 2. Botha (51) vond bij de eerder genoemde proeven, dat het gras, zodra het begint te groeien, de in de grond aanwezige minerale stikstof snel doet afnemen. Dit kan zowel een gevolg zijn van opname door de wortels als van de immobilisatie door micro-organismen die leven op het door de wortels gevormde organische materiaal.

2. De stikstofkringloop

Bij de bestudering van de stikstofhuishouding van de grond wordt het wel- dra duidelijk dat we hier niet te maken hebben met een eenvoudig evenwicht tussen de organische en de anorganische stikstof. Schematisch kan men, voor zover het grasland betreft, dit evenwicht als volgt weer geven.

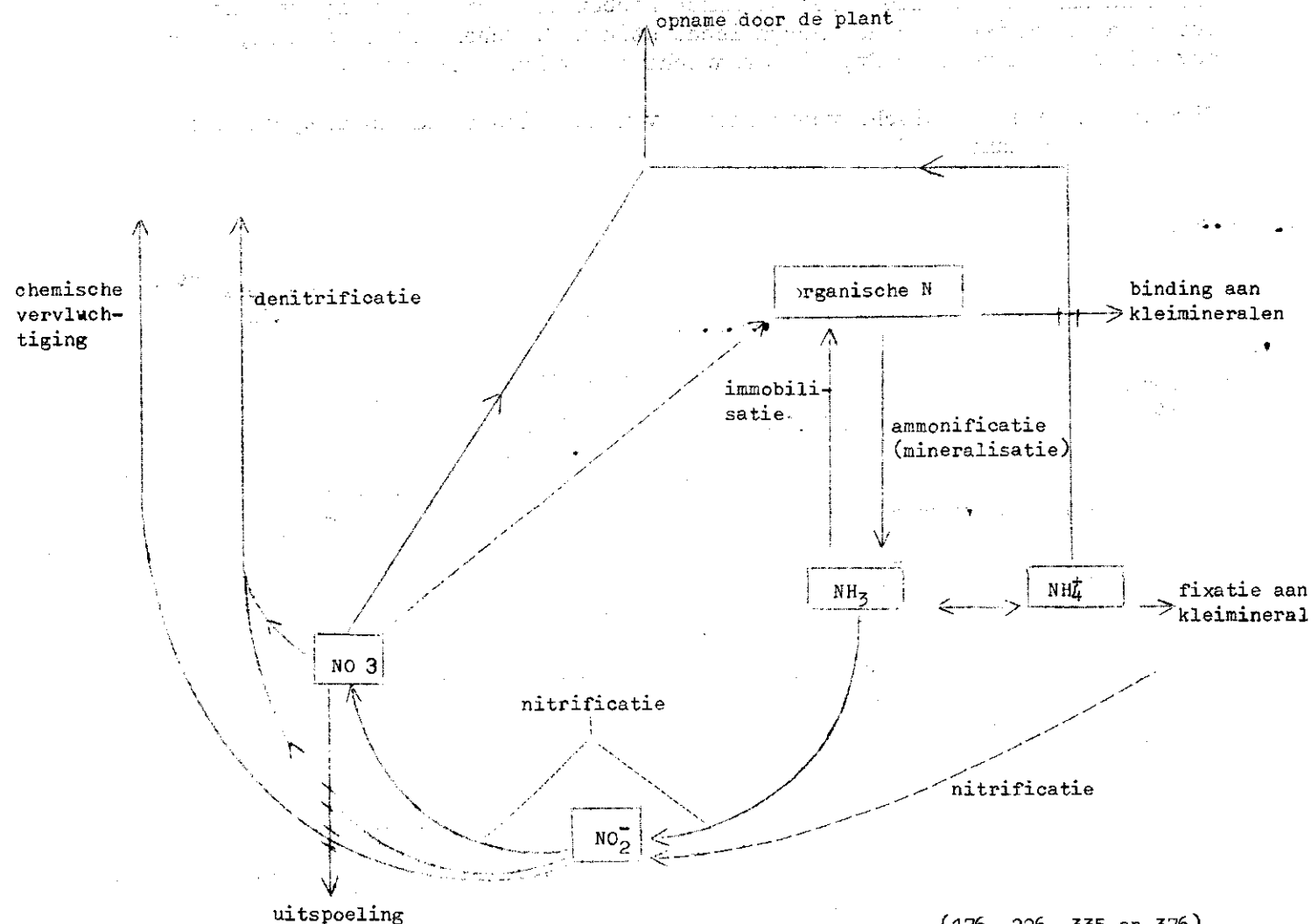
Figuur 10 Een schematische voorstelling van de stikstofhuishouding van een graslandgrond



Gaat men het evenwicht tussen de organische en de anorganische stikstof echter nader analyseren dan blijken hier meerdere ketens van reacties, veelal gelijktijdig, te verlopen.

Zeer veel vereenvoudigd kan de stikstofkringloop in de grond als volgt worden voorgesteld.

Figuur 11 Een vereenvoudigde schematische voorstelling van de stikstofkringloop in de grond



(176, 226, 335 en 376)

In de volgende hoofdstukken zullen de voornaamste van de in de laatste twee figuren weergegeven processen nader afzonderlijk worden besproken.

2.1 Mineralisatie

2.1.1 Inleiding

Alle in de grond gebrachte of reeds aanwezige organische stoffen, van dierlijke dan wel van plantaardige oorsprong, ondergaan allerlei veranderingen; voor een deel worden ze gehumificeerd d.w.z. omgevormd tot organische stoffen met geheel andere eigenschappen, terwijl de rest wordt gemineraliseerd ofwel af-

gebroken tot stofwisselingseindprodukten als CO_2 , NH_3 , H_2O , e.d. (214).

In hoofdzaak worden deze veranderingen teweeg gebracht door allerlei micro-organismen en ander dierlijk leven in de grond. De bij de afbraak betrokken organische stof wordt enerzijds gebruikt voor de opbouw van lichaamstoffen, anderzijds wordt ze met behulp van allerlei specifieke enzymen afgebroken tot eenvoudige verbindingen, waarbij de vrijkomende energie kan worden gebruikt voor de stofwisseling e.d. Nu blijkt bij de micro-organismen, die de zonne-energie niet direct kunnen benutten, de afbraak voor het verkrijgen van de benodigde energie groter te zijn dan de synthese van lichaamstoffen, zodat het totale effect van de aantasting afbrekend is. De verhoudingen van deze twee processen (afbraak en synthese) zijn echter niet bij alle organismen dezelfde; globaal kan gezegd worden dat de aerobe bacteriën en de actinomyceten relatief meer organische stof gebruiken voor de levering van energie dan de schimmels; deze laatste zetten ongeveer de helft van de aangetaste organische stof om in lichaamssubstanties (393).

Het hele proces is hoofdzakelijk een kettingreactie waarbij een bepaalde micro-organismensoort een bepaalde organische stof verwerkt tot een bepaald niveau, waarna ze weer verder wordt bewerkt door een of meerdere andere soorten (393).

De mineralisatie: Ondanks de zeer heterogene samenstelling van het organisch materiaal in de grond is het principe van de mineralisatie zeer eenvoudig: het is nl. een oxydatieproces waarbij de in het organisch materiaal aanwezige koolstofverbindingen uiteindelijk worden omgezet in koolzuur en water. Hiernaast zijn er echter ook allerlei andere elementen in de organische stof aanwezig die tegelijk met deze oxydatie een verandering ondergaan (222).

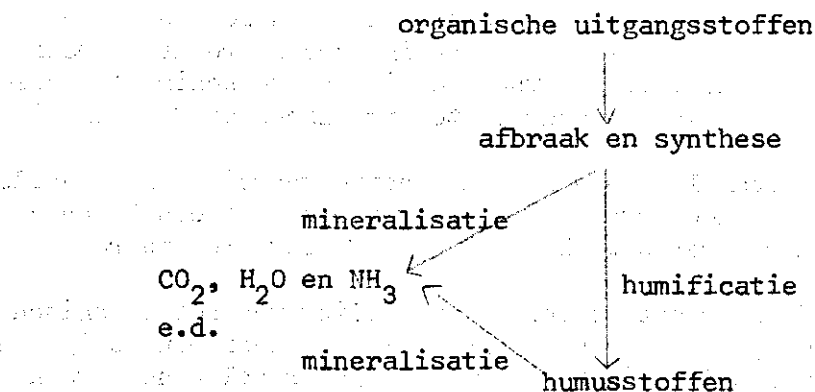
Gezien het oxydatieve karakter van de mineralisatiereacties is voor de uitvoering ervan zuurstof nodig; wordt hiertoe vrije zuurstof gebruikt dan spreekt men van aerobe-omzetting, wordt daarentegen gebonden zuurstof gebruikt dan spreekt men van anaerobe-omzetting. Deze twee processen blijken nu in de grond meestal gelijktijdig te verlopen, waarbij nu eens de ene dan weer de andere de overhand heeft (393). Dit houdt echter niet in dat beide processen op dezelfde manier verlopen: Greenwood en Lees (145) hebben b.v. de afbraak van een aantal aminozuren in de grond, onder anaerobe-omstandigheden bestudeerd en zij vonden hierbij dat deze afbraak zeer veel langzamer verliep dan dezelfde afbraak onder aerobe-omstandigheden, dat onder anaerobe-omstandigheden de afbraak minder volledig geschiedde terwijl ten slotte onder anaerobe-omstandigheden sommige aminozuren resistent tegen afbraak waren, terwijl ze onder aerobe-omstandigheden even snel als de andere werden afgebroken.

Tijdens de afbraak van organisch materiaal worden de hoogmoleculaire onderdelen ervan in het algemeen eerst door extracellulaire enzymen van de micro-organismen hydrolytisch gesplitst waarna de op deze manier verkregen eenvoudiger verbindingen door de micro-organismen worden opgenomen. Een deel van de opgenomen organische stoffen wordt hierna gebruikt voor de synthese van celmateriaal en wordt hierdoor dus voor kortere of langere tijd aan de mineralisatie onttrokken terwijl de rest in een meer of minder ver geoxydeerde staat wordt uitgescheiden waar het weer als substraat voor andere micro-organismen kan dienen (184).

De humificatie: Zelfs onder de meest gunstige omstandigheden leidt de afbraak van organische stof echter niet tot volledige mineralisatie (162), in elk geval niet direct. Onder bepaalde omstandigheden kunnen nl. door auto-oxydatie, condensatie en polymerisatie een aantal stoffen worden omgevormd tot hoogmoleculaire, donkergekleurde stoffen (humus) die op hun beurt moeilijk aantastbaar

zijn (162). Ook deze humusstoffen blijken echter niet geheel bestendig te zijn tegen afbraak (25, 50, 206, 217 en 261). Deze afbraak verloopt in de meeste gevallen echter vrij langzaam doch ze wordt bevorderd door sterke doorluchting, hogere pH's, goede voedingsstoffenvoorziening van de micro-organismen e.d. (50).

Scheffer en Kloke (302) geven het volgende beeld van de veranderingen van de organische stof in de grond.



Bortels (50) noemt de humificatie dan ook slechts een omweg die de organische stof doorloopt bij de mineralisatie.

Omtrent de eigenlijke processen die tijdens de humificatie plaatsvinden is het laatste woord nog niet gezegd, doch Bortels (50) geeft het volgende beeld:

Als voorstadia van de humusstoffen zijn de phenolische verbindingen te beschouwen, deze verbinden zich met aminozuren, peptiden, eiwitten of i.d. tot de hoogmoleculaire amorfe humusstoffen: humine zuren, huminen melanine e.d. Willen deze humusstoffen echter kunnen ontstaan dan moeten zowel de zeer labiele, oxydeerbare phenolen en aanverwante stoffen als de bovengenoemde stikstofcomponenten aanwezig zijn. De phenolen nu worden gevormd bij de autolyse van microbenweefsel en uit polymere, aromatische stoffen van hogere planten (b.v. lignine)^x. Dit laatste gebeurt in het bijzonder bij een geremde substraatverademing om welke reden dan ook (zuurstofgebrek, verlaging van het redoxpotentiaal, vergiftiging van de koolhydraatademhaling e.d.)

Nadat de phenolen zijn ontstaan moeten de omstandigheden dusdanig zijn dat de condensatie tot hoogmoleculaire stoffen plaats kan vinden; gunstige omstandigheden worden hiervoor nu gevormd door: een alkalische reactie, goede zuurstofvoorziening en het voorhanden zijn van ammoniumstikstof, aminoverbindingen e.d.

x) Turtschin e.a. (395) zijn zelfs van mening dat het grootste deel van de organische bodemstikstof bestaat uit gehumificeerde resten van afgestorven micro-organismen.

Laatsch en medewerkers (207) gaan op de onderlinge verhouding niet nader in doch beweren eveneens dat huminezuren kunnen ontstaan uit zowel lignine als uit stofwisselings- en autolyse-produkten van micro-organismen.

De humusvorming voltrekt zich dus tussen reductie en oxydatie: er moet zoveel zuurstof aanwezig zijn dat onvolkomen verademde gereduceerde stoffen onder zuurstofopname kunnen condenseren. Is er niet voldoende zuurstof aanwezig of zijn er andere ongunstige omstandigheden dan ontstaan er kleinere in wateroplosbare moleculen.

De ammonificatie: Tijdens de mineralisatie van organische stof wordt ook de er in aanwezige organische stikstof voor een meer of minder groot deel gemineraliseerd.

Aangezien hierbij de minerale stikstof het eerst te voorschijn komt in de vorm van ammoniumstikstof spreekt men voor wat betreft de stikstofmineralisatie ook wel van ammonificatie (276, 287, 301 en 310).

Gezien de opzet van dit werk zal geen aandacht worden besteed aan de mineralisatie van alle in de organische stof aanwezige elementen afzonderlijk doch slechts aan de algemene aspecten van de mineralisatie en aan die van de ammonificatie in het bijzonder.

2.1.2. De bestudering van de mineralisatie

Om vergelijkbare resultaten te verkrijgen, wordt de mineralisatie veelal bestudeerd d.m.v. incubatieproeven, waarbij de grondmonsters gedurende een bepaalde periode onder gunstige omstandigheden worden geplaatst; hierbij moet dus steeds voor ogen worden gehouden dat men dan niet de werkelijke mineralisatie in de grond bepaalt doch slechts een potentiële mineralisatie, die in het veld zelden of nooit bereikt wordt (160 en 213). Een ander feit waar b.v. bij de stikstofmineralisatie steeds rekening mee moet worden gehouden is het evenwicht dat er bestaat tussen de vorming van minerale stikstof en de assimilatie ervan. Een afname van de ophoping kan dus zowel een gevolg zijn van een verminderde produktie als van een vermeerdering van de opname.

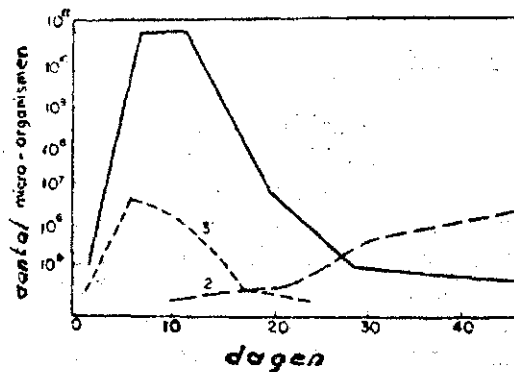
Evenals bij vele andere biologische processen verkrijgt men ook bij de incubatie-mineralisatie bij het uitzetten van de hoeveelheid geproduceerd mineraal bestanddeel (b.v. CO_2) tegen de tijd een soort sigmoid vormige kromme, waarbij dus na een aanvankelijk iets trager begin de mineralisatie zeer snel toeneemt om na verloop van tijd weer steeds minder snel toe te nemen of zelfs af te nemen. Waaraan deze laatste afremming is toe te schrijven is men het niet geheel eens: Archarya en Jain (in 213) veronderstellen dat het een kwestie is van ophoping van een of meerdere toxinen. Door de geïncubeerde monsters in dit stadium door te spoelen, krijgt men weer tijdelijk een zelfde snelle mineralisatie, terwijl verder door het toevoegen van een extract afkomstig van een monster waarin de mineralisatiesnelheid terugloopt aan verse grondmonsters ook hier een afremming valt waar te nemen. Ook Lewis (213) verkreeg bij zijn onderzoek een remming van de mineralisatie wanneer hij loogwater van een geïncubeerde grond toevoegde aan een verse grond. Jansson (176) is daarentegen van mening dat de snelle mineralisatie in het begin van de incubatieperiode een gevolg is van de bevochtiging van een gedroogd grondmonster, waardoor, zoals bekend is, de mineralisatie sterk gestimuleerd wordt.

2.1.3 De uitvoerende micro-organismen

Het mineralisatieproces in de grond wordt uitgevoerd door een ingewikkeld complex van vele soorten micro-organismen, hoofdzakelijk heterotrophe soorten, waarvan de samenstelling gedurende het verloop van het proces verandert (136 en 293).

In het begin van de mineralisatie vond Kononowa (201) een intensieve ontwikkeling van schimmels en vele niet sporevormende bacteriën, welke laatste na enige tijd werden vervangen door sporevormende bacteriën. Na verloop van een aantal dagen nemen dan zowel de aantallen bacteriën als schimmels af waarna het aantal actinomyceten toeneemt.

Figuur 12. Samenstelling van de microflora bij proeven met verschillende plantenresten



Na aanvullende onderzoeken kwam Kononowa (55) tot de volgende opeenvolging:

schimmels en niet sporevormende bacteriën	sporevormende bacteriën	cellulose ver- terende myxobac- teriën	actinomyceten
--	----------------------------	--	---------------

De schimmels en de saprophytische bacteriën benutten de gemakkelijk opneembare verbindingen, waarna ze worden vervangen door specialistische groepen (o.a. de cellulose verterende myxobacteriën). Deze myxobacteriën kunnen allerlei koolhydraten aantasten doch de stikstof slechts in anorganische vorm opnemen. Zij kunnen zich diensetengevolge veelal pas massaal ontwikkelen indien er eerst anorganische stikstof is gevormd door de activiteit van de schimmels en de saprophytische bacteriën. De aan het eind van het proces waargenomen actinomyceten, bezitten in tegenstelling tot de andere groepen van micro-organismen het vermogen moeilijk aantastbare delen aan te tasten.

Vojnova-Rajkova (368a) vond dat onder optimale vochtomstandigheden de ammonificatie hoofdzakelijk werd uitgevoerd door bacteriën; was de grond daarentegen te droog of te vochtig dan werd ze hoofdzakelijk uitgevoerd door actinomyceten. Ook de pH van de grond heeft volgens Jansson (176) een duidelijke invloed op de heterotrophe microflora: In neutrale en alkalische gronden treden veelal de bacteriën op de voorgrond terwijl de schimmels meer de ~~aan~~ ^{aan} andere gron-

den prefereren.

Verder heeft ook de soort organisch materiaal die wordt afgebroken een duidelijke invloed: Krassilnikow en Nikitina (in 268) vonden b.v. dat klaver- en luzernewortels door cellulose verterende bacteriën worden afgebroken, graswortels daarentegen hoofdzakelijk door denitrificerende bacteriën.

Ook binnen de groepen micro-organismen blijkt zich nog een zeer duidelijke opeenvolging af te spelen; Waid (371) vond bij zijn onderzoek, waarbij de afbraak van Engels raaigraswortels werd bestudeerd, dat in het eerste stadium van de afbraak speciaal schimmels naar voren komen die de gastheer resistentie moeten doorbreken, met het voortschrijden van de afbraak komen echter steeds meer saprophytische schimmels naar voren.

Aangaande de humusvorming kan nog het volgende worden opgemerkt: Gel'cer (128) is van mening dat speciaal de niet sporevormende bacteriën de belangrijkste rol spelen bij de humusvorming. De mening dat schimmels veelal als humusvormende organismen worden genoemd, schrijft schrijver toe aan het experimenteren met verontreinigde cultures. Werd gewerkt met steriele schimmelcultures dan bleef, volgens Gel'cer humusvorming achterwege.

Romankova en medewerker (289) hebben daarentegen aangetoond dat schimmels bij afwezigheid van bacteriën humus kunnen vormen.

2.1.4 De factoren die invloed hebben op de mineralisatie

De mineralisatie van de organische stof in de grond wordt beïnvloed door een groot aantal factoren; deze factoren kunnen in drie groepen worden ingedeeld (337):

- a. uitwendige omstandigheden;
- b. samenstelling van de onderhavige organische stof;
- c. samenstelling en activiteit van de afbrekende microflora en -fauna.

Deze factoren zullen in het volgende afzonderlijk worden behandeld.

2.1.4.1 De uitwendige omstandigheden

2.1.4.1.1 De temperatuur

De temperatuur speelt bij de mineralisatie van organische stof in de grond een zeer belangrijke rol. In het algemeen begint de afbraak van de organische stof (CO_2 -produktie) reeds bij 0°C zeer langzaam op gang te komen; bij verhoging van de temperatuur in het traject $0 - 35^\circ \text{C}$ verloopt het proces steeds sneller. Boven 35°C wordt de afbraaksnelheid bij verdere verhoging van de temperatuur weer lager om wanneer de grens van ongeveer 50°C overschreden wordt weer toe te nemen. Deze laatste toename is echter waarschijnlijk geen gevolg van een microbiologische afbraak van het organische materiaal, doch van een chemische afbraak (201). Volgens Wollny (in 287) verkrijgt men echter pas bij temperaturen boven 90°C een zuivere chemische mineralisatie-reactie.

Dit alles gaat natuurlijk alleen op, indien de overige factoren voor de mineralisatie gunstig zijn.

Het voorgaande kan met de volgende resultaten geïllustreerd worden:

Tabel 9. Koolstofmineralisatie in een tweetal grondmonsters (a en b) die bij 15° C en 30° C werden geïncubeerd. Monster a bestond uit grond waaraan 100 d.p.m. $\text{NH}_4\text{-N}$ was toegevoegd; monster b was hetzelfde als a met die uitzondering dat er bovendien een hoeveelheid tarwestro aan was toegediend.

Mineralisatie	Monster	aantal dagen dat geïncubeerd werd					
		bij 15° C			bij 30° C		
C-mineralisatie	a	6	24	66	6	24	66
		108	300	520	247	492	786
		211	1192	1879	545	1989	2844

(176)

De verhoging was voor de diverse gronden zeer verschillend en varieerde tussen de 40 en 110 %.

Wollmy (in 287):

Tabel 10. Invloed van de temperatuur op de mineralisatiesnelheid van organische stof (CO_2 -productie). CO_2 -productie is uitgedrukt in hoeveelheden CO_2 per 1000 volumen bodemlucht.

Temperatuur	10°	20°	30°	40°	50° C
CO_2	18,4	54,2	63,5	80,1	81,5

Bij 20° C werd hier dus reeds $\frac{2}{3}$, bij 30° C $\frac{3}{4}$ van de maximale koolzuurvorming bereikt. Een stijging van de temperatuur boven 40° C doet de CO_2 -productie nauwelijks meer stijgen.

Stojanovic en Broadbent (344) vonden dat zowel bij 3° C als bij 10° C het ammonificatieproces in de grond verliep, doch dat de ammoniumstikstof die bij 10° C werd gevormd tweemaal zo groot was als bij 5° C. Linke (214) incubeerde gedurende een periode van 200 dagen een aantal grondmonsters met een vochtgehalte van 55 % van de watercapaciteit bij 20, 30 en 40° C, gedurende deze periode werd resp. 2,5; 5 en 9,5 % van de oorspronkelijk in de grond aanwezige organische stof afgebroken. De gemiddelden voor een viertal getoetste gronden waren: 20° C - 4 %; 30° C - 8 % en 40° C - ca. 11 %.

Algemeen wordt aangenomen dat de microbiologische activiteit, binnen bepaalde temperatuurgrenzen, volgens de wetten van Van 't Hoff door de temperatuur wordt beïnvloed; dit zou dus inhouden dat met een temperatuursverhoging van 10° C een 2 à 3 maal zo grote microbiologische activiteit zou worden verkregen. De genoemde beperking van het temperatuurstraject is hierbij echter zeer belangrijk omdat evenals dit het geval is bij biologische processen ook bij microbiologische processen de temperatuurscoëfficiënt (Q 10) bij lagere temperaturen groter doch bij hogere temperaturen kleiner wordt. Bij microbiologische processen heeft men slechts een beperkte temperatuurstraject (b.v. 15 à 20° C) waarbinnen een Q 10 van 2 à 3 wordt verkregen.

In tabel 11 geeft Kononowa (201) een aantal resultaten die een beeld geven van het verloop van de temperatuurscoëfficiënt bij het veranderen van de temperatuur.

Tabel 11. Invloed van de temperatuur op de afbraak van organische stof; CO₂-gehaltes in mg/l van de bodemlucht

		temperatuur in graden celcius							
		10°		20°		30°		40°	50°
26	% H ₂ O	18,38		52,24		63,50		80,06	81,52
	Q 10		2,9		1,15		1,26		1,02
46	% H ₂ O	35,07		61,49		82,12		91,86	97,48
	Q 10		1,75		1,33		1,12		1,06

Uit de resultaten van Waksman en Gerretsen (Ecology 12, 33, 1931) heeft Kononowa (201) verder de volgende temperatuurscoëfficiënten berekend:

in het traject 7° - 18° C → Q 10 = 2,3 - 1,62
in het traject 18° - 27° C → Q 10 = 1,16 - 1,15
in het traject 27° - 37° C → Q 10 = 1,09

In beide gevallen komt dus naar voren dat de temperatuurscoëfficiënt met het stijgen van de temperatuur afneemt. Dat de resultaten van de diverse onderzoekers niet precies overeenstemmen is, gezien het aantal andere factoren dat invloed heeft op de mineralisatie niet te verbazen.

Miremadi (243) zegt dan ook dat de mineralisatie en de temperatuur binnen zekere grenzen parallel lopen voor zover andere factoren als vochtgehalte, grondbewerking, bemesting e.d. niet beperkend zijn.

Als optimumtemperaturen voor de mineralisatie geeft Oberholzer (260) 32° C, Wollmy (geciteerd door Kononowa - 201) vermeldt daarentegen 40° C.

Niet alleen in b.v. incubatieproeven doch ook in het veld is de invloed van de temperatuur aan te tonen: In de jaren dertig heeft Jenny in de V.S. van Noord-Amerika van een groot aantal gronden, gelegen in gebieden met een zelfde vochtvoorziening (regenval en regenverdeling) en begroeid met een overeenkomstige vegetatie, het organische-stofgehalte bepaald. Hierbij werd globaal gevonden dat bij iedere stijging van de gemiddelde jaarlijkse temperatuur met 10° C het organische-stofgehalte van de grond 2 à 3 x lager werd (222).

Ook in Rusland heeft men dergelijke onderzoeken gedaan; Kononowa (201) die in zijn boek "Die Humusstoffe des Bodens" uitvoerig op deze materie ingaat, beklemttoont met nadruk dat temperatuur en vochtvoorziening in het vrije veld niet los van elkaar mogen worden gezien omdat deze factoren elkaar wederzijds beïnvloeden^{x)}: de temperatuur beïnvloedt de waterhuishouding en de waterhuishouding de warmtehuishouding van de grond. Kononowa is dan ook van mening dat men alleen dan de invloed van de temperatuur op de organische-stofgehalten van de grond kan weergeven indien de hele waterhuishouding hier ook bij betrokken wordt. Wolobujew (in 201) werkt daarom dan ook met de zgn. hydrofactor (Hf):

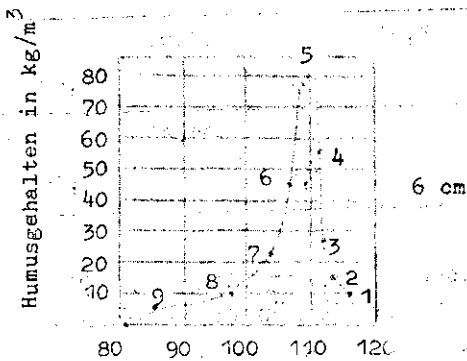
$$Hf = 43,2 \log P + T$$

Waarin Hf de bewuste hydrofactor, P de neerslaghoeveelheid en T de gemiddelde jaarlijkse temperatuur is.

x) Ook Fêher en Frank (114) vonden bij hun omstreeks 1936 uitgevoerd onderzoek dat bodemtemperatuur en vochtgehalte niet te scheiden zijn en elkaar wederzijds beïnvloeden.

In figuur 13 zijn de gevonden resultaten schematisch weergegeven:

Figuur 13 Het verband tussen de humusvoorraad in de belangrijkste bodemtypen van Rusland en de hydrofactor



Ook m.b.v. laboratoriumproeven heeft Kuranow (205) aangetoond dat de invloed van de temperatuur op de mineralisatie afhankelijk is van het vochtgehalte van de grond.

Tabel 12. Afbraak van klaverwortels, gedurende 4 maanden, in procenten van de toegediende hoeveelheid

Vochtgehalte van de grond in % van de droge grond	temperatuur in ° C		
	10 - 12	18 - 20	30 - 35
3,48	2,80	28,94	31,42
15,00	22,75	34,60	35,47
25,00	22,36	30,17	38,17

Een zeer laag vochtgehalte remt dus de mineralisatie, speciaal bij lagere temperatuur.

a. Jaargetijde

Diverse Amerikaanse en andere onderzoekers hebben gevonden dat de grootste mineralisatie plaatsvindt gedurende de zomer, de geringste gedurende de wintermaanden (46, 108 en 113).

2.1.4.1.2 Het vochtgehalte

Micro-organismen worden in het algemeen reeds actief bij zeer lage vochtgehalten; het optimale vochtgehalte ligt voor de meerderheid van de microben echter bij 60 à 80 % van de watercapaciteit (201).

Rippel (287) is van mening dat de micro-organismen in de grond ongeveer een zelfde eis aan de vochtvoorziening stellen als de cultuurplanten: met toenemende vochtigheid stijgt dan ook het aantal micro-organismen om een maximum te bereiken bij ongeveer 70 à 80 % van de watercapaciteit. Wordt dit percentage overschreden dan daalt het aantal weer en wel speciaal het aantal aerobe micro-organismen.

Diverse onderzoekers hebben aangetoond dat het vochtgehalte van de grond ook op de mineralisatie van organische stof een zeer belangrijke invloed kan hebben:

Oberholzer (260) vond bij proeven dat bij toediening van luzerne aan lucht droge grond nauwelijks enige afbraak viel waar te nemen, terwijl bij het toemen van het vochtgehalte van de grond, tot bijna watercapaciteit de afbraak vlotter verliep.

Voor normale gronden ligt het minimum vochtgehalte dat nodig is voor het op gang brengen van de mineralisatie van organische stikstofverbindingen tussen pF_{4,8} en 5,2 al naar de soort organische stof en grondsoort. Voor microbiologisch gezien weinig actieve gronden ligt de grens nog hoger (92).

Jansson (176) heeft de invloed van het vochtgehalte op de mineralisatie van zowel reeds in de grond aanwezige organische stof als op die van vers toegediend organisch materiaal (tarwestro) bestudeerd en verkreeg hierbij de volgende resultaten.

Tabel 13 Koolstofmineralisatie bij verschillend vochtgehalte van de grond; koolstof in d.p.m. van de droge grond

a = grond waaraan 100 d.p.m. $\text{NH}_4\text{-N}$ is toegevoegd

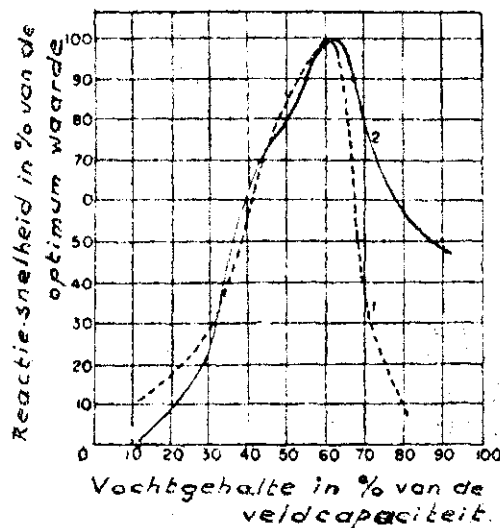
b = grond waaraan 100 d.p.m. $\text{NH}_4\text{-N}$ en 1 % stro is toegevoegd

Duur van de incubatieperiode	Object	Watergehalten in % van de watercapaciteit					
		15	20	30	40	50	60
6	a	111	128	174	172	185	101
	b	695	770	821	817	733	164
24	a	208	222	317	328	342	289
	b	1736	1831	1866	1893	1797	604
66	a	315	304	451	463	481	547
	b	2173	2236	2271	2423	2672	1314

De mineralisatie van de reeds in de grond aanwezige organische stof reageert dus iets anders op het vochtgehalte dan die van de toegediende stro; in het eerste geval neemt de mineralisatie toe met het stijgen van het vochtgehalte terwijl de mineralisatie van het toegediende stro veel minder op het vochtgehalte reageert; alleen bij een vochtgehalte van 60 % van de watercapaciteit zien we in deze grond een duidelijke afremming van de stromineralisatie.

Greaves en Carter (in 201) vonden in allerlei gronden een optimale ammonificatie bij 60 % van de watercapaciteit; ook voor de nitrificatie werd hetzelfde optimum gevonden. Bij lagere vochtgehalten liepen de nitrificatie- en de ammonificatiesnelheid vrijwel in dezelfde mate terug; bij hogere vochtgehalten nam de nitrificatie veel sneller af dan de ammonificatie.

Figuur 14 De biologische activiteit bij verschillende vochtgehalten in de grond
 1. nitrificatie
 2. ammonificatie



Nu blijkt de invloed van het vochtgehalte in de zandgronden niet onder alle omstandigheden dezelfde te zijn; Westhues (in 287) geeft hiervan het volgende voorbeeld:

Humeuze zandgrond (watercapaciteit 26,98 %)		Lemige zandgrond (watercapaciteit 30,53 %)		Leemgrond (watercapaciteit 30,50 %)	
vochtgehalte %	CO ₂ -productie	vochtgehalte %	CO ₂ -productie	vochtgehalte %	CO ₂ -productie
2,43	100	2,53	100	2,59	100
5,42	207	5,35	260	5,75	397
7,9	229	10,16	409	8,49	554
12,68	254	15,01	423	13,75	767

In alle drie gronden zien we dus een toename van de CO₂-productie bij het stijgen van het vochtgehalte; de omvang van deze toename is echter zeer verschillend.

Evenals reeds bij de invloed van de temperatuur is opgemerkt, zijn vochtgehalte en temperatuur hier moeilijk te scheiden. Wollmy (in 201) kwam naar aanleiding van zijn onderzoek, waarbij zowel de invloed van het vochtgehalte als van die van de temperatuur op de mineralisatie van organische stof in de grond werden bestudeerd tot de volgende conclusies:

1. De grootste afbraak van organische stof (CO₂-productie) vindt plaats bij een temperatuur van ongeveer 30° C en een vochtgehalte van ongeveer 60 à 80 % van de watercapaciteit.

2. Gelijktijdige verhoging of verlaging van zowel temperatuur als vochtgehalte boven resp. beneden het optimum doet de snelheid van de organische-stofafbraak verminderen.
3. Bij het stijgen van één van beide factoren gepaard gaand met een gelijktijdige daling van de andere wordt de afbraaksnelheid bepaald door de zich in het minimum bevindende factor.

Welke de invloed van het vochtgehalte op de mineralisatie is, is soms moeilijk uit te maken, omdat naast een directe invloed van het vochtgehalte, via de aeratie ook een indirecte invloed mogelijk is.

Nu kan het vochtgehalte van de grond op haar beurt weer door zeer veel verschillende factoren worden beïnvloed, die alleen voor zich dus ook weer van belang zijn voor het verloop van de mineralisatie; als belangrijkste kunnen hier genoemd worden: regenval, regenverdeling, ontwatering en temperatuur.

Neerslag

Bij het reeds eerder aangehaalde onderzoek van Jenny (222) kwam naar voren dat er bij een zelfde temperatuur een verband bestond tussen de neerslaghoeveelheid en het organische-stofgehalte van de grond; dit laatstgenoemde gehalte nam nl. af naarmate de hoeveelheid gevallen neerslag eveneens afnam. Het is echter moeilijk uit te maken of dit een gevolg is van de snellere afbraak van organische stof in drogere gebieden dan wel van de schaarsere plantengroei in deze gebieden.

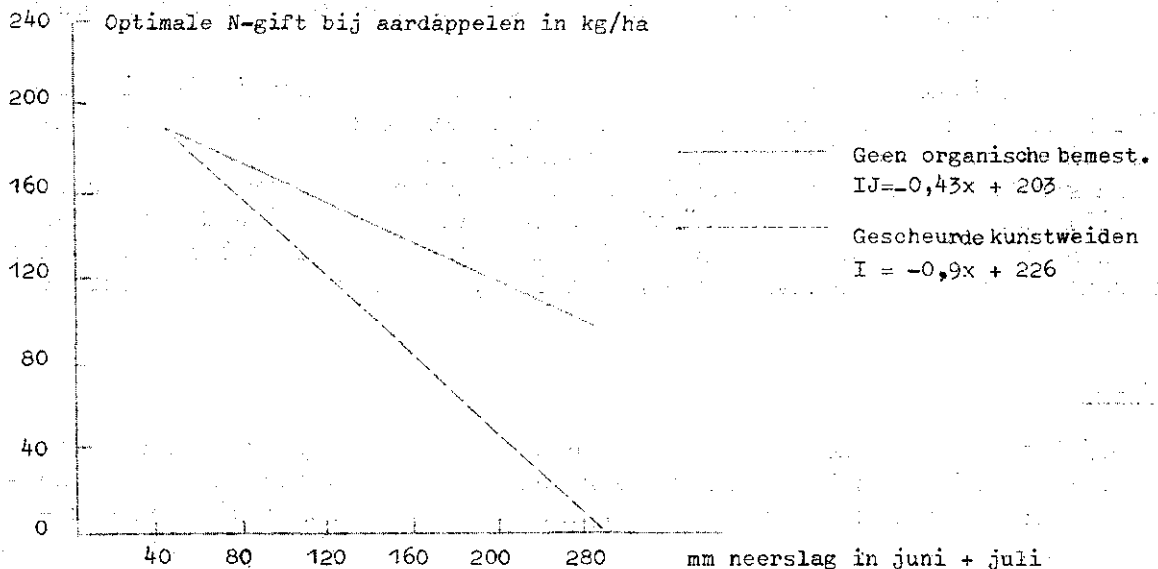
Valt er te weinig regen dan verloopt de afbraak van de organische stof in de grond meestal zeer slecht; Suchalkina (in 268) vond b.v. in een steppegebied 5 jaar na het scheuren van grasland nog onverteerde resten van graswortels.

Neerslagverdeling

Naast de neerslaghoeveelheid speelt natuurlijk ook de regenverdeling een zeer belangrijke rol, omdat de temperatuur en het vochtgehalte tesamen met andere factoren de mineralisatie beïnvloeden; voor een vlot verloop van de mineralisatie behoren dan ook de temperatuur en het vochtgehalte gunstig te zijn.

Grotenhuis (147) vond bij zijn onderzoek met kunstweiden in de N.O.P. waarbij o.a. aardappelen geteeld werden na een 2½-jarige kunstweide, een rechtlijnig verband tussen de hoeveelheid neerslag die er viel in de maanden juni en juli en de hoeveelheid kunstmeststikstof die nodig was om een optimale opbrengst van consumptie-aardappelen te verkrijgen.

Figuur 15 Het verband tussen de optimale stikstofbemesting en de hoeveelheid neerslag in juni en juli (1954 t/m 1960)



Des te groter dus de hoeveelheid neerslag is in de genoemde maanden des te minder stikstof was er nodig om een optimale aardappeloogst te verkrijgen; bij meer dan 280 mm was zelfs in het geheel geen kunstmeststikstof meer nodig. In hoeverre dit echter een gevolg is van een versnelde mineralisatie is moeilijk uit te maken; wel bleek dat in een natte zomer belangrijk meer stikstof uit de verterende zode vrijkomt dan in een droge. Middelburg (240) is zelfs van mening dat dit verband in het geheel niets met de mineralisatie te maken heeft doch een gevolg is van de intensievere assimilatie en eiwitvorming in droge, zonnige zomers, waardoor de stikstofbehoefte dan groter is.

Birch (39) vond, bij onderzoek in Oost-Afrika dat de behoefte aan stikstof in natte zomers groter is dan in droge zomers en hij schrijft dit toe aan het feit dat weinig neerslag gewoonlijk gepaard gaat met een grotere frequentie van het uitdrogings-bevochtigingsproces dan wanneer er veel regen valt, aangezien dan de grond minder kans krijgt uit te drogen.

Waksman en Purvis (geciteerd door de Roos - 290) zijn ook van mening dat afwisselend droge en natte perioden de vertering sterk kunnen bevorderen.

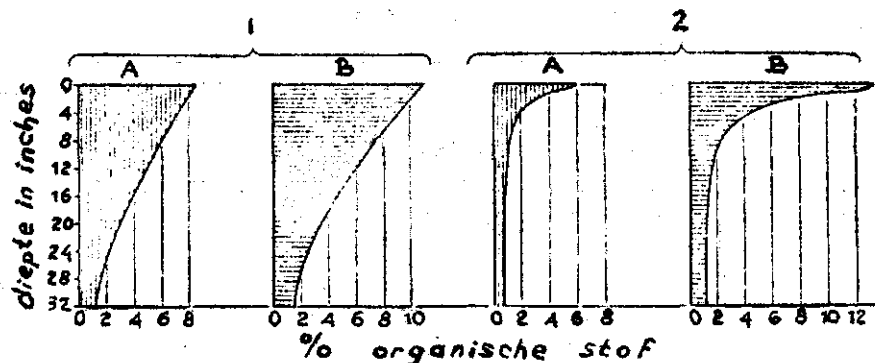
Kunstmatige berekening

Veelal is men van mening dat kunstmatige berekening (of andere methoden van watervoorziening) de organische-stofafbraak in de onderhavige grond bevordert, doordat de micro-organismen door deze watertoevoer gemiddeld betere groei-omstandigheden vinden (201 en 208). Rippel (287) beschrijft b.v. een geval waarbij de CO_2 -produktie van een onbemeste grond door berekening verdubbelde terwijl ze op een bemeste grond zelfs drie maal zo groot werd.

Ontwatering

Bij te hoge vochtgehalten van de grond verloopt de afbraak van organisch materiaal veelal traag, met het gevolg dat slecht ontwaterde gronden veelal een hoger organische-stofgehalte hebben, speciaal in de bovenlaag (222).

Figuur 16. De verdeling van de organische stof in een aantal goed en slecht ontwaterde gronden



Op een grondwaterstandsproefveld op oud blijvend grasland in het rivierkleigebied, waar gedurende de afgelopen 10 jaren grondwaterstanden zijn aangehouden van 25, 40, 65, 95 en 140 cm beneden het maaiveld is van een duidelijke invloed van de grondwaterstand op het organische-stofgehalte van de grond niets te bekennen (242 en 396); wel is het mogelijk dat de invloed van de grondwaterstand nog van te korte duur is geweest en volledig wordt overvleugeld door de variaties in organische-stofgehalte die b.v. zijn toe te schrijven aan de hier toegepaste bemonsteringsmethoden. Wiggers (in 242) vond daarentegen bij een uitgebreid onderzoek op praktijkpercelen een afnemend organische-stofgehalte bij een toenemende ontwateringsdiepte; Minderhoud (242) betoogt echter dat dit geen direct causaal verband met elkaar hoeft te hebben, aangezien de dieper ontwaterde percelen grasland in het verleden misschien wel eens gescheurd zijn, waardoor om deze reden een lager organische-stofgehalte werd verkregen. Ook enkele buitenlandse onderzoekers, met name Pritchitt (278), Köhnlein (199), Booeer (in 242) en Harlan (in 242) zijn van mening dat het organische-stofgehalte van de grond hoger is naarmate de betreffende grond minder diep ontwaterd is.

Als extreem voorbeeld van een slechte ontwatering kunnen genoemd worden de gebieden waar zich laagveen gevormd heeft; de plantengroei en dus de organische-stofaanvoer was hier meestal overvloedig, de afbraak van dit organische materiaal liet echter te wensen over doordat door het hoge vochtgehalte van de grond de aerobe micro-organismen moesten plaats maken voor de veel minder actieve anaerobe (304)x)

X) Bennema (35) onderscheidt bij de veenvorming een periode tijdens welke naast anaerobe processen ook aerobe processen verlopen en een fase waarbij de anaerobe processen de overhand hebben. De eerste fase verloopt in de bovenlaag tijdens de veenvorming en geeft de meer verteerde veenmassa terwijl de laatste fase zich in de diepere veenlagen voltrekt.

De ervaring en het onderzoek hebben geleerd dat veengrond door ontwatering duidelijk klinkt (242), de moeilijkheid is hier echter de vraag of dit zuiver mechanisch geschiedt (compactie van de veenlagen) dan wel of de mineralisatie hier ook nog een rol van betekenis speelt; gezien de goede stikstofvoorziening van deze gronden ligt dit laatste wel in de lijn der verwachtingen (304). In een recente publikatie omtrent dit onderwerp komt Eggelsmann (100) tot de conclusie dat zowel de compactie (afname poriënvolume) als de biologische en chemische oxydatie bijdragen tot de klink. Bij deze aerobe vertering spelen ook allerlei dieren een zeer belangrijke rol (279).

Nikonov en Minkina (252) vonden bij een verbetering van de aeratie in veengronden dat er zowel morphologisch als wat betreft hun samenstelling duidelijke veranderingen optraden. Zij zagen dat gedurende hun proeven de minder verteerde plantenresten werden afgebroken, terwijl hiermede een verhoging van het asgehalte gepaard ging. Volgens schrijvers vindt bij de veenvorming dezelfde morphologische verandering zonder ermee gepaard gaande verhoging van het asgehalte (is humificatie) plaats.

Schmalfusz (304) citeert in dit verband een zeer treffend voorbeeld van Russell: Een Engelse veengrond met een grote stikstofvoorraad (3 %) bleek na ontwaterd en in cultuur gebracht te zijn zeer hoge opbrengsten te geven. De oxydatie van de zich door de eeuwen heen opgehoopte organische stof verliep echter dermate snel dat het veen gedurende één mensenleeftijd 1 m klonk.

Kannenburg (188) heeft aangetoond dat door ontwatering de stikstofmineralisatie bevorderd wordt; dit kan zowel een gevolg zijn van een betere doorluchting als van de hogere temperaturen van de ontwaterde gronden in het voorjaar en in de zomer.

Grondsoort

Aangezien naast ontwatering, neerslag en neerslagverdeling ook de grondsoort zelf een belangrijke invloed kan hebben op zijn waterhuishouding, is het begrijpelijk dat ook de mineralisatie erdoor wordt beïnvloed.

Bij mineralisatieproeven van allerlei gronden uit de Oost-Flevopolder bleken de hier gediëpploegde percelen in het laboratorium de beste mineralisatie te vertonen; in het veld was deze echter het slechtst doordat deze grond vrij lang vochtig blijft (mondelinge mededelingen van dr. J.J. Jonker).

Samenvattend kan gezegd worden dat zowel de temperatuur als het vochtgehalte van de grond een zeer belangrijke invloed hebben op het verloop van het mineralisatieproces in de grond. Dit betekent dus dat:

a. Het klimaat een zeer belangrijke invloed heeft:

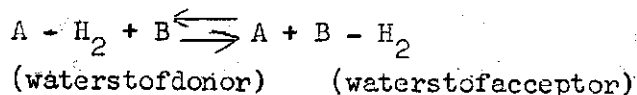
- des te warmer het klimaat des te lager is, bij een zelfde vegetatie en vochtvoorziening, het organische-stofgehalte van de grond (173, 201 en 222)
- des te vochtiger het klimaat is, bij een zelfde temperatuur, des te hoger is het organische-stofgehalte
- naarmate bepaalde klimaatsfactoren (koude, droogte) de microbiologische activiteit langer beperken, wordt de ophoping van organische stof meer bevorderd (130).

b. Ook binnen een bepaald klimaatstype kan de mineralisatie van jaar tot jaar sterk verschillen: in koude, vochtige jaren is de organische-stofafbraak aanzienlijk geringer dan in warme, wisselend vochtige jaren (144).

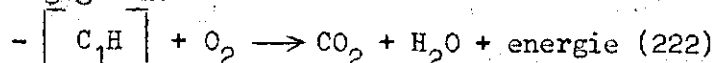
c. Verder kunnen binnen een zelfde klimaat door verschillen in vochthuishouding van de grond zeer grote verschillen in organische-stofophoping ontstaan.

2.1.4.1.3. De aeratie

De in de grond levende heterotrophe micro-organismen betrekken de energie die zij voor het verrichten van hun levensfuncties en voor hun groei en ontwikkeling nodig hebben uit de aanwezige organische stoffen. Deze organische stoffen worden daartoe geoxydeerd; wanneer er echter een substraat geoxideerd wordt dan moet er gelijktijdig een ander substraat gereduceerd worden, hetgeen kan geschieden door overdracht van waterstofatomen dan wel electronen. De meeste biologische oxidaties zijn een kwestie van waterstofoverdracht.



Is nu de waterstofacceptor moleculaire zuurstof dan spreekt men van respiratie (112); deze aerobe afbraak van organische stof kan in zijn eenvoudigste vorm, voor wat betreft haar voornaamste componenten koolstof en waterstof als volgt worden weergegeven:



Naast deze aerobe afbraak zijn er echter ook een aantal micro-organismen in staat organische stof bij afwezigheid van vrije zuurstof te oxyderen; in dit geval dient dan een ander organisch molecuul als waterstofacceptor. Deze anaerobe respiratie, ook wel fermentatie genoemd, levert echter minder energie dan de aerobe respiratie (353).

Nu neemt de totale metabolische activiteit van een micro-organismen populatie toe naarmate er meer celmateriaal gesynthetiseerd wordt en aangezien deze synthese op haar beurt weer afhankelijk is van de hoeveelheid energie die de micro-organismen ter beschikking hebben, is Greenwood (142) dan ook van mening dat deze synthese en dus de afbraak het vlotst verloopt indien de afbraak aerob verloopt, omdat in dat geval de meeste energie vrijkomt.

Niet alleen verloopt de anaerobe afbraak meestal langzamer dan de aerobe, ze verloopt ook aanzienlijk onvollediger: er worden vele organische zuren geproduceerd en de CO_2 -produktie wordt gedeeltelijk vervangen door methaanvorming (323 en 347).

Tabel 4. Anaerobe afbraak van rijststro; temperatuur $30^\circ C$; duur van de incubatieperiode 10 maanden

	Mate van anaerobi		
	zwak	matig	volledig
☞ koolzuurgas (1 per 100 mg stro)	32,5	17,4	10,8
☞ methaan (1 per 100 mg stro)	2,1	6,9	10,6

Ten slotte voegt Harmsen (156) hieraan toe dat onder anaerobe omstandigheden alleen de meest aantastbare organische verbindingen worden afgebroken.

Proefondervindelijk hebben meerdere onderzoekers aangetoond dat de mineralisatie onder aerobe omstandigheden inderdaad vlotter verloopt dan onder anaerobe.

Springer en Behner (332 en 333) hebben gedurende meerdere jaren een groot aantal organische stoffen onder aerobe en anaerobe omstandigheden laten mineraliseren. Zij verkregen hierbij de volgende resultaten.

Tabel 15. De hoeveelheid organische massa die na respectievelijk $\frac{1}{2}$ en 4 jaar aerobe, dan wel anaerobe afbraak is overgebleven van 100 gram plantenmateriaal

Soort organische stof	Organische resten na $\frac{1}{2}$ jaar		organische resten na 4 jaar	
	aerob	anaerob	aerob	anaerob
groene massa x)	35,5	44,1	8,1	13,6
stro	54,1	68,3	14,9	27,2
beukenblad	79,1	86,9	30,8	34,9
dennenaalden	81,4	81,7	38,2	48,0
jong sphagnum veen	92,7	91,1	62,3	82,0
verteerd hoogveen	95,2	96,6	90,1	96,6

x) Een mengsel van wikken-, haver- en bonenblad.

In vrijwel alle gevallen zijn de overblijfselen bij de aerobe afbraak dus geringer dan die der anaerobe afbraak. Van Schreven (308 en 309) heeft speciaal de invloed van de doorluchting op de vorming van minerale stikstof bestudeerd; hij vond hierbij dat zowel in een klei- als in een veengrond meer ammoniumstikstof werd gevormd, indien tijdens de incubatieperiode lucht door de betreffende grondmonsters werd gevoerd. Wel vond Van Schreven (309) bij een proef, waarbij de invloed van de dikte van de grondlaag tijdens de incubatie op de minerale stikstofproduktie werd getoetst^{x)}, dat de ophoping van minerale stikstof het grootst was in de dikste lagen; hij schrijft deze abnormale uitkomsten echter toe aan een aerobe denitrificatie die de ammonificatie geheel vertroebelt.

Onderzoek van Stoklasa (geciteerd in 287) heeft echter aangetoond dat niet onder alle omstandigheden de aerobe afbraak sneller verloopt dan de anaerobe.

Tabel 16. De CO₂-produktie van een aantal grondmonsters die gedurende 24 uur bij 20° C werden geïncubeerd

	leemgrond I		leemgrond II		bosgrond I	bosgrond II	veengrond
	bovengrond	ondergrond	bovengrond	ondergrond	bovengrond	bovengrond	bovengrond
aerob	49,7	7,6	17,5	3,5	36,4	59,9	41
anaerob	33,1	13,2	5,4	14,2	35,5	0	7

x) Hiertoe werden diverse grondsoorten in lagen van verschillende dikte (1,5, 7, 14 en 25 cm) geïncubeerd bij een zelfde vochtgehalte en temperatuur.

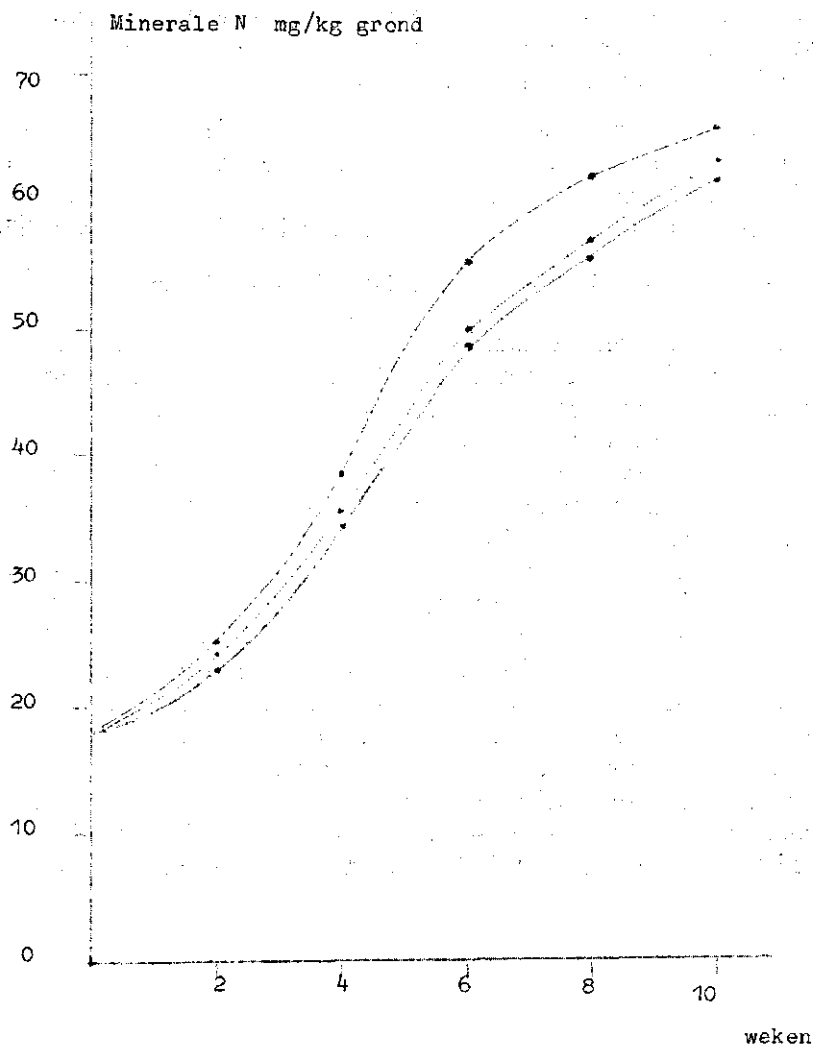
Uit de resultaten die vermeld staan in deze tabel blijkt dus wel dat er een vrij grote variatie in de verschillen is. In de bovengrondmonsters verloopt de aerobe afbraak in alle gevallen het beste; in de grondmonsters uit de ondergrond, waar in het algemeen anaerobe micro-organismen werden aangetroffen, is de CO_2 -produktie onder anaerobe-omstandigheden het grootste.

Waid (371) vond verder bij schimmels die geïsoleerd werden van in afbraak zijnde graswortels dat er binnen deze schimmels een tamelijk groot verschil in tolerantie voor lage O_2 -gehalten was. De schimmels afkomstig uit de binnenste delen van de wortels konden glucose bij zeer lage zuurstofconcentraties volledig afbreken; bij dergelijke lage O_2 -concentraties bleken de schimmels uit de buitenste delen van de wortels niet in staat te zijn glucose volledig af te breken.

Hoewel in het voorgaande is aangetoond dat de mineralisatie, in de voor de plantengroei belangrijkste grondlaag, normaal beter verloopt onder aerobe- dan onder anaerobe omstandigheden zijn er weinig exacte gegevens bekend omtrent de voor een optimale mineralisatie benodigde zuurstofhoeveelheid.

Van Schreven (308) vond dat de ammonificatie toenam naarmate meer lucht door de geïncubeerde grond werd gevoerd; de gevonden verschillen waren echter niet bijzonder groot.

Figuur 17. De invloed van doorluchting tijdens de incubatieperiode op de ophoping van minerale-stikstof in een zware kleigrond



Parr (266) en Parnen Reuszer (265) hebben zowel de invloed van de zuurstofgehalten van de door de grond stromende lucht als van de hoeveelheden doorstromende lucht op de mineralisatie van tarwestro in de grond bestudeerd. Zij vonden hierbij dat de mineralisatie (CO_2 -produktie) toenam naarmate meer zuurstofhoudende lucht door de grond gevoerd werd. Bij doorstroming van zuurstofloze lucht werd de mineralisatie daarentegen kleiner bij hogere doorstroomsnelheden. Parr (266) oppert in verband hiermede dan ook het vermoeden dat onder anaerobe-omstandigheden de mineralisatie gestimuleerd wordt door CO_2 . Niet alleen verhoging van de doorstroomsnelheid ook verhoging van het zuurstofgehalte bij een bepaalde doorstroomsnelheid deed de mineralisatiesnelheid toenemen.

Tabel 17. De invloed van het zuurstofgehalte van de door de geïncubeerde grondmonsters gevoerde lucht op de mineralisatie van het in de grond aanwezige tarwestro (incubatie-duur 1 000 uur). Als maat voor mineralisatie werd de CO_2 -produktie genomen.

	zuurstofgehalte			
	0 %	2,5 %	5 %	21 %
Mg koolstof	1,8	10,5	12,8	14,6
Relatief	13	79	86	100

Ook Grechin (141) vond bij proeven, waarbij in een tweetal grondsoorten het O_2 -gehalte van de bodemlucht gevarieerd werd overeenkomstige resultaten; des te hoger het zuurstofgehalte van het gebruikte gasmengsel was des te intensiever verliep de afbraak van de organische stof:

bij 0 % O_2 in het gasmengsel ontwikkelde zich in 30 dagen 184 CO_2
 bij 0,5 % O_2 in het gasmengsel ontwikkelde zich in 30 dagen 514 CO_2
 bij 2,5 % O_2 in het gasmengsel ontwikkelde zich in 30 dagen 526 CO_2
 bij 5 % O_2 in het gasmengsel ontwikkelde zich in 30 dagen 650 CO_2

Waarna bij een verdere verhoging geen stijging van de CO_2 -produktie meer werd verkregen.

Welke praktische betekenis echter aan deze resultaten moeten worden gehecht is moeilijk te zeggen; niet het zuurstofgehalte in de bodemlucht is nl. de factor die de mineralisatie bepaalt doch slechts de zuurstofhoeveelheid die de micro-organismen ter plaatse ter beschikking hebben is uiteindelijk van betekenis en volgens onderzoeken van Greenwood (142) wordt de afbraak van organische stof pas afgeremd bij zeer lage zuurstofconcentraties (3×10^{-6} M). Naast een goede voorziening van de bodemlucht met zuurstof speelt dus vooral de diffusiesnelheid van de zuurstof door het bodemvocht waarin de micro-organismen leven een zeer belangrijke rol omdat deze laatstgenoemde diffusiesnelheid zeer vele malen geringer is dan die in lucht (142). In normale gronden komen volgens Greenwood dan ook altijd wel meer of minder grote en talrijke anaerobe plekken voor. Ook kunnen aerobe plekken tijdelijk anaerob worden; dit laatste behoeft op zich echter geen algehele afremming van de mineralisatie te betekenen; de tijdens de anaerobe periode gevormde slechts onvolledig afgebroken organische verbindingen worden na het weer toetreden van zuurstof zeer snel afgebroken zodat de CO_2 -produktie enige tijd na de zuurstoftoetreding extra hoog ligt om na enige tijd weer tot een normaal niveau te dalen (265).

Voor normaal vochthoudende akkerbouwgronden met een goede structuur is het dan ook niet te verwachten dat de zuurstof gauw de beperkende factor voor de mineralisatie zal zijn: Allison (11) baseert dit op de twee volgende punten:

- a. Het zuurstofgehalte van de lucht in de bovengrond daalt niet gauw beneden 10 à 15 %.
- b. De biologische activiteit neemt zelden duidelijk af, zo lang het zuurstofgehalte nog boven 5 % ligt (sommige organismen reageren zelfs pas bij 1% zuurstof).

Ook Goodding en Mc Calla (136) en Epstein (109) zijn deze mening toegedaan doch zij baseren hun mening op een proef, waarbij geen verschil in CO_2 -produktie werd gevonden tussen de drie manieren waarop organische stof in de grond werd gebracht.

- a. de organische stof door de bovenste 5 cm van de grond gemengd;
- b. de organische stof bedekt met 5 cm grond;
- c. de organische stof als mulch op het oppervlak

Toch wijzen diverse onderzoekresultaten er wel op dat onder bepaalde omstandigheden de aeratie te wensen overlaat en dat een verbetering hiervan eveneens de mineralisatie bevordert (296).

Praktisch heeft de doorluchting van de grond een belangrijke betekenis omdat ze op allerlei manieren door de mens kan worden beïnvloed:

Grondbewerking^{x)} Meerdere onderzoekers zijn van mening dat door een grondbewerking de afbraak van de in de grond aanwezige organische stof tijdelijk zeer duidelijk wordt versneld doordat door een betere aeratie de microflora zich sterker kan ontwikkelen (119, 171, 199, 287, 303 en 387).

Dönhoff (geciteerd in 287) geeft het volgende voorbeeld:

ongeschoffelde grond - CO_2 -produktie per m^2 per uur 3,65 g

1 x geschoffelde grond - CO_2 -produktie per m^2 per uur 4,30 g

2 x geschoffelde grond - CO_2 -produktie per m^2 per uur 4,97 g.

Pizer (275) heeft bij bestudering van diverse gronden gevonden dat het lage organische-stofgehalte van diverse akkerbouwgronden hoofdzakelijk te wijten is aan de oxydatie van organische stof die plaatsvindt indien speciaal gedurende voor- en najaar wanneer de grond vochtig en warm is deze door grondbewerking goed doorlucht wordt.

Door de grondbewerking wordt speciaal de afbraak van gemakkelijk verteerbare organische stof bevorderd (387); Stevenson (geciteerd in 387) vond b.v. onder gras een hoger percentage aminostikstof dan in akkerbouwgrond en men vermoedt dat deze verbinding gemakkelijk afbreekbaar is. Het percentage mineraliseerbare organische stof is in niet bewerkte gronden dan ook veelal aanzienlijk hoger dan in onbewerkte gronden (387); Thompson en Black (397) hebben in een aantal gronden het mineraliseerbare stikstofgehalte (dit zijn de stikstof-

x) Door grondbewerking wordt echter niet alleen de doorluchting van de grond beïnvloed doch ook de water- en warmtehuishouding (283).

verbindingen die gedurende een incubatieperiode gemineraliseerd worden) bepaald, zij vonden daarbij in een maagdelijke grond gemiddeld 3,7 % doch in een gecultiveerde grond daarentegen 1,8 %.

Zaimov en Fikkov (397a) menen naar aanleiding van hun onderzoek dat speciaal het percentage vrije of mobile humuszuren sterk terugloopt na het in cultuur brengen van gronden met een blijvende vegetatie.

Een zeer sprekend voorbeeld wordt verder nog gegeven door Woldendorp (395) die in graslandzoden waarvan de vegetatie was gedood de N-mineralisatie in resp. ongestoorde en in gemixte zoden bepaalde.

Tabel 18 Het ammonium- en nitraatgehalte in een aantal zoden die bij 26° C werden geïncubeerd

	incubatieperiode in dagen									
	0		8		26		53		112	
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N
ongestoorde zode	0	0	0	19	0	16	0	27	78	125
gemixte zode	0	0	4	28	8	63	9	132	34	244

(Woldendorp schrijft deze stimulering van de mineralisatie echter niet zo zeer toe aan een betere aeratie van de grond dan wel aan een zekere homogenisering waardoor de in de grond aanwezige micro-organismen in aanraking komen met nieuwe voedselbronnen waardoor de mineralisatie tijdelijk toeneemt (mondelinge mededeling^x)).

Harmsen (156) vond dat ook onder anaerobe omstandigheden mechanische roering een opleving van het microleven ten gevolge heeft; genoemd onderzoeker is echter van mening dat het hier hoofdzakelijk een kwestie is van of tijdelijke, gedeeltelijke aeratie of van toevoer van zuurstof in gebonden vorm, zoals sulfaten en nitraten. Van Schreven (311) schrijft de betere afbraak na het ploegen toe aan verschillende factoren m.n. verdeling van de organische stof, betere aeratie en een betere vochtvoorziening.

Sokolov en medewerkers (325) vonden dat de organische-stofafbraak in bewerkt braakliggend land (using clean fallows) het snelst verloopt. Zotov (399).

x) In dit verband kan gewezen worden op de onderzoekingen van Zvyagintsev (405) die bij de bestudering van de verdeling van de micro-organismen in de grond vond dat de meerderheid van de micro-organismen in de grond geadsorbeerd is aan het oppervlak van de bodemdeeltjes. De verdeling is echter zeer ongelijk: sommige deeltjes zijn dicht bezet terwijl andere nauwelijks enige micro-organismen dragen. De verdeling wordt nog onregelmatiger doordat de micro-organismen dikwijls aanwezig zijn in de vorm van kolonies; tijdens het gereedmaken van de monsters raakten allerlei micro-organismen uit dergelijke kolonies los en hechtten zich elders weer vast.

vond bij een vergelijking van frezen en ploegen van grasland dat door het frezen de grond aanzienlijk losser wordt gemaakt dan door ploegen waardoor de afbraak van de organische stof aanzienlijk sneller verliep (na 1 jaar was in het gefreesde land reeds 93,2 % van de zode afgebroken terwijl dit op het geploegde land slechts 76,0 % was).

Dat ook de frequentie van de grondbewerking in dit verband van belang is, tonen niet alleen de eerder vermelde cijfers van Dönhoff doch dit wordt ook duidelijk wanneer de sterke afbraak van organische stof onder hakvruchten in ogenschouw wordt genomen (199, 208 en 363).

Shevlyagin (317) is daarentegen van mening dat in vele gevallen de grondbewerking de grond samendrukt waardoor de aeratie eerder vermindert dan verbetert. Schrijver heeft daarom een aantal grondmonsters in verschillende mate samengedrukt en daarna geïncubeerd. Hierbij werd gevonden dat de afbraak van de in deze gronden aanwezige organische resten niet significant door de samendrukking werd geremd. Schrijver is dan ook van mening dat er geen directe relatie bestaat tussen samendrukking van de grond, aeratie en het mineralisatieproces.

Ten slotte kan nog verwezen worden naar de zeer vele publikaties die de enorme organische-stofafbraak beschrijven die wordt verkregen na het ontginnen of in rotatie brengen van grond met een blijvende vegetatie als bos, grasland e.d. (287).

Waarbij dan tevens kan worden gewezen op de momenteel in de wisselbouw wel getoetste methode van het chemisch doden van de grasmatten. During en medewerkers (97) vergeleken o.a. het op de gebruikelijke manier scheuren van grasland (ploegen e.d.) en het chemisch doden en zij vonden hierbij dat onder het chemisch gedode object de N-mineralisatie veel langzamer begon.

De diepte waarop de organische stof in de grond wordt gebracht: Bakv en Osin (29) vonden dat bij het diep in de grond brengen van organische stoffen de mineralisatie langzamer verliep dan bij het oppervlakkig in de grond brengen.

2.1.4.1.4 De eigenschappen van de grond

Vele onderzoekers hebben bij de bestudering van de afbraaksnelheid van organische stoffen in de grond gevonden dat er tussen de diverse grondsoorten dikwijls aanzienlijke verschillen kunnen bestaan. Zo bestudeerde Koepf (197) de afbraaksnelheid van zowel luzerne als van tarwestro in 28 verschillende akkerbouwgronden; hierbij bleek de mineralisatie (CO_2 -produktie) van de diverse gronden sterk uiteen te lopen, terwijl men zich hierbij voor ogen moet houden dat zich bij deze gronden geen extremen bevonden.

Tabel 19. De variaties in CO_2 -produktie gedurende een incubatietijd van 23 dagen

Alleen grond:	46,1 - 148,1 mg CO_2
Grond + luzerne:	227,0 - 320,5 mg CO_2
Grond + tarwestro:	168,7 - 327,3 mg CO_2

We zien dus dat de variaties bij de mineralisatie van tarwestro groter zijn dan die bij de mineralisatie van luzerne; terwijl verder het volgende duidelijk werd:

1. In gronden, die zonder organische-stoftoediening een grote ademhalings-intensiteit hebben, wordt de toegediende organische stof eveneens het snelst afgebroken.
2. Het verschil in afbraaksnelheid tussen de stikstofrijke en de stikstof-arme organische stof vertoont gemiddeld in het begin van de incubatie een vrij groot verschil doch dit neemt langzamerhand af.
3. Des te groter de CO_2 -produktie is zonder toevoeging van organische stof des te minder speelt de C/N-verhouding van het toegevoegde organische materiaal een rol. In een grond met een hoge CO_2 -produktie zonder toevoeging worden zowel stikstofarme als stikstofrijke stoffen snel afgebroken.

Hoewel algemene tendenzen in de afbraaksnelheid van organische stoffen in de grond wel zijn aan te geven, blijkt het toch bijzonder moeilijk de oorzaken voor de waargenomen verschillen exact aan te geven. Toch heeft het vele onderzoek dat gedurende de laatste jaren op dit gebied is uitgevoerd, geleerd dat een aantal in het volgende nader te behandelen factoren een duidelijke invloed heeft op de mineralisatiesnelheid.

a. De zuurgraad van de grond

In het algemeen blijkt de mineralisatie van de organische stof in de grond relatief onafhankelijk te verlopen van de pH hetgeen vooral moet worden toegeschreven aan de soorten rijkdom van de micro-populatie die de mineralisatie verzorgt. Deze soorten hebben nl. niet alle dezelfde pH-behoefte (31 en 287).

Hoewel echter het gunstig pH-traject voor de mineralisatie vrij groot is, zijn er toch grenzen waarbuiten het proces minder goed verloopt. Speciaal in zure gronden wordt nl. de activiteit van de heterotrophe microflora geremd waardoor de afbraak minder goed verloopt (79 en 162); de activiteit van de mineraliserende micro-populatie wordt meer afgeremd naarmate de grond zuurder is (162).

Koepf (139) onderzocht de afbraaksnelheid van luzernemeel en tarwestro in een 28-tal akkerbouwgronden. Zeer duidelijk kwam hierbij naar voren dat de mineralisatiesnelheid van stikstofarme organische stof meer afhankelijk is van de pH dan de stikstofrijke organische stof.

Jenkinson (180) bracht met C^{14} gemerkte bovenaardse delen van raaigras in een aantal grondsoorten en incubeerde de monsters in het veld.

Tabel 20. Afbraak van bovenaardse delen van raaigras verschillende grondsoorten, na incubatie van de monsters gedurende 1 jaar onder veldomstandigheden

	1	2	3	4	5	6	7
pH van de grond	8,1	7,8	6,9	4,8	3,7	6,2	3,7
% klei	17,5	18,0	19,7	20,5	20,7	7,5	5,3
rest na 1 jaar *)	31,0	32,4	31,3	31,3	42,4	26,7	35,7

*) Na 1 jaar teruggevonden hoeveelheid koolstof in % van de toegediende hoeveelheid.

Op de 5 zwaardere gronden (1 t/m 5) verloopt de afbraak in het pH-traject 8,1 - 4,8 dus praktisch even snel; bij een pH van 3,7 is deze afbraak aanzienlijk geringer. Ook bij de beide zandgronden blijkt duidelijk dat de mineralisatie in de zuurdere grond aanzienlijk langzamer is verlopen dan in de grond met een pH van 6,2.

Jansson (178) vond bij toediening van glucose aan een tweetal akkerbouwgronden met een pH-H₂O van resp. 6,9 en 5,1 een aanzienlijk snellere afbraak in de neutrale grond dan in de zure grond.

Dyal en medewerkers (98) komen naar aanleiding van hun onderzoek tot de volgende conclusies:

1. alle getoetste plantenmateriaal wordt sneller en completer afgebroken bij een pH liggend tussen 5,9 en 7, dan bij een pH in het traject 3,7 tot 4,6;
2. De schadelijke invloed van de lage pH's doet zich niet bij de afbraak van alle organische stof even sterk gelden, hetgeen waarschijnlijk moet worden toegeschreven aan het vrijkomen van bepaalde stoffen die de pH veranderen.
3. Het is speciaal de concentratie van de waterstofionen die de activiteit van de micro-organismen beïnvloedt.

Winsor en Long (388) bestudeerden de mineralisatie van twee ureumformaldehyde componenten in een 20-tal gronden die wat betreft de pH varieerden van 3,9 tot 7,8; hierbij werd gevonden dat de N-mineralisatie beter verliep naarmate de pH lager was. De N-mineralisatie van beendermeel vertoonde daarentegen een geheel ander verband met de pH van de grond: In de drie zuurste gronden werd de mineralisatie sterk afgeremd terwijl er bij de andere pH's geen verband bestond tussen mineralisatiesnelheid en zuurgraad. De afwijkende reactie van de ureumformaldehyde-produkten schrijven Winsor en Long toe aan het feit dat de eerste stadia van de afbraak van deze produkten chemisch en niet microbiologisch verlopen.

Frecks en Puffe (121) zijn van mening dat de afbraak van organische stof intensiever wordt naarmate de pH hoger is. Bij een lagere pH wordt de afbraak hoofdzakelijk verzorgd door schimmels, wordt de pH verhoogd dan ruimen deze het veld voor bacteriën die veel intensiever mineraliseren.

Op het laboratorium van microbiologie te Wageningen hebben 40-jarige proeven aangetoond dat bij hogere pH's het organische-stofgehalte van de grond hoger is dan bij de lagere pH's (mondelinge mededelingen van Dilz en Woldendorp); dat ondanks de algemeen aangetoonde minder snel verlopende afbraak van organische stof bij lagere pH's het organische-stofgehalte van de grond hier bij de lagere pH's toch hoger is dan bij de hogere vindt waarschijnlijk zijn oorzaak niet in het feit dat niet alleen de mineralisatie doch ook de humificatie bevorderd wordt door de hogere pH's (zie humificatie).

b. Het stikstofgehalte van de grond

Zoals reeds eerder is vermeld, heeft Koepf (197) in een 28 akkerbouwgronden gedurende een aantal weken zowel de CO₂-produktie van luzernemeel als van tarwestro bepaald en vond hierbij dat speciaal de afbraak van stikstof-armmateriaal (in dit geval tarwestro) door hogere Kjeldahl- en NO₃-N-gehalten van de grond wordt bevorderd.

Zöttl (401) is van mening dat het effect van stikstof op de mineralisatie vooreen belangrijk deel afhankelijk is van de soort organische stof die gemine-

raliseerd wordt; indien er tijdens de mineralisatie een netto stikstofmineralisatie plaatsvindt dan is de stikstof niet de beperkende factor voor de afbraak, vindt er daarentegen een netto-immobilisatie plaats dan zal de aanwezigheid van stikstof de afbraak van de organische stof in het algemeen stimuleren.

c. Het organische-stofgehalte van de grond

Jenkinsson (180) incubeerde met C^{14} gemerkte organische stof onder veldomstandigheden in een groot aantal gronden en vond hierbij dat een variatie in het organische-stofgehalte van 0,97 - 4,57 % (organische koolstof) de afbraak van het toegediende plantenmateriaal niet beïnvloedde.

d. Het kleigehalte van de grond

Hoewel de in het algemeen waargenomen verschillen in afbraaksnelheid van organische stof in diverse gronden voor een belangrijk deel is toe te schrijven aan factoren als vochtgehalte, temperatuur, pH, stikstofgehalte e.d. hebben meerdere onderzoekers gevonden dat er ook een systematisch verschil bestaat dat gekoppeld is aan de grondsoort en wel in het bijzonder aan de zwaarte van de grond.

Szolnoki (geciteerd door Barbier - 145) vond dat de afbraak in zandgrond sneller verliep dan in leemgrond; Pritchell en medewerkers (278) vonden bij een uitgebreid onderzoek in Florida (240 percelen) een stijging van zowel het organische-stof- als het stikstofgehalte met het fijner worden van de textuur van de grond. Hissink (168) vond zowel in jonge als in oudere mariene gronden een vrij nauwe samenhang tussen het humus- en het lutumgehalte van de grond. Naarmate het lutumgehalte hoger was, was ook het humusgehalte hoger hetgeen er volgens Hissink op wijst dat het lutumgehalte een bepaalde invloed uitoefent op de evenwichtstoestand tussen humusvorming en humusafbraak.

Meyer en Scheffer (239) vonden op een drietal proefveldjes op een langgerekt perceel, die vrijwel alleen in zwaarte verschilden (percentages afslibbaar waren 44, 54 en 58 %) een duidelijk verschil in ademhalingsintensiteit; deze nam nl. sterk af met het toenemen van de zwaarte van de grond.

Glomme (146) kwam daarentegen tot de conclusie dat de mineralisatie het slechtst verliep in grofzandige, voedingsarme gronden die gemakkelijk uitdrogen.

De oorzaken die voor deze verschillen tussen de diverse grondsoorten als verantwoordelijk kunnen worden beschouwd, zijn natuurlijk in de eerste plaats hun verschil in water- en warmtehuishouding en doorluchting. Hiermee zijn de verschillen echter zeker niet allemaal te verklaren en het lijkt dan, gezien de systematische verschillen, ook zeer voor de hand liggend dat de kleimineralen zelf de mineralisatie van de organische stof beïnvloeden.

Vele organische stoffen zouden in de grond, indien zij hier vrij aanwezig waren, vrij snel worden afgebroken; vele onderzoekers hebben echter aangetoond dat deze afbraak in werkelijkheid veel minder snel verloopt, dan men zou verwachten. De oorzaak hiervan moet gezocht worden in het vermogen van vele organische stoffen om verbindingen aan te gaan met bepaalde kleimineralen (31, 59, 111, 138, 146, 203, 218 en 219).

Khan en medewerker (193) hebben deze verbindingen in een viertal gronden bestudeerd en zij vonden hierbij dat in de onderzochte gronden 60 - 78 % van de organische stof gebonden was aan de zeer fijne fractie ($< 1 \mu$).

Hoewel de onderhavige organische stof door het aangaan van dergelijke ver- bindingen in het algemeen veel beter bestand is tegen aantasting door micro- organismen (296), betekent dit niet dat ze hierdoor in het geheel niet meer afgebroken kan worden (300). De mate van resistentie blijkt afhankelijk te zijn van meerdere factoren m.n. soort kleimineraal, soort organische stof en de pH (59).

Wat betreft de soort kleimineraal is de ervaring dat speciaal montmorillo- niet of hierop gelijkende kleimineralen zeer effectief is (25, 193, 218, 296 en 300) en in dit opzicht b.v. ver boven kaoliniet uitsteekt. De oorzaak van dit verschil moet waarschijnlijk worden gezocht in het feit dat montmorilloniet in tegenstelling tot kaoliniet uit meerdere lamellen bestaat; de organische stof schijnt zich nu tussen deze lamellen te kunnen nestelen^x) (300).

Ook de soort organische stof blijkt invloed te hebben op de bindingen: Lynch e.a. (218) vonden dat de kleimineralen in het algemeen minder organische stof adsorberen naarmate de geadsorbeerde koolhydraten eenvoudiger waren samen- gesteld en dat dan tevens de binding minder sterk was.

Om een indruk te geven van de hoeveelheid organische stof die door 1 gram luchtdroge klei (in dit geval een calcium-montmorilloniet) kan worden geadsor- beerd de volgende cijfers (218):

Tabel 21. Hoeveelheid organische stof die door 1 gram luchtdroge calcium-montmorilloniet kan worden geadsorbeerd. De organische stof werd daartoe opgelost in 20 ml. water, waarna ook de klei hieraan werd toegevoegd. Het aldus verkregen mengsel bleef 96 uur staan en werd daarna geanalyseerd.

Soort organische stof	opgeloste hoeveelheid in mg	geadsorbeerde hoeveelheid in mg en in %
glycogeen	50	2,6 (5,3 %)
maïszetmeel	300	64,8 (21,6 %)
insuline	500	112,- (22,4 %)

Omtrent het mechanisme van de beschermende werking van de kleimineralen geven Lynch en Cotmoir (219) de drie volgende mogelijkheden:

- De kleimineralen inactiveren de enzymen.
- De kleimineralen adsorberen de organische stoffen zodanig, dat de toetre- ding van de enzymen wordt belemmerd.
- Een combinatie van a en b.

Jenkinsson (180) is van mening dat naast het afremmen van de mineralisatie de kleimineralen de organische stof ook op een andere manier beïnvloeden nl. door het tegengaan van uitspoeling. Hij bewees dit door met C^{14} gemerkte boven- aardse delen van Engels raai gras onder veldomstandigheden te incuberen in een

x) Kozuharov en medewerker (203) vonden 2 vormen van adsorptie van organische stof aan kleimineralen nl. een extra- en een intramicrocellaire vorm. Tot de eerste vorm behoren de organische stoffen die onder invloed van een kataly- tische werking van ijzeroxyde aan het oppervlak van de bodemdeeltjes vastzit- ten. Tot de tweede vorm behoren die organische stoffen die tussen de lamellen van bepaalde kleimineralen zitten.

aantal gronden. Na één jaar vond hij in de lichtere gronden minder van de toegediende organische stof terug, dan in de zwaardere. In het drainwater van de eerstgenoemde gronden werd echter 3,8 % in die van de zwaardere grond slechts 1,6 % van de toegediende koolstof gevonden.

e. Binding aan allerlei andere stoffen

Naast de binding door bepaalde kleimineralen is ook een complexvorming tussen organische stof en Ca-, Mg-, Al- en Fe-verbindingen (25, 26, 201 en 357) en ook met lignine (201) mogelijk.

Estermann en medewerkers (111) zijn zelfs van mening dat wat betreft de eiwitten de lignine-proteïne complexen aanzienlijk effectiever zijn in het belemmeren van de mineralisatie dan de klei-proteïne complexen.

Aristovskaya (25 en 26) vond bij zijn onderzoek dat verbindingen tussen sesquioxiden^{x)} en humuszuren slechts door weinig soorten micro-organismen kunnen worden afgebroken.

f. Doorluchting

Ook de aeratietoestand zou volgens bepaalde onderzoekers het verschil in mineralisatiesnelheid van organische stof in zwaardere en lichtere gronden kunnen beïnvloeden. Zo merkte Schmalfusz (304) op dat door een hoog percentage zand de doorluchting en dus de zuurstoftoevoer beter verloopt, waardoor de afbraak van organische stof wordt begunstigd. Ook Rippel (287) is van mening dat in lichte, goed doorluchte gronden de afbraak van organische stof aanzienlijk sneller verloopt dan in zwaardere, minder goed doorluchte grond.

g. Andere oorzaken

Ponomarewa (geciteerd door Kononowa in 201) vond dat kleine hoeveelheden mangaansulfaat als katalysator werkten en op deze manier de oxydatiesnelheid van humus bevorderden, terwijl Kinserskaja (eveneens in 201) bij zijn werk aanwijzingen verkreeg dat ijzer- en aluminiumsulfaat de microbiologisch processen in de grond remmen.

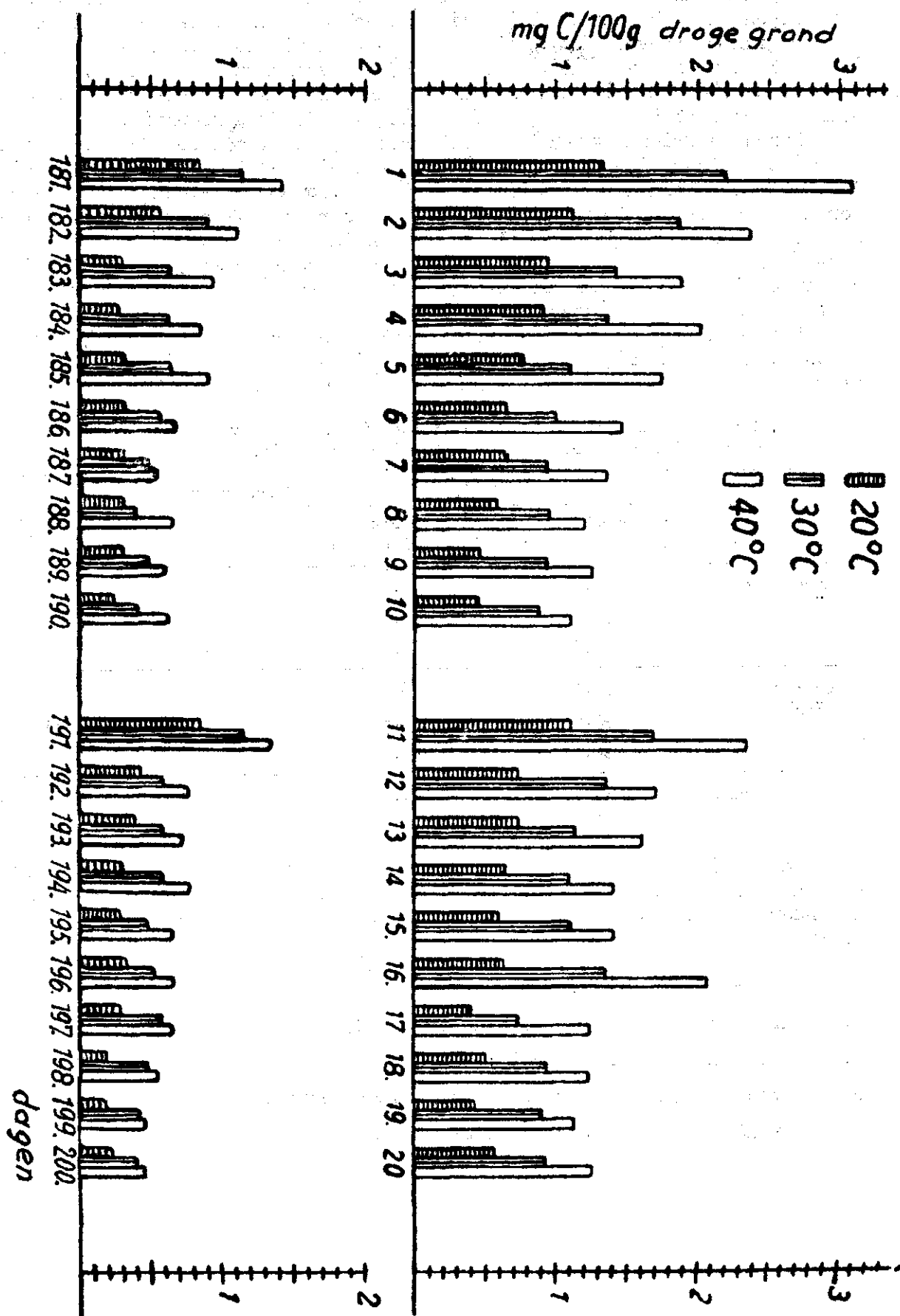
2.1.4.1.5 Het drogen van de grond

Zeer veel onderzoek is verricht omtrent de invloed van het drogen van de grond op de mineralisatiesnelheid^{xx)} van de zich in deze grond bevindende organische stof; bij dit onderzoek kwam vrijwel steeds naar voren dat de mineralisatie meer of minder sterk werd bevorderd door het droogproces met een daarop volgende bevochtiging (19, 38, 39, 40a, 41, 74, 124, 136, 146, 161, 223, 374, 375, 392). Dit wordt duidelijk geïllustreerd door figuur 18.

x) Sesquioxiden zijn b.v. Fe_2O_3 en Al_2O_3 .

xx) De verhoogde mineralisatie gedurende de incubatieperiode na het drogen van de grond is waarschijnlijk hoofdzakelijk een versnelling van de mineralisatie gedurende de eerste dagen van de incubatie omdat bij langere incubatieperiodes de verschillen geringer worden (215).

Figuur 18. De dagelijkse CO_2 -produktie van de eerste en de laatste 20 proefdagen van een onderzoek waarbij grondmonsters gedurende 200 dagen bij resp. 20° , 30° en 40° C werd geïncubeerd (vochtgehalte: 55 % van de watercapaciteit). De incubatieperiode werd om de 10 dagen 24 uur onderbroken om de grondmonsters bij 40° C te kunnen drogen.



Gedurende de tiendaagse incubatieperiode liep de dagelijkse CO_2 -productie geleidelijk terug tot ongeveer $\frac{1}{3}$ van de waarde van de eerste dag. Na het drogen en de herbevochtiging liep ze echter weer sterk op. Zelfs na de 19e droging (herbevochtiging) liep de CO_2 -productie nog steeds weer op tot 2 à 3 maal de waarde van de laatste dag van de voorafgaande periode.

Birch (40a en 41) verkreeg na 43 x drogen en herbevochtigen van een humeuze grond (6,4 % C) nog een verhoging van de CO_2 -productie.

Birch en Friend (40) hebben een grond 204 maal aan de cyclus, bevochtiging tot veldcapaciteit - 5 dagen incuberen bij 25°C - 48 uur drogen bij 100°C - bevochtiging tot veldcapaciteit enz., onderwerpen; na de 105 keer werd berekend dat er na 250 maal 75 % van de oorspronkelijk aanwezige organische stof zou zijn afgebroken en dat de afbraak dan ten einde zou zijn. Na de 204e maal (er was toen 63,3 % van de koolstof gemineraliseerd) werd bij de herbevochtiging een volkomen structuurloze massa verkregen waarin geen aerobe afbraak meer kon plaatsvinden.

Dat de door het drogen en daarop volgende herbevochtiging verkregen versnelling van de mineralisatie niet altijd behoeft te leiden tot een snellere afbraak mag blijken uit de volgende resultaten van Links (214).

Tabel 22. Koolstofgehalte van een aantal gronden in procenten van de begintoestand na een al dan niet door drogen onderbroken incubatieperiode

Grondsoort	Behandeling		Incubatietemperatuur	Duur van de incubatieperiode
	onderbroken incubatieperiode	ononderbroken incubatieperiode		
Lauchstädt (lössleem)	97,3	97,7	20°C	200 dagen
	94,3	95,0	30°C	
	90,6	90,5	40°C	
Etzdorf (löss)	95,1	96,6	20°C	200 dagen
	92,0	96,5	30°C	
	90,0	91,2	40°C	
Noitsch (zand)	87,0	91,2	20°C	436 dagen

In de lössleemgrond is het verschil tussen beide behandelingen niet significant terwijl in de löss- en in de zandgrond, vooral in de laatstgenoemde, de onderbroken incubatie duidelijk de grootste koolstofmineralisatie te zien geeft.

De door het drogen verkregen versnelling van de mineralisatie is in het algemeen groter naarmate:

- de droging van de grond vollediger is (375);
- de droogtemperatuur hoger is;
- de grond langer in droge toestand bewaard wordt;
- de grondmonsters natter waren bij het steken (30).

ad a.

Theron (351) heeft dit nader onderzocht voor een graslandgrond. Het vochtgehalte van de door genoemde onderzoeker gestoken grondmonsters bedroeg 12 %; de monsters werden daarna m.b.v. warme lucht in verschillende mate gedroogd om daarna weer alle bevochtigd te worden tot 20 % en ten slotte geïncubeerd.

Tabel 23. Invloed van het drogen op de stikstofmineralisatie; stikstofgehalten zijn uitgedrukt in d.p.m.: incubatietemperatuur 23° C

Datum	Soort minerale stof	vochtgehalte na gedeeltelijke droging				
		7,9 %	6,0 %	4,8 %	1,6 % ¹⁾	0,0 % ²⁾
23-5-1961	NH ₄ -N	1,8	4,2	6,1	10,3	16,1
29-5-1961	NH ₄ -N	1,4	3,6	7,5	13,6	30,5
12-6-1961	NH ₄ -N	0,4	3,9	3,2	11,1	40,6
23-6-1961	NH ₄ -N	0,6	2,3	1,6	7,7	41,9
	NO ₃ -N	0,0	3,7	4,0	6,9	0,8

1) luchtdroog

2) ovendroog (105° C)

Met het afnemen van het vochtgehalte gedurende de droogperiode neemt de stikstofmineralisatie toe.

Greenwood en Lees (146) vonden dat de micropopulatie in de grond sterk afnam met het afnemen van het watergehalte, in één geval waarbij de micropopulatie echter was gestimuleerd door de toevoeging van gemakkelijk verteerbaar organisch materiaal werd de activiteit van de micropopulatie nauwelijks door het drogen beïnvloed tot op het punt dat de grond van kleur veranderde er een scherpe daling plaatsvond. Greenwood en medewerker vermoeden nu dat dit een gevolg is van het verdwijnen van de dunne waterfilm rond de gronddeeltjes.

ad b.

Linke (214) vond een verdubbeling van de organische stofafbraak door de droogtemperatuur van kamertemperatuur op 50° C te brengen.

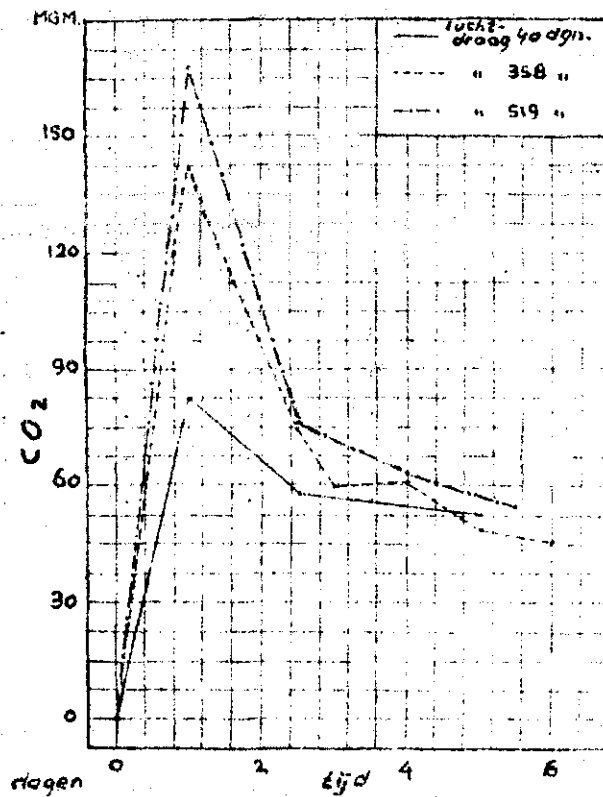
Ook Birch (41) vond een versterkt droogeffect door te drogen bij hogere temperaturen hetgeen vooral merkbaar was in het traject 40 - 60° C; bij nog hogere temperaturen werd de mineralisatie nauwelijks meer versneld.

Livens (215) vond bij droging bij 45° C een sterkere toename van de N-mineralisatie na bevochtiging dan bij drogen bij kamertemperatuur.

ad c.

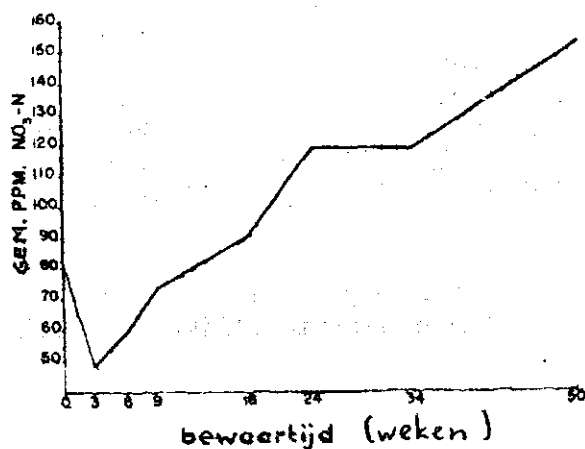
Het effect van de lengte van de periode dat de grond in luchtdroge toestand verkeert op de koolstofmineralisatie blijkt duidelijk uit de volgende grafiek van Waksman (374).

Figuur 19. Invloed van de lengte van de periode dat de grond luchtdroog wordt bewaard op de CO_2 -produktie na de herbevochtiging



Iets dergelijks vonden Hampstead en Braye (1955) voor de stikstofmineralisatie.

Figuur 20. Effect van de duur van bewaring van luchtdroge grondmonsters op de vorming van nitraatstikstof, gedurende de daarop volgende incubatieperiode van 14 dagen



Birch (38, 39, 40a en 41) vond zelfs een significant lineair verband tussen de logarithme van de tijd dat de grond luchtdroog bewaard werd en de mineralisatie van koolstof en stikstof.

Geheel in tegenspraak hiermede zijn althans wat betreft de stikstofmineralisatie de resultaten van Cornfield (80) en ook die van Gasser (geciteerd in 80). Gasser vond dat het gedurende 14 à 16 weken luchtdroog bewaren van grondmonsters de stikstofproduktie gedurende de erop volgende incubatieperiode nauwelijks beïnvloedt. Langer bewaren deed de minerale N-produktie gedurende de erop volgende incubatieperiode wel toenemen.

Cornfield verkreeg zeer recent resultaten die in overeenstemming waren met die van Gasser; indien hij grondmonsters gedurende 12 weken luchtdroog bewaarde nam de $\text{NH}_4\text{-N}$ -produktie iets toe doch de $\text{NO}_3\text{-N}$ -produktie was iets afgenomen^x). Bij 2 van de 9 gronden vond Cornfield een zelfde effect van het drogen op de stikstofmineralisatie als Birch.

De oorzaak van de in het voorgaande genoemde stimulerende invloed van het drogen van de grond op de mineralisatie kan velerlei zijn:

1. Door het drogen worden de micro-organismen in meer of mindere mate gedood (partiële sterilisatie); na bevochtiging van de grond gaan de overgebleven exemplaren zich sterk uitbreiden. Nu is het bekend dat gedurende een dergelijke periode dat de populatie zich uitbreidt, de metabolische activiteit zeer groot is en afneemt met het ouder worden van de cultures (38, 39, 40a, 41, 74, 136, 156 en 161).

Niet alleen de metabolische activiteit wordt door de partiële sterilisatie vergroot ook het aantal micro-organismen^{xx}) stijgt tijdelijk tot ver boven het aantal van de onbehandelde grond^{xxx}).

2. De organische stof komt in de bodem hoofdzakelijk voor in colloïdale vorm; dit colloïdale materiaal kan onderverdeeld worden in een labiele ^{xxxx}) en een stabiele vorm^{xxxxx}), waarvan waarschijnlijk speciaal het eerstgenoemde deel wordt beïnvloed (41). Dit betreffende colloïdale materiaal nu komt waarschijnlijk in droge vorm als een gel voor. Nu is het bekend dat ener-

x) Cornfield schrijft deze verschuiving toe aan het feit dat sommige ammonificerende micro-organismen sporevormers zijn en de partiële sterilisatie (drogen) dus beter kunnen doorstaan dan de nitrificerende bacteriën, die geen sporen kunnen vormen.

xx) Sterilisatie met vluchtige antiseptica heeft een zelfde effect; aangezien de humus hierdoor niet noemenswaard wordt beïnvloed, hebben we hier hoofdzakelijk te maken met een opleving van het microleven (156).

xxx) De verklaring voor deze opleving is nog niet geheel duidelijk; er zijn meerdere mogelijkheden (156):

1. De nieuwe populatie ontwikkelt zich op de afgestorven oude populatie en gaat dan door op de aanwezige resistente organische stof (zie 3).
2. Bepaalde antagonistische onderdrukkingen worden opgeheven.
3. De metabolische activiteit van een zich ontwikkelende populatie is aanzienlijk groter dan die van oudere populaties.

xxxx) Voedingshumus.

xxxxx) Echte humus (Dauerhumus).

zijds een gelporeus wordt indien ze uitdroogt (droogeffect) terwijl verder is waargenomen dat bij het ouder worden van een gedroogde gel de structuur korreliger wordt (tijds effect). Birch toonde aan dat door het drogen van een gelatine-oplossing het oppervlak bijna verdubbeld werd.

Het is dus zeer waarschijnlijk dat door het drogen van de grond het oppervlak van de hierin aanwezige organische stof groter wordt om nadat de grond weer bevochtigd wordt weer af te nemen. Gedurende de eerste tijd na de bevochtiging is dientengevolge een groter organische-stofoppervlak blootgesteld aan de inwerking van het bodemvocht en de micro-organismen hetgeen ten gevolge kan hebben dat een groter deel van de organische stof resp. in oplossing gaat en wordt afgebroken (41). Door het drogen krijgen de micro-organismen dus meer organische stof tot hun beschikking (136).

Payne e.a. (geciteerd in 387) vermelden dat door het luchtdroog maken van de grond het gehalte aan vrije aminozuren toeneemt.

- c. Door het drogen kunnen de bodemaggregaten uiteenvallen waardoor een groter oppervlak bereikbaar is voor micro-organismen (74 en 375).
- d. Door partiële sterilisatie (door hitte of antiseptica) neemt de hoeveelheid in water oplosbare voedingsstoffen als C- en N-componenten, P_2O_5 e.d. gewoonlijk sterk toe (374). Birch (41) heeft aangetoond dat dit ook bij het drogen het geval is. De invloed van de partiële sterilisatie bestaat in dezen vooral uit het doden van een groot deel van de micro-populatie en eventueel ook van ander dierlijk leven.
- e. Door de partiële sterilisatie worden bepaalde groeistoffen geremd dan wel geïnactiveerd.
- f. Door de partiële sterilisatie worden de amoeben gedood; deze amoeben consumeren namelijk veel bacteriën, zijn deze nu verwijderd dan kunnen de bacteriën zich gedurende enige tijd sterk uitbreiden.

Evenals Birch (41) vermoedt ook Waksman (375) dat de voornaamste invloed van het drogen moet worden gezocht in het beter aantastbaar worden van de organische stof.

Rahn (in 375) verkreeg grotere verschillen tussen drogen en niet drogen bij zware dan bij lichte gronden; speciaal de tuingronden reageerden echter zeer sterk. Ook dit wijst dus wel in de richting van organische-stofveranderingen.

Ook het verschijnsel dat het droogeffect grote overeenkomst vertoont met de toediening van gemakkelijk aantastbare organische stof wijst in dezelfde richting.

Van belang is ook nog het verschijnsel dat de stikstof- en de koolstofmineralisatie niet geheel parallel lopen; de koolstofmineralisatie loopt gewoonlijk veel minder snel terug tot een constant niveau, hetgeen behalve aan een versterkte N-immobilisatie door de zich uitbreidende micro-organismen volgens Birch (41) voor een belangrijk deel kan worden toegeschreven aan de vrij snelle afname van het organische-stofoppervlak. Tijdens de eerste periode na het bevochtigen, spelen zich nl. twee afbraakprocessen af (41):

1. afbraak van opgelost organisch materiaal, waarbij alleen CO_2 doch geen minerale stikstof vrijkomt.
2. afbraak aan het organische-stofoppervlak waarbij zowel de koolstof als de stikstof gemineraliseerd worden.

Voor de praktijk kan het droogeffect van grote betekenis zijn omdat de bovenste laag van de grond gedurende een jaar zeer vele malen kan opdrogen zodat na bevochtiging een versnelde mineralisatie kan plaatsvinden (74). Theron (358) ziet dit droogeffect verder nog in een geheel ander licht; hij is nl. van mening dat door het drogen de remming van de mineralisatie die onder grasland in het algemeen wordt waargenomen, wordt opgeheven. Gezien de aard van het droogeffect moet echter wel betwijfeld worden of deze zienswijze geheel juist is.

2.1.4.1.6. Het bevriezen van de grond

Hoewel het vermoeden bestond dat het bevriezen van de grond de mineralisatie, evenals dit het geval was bij het drogen, sterk zou doen toenemen, hebben de proefresultaten wel getoond dat deze beïnvloeding aanzienlijk geringer is.

Mack (223) heeft een drietal grondsoorten bij twee verschillende vochttrappen bij verschillende temperaturen omstreeks of beneden het vriespunt bewaard en ze daarna geïncubeerd bij 24°C . De CO_2 -produktie tijdens de incubatieperiode bleek slechts iets te zijn toegenomen en wel meer naarmate de grond bij een lagere temperatuur was bewaard.

Herhaaldelijk vriezen en ontdooien bleek de CO_2 -produktie tijdens de erop volgende incubatieperiode iets meer te doen toenemen dan het eenmalige vriezen.

Ook de stikstofmineralisatie wordt niet of nauwelijks door het bevriezen van de grond bevorderd (329). Gasser vond b.v. dat het bewaren van grondmonsters bij -10°C , gedurende 32 dagen, geen invloed had op de hoeveelheid stikstof die gedurende de op deze periode volgende incubatieperiode werd geproduceerd. Werde de grond gedurende deze 32 dagen echter vaak en afwisselend bevroren (-10°C) en ontdooid ($+2^{\circ}\text{C}$), waarbij iedere behandeling steeds 2 dagen duurde, dan steeg het minerale-stikstofgehalte wel enigszins en wel meer dan in de grondmonsters die gedurende ongeveer dezelfde periode bij 2°C werden bewaard. De invloed van dit wisselend bevriezen en ontdooien was duidelijker in de luchtdroge dan in de verse grondmonsters.

Bij het bevriezen bij zeer lage temperaturen vond Mack (224) daarentegen wel een bevordering van de mineralisatie.

Tabel 24. Invloed van het bewaren van grondmonsters bij lagere temperaturen (14 dagen) op de N- en C-mineralisatie gedurende de op deze periode volgende incubatieperiode van 11 dagen

Bewaarttemperatuur	$\text{NO}_3\text{-N}$ -produktie in mg/kg	$\text{CO}_2\text{-C}$ -produktie in mg/kg
$+ 5^{\circ}\text{C}$	27,2	197
$+ 1^{\circ}\text{C}$	28,2	207
$- 1^{\circ}\text{C}$	26,5	210
$- 198^{\circ}$ en $- 78^{\circ}\text{C}$	40,3	232

Dus alleen bij bewaring bij -198°C een significante toename van de stikstof- en koolstofmineralisatie.

Als oorzaken voor deze beïnvloeding van de mineralisatie kunnen genoemd worden:

- a. de micro-populatie wordt beïnvloed - Mack (224) vond b.v. een sterke teruggang van de schimmelpopulatie indien de grond zeer snel van hogere tot zeer lage temperaturen werd afgekoeld. Werd deze overgang echter iets geleidelijker genomen (van 24° C op - 196° C met inschakeling van 4 dagen gedurende welke de grond bij - 1° C werd bewaard) dan was deze teruggang reeds aanzienlijk geringer.
- b. beïnvloeding van de organische stof (174 en 224).
- c. door het bevriezen wordt de structuur van de grond veranderd, speciaal in zwaardere gronden, waardoor de aeratie wordt verbeterd (124).

2.1.4.1.7 Het verhitten van de grond

Hoewel van aanzienlijk minder belang¹⁾ dan het drogen van de grond zal in dit verband ook even nader worden ingegaan op de beïnvloeding van de mineralisatie door het verhitten van de grond.

Ook door verhitting van de grond blijkt de mineralisatie van organische stof veelal te worden bevorderd; Cairns (68) heeft een tweetal gronden op verschillende manieren verhit.

Tabel 25. Invloed van verhitting op de stikstofmineralisatie in de grond

Grondsoort	behandeling	NH ₄ -N en NO ₃ -N-gehalten in d.p.m.			
		direct na de verhitting		4 weken na de verhitting	
		NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N
Duaghgrond ^{x)}	onbehandeld	0	0	15	39
	droog verhit (55° C)	8	0	12	47
	droog verhit (110° C)	55	0	123	1
	nat verhit (55° C)	38	0	94	21
	nat verhit (110° C)	100	0	157	1
Malmoggrond ^{xx)}	onbehandeld	3	0	12	65
	droog verhit (55° C)	10	0	27	82
	droog verhit (110° C)	67	0	242	1
	nat verhit (55° C)	70	0	107	67
	nat verhit (110° C)	178	0	212	1

x) 4,67 % C; 0,34 % N; C/N 13,74.

xx) 6,62 % C; 0,55 % N; C/N 12,04.

1) Laatsch (208) is van mening dat deze verhitting wel degelijk een rol van betekenis heeft, omdat de temperatuur van het bovenste luchtdroge grondlaagje door de zonnestralen aanzienlijk kan worden opgevoerd.

Bij beide gronden komt dus door verhitting meer $\text{NH}_4\text{-N}$ vrij (bij 110°C meer dan bij 50°C); door natte verhitting wordt de stikstofmineralisatie meer bevorderd dan door droge verhitting. De nitrificatie wordt door verhitting van de grond (speciaal natte verhitting) zeer sterk geremd.

Ook andere onderzoekers m.n. Birch en Friend (40); Winsor en Pollard (392) en Jansson (176) vonden een toename van de mineralisatie door verhitting. Ozolino e.m. (263) vonden dat een verhitting van veen, die de 100°C niet te boven ging, een toename van de hoeveelheid gemakkelijk hydroliseerbare ammoniak- en nitraatstikstof ten gevolge had.

De oorzaken van deze stimulering van de mineralisatie, speciaal van de stikstofmineralisatie kunnen zijn:

- a. een chemische oxydatie van de organische stof;
- b. vrijmaking van moeilijk uitwisselbare ammoniumstikstof.

Dat kunnen echter niet de twee enige oorzaken zijn aangezien de extra $\text{NH}_4\text{-N}$ -vrijmaking na toediening van tolueen aan de grondmonsters aanzienlijk lager is dus:

- c. een biologische oorzaak.

2.1.4.1.8 Bemesting

2.1.4.1.8.1 Anorganische bemesting

Omtrent de invloed van de anorganische bemesting op de mineralisatie van de organische stof in de grond is veel onderzoek verricht, doch de hierbij verkregen resultaten zijn niet altijd met elkaar in overeenstemming. Engel (104) ziet als één van de oorzaken van de verschillen een foute benadering van de mineralisatie (meestal C-mineralisatie). Wil men nl. de invloed van de kunstmest opsporen dan moet men niet de totale CO_2 -produktie per hoeveelheid grond als maat nemen doch de hoeveelheid geproduceerde CO_2 per hoeveelheid organische koolstof, omdat men dan de verschillen ontstaan door een verschil in organische-stofgehalte uitschakelt.

Nu kan de invloed van een minerale bemesting op de mineralisatie van organische stof zowel op onbegroeide als op begroeide grond worden bestudeerd. In het laatste geval is er dan niet alleen sprake van een directe beïnvloeding van de mineralisatie doch tevens een indirecte invloed omdat de plantengroei door de toediening van kunstmest wordt beïnvloed (239).

a. Stikstof

Speciaal de stikstofbemesting is door vele onderzoekers zeer kritisch bekeken, aangaande haar invloed op de organische stof in de grond. Hier volgen enkele resultaten en meningen van een aantal onderzoekers die zich met dit probleem hebben beziggehouden.

Stotzky en Mortensen (345) zijn van mening dat in minerale gronden, waar dikwijls niet te veel stikstof aanwezig is, een stikstofbemesting het microleven in de grond en daardoor de afbraak van de aanwezige organische stof kan stimuleren. Bij een door genoemde onderzoekers gebruikte veengrond bleek een stikstofbemesting tot zelfs 2250 kg stikstof per ha echter geen invloed te hebben op de CO_2 -produktie van de grond. Een toevoeging van glucose deed deze

CO₂-produktie daarentegen wel enorm stijgen. In deze laatste reeds stikstofrijke grond was dus meer gebrek aan gemakkelijk opneembare energie dan aan stikstof.

Ook Rippel (287) vond een duidelijke stimulering van de mineralisatie van stikstofarme organische stof door stikstof:

Tabel 26. De invloed van een stikstofbemesting op de mineralisatie van cellulose

	CO ₂ -produktie van	100 g grond in 14 dagen
	grond I	grond II
grond zonder cellulose en stikstof	75,5	88,6
grond met cellulose, zonder stikstof	544,5	364,1
grond met cellulose en 25 mg stikstof	778,3	526,4
grond met cellulose en 50 mg stikstof	817,3	684,2

Ook Zöttl (401) en Jansson (176) hebben bij incubatieproeven aangetoond dat in gronden waar veel energierijk materiaal doch weinig stikstof ter beschikking van het microleven staat een toevoeging van sacharose geen invloed heeft op de CO₂-produktie doch een bemesting met stikstof wel.

In het algemeen kan volgens Zöttl (402) dan ook gesteld worden dat indien zich bij de mineralisatie stikstof ophoopt dan heeft een stikstofbemesting geen invloed op de mineralisatie omdat de stikstof dan niet de beperkende factor is. Het effect kan dus o.a. afhangen van het tijdstip waarop het wordt toegediend.

Wanneer grondmonsters worden geïncubeerd met veel energierijk organisch materiaal dan zal het microleven in de grond sterk gestimuleerd worden en zal er daarom veel stikstof nodig zijn. Aan deze grote vraag naar stikstof wordt echter in lang niet alle gevallen voldaan door de stikstofmineralisatie (de immobilisatie is dan te groot). Door een stikstofbemesting gedurende deze periode zal de mineralisatie in het algemeen worden bevorderd. Dient men de stikstofbemesting daarentegen pas toe, wanneer de hoeveelheid energierijk materiaal de beperkende factor gaat worden en de stikstofmineralisatie de stikstofimmobilisatie dus weer gaat overtreffen dan heeft de stikstof geen invloed meer.

b. Fosfaat

Engel (164) vond bij zijn, reeds eerder aangehaald, onderzoek dat een volledige minerale bemesting de mineralisatie van organische stof deed toenemen doch tevens dat zowel kalium- als fosfaatgebrek de afbraak vertraagden.

Zöttl (404) heeft aangetoond dat door bemesting van een hoogveengrond met kalk doch vooral door bemesting met kalk en fosfaat de mineralisatie van de organische stof (CO₂-produktie) sterk bevorderd kan worden. De verklaring hiervoor kan zijn:

- fosfaat heeft direct een gunstige invloed op de micro-organismen;
- er werd gewerkt met een fosfaatarme grond; het is dus ook mogelijk dat door de fosfaatbemesting een betere groei van het te velde staande gewas werd verkregen. Door deze betere plantengroei werd een groter waterverbruik en een betere ontwatering verkregen, waardoor de doorluchting werd verbeterd en de gemiddelde temperatuur van de grond werd verhoogd.

Bij nader onderzoek bleken beide factoren een rol te spelen. Koepf (137) vond daarentegen op een fosfaatarme grond, dat vergeleken met een kalkbemesting een fosfaat- plus kalkbemesting de CO_2 -produktie van de grond, al dan niet vermengd met tarwestro of luzernemeel, gedurende de eerste 4 weken iets deed dalen.

Lauzme (209) nam op grasland een stijging van het aantal micro-organismen waar door bemesting met fosfaat en kali; fosfaatmeststoffen hadden hierbij een sterkere invloed dan de kaliummeststoffen.

c. Bekalking

Vele onderzoekers hebben aangetoond dat door bekalking de afbraak van de organische stof wordt bevorderd (28, 117, 113, 119, 120, 121, 162, 189, 248 en 290) en wel meer naarmate de pH van de betreffende grond lager is (162 en 387) en meer kalk wordt toegediend. Kortleven (207) voegt hieraan toe dat de afbraak ten gevolge van een bekalking geringer wordt naarmate het humusgehalte van de grond lager is; bij lage humusgehalten is in de praktijk een verlaging van het humusgehalte ten gevolge van een bekalking dan ook wel te verwaarlozen; van een humusrijke grond kan ze daarentegen vrij groot zijn. Als bruikbare mate voor de verlaging van het humusgehalte door bekalking geeft Kortleven (202): per eenheid dat de pH wordt verhoogd, gaat er 4 % van de oorspronkelijk aanwezige humus verloren.

Als duidelijk voorbeeld van de versnelling van de mineralisatie door bekalking kunnen de resultaten van Pinck en medewerkers (273) dienen; deze onderzoekers hebben nl. de invloed van een bekalking getoetst met een aantal grondmonsters waaraan 1 % organisch materiaal was toegevoegd en die gedurende 1½, 4 of 12 maanden werden geïncubeerd.

Tabel 27. Percentage van de toegediende koolstof, dat na incubatie van al dan niet bekalkte grondmonsters werd teruggevonden

Toegediend materiaal	C/N van het toegediende materiaal	Incubatieduur					
		1,5 mnd.	4 mnd.	12 mnd.	1,5 mnd.	4 mnd.	12 mnd.
		bekalkte grond			onbekalkte grond		
Caseïne	3,1	27,2	19,9	19,6	25,0	17,4	15,2
Gras	9,7	40,6	39,2	29,2	48,2	39,5	34,2
Haver (groen)	10,6	46,2	41,2	31,7	47,3	37,7	32,9
Millet (jong)	10,7	41,8	40,3	33,6	48,6	40,2	32,9
Millet (bijna rijp)	34,1	51,9	46,1	33,5	55,0	47,7	39,5
Tarwestro	73,0	69,5	61,3	39,7	76,6	63,8	51,7
Tarwestro + ureum	10,0	47,0	44,3	35,5	50,4	42,5	38,0
Cellulose	-	84,3	79,7	74,0	91,9	73,3	77,5
Cellulose + ureum	10,0	59,8	42,1	26,3	56,3	37,6	32,3

Toediening van kalk deed de afbraaksnelheid hier dus over het algemeen toenemen; het verschil tussen de bekalkte en de onbekalkte komt beter naar voren naarmate de grond langer geïncubeerd is.

Dat niet alleen de toegediende doch ook de reeds in de grond aanwezige organische stof sneller wordt afgebroken, tonen de volgende resultaten van Koepf (197).

Tabel 28. De invloed van een bekalking op de afbraak van reeds in de grond aanwezige en hiaraan toegediende organische materiaal

	Toediening van kalk in kg per ha			
	niets	1500 kg CaO	1500 kg CaO 150 kg P_2O_5	3000 kg CaO 150 kg P_2O_5
alleen grond	51,4	67,0	59,3	81,7
grond + tarwestro	168,0	223,0	206,6	221,2
grond + luzernemeel	245,4	291,1	270,9	272,2

Op deze zure grond (pH-KCl 4,6) werkte een bekalking dus stimulerend zowel op de humus- als op de organische-stofafbraak.

Hiertegenover staan echter enkele andere ervaringen met name die van Linke (214), die niet altijd een stimulering van de mineralisatie vond bij toediening van kalk. Linke vond op een kleigrond met een pH van 5,0 geen versnelling van de organische-stofafbraak (weliswaar was wel de CO_2 -produktie in het begin van de incubatieperiode iets groter, doch dit was toe te schrijven aan de afbraak van de toegediende $CaCO_3$). Dezelfde onderzoeker vond daarentegen in een lemige zandgrond eveneens met een pH van 5,0 wel een duidelijke versnelling van de organische-stofafbraak door bekalking. Deze beide ervaringen doen volgens Linke vermoeden dat ook de grondsoort van invloed is op de uitwerking van een bekalking en wel zodanig dat de invloed van de kalk op de mineralisatie toeneemt met het afnemen van de grootte van het adsorptie complex.

De in het voorgaande genoemde stimulering van de mineralisatie van de organische stof door bekalking wordt algemeen toegeschreven aan het ontstaan van een actieve microflora (41, 117, 119, 189, 201, 205 en 290) of aan de vorming van gunstige levensomstandigheden voor de bodemflora en -fauna (117 en 296).

Naast een snellere afbraak van de organische stof heeft de kalk waarschijnlijk ook nog een andere invloed op het in de grond aanwezige organische materiaal en wel een humusstabiliserende, dit door de vorming van Ca-humaat e.d. verbindingen welke aanzienlijk resistent zijn tegen micro-biologische afbraak (201, 296 en 349).

Kostytschew (in 201) en Gorodniy (140) komen dan ook tot de conclusie dat kalk de afbraak van verse organische stof eerst bevordert en daarna de verdere humificering remt.

Deze theorie lijkt in overeenstemming te zijn met de resultaten die b.v. Warren en Johnston (379) vonden. Genoemde onderzoekers hebben op het in 1856 gestarte "Park Grass" proefveld te Rothamsted het koolstof- en stikstofgehalte van een aantal objecten bepaald en zij vonden ondanks het feit dat kalk de afbraak van organische stof bevordert onder de bekalkte niet met stikstof bemeste en onder de bekalkte en met nitraatstikstof bemeste grasobjecten hogere organische koolstof- en stikstofgehalten dan onder de overeenkomstige niet bekalkte objecten.

Alleen op de meest zure, met NH_4 -N bemeste, objecten had de bekalking wel een lager organische-stofgehalte ten gevolge.

	organische koolstof (%)		totaal stikstof (%)	
	onbekalkt	bekalkt	onbekalkt	bekalkt
onbemest	3,5	4,2	0,28	0,35
alleen fosfaat	3,7	4,1	0,29	0,34
alleen nitraat-stikstof	2,9	3,5	0,26	0,30
NO ₃ -N + PKNaMg	3,6	3,8	0,28	0,32
alleen NH ₄ -N	3,0	3,5	0,24	0,30
NH ₄ -N + P	4,1	3,6	0,30	0,29
NH ₄ -N + PKNaMg	4,1	4,0	0,30	0,31

2.1.4.1.8.2. Organische bemesting

a. Het priming effect

Wanneer organische stof aan de grond wordt toegediend dan zal dit al naar gelang de samenstelling en de heersende omstandigheden voor een meer of minder groot deel worden gemineraliseerd.

Diverse onderzoekers hebben echter aangetoond dat door toediening van vers organisch materiaal ook de afbraak van de reeds in de grond aanwezige organische stof gestimuleerd kan worden (33, 60, 149, 156 en 245); dit effect wordt meestal aangeduid met de Engelse term priming effect.

Pas na de toepassing van radioactief gemaakte elementen in de toegediende organische stof kon dit effect worden aangetoond omdat het voordien niet mogelijk was de mineralisatie van de toegediende en van de reeds in de grond aanwezige organische stof van elkaar te onderscheiden.

Ter illustratie van het priming effect volgt in tabel 29 een aantal resultaten van Hallam en Bartholomew (149) die bij hun onderzoek jong soja materiaal met gemerkte koolstof aan de grond toevoegden en daarna dit geheel incubeerden.

Tabel 29. Gemineraliseerde koolstof (als CO₂) afkomstig van het toegediende en de reeds in de grond aanwezige organische stof. Grootte van de grondmonsters van 100 gram

Toegediende hoeveelheid organisch materiaal	gemineraliseerde koolstof	
	plant. mat.	grond
0,0	-	157,6
0,25 %	59,4	190,1
1,0 %	193,3	217,9
5,0 %	778,0	227,2

mg/100 g grond

Door de toevoeging van organisch materiaal wordt de mineralisatie van de reeds in de grond aanwezige organische stof dus gestimuleerd en wel meer naarmate meer organische stof wordt toegediend (dit is echter geen regel).

Een hier beschreven stimulering van de afbraak van organische stof kan zelfs zo groot zijn dat door toediening van organisch materiaal aan de grond

het totale organische-stofgehalte uiteindelijk terugloopt hetgeen weer geïlustreerd kan worden met resultaten van het hiervoor eveneens reeds genoemde onderzoek van Hallam en Bartholomew (149).

Tabel 30. Koolstofbalans aan het eind van een incubatieperiode, tijdens welke grondmonsters met verschillende hoeveelheden sojabonen stro en maisstengels gedurende resp. 119 en 247 dagen werden geïncubeerd

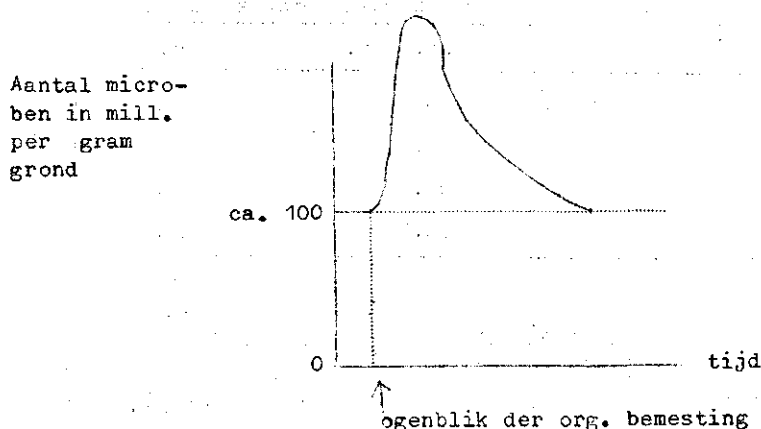
Oorspronkelijk in de grond aanwezige koolstof	Toegediende hoeveelheid koolstof	Koolstofverlies tijdens incubatieperiode		Netto-koolstofverlies of winst	
		sojabonen stro	maisstengels	sojabonen stro	maisstengels
mg/100 gr grond	mg/100 gr grond	mg/100 gr grond	mg/100 gr grond	mg/100 gr grond	mg/100 gr grond
3313	-	157	308	- 157	- 308
3313	63	250	365	- 187	- 302
3313	250	412	590	- 162	- 340
3313	1250	1005	1147	+ 245	+ 103

Alleen bij de hoogste organische-stofgift heeft de aanvoer de afvoer dus overtroffen. In sommige gevallen was het verlies in de monsters waaraan organische stof was toegevoegd zelfs nog groter dan in de controle. Vysotskaya en medewerker (369) menen dat een dergelijke negatieve invloed van de toegediende organische stof speciaal kan optreden in gronden die rijk zijn aan in water oplosbare organische substanties en stikstofrijke, jonge plantendelen.

De oorzaak van het priming effect moet waarschijnlijk worden gezocht in de door de toediening van energetisch materiaal gestimuleerde ontwikkeling van micro-organismen, die tijdens of na de aantasting van het toegediende organische materiaal ook een deel van de reeds in de grond aanwezige organische bestanddelen aantasten (33, 152 en 369).

Harmsen (155) gaf hiervan het volgende schematische beeld.

Figuur 21. Ontwikkeling van het aantal micro-organismen na de toediening van organische stof



Aangezien de grootte van het priming effect afhankelijk is van diverse factoren, zullen deze afzonderlijk worden behandeld.

a¹. De hoeveelheid toegediende organische stof:

Broadbent (in 59) vond een grotere afbraak van de reeds in de grond aanwezige organische stof naarmate meer organisch materiaal aan de grond werd toegediend:

Geen toediening van organische stof: afbraak in 49 dagen 2,2 %
 Geen toediening van 1 % Soedan gras: afbraak in 49 dagen 8,8 %
 Geen toediening van 2 % Soedan gras: afbraak in 49 dagen 13,5 %.

Deze toename van het priming effect blijkt echter in de meeste gevallen niet evenredig groter te worden met het toedienen van grotere hoeveelheden organische stof; dit wordt duidelijk gedemonstreerd door de resultaten van het onderzoek van Hallam en Bartholomew (149), die aan een drietal gronden een tweetal soorten organisch materiaal (jonge mais- en sojaplanten) toedienden.

Tabel 31. De invloed van de toediening van mais- dan wel sojaplanten op de afbraak (CO₂-productie) van de in de grond aanwezige organische stof

Grondsoort en oorspronkelijk C-gehalte	Mais			Soja		
	Hoeveelheid toegediend materiaal*)	C-verlies ¹⁾		Hoeveelheid toegediend materiaal	C-verlies ²⁾	
		plant. mat.	grond		plant. mat.	grond
I 3024	-	-	146,4	-	-	118,9
3024	63	58,3	144,5	63	54,8	129,0
3024	250	193,9	164,4	250	186,0	136,3
3024	1250	824,1	149,4	1250	670,8	129,3
II 3313	-	-	308,7	-	-	157,6
3313	63	48,3	316,6	63	59,4	190,1
3313	250	192,0	398,4	250	193,3	217,9
3313	1250	830,6	316,3	1250	978,0	227,2
III 2139	-	-	119,4	-	-	63,0
2139	63	45,8	157,6	63	53,4	71,7
2139	250	195,8	181,3	250	222,4	93,3
2139	1250	894,4	181,9	1250	791,6	94,6

*) mg C per 100 gr grond.

1) na 247 dagen

2) na 119 dagen

In bijna alle gevallen zien we hier dus een toename van het priming effect met het groter worden van de toegediende organische-stof-hoeveelheid. Hoewel absoluut gezien met de grootste gift de grootste stimulering van de organische-stofafbraak wordt verkregen, geeft relatief gezien de kleinste gift de grootste stimulering.

Ook Broadbent en Bartholomew (60) vonden dat een verdubbeling van de hoeveelheid toegediend organisch materiaal geen verdubbeling van het "priming effect" inhield, hetgeen volgens hen doet vermoeden dat de microbiologische activiteit in de grond beperkingen worden opgelegd van fysische en of biologische aard.

Ook Bingemann e.a. (37) verkregen bij toediening van glucose aan veengrond een priming effect; door de hoeveelheid toegediende glucose te verdubbelen werd dit effect wel versterkt doch niet verdubbeld.

Niet alle onderzoekers hebben echter bij hun onderzoek resultaten gevonden die geheel met het bovenstaande overeenstemmen. Zo vond Mortensen (245) door het toedienen van een grotere hoeveelheid organisch materiaal (in dit geval luzerne) een verlaging van de afbraak van de reeds in de grond aanwezige organische stof.

a². Soort organische stof

Bingemann e.a. (37) voegden een aantal soorten organisch materiaal aan een veengrond toe nl. glucose (2 hoeveelheden), luzerne en een niet in alcohol oplosbare fractie van deze luzerne en verkregen hiermede de volgende resultaten.

Tabel 32. De invloed van de toediening van verschillende soorten organische stof op de afbraak van de reeds in de grond aanwezige organische stof

Soort organische stof	Hoeveelheid toegediende C	M. C-verlies van het toegediende materiaal	% C van het toegediende materiaal die in de grond bleef	Priming effect	Duur van de incubatie-periode
0,6 g glucose	240	185	22,9	19	46
1,2 g glucose	480	391	18,5	27	46
1,6 g luzerne (onopl.)	661	314	52,5	105	70
2,4 g luzerne (compleet)	953	573	39,9	79	70

Opvallend is het feit dat de onoplosbare fractie van de luzerne een grotere afbraak van de reeds in de grond aanwezige organische stof ten gevolge heeft dan de complete luzerne.

De verklaring die Bingemann e.a. (37) hiervoor echter geven, is de volgende: door het in de grond brengen van organische stof ziet men zich achtereenvolgens een aantal micro-organismen ontwikkelen. De eerst verschijnende schimmels en saprophytische bacteriën benutten de gemakkelijk opneembare verbindingen, waarna ze worden opgevolgd door meer specialistische groepen, die de minder aantastbare verbindingen aantasten. Bij toediening van de complete luzerne kunnen zich nu zowel de micro-organismen die de gemakkelijk aantastbare delen afbreken als die welke de resistentere verbindingen aantasten, ontwikkelen; bij toediening van de in alcohol onoplosbare fractie kunnen zich daarentegen alleen de laatstgenoemde groepen ontwikkelen. Bingemann (37) is nu van mening dat juist deze laatste soorten het belangrijkste aandeel leveren in de afbraak van de in de grond aanwezige organische stof omdat de andere groep bijna uitsluitend de gemakkelijk aantastbare verbindingen kan mineraliseren m.a.w. Bingemann vermoedt dat het verschil tussen de diverse organische stoffen wat het priming effect betreft, moet worden toegeschreven aan de micro-organismen populatie die ze stimuleert in hun ontwikkeling.

a³. De grondsoort

Uit onderzoek van Hallam en Bartholomew (149) is gebleken dat het priming effect zeer verschillend kan zijn voor de verschillende grondsoorten. Schrijvers zijn van mening dat speciaal het organische-stofgehalte van de grond in dit opzicht een belangrijke rol speelt; des te lager het organische-stofgehalte is des te geringer is in het algemeen het priming effect.

Jansson (178) vond door toediening van glucose aan een zure grond (pH-water 5,1) een iets groter priming effect dan bij toediening aan een neutrale grond (pH-water 6,9).

a⁴. Praktische betekenis van het priming effect

Omtrent de praktische betekenis van het priming effect zijn de meningen zeer verdeeld.

Pink en Allison (274) zijn van mening dat het effect van een organische bemesting op de biologische oxydatie van de in de grond aanwezige organische stof slechts van geringe praktische betekenis is omdat slechts 2 à 3% van de totale organische stof hierbij betrokken is.

Hoewel Broadbent en medewerkers (60 en 349) meenden aan te tonen dat de toediening van organische stof kan resulteren in een netto-organische stof-verlies hebben naderhand uitgevoerde berekeningen geleerd dat bij de beproefde gronden het koolstofgehalte door toediening van de organische stof toch was gestegen (245).

Jansson (178) vond bij toediening van glucose weliswaar een zwak priming effect, doch deze werd verre overtroffen door de toediening.

Stotzy en Mortensen (345) voegden aan een veengrond 0, 5, 10, 20 en 40 ton groene rogge, groene luzerne of stro toe.

Tabel 33. Toediening van 0, 5, 10, 20 en 40 ton/are groene luzerne. Incubatietijd 114 dagen

Toegediende hoeveelheid luzerne	C-toediening in mg/100 g grond	CO ₂ -productie in mg C/100 g grond	Netto C-winst of verlies
0 ton/are	-	277	- 277
5 ton/are	464	511	- 47
10 ton/are	928	795	+ 133
20 ton/are	1856	1135	+ 721
40 ton/are	3712	1736	+ 1976

Door de toediening van organische stof is het C-gehalte dus in alle gevallen gestegen (indien men tenminste rekening houdt met het C-verlies van het controle-object). Bij de toediening van de grootste hoeveelheden werd zowel relatief als absoluut de grootste C-winst verkregen. Voor de andere toegediende organische materialen (rogge en stro) werd hetzelfde beeld verkregen.

Hayes en Mortensen (163) konden in een veengrond na de toediening van 5 ton groene rogge per ha geen priming effect aantonen. Genoemde schrijvers zijn dan ook van mening dat men dit "priming effect" in veengronden alleen kan aantonen in kleine, gestoorde hoeveelheden gedroogde veengrond die geïncubeerd worden met plantaardig materiaal; dit omdat hier naast een "priming effect" een "Birch effect" (= droogeffect) gemeten wordt. Verder zijn ze van

mening dat ook in minerale gronden het priming effect waarschijnlijk van weinig betekenis zou zijn, indien voor de vergelijking de goede procedure wordt gevolgd.

Ook hier bestaat dus een kans dat we te maken hebben met een artefaet.

b. Remming door bepaalde organische stoffen

Vlassak (367) heeft met behulp van de incubatieperiode de invloed van een aantal herbiciden, fungiciden, insecticiden op de mineralisatie onderzocht en vond hierbij dat monojoodazijnzuur en natriumzide de stikstofmineralisatie sterk afremmen terwijl ook enkele andere getoetste herbiciden, fungiciden en insecticiden bij een voor de praktijk geadviseerde hoeveelheid de stikstofmineralisatie enigszins afremden.

2.1.4.1.9 Invloed van de plantengroei

Zowel actief als passief kunnen de groeiende planten de mineralisatie van de organische stof beïnvloeden.

De passieve beïnvloeding geschiedt d.m.v. de beschaduwning waardoor de temperatuur- en waterhuishouding worden beïnvloed; niet alleen wordt hierdoor de gemiddelde temperatuur en vochtgehalte beïnvloed; een eveneens belangrijke beïnvloeding is het tegengaan van extreme temperaturen omdat hierdoor de micro-organismen ernstig beschadigd kunnen worden (30, 41, 199, 208, 239 en 380).

Meyer en Scheffer (239) vergeleken kunstmatige beschaduwing^{x)} van de grond met de beïnvloeding door levende planten en vonden hierbij dat er naast de passieve ook nog een actieve beïnvloeding plaatsvindt.

Ook de actieve beïnvloeding heeft meerdere facetten, waarvan afzonderlijk moeilijk is vast te stellen wat hun eigenlijke invloed is. De actieve beïnvloeding kan worden uitgeoefend via: beïnvloeding van de water- en daardoor van de temperatuurhuishouding (waterverbruik), opname van voedingsstoffen, opname van zuurstof- en afgifte van koolzuur en produktie van organische stof.

Wat betreft de produktie van organische stof bestaat de mening (156) dat ook hier sprake van een soort priming effect kan zijn; door de afscheiding van allerlei organische stoffen wordt het microleven in de omgeving van de wortel veelal sterk gestimuleerd, waardoor de daar aanwezige organische stof kan worden aangetast. Dit afbrekende effect wordt echter in de meeste gevallen volkomen overvleugeld door de vorming van organische stof. Frecks en Puffe (119) menen daarentegen een hier geheel tegengestelde invloed naar voren te moeten schuiven nl. dat door de voortdurende afscheiding van gemakkelijk aantastbaar organisch materiaal de afbraak van de moeilijke aantastbare organische stof wordt afgeschermd. Aangaande de opname van voedingsstoffen maakte Barrow (31a) de opmerking: doordat de planten stikstof opnemen uit de grond hebben de micro-organismen minder stikstof ter beschikking: bij aanwezigheid van organische stof met een te nauw C/N houdt deze beperking van het stikstofaanbod een vertraging van de mineralisatie van de organische stof in. Wanneer men ~~na~~ een permanente begroeiing heeft dan oefent het plantendek een voortdurende remming uit de mineralisatie.

2.1.4.1.10. Invloed van de fauna in de grond

Naast de micro-organismen blijken ook vele in de grond voorkomende hogere diersoorten een belangrijke invloed uit te oefenen op de mineralisatie en huminificatie van de organische stof (96a, 99, 217, 250, 282, 310, 341 en 363). Dit is

x) Zij staken daarom steeds weer verse bebladerde takken in de grond.

in het bijzonder het geval in gronden met een blijvende vegetatie als bosgrond (vooral insecten) en graslandgrond (speciaal aardwormen) (310).

Deze beïnvloeding heeft meerdere aspecten namelijk:

1. de dieren vermengen de organische stof door de grond (99, 129, 250 en 282);
2. ze maken de organische stof fijner waardoor het beter bereikbaar is voor de micro-organismen (250 en 363);
3. ze verrichten chemische omzettingen (250 en 363);
4. ze beïnvloeden de drainage en de aeratie van de grond (24a.)

ad 1.

Aangezien veel afgestorven bovenaardse plantendelen aan het bodemoppervlak, waar de ontwikkelingsmogelijkheden voor micro-organismen veelal zeer beperkt zijn (te extreme temperaturen en vochtgehalten) blijven liggen, spelen vele dieren een belangrijke rol bij de vertering van dit materiaal doordat zij het naar plekken brengen waar het veel beter micro-biologisch kan worden aangetast (96a).

Speciaal wormen blijken wat dit betreft in blijvend grasland een zeer belangrijke rol te spelen. In grasland in de N.O.P. waar nog weinig aardwormen voorkwamen bleef het organisch materiaal dan ook veelal aan het oppervlak liggen; een zelfde verschijnsel wordt waargenomen in grasland waar de wormen door zout water, koperbespuitingen (boomgaarden) zijn gedood (129 en 282)

ad 3.

Barley en Jennings (in 64) hebben met potproeven aangetoond dat wormen onopneembare stikstof om kunnen zetten in een opneembare vorm. Dunger (96a) vestigt verder de aandacht op de vorming van klei-humuscomplexen speciaal door regenwormen, wanneer de organische en anorganische bodembestanddelen de darm passeren.

ad 4.

Vele dieren als b.v. mollen, mieren, wormen en een aantal insecten (veenmollen en keverlarven) graven zeer veel in de grond en vormen daardoor vele gangen waardoor de aeratie van de grond sterk wordt verhoogd (96a).

2.1.4.1.11 De activiteit van de micro-organismen

Hoewel de mineralisatie ook beïnvloed wordt door de kwaliteit en de kwantiteit van de toegediende organische stof, speelt de activiteit en de samenstelling van de mineraliserende micro-organismen verreweg de belangrijkste rol. Een aparte bespreking van deze activiteit is vrijwel overbodig omdat vrijwel alle, in het voorgaande genoemde factoren, hun werking uitoefenen via de activiteit van de micro-organismen.

Het al dan niet ophopen van organische stof in de grond is dan ook dikwijls meer afhankelijk van de activiteit van de micro-organismen dan van de aanvoer van organische stof. Als extreme voorbeelden hiervan kunnen genoemd worden: chernozemgrond in de steppen en laagveen^x).

x) In veengronden verloopt niet alleen de omzetting langzamer doch ook anders. De lignine omzetting staat meestal stil terwijl veel zuren geproduceerd worden waardoor de omzetting van de aanwezige organische stoffen nog meer vertraagd wordt (217).

De chernozemgronden liggen in een semi aride klimaat (half droog) en hebben per oppervlakte-eenheid slechts een matige plantengroei. Dat de organische-stofophoping hier toch groot is, komt dan ook doordat de afbraak van de organische stof zeer beperkt is door de lange koude winter en de droogte in de zomer (304).

In gebieden waar zich laagveen vormt, groeit veelal wel een rijkelijke vegetatie doch de grote ophoping van organische stof vindt zijn belangrijkste oorzaak ook hier in de slechte afbraak; deze laatste wordt hier nl. geremd doordat de grond veelal verzadigd is met water, waardoor de afbraak vrijwel uitsluitend kan worden verzorgd door de minder actieve anaerobe micro-organismen (120, 304 en 180).

In de vochtige tropen verloopt de afbraak van de organische stof daarentegen zeer vlot (hoge temperatuur, goede vochtvoorziening) zodat het organische-stofgehalte van de grond hier, ondanks de veelal weelderige plantengroei, meestal zeer laag is (304).

2.1.4.2 Samenstelling en hoeveelheid te mineraliseren organisch materiaal

Niet alleen de in het voorgaande besproken uitwendige factoren doch ook de hoeveelheid en hoedanigheid van het te mineraliseren organische materiaal hebben een duidelijke invloed op het verloop van de mineralisatie en de humificatie.

2.1.4.2.1 De samenstelling van het organische materiaal

Gezien de zeer grote verschillen die bestaan tussen de diverse organische materialen, is het zeer begrijpelijk dat de afbraak van al deze stoffen niet geheel identiek verloopt; dit kan het beste geïllustreerd worden met een aantal resultaten van Kononowa (201).

Tabel 34. Gewichtsveranderingen van plantenresten, tijdens de mineralisatie, in procenten van de uitgangsgewichten

Soort organisch materiaal	duur van de proefperiode in dagen								
	5	10	15	30	60	75	120	180	300
klaverblaadjes	60-70	55-65	35-40	30	30		25-30		
klaver- en luzernewortels	80-90	60-70				30-40		25-40	
timotheewortels	x	x	90	85	80		60	55	50
hazelnootbladeren		70		53	48		38		
dennenaalden	x	x		74				35	
kweekwortels	x	x		90	86		48	53	53

De mineralisatiesnelheid van de hier getoetste plantendelen loopt dus zeer sterk uiteen. Bij de klaverblaadjes waren na 2 à 4 dagen reeds duidelijke veranderingen te zien, terwijl dit bij de dennenaalden pas na 30 à 35 dagen het geval was.

Ook de resultaten van een in 1946 in Zwitserland begonnen onderzoek, waarbij allerlei soorten organisch materiaal in de grond werden gebracht, vertonen zeer grote verschillen in mineralisatiesnelheid. Stalmest, stro en groene plantendelen waren reeds na één jaar voor 80 à 90 % gemineraliseerd en na 16 jaar was slechts 2 % van het toegediende materiaal nog niet gemineraliseerd. Van de tegelijkertijd in de grond gebrachte laagveenhumus, turf en lignine was daarentegen na 16 jaar nog slechts 35 à 50 % gemineraliseerd (16). De hiergenoemde verschillen in mineralisatiesnelheid kunnen door meerdere, in het volgende zoveel mogelijk afzonderlijk onder de loupe genomen factoren, worden veroorzaakt.

a. Het C/N-quotient

Uit veel onderzoekresultaten is gebleken dat het C/N-quotient een duidelijke invloed kan hebben op de mineralisatiesnelheid van organisch materiaal.

Pinck en medewerkers (273) hebben allerlei organische stoffen aan de grond toegevoegd, waarbij naast het normale materiaal, van een deel het C/N met behulp van kunstmeststikstof op 10 was gebracht.

Tabel 35. De hoeveelheid organische koolstof die na een incubatieperiode van resp. 1,5, 4 en 12 maanden is overgebleven in grondmonsters waaraan 1 % organische stof, al dan niet gemengd met kunstmeststikstof, was toegediend.

Toegediend materiaal	C/N	koolstof, in % van de toegediende hoeveelheid, die nog aanwezig was na:		
		1,5 maand	4 maanden	12 maanden
gierst (bijna rijp)	34,1	55,0	47,7	39,5
gierst + ureum	10,0	48,9	43,4	38,7
eikebladeren	64,3	77,9	69,3	54,5
eikebladeren + ureum	10,0	65,5	58,7	51,4
tarwestro	73,0	76,6	63,8	51,7
tarwestro + ureum	10,0	50,4	42,3	38,0
maisstengels en bladeren	102,4	73,0	64,0	48,7
idem + ureum	10,0	44,8	40,3	37,4
cellulose	-	91,9	73,3	77,5
cellulose + ureum	10,0	56,3	37,6	32,5

Zonder toevoeging van stikstof bestaan er dus in de hier gebruikte grond vrij grote verschillen in mineralisatiesnelheid; door het verlagen van het C/N-quotient tot 10 blijkt de mineralisatiesnelheid in het algemeen te zijn toegenomen en de verschillen tussen de diverse stoffen aanzienlijk gereduceerd te zijn.

Zöttl (402) heeft eveneens uitgebreid de invloed van het C/N-quotient op de mineralisatiesnelheid nagegaan en vond hierbij dat er een verband tussen deze twee grootheden bestaat indien het vergeleken materiaal overigens even gemakkelijk door micro-organismen kan worden aangetast.

Ook Bremner en Shaw (54) hebben een groot aantal soorten organische stof onder optimale omstandigheden, gedurende 80 dagen in de grond laten mineraliseren en kwamen hierna tot de conclusie dat hoewel het C/N-quotient in vele gevallen een maat kan zijn voor de mineralisatiesnelheid dit in vele andere gevallen niet opgaat.

Enkele extreme cijfers, gepubliceerd door De Roos (290) tonen eveneens dat het C/N-quotient niet de enige factor is die de mineralisatiesnelheid bepaalt.

Tabel 36. Het percentage koolstof dat als CO₂ na 165 dagen incuberen verloren is gegaan

luzerne (C/N-verhouding 14,5) →	85 %
stro (C/N-verhouding 100) →	50 %
dennenaalden (C/N-verhouding 37) →	27 %

De Roos (290) komt naar aanleiding van zijn literatuurstudie dan ook tot de conclusie dat de C/N-verhouding zonder meer niets zegt omtrent de aantastbaarheid van organisch materiaal in de grond.

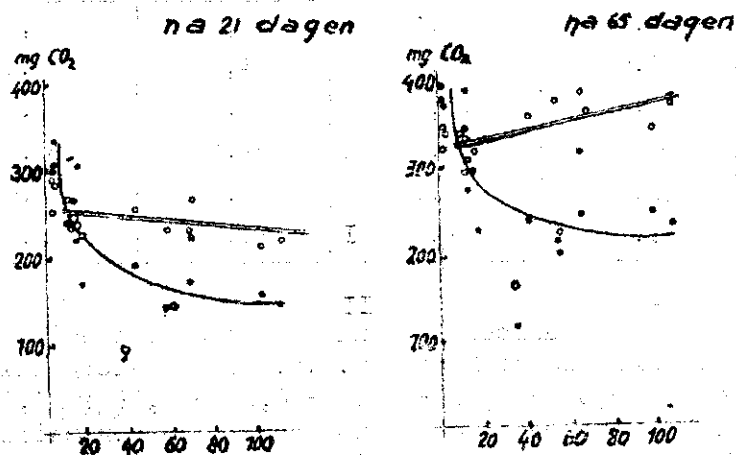
Ook het feit dat naarmate organisch materiaal meer is aangetast het C/N-quotient in het algemeen lager is doch dan tevens resistenter tegen afbraak is, wijst weer in dezelfde richting (152).

Uitspreken van Kohnlein (stikstofrijke oogstresten worden sneller afgebroken dan stikstofarme) en van Barthel en Bengtsson (mineralisatie van stro verloopt vlotter naarmate het stikstofgehalte hoger is) zijn veelal wel juist indien men overigens overeenkomstig materiaal vergelijkt en dan nog alleen in bepaalde gronden nl. de stikstofarmere (223).

Dit verschil tussen grondsoorten wordt duidelijk geïllustreerd door onderzoeken van Koepf (197) die zowel in een zandgrond als in een leemgrond de afbraak van een groot aantal organische stoffen heeft bestudeerd.

De resultaten van dit onderzoek staan vermeld in de volgende grafieken:

Figuur 22. Het verband tussen mineralisatiesnelheid en het C/N-quotient van diverse organische materialen



Voor de gebruikte zandgrond blijkt de afbraaksnelheid voor een belangrijk deel afhankelijk te zijn van het C/N, hoewel hier ook gezien de spreiding van de punten andere factoren een rol spelen. In het algemeen geldt dus voor de hier gebruikte zandgrond, dat de mineralisatiesnelheid groter wordt naarmate het C/N-quotient kleiner is.

In de leemgrond ligt de situatie echter geheel anders, hier verkreeg Koepf een bijna horizontaal lopende rechte lijn, hetgeen dus betekent dat het C/N-quotient hier geen invloed op de afbraaksnelheid heeft. Na twee maanden hebben de stikstofarme organische materialen zelfs iets meer CO₂ geproduceerd dan de stikstofrijke.

Uit dit alles blijkt dus wel dat er een aantal factoren bestaat die de invloed van het C/N op de afbraaksnelheid volledig kunnen doorkruizen; deze factoren kunnen van geval tot geval variëren.

b. Het ligninegehalte van het organische materiaal

Springer en Lehner (333) hebben gedurende een 4-tal jaren een aantal sterk verschillende soorten plantenmateriaal onder zowel anaerobe als aerobe omstandigheden laten mineraliseren en huminificeren. Van 100 gram organisch materiaal werd na respectievelijk 1 en 4 jaar de volgende hoeveelheid teruggevonden.

Tabel 37. Hoeveelheid organische resten die na respectievelijk 1 en 4 jaar nog aanwezig is na toediening van 100 gram plantaardig materiaal

Toegediend materiaal	organische resten na 1 jaar		organische resten na 4 jaar	
	aeroob	anaeroob	aeroob	anaeroob
groene massa	35,5	41,1	8,1	13,6
stro	54,1	68,3	14,9	27,2
beukenstrooisel	79,1	86,9	30,8	34,9
jong sphagnumveen	81,4	87,0	38,2	48,0
hoogveen	92,7	91,1	62,3	82,0
dennenaalden	95,2	96,6	90,1	96,6

haver- + roggeplanten

Zowel bij afbraak onder anaerobe als onder aerobe omstandigheden zijn er dus aanzienlijke verschillen die zich niet m.b.v. de stikstofgehalten van het materiaal (respectievelijk 6,59 - 0,70 - 1,21 - 0,96 - 1,58 en 0,96) niet laten verklaren. Springer en Lehner zoeken de oorzaak van deze verschillen in het ligninegehalte; des te hoger dit is des te langzamer verloopt de mineralisatie, doch zijn tevens van mening dat hiernaast ook harsen, wassen en looistoffen een rol zullen spelen.

Ook Scheffer (301) is van mening dat wil organisch materiaal snel worden afgebroken dan moet het lignine- en het wasgehalte laag zijn. Peery en Norman (269) zeggen ten slotte dat organische stoffen met een hoog ligninegehalte veel langzamer worden afgebroken dan stoffen met een laag ligninegehalte.

c. De ouderdom van het plantenweefsel

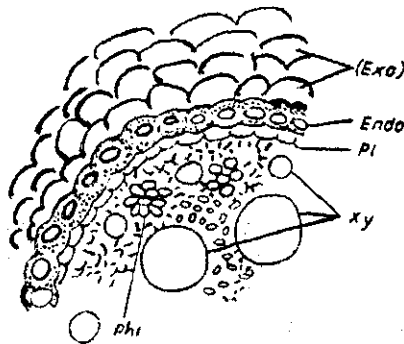
Jonge, speciaal groene, plantendelen worden in het algemeen zeer veel gemakkelijker gemineraliseerd dan oudere. Wat hiervan precies de reden is, is moeilijk te zeggen.

Bij het ouder worden (of liever het afrijpen) van de plant wordt het stikstofgehalte veelal lager, de verbindingen waaruit het weefsel is opgebouwd worden steeds resistenter tegen afbraak en ten slotte zal ook het lager worden van het vochtgehalte een belangrijke rol spelen^{x)} (384).

d. De opbouw van het plantenweefsel

Dat ook de algemene bouw van het organische materiaal een belangrijke rol speelt mag blijken uit het volgende voorbeeld, gegeven door Kononowa (201): graswortels hebben over het algemeen vrij veel verhoude delen die door hun ligging de afbraak van de gemakkelijk aantastbare delen tegengaan.

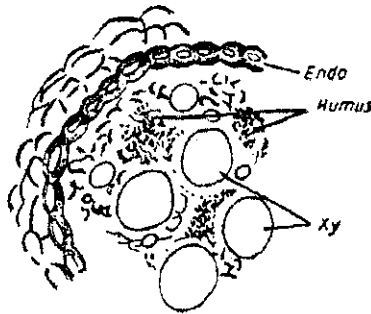
Figuur 23. De bouw van een kweekwortel



De exodermis (Exo) bestaat uit cellen met verhoude celwanden, terwijl de endodermis (endo) uit een samenhangende ring van zeer sterk verhoude en dikke celwanden bestaat. Door deze opbouw is het inwendige van de wortels tegen het binnendringen van micro-organismen beschermd, desondanks weten de micro-organismen op den duur toch binnen te dringen en het inwendige weefsel aan te tasten.

x) Het is bekend dat door het drogen van jonge planten de verteerbaarheid aanzienlijk terugloopt, ondanks het feit dat het C/N-quotient door het drogen niet verandert. Whiting (384) schrijft dit toe aan een verschrompeling van de celwanden bij het verwijderen van het water, waardoor op de één of andere manier de terugkeer van het vocht sterk wordt belemmerd.

Figuur 24. Beeld van dezelfde wortel als eerdergenoemd doch nadat deze enkele maanden gehuminificeerd is



Szolnoki (geciteerd in 31) vond bij laboratoriumproeven met C^{14} , dat in de grond het eerst die stoffen van de plant worden afgebroken, waar het gebruikte isotoop zich bij de assimilatie ook het snelst heeft ingebouwd (in water oplosbare substanties en hemicellulose).

e. De mate waarin het organische materiaal reeds is aangetast

Hoe meer het organische materiaal reeds is aangetast des te resistent is ^{het} in het algemeen tegen verdere afbraak (214). Ook Nicolaisen en medewerkers (251) vonden dat 1-jarige compost aanzienlijk sneller wordt afgebroken dan overeenkomstige 3-jarige compost, omdat hier veel meer aantastbare delen in voorkomen.

De geringere stikstofvrijkoming in de grond van de Wieringermeer en de N.O.P. gedurende de eerste jaren na de ontginning, vergeleken met de proefvelden Andijk schrijft Harmsen (153) toe aan het feit dat de organische stof in de eerstgenoemde gronden reeds verregaand gemineraliseerd en dus zeer resistent is.

2.2 Immobilisatie

2.2.1 Inleiding

Onder stikstofimmobilisatie verstaat men de assimilatie van nitraat- en ammoniumstikstof en andere minerale stikstofverbindingen door micro-organismen of terwijl de vorming van organische stikstofverbindingen uit minerale stikstof door micro-organismen (162 en 387).

Het is een algemeen bekend feit dat door toediening van energierijk, verteerbaar organisch materiaal het aantal micro-organismen zich sterk kan uitbreiden.

Tabel 38. Het verloop van het aantal micro-organismen in de grond na toediening van stal mest (Temple geciteerd in 162)

Aantal dagen na toediening	Aantal micro-organismen per
2	2 222 000
6	6 000 000
13	13 600 000
20	11 690 000
28	24 200 000
33	6 330 000
40	6 330 000
90	7 850 000

Een deel van de toegediende koolstof verdwijnt in de vorm van CO_2 , terwijl een ander deel door de micro-organismen wordt gebruikt om hun lichaamsmateriaal op te bouwen. Deze vorming van lichaamsbestanddelen betekent dat er naast de koolstof ook allerlei andere mineralen, waaronder stikstof, worden geassimileerd (389 en 401). Tijdens de mineralisatie wordt dan ook een meer of minder groot deel van de pas gemineraliseerde of reeds langer als minerale in de bodem aanwezige stikstof vastgelegd. Bevat de verterende organische stof nu meer dan voldoende stikstof dan zal er van een immobilisatie als zodanig weinig te merken zijn, omdat er dan steeds meer stikstof wordt gemineraliseerd dan er wordt vastgelegd of met andere woorden tijdens de afbraak van het toegediende of reeds in de grond aanwezige organische materiaal neemt het minerale-stikstofgehalte van de grond geleidelijk toe²⁾. De hoeveelheid minerale stikstof die zich dan ophoopt is dan dus het verschil tussen de hoeveelheid stikstof die gemineraliseerd wordt en de hoeveelheid die geïmmobiliseerd wordt de zgn. netto mineralisatie (100).

Wordt daarentegen stikstofarm organisch materiaal aan de grond toegediend dan bestaat de mogelijkheid dat de zich uitbreidende micro-organismen niet voldoende stikstof uit het verterende organische materiaal kunnen

- 1) Naast deze microbiologische vastlegging kan ook een deel van de minerale stikstof worden ingebouwd in zich nieuw vormende humine zuren (400 en 401).
- 2) Niet alle gemineraliseerde en niet geïmmobiliseerde stikstof hoopt zich als zodanig in aantoonbare vorm op, omdat een deel ervan aan kleimineralen gefixeerd kan worden en door denitrificatie verloren kan gaan e.d.

opnemen; in de resterende behoefte aan stikstof wordt dan zoveel mogelijk voorzien door de opname van reeds in de grond aanwezige minerale stikstof. Hier overtreft dan dus de immobilisatie de mineralisatie (162 en 176)¹⁾.

Beide mogelijkheden kunnen gedemonstreerd worden met de resultaten van een proef die uitgevoerd werd door Jansson (176); bij deze proef werd naast een hoeveelheid grond, een zelfde hoeveelheid waaraan 1 % tarwestro was toegevoegd, onder gunstige mineralisatie-omstandigheden geïncubeerd.

Tabel 39. Het verloop van het minerale stikstofgehalte in een tweetal onder dezelfde omstandigheden geïncubeerde grondmonsters (N in d.p.m. van de droge grond)

a) grond zonder toediening

b) een zelfde grond waaraan 1 % tarwestro was toegevoegd

	Aantal dagen dat de monsters geïncubeerd werden								
	0	3	6	10	17	24	38	52	66
a	70	74	78	86	84	90	90	100	103
b	69	53	12	12	12	10	13	12	12

In het eerstgenoemde grondmonster zien we dus met het verlopen van de incubatieperiode een toename van het minerale stikstofgehalte, terwijl de toediening van het tarwestro daarentegen een sterke afname ervan bewerkstelligt. Dat het minerale stikstofgehalte na de zesde dag in grondmonster b niet verder daalt, kan volgens Jansson (176) zijn oorzaak vinden in het feit dat de nu nog aanwezige minerale stikstof biologisch onopneembaar is (b.v. dusdanig gefixeerd dat ze wel chemisch kan worden aangetoond doch niet door micro-organismen kan worden opgenomen).

Zoals reeds eerder is opgemerkt, wordt tijdens de afbraak van organisch materiaal een deel van de hierin aanwezige koolstof vastgelegd in de lichaamssubstanties terwijl een ander deel in de vorm van CO_2 aan de grond ontsnapt. Dit betekent dus dat het organische materiaal energie-arme wordt waardoor het aantal micro-organismen na enige tijd terug begint te lopen (389). Bij de mineralisatie van de veel stikstofrijke organische resten van deze micro-organismen overtreft de mineralisatie de immobilisatie zodat de hoeveelheid gemineraliseerde stikstof geleidelijk toeneemt en de hoeveelheid geïmmobiliseerde stikstof langzamerhand afneemt.

Tabel 40. Het verloop van het minerale stikstofgehalte tijdens de incubatie van een grond waaraan 1 % tarwestro en 100 d.p.m. in ammoniumstikstof is toegevoegd

Aantal incubatiedagen								
0	3	6	10	17	24	38	52	66
125	121	116	101	91	90	103	109	111

- 1) Niet altijd speelt de aanwezigheid van stikstofarm organisch materiaal de "belangrijkste" rol. Zöttl (404) incubeerde b.v. een aantal monsters die afkoms waren van hoogveen dat resp. niet bemest en met kalk en thomasslakkenmeel was bemest. Gedurende de incubatieperiode was de CO_2 -produktie, dus de afbraak van organisch materiaal, steeds het grootst op het met calcium en fosfaat bemeste object. De ophoping van minerale stikstof was hier echter het geringst.

Na een aanvankelijke afname van het minerale-stikstofgehalte begint dit gehalte omstreeks de 24e dag van de incubatieperiode weer toe te nemen; de netto-immobilisatie gaat dan dus over in een netto-mineralisatie¹⁾.

Hoewel de immobilisatie als zodanig reeds lang bekend is, kon pas na de toepassing van gemerkte stikstof (N^{15}) een beter inzicht worden verkregen in het verloop van het proces omdat toen niet alleen de netto-immobilisatie dan wel netto-mineralisatie kon worden bestudeerd doch het tevens mogelijk was een inzicht te krijgen in de absolute grootte van beide processen.

Dit kan weer duidelijk gedemonstreerd worden met de resultaten van proeven van Jansson (176). Jansson incubeerde nl. twee gelijke grondmonsters na hier resp. aan toegevoegd te hebben:

- a) 0,6 % sucrose en 70 - 80 d.p.m. gemerkte NO_3-N
- b) 0,6 % sucrose en 70 - 80 d.p.m. ongemerkte NO_3-N .

Na 17 dagen, toen alle toegediende nitraatstikstof was geïmmobiliseerd werden 30 d.p.m. ammoniumstikstof toegevoegd (bij grondmonster a was dit ongemerkte bij grondmonster b gemerkte stikstof), waarna de monsters weer werden geïncubeerd. De resultaten van deze proef staan vermeld in de volgende tabel.

Tabel 41. Het verloop van de minerale stikstofgehalten (hier alleen het NH_4-N -gehalte aangezien er in deze grond geen sprake was van nitrificatie)

	Aantal incubatiedagen							
	0	3	6	10	20	40	60	100
NH_4-N	60,0	54,0	59,0	63,5	87,0	95,5	105,0	114,5

Aangezien nu echter door de bovenbeschreven werkwijze in het ene monster de pas geïmmobiliseerde stikstof en in het andere monster de als minerale stikstof aanwezige stikstof gemerkt is, kon Jansson tevens berekenen hoe de hier verkregen stijging van het minerale stikstofgehalte van de grond verkregen werd (tabel 42).

Tabel 42. Het verloop van het totale stikstofgehalte en van de gehalten van de diverse "soorten" stikstof

	Aantal dagen dat de monsters geïncubeerd werden							
	0	3	6	10	20	40	60	100
Totale NH_4-N	60,0	54,0	59,0	63,5	87,0	95,5	105,0	114,5
hiervan was: geremineraliseerd ^{a)}	0,8	3,3	5,0	6,6	9,4	11,4	12,2	12,2
afkomstig van de NH_4-N -pool ^{b)}	30,4	17,3	14,3	12,6	11,7	10,3	10,0	9,6
afkomstig van de bodem-N	28,8	33,4	39,7	44,3	65,9	73,8	82,8	92,7

a) in de voorbehandeling geïmmobiliseerde stikstof

b) voor de tweede incubatieperiode toegediende NH_4-N

1) Het punt waar de mineralisatie even groot is als de immobilisatie wordt door Jansson (176) "turning point" genoemd.

Gedurende de eerste drie dagen is er dus een netto-immobilisatie en daarna een netto-mineralisatie; bij het bezien van de afzonderlijke fracties blijkt er echter steeds stikstof gemineraliseerd te worden uit de in de voorperiode gevormde organische stikstof en uit de reeds in de grond aanwezige organische stikstof. De toegediende ammoniumstikstof wordt daarentegen geleidelijk geïmmobiliseerd. Uit dit voorbeeld blijkt dus duidelijk dat ook bij een netto-mineralisatie de immobilisatie en de mineralisatie beide gelijktijdig blijven verlopen.

2.2.2 De vorm waarin de minerale stikstof wordt geassimileerd

De onderzoekers die zich met dit probleem hebben bezig gehouden mn. Winsor en Pollard (389), Heukelekian en Waksman (in 389), Shrikhande, Boischot en Sylvestre (in 389), Zöttl (401), Greenwood (143) en Jansson (176) komen praktisch allen tot de conclusie dat bij aanwezig zijn van zowel $\text{NO}_3\text{-N}$ als $\text{NH}_4\text{-N}$ de heterotrophe microflora duidelijk de voorkeur geeft aan $\text{NH}_4\text{-N}$; is echter alleen $\text{NO}_3\text{-N}$ aanwezig dan kan ook dit goed geassimileerd worden¹⁾.

Jansson (176) toonde dit duidelijk aan met een proef waarbij een tweetal grondmonsters (c en d) gedurende enige tijd onder gunstige omstandigheden werden geïncubeerd (tabel 43).

Tabel 43. Het verloop van het $\text{NO}_3\text{-N}$ en het $\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalte in de objecten c (grond + 1 % tarwestro) en d (grond³ + 1 % tarwestro + 100 d.p.m. gemerkte $\text{NH}_4\text{-N}$)

Object	N-fractie	incubatieperiode in dagen								
		0	3	6	10	17	24	38	52	66
c	$\text{NH}_4\text{-N}$	13	11	10	9	9	9	9	9	9
	$\text{NO}_3\text{-N}$	56	42	2	3	3	1	4	4	3
	$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$	69	53	12	12	12	10	13	13	12
d	$\text{NH}_4\text{-N}$	73	46	16	14	17	12	10	13	11
	$\text{NO}_3\text{-N}$	57	57	49	36	18	18	32	30	32
	$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$	130	103	65	50	35	30	42	43	43

Uit deze resultaten blijkt dus dat door de toediening van stro de aanwezige minerale stikstof voor een belangrijk deel wordt geïmmobiliseerd. In object C, waar het $\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalte laag is, gaat de immobilisatie ten koste van de $\text{NO}_3\text{-N}$; in object D daarentegen, waar gedurende de eerste 6 dagen van de incubatieperiode vrij veel $\text{NH}_4\text{-N}$ aanwezig is, wordt de eerste 6 dagen speciaal de $\text{NH}_4\text{-N}$ geassimileerd en pas wanneer deze uitgeput raakt, wordt de $\text{NO}_3\text{-N}$ opgenomen.

Een overeenkomstig beeld verkreeg Jansson in de meeste gronden die hij beproefd heeft; een uitzondering werd echter gevormd door die gronden die de $\text{NH}_4\text{-N}$ dusdanig fixeerden aan de kleimineralen dat de microflora toch de voorkeur gaf aan de aanwezige $\text{NO}_3\text{-N}$.

1) Voor de inbouw van stikstof in humine zuren e.d. komt uitsluitend $\text{NH}_4\text{-N}$ in aanmerking. (393).

Ook Woldendorp (395) vond bij toediening van $\text{NO}_3\text{-N}$ dan wel $\text{NH}_4\text{-N}$ aan graszoden waarvan de planten, door zeer veel maaien, waren gedood een duidelijke voorkeur van de heterotrophe micro-organismen voor de $\text{NH}_4\text{-N}$. Bij toediening van $\text{NO}_3\text{-N}$ werd 6 % geïmmobiliseerd bij toediening van $\text{NH}_4\text{-N}$ daarentegen 20 %. Werdt hetzelfde echter gedaan met behulp van zoden waarvan de planten nog leefden dan vond Woldendorp (395) dat er aanzienlijk meer $\text{NO}_3\text{-N}$ in de organische stof in de grond werd vastgelegd.

Tabel 44: Invloed van de levende wortels op de stikstofverdeling en het stikstofverlies

	N-bron	Bovenaardse delen	Wortels	Gefixeerde N + Org. gebonden N	Verlies
Levende wortels	$\text{NO}_3\text{-N}$	50 %	17 %	16 %	17 %
	$\text{NH}_4\text{-N}$	55 %	17,5 %	19 %	8,5 %
Minerale stikstof					
Dode wortels	$\text{NO}_3\text{-N}$		85 %	6 %	9 %
	$\text{NH}_4\text{-N}$		80 %	20 %	0 %

Woldendorp acht hier twee mogelijkheden aanwezig die dit verschijnsel kunnen bewerkstelligen:

- De nitraatstikstof wordt opgenomen door de planten en in organische vorm in de grond afgescheiden (er werd gewerkt met gemerkte N).
- De nitraatstikstof wordt gereduceerd tot ammoniumstikstof, welke op haar beurt wordt vastgelegd in de organische stof (opgenomen door de heterotrophe micro-organismen).

2.2.3 De hoeveelheid geïmmobiliseerde stikstof

De hoeveelheid stikstof die door de heterotrophe microflora wordt geassimileerd is begrijpelijkerwijze van meerdere factoren, die in het volgende afzonderlijk nader worden bekeken, afhankelijk.

2.2.3.1 De activiteit van de heterotrophe microflora

Aangezien de groei van de heterotrophe micropopulatie nauw samenhangt met de activiteit van de populatie is het te verwachten dat er in het algemeen een verband zal bestaan tussen de absolute hoeveelheid stikstof die in een bepaald tijdsinterval wordt geïmmobiliseerd en de activiteit van de genoemde microflora. Daar deze zelfde micro-organismen echter ook de mineralisatie verzorgen, betekent dit tevens dat een verband tussen de netto-immobilisatie en de activiteit van de heterotrophe micro-organismen niet te verwachten is.

Jansson (176) heeft voor één van zijn proeven, waarbij sucrose aan de grond werd toegevoegd, vier verschillende correlaties berekend nl. tussen de activiteit van de heterotrophe microflora (d.w.z. de koolstofmineralisatie) en resp.

- a. de absolute stikstofmineralisatie;
- b. de absolute stikstofimmobilisatie;
- c. de totale stikstofomzet (a + b);
- d. de netto-stikstofmineralisatie (a - b).

Hierbij werd gevonden dat er tussen bedoelde activiteit en de absolute stikstofmineralisatie geen verband bestond; dat deze daarentegen veel nauwer gecorreleerd was met de absolute stikstofimmobilisatie (significantie op bijna 5 %); dat de activiteit van de heterotrophe microflora nauw gecorreleerd was (significantie 5 %) met de totale stikstofomzet en dat er ten slotte in geval d geen correlatie bestond.

2.2.3.2 De samenstelling van de heterotrophe microflora

In het algemeen blijkt de eiwitsynthese van schimmels en actinomyceten groter te zijn dan die van de bacteriën (301)x); ook uit onderzoekingen van Jansson (176) kwam naar voren dat er waarschijnlijk een verband bestaat tussen de samenstelling van de micropopulatie in de grond en de omvang der stikstofomzettingen. Hij heeft nl. in een vijftal gronden de in het voorgaande reeds enkele keren beschreven stro mineralisatie uitgevoerd en vond hierbij de in de volgende tabel vermelde resultaten.

Tabel 45. Enkele karakteristieke gegevens van de afbraak van stro ten tijde van het zgn. turning-point. Bij deze proeven werd steeds 10 g stro toegevoegd aan 1 kg droge grond en daarna onder gunstige omstandigheden geïncubeerd

Grond nr.	aantal incubatiedagen	% gemineraliseerde C	mg niet gemineraliseerd stro-C	totale hoeveelheid anorganische N die vastgelegd is	C ; N van de stro-resten
I	24	37,8	2476	165	15,0
II	24	29,7	2798	111	25,2
V	17	25,6	2961	118	25,1
VI	38	40,3	2376	134	17,7
VII	24	27,0	2905	113	25,7

x) Gemiddeld bevatten de schimmels 5 % (van de droge stof), doch bacteriën 8 à 10 % stikstof (211).

Deze gronden zijn dus duidelijk te verdelen in twee groepen: I + VI en II, V en VII. Bij de eerste groep (alkalische of neutrale gronden) is bij het turning point¹⁾ reeds een vrij groot deel van het stro gemineraliseerd (ca. 40 %) terwijl er ook veel stikstof is geïmmobiliseerd; de tweede groep vertoont daarentegen bij het turning point een veel geringe C mineralisatie en een kleinere netto-immobilisatie. Dit verschil zou volgens Jansson waarschijnlijk zijn toe te schrijven aan een verschil in micro-organismen bezetting. Bacteriën prefereren nl. neutrale of alkalische gronden terwijl in de zuurdere gronden een grote schimmelpopulatie voorkomt.

2.2.3.3 De temperatuur van de grond

Jansson (176) heeft een deel van zijn mineralisatieproeven uitgevoerd bij een incubatietemperatuur van zowel 15° C als 30° C. Hierbij bleek zowel de koolstofmineralisatie van de reeds in de grond aanwezige organische stof als die van het toegevoegde stro sterk toe te nemen (tabel 46).

Tabel 46. De koolstofmineralisatie en het verloop van het minerale-stikstofgehalte in een tweetal grondmonsters (b en d) die resp. bij 15° en bij 30° C werden geïncubeerd.
Grondmonsters b : grond + 100 d.p.m. $\text{NH}_4\text{-N}$
Grondmonster d : grond + 1 % stro + 100 d.p.m. $\text{NH}_4\text{-N}$

Bepaling	Grondmonster	Begin incubatie	Aantal incubatiedagen					
			bij 15° C			bij 30° C		
			6	24	66	6	24	66
C-mineralisatie	b	-	108	300	520	247	492	786
	d	-	211	1192	1879	545	1989	2844
	verschil ¹⁾	-	2,6	22,4	34,1	7,5	37,6	51,7
N-gehalten	b	142	150	161	177	167	180	209
	d	145	142	104	113	157	113	167

1) in % van de toegevoegde hoeveelheid stro-C.

Ook de stikstofmineralisatie is bij b evenals de koolstofmineralisatie sterk toegenomen bij verhoging van de incubatietemperatuur van 15° C tot 30° C. De door toevoeging van stro verkregen netto-immobilisatie bleek echter niet te zijn toegenomen.

Deze bevindingen stemmen volgens Jansson (176) overeen met resultaten die reeds eerder gevonden werden door Waksman en Gerretsen (in 176) en door Jansson (in 176) nl. dat de synthetiserende activiteit van de micro-organismen wordt bevorderd door lage temperaturen, de afbrekende activiteit daarentegen door hoge temperaturen.

1) Het punt waarop na een aanvankelijke netto-immobilisatie de absolute immobilisatie en de absolute mineralisatie even groot zijn.

2.2.3.4 Het vochtgehalte van de grond

In tegenstelling tot de temperatuur bleek een variatie in een watergehalte van de grond, althans in het traject dat de grond volledig aeroob bleef, geen invloed te hebben op de stikstofomzettingen. Jansson (176) incubeerde gedurende 66 dagen een aantal grondmonsters met verschillende vochtgehalten. De hoeveelheden minerale stikstof die zich in deze overigens gelijke grondmonsters gedurende de incubatieperiode ophoopten staan vermeld in de volgende tabel.

Tabel 47. Koolstofmineralisatie en minerale stikstofophoping in een aantal bij verschillende vochtgehalten geïncubeerde grondmonsters; zowel C als N zijn weergegeven in d.p.m. van de droge grond

	Watergehalten in procenten van de watercapaciteit					
	15	20	30	40	50	60
Koolstof	315	304	451	463	481	547
stikstof	153	167	170	189	184	62

Tot 40 à 50 % van de watercapaciteit worden zowel de netto-stikstof- als de koolstofmineralisatie groter door het verhogen van het vochtgehalte van de grond. Bij een vochtgehalte van ongeveer 40 à 50 % van de watercapaciteit wordt in deze grond een maximum stikstofophoping bereikt. Wordt het watergehalte van de grond nog meer verhoogd dan neemt deze ophoping weer af. Dit is geen gevolg van een verminderde mineralisatie of een vermeerderde immobilisatie doch van vervluchtiging van de gevormde stikstof (zie denitrificatie).

2.2.3.5 De af te breken organische stof

De omvang van de stikstofimmobilisatie wordt begrijpelijkerwijze in sterke mate door de samenstelling en de bouw van het toegediende organische materiaal beïnvloed. Des te meer gemakkelijk opneembare energie ter beschikking komt van de heterotrophe microflora des te meer zijn zij in staat zich uit te breiden en des te meer stikstof zal er geïmmobiliseerd worden. Van het stikstofgehalte van het organische materiaal zal het dan afhangen of aan de voor de immobilisatie benodigde stikstof in voldoende mate geleverd kan worden. Bij toediening van eenvoudige koolstofverbindingen (sucrose) aan diverse gronden vonden Windsor en Pollard (391) dat er per 8,3 - 10,8 eenheden gemineraliseerde koolstof 1 eenheid stikstof werd geïmmobiliseerd.

2.2.3.6 De invloed van de plantengroei

De immobilisatie blijkt zoals reeds in het hoofdstuk over de mineralisatie is opgemerkt duidelijk beïnvloed te worden door de plantengroei. Planten scheiden namelijk allerlei organische stoffen af (excretieprodukten, afgestoten wortelharen, afgestorven epidermis cellen en wortels e.d.). Deze organische stoffen

worden evenals andere organische stoffen aangetast door de micro-organismen, waarbij dan door de hierdoor verkregen groei van de micropopulatie een bepaalde hoeveelheid stikstof wordt vastgelegd. Waar deze stikstof vandaan moet komen, hangt geheel af van de hoeveelheid afgescheiden organisch materiaal, de aantastbaarheid van dit organische materiaal en zijn stikstofgehalte (131, 160 en 165).

Zo bewerkstelligen planten met een fijn wortelstelsel als b.v. de grassen een aanzienlijk grotere activiteit van de micropopulatie dan gewassen met zeer grove wortels, met het gevolg dat onder dergelijke gewassen meer stikstof wordt geïmmobiliseerd. Stewart (337) ziet hierin ook de verklaring voor de lage minerale stikstofgehalten onder grasland en ook van het feit dat relatief hoge stikstofgiften snel geïmmobiliseerd worden.

Ook de stikstofvoorziening van de plantengroei blijkt hier een belangrijke invloed te hebben omdat planten met een betere stikstofvoorziening in het algemeen organische stoffen met een lager C/N-quotient afscheiden dan overeenkomstige gewassen met een slechtere stikstofvoorziening (24 en 211).

2.3 De ammonificatie

2.3.1 Inleiding

In het hoofdstuk over de mineralisatie is hoofdzakelijk de koolstofmineralisatie ter sprake gekomen. Gelijktijdig met de koolstof wordt echter ook de in het organische materiaal aanwezige stikstof gemineraliseerd. Aangezien de minerale stikstof hierbij het eerst te voorschijn komt in de vorm van ammoniumstikstof^{x)} spreekt men voorwat betreft de stikstofmineralisatie ook wel van ammonificatie^{xx)} (145, 376, 287, 301 en 310).

De ammonificatie verloopt verreweg het beste onder aerobe omstandigheden. Dit wordt duidelijk geïllustreerd door de volgende cijfers van Rippel (286).

Tabel 48. Ammoniumstikstofvorming (in mg) na incubatie gedurende 9 dagen van diverse organische stoffen (1 g in 100 g grond) onder aerobe dan wel anaerobe omstandigheden

Soort organische stof	aeroob	anaeroob
caseïne	56,9	53,2
gedroogde bladeren	49,3	12,3
sojaboonkoek	48,7	14,0
katoenzaadmeel	32,0	8,5
lijnzaadmeel	34,6	6,9

Geheel in tegenstelling hiermede is de mening van Vlassak (367a) dat de ammonificatie een anaeroob proces is. Harmsen en Van Schreven zijn van mening dat de ammonificatie een niet strikt aerob proces is zodat de stikstofvoorziening van de plant onder anaerobe omstandigheden niet noodzakelijkerwijze hoeft te stagneren (zie ook 2.1.4.1.3).

In tegenstelling tot de CO₂-produktie is de ophoping van minerale stikstof geen maat voor de mineralisatiesnelheid, omdat zoals in hoofdstuk 2.1 reeds is opgemerkt, gelijktijdig met de stikstofmineralisatie ook een proces verloopt waarbij de minerale stikstof weer in organische vorm wordt vastgelegd (immobilisatie). Verder kan ook een deel van de gemineraliseerde stikstof door vervluchtiging verloren gaan.

De ophoping van minerale stikstof die tijdens de afbraak van organische stof wordt waargenomen is dan ook het verschil tussen de totale hoeveelheid gemineraliseerde stikstof en de hoeveelheid stikstof die weer geïmmobiliseerd wordt (en eventueel die welke door vervluchtiging verloren gaat).

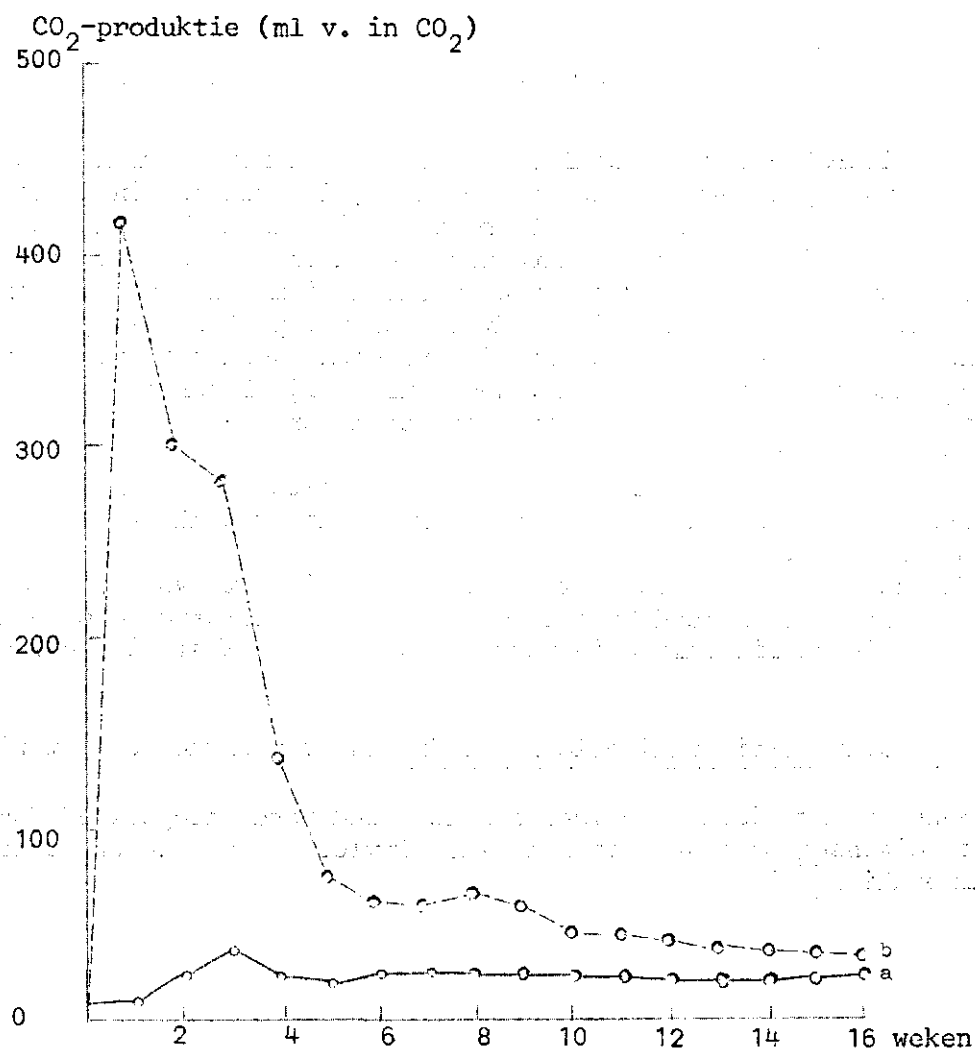
- x) Onder aerobe omstandigheden scheiden de micro-organismen de overtollige stikstof af in de vorm van ammoniumstikstof; indien de zuurstofvoorziening echter te wensen overlaat, kunnen ook aminen worden uitgescheiden (292).
- xx) Denk (85) zou de term ammonificatie graag zien gebruikt als samenvattend woord voor alle processen waarbij ammoniumstikstof ontstaat (afbraak van organische stof, reductie van nitraat, de vorming van luchtstikstof). De vorming van ammoniumstikstof uit organische stof wil hij dan betitelen met desaminering.

Wordt aan de grond zodanig stikstofrijk organisch materiaal toegediend dat er gedurende de mineralisatie meer stikstof wordt gemineraliseerd dan de micro-organismen voor de opbouw van hun lichaamsstoffen nodig hebben dan zal het minerale-stikstofgehalte van de grond tijdens de afbraak van de organische stof in het algemeen stijgen. Wordt daarentegen organisch materiaal toegediend met naar verhouding meer energie dan zal de zich sterk uitbreidende micropopulatie niet voldoende stikstof kunnen putten uit hetgeen gemineraliseerd wordt en zal ter aanvulling eventueel reeds in de bodem aanwezige minerale stikstof worden opgenomen; het minerale-stikstofgehalte van de grond loopt dan dus terug.

Dit laatste kan geïllustreerd worden met de volgende figuren (312).

Figuur 25. De CO_2 -produktie van een tweetal, gedurende 16 weken geïncubeerde grondmonsters.

- a onbehandelde grond
- b grond waaraan tarwe "stro" (tegen de bloei) is toegediend

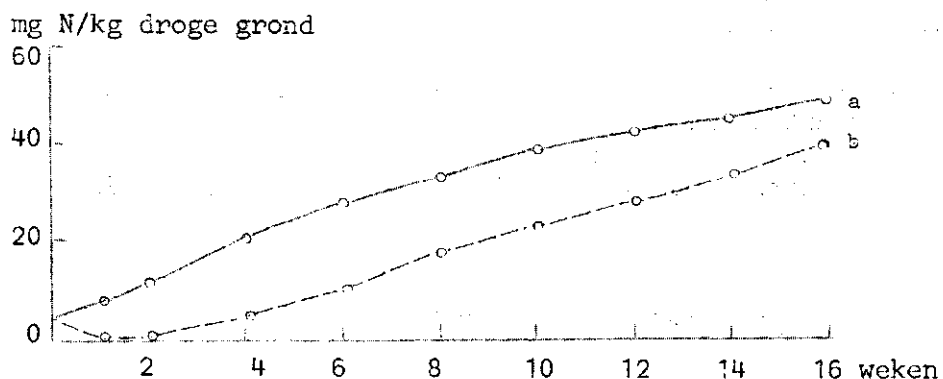


De CO_2 -productie neemt door het toedienen van het tarwestro gedurende de eerste dagen van de incubatieperiode dus zeer sterk toe om daarna weer geleidelijk te dalen. Vergelijkt men hiermede het verloop van het minerale-stikstofgehalte in beide grondmonsters dan krijgt men het volgende beeld.

Figuur 26. Het minerale-stikstofgehalte in twee, gedurende 16 weken geïncubeerde grondmonsters

a. onbehandeld

b. grond waaraan tarwe "stro" (tegen de bloei) is toegeediend



Het minerale-stikstofgehalte stijgt in de controle grond dus geleidelijk met het verstrijken van de incubatieperiode; de stikstofmineralisatie overtreft hier dus steeds de stikstofimmobilisatie. In de behandelde grond daalt het minerale-stikstofgehalte daarentegen gedurende de eerste dagen van de incubatieperiode, hetgeen dus betekent dat de immobilisatie de mineralisatie overtreft. Na verloop van tijd wordt echter het punt bereikt, waar de mineralisatie en de immobilisatie elkaar in evenwicht houden ("turning point" of ook wel "equilibrium point" genoemd). Weer enige tijd later gaat de mineralisatie de immobilisatie overtreffen, waardoor het minerale-stikstofgehalte van de grond weer gaat stijgen.

Een toename van het minerale-stikstofgehalte van de grond kan dus zowel een gevolg zijn van een toename van de mineralisatie als van een afname van de immobilisatie.

Uit het vele onderzoek dat op dit gebied is uitgevoerd, is gebleken dat meerdere factoren invloed kunnen hebben op de netto-stikstofmineralisatie (= bruto-stikstofmineralisatie verminderd met de stikstofimmobilisatie);

2.3.2 De stikstofmineralisatie na toediening van organisch materiaal

Wanneer organisch materiaal aan de grond wordt toegeediend dan blijken diverse eigenschappen van dit materiaal invloed te hebben op de netto-stikstofmineralisatie.

2.3.2.1 Het C/N-quotiënt

Vele onderzoekers hebben allerlei plantaardig materiaal met een zeer verschillend C/N-quotiënt in de grond laten mineraliseren en hebben hierbij gevonden dat naarmate het stikstofgehalte van het materiaal hoger was of terwijl het C/N-quotient lager, er een geringer percentage van de gemineraliseerde stikstof geïmmobiliseerd wordt (276 en 312).

Tabel 49. De hoeveelheid stikstof, die gedurende een incubatietijd van 16 weken bij de afbraak van een aantal soorten organisch materiaal wordt vastgelegd (-) dan wel vrijkomt (+). Deze hoeveelheid is uitgedrukt in procenten van de met het organisch materiaal toegediende hoeveelheid stikstof. Aan 350 gram grond werd 4 gram organisch materiaal toegediend

Barwestro C : N = 45,9	Polygonum nodo- sum C : N = 32,0	Senecio congestus C : N = 19,3	Luzerne C : N = 12,6
- 2,0	+ 18,8	+ 61,1	+ 75,1

(van Schreven 312)

Ook Pochon en de Barjac (276) hebben, door allerlei meelprodukten in een zelfde grond te incuberen, aangetoond dat naarmate het stikstofgehalte van het toegediende organische materiaal hoger is de netto-stikstofproduktie gedurende de incubatieperiode eveneens groter is.

Tabel 50. De netto-stikstofmineralisatie na 7 dagen incubatie van een aantal organische stoffen

Soort organische stof	mg N in het toegediende weefsel	% N in het toegediende weefsel	mg $\text{NH}_3\text{-N}$ gevormd in 7 dagen	dit is in % van de toegediende stikstof
rijstmeel	46	1,1	1,3	2,8
maismeel	51	1,2	1,2	2,3
graanmeel	94	2,3	5	5,3
meel van vigna sinensis	156	3,9	50	32
lijnmeel	247	6,1	118	47
sojameel	245	6,1	132	57
katoenmeel	246	6,1	123	50

Volgens Van Schreven (312) kan in het algemeen gezegd worden dat het minerale stikstofgehalte van de grond gedurende de gehele incubatieperiode zal stijgen indien het toegediende organische materiaal een stikstofgehalte heeft van 2 of meer procent; de N-mineralisatie overtreft dan dus steeds de N-immobilisatie. Is dit gehalte evenwel lager dan 1,5 % (C/N hoger dan 25 à 27) dan komt er gedurende de eerste weken van de incubatieperiode gewoonlijk geen minerale stikstof vrij.

Bless en Whiting (in 108) vonden daarentegen dat niet zo zeer het totale stikstofgehalte als wel het in water oplosbare stikstofgehalte van belang is voor de minerale-stikstofopphoping. Was dit laatstgenoemde gehalte 0,5 % of meer dan zijn de omstandigheden gunstig voor een netto-stikstofmineralisatie. Nu blijkt echter in de meeste gevallen dat indien het totale stikstofgehalte minder is dan 1,5 % het in water oplosbare stikstofgehalte ook zeker niet boven de 0,5 % ligt (108).

Lang niet in alle gevallen blijkt het C/N-quotient echter een goede maat te zijn voor de netto-stikstofmineralisatie. Zo is het bekend dat uit vers eiwitrijk materiaal als luzernemeel met een relatief laag C/N-quotient van ongeveer 15 meer stikstof vrijkomt tijdens de incubatie dan uit overjarige stalmest met een C/N-quotient van ongeveer 10. De oorzaak hiervan moet gezocht worden in het feit dat de gemakkelijk mineraliseerbare stikstofverbindingen in de stalmest reeds zijn verdwenen terwijl de nog aanwezige stikstof grotendeels in vrij bestendige organische verbindingen is ingebouwd (de Roos - 290).

Zöttl (402) en ook Gerretsen (132) komen tot de conclusie dat er slechts dan een verband tussen het C/N-quotient en de ophoping van minerale stikstof bestaat indien het materiaal wat betreft zijn microbiologische aantastbaarheid overeenstemt m.a.w. het chemisch bepaalde C/N-quotient zegt dikwijls niets. Zo vond Whiting (384) dat des te resistenter de koolstofverbindingen in het toegediende organische materiaal zijn des te minder invloed ze hebben op het vrijkomen van minerale stikstof, terwijl Stewart (337) vond dat organische stoffen met veel lignine gewoonlijk tijdens de incubatie eerder minerale stikstof produceren dan materiaal met een laag ligninegehalte.

Ook op een andere manier kan de invloed van het C/N-quotient van het toegediende materiaal op de netto-stikstofmineralisatie doorkruist worden nl. doordat het toegediende organische materiaal een invloed uitoefent op de reeds in de grond aanwezige organische stof. Niet alleen de toegediende doch ook de reeds aanwezige organische stof wordt nl. gemineraliseerd. Stewart (337) vond b.v. bij toediening van wortels van allerlei gewassen*) waarvan het C/N-quotient varieerde van 21,4 - 42,4 dat er gedurende een incubatieperiode van 22 weken 32 - 119 % van de toegediende stikstof zich als minerale stikstof ophoopte.

Van dezelfde hoeveelheden stikstof die werden toegediend in de vorm van bovenaardse delen (C/N-quotient varieerde tussen 12,5 - 24,7) werd daarentegen slechts 38 tot 72 % in minerale vorm teruggevonden. Stewart schrijft dit verschil toe aan het feit dat met het wortelmateriaal meer energie aan de grond werd toegevoegd waardoor meer stikstof van de reeds in de grond aanwezige organische stof gemineraliseerd kon worden.

2.3.2.2 De hoeveelheid toegediend organisch materiaal

Stotzy en Mortenson (345) voegden aan een veengrond respectievelijk 5, 10, 20 en 40 ton/acre groene rogge, luzerne dan wel stro toe. Door deze toediening werd de CO₂-produktie sterk verhoogd, terwijl in de monsters waaraan luzerne of groene rogge was toegediend het minerale stikstof eveneens toenam en wel

x) Er werd steeds zoveel materiaal in de grond gebracht dat de toegediende stikstofhoeveelheden gelijk waren (nl. 160 lb/acre).

meer naarmate meer organisch materiaal was toegediend. Als voorbeeld volgen in de volgende tabel de resultaten van de grondmonsters waaraan luzerne was toegediend.

Tabel 51. De CO_2 -produktie en de netto-stikstofmineralisatie in grondmonsters, die gedurende 114 dagen werden geïncubeerd

Grootte van de toediening	N die hiermede werd toegevoegd ¹⁾	gemineraliseerde stikstof (netto) ¹⁾	CO_2 -produktie ¹⁾
0 ton/acre	0	35	277
5 ton/acre	41	38	585
10 ton/acre	82	44	798
20 ton/acre	163	82	1206
40 ton/acre	327	117	1663

1) mg per 100 gram luchtdroge grond.

Voor zowel de luzerne als de groene rogge bleek er een significant positieve correlatie te bestaan tussen de CO_2 -produktie en de netto-stikstofmineralisatie.

Ondanks het hier gevonden verband tussen de CO_2 -produktie en de netto-stikstofmineralisatie blijkt bij toediening van luzerne en groene rogge de C/N-verhouding gedurende de incubatieperiode steeds nauwer te worden. Dit houdt dus in dat in verhouding tot de CO_2 -produktie de stikstofmineralisatie groter is; bij toediening van 10 ton luzerne werd 44 mg N gemineraliseerd, bij toediening van 20 ton was dit bijna het dubbele nl. 82. De CO_2 -produktie werd door de grotere toediening ook wel verhoogd doch lang niet verdubbeld: 798 $\rightarrow$ 1206.

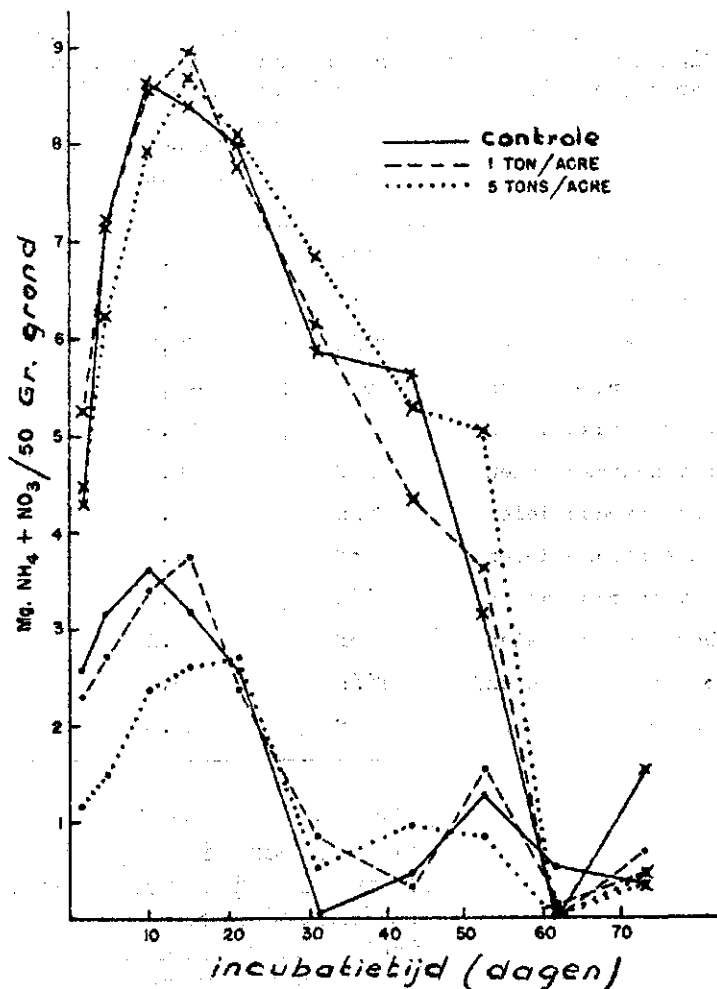
Bingemann en medewerkers (37) vermoeden nu dat de CO_2 hoofdzakelijk afkomstig is van de toegediende organische stof terwijl de gemineraliseerde stikstof volgens Broadbent (57) hoofdzakelijk vrijkomt uit de reeds in de grond aanwezige organische stof, dat een laag C/N-quotient heeft. Er zouden dan dus twee soorten organische stof in de grond aanwezig zijn, één met een ruime C/N-verhouding en één met een nauw C/N-quotient. Bij onderzoeken hieromtrent vonden Henin en Turc (in 345) inderdaad een lichtere fractie hoofdzakelijk bestaande uit minder gehuminificeerde plantenweefsels en een zwaardere fractie die een laag C/N heeft.

Welte (381) maakt ook een dergelijk onderscheid nl. in Dauerhumus en Nährhumus. De afbraak van deze twee produkten loopt volgens hem geheel verschillend; de bij de eerste hierbij vrijgemaakte stikstof wordt nl. voor zover ze niet door de afbrekende bacteriën wordt opgenomen voor de bouw van humielichamsstoffen, voor een groot deel voor de synthese van Dauerhumus gebruikt. Tijdens de afbraak van organische stoffen ontstaan nl. allerlei produkten (oxydatiederivaten van lignine, cellulose, polyphenolen e.d.) die snel stikstof binden en hierdoor overgaan in meer stabiele stoffen. Gedurende deze periode is de stikstof dan ook niet voor de hogere planten beschikbaar. Ook de Dauerhumus wordt echter weer afgebroken (volgens Welte in Duitsland gemiddeld 1 à 2 % per jaar); de C/N-verhouding van de Dauerhumus is ongeveer 10 : 1 à 15 : 1.

Geheel in tegenstelling hiermede is de mening van Mortensen (245) die bij zijn proeven aan een in cultuur gebrachte en aan een maagdelijke grond 0, 1 of 5 ton/acre organisch materiaal (luzerne) toedienende waarvan de stikstof was gemerkt (N^{15}). Mortensen kon daardoor onderscheid maken tussen de N-mineralisatie van de toegediende en die van de reeds in de grond aanwezige organische stof.

Voor zover het de mineralisatie van de reeds in de grond aanwezige organische stof betreft, staan de resultaten vermeld in de volgende figuur.

Figuur 28. Het verloop van de netto-stikstofmineralisatie van de stikstof van de in de grond aanwezige organische stof



Bij alle drie toedieningen bereikt de mineralisatie van de reeds in de grond aanwezige organische stof na ongeveer 15 dagen haar maximum. De daarna waargenomen immobilisatie wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de micro-populatie voorkeur heeft voor de gemineraliseerde stikstof afkomstig van de reeds in de grond aanwezige organische stof. Een immobilisatie van de uit het luzerneweefsel gemineraliseerde stikstof vond echter niet plaats of hield, indien dit wel het geval was, gelijke tred met de mineralisatie.

2.3.2.3 De fijnheid van het toegediende materiaal

Bij incubatie van grond waaraan in verschillende mate fijn gemaakt organisch materiaal was toegediend, vonden Stickler en Frederick (340) dat de immo-

bilisatie in het begin van de incubatieperiode geringer en daardoor de minerale stikstofophoping groter was naarmate de organische stof in grovere delen werd toegediend (deze verschillen ontstaan direct in het begin van de mineralisatie).

Tabel 52. Ophoping van nitraatstikstof in grondmonsters welke gedurende 100 dagen onder gunstige omstandigheden waren geïncubeerd en waaraan verschillende soorten organisch materiaal waren toegediend (0,5 g leguminosen materiaal in 100 g grond)

Soort A	Fijnheid	Netto-nitraat- produktie	N-ophoping in procenten van de toegediende hoe- veelheid
ladinoklaver (bovenaardse delen)	fijn	8,7	14,7 %
ladinoklaver (bovenaardse delen)	grof	20,8	40,5 %
ladinoklaver (onderaardse delen)	fijn	10,7	21,0 %
ladinoklaver (onderaardse delen)	grof	-0,1	0,0 %
rode klaver (bovenaardse delen)	fijn	23,9	39,4 %
rode klaver (bovenaardse delen)	grof	28,9	52,6 %
rode klaver (onderaardse delen)	fijn	6,6	12,5 %
rode klaver (onderaardse delen)	grof	7,3	13,4 %
luzerne (bovenaardse delen)	fijn	22,2	35,8 %
luzerne (bovenaardse delen)	grof	34,2	55,2 %
luzerne (onderaardse delen)	fijn	19,5	36,7 %
luzerne (onderaardse delen)	grof	22,9	43,1 %

Het effect moet waarschijnlijk volgens schrijver worden toegeschreven aan het afnemen van de volume grond die per eenheid organische stof bij de afbraak is betrokken naarmate de deeltjes groter zijn. Aangezien in vele gronden colloïden aanwezig zijn die een beschermende invloed hebben op de afbraak van eiwit of afbraakprodukten hiervan, menen Stickler en medewerkers dat met het toenemen van de hoeveelheid effectieve grond per eenheid organische stof (kleiner worden van de deeltjes), de afbraak van de eiwitten en eiwitachtige verbindingen meer wordt geremd. Ditzelfde verschijnsel kan volgens schrijvers ook van belang zijn voor de afbraak van wortels; met name de grassen hebben namelijk een zeer fijn wortelstelsel.

2.3.2.4 De leeftijd van het toegediende materiaal

Ook de leeftijd van het te verteren materiaal speelt een belangrijke rol, omdat in jonge, speciaal groene planten de stikstof veelal aanwezig is in gemakkelijk hydrolyseerbare verbindingen. Bij het ouder worden van de planten wordt het stikstofgehalte veelal lager en het geheel moeilijker aantastbaar (384).

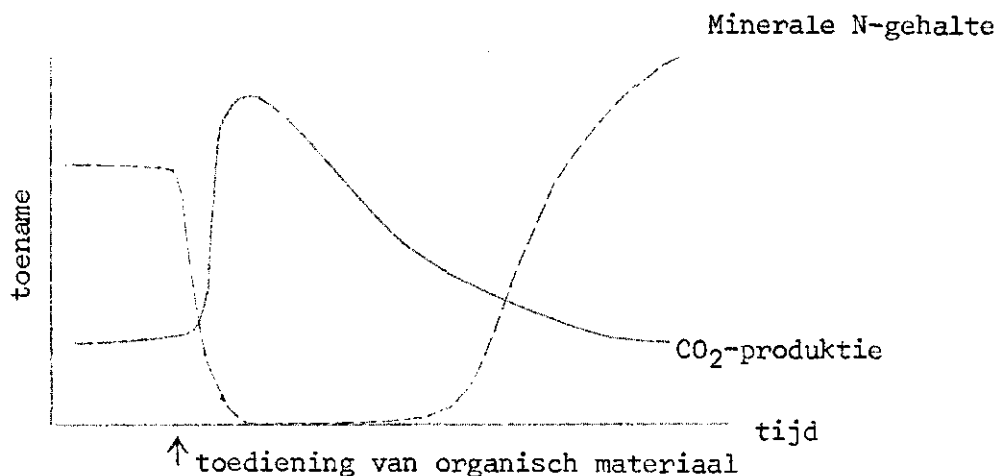
2.3.2.5 Soort organisch materiaal

Stickler en Frederick (340) vergeleken bij de in 2.3.2.4 reeds genoemde proef ook boven- en onderaardse delen van dezelfde planten en vonden hierbij bij toediening van bovenaardse delen een grotere toename van het minerale-stikstofgehalte dan bij toediening van de onderaardse delen; zij schrijven dit zowel toe aan een hoger stikstofgehalte van de onderaardse delen als aan een snellere bevochtiging van dit materiaal.

2.3.2.6 De duur van de incubatieperiode

Aangezien, zoals reeds eerder is opgemerkt, de omvang van de immobilisatie en van de mineralisatie zich in de loop van de incubatieperiode kunnen wijzigen, is het begrijpelijk dat de duur van de incubatieperiode een zeer belangrijke invloed heeft op de netto-stikstofmineralisatie. In de volgende figuur is dit gedemonstreerd voor een stikstofarm organisch materiaal.

Figuur 29. Het verloop van de CO_2 -produktie en het minerale-stikstofgehalte na toediening van een hoeveelheid organisch materiaal

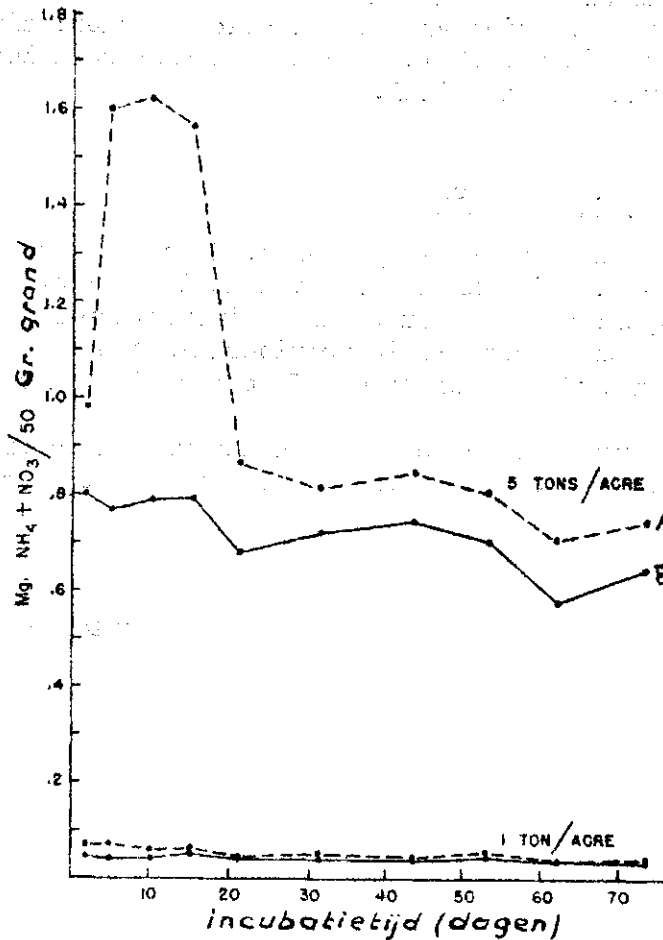


(222)

2.3.2.7 De microflora van de grond

Mortensen (245) diende zowel aan een cultuurgrond als aan een maagdelijke grond diverse soorten organisch materiaal toe. Tijdens de incubatie van deze grondmonsters bleek zich in de cultuurgrond meer minerale stikstof op te hopen dan in de maagdelijke grond, terwijl de gehele afbraak van het materiaal (CO_2 -produktie) in de maagdelijke grond sneller verliep dan in de cultuurgrond.

Figuur 30. De stikstofmineralisatie van luzerneweefsel toegediend aan een in cultuur gebrachte en ~~aan~~ een maagdelijke grond



Mortensen acht het in dit verband waarschijnlijk dat de bewerkte grond meer ammonificerende en nitrificerende micro-organismen bevat waardoor hier de minerale-stikstofopbouw het grootst is.

2.3.2.8 De invloed van de plantengroei

Vele onderzoekers hebben zich bezig gehouden met de invloed van de plantengroei op de netto-stikstofmineralisatie.

Goring en Clark (139) vonden b.v. dat de hoeveelheid stikstof die gemineraliseerd wordt in een bebouwde grond ongeveer de helft lager is dan die in een overeenkomstige braakliggende grond. De invloed van de diverse gewassen is echter zeer verschillend. Genoemde onderzoekers lieten 13 weken een gewas op een grond groeien en bekeken na afloop van deze periode de hoeveelheid gemineraliseerde N.

Deze was in de braakliggende grond 30 mg per kg grond, terwijl ze in de bebouwde grond (gemineraliseerde stikstof is hier: anorganische N in de grond + stikstof in de boven- en onderaardse delen van de plant) was:

timothee	20,4
tarwe	19,4
zachte dravik	18,6
tomaat	17,6
haver	15,0
tabak	11,6
rogge	7,6
"sudan-grass"	1,4 mg per kg grond.

De afremming van de mineralisatie bleek hierbij positief gecorreleerd te zijn met het totale gewicht van de wortels in de bebouwde grond. Verder was ze eveneens positief gecorreleerd met het aantal bacteriën rond de wortels en negatief met het stikstofgehalte in de wortels. Hieruit trekken Goring en Clark de conclusie dat de afname van de waargenomen mineralisatie moet worden toegeschreven aan een toename van de immobilisatie. Deze mening werd geschraagd door de waarneming dat de mineralisatie in de bebouwde grond na het verwijderen van de gewassen groter was dan die in de braakliggende.

Bartholomew en Clark (33) deden dezelfde proef met N¹⁵. Zij vonden hierbij dat de totale mineralisatie in de bebouwde grond steeds groter was dan in de onbebouwde, doch dat de immobilisatie bij de eerstgenoemde eveneens veel groter was.

De vrijkomende stikstof wordt volgens de genoemde auteurs dan ook geïmmobiliseerd door de rhizosfeer microflora die zich hier kan ontwikkelen op de door de plantenwortels afgescheiden energierijke verbindingen en op de afgestorven wortels.

Een geheel andere mening omtrent de invloed van de plantengroei op de ammonificatie werd naar voren gebracht door Theron (351). Theron heeft in Zuid-Afrika in het bijzonder de invloed van een blijvende grasvegetatie bestudeerd en hij komt hierbij tot de conclusie dat de grasplanten een, niet nader aan te tonen, remming op de ammonificatie uitoefenen die kan worden opgeheven door de grond te drogen tot een vochtgehalte dat lager is dan 6,0 % van de droge grond en daarna weer te bevochtigen.

Tabel 53. De minerale-stikstofgehalten in een tweetal onder gunstige omstandigheden geïncubeerde grondmonsters afkomstig uit blijvend grasland. A = verse grond B = gedroogde grond

Lengte der incubatieperiode in dagen							
2	10	21	32	40	58	86	102
NH ₄ -N NO ₃ -N	NH ₄ -N NO ₃ -N	NH ₄ -N NO ₃ -N	NH ₄ -N NO ₃ -N	NH ₄ -N NO ₃ -N	NH ₄ -N NO ₃ -N	NH ₄ -N NO ₃ -N	NH ₄ -N NO ₃ -N
A 0,5 0,0	0,8 0,0	0,8 0,1	0,6 0,0	0,6 0,0	1,0 0,8	1,5 4,2	0,3 7,3
B 5,2 0,4	10,6 0,9	11,0 1,8	8,2 5,0	3,9 9,3	1,0 16,8	1,1 22,1	0,2 25,9

Deze beïnvloeding van de ammonificatie zou volgens Theron ook plaatsvinden bij eenjarige gewassen doch in veel minder uitgesproken mate. Het echte "graseffect" zou volgens schrijver beginnen nadat de grond ongeveer 2 jaar met gras is begroeid zodat de grond geheel bezet is met graswortels.

Deze resultaten zijn echter wel in tegenstelling met die van Richardson (285) die in vers geïncubeerde, in Rothamsted onder permanent grasland genomen, grondmonsters na een 20-tal dagen wel een aanzienlijke ophoping van minerale stikstof vond. Theron is echter in verband hiermede van mening dat de omstandigheden in Pretoria wel doch in Rothamsted niet geschikt zijn voor het verkrijgen van een dergelijke remming van de ammonificatie. Deze hypothese is geheel in tegenstelling met een omstreeks 1951 door dezelfde auteur gepubliceerde veronderstelling; Theron (350) was toen van mening dat de nitrificatie onder grasland werd geremd en niet de ammonificatie. Aangezien ammoniumstikstof zeer gemakkelijk door micro-organismen wordt opgenomen betekent een remming van de nitrificatie een stimulering van de immobilisatie. Dit vermogen om de nitrificatie te onderdrukken zouden alle planten in principe bezitten doch het zou zich pas goed uiten indien de planten langere tijd de gelegenheid hebben gehad zich ergens te vestigen (blijvende vegetaties). Stiven (340a) meent zelfs bij de grassoort *Trachyporon* een dergelijke nitrificatie remmende stof te hebben gevonden.

De meeste onderzoekers (geciteerd in 31a, 147a, 350 en 351) zijn echter van mening dat de verminderde netto-mineralisatie vooral moet worden toegeschreven aan een versterkte immobilisatie.

Ook de meningen omtrent de mate waardoor de plantengroei de netto-stikstofmineralisatie beïnvloedt, zijn niet altijd gelijk. Legg en Allison (211) schrijven dit toe aan het verschil in stikstofvoorziening van de grond. Indien planten groeien op een grond die rijkelijk is voorzien van stikstof dan is het C/N-quotient van de wortels lager dan wanneer de stikstofvoorziening slechter is. De organische produkten die in de rhizosfeer vrijkomen (wortel-excreties, afgestoten wortelharen, epidermiscellen, afgestorven wortels e.d.) hebben in het eerstgenoemde geval een lager C/N-quotient dan in het laatste, waardoor de rhizosfeer organismen bij de afbraak van de eerstgenoemde organische produkten minder stikstof immobiliseren en daardoor netto meer mineraliseren dan op de slechter met stikstof voorziene grond.

2.3.3 Het stikstofleveringsvermogen van de grond

In het voorgaande is vrijwel steeds sprake geweest van mineralisatie na toediening van bepaalde organische stoffen.

Voor de praktijk is het echter dikwijls van veel meer belang hoeveel stikstof door de grond netto gemineraliseerd kan worden en er dus ter beschikking staat van de plant.

Dit blijkt in de praktijk echter moeilijk te voorspellen zijn omdat diverse factoren hierop een invloed kunnen hebben.

Allison en Sterling (12) vonden een nauwe correlatie tussen het totale stikstofgehalte van de grond en de minerale-stikstofproduktie gedurende een bepaalde incubatieperiode. Worden de afzonderlijke gronden echter in ogenschouw genomen dan blijken er naast het totale stikstofgehalte ook andere factoren in het spel te zijn.

Ook Gainey (123) vond bij bestudering van een groot aantal gronden dat de mogelijkheid van ophoping van minerale stikstof voor een groot aantal gronden nauw en direct gecorreleerd is met het totale stikstofgehalte van de grond; met het stijgen van het totale stikstofgehalte neemt de mogelijkheid van deze gronden om minerale stikstof op te hopen toe. Een dergelijke nauwe correlatie kreeg hij echter alleen indien de gronden werden gerangschikt in groepen. Binnen de groepen waren echter zeer vele uitzonderingen.

Tabel 54. Gemiddeld stikstofgehalte en NO_2 -N-ophoping in een aantal geïncubeerde gronden

N-gehalte van de grond d.p.m.	Gem. N-gehalte van de grond d.p.m.	Gem. geproduceerde NO_3 -N d.p.mij
0 - 1 000	656	72
1 001 - 1 200	1 098	98
1 201 - 1 400	1 321	114
enz.		

Omtrent de andere factoren die invloed hebben op de stikstofmineralisatie is betrekkelijk weinig bekend. Waarschijnlijk speelt niet alleen het totale stikstofgehalte van de grond doch ook het stikstofgehalte van de zich in de grond bevindende organische stof en de aantastbaarheid van deze organische stof een belangrijke rol (zie 4.2.1.4).

In het laboratorium voor microbiologie te Wageningen hebben b.v. proeven aangetoond dat in gronden met een hoge pH minder stikstof wordt geproduceerd dan in gronden met een lagere pH; dit ondanks het feit dat het organische-stikstofgehalte en de CO_2 -produktie het hoogst waren op de objecten met een hogere pH.

Woldendorp (mondelijke mededeling) zoekt de verklaring hiervoor in het feit dat het C/N-quotient van de organische stof in de grond met de lagere pH lager is.

2.4 De huminificatie

Omtrent de manier waarop het huminificatieproces verloopt en de mate waarin zij wordt beïnvloed door allerlei uitwendige omstandigheden is betrekkelijk weinig bekend (335, 259 en 3). Volgens Van Schuffelen (313) zijn er momenteel meerdere theorieën. Zo zijn een aantal onderzoekers van mening dat lignine het uitgangspunt is voor de humusvorming, terwijl anderen van mening zijn dat hiernaast ook humus kan ontstaan uit stoffen als cellulose, suiker en polyphenolen. Daar deze stoffen verder, in tegenstelling tot de in de grond voorkomende humusstoffen, geen van allen stikstof bevatten, moet ook dit er op de een of andere manier nog in worden gebouwd.

2.5 Nitrificatie

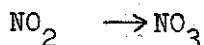
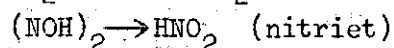
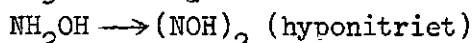
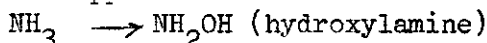
De nitrificatie is een biologisch^{x)} proces, waarbij nitraat-N wordt gevormd uit ammonium-N en andere gereduceerde N-vormen. De oxydatie-energie die bij deze reacties vrijkomt, wordt gebruikt voor de koolzuurassimilatie; CO₂ is namelijk de enige C-bron die deze organismen kunnen benutten (105 en 249).

2.5.1 Het verloop van de reacties

Ook de nitrificatie verloopt in verschillende trappen. Engel (105) is van mening dat er zeer waarschijnlijk geen enkele bacteriesoort bestaat, die de gehele oxydatie van ammoniak tot nitraat alleen kan volbrengen.

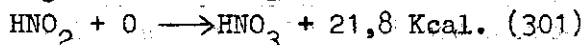
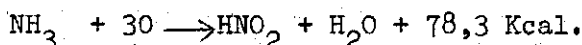
Vroegere onderzoekers waren van mening dat uit NH₄ direct NO₃ werd gevormd. De reden hiervan moet gezocht worden in de snelheid waarmee³ de verschillen de tussenstoffen steeds weer worden omgevormd; deze laatste werden daardoor geheel aan het oog onttrokken.

Volgens Pochon en de Barjac (276) verloopt de reactie waarschijnlijk langs de volgende trappen:



Aleem e.a. (2) vonden dat bij nitrosomonas de schakel tussen hydroxylamine en nitriet wordt gevormd door nitrohydroxylamine (NO₂ . NHOH).

Andere onderzoekers zijn echter van mening, dat deze weergave slechts zeer schematisch is (105). De twee duidelijk te onderscheiden trappen zijn echter:



2.5.2 De uitvoerende micro-organismen

In tegenstelling met de reductie van nitraat tot ammoniak kan de oxydatie van ammoniak tot salpeterzuur slechts door weinig bacteriën worden uitgevoerd (105). De nitrificerende bacteriën zijn alle obligaat autotroof (382) (d.w.z. onafhankelijk van organische stof) en kunnen in twee groepen worden ingedeeld nl. (236):

x) Volgens Russell (292) bestaat er in tropische gronden ook de mogelijkheid van een photochemische oxydatie met als eindprodukt nitraat; de betekenis hiervan is echter waarschijnlijk zeer gering.

xx) Volgens Stojanovic (342), Frederick (122), Engel en Alexander (107) en Nason en Takahashi (249) zijn er waarschijnlijk ook nog enkele heterotrophe micro-organismen, die kleine hoeveelheden nitraat en nitriet kunnen vormen; de betekenis van deze nitrificatie is echter nog niet duidelijk te overzien. Hirsch e.a. (167) hebben aangetoond, dat diverse schimmels en actinomyceten in staat zijn kleine hoeveelheden nitriet en nitraat te vormen; deze NO₃-N zou in dit geval niet uit NH₄-N doch uit organische N worden gevormd.

- a. bacteriën die ammoniak oxyderen tot salpeteringzuur (nitriet) m.n.: Nitrosomonas, Nitrococcus, Nitrospira, Nitrosocystis en Nitrosogloea.
- b. bacteriën die salpeteringzuur oxyderen tot salpeterzuur (nitraat): Nitrobacter, Nitrocystis en Bactoderma.

25.3 Factoren die de nitrificatie beïnvloeden

Hoewel vele onderzoekers hun mening geven omtrent de beïnvloeding van de nitrificatie door allerlei factoren behoeft deze beïnvloeding niet altijd dezelfde te zijn. Zo vonden Ishazawa en Matsuguchi (170) dat de nadelige invloed van een ongunstige pH, temperatuur of vochtgehalte duidelijker naar voren komt naarmate de nitrificerende populatie in grond kleiner is.

Verder zullen de diverse factoren elkaar wederzijds beïnvloeden; zo heeft b.v. de verandering van de temperatuur alleen invloed op de nitrificatie indien er geen andere beperkende factoren zijn (264) en is de schadelijke werking van te lage vochtgehalten minder naarmate de temperatuur gunstiger is (186).

25.3.1 Aeratie^{x)}

Nitrificatie is een strikt aëroob proces (13, 53, 162, 195, 276, 286, 301 en 320). Amer en Bartholomew (13) hebben de nitrificatie bestudeerd m.b.v. gasmengsels, waarvan het zuurstofgehalte lag tussen 0,2 en 20 %. Zij vonden hierbij de grootste nitraatvorming bij 20 % O_2 , doch een verlaging van dit gehalte tot 11 % had slechts een geringe negatieve invloed op de nitraatvorming. In het traject 11 - 0,2 % O_2 liep de nitrificatiesnelheid geleidelijk terug; bij een zuurstofgehalte van 2,1 % werd in een zelfde tijd de helft van de bij een zuurstofgehalte van 11 - 20 % geproduceerde nitraat gevormd. Dit alles doet dus vermoeden dat de optimale O_2 -concentratie voor de nitrificatie ligt bij die van lucht. Nu is dit echter slechts een globale benadering van het probleem, omdat niet de O_2 -concentraties in het gasmengsel van directe betekenis zijn, doch de mogelijkheden van het zuurstoftransport naar de plaatsen waar de nitrificerende bacteriën zich bevinden een grote rol spelen^{xx)}. Heeft men gronden met een laag watergehalte, dan kan de zuurstof de bacteriën gemakkelijker bereiken dan wanneer de grond meer water bevat, omdat dan de kans dat de O_2 d.m.v. diffusie door het water bij de bacteriën kan komen groter wordt. Des te groter dus de aggregaten zijn die verzadigd zijn met vocht, zodat de O_2 door diffusie moet binnendringen - des te eerder zal de nitrificatie worden geremd (Greenwood - 144 -).

x) Volgens Patrick (in 57) is de invloed van de zuurstof op de stikstofomzettingen in de grond niet te scheiden van een gepaard gaand pH-effect, Brandt en medewerkers (53) vonden eveneens een verschil in pH bij incubatie van grondmonsters met een verschillende O_2 -voorziening: De pH was in het algemeen het hoogst bij de slecht geaëreerde monsters.

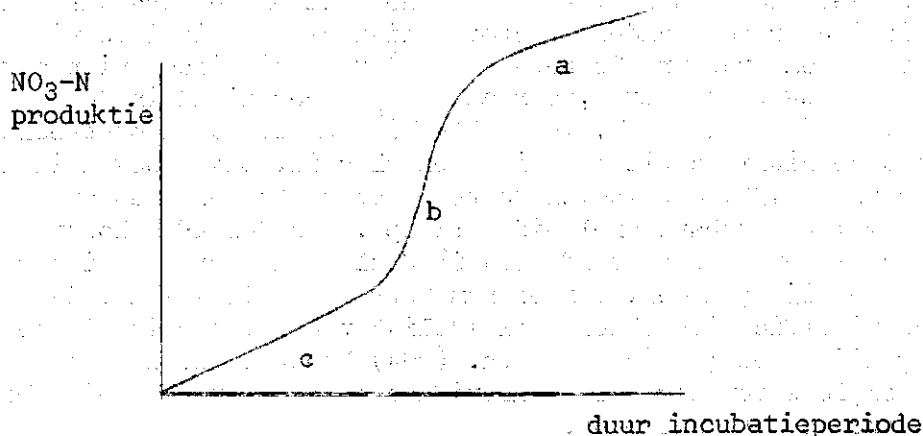
xx) Of dit O_2 -transport voldoende is om aan de vraag naar zuurstof te voldoen hangt natuurlijk ook af van de zuurstofopname (53).

Hagin (148) en ook Brandt en medewerkers (53) hebben van een aantal kleigronden monsters genomen en deze gezeefd, zodat verschillende aggregaatfracties werden verkregen. De verkregen monsters werden daarna geïncubeerd en na 2 - 8 weken werd het nitraatgehalte bepaald; hierbij werd gevonden dat de nitrificatie bij de monsters met de kleinste aggregaten geringer was dan bij die met de grotere aggregaten. Hagin schrijft deze verschillen toe aan een betere doorluchting van de laatstgenoemde monsters.

Rippel (286) en Klinge (195) vonden, dat door grondwerking de nitraatvorming wordt versneld. Tevens heeft eerstgenoemde onderzoeker gevonden, dat met toenemende diepte in de grond het nitrificerend vermogen afneemt, hetgeen Rippel ook ziet als een gevolg van het afnemen van de O_2 -concentratie.

2.5.3.2 Temperatuur

Evenals andere biologische processen is ook de nitrificatiesnelheid sterk afhankelijk van de temperatuur. Wanneer bij incubatie van een grondmonster bij een zelfde temperatuur, de nitraatproduktie wordt uitgezet tegen de duur van de incubatieperiode, dan krijgt men volgens Sabey e.a. (295) een sigmoidvormige kromme^{x)}.



Hierbij kunnen dus drie op elkaar volgende fasen worden onderscheiden:

- a. Een aanlooperperiode, gedurende welke de nitraatproduktie langzamerhand op gang begint te komen.
- b. Daarna volgt een periode waarin per tijdseenheid de grootste hoeveelheden nitraat worden geproduceerd.
- c. De nitraatproduktie begint langzamerhand weer kleiner te worden door uitputting van het substraat e.d.

x) Brandt en medewerkers (53) zijn echter van mening dat de nitraatproduktie eigenlijk geen goede maat is voor de nitrificatie omdat tijdens het nitrificatieproces een deel van de genitrificeerde stikstof verloren kan gaan (o.a. door nitrietontleding en denitrificatie). Zij onderscheiden dan ook de termen nitrificatie (= biologische oxidatie van gereduceerde stikstofverbindingen) en netto nitrificatie (= de waargenomen nitraatopbouw).

Nu heeft de temperatuur zowel invloed op het verloop van deze curve, als op de totale nitraatproduktie aan het eind van de incubatieperiode.

Wat betreft de invloed op de curve kan gezegd worden, dat de vertraagde aanlooperperiode gewoonlijk korter wordt naarmate de temperatuur in het traject $0 - 25^{\circ} \text{C}$ hoger is (295 en 122). Doch ook bij 25°C vonden Sabey en medewerkers (295) nog variaties van 0,1 tot 1,8 weken wanneer diverse gronden werden vergeleken. Gerretsen (130) vond eveneens een dergelijk verloop van de nitrificatie. Bij lagere temperaturen was de nitrificatiesnelheid laag, doch na een bepaalde tijd, die korter werd naarmate de temperatuur in het traject van 5° tot 20°C steeg, was de nitrificatiesnelheid even hoog als bij de optimumtemperatuur. De verklaring hiervoor is volgens Gerretsen (130) waarschijnlijk, dat er aanvankelijk in de beproefde grond slechts een klein aantal nitrificerende bacteriën aanwezig is, dat zich bij deze lagere temperatuur kan ontwikkelen; na verloop van enige weken heeft dit aantal zich echter sterk uitgebreid.

Omtrent de invloed van de temperatuur op de totale nitrificatie gedurende een bepaalde incubatieperiode, dan wel de duur van de periode gedurende welke een bepaalde hoeveelheid NH_4 wordt genitrificeerd, zijn eveneens vele onderzoeken verricht; gezien de vele neveninvloeden als grondsoort, pH e.d. is het niet te verbazen, dat de resultaten van al deze onderzoeken niet altijd met elkaar overeenstemmen (143). Verder moet voor ogen gehouden worden dat alleen een verband tussen nitrificatiesnelheid en temperatuur kan worden aangetoond indien er geen andere factoren zijn die de nitrificatie beperken. ^{x)}

Minimum temperatuur: Gerretsen (130) vond bij incubatieproeven dat het bij 0° ongeveer 100 dagen zou duren, voor alle NH_4 (toegediend in de vorm van $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$) was genitrificeerd. M.a.w. zelfs bij temperaturen omstreeks het vriespunt staat de nitrificatie nog niet geheel stil. Bij proeven in de buitenlucht vond Gerretsen (130) dat indien de temperatuur tussen 3 en 5°C ligt, de nitrificatie nog met merkbare snelheid verloopt. Beneden 2°C loopt de nitrificatiesnelheid snel terug, doch zelfs bij 0°C bleek het proces niet geheel tot stilstand te zijn gekomen. Verder nam Gerretsen (130) waar, dat b.v. in februari de nitrificatiesnelheid geleidelijk toenam, terwijl de temperatuur vrijwel gelijk bleef; Sabey e.a. (294) komen eveneens tot de conclusie, dat een complete remming van de nitrificatie pas wordt bereikt bij temperaturen omstreeks het vriespunt.

Frederick (122) is van mening dat in gronden waar alle andere factoren gunstig zijn voor het verlopen van de nitrificatie, deze laatste reeds bij temperaturen omstreeks het vriespunt plaatsvindt; in gronden waar de omstandigheden voor de nitrificatie minder gunstig liggen, vindt pas bij hogere temperaturen een merkbare nitrificatie plaats. Frederick (126) merkt hierbij op dat niet alleen bepaalde ongunstige factoren, doch ook de grootte van de beginpopulatie der nitrificerende bacteriën een rol spelen.

x) Gerretsen (130) vond b.v. in het veld in het voorjaar, dat met het stijgen van de temperatuur ook de nitrificatiesnelheid geleidelijk toenam, om omstreeks juni ongeveer haar optimum te bereiken, daarna was er geen verband meer tussen temperatuur en nitrificatiesnelheid, waarschijnlijk omdat dan een beperkende factor zijn invloed doet gelden.

Maximum temperatuur: ook hiervoor kan weer geen scherpe grens worden aangegeven, omdat deze door allerlei nevenfactoren beïnvloed wordt en daardoor dikwijls van grond tot grond varieert. Linke (214) vond bij incubatieproeven b.v., dat in zwak zure grond (pH - water 6,5) de nitrificatie sterk geremd werd bij temperaturen boven 40° C, doch dat dit in alkalische grond (pH - water 8,2) niet het geval was.

Frederick (122) is van mening dat bij temperaturen hoger dan 40° C de nitrificatie sterk wordt afgeremd.

Evenals de maximum en minimum temperatuur varieert het, door de verschillende onderzoekers opgegeven optimum vrij sterk. Zöttl (400) citeerde van een aantal onderzoekers, de volgende door hen gevonden optimum temperatuur van het nitrificatieproces:

Panganiban	35° C
Sabey	25° C
Frederick	27° - 35° C
Harmsen en Lindenberg	29° C.

Hieraan kunnen worden toegevoegd:

Russell (292)	30° C
Rippel (286)	25° - 30° C
Gerretsen (130)	25° - 30° C
Ivanov (171a)	28° - 30° C.

Omtrent de toename van de nitrificatiesnelheid bij toenemende temperatuur vond Frederick (122) de grootste toename in het traject 7° tot 15° C.

Nu heeft men in de natuur niet te maken met constante doch met fluctuerende temperaturen. Bij proeven omtrent de invloed van deze temperatuurfluctuaties op de nitrificatiesnelheid vond Frederick (122) dat fluctuaties beneden 15,5° C de nitrificatie doet toenemen; fluctuaties boven 15,5° C doen de genoemde nitrificatiesnelheid echter afnemen.

Gerretsen (130) komt voor ons land, wat betreft de invloed van de temperatuur op de nitrificatie tot de volgende conclusies:

- In ons land zijn de grondtemperaturen doorgaans alleen in de wintermaanden december, januari en februari zo laag, dat de nitrificatie praktisch stilstaat.
- Tussen 0 en 5° C verloopt de nitrificatie langzaam, doch toch reeds met meetbare snelheid.
- Bij 5° C verloopt de nitrificatie reeds zo snel, dat binnen twee weken een flinke zwavelzure ammoniak-bemesting geheel in nitraat wordt omgezet.

2.5.3.3 Vochtgehalte

Zowel een te hoog als een te laag vochtgehalte van de grond remmen de nitrificatie (94, 222 en 286). Volgens Rippel (286) begint de nitrificatie pas bij een vochtgehalte van 1/3 van de watercapaciteit en bereikt ze haar optimum bij ongeveer 2/3 hiervan.

Tabel 55.

Invloed van het vochtgehalte van de grond (watercap. van deze grond ligt bij 27 %) op de nitrificatie

	4 %	5 %	10 %	15 %	17,5 %	20 %	25 %
Na 26 dagen	1,0	0,6	13,6	30,1	36,3	29,2	7,3
Na 66 dagen	1,0	0,9	19,1	41,9	40,1	40,5	20,3
Na 100 dagen	0,0	0,9	32,9	40,7	41,6	40,4	24,2

Mg NO_3 -4 per 100 g grond

Scheffer (301) geeft als optimaal vochtgehalte van de grond 40 à 60 % van de watercapaciteit.

Fraps en Stages (116) vonden daarentegen, dat het vochtgehalte van de grond in het traject 35 tot 100 % van de watercapaciteit kan variëren zonder dat de nitrificatiesnelheid wordt beïnvloed. Nog hogere vochtgehalten doen de nitrificatiesnelheid echter meestal snel afnemen.

Zöttl (400) vond bij vergelijking van de nitraatvorming bij drie vochtgehalten nl. 40 %, 60 % en 80 % van de watercapaciteit, de grootste nitraatop-hoping bij 60 %. Zöttl citeerde in zijn werk ook de volgende resultaten van andere onderzoekers:

Lees en Quastel: meeste nitraat werd gevormd in die monsters, die bijna met water verzadigd waren.

Skandinavische onderzoekers (niet met name genoemd): optimaal vochtgehalte bij 60 à 65 % van de watercapaciteit.

Van Schreven: optimaal vochtgehalte bij 70 % van de watercapaciteit; bij hogere vochtgehalten nam de nitraatvorming af tot nul.

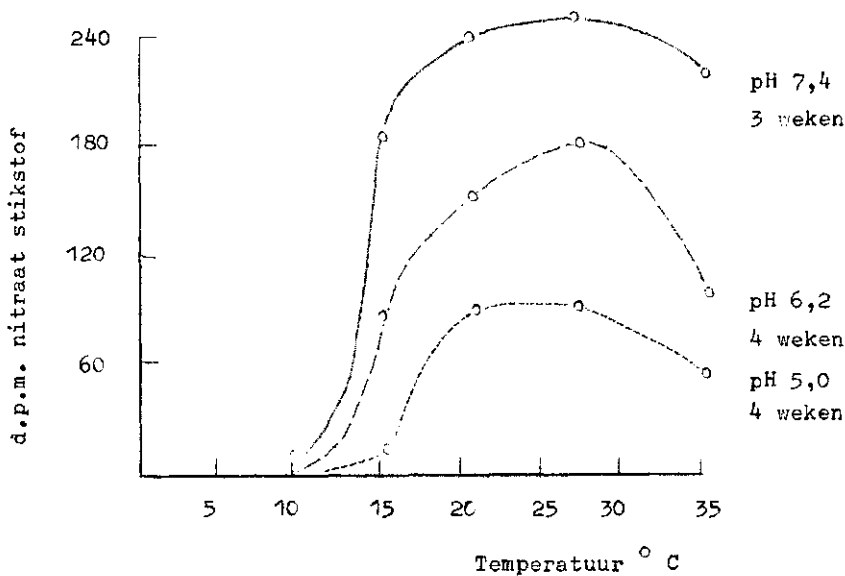
2.5.3.4 Zuurgraad

In het algemeen blijkt de nitrificatie het beste te verlopen in neutrale of alkalische milieus (105, 162, 195, 236, 276, 320, 328 en 342).

Rippel (287) is van mening, dat de nitrificatie eerder door een lage pH wordt geremd dan de ammonificatie. Volgens hem vindt er hierdoor in zure gronden een ophoping van $\text{NH}_4\text{-N}$ plaats, terwijl er nauwelijks enige nitraat wordt gevonden. Ook in de Rothamsted graslandgronden bestond onder grasland op gronden met een pH lager dan 6 cm een neiging tot $\text{NH}_4\text{-N}$ -ophoping.

Frederick (122) vond bij een pH-verhoging van 6,2 tot 7,2, dat de nitrificatiesnelheid bij 15° en 21° C ongeveer 6 maal zo groot werd; bij hogere temperaturen was deze toename iets geringer. De verschillende hoeveelheden $\text{NH}_4\text{-N}$ die bij diverse pH's gedurende incubatie bij verschillende temperaturen werden gevonden, zijn grafisch weergegeven in onderstaande grafiek.

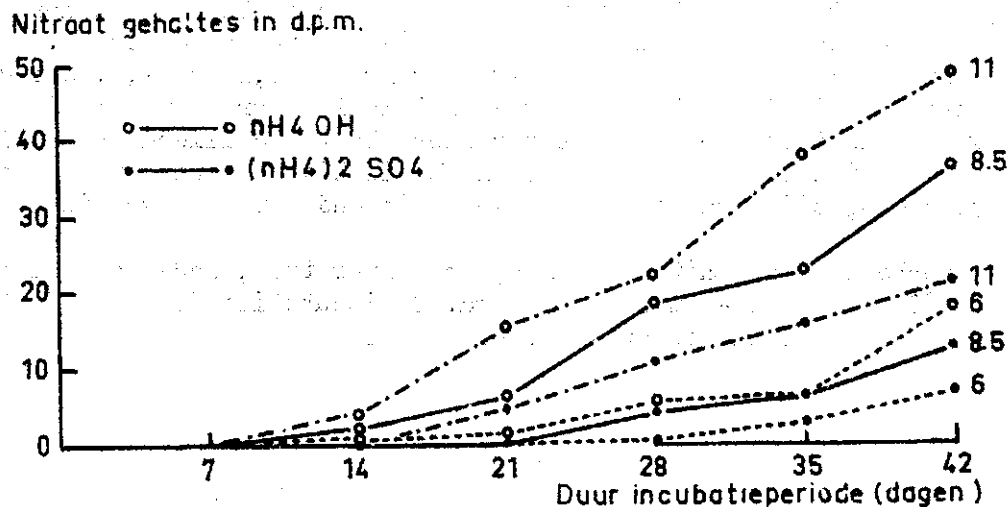
Figuur 33. Verband tussen nitraatvorming en temperatuur, nadat aan de grond 180 d.p.m. $\text{NH}_4\text{-N}$ was toegevoegd. De incubatietijd was bij pH 7,4 drie weken, bij de andere twee 4 weken.



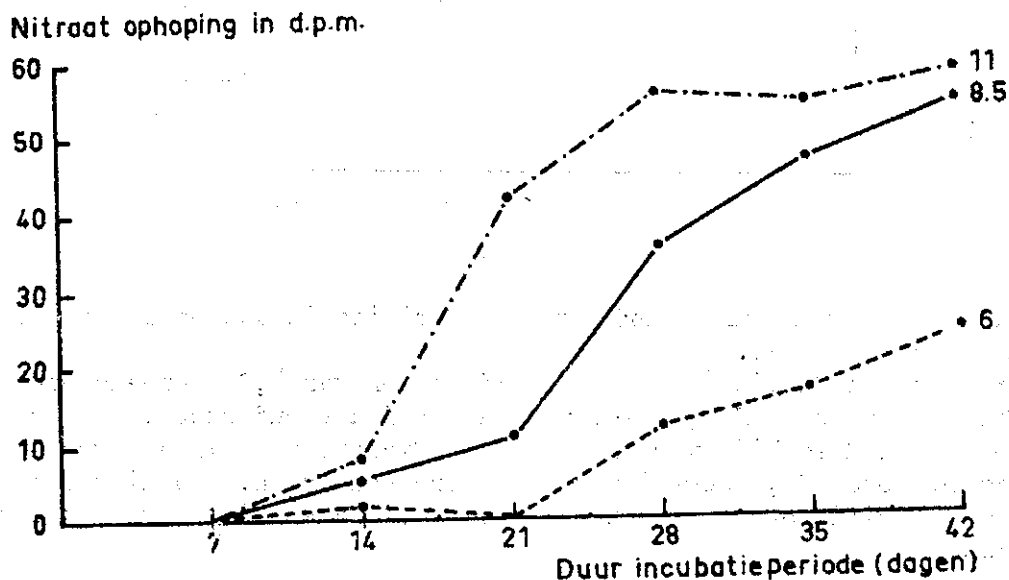
Bij alle temperaturen verloopt de nitrificatie dus beter naarmate de pH van de grond hoger was.

Anderson en Purvis (15) vonden bij een pH van 4,9 eveneens een veel tragere nitrificatie dan bij pH 6,8. Tevens bleek bij dit onderzoek, dat er bij de laagste pH een duidelijk verschil in nitrificatie was bij de twee toegediende $\text{NH}_4\text{-vormen}$. Deze NH_4 , toegediend in de vorm van NH_4OH , werd hier aanzienlijk sneller genitrificeerd dan de NH_4 die toegediend was in de vorm van zwavelzure ammoniak.

Figuur 34 Nitrificatie van de toegediende $\text{NH}_4\text{-N}$ bij een drietal temperaturen (in $^{\circ}\text{C}$)
De pH van de grond was 4,9.



Figuur 35 Idem, doch nu in dezelfde grond waarvan de pH op 6,8 is gebracht.



Hiltbold en medewerker(166) vonden eveneens een dergelijk verschijnsel: een pH die laag genoeg is om de nitrificatie van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ en NH_4NO_3 tegen te gaan, is niet altijd laag genoeg om die van ureum tegen te gaan: waarschijnlijk wordt dus tijdens de hydrolyse de pH zoveel verhoogd dat de nitrificatie juist kan verlopen.

Nu is er ook een aantal onderzoekers dat van mening is dat de pH, binnen zekere grenzen, minder belangrijk is voor de nitrificatie Gløkke (135) motiveert dit met de volgende argumenten:

- a. Niet alle soorten en stammen van de nitrificerende bacteriën hebben dezelfde pH-behoefte.
- b. De pH van de grond kan van plaats tot plaats sterk variëren; zo is het bekend dat in zure gronden alkalische mineralen voorkomen, die omhuld zijn door een vloeistoflaag die alkalisch is.

Ook Thimann (353) is van mening dat in gronden met lage pH zich altijd veel minerale deeltjes bevinden met een hoge pH, waarop de nitrificerende bacteriën hun werk kunnen doen.

Weber en Gainey (380) vonden bij proeven met zure gronden, dat de hoeveelheid nitraat die gevormd wordt gedurende een incubatieperiode ~~niet~~ afhankelijk is van het totale stikstofgehalte van de grond dan van de zuurgraad; zelfs in gronden met een pH van 4,0 werd nog $\text{NH}_4\text{-N}$ genitrificeerd. Genoemde onderzoekers vermoeden dan ook, dat de pH weinig invloed heeft op de nitrificatie.

Lyttleton Lyon (222) wijst in dit verband op de veengronden, waar de nitrificatie veelal goed verloopt.

Zöttl (403) en ook Scheffer (301) zijn van mening dat de minimum pH voor de nitrificatie ongeveer bij 4,0 à 3,7 ligt.

Wat de preciese reden van het pH-optimum van de nitrificerend bacteriën is, is niet geheel duidelijk. Scheffer (301) citeerde de volgende cijfers van Wilson.

Tabel 56. Verband tussen pH en aantal ammoniumoxyderende bacteriën

pH	Aantal
6,2	1 000
6,4	3 500
6,6	6 280
6,8	25 000
7,0	35 000

Alhoewel de nitrificatie in alkalische milieus het beste verloopt, wordt ze bij te hoge pH's weer afgeremd. Skyring en Callow (320) noemen als bovengrens $\text{pH} > 9$. Clark e.a. (43) noemen als oorzaak van deze remming de vorming van vrije ammoniak in alkalische gronden waardoor de nitrificerende bacteriën geremd worden.

2.5.3.5 Remming door anorganische stoffen

Diverse anorganische stoffen blijken, indien in voldoende mate in het milieu aanwezig, de nitrificatie in meer of mindere mate te kunnen remmen. Achtereenvolgens kunnen genoemd worden:

a. Ammoniak

Een te hoge NH_4 -concentratie blijkt, speciaal bij hogere pH's de vorming van nitraat tegen te gaan; hierbij wordt niet de nitrietproduktie doch wel de nitrietoxydatie geremd (1, 73, 249, 255, 328 en 242). Volgens Engel (105) wordt deze schadelijke werking gewoonlijk zwakker naarmate de pH lager is. Aleem e.a. (1) vonden bij nader onderzoek, dat het speciaal de gevormde vrije ammoniak is die de remming bewerkstelligt; verder bleek de ammoniak toxischer te zijn naarmate de pH stijgt doordat er meer vrije ammoniak wordt gevormd naarmate de pH hoger is.

De remming blijkt te berusten op een toxische inwerking van de NH_3 op de nitrietoxyderende bacteriën, terwijl de ammoniumstikstof oxyderende bacteriën (b.v. nitrobacter) zelfs niet door hogere concentraties worden geschaad. Volgens Engel (105) betreft het hier meer een remming van de groei dan van de nitriet oxyderende activiteit. Rippel (286) vond dat een ammoniakconcentratie van 0,0005 reeds een remmende werking had op de groei van nitrosomonas.

b. Nitriet

Skyring en Callow (320) zijn van mening dat zowel nitriet als nitraat toxisch zijn voor de nitrietoxydatie, speciaal bij lage zuurstofspanningen. Scheffer (301) meent daarentegen dat speciaal de nitriet producerende nitrificerende bacteriën door de nitriet geschaad worden.

c. Chloraat

Eveneens volgens Skyring en Callow (320) kan ook chloraat remmend werken op de nitrietoxydatie. Waarschijnlijk is dit echter geen kwestie van remming door chloraat, doch door een reactieproduct hiervan, mogelijk chloriet.

Ook van Schreven (311 en 306) noemt de nitrificerende bacteriën zeer gevoelig voor chloryden; ze komen dan in niet ontzilte grond zo goed als niet voor.

d. Sulfaat

Nitrificerende bacteriën zijn zeer gevoelig voor sulfaten.

e. Cobalt

Meyerhof (in 320) schrijft dat nitrobacter wordt geremd door cobalt.

f. Nikkel

Nelson (eveneens geciteerd in 320) vond dat nitrosomonas wordt geschaad door nikkel.

2.5.3.6 Remming door organische stoffen

Omtrent de invloed van organische stof op het nitrificatieproces is weer veel onderzoek verricht; de gepubliceerde resultaten stemmen echter niet altijd met elkaar overeen; ze spreken elkaar zelfs dikwijls tegen.

De organische stoffen blijken zowel direct als indirect de nitrificatie te kunnen beïnvloeden; direct door een schadelijke invloed van diverse organische stoffen op de nitrificerende bacteriën, indirect doordat door de toediening van organisch materiaal aan de grond de hier aanwezige heterotrophe micro-organismen zich sterk uitbreiden en daardoor de nitrificerende bacteriën kunnen overvleugelen (b.v. door gebrek aan $\text{NH}_3\text{-N}$) (16, 116, 162 en 222).

Dit is speciaal het geval wanneer organische stof die rijk is aan gemakkelijk benutbare koolstof en een hoog C/N heeft, wordt toegediend, omdat dan alle aanwezige stikstof wordt benut door de heterotrophe organismen en er voor de nitrificerende bacteriën dus niets overblijft (222).

De directe schadelijke werking van de organische stof of van bepaalde organische stoffen op de nitrificatie is echter een zeer veel omstreden vraag. Meiklejohn (236) is van mening dat de organische stof in de grond noch een remmende noch een bevorderende invloed op de nitrificatie heeft. Engel (105) is daarentegen van mening dat bepaalde organische stoffen wel degelijk een remmende invloed op de nitrificatie kunnen uitoefenen, waarbij de nitrietvormers gevoeliger zouden zijn dan de nitraatvormers. Scheffer (301) betoogt zelfs dat zolang er gemakkelijk verteerbare organische stof in de grond aanwezig is, nitrosomonas, zelfs bij voldoende concentraties $\text{NH}_4\text{-N}$, geen ammonium oxydatie kan uitvoeren. Volgens laatstgenoemde schrijver verlopen de nitrificatie en de ammonificatie dan ook niet gelijktijdig doch na elkaar.

Als schadelijke stoffen noemen Skyring en Callow (320) het aminozuur methionine Engel (105) histidine (eveneens een aminozuur) en alle stoffen die de neiging hebben met zware metalen complexen te vormen.

Bij dit alles moet echter niet vergeten worden, dat vele van de onderzoeken waarbij een schadelijke invloed van bepaalde organische stoffen op de nitrificatie werd aangetoond, werden uitgevoerd met behulp van reïncultures, waarbij dan soms bepaalde remmingen konden worden geconstateerd, die in de bodem niet of nauwelijks plaatsvinden, omdat de onderhavige stoffen hier zeer snel worden afgebroken (235).

Meerdere onderzoekers (127 en 367) hebben aangetoond dat diverse nematociden doch ook bepaalde herbiciden, fungiciden en insecticiden een remmende invloed kunnen hebben op de nitrificatie. Allerlei onderzoekers (126) menen zelfs m.b.v. dergelijke stoffen, ook wel "N-serve" genaamd, de vorming van nitraatstikstof te moeten tegengaan, opdat minder verliezen (uitspoeling van nitraat en denitrificatie) kunnen plaatsvinden.

Goring (in 126) gebruikte hiervoor b.v. 2-chloro - 6 (trichloromethyl)-pyridine.

2.5.3.7 De grootte van de nitrificerende populatie

Naarmate de populatie van nitrificerende bacteriën in de grond kleiner is, verloopt de nitrificatie over het algemeen langzamer, speciaal bij lagere temperaturen (295). De grootte van de populatie is van allerlei factoren afhankelijk b.v. pH (des te hoger de pH, des te groter de populatie), de diepte in de

grond (volgens Fraps en Stages - 116 - neemt het aantal nitrificerende bacteriën in bijna in alle onderzochte gronden af met toenemende diepte; zelfs op vrij grote diepte - b.v. 45 cm - komt echter nog een behoorlijk aantal nitrificerende bacteriën voor), tijd van het jaar (116 en 227) e.d.

2.2.3.8 Ammonificatie

Aangezien de vorming van de door de nitrificerende bacteriën te oxyderen ammoniumstikstof, behalve uit minerale bronnen, (b.v. kunstmest) voor het grootste deel veelal het eindprodukt van de ammonificatie is en verder de nitrificatie over het algemeen sneller verloopt dan de ammonificatie, is het begrijpelijk dat dit laatste proces een beperkende factor van de nitrificatie kan zijn (162). Hierbij moet echter wel voor ogen gehouden worden dat niet alleen de ammonificatie, doch ook de immobilisatie, de fixatie aan kleimineralen en de opname door de planten de $\text{NH}_4\text{-N}$ -concentraties beïnvloeden. Robinson (288) veronderstelt zelfs, dat in vele graslandgronden, speciaal die met een te lage pH, een te laag $\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalte hebben om een goede nitrificerende populatie te kunnen handhaven. De nitrificerende bacteriën moeten hier nl. om de reeds beperkte $\text{NH}_4\text{-N}$ -hoeveelheden concurreren met de aanwezige heterotrophe micro-organismen en de graswortels.

2.5.3.9 Plantengroei

Ook omtrent de invloed van de plantengroei op de nitrificatie zijn de meningen zeer verdeeld, in het bijzonder aangaande de invloed van grasgroei op de nitrificatie.

Starley (geciteerd in 227) is van mening dat plantenwortels de nitrificatie stimuleren; Lyon en Bizell (in 395) daarentegen schrijven aan de plant een remmende invloed toe.

Wat betreft de invloed van gras op het nitrificatievermogen van de grond zijn Sculides en Clark (328), Cunningham en Cooke (81), Theron (350), Robinson (288), Woldendorp (395), Wheeler (382) en Klinge (195) van mening, dat de nitrificatie in graslandgrond langzamer verloopt dan in overeenkomstige akkerbouwgrond. Daarentegen menen Eggleton (in 288), Martin (227), Richardson (285), Millbank (241) en Dubey (94) dat de nitrificatie in geïncubeerde graslandgrond normaal verloopt indien er ten minste geen storende factoren aanwezig zijn.

Ook de verklaringen voor de eventueel waargenomen remmingen van de nitrificatie in graslandgrond lopen sterk uiteen.

Klinge e.a. (195) vermoeden, dat de remming een gevolg is van de hoge CO_2 -gehalten van de bodemlucht onder grasland.

Theron (350) is daarentegen van mening, dat de graswortels kleine hoeveelheden organische stof afscheiden, die remmend werken op de nitrificerende bacteriën. In een latere publikatie (350) komt Theron hier echter op terug en zegt dan dat niet de nitrificatie, doch de ammonificatie op de een of andere manier door het gras wordt geremd.

In zijn zeer recent verschenen publikatie over dit onderwerp veronderstelt Robinson (288) dat in vele graslandgronden het $\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalte te laag is om een goed nitrificerende populatie te kunnen opbouwen en handhaven. In braak liggende gronden en in akkerbouwgrond is het $\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalte weliswaar meestal ook gering,

doch hier is het $\text{NO}_3\text{-N}$ -gehalte meestal aanzienlijk hoger dan dat van grasland; deze $\text{NO}_3\text{-N}$ is nu oorspronkelijk ook als $\text{NH}_4\text{-N}$ aanwezig geweest; m.a.w. het verschil tussen ammonificatie en immobilisatie is in akkerbouwgronden meestal groter dan in graslandgrond, zodat zich in de akkerbouwgrond een nitrificerende bacteriepopulatie kan opbouwen en handhaven. In graslandgrond wordt de geproduceerde $\text{NH}_4\text{-N}$ te snel weer opgenomen door de heterotrophe micro-organismen en door de graswortels. Robinson ziet in de resultaten van Thompson en Coup^{x)} (354) en in die van Richardson^{xx)} (285) een bevestiging van zijn theorie.

2.5.3.10 Zonlicht

Meerdere onderzoekers hebben aangetoond dat de nitrificatie sneller in het donker verloopt dan in het licht (320). Fraps en Stages (116) zijn echter van mening dat dit voor de nitrificatie in de grond minder belangrijk is, omdat het licht toch maar een klein eindje de grond kan binnendringen, terwijl de nitrificatie gewoonlijk plaatsvindt in de vochtige grond gelegen direct onder het dunne laagje dat aan het zonlicht staat bloot gesteld en waar het zonlicht niet kan doordringen. Uit proeven is dan ook gebleken, dat zonlicht geen directe invloed heeft op de nitrificatie in de grond; wel moet men de grond natuurlijk niet laten uitdrogen.

2.5.3.11 Jaargetijde

Bij bestudering van de nitrificatie in de grond gedurende het jaar ziet men zowel in het voorjaar als in het najaar een depressie. Wanneer de nitrificatiesnelheid het grootst is, hangt voornamelijk af van de factoren temperatuur, neerslag en aeratie (326).

- x) Thompson en Coup vonden als normale gehalten in grasland: 8 d.p.m. $\text{NH}_4\text{-N}$ en 1 d.p.m. $\text{NO}_3\text{-N}$. Door urinetoediening steeg eerst het $\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalte (tot 600 d.p.m.) en daarna het $\text{NO}_3\text{-N}$ -gehalte. Dat dit geen kwestie was van pH-verhoging door de urine mag blijken uit het feit, dat de nitrificatie goed verliep in deze grond indien het gras was gedood.
- xx) Richardson voegde aan de grond zwavelzure ammoniak toe zonder een verhoging van het $\text{NO}_3\text{-N}$ -gehalte te vinden, volgens Robinson omdat de toegediende $\text{NH}_4\text{-N}$ te snel werd geïmmobiliseerd en door de planten opgenomen om een populatieopbouw van de nitrificerende bacteriën toe te laten.

3. Onttrekking van stikstof aan de kringloop

3.1 Opname door de planten

Hoewel vele planten in staat zijn kleine hoeveelheden organische stikstof op te nemen, zijn ze voor hun stikstofvoorziening voornamelijk aangewezen op minerale stikstof en wel in het bijzonder op het meest voorkomende ammonium- en nitraatstikstof (158, 228, 280, 300, 310, 335 en 367a).

De meeste planten blijken in staat te zijn zowel ammonium- als nitraatstikstof in behoorlijke hoeveelheden op te nemen; er zijn echter een klein aantal planten bekend m.n. rijst en azalea's die ammonium-stikstof duidelijk prefereren boven nitraatstikstof (310).

Wanneer zowel ammonium- als nitraatstikstof in de grond voorkomen, zal de mate waarin deze vormen worden opgenomen afhankelijk zijn van de soort plant, de ouderdom van de plant, de ademhalingsintensiteit e.d. (162 en 346). Verder speelt ook de opneembaarheid van de betreffende stikstofverbindingen een belangrijke rol. De ammoniumstikstof is in het algemeen voor een groot deel aan het adsorptiecomplex geadsorbeerd, soms zelf der mate stevig dat men van fixatie spreekt, terwijl de nitraatstikstof in het geheel niet wordt vastgelegd en diens gevolg veelal veel gemakkelijker opneembaar is (162). Daarnaast moet de plant voor zover het ammoniumstikstof betreft, soms ook bij nitraatstikstof, concurreren met de immobiliserende organismen (360), terwijl ten slotte ook de nitrificatie in dezen een zeer belangrijke rol speelt; verloopt dit proces namelijk slecht of in het geheel niet dan heeft de plant uitsluitend of vrijwel uitsluitend de beschikking over ammoniumstikstof, is ze daarentegen zeer sterk dan zal er bijna uitsluitend nitraatstikstof ter beschikking zijn (176).

Grassen blijken in staat te zijn zowel ammonium- als nitraatstikstof op te nemen (140a en 284); terwijl verder bekend is dat gras zeer veel stikstof kan opnemen en dat de aanwezige stikstof ook zeer snel wordt opgenomen (228 en 376). Men veronderstelt dan ook dat de reden van het lage minerale-stikstofgehalte onder grasland moet worden gezocht in deze snelle opname door de planten en in de omvang van de immobilisatie door micro-organismen die de door de grassen in de grond gebrachte organische stoffen afbreken.

3.2 Vervluchtiging

3.2.1 Denitrificatie

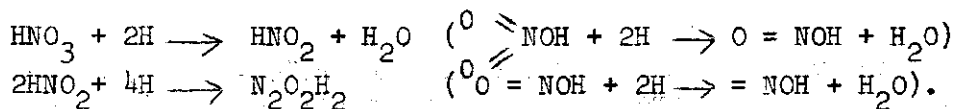
Denitrificatie is een microbiologisch proces^{x)}, waarbij nitraat wordt gereduceerd tot gasvormige stikstofcomponenten. Volgens Engel (106) is de benaming denitrificatie echter niet altijd juist, omdat een aan de nitrificatie tegengestelde reactie bij NH_3 moet eindigen. Voor de vorming van NH_3 uit nitraat of nitriet wordt daarom wel de term nitraatammonificatie gebruikt. Woldendorp (395) en Moraghan (244) vonden echter, dat de reductie van nitraat tot ammoniak voor de grond niet belangrijk is. Onderzoekingen van Bremner en Shaw (56) toonden echter aan dat bij denitrificatie in met water verzadigde gronden waaraan glucose was toegevoegd, naast nitriet ook kleine hoeveelheden ammoniak vrijkwamen.

De bij de denitrificatie ontstane vluchtige stikstofcomponenten kunnen uit de grond ontsnappen, waardoor ze voor de plantengroei verloren zijn, doch volgens Pochon et de Barjac (276) is dit niet altijd het geval, omdat een deel ook weer direct benut kan worden.

3.2.1.1 Het verloop van de reacties

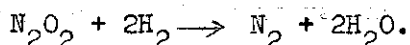
Bij de denitrificatie fungeert het nitraat als waterstof (of electron) acceptor tijdens de dehydrogenatie van organische en soms ook anorganische substraten (Bremner en Shaw - 55 -).

Kluijver en Verhoeven (2) stellen zich het verloop van de reacties als volgt voor:



Het bij de tweede reactie gevormde vrije radicaal $= \text{NOH}$ is natuurlijk zuiver hypothetisch; het gaat dan ook dimerisatie aan: $2 (= \text{NOH}) \longrightarrow \text{N}_2\text{O}_2\text{H}_2$, of het reageert met waterstof: $= \text{NOH} + 2\text{H} \longrightarrow \text{NH}_2\text{OH}$ (24).

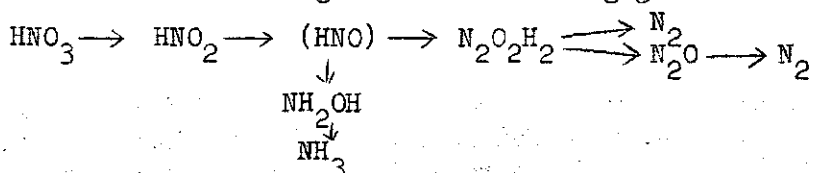
Het gevormde $\text{N}_2\text{O}_2\text{H}_2$ splitst zich gemakkelijk in H_2O en N_2O of gaat een verbinding met waterstof aan, waarbij N_2 wordt gevormd.



Ook het stikstofoxyduul (N_2O) kan een verbinding aangaan met waterstof:



Samenvattend kan dus het geheel worden weergegeven door het volgende schema:



x) Volgens Corbet en Wooldridge (76) vindt er naast deze microbiologische in de tropen en subtropen ook nog een photochemische denitrificatie plaats.

Bij proeven van Cady en Bartholomew (66) in een argonmilieu werd het eerst, en wel nadat de monsters één dag geïncubeerd waren, NO merkbaar. De maximum hoeveelheid hiervan steeg echter niet boven 5 % van de toegediende gemerkte hoeveelheid stikstof, hetgeen doet vermoeden dat de NO in evenwicht is met andere reductieprodukten. Na 6 dagen begon zich N_2O op te hopen en dit bereikte zijn maximum op de 21e dag en verdween daarna weer geleidelijk om plaats te maken voor N_2 .

3.2.1.2 De uitvoerende micro-organismen

Het vermogen om bij afwezigheid van O_2 organische en anorganische stoffen te oxyderen met behulp van de zuurstof van nitraat of nitriet, bezitten vele micro-organismen. De meerderheid hiervan kan de reactie volgens Engel (106) slechts uitvoeren tot nitriet en slechts een relatief gering aantal soorten kan de reactie tot N_2 volbrengen. Alleen bacteriën kunnen de denitrificatie uitvoeren.

De denitrificerende bacteriën kunnen op een aantal manieren worden onderverdeeld:

Volgens Pochon en de Barjac (276):

1. De groep die NO_3 reduceert tot NO_2 - dit kan gedaan worden door een zeer groot aantal soorten (85 % van de ²getoetste soorten).
2. De groep die NO_3 reduceert tot NH_3 ; deze groep omvat eveneens een groot aantal soorten (45³%) van de ²getoetste.
3. De groep die NO_3 kan reduceren tot N_2 (4 % van de ²getoetste soorten).

Volgens Engel (106):

- a. Obligaat heterotrophe denitrificerende bacteriën - dit is de grootste groep en voor de hiertoe behorende soorten komen alleen organische stoffen als waterstofdonatoren in aanmerking.
- b. Fakultatief chemo-autotrophe denitrificerende bacteriën: Deze kunnen zowel organische als anorganische stoffen als waterstofdonatoren gebruiken.
- c. Obligaat chemo-autotrophe denitrificerende bacteriën. De hiertoe behorende bacteriën zijn alleen in staat anorganische stoffen als ~~H~~-donator te gebruiken.

3.2.1.3 Invloed van uitwendige omstandigheden

a. Zuurstofspanning

Hoewel vroeger algemeen werd aangenomen dat denitrificatie alleen in anaerobe milieus ^{x)} kon plaatsvinden, vond Meiklejohn (geciteerd door Hiltbold e.a. (166)) dat bepaalde bacteriën zowel onder aerobe als anaerobe omstandigheden kunnen deni-

x) In de literatuur wordt naast de term denitrificatie ook wel de term "aerobe denitrificatie" gebruikt waarmee men wil zeggen dat er in aerob milieu tijdens de nitrificatie stikstofverlies optreedt (53); deze term is echter niet juist (zie ontleding van nitriet).

trificeren. Vele latere onderzoekingen hebben ook aangetoond, dat de denitrificerende bacteriën de aangeboden energiebronnen zowel aerobe, met vrije O_2 als anaerobe, met aan stikstof gebonden zuurstof, kunnen oxyderen (m.a.w. de denitrificerende bacteriën zijn facultatief anaeroob(55))^{x)}. Wanneer echter zowel nitraat als zuurstof aanwezig is, dan wordt over het algemeen de voorkeur gegeven aan de zuurstof (262, 316 en 395). Dit gaat echter slechts dan op, wanneer de vraag naar zuurstof kleiner is dan het aanbod (249). De critische zuurstofconcentraties die voor deze voorkeur noodzakelijk zijn, zijn echter niet voor alle micro-organismen en omstandigheden gelijk; dit hangt natuurlijk ook af van de vraag naar zuurstof (249 en 395).

De in de literatuur over dit onderwerp weergegeven meningen omtrent de invloed van zuurstof op het denitrificatieproces lopen zeer sterk uiteen en spreken elkaar dikwijls tegen:

Nommik (253) en Bremner en Shaw (56): in goed geaereerde gronden is denitrificatie van ondergeschikt belang.

Broadbent (58): In de grond vindt vrijwel altijd denitrificatie plaats.

Allison e.a. (7): Hoewel de denitrificerende bacteriën erg gevoelig zijn voor zuurstof, kan zelfs door een sterke doorluchting de denitrificatie niet geheel worden afgeremd doch wel sterk gereduceerd.

Schwartzbeck e.a. (314): De denitrificatie neemt af naarmate meer zuurstof in het milieu voorkomt. Zij vonden gedurende een bepaalde periode de volgende denitrificatieverliezen:

1,0 à 1,6 % O_2	(volume-procenten)	100 (gesteld)
4 à 5,7 % O_2		20
7 à 8,5 % O_2		4

Deze verschillende resultaten zijn echter om allerlei redenen niet te verbazen. Woldendorp (395) geeft als verklaring voor deze verschillen het feit, dat de zuurstofspanning bij de proeven op wier resultaten de bovengenoemde conclusies zijn gebaseerd, zeer verschillend is. In de grond bestaat namelijk een evenwicht tussen: Opgeloste zuurstof $\rightleftharpoons$ zuurstof in de bodematmosfeer $\rightleftharpoons$ zuurstof in de vrije atmosfeer

Het eerstgenoemde evenwicht blijkt nu door allerlei factoren beïnvloed te kunnen worden m.n.

zuurstofopname door plant, microflora en microfauna
 zuurstofspanning in de bodemlucht
 temperatuur (hoe hoger de temperatuur, des te minder zuurstof kan er opgelost worden in de bodemlucht terwijl ook de zuurstofconsumptie bij hogere bodemtemperaturen meestal hoger is).
 diffusiesnelheid van de zuurstof^{xx)}.

Het tweede evenwicht kan op zijn beurt beïnvloed worden door:

zuurstofspanning in de lucht boven het grondoppervlak
 zuurstofconsumptie

x) Volgens Woldendorp (355) is het niet altijd een vervanging van O_2 ; als voorbeeld noemt hij *Vibrio succinogenes*, waarbij nitraat fumaraat en malaat als waterstof acceptor kan vervangen; zuurstof wordt door deze bacteriën nl. pas benut, wanneer de concentratie lager dan 2 % is.

xx) Volgens Owens (265) komen de denitrificerende bacteriën hoofdzakelijk voor in de capillaire poriën ($< 6 \mu$) en in deze poriën moet de zuurstof hoofdzakelijk door diffusie binnentreden.

vochtigheid van de grond
doorlaatbaarheid van de grond
diepte in de grond
diffusiesnelheid (deze wordt op haar beurt natuurlijk weer door allerlei factoren als grootte der watervrije poriën, of aggregaatgrootte, vochtgehalte, temperatuur en O_2 verbruik bepaald (53).

Wil men dan ook het effect van zuurstof op de denitrificatie bestuderen, dan is het onvoldoende de zuurstofspanning in de lucht boven de grond of zelfs in de bodemlucht te variëren, omdat vele andere factoren een rol spelen bij de tot standkoming van de in het bodemvocht opgeloste hoeveelheid zuurstof. Zo zullen ook de toediening van organische stof (stimulering van de zuurstofconsumptie), hoog vochtgehalte, hogere temperaturen meer of minder anaerobe omstandigheden in de hand kunnen werken.

Cady en Bartholomew (67) schrijven de verschillen in resultaten vooral toe aan de zeer verschillend samengestelde denitrificerende flora in de bij de proeven gebruikte gronden, terwijl ook de activiteit van een denitrificerende populatie sterk kan verschillen. Genoemde onderzoekers vonden b.v. dat met water verzadigde gronden veelal een niet erg actieve denitrificerende microflora hebben en veelal zwakker is dan die in goed doorluchte gronden.

Schwartzbeck e.a. (314) voegen hieraan nog toe, dat ook het ontwikkelingsstadium waarin een populatie zich bevindt, van invloed kan zijn. Wanneer in de grond gemakkelijk verteerbare organische stof aanwezig is, ontwikkelt zich een grote microflora waaronder, gezien het grote aantal micro-organismen dat kan denitrificeren, natuurlijk ook veel denitrificeerders. Zo lang deze populatie zich uitbreidt bij aanwezigheid van niet te veel zuurstof, b.v. 1 à 1,5 %, worden zowel de aan de stikstof gebonden zuurstof als de aanwezige vrije zuurstof beide gebruikt als waterstofacceptors. Wanneer de uitbreiding van de microflora echter zijn hoogtepunt heeft bereikt, dan wordt aan de vrije zuurstof de voorkeur gegeven boven de aan de stikstof gebonden zuurstof. Volgens genoemde onderzoekers worden in een zuurstofbevattend milieu slechts NO_3 en andere zuurstof bevattende stikstofverbindingen gedenitrificeerd wanneer er een grote biologische druk bestaat (een zich sterk uitbreidende microflora). Ook hier zal de grote zuurstofconsumptie van de zich uitbreidende microflora echter wel een belangrijke rol spelen.

Het behoeft dan ook niet te verbazen dat het ook in goed geëereerde gronden plaatselijk anaerob kan zijn^{x)}, terwijl het ook mogelijk is dat aerobe delen door bevochtiging, vlugge O_2 -opname of door CO_2 -produktie anaerob worden. Loewenstein en medewerkers (216) zijn dan ook van mening, dat denitrificatie en nitrificatie gelijktijdig kunnen plaatsvinden; het nitraat dat bij de nitrificatie in goed doorluchte delen of tijdens aerobe ogenblikken wordt gevormd, kan in zuurstof-armere delen terecht komen, waar het dan aan denitrificatie onderworpen kan worden.

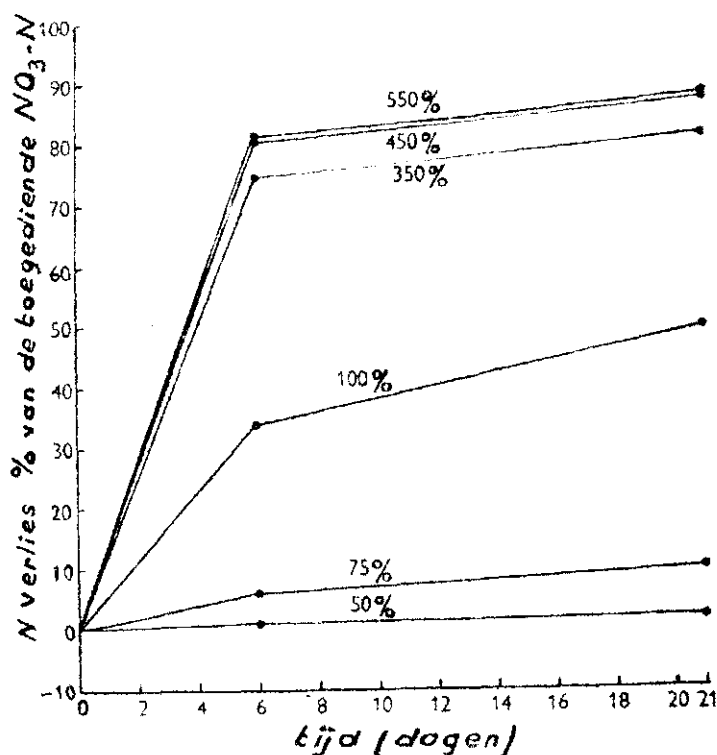
b. Vochtigheid

De invloed van het vochtgehalte van de grond op de denitrificatie is in de meeste gevallen een indirecte invloed, omdat de waterhuishouding van de grond de

x) Hierbij denkt Woldendorp (394) niet alleen aan de kleinere poriën doch ook aan de waterfilters rond de wortels, waarin de vraag naar zuurstof door de consumptie door wortels en de rhizosfeer micro-organismen groot is.

de zuurstofhuishouding ervan sterk beïnvloedt. Op vele plaatsen waar water aanwezig is, kan zoals we in de vorige paragraaf gezien hebben, moeilijk zuurstof komen. Verschillende onderzoekers m.n. Broadbent (58), Jansson en Clark (179), Bremner en Shaw (56) en Schwartzbeck e.m. (314) zijn dan ook van mening, dat het vochtgehalte van de grond van belang is voor de denitrificatie; d.w.z. door hogere vochtgehalten wordt de denitrificatie bevorderd.

Figuur 36.5 gram grond werd in Kjeldahl-flesjes geïncubeerd bij 25° C met 5 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ (als KNO_3) en 15 mg C (als glucose) opgelost in verschillende hoeveelheden water. Het watergehalte van de grond is aangeduid in percentages van de watercapaciteit



Onderzoekresultaten van Jansson (176) hebben echter geleerd dat de mineralisatiesnelheid hierbij ook een belangrijke rol speelt (zie tabel 59 enkele bladzijden verder).

Woldendorp (395) vond alleen op veengrasland een duidelijke positieve invloed van het vochtgehalte op de denitrificatie. Hetzelfde verschil in vochtgehalte (80 of 95 % van de watercapaciteit) had in zand- en kleigrasland geen denitrificatieverschillen ten gevolge.

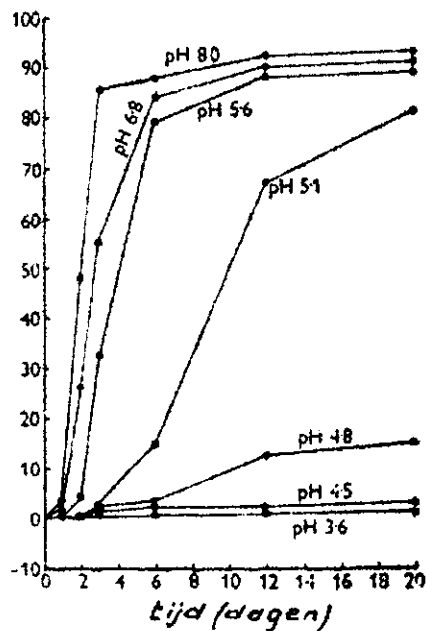
Omtrent de vraag of het vochtgehalte ook een directe invloed heeft op de denitrificatie, heersen tegenstrijdige meningen; Pochon en de Barjac (276) vonden dat bij afwezigheid van zuurstof de denitrificatie niet geïntensiveerd wordt door een verhoging van het vochtgehalte van de grond, terwijl Cady en Bartholomew (66) bij proeven in een argon-milieu daarentegen wel een toename van de denitrificatie bij toenemende vochtigheid vonden.

c. Zuurgraad

Evenals andere biologische processen is ook de denitrificatie afhankelijk van de pH. Broadbent (58) vond een maximum bij een pH 6,3; was de pH hoger dan wel lager, dan nam de denitrificatie af.

Ook Bremner en Shaw (56) hebben bij hun proeven gevonden, dat de denitrificatie in zure gronden (pH 3,6 - 4,8) zeer langzaam verloopt en dat dit proces sneller verloopt naarmate de pH hoger is.

Figuur 37. Invloed van de pH van de grond op de denitrificatie. Monsters bestaande uit 5 g grond werden bij diverse pH's geïncubeerd bij 25° C, nadat 11 ml water dat 5 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ (als KNO_3) en 15 mg C (als glucose) bevatte, was toegevoegd.



Deze proeven van Bremner en Shaw doen zelfs vermoeden dat er beneden een pH 5 geen significant stikstofverlies door denitrificatie plaatsvindt. Ook Pochon en de Barjac vonden bij een pH van 4,5 geen denitrificatie meer.

In tegenstelling met Broadbent (58) vonden Bremner en Shaw (56) niet, dat de denitrificatie bij hogere pH's eveneens terugliep. Ook Pochon en de Barjac (276) komen tot de conclusie dat de denitrificatie door hogere pH's niet wordt afgeremd.

Welke precies de nadelige werking van de lagere pH's is, is niet met zekerheid te zeggen; Jansson en Clark (179) zoeken de oorzaak in het feit, dat er bij lagere pH's in het algemeen minder bacteriën voorkomen. Pochon en de Barjac vonden verder, dat het geen kwestie van Ca- of Mo-gebrek is, aangezien toediening van deze elementen geen invloed op het denitrificatieproces had. Zij vermoeden dat het een kwestie van nitrietvergiftiging is. Valera en Alexander (365) hebben bij recent uitgevoerde onderzoeken de volgende gegevens gevonden:

Alhoewel zelfs in gronden met lage pH's ~~nog~~ denitrificerende bacteriën werden gevonden, is hun aantal hier zeer gering en waarschijnlijk niet in staat een significant N-verlies te veroorzaken. In tegenstelling tot Jensen (in 365) vonden Valera en Alexander (365) een duidelijk verband tussen pH en aantal denitrificerende bacteriën in de grond, met dien verstande dat dit aantal afnam naarmate de pH lager werd. Valera en Alexander (365) zijn van mening dat Jensen dit verband niet heeft kunnen vinden, aangezien bij dit onderzoek te veel grondsoorten werden betrokken, waardoor het pH-effect door andere factoren gemaskeerd werd.

Naast het bovengenoemd verband vonden Valera en Alexander (365) echter ook dat de grootte van de totale bacteriepopulatie positief gecorreleerd is met de pH; de denitrificerende bacteriën waren echter gevoeliger voor lagere pH's dan de andere bacteriën.

Verder bleek de pH niet alleen invloed te hebben op de grootte van de denitrificerende populatie, doch ook op de mogelijkheid van diverse denitrificerende bacteriën om nitraat en nitriet te denitrificeren.

Tabel 52. Effect van de pH op de denitrificatie, uitgedrukt in μ l gas dat per uur vrijkwam van 1 mg bacteriestikstof

	pH						
	4,0	5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	9,8
Micrococcus denitrificans	0	64	105	168	214	116	-
Achromobacter H-136	0	0	112	127	157	10	-
Pseudomonas denitrificans	0	15	196	138	92	0	0
Bacillus licheniformis	4	4	108	125	102	60	14

In geen der vier getoetste gevallen bleek er dus veel NO_3 te worden gedenitrificeerd bij pH's beneden 5,0. De pH-optima lagen echter niet bij alle soorten bij dezelfde pH.

d. Temperatuur

Ook hier doet zich de moeilijkheid voor, dat de temperatuur zowel een directe als een indirecte invloed op de denitrificatie heeft. De indirecte invloed werkt via de hoeveelheid zuurstof in de grond; door hogere temperaturen neemt nl. ener-

zijds de oplosbaarheid van zuurstof in water af en wordt anderzijds de consumptie door micro-organismen en plantenwortels vergroot (395).

Nömmik (253) constateerde dat er beneden een temperatuur van 3° C nauwelijks enige denitrificatie plaatsvindt, terwijl Bremner en Shaw (56) zelfs bij een temperatuur van 2° C nog denitrificatieverliezen vonden (zie tabel 58). Wel waren er duidelijke verschillen tussen de diverse getoetste gronden; ook bij deze onderzoeken werd in bepaalde gronden nauwelijks enige of geen denitrificatie gevonden in het temperatuurtraject van 2° - 5° C.

Tabel 58. Effect van de temperatuur op de stikstofverliezen in met water verzadigde grond, die geïncubeerd werd na toevoeging van nitraat en glucose (5 g grond werd bevochtigd met 11 ml water, dat 5 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ (als KNO_3) en 15 mg C (als glucose) bevatte)

Temperatuur	Incubatiетijd in dagen				
	3	6	9	15	30
	N-verlies (in % van de toegevoegde $\text{NO}_3\text{-N}$)				
2° C	0	0	0	3	20
10° C	10	24	73	78	80
13° C	13	68	74	79	80
16° C	15	77	77	80	83
20° C	42	81	82	84	85
25° C	79	81	84	86	87
30° C	82	84	86	86	92
40° C	80	82	85	88	91
50° C	81	83	86	88	90
60° C	85	87	89	91	92
70° C	0	0	0	0	0

Uit deze resultaten blijkt dus dat de denitrificatiesnelheid in het traject 10 - 25° C duidelijk stijgt, doch dat bij nog hogere temperaturen (tot 70° C) geen duidelijke verschillen meer aan het licht komen. Bij ongeveer 70° C blijkt daarna de denitrificatie plotseling tot stilstand te komen.

e. Organische stof

Vele onderzoekers m.n. Nömmik (253), Corbet en Wooldridge (76), Broadbent (58), Jansson en Clark (179), Bremner en Shaw (55) zijn van mening, dat de aanwezigheid van gemakkelijk oxydeerbaar organisch materiaal de denitrificatie bevordert. Als voorbeeld hiervan de resultaten van enig onderzoek hieromtrent, uitgevoerd door Jansson (176):

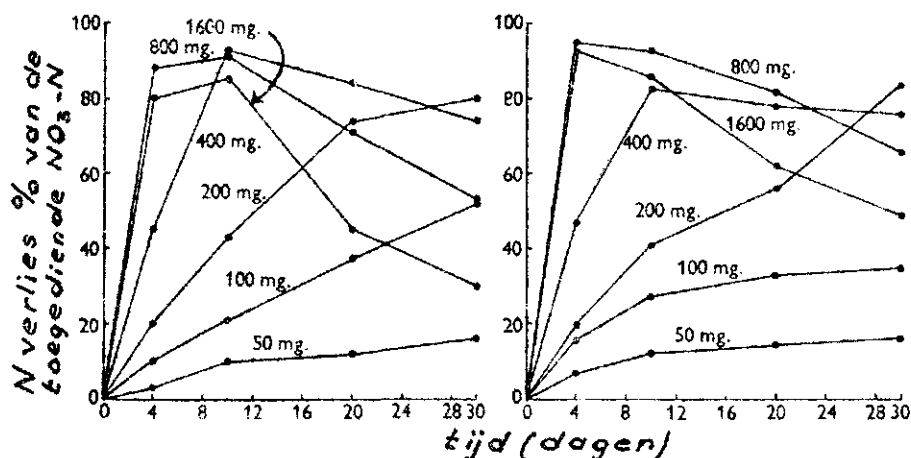
Tabel 59. Het anorganische stikstofgehalte van de grond bij verschillende vochttrappen nadat deze 66 dagen was geïncubeerd. Monster a bestond uit grond waaraan 100 d.p.m. $\text{NH}_4\text{-N}$ was toegediend; monster b was hetzelfde als a met dien verstande dat hier nog een hoeveelheid tarwestro aan was toegevoegd; N in d.p.m. van de luchtdroge grond

a. N-fractie	Watergehalte in % van de veldcapaciteit					
	15	20	30	40	50	60
NH_4	22	10	10	11	10	13
NO_3	131	157	160	178	174	49
totaal	153	167	170	189	184	62
b. NH_4	12	14	14	13	14	18
NO_3	48	45	48	50	19	2
totaal	60	59	62	63	33	20

Zonder strotoediening werd dus bij 60 % van de WHC een duidelijk denitrificatieverlies waargenomen. Door strotoediening (waardoor ten gevolge van de optredende immobilisatie de anorganische stikstofgehalten lager zijn) is daarentegen reeds bij 50 % van de WHC een duidelijke denitrificatie waar te nemen. Hoe gemakkelijker verteerbaar dit materiaal is, des te meer wordt de denitrificatie bevordert (glucose bevordert de denitrificatie meer dan tarwestro).

Bremner en Shaw (56) vonden, dat naarmate meer organische stof aan de grond werd toegevoegd (in dit geval tarwestro), de denitrificatieverliezen groter waren.

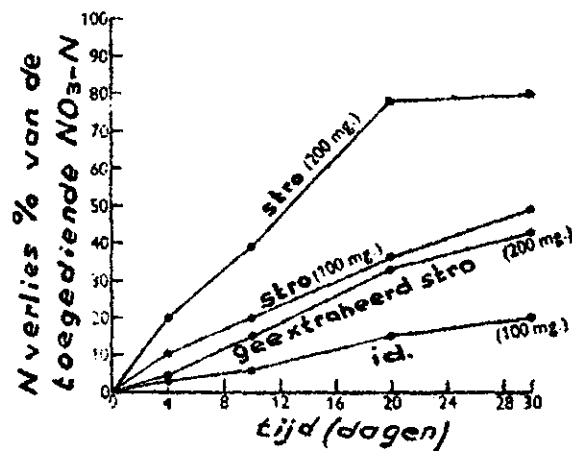
Figuur 38. Stikstofverlies van met water verzadigde gronden die werden geïncubeerd met nitraat en verschillende hoeveelheden tarwestro, bij 25° C.



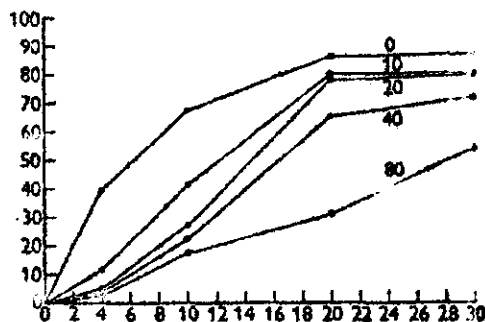
Ook Wijler en Delwich (in Pochon en de Barjac - 276) konden, door verhoging van het organische-stofgehalte meer denitrificatie constateren. Zij vonden dat door de hoeveelheid toegediende fijngemalen luzerne 7 à 8 x te vergroten, een verdubbeling werd verkregen van de hoeveelheid N_2 die ontsnapte.

Bremner en Shaw (56) vonden ~~oeter~~ verder, dat het speciaal de gemakkelijk oplosbare bestanddelen van het toegediende tarwestro zijn die de denitrificatie bevorderen. Werd het toe te dienen tarwestro namelijk voor de toediening eerst geëxtraheerd met water, of gecomposteerd, dan werd de denitrificatie in veel geringere mate bevorderd.

Figuur 39. Stikstofverlies, in procenten van de toegevoegde NO_3-N , van met water verzadigde grond die geïncubeerd werd met verschillend behandelde hoeveelheden tarwestro; incubatietemperatuur $25^\circ C$.



Figuur 40. Idem, doch nu geïncubeerd met 250 mg tarwestro dat voor de toediening 0, 10, 20, 40 of 80 dagen bij $25^\circ C$ was geïncubeerd



Ook uit een andere proef van Bremner en Shaw (56), waarbij verschillende soorten organisch materiaal (lignine, zaagsel, gras, stro en cellulose) aan de te incuberen grond werden toegediend, bleek, dat naarmate het toegediende organische materiaal resistenter tegen ontbinding door bodemorganismen is, de denitrificatieverliezen gedurende de incubatieperiode geringer te zijn.

Tabel 60. Stikstofverlies bij incubatie van met water verzadigde gronden, waaraan nitraat en verschillende organische stoffen waren toegediend. Incubatieduur 30 dagen; incubatietemperatuur 25° C

	Toegediende hoeveelheid (mg per 5 g grond)		
	50	100	200
Lignine	8	11	15
Zaagsel	9	12	18
Gras	13	36	60
Stro	14	37	84
Cellulose	90	91	90

Zowel de verhoging van de toegediende hoeveelheid organische stof als het toedienen van gemakkelijker verteerbaar materiaal, doen dus de denitrificatie toenemen.

Volgens Woldendorp (395) kan de organische stof zijn invloed op twee manieren uitoefenen:

- a. Zij stimuleert de ontwikkeling van micro-organismen in de grond, waarbij de zuurstofconsumptie sterk toeneemt.
- b. De organische stof fungeert als waterstofdonor.

Curtis en Clark (82) voegen hier nog aan toe, dat de energierijke organische stoffen gebruikt worden om energie voor de reductiereacties te leveren, doch zij zien in de toevoeging van organische stoffen ook een remming van de denitrificatie, omdat door de aanwezigheid van het energierijke materiaal ook vele andere micro-organismen zich gaan ontwikkelen, waardoor de consumptie van minerale stikstof stijgt, met het gevolg dat er minder nitraat ter beschikking van de denitrificerende bacteriën staat.

Ondanks de resultaten van bovengenoemde proeven, waarbij de aanwezigheid van organische stof in de grond dus een duidelijke en positieve invloed heeft op de denitrificatie, vond Woldendorp (395) dat niet de hoge organische-stofgehalten in blijvend grasland de voornaamste factor is die invloed heeft op de denitrificatie. Bij vergelijking van denitrificatieverliezen bij blijvend grasland en nieuw, op bouwland ingezaaid grasland, vond Woldendorp dat deze verliezen bij blijvend grasland op een zelfde grond (zelfde pH en zelfde vochtgehalte) weliswaar groter waren, doch dat de factor grasgroei van veel meer betekenis was.

f. Plantengroei

Speciaal Woldendorp (395) heeft zich bezig gehouden met onderzoek over de invloed van de plantengroei op de denitrificatie en wel in het bijzonder met de invloed die hierop wordt uitgeoefend door gras. Genoemd onderzoeker heeft deze invloed op twee manieren bestudeerd:

1. Door het doden van de planten van zoden, afkomstig uit oud blijvend grasland (de planten werden daartoe zeer frequent gemaaid). Na toediening van stikstof aan de zoden werden de in de volgende tabel vermeld staande stikstofverliezen gevonden.

Tabel 61. De invloed van levende graswortels op het percentage stikstof dat na toediening van een hoeveelheid minerale stikstof verloren is gegaan

	N-bron	Bovenaardse delen	Minerale N in de grond	Wortels	Gefixeerd en anorganisch gebonden	Verlies
Levende wortels	$\text{NO}_3\text{-N}$	50	-	17	16	17
Gedode wortels	$\text{NO}_3\text{-N}$	-	85	-	6	9
Levende wortels	$\text{NH}_4\text{-N}$	55	-	17,5	19	9
Gedode wortels	$\text{NH}_4\text{-N}$	-	80	-	20	0

Zowel bij een $\text{NO}_3\text{-N}$ als een $\text{NH}_4\text{-N}$ -bemesting was het verlies bij aanwezigheid van levende wortels dus aanzienlijk groter dan bij aanwezigheid van dode wortels. Door hierbij aan te nemen dat het verlies bij een $\text{NO}_3\text{-N}$ -bemesting uitsluitend is toe te schrijven aan denitrificatie, komt Woldendorp dan ook tot de conclusie dat de levende plant een duidelijke, positieve invloed heeft op de denitrificatie.

2. Door akkerbouwgrond in te zaaien met Engels raaigras. De jonge grasmat werd bemest met minerale stikstof, waarna op een tijdstip dat deze toegediende stikstof door de planten was opgenomen een stikstofbalans werd opgesteld; hierbij werd gevonden dat ongeveer 8 à 9 % van de toegediende stikstof verloren was gegaan. Werd daarentegen dezelfde grond, doch nu niet ingezaaid met graszaad, na toediening van minerale stikstof geïncubeerd bij 28°C , dan werd na 3 maanden alle toegediende stikstof teruggevonden. Deze laatste resultaten stemmen echter niet geheel overeen met die van Broadbent en Tyler (62), die zowel bij nitraat-N als ammonium-N-bemesting grotere verliezen op het braakliggend land vonden dan op grond ingezaaid met Soedangras. Woldendorp (395) geeft hiervoor echter de volgende verklaring.
 - a. de grotere verliezen bij een bemesting met $\text{NH}_4\text{-N}$ vinden hun oorzaak in het feit dat Broadbent en medewerker hun onderzoek verrichtten op een alkalische grond (pH ruim 7), waardoor een deel van de toegediende stikstof in de vorm van NH_3 vervluchtigde. Deze vervluchtigingsverliezen waren op de met gras ingezaaide grond geringer, doordat hier een deel van de toegediende $\text{NH}_4\text{-N}$ snel door de planten werd opgenomen en daardoor niet meer kon vervluchtigen.

b. De grotere $\text{NO}_3\text{-N}$ -verliezen op de braakliggende grond doen volgens Woldendorp veronderstellen dat er in de gebruikte grond reeds een andere zuurstofbeperkende factor werkzaam was, waardoor het gras deze rol niet kon vervullen; in een dergelijke situatie kan de plantengroei de denitrificatie zelfs doen verminderen, doordat een deel van de aanwezige $\text{NO}_3\text{-N}$ wordt opgenomen.

De beïnvloeding van de denitrificatie door de plant kan eveneens weer tweërlei zijn:

- a. Zuurstofopname door de wortels en de in de rhizosfeer levende micro-organismen, waardoor de hoeveelheid zuurstof in de grond afneemt.
- b. Door uitscheiding van organische stoffen, via de wortels, krijgen de aanwezige denitrificerende bacteriën de beschikking over waterstofdonors en over substraat. Deze worteluitscheidingen werken ook weer via de onder a genoemde zuurstofconsumptie, omdat door deze energierijke verbindingen de rhizosfeerpopulatie zich sterk kan vermeerderen.

ad a. Bij vergelijking van de O_2 -opname door levende en dode zoden, vond Woldendorp (395) dat bij aanwezigheid van levende wortels 25 x zoveel zuurstof werd opgenomen dan bij aanwezigheid van dode wortels; nader onderzoek bij erwten leerde verder dat 67 % van de totale O_2 -consumptie voor rekening van de wortels kwam en 33 % voor die van de rhizosfeer-organismen. Dit betekent dus dat speciaal in de omgeving van de wortels de zuurstofconsumptie groot is, waardoor de zuurstofspanning hier veelal laag is, zodat hier gunstige omstandigheden voor de denitrificatie worden geschapen. Ook andere door Woldendorp geciteerde onderzoekers kwamen bij hun onderzoekingen tot de conclusie dat de zuurstofspanning aan het worteloppervlak laag kan zijn en zelfs kan dalen tot nul.

ad b. In vermiculiet, vrij van organische stof, heeft Woldendorp (395) aangetoond dat jonge grasplanten voldoende substraat voor de denitrificerende bacteriën leveren. Bij verdergaande proeven met behulp van de Warburg-techniek werd zelfs aangetoond, dat grasplantjes van 4 dagen oud reeds voldoende substraat leveren om vrij veel nitraat te denitrificeren. Vergelijking van Engels raaigras met groene erwten leerde, dat bij aanwezigheid van de laatstgenoemde plant de meeste NO_3 werd gedenitrificeerd. Woldendorp (395) vermoedt dat het substraat dat door de groene erwtenwortels wordt uitgescheiden, gemakkelijker door de denitrificerende micro-organismen kan worden opgenomen.

Of de verschillende plantensoorten ook nog een verschillende invloed op de denitrificatie hebben, is niet bekend. Wel heeft Krasil'nikova - Krajnova (204) bij onderzoekingen omtrent de samenstelling van de micro-organismenpopulatie in de rhizosfeer van klaver, luzerne, timothee, rogge en duist gevonden, dat in de rhizosfeer van leguminozen en timothee de meeste, in die van duist het geringste aantal denitrificerende bacteriën voorkwamen. Verder bleken de aanwezige bacteriën niet alle even actief te zijn; het meest actief waren die van de timothee en de rogge, terwijl de denitrificerende bacteriën uit de rhizosfeer van duist vrijwel inactief waren. Krasil'nikova - Krajnova is verder van mening dat ook het ontwikkelingsstadium van de plant van invloed is, omdat tijdens perioden dat de plant veel nitraat nodig heeft (b.v.

tijdens de bloei) er door de wortels bactericide stoffen zouden worden uitgescheiden, waardoor de denitrificerende bacteriën worden geremd. Woldendorp (395) heeft bij zijn onderzoek echter geen verband gevonden tussen de denitrificerende populatie in de grond en de denitrificerende capaciteit van deze grond. Hij vond nl. dat in blijvend grasland waaraan geen nitraat was toegevoegd, de denitrificerende populatie bijna uitsluitend bestaat uit *Bacillus* spp., waarvan *B. cereus* het meest talrijk was. Na toediening van nitraat onder anaerobe omstandigheden bleek de denitrificerende populatie echter hoofdzakelijk te bestaan uit *Pseudomonas*, *Achromobacter* en *Bacillus macerans*, terwijl *Bacillus cereus* hier vrijwel niet voorkwam. Verder werd gevonden dat de gevonden *Pseudomonas*, *Achromobacter* en *Bacillus macerans*, bij aanwezigheid van worteluitscheidingen van groene erwten gasvormige stikstofcomponenten uit nitraatkonden vormen, terwijl *B. cereus* hiertoe niet in staat was.

Wel vond Woldendorp (395) bij proeven met *Ps. aeruginosa* dat aminozuren de denitrificatie bevorderen; en aangezien de wortels van groene erwten meer aminozuren uitscheiden dan Engels raaigras trekt Woldendorp hieruit de conclusie dat de wortel-excretiën van groene erwten een grotere denitrificatie bewerkstelligen dan die van Engels raaigras.

g. Hoeveelheid en soort stikstofmeststof

1. De soort

Bremner en Shaw (56) vonden bij toetsing van KNO_3 , NaNO_3 , $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, NH_4NO_3 , dat bij gebruik van de laatstgenoemde meststof de grootste verliezen werden gemeten.

Tabel 62. Stikstofverlies van met water verzadigde grond, die geïncubeerd werd bij 25° C na toediening van verschillende nitraatmeststoffen. De stikstofverliezen zijn weergegeven in procenten van de toegediende hoeveelheid $\text{NO}_3\text{-N}$

	Duur incubatieperiode (in dagen)			
	5	10	20	30
KNO_3	81	82	86	90
NaNO_3	81	82	87	91
$\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$	82	84	87	92
$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$	80	82	85	89
NH_4NO_3	97	102	105	108

Gezien het percentage stikstof dat verloren is gegaan bij toediening van NH_4NO_3 , moet een deel van de genitrificeerde $\text{NH}_4\text{-N}$ gedenitrificeerd zijn. De mogelijkheid dat deze stikstof nl. verloren is gegaan door afbraak van ammonium-nitriet, die gevormd wordt door reductie van ammonium-nitraat, is door andere onderzoekers als onjuist bewezen.

Schwartzbeck e.a. (314) vonden eveneens verschillen tussen verschillende soorten stikstofmeststoffen; deze verschillen bleken echter afhankelijk te zijn van grondsoort en vochtgehalte van de grond.

Tabel 63. Percentage N^{15} dat na 28 dagen uit op veldcapaciteit gebrachte (I) of met water verzadigde (II) grond als N_2 vervluchtigd is

	Nicollet silty clay loam		Fargo clay loam		Fayette silt loam		Laredo loamy fine sand	
	I	II	I	II	I	II	I	II
$N^{15}H_4NO_3$	0,14	0,49	0,09	0,64	0,30	0,47	0,07	0,46
$NH_4N^{15}O_3$	3,41	13,94	4,71	10,86	1,32	12,09	2,30	14,75
$HN^{15}O_3$	2,63	27,41	9,50	44,48	2,53	40,49	5,60	32,39
$N^{15}H_4Cl$	0,02	0,12	0,06	0,48	-	-	0,04	0,20

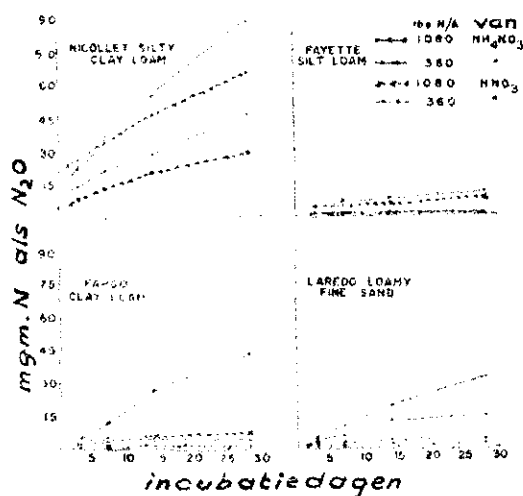
Ook uit deze tabel blijkt dus dat een zeer klein deel van de NH_4-N gedenitrificeerd wordt.

2. De hoeveelheid

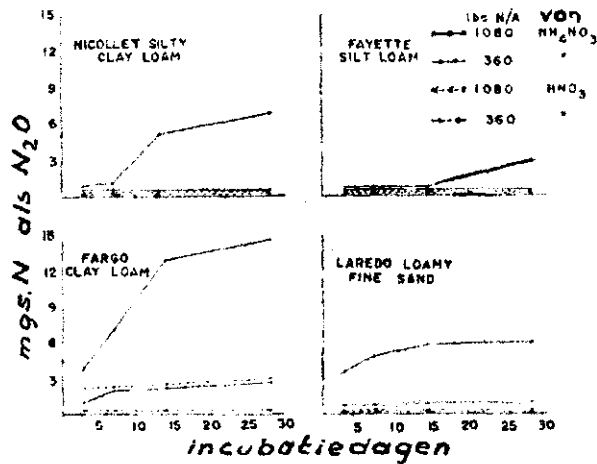
Woldendorp (395) vond bij een proef met grond waarop jong gras stond, dat bij diverse stikstofgiften (0, 100, 200 en 300 mg N in de vorm van ammoniumnitraat) steeds een zelfde percentage nl. 13 à 14 % van de toegediende stikstof, door vervluchtiging verloren ging.

Schwartzbeck e.a. (314) vonden daarentegen, dat door toediening van grotere hoeveelheden, absoluut meer gedenitrificeerd wordt, doch dat de grootte van de toename afhankelijk is van de soort stikstofmeststof en van de gebruikte grondsoort.

Figuur 41. Hoeveelheid N_2O die vrijkwam van 100 gram met water verzadigde grond, die respectievelijk was bemest met 18 mg en 54 mg N.



Figuur 42. Idem als figuur 41, doch nu met grond die op veldcapaciteit is gebracht



h. Grondsoort

Uit hetgeen in het voorgaande is gezegd blijkt dat de grootte van de denitrificatieverliezen voor de diverse grondsoorten sterk verschilt; ook Woldendorp (395) vond bij zijn onderzoek op blijvend grasland vrij grote verschillen in N-verlies.

Tabel 64. Stikstofbalans nadat twee maand tevoren stikstof was toegediend in de vorm van kaliumnitraat

	Bovenaardse delen	Wortels	Grond	Verlies
Zandgrond	65 %	10 %	10 %	15 %
Kleigrond	57 %	11 %	7 %	25 %
Veen (80 % watercap.)	57 %	2 %	22 %	19 %
Veen (90 % watercap.)	44 %	2 %	17 %	37 %

De proef is uitgevoerd met gemerkte N (N^{15}). Ook bij zand- en kleigrond waren dezelfde vochtgehalten aangebracht als bij het veen. Aangezien hierdoor echter geen verschillen ontstonden, zijn de cijfers hiervan niet afzonderlijk vermeld.

3.2.2. Vervluchtiging van ammoniak

Onderzoekingen van Lehr (212) hebben aangetoond dat bij het strooien van ammonium-stikstof houdende meststoffen op kalkrijke gronden vrij grote stikstofverliezen kunnen optreden. Ook vele andere onderzoekers hebben ammoniakvervluchtiging gevonden bij neutrale en alkalische gronden (69, 110, 214 en 273). De op deze manier verloren gegane hoeveelheid stikstof kan zeer groot zijn; Lehr (1) geeft als voorbeeld een grond met 10 % CaCO_3 ; die bij een temperatuur van 30°C 20 à 30 % van de toegediende stikstof per dag verliest, hetgeen een algehele vervluchtiging binnen enkele weken betekent.

Allison (5) noemt als gunstige omstandigheden voor de ammoniakvervluchtiging:

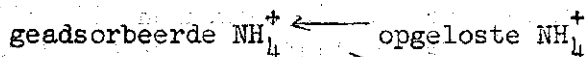
- a. pH hoger dan 6
- b. (grote) verdamping van water
- c. hogere temperaturen
- d. geringe adsorptiecapaciteit van de grond
- e. aanwezigheid van gemakkelijk verteerbare stikstofrijke organische stoffen aan of vlak onder het oppervlak.

Van Schreven (307) voegt hieraan toe:

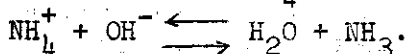
- f. het aan het oppervlak liggen van de meststoffen
 - g. een laag gehalte aan humuszuren.
- ad a.

In het algemeen wordt gevonden dat met het stijgen van de pH van de grond, de ammoniakvervluchtiging toeneemt (110 en 231). Ernst en Massey (110) geven hiervoor de volgende verklaringen:

1. In de grond verlopen o.a. de twee volgende evenwichtsreacties:



Deze opgeloste NH_4^+ is op haar beurt betrokken bij:

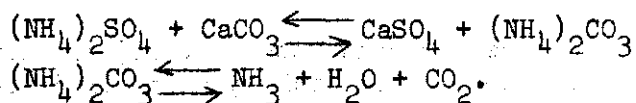


Hoe hoger nu de pH van de grond is, des te hoger is de OH^- -concentratie en des te meer verschuift het laatstgenoemde evenwicht naar rechts; m.a.w. naarmate de pH van de grond hoger is, kan er meer ammoniak gevormd worden, waardoor de kansen op ammoniakvervluchtiging toenemen (110).

2. Met het stijgen van de pH wordt de verzadiging van het adsorptiecomplex met Ca-ionen veelal groter, waardoor minder NH_4^+ kan worden geadsorbeerd, met het gevolg dat beide onder 1 genoemde evenwichtsreacties naar rechts verschuiven.

Lehr (212) vond bij zijn reeds eerder aangehaald onderzoek, bij uitzetting van de ammoniakvervluchtiging tegen de CaCO_3 -gehalten dan wel tegen de pH van de grond, een nauwere correlatie tussen CaCO_3 -gehalten en ammoniakvervluchtiging dan tussen deze vervluchtiging en de pH. Volgens Lehr (212) spelen zich bij de

vervluchtiging dan ook hoofdzakelijk de volgende reacties af:



Lehr en medewerker (212) vonden nu op een niet kalkhoudende grond met een pH van 7 nagenoeg geen ammoniakvervluchtiging, terwijl op kalkhoudende gronden de ammoniakvervluchtiging normaliter groter was naarmate het CaCO_3 -gehalte van de grond hoger was, met dien verstande dat bij hogere CaCO_3 -gehalten ($> 25\%$) de vervluchtiging van ammoniak bij nog verdere verhoging van het kalkgehalte niet meer toenam.

Dit alles houdt natuurlijk in, dat alle ingrepen die de door Ernst en Massey (110) genoemde evenwichtsreacties naar rechts doen verschuiven (groter NH_4 -concentraties in de bodemoplossing en hogere pH's) de kans op NH_3 -vervluchtiging doen toenemen. Carter (69) vond in een grond met een pH van 6,7 alleen bij de hogere $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -giften en dan alleen nog op de bekalkte objecten een aanzienlijke NH_3 -vervluchtiging.

ad b.

Ammoniakvervluchtiging vindt vooral plaats in tijden dat de grond opdroogt (73). Chapman (231) is zelfs van mening dat alleen ammoniakvervluchtiging kan plaatsvinden bij gelijktijdige water verdamping. Ook een aantal onderzoekers, geciteerd door Ernst en Massey (110), vonden dat de vervluchtiging van ammoniak afhankelijk is van het vochtverlies van de grond. Ernst en Massey (110) zelf vonden echter dat ook zonder een gelijktijdige waterverdamping ammoniak door vervluchtiging verloren kan gaan, doch dat deze vervluchtiging groter werd indien er water verdampte; de mate van verdamping kon echter zeer sterk variëren zonder dat de ammoniakvervluchtiging werd beïnvloed.

Van Schreven (307) vond dat de NH_4 -vervluchtiging bij helder warm weer groter is dan bij bewolkt en koeler weer.

De ammoniakvervluchtiging is gewoonlijk groter naarmate de temperatuur van de grond hoger is (110 en 212). Aangezien de reacties die betrokken zijn bij de NH_3 -vervluchtiging van chemische aard zijn, is het begrijpelijk dat een verhoging van de temperatuur de diverse reactiesnelheden en dus de ammoniakvervluchtiging doet toenemen. Lehr (212) vond bij 40°C ongeveer een 3,5 maal grotere ammoniakvervluchtiging dan bij 20°C ; waarbij echter moet worden opgemerkt, dat bij zowel zeer hoge ($> 25\%$) als bij zeer lage ($< 14\%$) CaCO_3 -gehalten afwijkingen optraden, met dien verstande dat bij lage CaCO_3 -gehalten de vervluchtiging door de genoemde temperatuurverschillen aanzienlijk minder en bij hogere gehalten aanzienlijk meer werd beïnvloed.

In het algemeen kan echter gesteld worden dat een temperatuurverhoging van 10°C de vervluchtiging 2 x zo groot doet worden. Vooral in tropische, doch ook in gematigde gronden, kan men dus bij het niet inwerken van ammoniakale stikstofmeststoffen vrij grote verliezen verwachten (212).

Niet alleen door zijn invloed op de zich bij de NH_3 -vervluchtiging afspeelende chemische reacties, doch ook door beïnvloeding van een aantal biologische reacties kan de temperatuur de grootte van de ammoniakvervluchtiging beïnvloeden.

Niet alleen door toediening van bepaalde stikstofmeststoffen als ammoniumstikstofhoudende meststoffen en ureun, doch ook d.m.v. de ammonificatie, kan

ammoniumstikstof in de grond komen. Nu is de mate van stikstofophoping niet uitsluitend afhankelijk van de ammonificatiesnelheid, doch ook van de nitrificatiesnelheid. In normale gronden kan de nitrificatie de ammonificatie bij temperaturen gelijk of lager dan 20° C goed bijhouden; bij een temperatuur van 30° C verloopt de ammonificatie echter aanzienlijk sneller dan de nitrificatie, zodat dan een ammonium-stikstofophoping kan plaatsvinden met alle gevolgen van dien (213).

ad d.

Naast een aantal, in het voorgaande reeds aangehaalde auteurs vond ook Linke (214) een toenemende ammoniakvervluchtiging bij een afnemende grootte van het adsorptiecomplex.

ad e.

Door de aanwezigheid van gemakkelijk verteerbaar stikstofrijk organisch materiaal nabij het oppervlak kan er bij de ammonificatie van dit materiaal veel ammoniumstikstof worden gevormd (212 en 214)

Pinck en medewerkers (273) hebben dit duidelijk aangetoond door aan een bekalkte en een onbekalkte grond grote hoeveelheden (1 %) organisch materiaal toe te voegen; zij verkregen hierbij o.a. de volgende resultaten.

Tabel 65. Stikstofverliezen na 4 maanden van en aan grondmonsters waaraan verschillende soorten organische stof waren toegediend

Toegediende org. mat.	C/N	Percentage van de toegediende N die verloren is gegaan	
		de onbekalkte grond	de bekalkte grond
Cassine	3,1	66,4	69,6
Gras	9,7	15,8	29,5
Haver (groen)	10,6	22,4	31,2
Gierst (jong)	10,7	20,4	26,5
Sojabonen (groen)	15,0	11,6	25,0
Gierst (iets rijp)	34,1	7,1	6,3
Eikebladeren	64,3	9,0	+ 3,2
Tarwestro	73,0	11,6	17,4
Maisstengels en bladeren	102,4	2,0	+ 6,1
Cellulose	-	-	-

kleinste significant verschil (1 %) 5,9

In de bekalkte grond waren de verliezen dus over het algemeen iets hoger dan in de onbekalkte grond. Verder neemt het verlies in grote lijnen af naarmate het C/N-quotiënt van het toegediende materiaal toeneemt. Schrijvers zijn echter wel van mening dat men in de praktijk, door de veel geringere toediening waarschijnlijk slechts onbetekenende verliezen krijgt.

ad f.

De ammoniakvervluchtiging wordt meestal reeds tegengegaan wanneer de ammoniummeststof door de grond wordt gemengd. Ook een hoog vóchtgehalte en regen werken veelal remmend op de vervluchtiging omdat hierdoor de meststof sneller oplost en daardoor sneller dieper in de grond komt, de $\text{NH}_4\text{-N}$ sneller wordt gebonden aan het adsorptiecomplex of sneller genitrificeerd wordt (307).

ad g.

De humuszuren kunnen volgens Van Schreven (307) een verbinding aangaan met de kalk en Ca-humaat vormen; om de actieve kalkkorrels kan zich op deze manier een beschermend laagje vormen. Hiernaast kunnen de humuszuren ook een deel van de ammoniak binden.

Voor grasland heeft deze ammoniakvervluchtiging nog een bijzondere betekenis voor wat betreft de op de grond gedeponeerde urine. In deze urineplekken blijkt nl. zowel de pH als het ammoniumstikstofgehalte vrij sterk te stijgen. Thompson en Coup (354) hebben dit gedemonstreerd door ongeveer 10 l koeienurine per 10 m² uit te gieten; hierdoor werd nl. de pH van de grond iets en het ammoniumstikstofgehalte zeer veel verhoogd.

Tabel 6 De ammoniumstikstofgehalten en de pH van de grond na het uitgieten van een hoeveelheid urine op grasland. Waarneming geschiedde na 4 dagen

	Diepte van bemonstering	$\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalte de pm van de droge grond	pH
Grasland + urine	0 - 7,5 cm	600	6,5
	7,5 - 15 cm	350	6,2
Grasland zonder urine	0 - 7,5 cm	9	5,6
	7,5 - 15 cm	3	5,5

3.2.3 Vervluchtiging via de planten

Een aantal organische stoffen m.n. methylamine, trimethylamine, nicotine en blauwzuur kunnen door de planten worden afgescheiden, waarna een deel hiervan door vervluchtiging verloren kan gaan; deze verliezen zijn echter waarschijnlijk zeer gering (5).

3.2.4 Andere stikstofvervluchtigingen

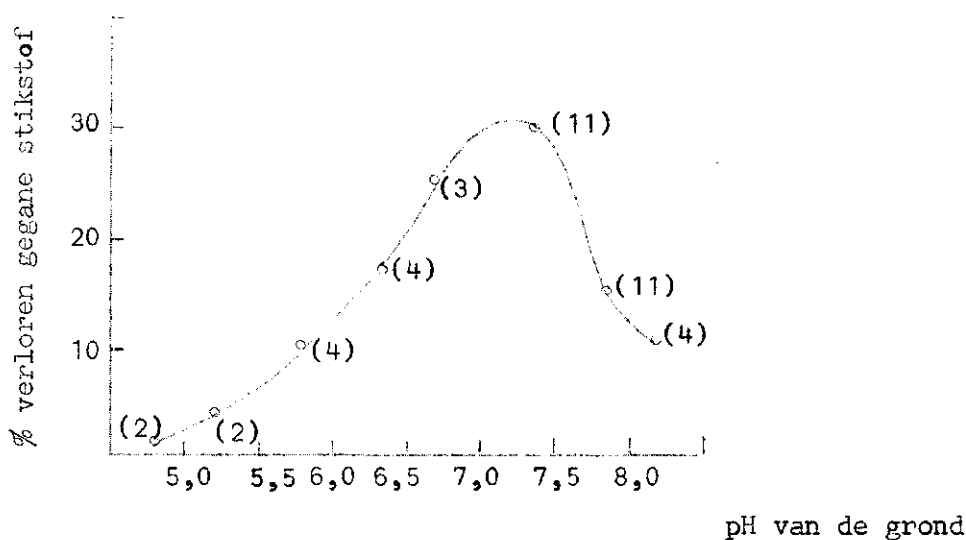
3.2.4.1 Inleiding

Uit allerlei recente onderzoeken is gebleken dat er in veel gronden stikstofvervluchtiging, soms zelfs tot 50 % van de toegediende stikstof, kan optreden waarvoor noch de denitrificatie noch de ammoniakvervluchtiging in aanmerking komen (6, 73, 324 en 364¹⁾).

Gerretsen en De Hoog (133) namen van een 12-tal zure gronden (pH's 4,5 - 5,4) verspreid door heel Nederland, monsters en voegden hieraan stikstof in de vorm van zwavelzure ammoniak toe en vonden hierbij een verlies tot 74 % van de toegediende ammoniumstikstof. Aan ammoniakvervluchtiging kon dit moeilijk worden toegeschreven, want het verdween zodra de pH boven 5,5 à 6 werd gebracht en ook van denitrificatie kon hier geen sprake zijn; daarvoor waren nl. de omstandigheden te ongunstig (lage pH, goed doorlucht, laag organische-stofgehalte), doch van doorslaggevende betekenis was het feit dat geen verliezen optraden indien nitraatstikstof werd toegediend.

Clark en medewerkers (73) hebben aan monsters van 41 verschillende akkerbouwgronden een bepaalde hoeveelheid ureum toegediend en daarna geïncubeerd. Na afloop van de incubatieperiode werden N-verliezen gemeten, die varieerden van 2 tot 40 % van de toegediende stikstofhoeveelheid.

Figuur 43. Stikstofverlies uitgezet tegen de pH van de betreffende grond. De tussen haakjes genoemde cijfers geven het aantal monsters aan



1) Denitrificatie verliezen zijn bij deze laatste niet bepaald.

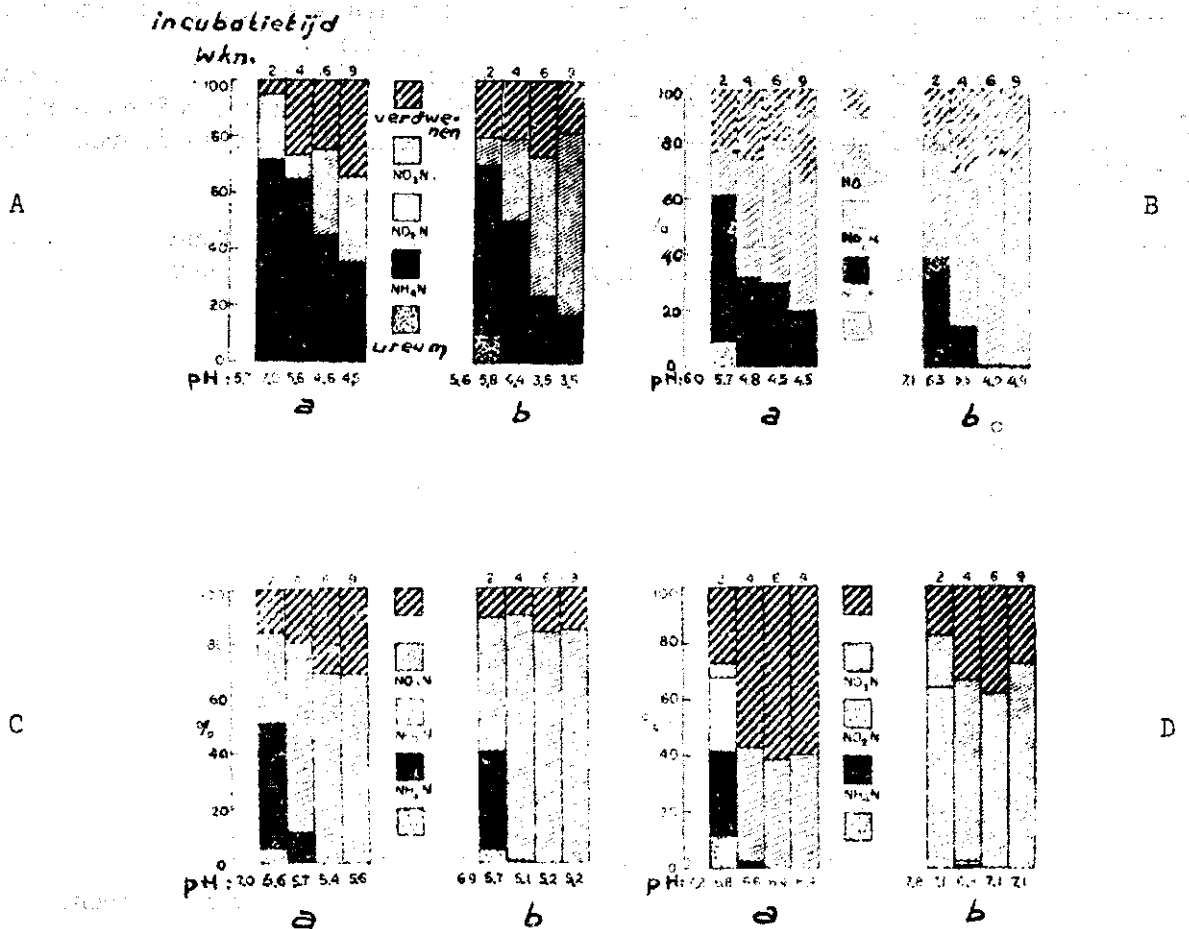
Soulides en Clark (328) vonden bij ureumtoediening aan allerlei akker- bouw- en graslandgronden in alle gronden meer of minder grote stikstofver- liezen. Nader onderzoek heeft geleerd dat bij deze stikstofvervluchtiging de nitrietstikstof veelal een centrale plaats inneemt. De reeds eerder aangehaalde onderzoeken van Soulides en Clark (328) geven hiervan een mooi beeld.

Figuur 44. Stikstofbalans van een aantal met ureum bemeste gronden

a = grasland

b = bouwland

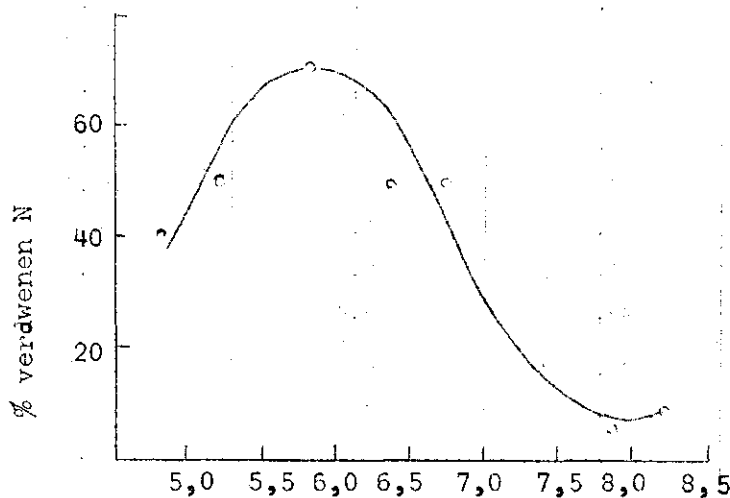
A, B, C en D = vier verschillende bodentypen



In al deze gronden zien we dus steeds duidelijk, dat met het verdwijnen van de nitrietstikstof het stikstofdeficit groter is geworden. Het voorkomen van deze nitrietstikstof vindt nu waarschijnlijk zijn oorzaak in de in de neutrale en alkalische gronden eventueel aanwezige ammoniak, waardoor de nitriet-oxyderende bacteriën sterk worden geremd.

Nu blijkt niet alle in de grond aanwezige nitriet verloren te gaan; Clark en medewerkers (73) hebben aan dezelfde eerder genoemde grondmonsters kaliumnitriet toegevoegd.

Figuur 45. Stikstofbalans van 41 gronden, waaraan KNO_2 was toegevoegd



Uit deze resultaten blijkt dus, dat de verliezen in de alkalische gronden zeer klein zijn doch in het zure traject, speciaal bij een pH omtrent 5,5 à 6,5, tot zeer hoge waarden kunnen oplopen.

Clark en Beard (72) hebben zich daarna verder met de instabiliteit van nitrietstikstof in zure gronden bezig gehouden en zij vonden bij hun onderzoek, dat het stikstofverlies na toediening van een nitrietoplossing aan een gewassen kwartszandmonster, aanzienlijk geringer was dan bij toediening aan een normale grond; terwijl verder bij mengsels van deze twee componenten gevonden werd dat het stikstofverlies afnam naarmate het mengsel meer gewassen kwartszand bevatte.

Tabel 67. De bij toediening van een drietal nitrietoplossingen met een verschillende pH, aan een vijftal grondmonsters gevonden stikstofverliezen. De grondmonsters werden samengesteld door het mengen van gewassen kwartszand en normale grond in de verhoudingen 1 : 0; 4 : 1; 1 : 1; 1 : 4 en 0 : 1. Na toediening van de nitrietstikstofoplossing werden de monsters gedurende 1 uur geïncubeerd bij 75° C^{*)}

pH	Grond/zand-verhouding	Teruggevonden NO ₂ -N	Gevonden NO ₃ -N	Verloren gegane N
		in procenten van de toegediende NO ₂ -N		
4,5	1 : 0	9,5	12,2	78,3
	4 : 1	11,7	9,8	78,5
	1 : 1	15,7	9,0	75,3
	1 : 4	40,0	10,3	49,7
	0 : 1	57,0	14,5	28,5
5,5	1 : 0	68,7	5,0	26,3
	4 : 1	73,7	4,0	22,3
	1 : 1	80,5	5,5	14,0
	1 : 4	87,8	6,5	5,7
	0 : 1	92,0	8,0	0
6,5	1 : 0	79,3	0	20,7
	4 : 1	84,5	1	
	1 : 1	87,7	1	11,3
	1 : 4	91,2	4	4,4
	0 : 1	96,0	4	0

*) Incubatie van de grondmonsters gedurende 1 week bij 28° C leverde een zelfde beeld op, hetgeen dus wijst op een chemische en niet op een microbiologische relatie.

Uit deze resultaten blijkt, dat het stikstofverlies groter is naarmate de pH van de grond lager is^{x)}.

De in voorgaande tabel genoemde resultaten deden Clark en Beard (72) vermoeden, dat de oorzaak van de verschillen in het stikstofverlies gezocht moest worden in de organische stof en zij herhaalden daarom de proef met grondmonsters waaruit m.b.v. peroxydase de organische stof zoveel mogelijk verwijderd was (tabel 61) en met kwartszand waaraan diverse organische stoffen werden toegediend (tabel 69).

x) Dit is dus in tegenspraak met de resultaten van Clark (figuur 45) die een maximum verlies vond bij een pH van 5,5 à 6,5.

Tabel 68. Stikstofverlies gedurende incubatie (1 uur bij 80° C) van een aantal grondmonsters (met en zonder organische stof), waaraan een nitrietstikstofoplossing was toege- diend.

pH	Behandeling	Teruggevonden NO ₂ -N	Gevonden NO ₃ -N	Verloren gegane N
		in procenten van de toegediende NO ₂ -N		
4,5	peroxydase	52,5	21,0	26,5
	controle	14,5	15,5	70,0
5,5	peroxydase	87,5	6,5	6,0
	controle	75,0	4,3	20,7

Door het verwijderen van de organische stof werd het stikstofverlies dus zeer sterk gereduceerd.

Tabel 69. Stikstofverlies gedurende de incubatie (1 uur bij 80° C) van een aantal kwarts- zand/organische-stofmengsels, waaraan een nitrietstikstofoplossing was toege- voegd

pH	Toegevoegde orga- nische stof	Teruggevonden NO ₂ -N	Gevonden NO ₃ -N	Verloren gegane N
		in procenten van de toegediende NO ₂ -N		
4,5	niets	51,2	13,2	35,3
	1 % dextrose	46,8	14,7	38,5
	1 % luzernemeel	37,5	10,5	52,0
	1 % peptose	18,5	3,0	78,8
5,5	niets	94,5	5,5	0
	1 % dextrose	91,2	6,5	2,3
	1 % luzernemeel	80,8	8,0	11,2
	1 % peptose	46,8	2,5	50,7
6,5	niets	97,5	2,5	0
	1 % dextrose	97,5	2,5	0
	1 % luzernemeel	95,0	5,0	0
	1 % peptose	94,2	2,0	3,8

Door toevoeging van organische stof aan de gewassen kwartsgrond stijgt het percentage stikstof dat verloren gaat aanzienlijk.

Dit alles duidt er dus wel op, dat de organische stof bij het verloren gaan van de stikstof een zeer belangrijke rol speelt. Clark en Beard (72) zijn dan ook van mening dat de grotere stikstofverliezen die Souli- des en Clark (328)

vonden, bij ureumtoediening aan grasland, in vergelijking met de verliezen bij toediening aan overeenkomstig bouwland is toe te schrijven aan de hogere percentages organische stof in eerstgenoemde gronden.

3.2.4.2 Praktische betekenis

Hoewel de in het voorgaande beschreven stikstofverliezen meest zijn gevonden na toediening van nitrietstikstof, een in de praktijk niet toegepaste meststof, kan dit verlies-mechanisme van vrij grote betekenis zijn omdat nitriet een tussenprodukt is van het nitrificatieproces. Toediening van ammoniumhoudende of -vormende (ureum) stikstofmeststoffen aan zuurdere gronden, kan dan ook aanzienlijke verliezen ten gevolge hebben (72 en 352). Turtschin en medewerkers (359) zien het zelfs nog iets ruimer; zij zijn van mening, dat tijdens de nitrificatie van ammoniumstikstof uit de gevormde nitrietstikstof in zuurdere delen van de grond, vluchtige stikstofverbindingen gevormd kunnen worden.

Clark en Beard (72) zijn naar aanleiding van de door hun gevonden resultaten van mening, dat het organische-stofgedeelte bij dit alles een grote rol speelt; hoe hoger dit is, des te groter is de kans op stikstofverlies. Genoemde auteurs vermoeden zelfs, dat de grotere N-verliezen die Soullides en Clark (328) op grasland vonden, vergeleken met overeenkomstige bouwlandgrond, te wijten zijn aan de verschillen in organische stof.

Brandt en medewerkers (53) komen naar aanleiding van een aantal incubatieproeven tot de conclusie dat er gedurende de nitrificatie aanzienlijke verliezen kunnen optreden; deze verliezen zijn volgens schrijvers bij een slechte zuurstofvoorziening het gevolg van denitrificatie doch bij een betere zuurstofvoorziening wordt de nitriet instabiliteit waarschijnlijk steeds belangrijker doordat bij een betere doorluchting van de grond de pH meestal lager is (bij incubatie van grondmonsters bleek de pH bij een slechte doorluchting aanzienlijk te stijgen; bij een goede doorluchting was dit in veel mindere mate het geval).

3.2.4.3 Reactiemechanisme

Omtrent de manier waarop de in het voorgaande beschreven stikstofverliezen plaatsvinden, bestaan meerdere, elkaar dikwijls tegensprekende meningen.

Overeenstemming bestaat er in het algemeen over de volgende feiten:

- a. Het is speciaal de nitrietstikstof die bij de vervluchtiging een centrale plaats inneemt.
 - b. Het is een chemische reactie (72 en 362).
 - c. De verliezen treden speciaal op in zuurdere gronden.
- ad b.

Niet alleen de reeds eerder aangehaalde resultaten van Clark en Beard (72), waarbij de grond werd geïncubeerd bij hoge en lage temperaturen, hebben dit aangetoond, ook Tyler en Broadbent (362) die de grondmonsters voor de toediening van de nitriet behandelden met micro-organismen dodende stof, vonden in de zuurdere

gronden een stikstofverlies:

Hanford-clay (pH ca. 5,8): 96 d.p.m. nitrietstikstof verdwenen,
5 d.p.m. nitraatstikstof verschenen.

Sacramento-clay (pH ca. 5,3): 120 d.p.m. nitrietstikstof verdwenen,
33 d.p.m. nitraatstikstof verschenen.

In de gesteriliseerde alkalische gronden was de nitrietstikstof daarentegen volkomen stabiel.

ad c.

Hoewel Clark en Beard (72) en vele andere onderzoekers vonden dat de hier beschreven stikstofverliezen uitsluitend plaatsvinden in zuurdere gronden, voegen Tyler en Broadbent (362) hier wel aan toe, dat de pH waarschijnlijk niet alleen de bepalende factor is.

Tabel 70. Oxydatie en vervluchtiging van aan diverse gronden toegevoegde nitrietstikstof. Begin en eind geven het begin en het eind van de veertiendaagse incubatieperiode aan. De stikstofhoeveelheden zijn weergegeven in d.p.m.

Grondsoort	pH		NO ₂ -N		NO ₃ -N		N-verlies
	begin	eind	begin	eind	begin	eind	
Salinas clay	7,8	7,9	215	0	35	232	18
Yolo loam	7,0	7,3	213	165	21	50	19
Sacramento clay	5,3	5,8	208	34	55	70	159
Hanford sandy loam	5,8	7,0	160	43	9	26	100
Bekalkte sandy loam	7,2	7,9	210	168	22	19	45
Bekalkte Sacramento clay	6,9	7,7	210	162	57	44	61

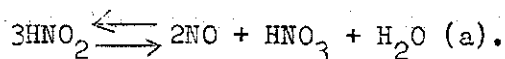
Uit de cijfers die in bovenstaande tabel vermeld staan, zien we dus dat het stikstofverlies in de alkalische gronden zeer klein is, vergeleken met dat in de zure gronden, doch tevens dat door bekalking de grootte van het stikstofverlies weliswaar afneemt, doch dat ze desalniettemin aanzienlijk groter blijft dan die van de alkalische gronden.

In het algemeen kan gezegd worden dat er drie mogelijkheden zijn waarop de voorgaande stikstofverliezen kunnen plaatsvinden:

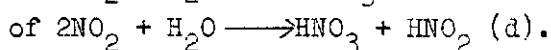
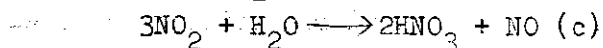
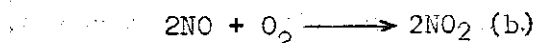
1. Ontleding van nitrietstikstof
2. Volgens de "Van Slijke" reactie.
3. Ontleding van ammoniumnitriet.
4. Reactie tussen nitriet en bepaalde metalen (397a).

ad 1.

Salpeterigzuur ontleeft in waterige oplossingen tamelijk snel volgens de vergelijking:



Speciaal beneden een pH van 5,5 à 6 is het salpeterigzuur zeer instabiel; de ontleding verloopt sneller naarmate de pH lager is (6, 73 en 169). De bij deze reactie gevormde stikstofoxyde (NO) kan vrij snel geoxydeerd worden (73 en 362), waarna de gevormde stikstofdioxyde zich met water kan verbinden.



De bij (c) gevormde NO of de bij (d) gevormde NO_2 kan daarna reageren als resp. (b) en (a). Naast de pH hangt de grootte van het stikstofverlies dus ook af van de O_2 -voorziening naarmate deze beter is kan de reactie (c) en dus ook (d) beter verlopen (53).

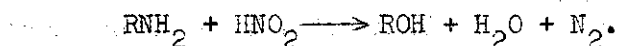
Turtschin en medewerkers (359) zijn van mening, dat deze nitrietontleding in zuurdere gronden tijdens de nitrificatie plaats kan vinden.

Hoewel in het voorgaande is gezegd dat de afbraaksnelheid toeneemt met afnemende pH, vonden Clark en medewerkers (73) bij nitrietstikstofvoeding de grootste stikstofverliezen in het zwak zure traject; zij schrijven dit toe aan een niet nader genoemde ontleding van salpeterigzuur, doch zij voeren daarna de vergelijking (a) ten tonele om te verklaren waarom in de zuurdere milieus de verliezen kleiner zijn: er wordt dan een groot deel van de nitrietstikstof omgezet in nitraatstikstof.

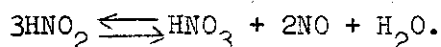
Allison (6) meent dat, gezien het tempo waarin de stikstofoxyde-oxydatie verloopt onder normale omstandigheden weinig stikstof op deze manier verloren kan gaan. Ook de stikstofdioxyde (NO_2) kan moeilijk aan de grond ontsnappen; Aldrich en Buchanan (324) toonden nl. aan, dat de grond zeer veel stikstofdioxyde kan adsorberen en vasthouden. Ook Tyler en Broadbent (362) achten het uitgesloten, dat op deze manier veel stikstof verloren kan gaan; bij hun onderzoek toonden zij met behulp van een massaspectroscop aan, dat tijdens de incubatie van met nitrietstikstof behandelde grond geen stikstofoxyde of stikstofdioxyde, doch wel elementaire stikstof ontsnapt.

ad 2. De "Van Slijke" reactie^{x)}

Hoewel hieromtrent in de literatuur wel enige verwarring bestaat, wordt hier strikt genomen onder verstaan de reactie waarbij organische stikstofcompounds, met name α -aminozuren, reageren met salpeterigzuur (6).



Hoewel dit mechanisme meer dan eens wordt genoemd, ter verklaring van de hier beschreven stikstofverliezen (6 en 133) is het de vraag of deze reactie in de grond inderdaad kan verlopen. Allison en medewerkers (6) toetsten b.v. de reactie tussen alanine (een α -aminozuur) en salpeterigzuur en zij vonden bij een pH hoger dan 5 geen, bij een lagere pH slechts een geringe N_2 -vorming. In het algemeen heerst bij aanwezigheid van salpeterigzuur het volgende evenwicht:



x) De naam "Van Slijke" reactie wordt in de (landbouwkundige) literatuur voor deze reactie veelal gebezigd; het zijn echter Sachsse en Kormann die het eerst deze reactie vermelden, terwijl Van Slijke hieraan later heeft verder gewerkt (6).

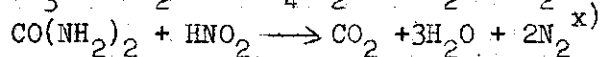
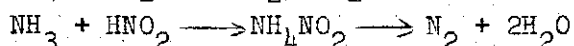
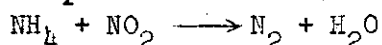
In een zuurstof bevattende atmosfeer verloopt deze reactie geheel naar rechts, omdat de NO met zuurstof reageert doch ook in waterige oplossingen vindt bovengenoemde ontleding gemakkelijk plaats (169).

Dat de "Van Slijke" reactie bij de proeven van Van Slijke zelf wel goed verliep, was te danken aan het feit, dat hij de reactie liet verlopen in een NO-atmosfeer, waardoor het salpeterigzuur niet kon ontleden; wordt dit niet gedaan dan ontleedt het salpeterigzuur sneller dan dat ze met de aanwezige α -aminozuren kan reageren (6), terwijl verder de proeven met alanine geleerd hebben dat de nitrietconcentraties in de grond normaliter te laag zijn (324).

Ook Jones (185) is van mening dat de "Van Slijke" reactie in de grond geen belangrijke rol kan spelen, omdat de hoeveelheid salpeterigzuur gezien zijn onstabiliteit speciaal in zure milieus, waar de "Van Slijke" reactie het beste verloopt, veelal de beperkende factor zal zijn. Deze mening wordt door vele andere onderzoekers gedeeld (70,72 en 328).

ad 3. Ontleding van ammoniumnitriet

De in de grond aanwezige nitrietstikstof kan verbindingen aangaan met allerlei componenten, met name ammoniak, ureum, ammoniumstikstof bevattende en ammoniumstikstofvormende meststoffen. De hierbij gevormde ammoniumnitriet blijkt vrij onstabiel te zijn en ontleedt dan ook onder bepaalde omstandigheden in N_2 en H_2O .

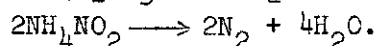
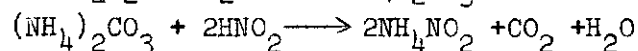
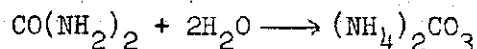


De snelheid waarmee de ammoniumnitriet ontleedt, blijkt door vele factoren beïnvloed te worden, met name pH, temperatuur, ammoniumnitriet-, ammoniumstikstof-, en nitrietstikstofconcentratie.

De ontleding verloopt sneller, naarmate de pH lager wordt (H^+ fungeert als katalysator) (6 en 324) en ook naarmate de temperatuur hoger wordt (6).

In een stikstofoxyde-atmosfeer verloopt de reactie aanzienlijk sneller dan in een zuurstofhoudend milieu.

x) Ureum moet daartoe eerst worden omgezet in ammoniumstikstof en kan daarna pas reageren met salpeterigzuur:



Tabel 71. De vorming van N_2 en de oxydatie van nitriet tot nitraat in resp. een NO_2 - en een helium/zuurstof (4 : 1)-atmosfeer

NH_4 -N mg N/100 ml	NO_2 -N	Atmosfeer	pH		Toegediende NO_2 -N	
			begin	eind	ontsnapt als N_2	omgezet in NO_2 -N
500	500	He, O_2	4,0	4,5	11,9 %	35,8 %
500	500	NO	4,0	4,0	27,0 %	7,2 %
500	500	He, O_2	4,6	4,6	8,8 %	-
500	500	NO	4,6	4,3	21,6 %	3,8 %
500	500	He, O_2	5,6	5,5	3,0 %	4,1 %
500	500	NO	5,6	5,1	7,3 %	4,4 %
45	36	He, O_2	4,0	4,-	spoor	35

Het percentage stikstof dat in de vorm van N_2 ontsnapt, is in de zuurstofhoudende atmosfeer dus aanzienlijk lager dan in de NO -atmosfeer. Ook hier blijkt duidelijk de invloed van de pH.

Ook de concentraties van zowel ammonium- als nitrietstikstof zijn van belang. In het algemeen vonden Smith en Clark (324) dat naarmate de concentraties van beide stegen, het percentage stikstof dat in de vorm van N_2 vervluchtigde aanzienlijk toenam. Ook uit tabel 71 blijkt, dat bij hoge concentraties de verliezen het hoogst zijn; bij de laagste concentraties werd zelfs nauwelijks enige N_2 gemeten. De manier waarop beide elementen elkaar beïnvloeden, is niet helemaal duidelijk; Smith en Clark (324) vonden b.v. het volgende.

Tabel 72. Vorming van vluchtige stikstofverbindingen in twee verschillende gronden en in een bufferoplossing

Substraat	Toegevoegde N		Vochtgehalte %	N na 18 uur (in mg)					pH
	NO_2 -N mg	NH_4 -N mg		N_2	N_2O -N	NO_2 -N	NO_3 -N	NH_4 -N	
Ft. Collins soil	4	0	5	1,5	0,05	0,1	2,2	0,78	4,7
	4	4	5	0,8	0,04	0,1	2,3	4,72	4,7
	16	16	20	3,2	0,28	4,0	5,6	16,1	5,0
Durham soil	4	0	5	0,2	0	0,7	3,2	0,27	4,8
	4	4	5	0,3	spoor	0,7	3,2	4,6	4,9
	16	16	20	2,4	0,03	6,1	7,1	14,78	4,9
Oplossing	16	0		0,5	0	10,0	5,0	0,08	4,8
	16	16		4,5	0	9,6	3,1	16,1	5,9

In de "Ft. Collins soil" wordt de N_2 -vorming dus verkleind door toevoeging van NH_4-N , in de "Durham soil" en in de oplossing daarentegen vergroot.

Smith en Clark (324) komen dan ook, gezien de aanzienlijk grotere neiging van nitriet om chemisch omgezet te worden in nitraat dan te reageren met ammoniumstikstof tot de conclusie dat ook op deze manier weinig stikstof verloren kan gaan. Allison (6) is daarentegen van mening dat de ammoniumnitrietvorming en -ontleding naast denitrificatie en ammoniakvervluchtiging, een van de belangrijkste kanalen is waarlangs stikstof verloren gaat, omdat de reactie onder velerlei omstandigheden gestadig kan verlopen.

ad 4.

Wullstein en Gilmorn (397¹) vonden dat wanneer een kleigrond, waarin een vrij groot deel van de toegediende nitrietstikstof door vervluchtiging verloren ging, met N natriumchloride werd geëxtraheerd^x) het vervluchtigingspercentage veel geringer was.

Tabel 73. Nitrietvervluchtiging na toediening van KNO_2-N

Substraat	% KNO_2-N dat vervluchtigde
klei	22,0
geëxtraheerde klei	7,0
zand + extraat	14,0
zand + extract (koper verwijderd)	< 0,005
zand (controle)	< 0,005

Door extractie van de onderhavige klei werd de nitrietvervluchtiging dus gereduceerd met ongeveer 68 %; werd het extract echter aan zand toegediend en werd hier weer KNO_2-N aan toegevoegd dan vervluchtigde vrijwel het gehele resterende deel ($14,0 = 63\%$ van 22,0). Werdt uit dit extract de koper verwijderd dan ging er bijna geen nitriet meer verloren. Ook in andere gronden werden dergelijke waarnemingen gedaan, met die uitzondering dat niet altijd de koper doch ook wel mangaan, magnesium of aluminium elementen waren waaraan de gemeten vervluchtiging voor een belangrijk deel kon worden toegeschreven.

Het reactiemechanisme dat hier de vervluchtiging van nitriet bewerkstelligt, kan als volgt worden weergegeven:



Aangezien voor een goed verloop van de reacties waterstof-ionen vereist zijn, zal deze nitrietvervluchtiging alleen plaatsvinden in zwak zure of zure gronden.

x) En daarna gewassen met gedestilleerd water om de chloride te verwijderen.

3.3 Vastlegging van ammoniumstikstof door kleimineralen

3.3.1 Inleiding

In het voorgaande is opgemerkt dat ammonium-ionen in de grond voor een groot deel gebonden zijn aan het adsorptiecomplex. In normale gevallen zijn deze gebonden ionen vrij gemakkelijk uitwisselbaar tegen andere ionen doch vele onderzoekers (9, 10, 52, 176, 187, 246, 254 en 322) hebben gevonden dat ammoniumstikstof aan bepaalde kleimineralen zo stevig kan worden geadsorbeerd dat ze zeer moeilijk uitwisselbaar zijn.^{x)}

3.3.2 Het mechanisme

Het mechanisme van de ammoniumfixatie is hetzelfde als dat van de kaliumfixatie; bepaalde kationen als Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ en H^+ die in de kristalroosters van bepaalde kleimineralen geadsorbeerd zitten, kunnen worden vervangen door NH_4^+ -ionen, waarna de roosters zich kunnen samentrekken en daardoor de uitwisselbaarheid van deze stikstof zeer sterk wordt belemmerd.

Toch kan een uitwisseling, zij het dan ook in een zeer traag tempo, plaatsvinden doch alleen door kationen die de kristalroosters weer verder uit elkaar kunnen trekken (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ en H^+) en niet door ionen die een zelfde samentrekkend effect op de kristalroosters hebben als NH_4^+ (K^+ , Rb^+ en Cs^+).

3.3.3 De fixerende kleimineralen

De kleimineralen die ammonium-ionen kunnen fixeren zijn: illiet, vermiculiet en montmorilloniet (9 en 336), welk rijtje door Allison (10) wordt aangevuld met biotiet. Nu blijkt b.v. bij illiet niet alle illiet fixerende te werken; Allison en Roller (10) zijn namelijk van mening dat onverweerde illiet samengetrokken kristalroosters heeft en daardoor niet in staat is ammonium-ionen te fixeren.

Nömmik (254) is van mening dat het speciaal de fractie 1 à 2 μ van genoemde mineralen is die de fixatie uitvoert.

Van der Marel (226a) heeft voor jonge rivier- en zeeklei echter aangetoond dat de deeltjes kleiner dan 2 μ voor 80 % bestaan uit illiet. Deze fractie fixeert in rivierkleigronden echter aanzienlijk meer kalium dan in zeekleigronden, welk verschil hij toeschrijft aan het feit dat er in rivierkleigronden een groter deel hiervan bestaat uit een K-fixerende variëteit (dit is meer verweerd dan het niet K-fixerende illiet).

x) Ammonium-ionen die niet door extractie met 1N KCl of 1N K_2SO_4 uit de grond kan worden gehaald, wordt meestal beschouwd als zijnde gefixeerd (176).

3.3.4 De opneembaarheid van de gefixeerde stikstof

De gefixeerde ammonium-ionen blijken voor de plant voor het grootste deel onopneembaar te zijn (172 en 321). Ook de heterotrophe microflora in de grond kan de vastgelegde ammoniumstikstof niet of slechts voor een zeer gering deel aantasten (176).

Het beste blijken nog de nitrificerende micro-organismen in staat te zijn de gefixeerde ammonium-ionen op te nemen. Bij de door Jansson (176) beproefde grondsoorten was dit 25 %. Volgens Bower (52) kan dit percentage echter sterk variëren. Dit blijkt uit de volgende proef: een deel van de beproefde grond werd eerst verzadigd met K^+ -ionen waarna een bepaalde hoeveelheid NH_4^+-N werd toegediend. Het overige deel van de grond werd daarentegen alleen voorzien van dezelfde hoeveelheid NH_4^+-N . Bij nitrificatieproeven bleek nu dat in de eerste grond binnen veertien dagen 78 à 87 % van de ammonium werd genitriceerd, terwijl dit bij de laatstgenoemde grond, waar de NH_4^+-N dus steviger gebonden was slechts 13 à 28 % was.

3.3.5 De omvang van de ammoniumfixatie

De hoeveelheid stikstof die op deze manier vastgelegd kan worden, varieert in de praktijk zeer sterk doch kan in sommige gronden groter zijn dan de totale hoeveelheid overige minerale stikstof (336); Nömmik (254) vond in Zweden een aantal gronden, waarin in de bovenste grondlaag wel 100 kg zuivere stikstof per ha was gefixeerd.

Ook uit Nederland zijn een aantal gegevens omtrent de omvang van de fixatie bekend (24): in jonge poldergronden werd ongeveer 3 à 10 % van de aan de grond toegediende ammoniumstikstof vastgelegd in de kristalroosters van bepaalde kleimineralen (vooral jong illiet).

Het ammoniumfixerend vermogen van de kleigronden in de oudere polders lijkt toe te nemen naarmate ze ouder worden. Oude rivierkleigronden kunnen soms 60 à 65 % van de toegediende ammoniumstikstof fixeren, vooral wanneer deze gronden gedurende vele jaren niet met kalium waren bemest.

Nu blijkt de omvang van de stikstoffixatie door allerlei, in het volgende nader besproken, factoren te worden beïnvloed.

a. De hoeveelheid NH_4^+-N die wordt toegediend

De hoeveelheid ammoniumstikstof die wordt toegediend direct in minerale vorm dan wel in de grond komt na afbraak van organische stikstofverbindingen heeft een zeer belangrijke invloed op de omvang van de fixatie. De absolute hoeveelheid ammoniumstikstof die gefixeerd wordt, neemt namelijk toe naarmate meer NH_4^+ -ionen ter beschikking zijn. Het percentage dat gefixeerd wordt, neemt echter af met het toenemen van de hoeveelheid toegediende ammonium-ionen (176 en 254). Zo vond Jansson (176) b.v. bij toediening van 25 eenheden ammoniumstikstof dat 50 % werd gefixeerd bij toediening van 4 x zoveel daarentegen 30 %.

b. De hoeveelheid ammoniumfixerende kleimineralen in de grond (187, 254 en 297).

c. De soort kunstmest die wordt gebruikt

Bij gebruik van ammoniumhoudende meststoffen loopt men natuurlijk meer kans op fixatie dan wanneer men nitraathoudende meststoffen gebruikt (187).

d. Organische stof

Organische stof schijnt een blokkerend effect op de fixatie te hebben, terwijl ook de tijdens de ammonificatie van deze organische stof vrijkomende ammonium-ionen een deel van de fixerende kleimineralen kunnen bezetten (187).

e. Zuurgraad

Jansson (176) is van mening dat naarmate de pH van de grond hoger wordt de stikstoffixatie toeneemt. Kaila (187) vond daarentegen slechts een geringe correlatie tussen ammoniumfixatie en zuurgraad van de grond terwijl Allison en medewerkers (9) van mening zijn dat de pH hier in het geheel geen rol speelt.

f. De diepte van de laag

De ondergrond blijkt meestal meer $\text{NH}_4\text{-N}$ te fixeren dan de bovengrond, hetgeen waarschijnlijk is toe te schrijven aan het feit dat in de bovengrond reeds veel NH_4^+ en K^+ -ionen zijn geadsorbeerd terwijl ook de invloed van de organische stof zich veel meer doet voelen (9 en 210).

g. Drogen en verwarmen van de grond

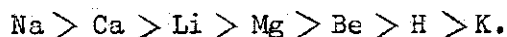
Zowel het drogen als verwarmen van de grond bevorderen het fixerend vermogen van illiet; vermiculiet daarentegen bindt onder vochtige omstandigheden meer dan wanneer ze wordt gedroogd; montmorilloniet ten slotte fixeert in natte toestand weinig $\text{NH}_4\text{-N}$, wordt ze daarentegen verwarmd tot 100°C dan kan ze zeer veel fixeren. Herhaaldelijk drogen en bevochtigen doet de fixatiecapaciteit van de kleimineralen zeer sterk toenemen (176).

h. De mate waarin het complex met K^+ -ionen verzadigd is

Eerder is reeds opgemerkt dat de K^+ - en NH_4^+ -ionen op dezelfde wijze gefixeerd worden. Het blijkt dan ook dat naarmate het complex meer met K^+ -ionen verzadigd is de fixatiecapaciteit voor NH_4^+ -ionen afneemt (52 en 176). Worden K^+ - en NH_4^+ -ionen daarentegen tegelijk toegediend dan worden er naar verhouding meer NH_4^+ -ionen gefixeerd.

i. Verzadiging van de grond met andere mineralen

Niet alleen verzadiging met K^+ -ionen doch ook met die van andere ionen doet de fixatiecapaciteit van bepaalde kleimineralen voor NH_4^+ -ionen afnemen. Aomine en Wade (geciteerd in 176) vonden dat de fixatiecapaciteit van de door hun onderzochte grond afnam wanneer deze grond werd verzadigd met de volgende mineralen:



j. Tijd

Jansson (176) vond dat naarmate de NH_4^+ -ionen langer met de kleimineralen in aanraking waren er meer $\text{NH}_4\text{-N}$ gefixeerd werd; het grootste deel van deze fixatie kwam echter direct na de toediening tot stand.

k. De omvang van de diverse microbiologische reacties in de grond

Door de biologische activiteit van diverse micro-organismen wordt enerzijds ammoniumstikstof in de grond gevormd, doch anderzijds wordt ook ammoniumstikstof gebruikt voor assimilatie (immobilisatie) en nitrificatie. Bij proeven van Jansson (176) omtrent de invloed van deze processen op de omvang van de fixatie kwam deze tot de volgende conclusies:

1. De nitrificerende bacteriën geven de voorkeur aan de geammonificeerde stikstof boven de gefixeerde ammoniumstikstof. Er wordt dan ook geen gefixeerde $\text{NH}_4\text{-N}$ genitrificeerd zolang er niet gefixeerde $\text{NH}_4\text{-N}$ in de grond aanwezig is.
2. Wanneer de nitrificatie dermate snel verloopt dat de ammonificatie niet volendoen kan aan de vraag dan kan een deel van de gefixeerde stikstof genitrificeerd worden.
3. De heterotrophe microflora in de grond kan zelfs bij toediening van energierijk materiaal geen gefixeerde stikstof opnemen.
4. Wanneer de vraag naar $\text{NH}_4\text{-N}$ (nitrificatie en immobilisatie) niet groot is dan kan een deel van de bij de ammonificatie vrijkomende ammoniumstikstof gefixeerd worden; kan de ammonificatie echter niet voorzien in de vraag van de nitrificerende en de $\text{NH}_4\text{-N}$ assimilerende micro-organismen dan wordt er niets van gefixeerd.
5. Is er alleen gefixeerde stikstof in de grond aanwezig dan kan de groei van de nitrificerende populatie niet op gang komen.

3.4 Uitspoeling

Van de in de grond voorkomende oplosbare stikstofverbindingen komen vrijwel alleen de oplosbare organische stikstofverbindingen, de ammoniumstikstof, de nitraatstikstof en de nitrietstikstof voor uitspoeling in aanmerking.

De organische stikstofcomponenten zijn in het algemeen slechts in zeer geringe mate in water oplosbaar en dragen diensgevolge meestal weinig bij tot de gevonden uitspoelingsverliezen (116); een zeer kleine fractie van kleinere afbraakprodukten kan in de bodemoplossing diffunderen; aangezien deze stoffen echter bijna alle polaire groepen dragen, worden ze vaak aan andere bodemcolloïden geadsorbeerd (385). Onder bepaalde omstandigheden, met name wanneer de grond arm aan kalk en klei is (331), kunnen echter allerlei organische-stikstofcomponenten door uitspoeling verloren gaan.

De ammoniumstikstof is voor het overgrote deel in de vorm van kationen aan het adsorptiecomplex gebonden en slechts voor een aanzienlijk geringer deel in de bodemoplossing aanwezig (230). De mobiliteit van deze stikstofvorm is in gronden met een behoorlijk adsorptiecomplex dan ook slechts zeer gering (361). Mc.Donald (232) vond zelfs bij hoge concentraties ammoniumstikstof op kleigrond slechts een verplaatsing van ruim 7 cm in 2 maanden. Deze verplaatsbaarheid kan echter vrij sterk variëren, omdat ze wordt beïnvloed door vele factoren: de waterbeweging, de grootte van het adsorptiecomplex, de textuur, het organische-stofgehalte e.d. (281).

Behalve de hierboven genoemde factoren wordt de uitspoeling van de ammoniumstikstof natuurlijk ook sterk beïnvloed door de nitrificatie. In normale

gronden wordt in het algemeen slechts weinig of geen ammoniumstikstof gevonden, omdat hier de nitrificatie aanzienlijk vlotter verloopt dan de ammonificatie.

De als anion in de grond voorkomende nitraatstikstof wordt slechts voor een zeer gering deel aan het adsorptiecomplex gebonden en komt diensgevolge voor het overgrote deel in de bodemoplossing in opgeloste vorm voor. De nitraatstikstof is dan ook de belangrijkste stikstofcomponent die tengevolge van uitspoeling verloren kan gaan.

Vele onderzoekers hebben gevonden dat de nitraatstikstof zich in het bodemprofiel vrij snel op en neer kan bewegen; in natte perioden gaat het naar beneden, om in drogere perioden door middel van de capillaire opstijging voor een meer of minder groot deel weer binnen het bereik van de wortels te komen (18 en 158).

Soubies e.a. (327) hebben de inspoeling van nitraatstikstof gedurende een natte periode gevolgd en konden hierbij aantonen, dat ze zich als een scherpe golf verplaatste. In een doorlatende zandgrond werd gemiddeld een verplaatsing van 1 cm per 3 à 4 mm regen gevonden, doch dit is natuurlijk geen exacte opgave omdat naast de hoeveelheid neerslag ook de verdamping zeer belangrijk is. Shaw (315) heeft dan ook aangetoond dat er in de zomer aanzienlijk meer regen moet vallen om inspoeling te doen plaatsvinden dan in de rest van het jaar, doordat door een sterkere verdamping een minder groot deel van de gevallen neerslag naar de ondergrond afvloeit.

Over de invloed van de grondsoort op de mate van nitraatstikstof uitspoeling zijn de meningen nogal verdeeld. Shaw (315) is van mening, dat de grondsoort weinig of geen invloed heeft. Cunningham (81) daarentegen is van mening dat de grondsoort wel degelijk een rol speelt: op zwaardere gronden die goed voorzien zijn van organische stof, kan de nitraatstikstof slechts bij aanhoudende regenval zich iets naar beneden verplaatsen. Cunningham (81) veronderstelt hierbij dat de nitraationen gedeeltelijk in de aggregaten zitten en dat het regenwater langs deze aggregaten stroomt en zodoende de nitraatstikstof in het inwendige van de aggregaten onaangetast laat. Slechts bij langdurige regenval zou de structuur van de grond ten gronde gaan, waardoor de nitraatstikstof binnen het bereik van het regenwater komt.

Nu vond Gasser (125) op lichte gronden nauwelijks enige nitraatstikstof uitspoeling, doch hier kan de theorie van Cunningham en Cook (81) moeilijk van toepassing zijn, omdat voor deze proeven een grond gekozen was met zeer weinig aggregaten; de zeer geringe uitspoeling vindt hier echter zeer waarschijnlijk niet zijn oorzaak in de grondsoort, als wel in het lage minerale stikstofgehalte (0 - 1 d.p.m. $\text{NO}_3\text{-N}$ en 1 - 2 d.p.m. $\text{NH}_4\text{-N}$; terwijl Cunningham (81) met een grond werkte die een mineraal stikstofgehalte van 6 - 12 d.p.m. had).

Zoals reeds eerder is opgemerkt behoeft inspoeling niet te leiden tot uitspoeling, d.w.z. voor de plantengroei verloren gaan, zolang de nitraatstikstof in drogere perioden weer binnen het bereik van de plantenwortels wordt gebracht. De nitraatstikstof moet voor de plantengroei als verloren worden beschouwd indien ze:

- a. in het grondwater terecht komt (158)
- b. zover naar beneden spoelt, dat ze niet ver genoeg meer omhoog gebracht kan worden (153).

Hetgeen dus inhoudt, dat de hoogte van de grondwaterstand een belangrijke rol kan spelen.

Nu wordt de hierboven besproken stikstofuitspoeling sterk gereduceerd door de aanwezigheid van een gewas; niet alleen doordat de neerwaardse waterstroom door de evapotranspiratie aanzienlijk geringer wordt, doch vooral omdat hierdoor de nitraatgehalten in de grond sterk afnemen (51). Dit is speciaal het geval bij grasland waar zowel een hoge verdamping, doch vooral het zeer lage minerale stikstofgehalte de stikstofuitspoeling tot onbelangrijke waarden doet afnemen (51 en 352).

De vele onderzoekers die zich met het probleem der stikstofuitspoeling hebben beziggehouden, zijn over het algemeen dan ook van mening dat er onder grasland in ons klimaat onder normale omstandigheden geen stikstofverlies door uitspoeling plaatsvindt (19, 190, 200 en 271). Wel is bij lysimeterproeven op het I.B. te Groningen gebleken dat men een meer of minder grote uitspoeling kan krijgen wanneer er in de herfst nog stikstof wordt gestrooid (17 en 200). Gedurende de winter 1960/1961 spoelde er bij deze proeven 30 % van de in de herfst toegediende 300 kg N/ha (gegeven in de vorm van ammoniumnitraat) uit; in de winter 1959/1960 daarentegen vrijwel niets (200). Wel bestaat het vermoeden dat met het ouder worden van het grasland de uitspoeling van de stikstof toeneemt (24), hetgeen dan enigszins in overeenstemming is met de resultaten van Richardson (285) die vond dat het minerale stikstofgehalte onder grasland, met het ouder worden van de grasmat toeneemt.

4. Toevoer van stikstof tot de kringloop

4.1 Stikstofbinding

Het is reeds lang bekend dat een deel van de zich in de atmosfeer bevindende gasvormige stikstof op allerlei manieren gefixeerd kan worden. Blålfve (44) onderscheidt hierbij de volgende wegen:

- a. binding door symbiotische micro-organismen;
- b. binding door niet symbiotische micro-organismen;
- c. photochemische binding.

Omtrent de omvang van deze atmosferische stikstoffixatie zijn zeer vele onderzoekingen verricht en in het volgende zullen de afzonderlijke aspecten nader worden belicht.

4.1.1 De niet symbiotische stikstofbinding

4.1.1.1 De betreffende micro-organismen

Diverse micro-organismen in de grond blijken in staat te zijn luchtstikstof te binden. Deze stikstof wordt eerst vastgelegd in de lichaamssubstanties van de betreffende organismen en komt na de autolyse als minerale stikstof in de grond (226). Van de micro-organismen die luchtstikstof kunnen binden, kunnen de volgende genoemd worden:

Bacteriën:

heterotrophe: Clostridium¹⁾, Azotobacter en Beijerinckia²⁾
autotrophe: Rhodospirillum en Chromatium.

Algen:

Myxophyceae (blauwgroene algen) b.v. Nostoc, Anabaena, Cyndrosperrum (44, 64 en 386).

Behalve deze als specifieke stikstofbinders bekend staande micro-organismen blijken er ook allerlei "gewone" bacteriën in staat te zijn een beetje stikstof te binden (64 en 386); Pochon en de Barjac (276) geven hiervan de volgende voorbeelden:

Pseudomonas sp.
Aerobacter sp.
Bacillus sp.

Verder zijn er nog allerlei stikstofbindende gisten en actinomyceten (247).

Van al deze stikstofbindende micro-organismen zijn voor wat hun stikstof-

1) Vroeger ook wel Bacillus amylobacter genoemd (226).

2) Vroeger werd deze tot de Azotobacter gerekend (nl. Azotobacter indicum); ze komt bijna uitsluitend voor in de tropen en subtropen, terwijl de Azotobacter meer in gronden in de gematigde streken voorkomt (247 en 335).

binding betreft echter alleen Clostridium en Azotobacter van enige betekenis en aangezien Clostridium¹⁾ streng anaeroob is, blijven voor onze cultuurgronden alleen de Azotobacter sp. over (226 en 301).

Azotobacter

Hoewel men in de loop van de jaren vele soorten Azotobacters meende te hebben ontdekt, blijken deze alle terug te zijn te brengen tot de volgende vier: A.chroococcum, A.agile, A.macrocytogenes en A.insigne. Van deze vier is A.chroococcum het belangrijkste (276 en 310).

De Azotobacters worden over het algemeen niet gevonden in gronden met een pH lager dan 6. In principe zijn ze strikt aeroob doch zij kunnen lagere zuurstofspanningen verdragen; sommige stammen kunnen onder dergelijke omstandigheden zelfs meer stikstof fixeren dan onder normale omstandigheden.

Verder zijn de Azotobacters heterotrooph en gebruiken dus koolhydraatrijke organische stoffen als energiebron; niet aangetast kunnen worden: de cellulosen, de hemicellulosen en de humusstoffen. De stikstofvoorziening geschiedt bij afwezigheid van gebonden stikstof door fixatie van luchtstikstof. Het rendement van de fixatie d.w.z. de hoeveelheid stikstof die per gewichtseenheid geconsumeerde koolstof wordt geproduceerd is bij benadering 1 %. Doch dit varieert sterk al naar koolhydraatbron, stam, zuurstofspanning (de ene wordt geremd door lagere zuurstofspanningen, terwijl een andere juist geactiveerd wordt) e.d. (276).

4.1.1.2 De praktische betekenis

Omtrent de praktische betekenis van de stikstofbinding door vrij levende stikstofbinders zijn de meningen vrij sterk verdeeld^{x)}, doch over het algemeen is men wel van mening dat aan deze stikstofbinding een niet te grote betekenis moet worden gehecht (71, 88, 176, 226, 247 en 301).

Pochon en de Barjac (276) motiveren dit als volgt:

1. In zuivere cultures met Azotobacters wordt op glucose een N-rendement verkregen van 1 %. Dit betekent dus dat bij een winst van 20 - 40 kg stikstof per ha per jaar 1 à 2,5 ton koolhydraten van een zelfde waarde als glucose zou moeten worden geconsumeerd.
2. Het aantal Azotobacters in de grond is te gering om een stikstofbinding van enige betekenis te geven. Het gemiddelde volume van 1 Azotobactercel is $5 \mu^3$ en deze bevat in totaal 20 % droge stof waarvan 10 % uit stikstof bestaat; 10 miljoen Azotobacters bevatten dus 1 gram N. Een fixatie van 2,5 kg N per ha (= 2 500 ton grond) impliceert dus de vorming van 10 miljoen cellen per gram grond. Wanneer het groeiseizoen op 200 dagen wordt

1) Clostridium komt veel algemener voor dan Azotobacter, omdat ze minder gevoelig is voor lage pH's en andere ongunstige milieu-eigenschappen.

x) Pochon en de Barjac (276) schrijven deze verschillen in opvatting toe aan het feit dat niet allen over een zelfde grond spreken; de verschillen zouden volgens hen worden overbrugd met de volgende zin: De niet symbiotische stikstoffixatie is voor de gebieden met intensieve cultuur van ondergeschikt belang, ze speelt een belangrijke rol in gebieden met een intensieve cultuur.

gesteld dan betekent dit dat de dagelijkse produktie aan cellen 50.000 per gram grond moet bedragen.

Jensen (in 276) vond bij tellingen van Azotobacters in een 250-tal Deense gronden echter slechts de volgende aantallen Azotobacters.

% gronden	Azotobacters
42,2	0
26,9	0 - 100
19,7	100 - 1 000
6,1	1 000 - 10 000
1,1	10 000 - 100 000

Gezien de resultaten van deze tellingen zou de stikstofbinding door Azotobacter in slechts 7 à 8 % van de onderzochte gronden van enige betekenis kunnen zijn.

Rubenschik (291a) voert hier echter tegen aan dat onder bepaalde omstandigheden en speciaal in de rhizosfeer van verschillende planten grote hoeveelheden Azotobacters kunnen worden gevonden. Krasilnikov (in 291a) deelt in dit verband de planten in drie groepen in:

- planten die de groei van Azotobacter stimuleren (luzerne, kropbaar, raai-gras, erwten, klaver e.a.);
- planten die ten aanzien van Azotobacter neutraal reageren (o.a. gerst, haver, aardappelen en bieten);
- planten die de groei van Azotobacter remmen (tarwe, mais, vlas).

Nader onderzoek heeft echter wel geleerd dat deze indeling doorkruist wordt door allerlei milieu-omstandigheden (291a).

- Er is in onze goed bemeste cultuurgronden meestal voldoende gebonden stikstof aanwezig en deze wordt theoretisch eerder door Azotobacter en Clostridium genuttigd dan de moleculaire stikstof. Dit argument is volgens Pochon en de Barjac (276) echter niet erg steekhoudend omdat nitraat- en ammoniakstikstof de fixatie weliswaar remmen doch de aanwezige organische stikstof de fixatie stimuleert.

Van Schreven (310) is van mening dat er in bouwlandgronden met een pH hoger dan 5,8 gemiddeld 5 à 10 kg stikstof per ha per jaar wordt gefixeerd, terwijl dit voor grasland nog iets meer zou zijn. Gerretsen (132) geeft een gemiddelde van alle cultuurgronden van ongeveer 10 kg stikstof per ha per jaar.

Of onder grasland de stikstofbinding door vrij levende stikstofbinders inderdaad beter verloopt dan onder bouwland, kan niet met waarnemingscijfers geïllustreerd worden. Wel hebben een aantal Russische onderzoekers enkele aspecten van de stikstofbinding door Azotobacter onder grasland bestudeerd.

Blinkov en Novoselova (45) vonden dat de worteluitscheidingen van klaver en timothee de ontwikkeling van Azotobacter, vooral in een grond met weinig organische stof, stimuleerden; dit is geheel in tegenstelling met de bevindingen van Fedorov en medewerker (in 45) die juist vonden dat timothee en klaver een negatieve invloed hebben op de ontwikkeling van en de stikstofbinding door Azotobacter.

Zimma (398) vond bij graslandplanten in de rhizosfeer veel meer Clostridiums en Azotobacters dan verder van de wortels verwijderd. Verder bleek het aantal Clostridiumcellen steeds 100 tot 1 000 maal groter te zijn dan het aantal Azotobactercellen.

4.1.2 De symbiotische stikstofbinding

4.1.2.1 Inleiding

Meerdere planten blijken in staat te zijn stikstof te binden. Deze stikstofbinding is een gevolg van een symbiose tussen bepaalde micro-organismen en de betreffende planten; waarbij de eerstgenoemde groep de eigenlijke stikstofbinding verzorgt.

De symbiotische stikstofbinders kunnen in twee groepen worden verdeeld nl. (44 en 247)

- I Rhizobium in samenwerking met vlinderbloemigen.
- II Bepaalde actinomyceten in samenwerking met diverse heesters en bomen (Alnus, Elaeagnus, Hippophaë, Casuarina en Pavetta).

Voor ons grasland kan alleen de eerstgenoemde vorm een rol van betekenis spelen. Het hier van belang zijnde geslacht Rhizobium omvat een aantal soorten die ieder met bepaalde plantensoorten tot stikstofbinding in staat zijn; van klavers en luzerne is dit de soort Rhizobium trifolii (247).

4.1.2.2 De stikstofbinding door vlinderbloemigen

De stikstofbinding door vlinderbloemigen komt tot stand door een symbiose tussen de betreffende vlinderbloemigen en bacteriën van het geslacht Rhizobium. Deze bacteriën dringen daartoe de plant binnen; door de aanwezigheid van de Rhizobium wordt de weefselgroei van de geïnfecteerde plant ter plaatse gestimuleerd (wortelknolletjes). De Rhizobium put nu zijn benodigde energie uit dit weefsel terwijl de geïnfecteerde plant kan profiteren van de door de bacteriën gebonden luchtstikstof (384a).

4.1.2.3 Het voorkomen van vlinderbloemigen in grasland

Van den Bergh en de Vries (35a) hebben bij statisch onderzoek, waarbij 1500 percelen blijvend grasland waren betrokken, gevonden dat in 94 % van ons grasland klaver voorkomt. Hierbij bleek tevens dat het voorkomen van de klaver niet in de eerste plaats bepaald wordt door het edaphische milieu als zodanig, doch veel meer door de door de grassen overgelaten ruimte (zowel boven als ondergronds). Naast de concurrentie tussen grassen en vlinderbloemigen kunnen echter ook klimatologische invloeden en het optreden van ziekten en parasieten een belangrijke rol op het voorkomen van de klaver hebben. Ten aanzien van de concurrentiestrijd tussen de grassen en vlinderbloemigen kunnen vele factoren worden genoemd die deze strijd op de een of andere manier beïnvloeden; de belangrijkste zijn echter de stikstofbemesting en de beweiding.

a. Stikstofbemesting: Het is een bekend verschijnsel dat door stikstofbemesting van een gras/klaverbestand het percentage vlinderbloemigen sterk terug kan lopen. De voornaamste oorzaak van dit verschijnsel is waarschijnlijk het feit dat de grassen de toegediende minerale stikstof sneller opnemen dan de leguminosen, waardoor de groei van de eerstgenoemde planten sterk gestimuleerd wordt met het gevolg dat aan de leguminosen zowel licht, ruimte als vocht en voedingsstoffen worden ontnomen. Hierbij speelt vooral de grote lichtbehoefte van klaver een belangrijke rol; vele onderzoekers hebben namelijk aangetoond dat door het grasland veel te maaien of te weiden het klaver terugdringend vermogen van stikstof sterk belemmerd wordt en in vele gevallen zelfs geheel wordt weggenomen (261a). Een aantal onderzoekers is verder van mening dat anorganische meststoffen een ongunstige invloed op het bacterieleven uitoefenen. Organische bemestingen (stalmest) blijkt de klaverbezetting van grasland dan ook in het algemeen te stimuleren (261a).

b. Beweiding: Door beweiding van een grasmat komt een groot deel van de in de bovenaardse plantendelen aanwezige stikstof weer terug op het land zodat beweiding in zekere zin te vergelijken is met een stikstofbemesting.

Melville en Sears (geciteerd in 377a) vonden bij maaien van een zuiver grasbestand 56 kg N in de bovenaardse delen, terwijl dit wanneer dit bestand werd beweid 84 kg N was. Door een gemengd gras/klaverbestand te weiden, wordt de klaver of in ieder geval de stikstofbinding door de klaver sterk teruggedrongen. Melville en Sears vonden bij beweiding en bij maaien van een gemengd gras/klaverbestand het volgende:

	N in het gras	N in de klaver	totaal
maaien	389	212	601
weiden	305	426	731

Naast deze stikstofinvloed van de beweiding kan ook de betreding, onder bepaalde omstandigheden, een nadelige invloed hebben op de concurrentiekracht van de klaver t.o.v. die van het gras.

Scheygrond en medewerker (303a) vonden b.v. dat door het betreden het aanwezige Engels raaigras relatief agressiever wordt terwijl andere grassen als beemdlangbloem, timothee, ruwbeemdgras, veldbeemdgras en roodzwenkgras minder agressief worden t.o.v. witte klaver.

4.1.2.4 De omvang van de stikstofbinding

De hoeveelheid stikstof die door de vlinderbloemigen wordt gebonden, blijkt van meerdere factoren afhankelijk te zijn:

1. Zuurgraad van de grond. Mulder (247) vond dat op zure gronden de vorming van wortelknolletjes veelal slechter is dan op neutrale en alkalische gronden; de mate waarin de zuurgraad van de grond de stikstofbinding beïnvloedt is echter niet voor alle plantensoorten gelijk. Aangezien zowel d.m.v. bacterie-enting als door bekalking de knolletjesvorming zeer veel kan worden verbeterd, is Mulder (247) van mening dat deze slechte knolletjesvorming in zure gronden moet worden toegeschreven aan de geremde groei en ontwikkeling van de symbiont in de rhizosfeer van de klaverplanten.

2. Gehalte aan sporenelementen: Voor een goede groei en stikstofbinding hebben Rhizobiumbacteriën een aantal sporenelementen m.n. borium, molybdeen en cobalt nodig (247).
3. Stikstofbemesting: Afgezien van de hiervoor beschreven invloed van minerale stikstofbemesting op gras/klaverbestanden blijkt de minerale stikstof ook de vorming, de groei en de stikstofbinding van de wortelknolletjes te remmen of zelfs geheel tegen te gaan.
4. De effectiviteit van de knolletjesbacteriën: Binnen de eerdergenoemde soort Rhizobium (Rh. trifolii) kan men onderscheid maken tussen effectieve en ineffectieve stammen. Het blijkt dat deze effectiviteit en ineffectiviteit voor een groot deel samengaat met een bepaalde combinatie van plantensoort en bacteriestam; zo kan b.v. een bepaalde stam effectief zijn op witte klaver doch ineffectief op ondergrondse klaver (247).
5. Ouderdom van het grasland: De indruk bestaat dat de stikstofbinding van de witte klaver afneemt naarmate het grasland ouder wordt (325a).

Hoeveel stikstof nu door de vlinderbloemigen in grasland precies wordt vastgelegd is zeer moeilijk te zeggen omdat de gevonden stikstof op meerdere plaatsen terechtkomt:

- a. In eerste instantie komt de stikstof in de boven- en onderaardse delen van de klaverplanten.
- b. De onderaardse delen van de klaverplanten scheiden stikstofverbindingen uit.
- c. Door mineralisatie van de wortels en andere delen van de vlinderbloemigen komt de stikstof (voor een kortere of langere periode) als minerale stikstof in de grond en kan daarna o.a. worden geïmmobiliseerd of door de grassen worden opgenomen.
- d. Door middel van de weidende dieren wordt stikstof aan de klaverplanten onttrokken en gedeeltelijk weer op het land gedeponeerd¹⁾.

Exacte hoeveelheden stikstof die door vlinderbloemigen in grasland worden gebonden zijn dan ook niet bekend; wel hebben diverse onderzoekers bepaald hoeveel gebonden stikstof in de bovenaardse plantendelen terecht komt of tot welke totale opbrengst stijging de aanwezigheid van witte klaver leidt. Zo bleek uit Nederlandse onderzoekingen (303b) dat gemiddeld op een aantal kunstweiden 1 % witte klaver hetzelfde effect heeft als ongeveer 4 kg zuivere stikstof²⁾. Holmes en Mc Susky (in 303b) vonden bij proeven in Schotland dat 1 % witte klaver wat

- 1) Wanneer het grasland wordt beweid wordt een groot deel van de stikstof uit de bovenaardse plantendelen weer uitgescheiden (mestvee ca. 95 % en melkvee ca. 75 %). Van deze stikstof zit 70 % in de urine en 30 % in de faeces. De faeces-N komt slechts zeer langzaam ter beschikking van de plantengroei terwijl een deel (ca. 20 %) van de urine-N door vervluchtiging verloren gaat. Van de opgenomen stikstof komt dan dus ongeveer 50 % vrij snel weer ter beschikking van de plantengroei.
- 2) De betreffende kunstweiden werden beweid en bemest met 110 à 200 kg zuivere stikstof per ha.

betreft de droge-stikstofopbrengst overeenkomt met 3,5 kg stikstof.

Bij dit laatste moet echter wel worden bedacht dat deze opbrengstverhoging niet uitsluitend een gevolg is van de stikstofbinding door de witte klaver doch ook van b.v. het verschil in groeiritme.

4.2 Stikstof in de neerslag

4.2.1 Het stikstofgehalte van de lucht

In de atmosfeer bevinden zich vrij grote hoeveelheden stikstof; deze komen hier echter hoofdzakelijk voor in elementaire vorm (301). Uit het onderzoek dat op dit gebied is uitgevoerd, is echter gebleken dat er in de atmosfeer naast deze elementaire stikstof ook allerlei vormen van gebonden stikstof voorkomen. Deze gebonden stikstof komt voor het grootste deel voor als minerale stikstof (vooral ammoniak en iets ammonium-, nitraat- en nitrietstikstof) en slechts voor een klein deel als organisch gebonden stikstof (in de atmosfeer zwevende micro-organismen en stofdeeltjes) (1).

Het gehalte aan gebonden stikstof in de atmosfeer varieert volgens Manshard (226) zeer sterk, niet alleen van plaats tot plaats doch op een zelfde plaats ook van moment tot moment. Manshard (226) citeert variaties van 0,0135 - 4,5 mg NH_3 per m^3 lucht doch merkt tevens op dat het gehalte zelden hoger dan 0,05 mg NH_3 per m^3 is. Alleen boven steden kan dit gehalte tot veel hogere waarden oplopen; Lenhard (in 1) vond b.v. boven een stad 57 mg NH_3 per m^3 lucht. Het gehalte aan nitraat- en nitrietstikstof is over het algemeen veel geringer en varieert veelal tussen 0,1 en 0,002 mg per m^3 lucht.

4.2.2 Stikstofgehalte van de neerslag

Het transport van een deel van deze in de atmosfeer aanwezige stikstof naar de grond vindt plaats door de neerslag. De diverse bepalingen die uitgevoerd zijn, hebben bevestigd dat er met de regen een meer of minder grote hoeveelheid stikstof op de grond terechtkomt. Gezien hetgeen hierboven is gezegd over de variaties van het stikstofgehalte in de lucht is het begrijpelijk dat ook de hoeveelheden stikstof in de neerslag zeer sterk variabel zijn.

In het volgende tabelletje zijn een aantal door verschillende onderzoekers bepaalde hoeveelheden stikstof aangevoerd door neerslag, weergegeven:

Tabel 74. Een aantal hoeveelheden stikstof die d.m.v. de neerslag op de grond zijn gekomen zoals deze zijn gevonden door verschillende onderzoekers

Auteur	land	hoeveelheid stikstof aangevoerd d.m.v. de neerslag (kg N per ha per jaar)
Spannen (193a)	Duitsland	2,5 - 24
Scharrer en Fast (299)	Duitsland	gem. 28,2 (0,08 - 4,8 kg/mnd.)
Geriche en Kurmies (193a)	Duitsland	12,7 - 49,2 (gem. 22,2)
Kizysch (193a)	Duitsland	9,8 - 13,2 (gem. 7,2)
Schut en Hedley (226)	Canada	gem. 10,3
Scharres en Schropp (226)	Duitsland	10,7 - 19,5 (gem. 14,8)
Haselmann (226)	Duitsland	gem. 14,3
Melville (226)	Frankrijk	gem. 15,0
Pfaff (226)	Duitsland	gem. 6,0

Uit deze resultaten blijkt dus inderdaad dat de hoeveelheden stikstof die met de neerslag worden aangevoerd van plaats tot plaats en van jaar tot jaar zeer sterk variëren.

Ook in Nederland zijn meerdere onderzoeken hieromtrent gedaan: In de IJsselmeerpolder kwam in 1961 naar schatting 8,1 kg N per ha met de neerslag op de grond terecht; terwijl van Schreven (310) in Groningen een waarde van 6,3 kg stikstof per ha per jaar vond.

Schmalfuss (304) is van mening dat door de toenemende industrialisatie de hoeveelheden, met de neerslag aangevoerde stikstof, van steeds meer betekenis zullen worden.

4.3 Adsorptie van luchtstikstof

Bepaalde bodembestanddelen blijken in staat te zijn ammoniakstikstof te binden. Dit betekent dat deze bodembestanddelen de mogelijkheid bezitten een deel van de zich in de lucht, d.w.z. die lucht die in aanraking komt met de bedoelde bestanddelen, bevindende NH_3 -N te adsorberen. Talrijke onderzoekers hebben de mogelijkheid hiervan aangetoond (103 en 226).

Van de bodembestanddelen zijn het speciaal de humushoudende substanties en de kleimineralen die de ammoniak kunnen adsorberen (226).

Malo en Purvis (225) vonden bij proeven dat de hoeveelheid geadsorbeerde NH_3 -N varieerde van 6 tot 23 gram per ha per dag. Hierbij dient echter wel opgemerkt te worden dat de atmosfeer in het door laatstgenoemde onderzoekers gebruikte proefgebied meer NH_3 -N bevatte dan normaal wordtaangenomen.

5. Nogmaals de stikstofkringloop

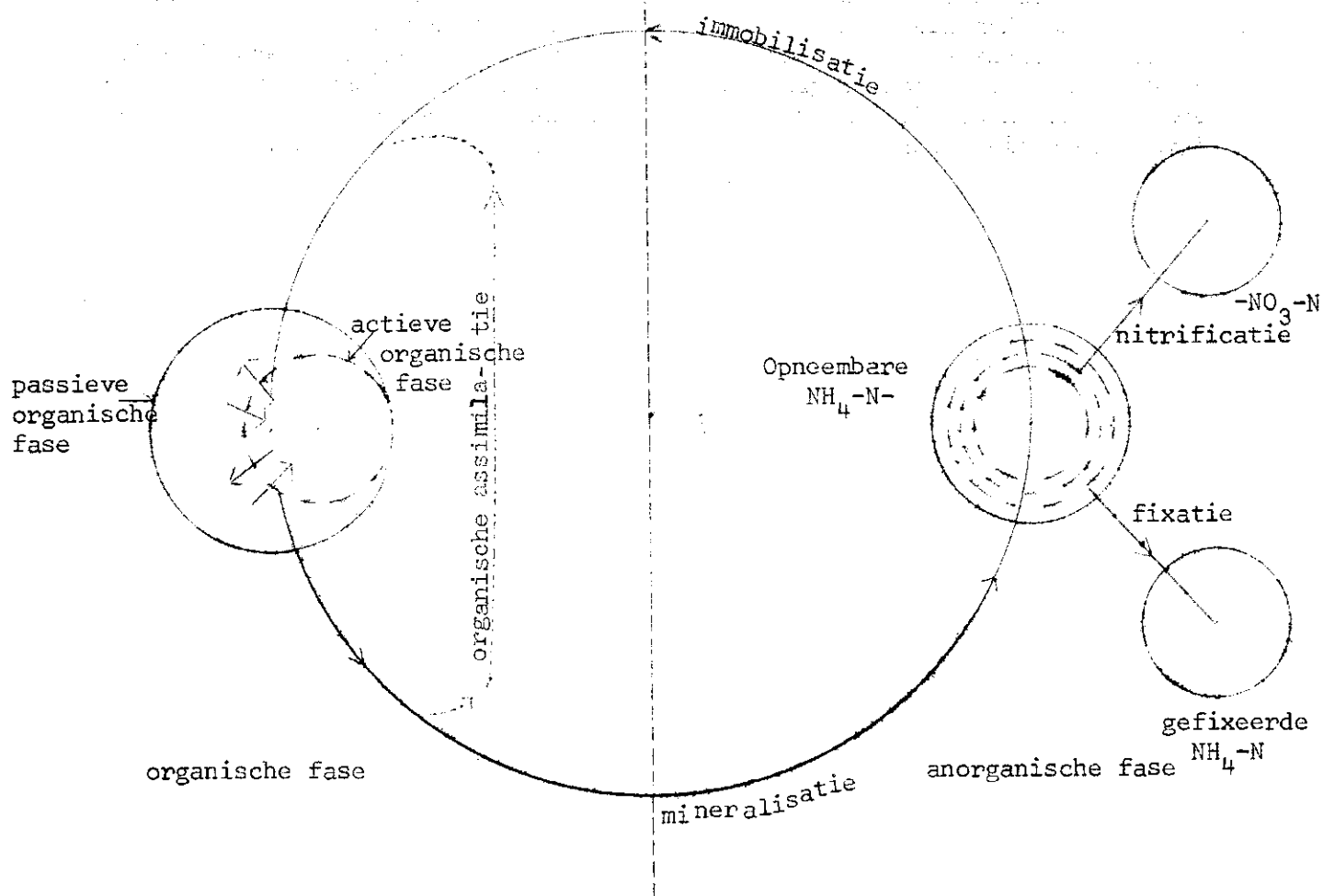
In de voorgaande hoofdstukken zijn allerlei onderdelen van de stikstofkringloop afzonderlijk besproken; in de grond verlopen deze processen echter gelijktijdig en kunnen elkaar dientengevolge in meer of mindere mate beïnvloeden.

Jansson (176) heeft enkele jaren geleden de stikstofcyclus van de grond in een aantal gronden uitgebreid bestudeerd en kwam hierbij o.a. tot de volgende conclusies.

5.1 De gesloten kringloop

Hoewel in het algemeen in de grond de kringloop van de stikstof niet gesloten is, kan dit onder bepaalde omstandigheden gedurende kortere tijd wel het geval zijn. In figuur 46 is de stikstofkringloop voor dergelijke gevallen schematisch weergegeven.

Figuur 46. De gesloten stikstofkringloop in de grond



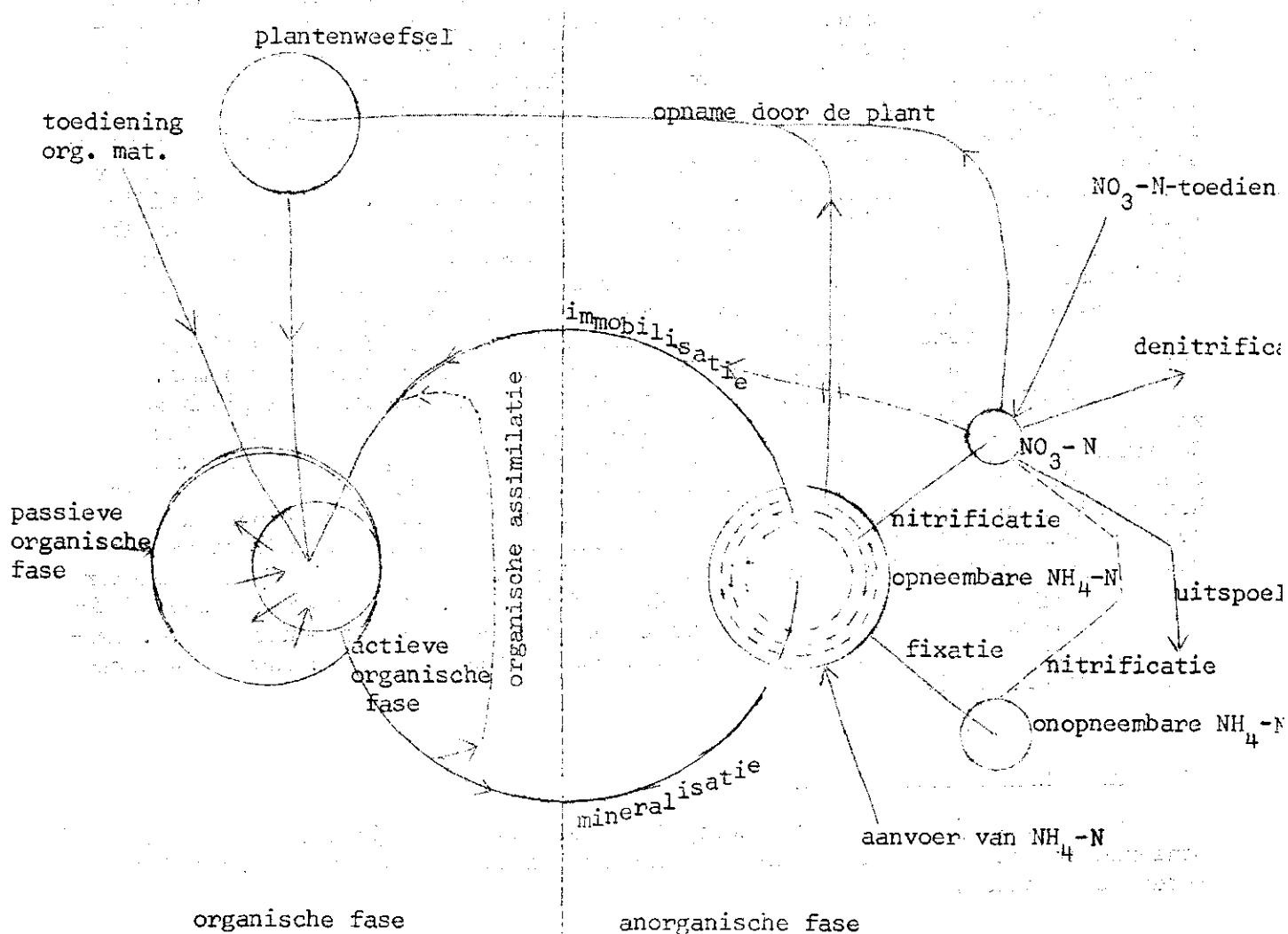
De anorganische stikstofffractie kan uit een groot aantal verbindingen bestaan; in het algemeen zullen echter alleen nitraat- en/of ammoniumstikstof in belangrijke mate voorkomen. De ammoniumstikstof wordt gevormd door de mineraliserende micro-organismen en staat ter beschikking van de heterotrophe micro-organismen, ze kan gefixeerd worden aan kleimineralen terwijl ze in nitrificerende grond omgezet kan worden in nitraatstikstof. In niet of slecht nitrificerende gronden kan een deel van de bij de mineralisatie vrijkomende ammoniumstikstof dermate sterk aan de kleimineralen worden gefixeerd dat ze niet meer door de heterotrophe micro-organismen kan worden opgenomen. In sterk nitrificerende gronden hoopt zich meestal geen ammoniumstikstof op en kan er geen fixatie plaatsvinden, in dergelijke gronden beconcurreren de heterotrophe en de nitrificerende micro-organismen elkaar echter en uit experimenten van Jansson is wel gebleken dat de eerstgenoemde organismen deze strijd veelal winnen zodat de nitrificerende bacteriën alleen die ammoniumstikstof ter beschikking krijgen die niet door de immobiliserende micro-organismen wordt opgenomen.

De anorganische fase kan, zoals Jansson heeft aangetoond biologisch gezien in twee fracties worden gesplitst nl. een actieve en een passieve fase. De actieve organische fase, bestaande uit microbenweefsel, neemt voortdurende deel aan de stikstofkringloop. Wel dient hierbij te worden opgemerkt dat niet het gehele micro-organismen weefsel wordt gemineraliseerd en daardoor dus op zeker ogenblik tot de passieve fase gerekend dient te worden; anderzijds wordt ook de zgn. passieve fase langzaam maar zeker gemineraliseerd en op deze manier via de anorganische fase opgenomen in de actieve fase. Ten slotte kan er een meer of minder deel (hoeveel is niet bekend) van de organische afbraakprodukten (m.n. aminozuren) direct door de heterotrophe micro-organismen worden opgenomen (= organische assimilatie).

5.2 De open kringloop

In de praktijk zal de stikstofcyclus niet gesloten zijn omdat er op allerlei manieren organische of anorganische stikstof aan wordt toegevoegd dan wel aan wordt onttrokken.

Figuur 47. De open stikstofkringloop in de grond



a. Plantengroei: De groeiende planten beïnvloeden de stikstofkringloop op meerdere punten; de voornaamste zijn de opname van minerale stikstof en de toediening van organische stikstofverbindingen. Kunnen de planten alleen nitraat- of alleen ammoniumstikstof opnemen dan is de gang van zaken vrij eenvoudig. In het eerste geval wordt de aanwezige nitraatstikstof opgenomen en in het tweede geval wordt de niet geïmmobiliseerde en niet gefixeerde ammoniumstikstof opgenomen, zijn de betreffende planten in staat beide stikstofvormen op te nemen dan doen er zich meerdere mogelijkheden voor.

In niet nitrificerende gronden hebben de planten alleen ammoniumstikstof ter beschikking. Aangezien de planten minder goed in staat zijn ammoniumstikstof op te nemen dan de heterotrophe micro-organismen staat hen alleen de in overmaat aanwezige

ammoniumstikstof ter beschikking (netto mineralisatie). In nitrificerende gronden kan de niet gefixeerde stikstof worden opgenomen door de heterotrophe microflora, de nitrificerende bacteriën en de planten. Aangezien Jansson in de volgende heterotrophe micro-organismen < nitrificerende bacteriën < planten een afname van de opnamecapaciteit vond, zal de ammoniumstikstof die niet wordt geïmmobiliseerd vrijwel steeds eerst worden genitrificeerd voor ze door de plant wordt opgenomen.

b. Toediening van organisch materiaal (direct of d.m.v. de plantengroei):

Door de toediening van organische stof wordt de organische stikstoffractie in de grond vergroot. Is de toegediende organische stof gemakkelijk verteerbaar dan zal de erin aanwezige stikstof snel worden gemineraliseerd en in de actieve organische fase dan wel in de anorganische fase terecht komen. Wordt daarentegen slecht verteerbaar materiaal toegediend dan betekent dit vooral een vergroting van de passieve organische fase.

De toediening van energierijk, goed verteerbaar materiaal stimuleert de groei en de ontwikkeling van de heterotrophe micro-organismen en doet de immobilisatie daardoor eveneens toenemen. Komt er bij de mineralisatie van het organisch materiaal te weinig stikstof vrij dan kan dit tot gevolg hebben dat de minerale stikstofvoorraad in de grond sterk wordt aangesproken zodat er in extreme gevallen geen ammoniumstikstof meer ter beschikking van de nitrificerende bacteriën en van de planten staat. Zelfs kan onder dergelijke omstandigheden een deel van de aanwezige nitraatstikstof geïmmobiliseerd worden.

c. Verlies van anorganische stikstof (vervluchtiging en uitspoeling): De vervluchtiging van ammoniakstikstof beïnvloedt de stikstofkringloop gewoonlijk weinig, omdat ze alleen plaatsvindt in de bovenste lagen van alkalische gronden en dan vrijwel nog alleen bij toediening van ammoniumstikstofhoudende kunstmeststoffen of stikstofrijke organische stoffen aan de bovenste grondlagen.

De nitraatfractie in de grond loopt meer gevaar voor onttrekking aan de stikstofcyclus omdat ze zowel gedenitrificeerd als uitgespoeld kan worden.

d. Toediening van nitraat- en/of ammoniumstikstof: Door toediening van deze minerale stikstofverbindingen kunnen alle hiervan gebruikmakende processen gestimuleerd worden. De mate waarin de diverse processen worden gestimuleerd hangt geheel af van de andere omstandigheden.

6. Stikstofbalans

In het voorgaande is uitgebreid gesproken over de diverse mogelijkheden van stikstofaanvoer en -afvoer van de grond. In de loop der jaren hebben talrijke onderzoekers getracht om van grasland van deze aan en afvoer een balans samen te stellen.

6.1 Stikstofbalansen van graslandproefvelden

Uit de vele resultaten van stikstofproefvelden op permanent grasland en op kunstweiden is bekend dat zelden meer dan 60 %, veelal zelfs minder van de toegediende stikstof wordt teruggevonden in de bovenaardse plantendelen (63a, 81, 247 en 395). Om na te gaan waar de overige stikstof blijft, moet men ook bepalen hoeveel stikstof zich in de grond heeft opgehoopt.

Theron en Haylett hebben in Zuid-Afrika (352a) een dergelijke balans gedurende de eerste zeven jaren van een, op een akkerbouwgrond ingezaaide kunstweide opgesteld en verkregen hierbij de volgende resultaten.

Tabel 75 Stikstofbalans

Totale hoeveelheid toegediende N (lb/morgen)		0	700	1400	2800
Percentage van de toegediende N	in de beven- aardse delen	-	15 %	21 %	29 %
	in de grond 0 - 30,5 cm	-	64 %	51 %	39 %
	niet terugge- vonden	-	21 %	28 %	32 %

In de praktijk blijkt echter dat de fouten die bij dergelijke berekeningen gemaakt worden zeer groot kunnen zijn; als oorzaken hiervoor kunnen o.a. worden gegeven:

- a. Gedurende de tijd liggende tussen twee of meerdere bemonsteringen heeft de grond de gelegenheid uit te zetten of in te krimpen om welke reden dan ook¹⁾. Dit betekent dat, wanneer de eerste keer een monster werd genomen b.v. uit

1) 1. Het zwellen en krimpen door vochtopname of -verlies.

2. Ophoping van plantenwortels en -resten aan het oppervlak of in de bovenste grondlagen.

3. Normale compactie van de grond (na de inzaai).

4. Compactie door weidend vee. Schmidt (304a) geeft hiervan het volgende voorbeeld.

	1957		1959	
	niet beweid	beweid	niet beweid	beweid
volumegewicht (9x cm ³)	1,48	1,53	1,44	1,50

Het hier gebruikte grasland werd ingezaaid in 1956. Gedurende de beide proefjaren werd beweiding onder ongunstige omstandigheden zoveel mogelijk vermeden.

5. Invloed van de vorst.

de laag 0 - 25 cm, men bij de volgende monstername een grote kans loopt dat de nu bemonsterde 0 - 25 cm niet overeenkomt met de oorspronkelijk bemonsterde laag. Daar verder het stikstofgehalte in de grond, onder grasland, zeer snel afneemt met het toenemen van de diepte, betekent een kleine verandering in de bemonsterde laag reeds een aanzienlijke verandering van de stikstofhoeveelheid.

- b. Het stikstofgehalte van graslandgrond is veelal dermate hoog dat zich eventueel voordoende veranderingen in dit gehalte geheel overvleugeld worden door de fouten die gemaakt worden bij de bemonsterings- en analysemethoden. Dit kan geïllustreerd worden met het volgende voorbeeld.

Een rivierkleigraslandgrond met 13 % organische stof in de laag 0 - 20 cm en een volumegewicht van 1 bevat 260 000 kg organische stof in de laag 0 - 20 cm¹⁾. Nemen we een gemiddeld stikstofgehalte van de organische stof van 4,5 % dan betekent dit dat er op dit perceel 11 700 kg zuivere stikstof in de laag 0 - 20 cm zit. Een toename van 100 kg zuivere stikstof per ha zou een toename van nog geen 1 % van de totale hoeveelheid betekenen m.a.w. het stikstofgehalte van de grond zou bij dit voorbeeld gestegen zijn van 0,585 % tot 0,590 %.

- c. Het stikstofgehalte van een overigens regelmatig graslandperceel kan van plaats tot plaats sterk variëren.
- d. Het bemonsteren van de grond kan op verschillende gronden aanleiding geven tot vele en soms vrij grote fouten (grond breekt op het breukvlak onregelmatig af; de te bemonsteren grond wordt door de monsterboor weggeduwd e.d.).

Uit dit alles blijkt dus duidelijk dat het opstellen van stikstofbalansen op graslandproefvelden op zeer vele moeilijkheden stuit; het is dan ook niet te verwonderen dat de meeste onderzoekers die zich hiermede hebben beziggehouden hun toevlucht namen tot potproeven, waarbij een deel van de bovengenoemde moeilijkheden wordt omzeild. Na de opkomst van de gemerkte stikstof heeft dit onderzoek nog meer aan betekenis gewonnen omdat men toen tevens in staat was de toegediende stikstof zowel in de planten als in de grond kwantitatief op te sporen.

6.2 Stikstofbalansen m.b.v. potproeven

In het volgende zullen een aantal resultaten nader worden beschreven. Walker (377) heeft met behulp van potten waarin Engels raaigras was uitgezaaid en met gemerkte stikstof een aantal stikstofbalansen opgesteld.

- | | | |
|----|------------|--------------------------------------|
| 1) | 0 - 5 cm | 25,0 % org. stof; volumegewicht 0,62 |
| | 5 - 10 cm | 18 % org. stof; volumegewicht 1,06 |
| | 10 - 15 cm | 13,8 % org. stof; volumegewicht 1,16 |
| | 15 - 20 cm | 5,4 % org. stof; volumegewicht 1,06 |

Tabel 76. Stikstofopname (mg N per pot; Italiaans raaigras werd 3½ maand na het zaaien geoogst) en de stikstofbalans

Toegediende N	Totale stikstofopname door het gras			Gemerkte N in het gras	Niet gemerkte (= bodem-N) in het gras	Kunstmest-N in de grond	Toename van de bodem-N	Niet teruggevonden kunstmest-N
	blad	wortels	totaal					
0	3,3	3,8	7,1	0	7,1	0	- 7,1	-
49,6 ¹	19,0	11,5	30,5	20,2	10,3	?	?	?
99,2 ¹	42,7	25,2	67,9	51,4	16,5	16	- 0,5	31,8
198,4 ¹	106,5	38,7	145,2	123,1	22,1	27	4,9	48,3
0	2,7	3,1	5,8	0	5,8	0	- 5,8	-
45,6 ²	11,6	10,6	22,2	14,3	7,9	?	?	?
91,2 ²	27,5	19,7	47,2	36,1	11,1	25	13,9	29,6
182,3 ²	86,9	36,5	123,4	108,2	15,2	29	13,8	45,1

1 = NH₄-N

2 = NO₃-N

Door verhoging van de stikstofbemesting neemt de totale hoeveelheid stikstof die door de boven- en onderaardse delen wordt opgenomen toe; de toename van eerstgenoemde is echter aanzienlijk groter dan die van de laatstgenoemde. Naarmate de stikstofbemesting dus wordt opgevoerd, wordt er in verhouding minder vastgelegd in de wortels. Het gras neemt de stikstof zowel op uit de kunstmest (gemerkte N) als uit de bodemstikstof; naarmate de stikstofbemesting hoger is, wordt er meer bodem-N door het gras opgenomen. Bij toediening van ammoniumstikstof wordt meer bodemstikstof opgenomen dan bij toediening van nitraatstikstof (micro-organismen hebben de voorkeur voor ammoniumstikstof). Ten slotte bleek een deel van de kunstmeststikstof uit dit systeem verdwenen te zijn. Walker veronderstelt dat het hier een verlies door denitrificatie betreft.

Dilz en Woldendorp (89a) hebben zoden die uit oud grasland op laagveen, klei- en zandgrond werden gestoken, in potten in de open lucht gezet en hiermede een stikstofbalans opgesteld. De bemesting vond plaats in mei, waarna het gras drie maal werd gemaaid, terwijl na de laatste oogst ook de wortels en de grond op gemerkte stikstof werden geanalyseerd.

Tabel 77. Stikstofopname en verdeling van de gemerkte stikstof

Grondsoort	Hoeveelheid toegediende N ¹	Toegediende gemerkte N ¹	N opname door het gras	gemerkte stikstof in %			
				gras	wortels	grond	niet teruggevonden
zand ⁴	0	0	75				
zand ⁴	240	50	230	65	10	10	15
klei ⁴	0	0	40				
klei ⁴	240	50	185	57	11	7	25
laagveen 80 % ²	00	0	45				
laagveen 80 % ²	240	80	193	57	2	22	19
laagveen 95 % ³	0	0	45				
laagveen 95 % ³	240	80	163	44	2	17	37

1 = mg per pot

3 = 85% van de veldcapaciteit

2 = bijna verzadigd met water

4 = bij zand en klei waren er geen verschillen tussen de vochttrappen

Tussen de grondsoorten is nogal een groot verschil in stikstofverlies. Bij klei- en zandgrond is er geen verschil in verlies bij de beide vochttrappen; bij laagveen daarentegen stijgt het percentage verloren gegane gemerkte stikstof door verhoging van het vochtgehalte tot bijna de dubbele waarde.

Dilz en Woldendorp (89a) hebben bij een zelfde proef met zoden afkomstig van een zandperceel aangetoond dat ook de maaifrequentie invloed op de stikstofverdeling heeft. In een zelfde periode werd daartoe een serie zoden 2 dan wel 3 keer gemaaid.

Tabel 78. De invloed van de maaifrequentie op de stikstofverdeling (gemerkte N)

	gras	wortels	grond	niet teruggevonden
2 x gemaaid	55 %	14½ %	12 %	18 %
3 x gemaaid	65 %	10 %	10 %	15 %

Door de maaifrequentie op te voeren werd meer stikstof door de bovenaardse delen afgevoerd en kwam er minder in de wortels en in de grond terecht. Woldendorp (395) heeft aangetoond dat gedurende het ouder worden van de grasplanten een deel van de stikstof in de bovenaardse delen zich kan verplaatsen naar de wortels.

Mc Vicar en medewerkers (234) hebben op een grond met een hoog organisch stofgehalte (2,86 %) en één met een laag organisch stofgehalte (1,56 %) Soedan-gras (*Holcus Sudanensis*) gezaaid en de eerstgenoemde bemest met 120 lb N/acre en de laatstgenoemde met 120 dan wel 60 lb N/acre. Van de toegediende stikstof was een deel gemerkt. Het gras werd twee maal gemaaid waarna het geheel werd geanalyseerd.

Tabel 79. Stikstofbalans

	Toegediende gemerkte N (mg)	Gemarkte N in het gras (boven- en onderaardse) (mg)	Gemarkte N in de grond (mg)	Verlies %
Veel org. stof	52,56	21,0	30,0	3,4
Weinig org. stof + 60 N	26,37	10,1	16,2	0,7
Weinig org. stof + 120 N	45,95	22,1	19,3	9,8

Bij een zelfde stikstofbemesting ging er bij de grondsoort met het lage organisch stofgehalte het meest verloren. Vermindering van de stikstofbemesting deed het verlies sterk teruglopen.

Nog veel gecompliceerder wordt de zaak wanneer weidende dieren in het systeem worden opgenomen; van de door het vee opgenomen stikstof komt dan namelijk een deel (volgens Jannti, - 179a) - ongeveer de helft) weer op het land terecht. De kans is echter vrij groot dat door de extreem hoge concentraties op die plaatsen waar de mest en urine wordt gedeponeed, aanleiding geeft tot extra grote verliezen.

Literatuurlijst

1. Aleem, M.I.H., M.S. Engel and M. Alexander. The inhibition of nitrification by ammonia.
Bacteriological Proc. 1957.
2. Aleem, M.I.H., H. Lees, R. Lyric and D. Weiss. Nitrohydroxylamine the unknown intermediate in nitrification.
Biochemical and Biophysical Res. Comm. vol. 7 nr. 2 (1962) p. 126.
3. Aleksandrova, I.V. Die Rolle der Produkte der Lebenstätigkeit der Aktnomy-ceten in der Bildung von Humustoffen.
Počvovedenic, (1962) 12, p. 8 - 14.
4. Alexander, M., K.C. Marshall and P. Hirsch. Autotrophy and heterotrophy in nitrification.
7th intern. congr. of soil sci., Madison 1960, p. 586.
5. Allison, F.E. The enigma of soil nitrogen balance sheets
Advances in Agron. vol 7 (1955).
6. Allison, F.E. Losses of gaseous nitrogen from soils by chemical mechanisms involving nitrous acid and nitrites.
Soil Sci. vol. 96 (1963) p. 404.
7. Allison, F.E., J.N. Carter and Luann D. Sterling. The effect of partial pressure of oxygen on denitrification in soil.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1960, p. 283.
8. Allison, F.E. and J. Doetsch. Nitrogen gasproduction by the reaction of nitrites with amino acids in slightly acidic media.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1950, p. 163.
9. Allison, F.E., M. Kefauver and E.M. Roller. Ammonium fixation in soils.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1953.
10. Allison, F.E. and E.M. Roller. Fixation and release of ammonium by clay minerals.
Soil Sci. vol. 80 (1955) p. 431.
11. Allison, F.E., M.S. Sherman and L.A. Pinck. Maintenance of soil organic matter.
I. Inorganic soil colloid as a factor in retention of carbon during formation of humus.
Soil.Sci., vol. 68 (1949) p. 463.
12. Allison, F.E. and L.D. Sterling. Nitrate formation from soil organic matter in relation to total nitrogen and cropping practice.
Soil Sci., vol. 67 (1949).

13. Amer, F.M. and W.V. Bartholomew. Influence of oxygen concentration in soil air on nitrification.
Soil Sci. vol. 71 (1951) p. 215.
14. Anderson, O.E. The effect of low temperatures on nitrification of ammonia in acid sandy loam.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1960 p. 288.
15. Anderson, O.E. and E.R. Purvis. Effects of low temperatures on nitrification of ammonia in soils.
Soil Sci. vol. 80, 1955, p. 313.
16. Anonymus. Der Umsatz an organischer Substanz im Boden.
Landwirtschaftliches Jahrbuch der Schweiz 1963.
17. Anonymus. Jaarverslag Instituut voor Bodemvruchtbaarheid te Groningen 1961.
18. Anonymus. Jaarverslag Instituut voor Bodemvruchtbaarheid te Groningen 1960.
19. Anonymus. Jaarverslag Instituut voor Bodemvruchtbaarheid te Groningen 1959.
20. Anonymus. Jaarverslag Instituut voor Bodemvruchtbaarheid te Groningen 1956.
21. Anonymus. Jaarverslag Instituut voor Bodemvruchtbaarheid te Groningen 1950.
22. Anonymus. Jaarverslag Instituut voor Bodemvruchtbaarheid te Groningen 1949.
23. Anonymus. Nitrogen in grassland soils.
Report of the Roth. Exp. Sta. 1936, p. 31.
24. Anonymus. Verslag landb.k. onderzoek in Nederland, Meppel 1962.
- 24a. Anufrieva, R. Über die Teilnahme von Regenwürmern, Asseln und niedrigen Insekten an der Zersetzung der pflanzlichen Streu.
Sbornik: Voprosy biologii i kraevoy mediciny. Vyp. 4,
Tas'kent, Akad. nauk Uzbekskoj SSR, 1963, p. 265 - 270.
25. Aristovskaya, T.V. The decomposition of fulvic acids by micro-organisms.
Soviet Soil. Sci. 1959, p. 1224.
26. Aristovskaya, T.V. Decomposition of organic mineral compounds in podzolic soils.
Soviet Soil Science jan. 1963, p. 20.
27. Arnold, P.W. Losses of nitrous oxide from soil.
The J. of Soil Sci. 1954 p. 116.
28. Baden, W. Auch bei der Grünlandkalkung musz man auf Moor-, anmerigen und selbst manchen humosen Böden anders überlegen und verfahren wie auf Mineralböden.
Das Grünland 1954, p. 28.

29. Balev, P.M. und A.E. Osin. Über die Mittel zur Steigerung der Fruchtbarkeit von Sandböden.
Trudy Mežoblastnoj tematičeskoj naučnoj konferencii po okul'turivaniju severnyh nečernozemnyh pocv. 1960, Kazan', Kazanskij universitet, 1962, p. 230 - 239.
30. Baranovskaya, A.V. Change in humus composition in the annual cycle of sod-podzolic sandy loam soil.
Soviet Soil Sci. 1961, p. 182.
31. Barbier, S. Heutige Stand der Strohdüngung.
Die Bodenkultur, Ausgabe A, 13. Band, Sept. 1962.
- 31a. Barrow, N.J. Renovation of Phalaris pastures with special reference to nitrogen and sulphur relationships.
Australian J. of Agric. Res. nov. 1957.
32. Barrow, N.J. A comparison of the mineralisation of nitrogen and of sulphur from decomposing organic materials.
Austr. J. of Agric. Res. vol. II, 1960, p. 960.
33. Bartholomew, W.V. and F.E. Clark. Nitrogen transformations in soil in relation to the rhizosphere microflora.
Trans. of the 4th int. congr. of Soil Sci. vol. II, A'dam 1950.
34. Bathurst, N.O. The amino acids of sheep and cow urine.
The J. of Agric. Sci. vol. XLII, 1952.
35. Bennema, J. Humusvormen in Nederland.
Landb.k. Tijdschr. mei/juni 1954, p. 375.
- 35a. Bergh, J.P. van den en D.M. de Vries. Een bijdrage tot de oecologie van witte klaver (*Trifolium repens* L.) in oud grasland.
Verslag C.I.L.O. over 1954, p. 49 - 55 (1955).
36. Bingemann, C.W., J.E. Varner and W.P. Martin. The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil.
Soil.Sci. Soc. Am. Proc. 12, 1947, p. 246.
37. Bingemann, C.W., J.E. Varner and W.P. Martin. The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 17, 1953, p. 34.
38. Birch, H.F. Soil drying and soil fertility.
Trop. Agric. Trin. 37, 3 - 10 (1960).

39. Birch, H.F. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability.
Plant and Soil 10, no. 1, sept. 1958.
40. Birch, H.F. and M.T. Friend. Resistance of humus to decomposition.
Nature vol. 191, 1961, p. 731 - 732.
- 40a. Birch, H.F. Further observations on humus decomposition and nitrification,
Plant and Soil 11, 262 - 286 (1959).
41. Birch, H.F. Nitrification in soils after different periods of dryness.
Plant and Soil 12, 81 - 96 (1960).
42. Birch, H.F. Mineralisation of plant nitrogen following alternate wet and dry conditions.
Plant and Soil vol. 20 (1964).
43. Bizzell, J.A. Removal of plant nutrients in drainage waters.
J. of the Am. Soc. of Agr. vol. 18 (1926).
44. Bjälfve, G. Fixation of atmospheric nitrogen.
I. Experiments in sand with and without addition of straw or starch and in sand alone in sterile and unsterile conditions in light and darkness.
Kungl. Landbrukshögskolans Annaler vol. 22, Uppsala 1956, p. 193.
45. Blinkov, G.N. en A.N. Novoselova. Das Stickstoffbindungsvermögen des Azotobacters aus der Rhizosphäre von Klee und Gramineen.
Učenyje zapiski. Tomskij gos.ped.institut, 19 (1961) 1, p. 16 - 23.
46. Bobkov, N.K. Dynamik der Bodenbildungsvorgänge von Rasen podsolböden, welche sich auf altalluvialen Sand entwickeln.
Lesovodstvennaja nauka i praktika. Minsk. Sel'hozgiz BSSR, 1962, p. 127 - 142.
47. Bobritskaya, M.A. Nature of humic substances in Trans-Ural chernozems.
Soviet Soil Sci. Jan. 1961, p. 40.
48. Boguslawski, E. von. Das Zusammenwirken von Gründüngung und Stickstoffdüngung auf der C- und N-umsatz in Boden.
Z.f. Pfl. ern., Düngg., Bodenk. 84, Bd. 1959.
49. Born, J. van der en G.J. Kolenbrander. Verplaatsing van stikstof naar de diepte in een grasboomgaard.
Landb.k. Tijdschr. december 1960.

50. Bortels, H. Probleme der Bodenmikrobiologie.
Landw. Forschung 15. Sonderheft, Frankfurt am Main 1961.
51. Botha, A.D.P. Die invloed van gras (*Eragrostis curvula*) op die ammonium-
en nitraatstikstof in 'n swart kleigrond.
S. Afr. Tijdschr. vir Landb. wetensch. 1963, 6, 3 - 20.
52. Bower, C.A. Availability of ammonium fixed in difficulty exchangeable form
by soils of semi arid regions.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1950, p. 119.
53. Brandt, G.H., A.R. Wolcott and A.E. Erickson. Nitrogen transformations in
soil as related to structure, moisture and oxygen diffusion
rate.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1964, p. 71.
54. Bremner, J.M. and K. Shaw. The mineralization of some nitrogenous materials
in soil.
J. Sci. Food Agric., 8, 1957, p. 341.
55. Bremner, J.M. and K. Shaw. Denitrification in soil.
I. Methods and investigations.
The J. Agric. Sc. 1958, p. 22.
56. Bremner, J.M. and K. Shaw. Denitrification in soil.
II. Factors affecting denitrification.
The J. of Agric. Sc. 1958, p. 40.
57. Broadbent, F.E. Nitrogen release and carbon loss from organic matter during
decomposition of added plant residues.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 12, 1947, p. 246.
58. Broadbent, F.E. Denitrification in some California soils.
Soil Sci. vol. 72 (1952).
59. Broadbent, F.E. The soil organic matter.
Advances in Agron. vol. V, New York 1953.
60. Broadbent, F.E. and W.V. Bartholomew. The effect of quantity of plant
material added to soil on its rate of decomposition.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1948, p. 271.
61. Broadbent, F.E., W.D. Burge and T. Nakashina. Factors influencing the
reaction between ammonia and soil organic matter.
7th intern. congr. of soil sci., Madison 1960, p. 509.
62. Broadbent, F.E. and K.B. Tyler. Laboratory and greenhouse investigations
of nitrogen immobilisation.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1962.

63. Burges, A. Micro-organisms in the soil.
London 1958.
64. Burrows, W. Textbook of microbiology.
London 1959.
65. Butler, G.W. The chemical composition of rapidly growing ryegrass and its relation to animal production.
Proc. N.Z. Soc. of Animal Prod. vol. 19 (1959).
66. Cady, F.B. and W.V. Bartholomew. Sequential products of anaerobic denitrification in Norfolk soil material.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1960, p. 477.
67. Cady, F.B. and W.V. Bartholomew. Influence of low pO_2 on denitrification process and products.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1961, p. 362.
68. Cairns, R.R. Nitrogen mineralization in solonetric soil samples and some influencing factors.
Canadian J. of Soil Sci. vol. 43, August 1963, no. 2.
69. Carter, J.N. and F.E. Allison. The effect of rates of application of ammonium sulfate on gaseous losses of nitrogen from soils.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1961, p. 484.
70. Chao, T.T. and W. Kroontje. Inorganic nitrogen oxidations in relation to associated changes in free energy.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1963, p. 44.
71. Clark, F.E. Soil micro organisms and plant roots.
Adv. in Agron. vol. I New York 1949, p. 254.
72. Clark, F.E. and W.E. Beard. Influence of organic matter on volatile loss of nitrogen from soil.
7th intern. congr. of soil sci.; Madison 1960, p. 501.
73. Clark, F.E., W.E. Beard and D.H. Smith. Dissimilar nitrifying capacities of soils in relation to losses of applied nitrogen.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1960, p. 50.
74. Cooke, G.W. and R.K. Cunningham. Soil nitrogen.
III. Mineralisable nitrogen determined by an incubation technique.
J. Sci. Food Agric. 9, June 1958, p. 324.
75. Cooke, G.W. Leaching of organic matter.
Rothamsted Exp. Station Report for 1962.

76. Corbet, A.S. and W.R. Wooldridge. Nitrogen cycle in biological systems.
III. Aerobic denitrification in soils.
Biochem. Journ. 34, p. 1036.
77. Cornfield, A.H. The mineralization of the nitrogen of soils during
incubation: influence of pH, total nitrogen and organic
carbon contents.
J. Sci. Food Agric., 3, 1952, p. 343.
78. Cornfield, A.H. Soils Rep. on the progress of applied chemistry vol. XLIII
(1958) p. 963.
79. Cornfield, A.H. Mineralization during incubation of the organic nitrogen
compounds in soils as related to soil pH.
J. Sci. Food Agric. 10, 1959.
80. Cornfield, A.H. Effect of period of air-dry storage of soils on the sub-
sequent accumulation of mineral nitrogen during incubation.
Plant and Soil april, 1964, p. 260.
81. Cunningham, R.K. and G.W. Cooke. Soil nitrogen.
II. Changes in levels of inorganic nitrogen in a clay-loam
soil caused by fertilizer additions, by leaching and
uptake by grass.
J. of Sci. of Food and Agric. 1958, p. 317.
82. Curtis, O.F. and D.G. Clark. An introduction to plant physiology.
New York 1950.
83. Davies, F.B., M.R. Coup, F.B. Thompson and R.P. Hensen. Studies on
nitrate and ammonia in soils under permanent pasture.
I. The stabilization of nitrate in soil samples.
The N.Z. Journal of Sci. and Tech., no. 3A, 1940, p. 348.
84. Davies, E.B., M.R. Coup, F.B. Thompson and R.P. Hensen. Studies on nitrate
and ammonia in soils under permanent pasture.
II. The variability of distribution of nitrate.
The N.Z. Journal of Sci. and Tech., no. 3, A, 1940, p. 348.
85. Denk, V. Zur Frage der Ammonientstehung in Stoffkreislauf der Natur.
Archiv für Mikrobiologie 15. Band, Berlin 1950/1951.
86. Devine, J.R. and M.R.J. Holms. Field experiments comparing ammonium nitrate
and ammonium sulphate as top-dressings for winter wheat and
grassland.
J. Agric. Sci. 1964, p. 377.
87. Dhar, N.R. Role of organic matter in soil fertility.
Trans. of 7th int. Congr. of soil sci. vol. III, p. 324,
Madison 1960.

88. Dhar, N.R. Improvement of the nitrogen status of soils and the origin of soil nitrogen.
Nature (London) 151 (1943) p. 590 - 592.
89. Dhar, N.R. The role of organic matter in soil fertility.
Kungl. Lantbrukshögskolans Annaler vol. 21 (1954) p. 105.
- 89a. Dilz, K. en J.W. Woldendorp. Onderzoek naar de stikstofbalans en stikstofomzettingen in graszoden met behulp van N15.
Verslag B nr. 47 (1959) van het Landb.k. Bur. der Nederlandse Stikstofmeststoffen Industrie.
90. Doak, B.W. Some chemical changes in the nitrogenous constituents of urine when voided on pasture.
The J. of Agr. Sc. 1952, vol. XLII, p. 162.
91. Doeksen, J. De rol van het dierenleven bij het omzetten van de organische stof in de grond.
Landb.k. Tijdschrift 1954, p. 301.
92. Dommergues, Y. Mineralisation de l'azote aux faibles humidités.
7th intern. congress of soil sci., Madison 1960, p. 672.
93. Donald, L., H.J. Stangel and J.T. Pesek. Advances in knowledge of nitrogen fertilization in the U.S.A.
Fertilizers technology and usage, Wisconsin 1963.
94. Duby, H.D. Some studies on nitrification and denitrification in Georgia soils.
Diss. Abstracts vol. 22 (1962) p. 2530.
95. Dunger, W. Tiere im Boden.
Wittenburg Lutherstadt 1964.
96. Dunger, W. Über die Veränderungen der Fallaubesim Darm von Bodentiere.
Z.f. Pfl. ern.; Düngg. Bodenk. 82, Bd., 1958, p. 174.
97. During, C., G.S. Robinson and M.W. Cross. A study of the effects of various intensities of cultivation on yields of chou moellier and on soil nitrate levels.
New Zealand J. of Agric. Res., vol. 6, 1963.
98. Dyal, R.S., F.B. Smith and R.V. Allison. The decomposition of organic matter in soils at different initial pH.
Journ. of the Am. Soc. of Agron. vol. 31, 1939, p. 85.
99. Edwards, C.A. and G.W. Heath. Soil animals and breakdown of leaf material.
Soil organisms, A'dam 1963.

100. Eggelsmann, R. und T. Mäkelä. Einfluss von Entwässerung und landwirtschaftlichen Nutzung auf die Durchlässigkeit des Moorbodens.
Maatal oustieteellinen Aikakauskirja, 1964, p. 77.
101. Eggleton, W.G. The nitrogen status of grassland soils.
Trans. of the 3th int. Congr. of soil sci.; Oxford 1935,
vol. I, p. 216.
102. Eggleton, W.G. The influence of environmental factors on numbers of
soil micro organisms.
Soil Sci., vol. 46 (1938).
103. Egner, H. Die Bedeutung der Nährstoffzufuhr durch Luft und Niederschläge
für die Bodenfruchtbarkeit.
7 Sonderheft zur "Landw. Forschung", Frankfurt am Main 1956.
104. Engel, H. Ist eine feldmässige mineralische Volldüngung auf dem Freilande
ohne Einfluss auf die Mikro organismentätigkeit im Boden?
Zentralblatt für Bakteriologie, Parasitenkunde und Infektions-
krankheiten, 2e Abteilung 92, Band 1935, p. 490.
105. Engel, H. Nitrification.
Handbuch des Pflanzenphysiologie, Berlin e.d., 1958.
106. Engel, H. Die Stickstoffbindung.
in: W. Ruhland - Handbuch der Pflanzenphysiology, Berlin
ed. 1958.
107. Engel, M.S. and M. Alexander. Autotrophic oxidation of ammonium and
hydroxylamine.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1960, p. 48.
108. Ensminger, L.E. and R.W. Pearson. Soil nitrogen.
Advances in Agronomy vol. II, New York 1950.
109. Epstein, E. The effect of organic matter on soil aeration with particular
reference to nutrient uptake by plants.
Th.D. Thesis, Purdue University 1956 (geciteerd door Pan-
en Reuszer - 45.-).
110. Ernst, J.W. and H.F. Massey. The effects of several factors on volatilization
of ammonia formed from ureum in the soil.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1960, p. 87.
111. Estermann, E.F., G.H. Peterson and A.D. McLaren. Digestion of clay-protein,
lignin-protein and silica-protein complexes by enzymes and
bacteria.
Soil Sci. Soc. Proc. 1959, p. 32.

112. Facek, Z. Studien über die Beziehungen einiger Eigenschaften in der Bodendynamik.
Rostlinná výroba 5 - 6 (1964).
113. Fehér, D. Untersuchungen über die Schwankungen der Bodenatmung.
Archiv für Mikrobiologie Bd. 5, 1934, p. 429.
114. Fehér, D. und M. Frank. Experimentelle Untersuchungen über den Einfluss der Temperatur und des Wassergehaltes auf die Tätigkeit der Mikro-organismen des Bodens.
Archiv für Mikrobiologie 8, Bd. 1937, p. 249.
115. Franz, H. Über die Bedeutung terricoler Kleintiere für den Stickstoff- und Humushaushalt des Bodens.
Z.f. Pfl. ern., Düng. und Bodenk. 55, Bd. 1951.
- 115a. Franz, H. Aufgaben der Bodenzoologie im Rahmen der Bodenwissenschaften und Voraussetzungen für ihre Erfüllung.
6th Congr. de la Science du sol. Paris 1956, p. 81.
116. Fraps, G.S. and A.J. Stages Nitrification capacities of Texas soil types and factors which affect nitrification.
Texas Agric. Exp. Stat. Bull. no. 693 (sept. 1947).
117. Frecks, W. und E. Kosegarten. Die Bodenatmung von Moorböden, Heidesandböden und Sandmischkulturen in Abhängigkeit vom Kalkzustand.
Z.f. Pfl. ern., Düngg, Bodenk., Bd. 75 (1956) p. 33.
118. Frecks, W. und D. Puffe. Untersuchungen über die Zersetzung des organischen Substanz in Moorböden und Sandmischkulturen mittels der Stoffgruppenanalyse, ins besondere unter dem Einfluss der Kalkung.
Z.f. Pfl. ern., Düngg., Bodenk. Bd. 83 (1958) p. 7.
119. Frecks, W. und D. Puffe. Über ergänzende Untersuchungen in Stoffgruppenanalysen an Moorböden und Sandmischkulturen unterschiedlicher Aufkalkung.
Z.f. Pfl. ern., Düngg, Bodenk. Bd. 83 (1958) p. 42.
120. Frecks, W. und D. Puffe. Über Keimzahlbestimmungen, Zellulosezersetzung und die Stickstoffwirkung auf den Zersetzungs Vorgang Moorböden und Sandmischkulturen unterschiedlicher Aufkalkung.
Z.f. Pfl. ern., Düng. Bodenk. 89 Bd. 1960, p. 27.
121. Frecks, W. und D. Puffe. Chemische und mikromorphologische Untersuchungen über die Zersetzungs Zustand auf entwässertem und verschieden hoch aufgekalktem, vorentwässertem Hochmoor.
Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, Heft 3 (1964)
Mai/Juni.

122. Frederick, L.R. The formation of nitrate from ammonium nitrogen in soils.
I. Effect of temperature.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1956, p. 496.
123. Gainey, P.L. Nitrate accumulation in soils.
Total nitrogen as a factor influencing nitrate accumulation
in soils.
Soil Sci. vol. 42 (1936).
124. Gasser, J.K.R. Use of deep freezing in the preservation and preparation
of fresh soil samples.
Nature 181: 1334 - 1335 (1958).
125. Gasser, J.K.R. Soil nitrogen.
IV. Transformations and movement of fertilizer nitrogen in
a light soil.
J. of the Sc. of Food and Agric. vol. 10 (1959) p. 192.
126. Gasser, J.K.R. and A. Penny. Inhibiting the nitrification of ammonium
salts.
Rothamsted Exp. Station report for 1963, p. 46.
127. Gasser, J.K.R. and J.E. Peachey. A note on the effects of some soil
sterilisants on the mineralisation and nitrification of
soil nitrogen.
Journal of the Sci. of Food and Agriculture, 1963, no. 3,
pp. 142 - 146.
128. Gel'cer, F.Ju. Bedeutung der Bakteriën und Pilze in der Humusbildung.
Vestnik sel'skhozgaj stvenno nauki 1962, p. 134.
129. Gerard, D.M. The activities of some species of Lumbricidae in pasture-
land.
Soil organisms A'dam 1963.
130. Gerretsen, F.C. Enkele waarnemingen betreffende de invloed van de tempe-
ratuur op de nitrificatie en vastlegging van de stikstof.
Landb.k. Tijdschr. 54 (1942) p. 573.
131. Gerretsen, F.C. Microbiological transformations of nitrogen and its
influence on nitrogen availability in the soil.
Trans. of the 4th int. congress of soil sci. A'dam 1950,
p. 114.
132. Gerretsen, F.C. Planten, microben en organische stof.
Landb.k. Tijdschrift mei/juni 1954, p. 337.
133. Gerretsen, F.C. and H. de Hoog. Nitrogen losses during nitrification in
solutions and in acid soils.
Can. J. of Microb., vol. 3 (1957) no. 1.

134. Gliemeroth, G. Stickstoffverlagerung über Winter im Abhängigkeit von der Wasserführung eines Lösslehm Bodens.
Z.f. Acker- und Pfl.bau, Bd. 107 (1959) p. 129.
135. Gløbbe, H. Våre humustypers Kvelstoffomsetning.
Medd. fra det Norske Skogforsøksvesen Bd. IV, Oslo 1932.
136. Goodding, T.H. and T.M. McCalla. Losses of carbon dioxide and ammonia from crop residues during decomposition.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. (1945) p. 185.
137. Goldberg, S.S. and P.L. Gainey. Role of surface phenomena in nitrification.
Soil Sci. vol. 80 (1955) p. 43.
138. Goring, C.A.I. and W.V. Bartholomew. Microbial products and soil organic matter.
II. The effect of clay on the decomposition and separation of the phosphorus compounds in micro organisms.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1949, p. 152.
139. Goring, C.A.J. and F.E. Clark. Influence of crop growth on mineralisation of nitrogen in the soil.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1948, p. 261.
140. Gorodniy, N.G. Influence of prolonged, systematic application of fertilizers on humus accumulations in soil and the agricultural crop yields.
Soviet Soil Sci. febr. 1961, p. 190.
- 140a. Gonny, P.e.a. Action comparée des engrais ammoniacaux et nitriques sur prairie temporaire.
Z.f. Pfl.ern., Düng. Bodenk. 90 (Bd., 1960, p. 263.
141. Grechin, I.P. and Ch'eng Hsiung-Sheng. Influence of various concentrations of gaseous oxygen in the air of the soil on oxidation-reduction condition.
Soviet Soil Science 1960.
- 141a. Greenwood, D.J. Nitrate fluctuations in tropical soils.
The Journal of Agric. Sci. vol. 50 (1958).
142. Greenwood, D.J. The effect of oxygen concentration on the decomposition of organic materials in soil.
Plant and Soil 14, 1961, p. 360.
143. Greenwood, D.J. Nitrification and nitrate dissimilation in soil.
I. Methods of studying nitrate dissimilation.
Plant and Soil 17, (1962) p. 365.

144. Greenwood, D.J. Nitrification and nitrate dissimilation in soil.
II. Effect of oxygen concentration.
Plant and Soil 17, no. 3, december 1962, p. 378.
145. Greenwood, D.J. and H. Lees. Studies on the decomposition of amino acids in soils.
II. The anaerobic metabolism.
Plant and Soil 12, no. 11, jan. 1960.
146. Greenwood, D.J. and H. Lees. Studies on the decomposition of amino acids in soils.
III. The process of amino acid aerobic decomposition and some properties of amino acid-oxidizing organisms.
Plant and Soil 12, no. 2, march 1960.
147. Grootenhuis, J.A. Invloed van gescheurde kunstweiden op het produktievermogen van zavelgronden.
Stikstof april 1961.
148. Hagin, J. Rates of nitrification in natural and "conditioner" formed soil aggregates of various series.
Bull. Res. Conn. Israel 5, 98 - 104 (1955) ref. uit:
Z.f. Pfl. ern., Düng. und Bodenk. 73 Bd. (1956).
149. Hallam, M.J. and W.V. Bartholomew. Influence of rate of plant residue addition in accelerating the decomposition of soil organic matter.
Soil Sci. of Am. Proc. 1953, p. 365.
150. Halmstead, R.L., J.M. Lapensee and K.C. Ivarson. Mineralization of soil organic phosphorus with particular reference to the effect of lime.
Canadian J. of Soil Sci. vol. 43, 1963, no. 1.
151. Harding, R.B., T.W. Embleton, W.W. Jones and T.M. Ryan. Leaching and gaseous losses of nitrogen from some nontilled California soils.
Agron. J. vol. 55 (1963) p. 515.
152. Harmsen, G.W. Mikrobiologische problemen bij het in cultuur brengen der Zuiderzeegronden.
Chemisch weekblad 1934.
153. Harmsen, G.W. Einfluss von Witterung
154. Harmsen, G.W. Die Bedeutung der Bodenoberfläche für die Humusbildung.
Plant and Soil 3 (1951) p. 110.

155. Harmsen, G.W. Het bacterieleven in jonge gronden.
Wording en opbouw van de Wieringermeer, Wageningen 1955.
156. Harmsen, G.W. Enkele beschouwingen over de aantastbaarheid van humus, speciaal in de jonge gronden van Wieringermeer en Noord-oostpolder.
Van Zee tot land, nr. 26, 1958.
157. Harmsen, G.W. Was kann uns die Bestimmung des Gehaltes löslichen Stickstoffs im Boden lehren?
Z.f. Pfl. ern., Düngg.Bodenk. 84 (129) Bd., 1959, S 98 - 102.
158. Harmsen, G.W. Landbouwkundige en bodemkundige problemen rondom de stikstof in de grond.
Landbouwkundig Tijdschrift, juni 1962, m. 12, p. 505.
159. Harmsen, G.W. and G. Jager. Determination of the quantity of carbon and nitrogen in the rhizosphere of young plants.
Nature sept. 15, 1962, p. 1119 - 1120.
160. Harmsen, G.W. and D.A. van Schreven. Mineralisation of organic nitrogen in soil.
Adv. in Agron. vol. VII (1955).
161. Harpstead, M.I. and B.L. Brage. Storage of soil samples and its effect upon the subsequent accumulation of nitrate nitrogen during controlled incubation.
Soil Sci. Soc. Proc. 1958.
- 161a. Hart, M.L. 't Organische stof en grasland.
Landb.k. Tijdschrift juli 1950.
162. Hasler, A. Über den Stickstoffhaushalt im Boden.
Mitt. für die Schweizerische Landwirtschaft 1961.
163. Hayes, M.H.B. and J.L. Mortensen. Role of biological oxidation and organic matter solubilization in the subsidence of rifle peat.
Soil Sci. Soc. Proc. of Am. 1963.
164. Heath, G.W. The influence of ley management on earthworm populations.
J. of the British Grassl. Soc., vol. 17, no.4, 1962.
165. Hiltbold, A.E., W.V. Bartholomew and C.H. Werkman. The use of tracer techniques in the simultaneous measurement mineralisation and immobilization of nitrogen in soil.
Soil Sci. Soc. of Amer. Proc. 1950, p. 166.
166. Hiltbold, A.E. and F. Adams. Effect of nitrogen volatilization on soil acidity changes due to applied nitrogen.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1960, p. 45.

167. Hirsch, P., L. Overrein and M. Alexander. Formation of nitrite and nitrate by actinomycetes and fungi.
Journ. of Bacteriology, vol. 82, sept. 1961, nr. 3,
p. 442.
168. Hissink, D.J. De humus- en stikstofgehalten van de ingepolderde gronden in de voormalige Zuiderzee.
Van Zee tot land, nr. 10 (1954).
169. Holleman, A.F. Leerboek der anorganische chemie.
Groningen 1959.
170. Ishizawa, S. and T. Matsuguchi. Studies on the nitrification in soil with special reference to the population of nitrifier.
Soil Sci. and plant nutrition vol. 8, no. 6 (1962).
171. Ivanov, P.K. Einige Fragen über die Steigerung der Bodenfruchtbarkeit.
Agrobiologija, 1959; 6, p. 916 - 923.
- 171a. Ivanov, P. Der Nitrifikationsvorgang im Boden bei relativ niedriger Temperatur.
DobrudŹ. selskostop.n. - i. institut. BŹulleten naučnproizv. inform., 5 (1961) 2, p. 16 - 19.
172. Ivanov, P. and M. Dimitrova. Mobility, nitrification and availability of unexchangeably absorbed ammonium in chernozem and grey forest soils.
Summary in: Abstracts of Bulgarian Scientific literature (Agriculture) - 1964 vol. 9, p. 11.
173. Iversen, K. Dänische Versuche mit Stalldünger und Kunstdünger.
Z.f. Acker- und Pfl.bau, Bd. 110 (1960) p. 1.
174. Ivarson, K.C. and A.R. Mack. Low temperature research on nitrate release from soil.
Nature vol. 193, no. 4817 (1962) p. 803.
175. Jacob, A. und K. Wiegand. Umsetzungen des mineralischen Stickstoffs der Düngemittel im Boden.
Z.f. Pfl. ern., Düngg. Bodenk. 59 Bd (1952).
176. Jansson, S.L. Tracer studies on nitrogen transformations in soil with special attention to mineralization - immobilization relationships.
Kungl. Lantbrukshögskolans Annaler vol. 24, 101 - 361, 1958.
177. Jacquemin, H. et Y. Berlier. Evolution du pouvoir nitrifiant d'un sol de Basse cote d'ivoire sous l'action du climat et de la végétation
6e Congr. de la Science du sol, Paris 1956, p. 343 vol. C.

178. Jansson, S.L. On the establishment and use of tagged microbial tissue in soil organic matter research.
7th intern. congress of Soil Sci., Madison 1960, p. 635.
179. Jansson, S.L. and F.E. Clark. Losses of nitrogen during decomposition of plant material in the presence of inorganic nitrogen.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1952, p. 330.
180. Jenkinson, D.S. Decomposition of plant material in the field. Rothamsted Exper. Sta. Report for 1963, p. 67.
181. Jenny, H. Relation of temperature to the amount of nitrogen in the soil.
Soil Sci. vol. 27 (1929).
182. Jenny, H. A study on the influence of climate upon the nitrogen and organic matter content of the soil.
Res. bull. 152. Agric. Exp. Stat. (Columbia nov. 1930).
183. Jensen, H.L. The fungus flora of the soil.
Soil Sci. vol. 31 (1931).
184. Jensen, H.L. Die Bedeutung der Heterotrophen für den Kreislauf der Stoff.
in: Ruhland - Handbuch der Pflanzenphysiologie Bd. 11.
185. Jones, E.J. Loss of nitrogen from soils under anaerobic conditions.
Soil Sci. 71 (1951) p. 25.
186. Justia, J.K. and R.L. Smith. Nitrification of ammonium sulfate in a calcareous soil as influenced by combinations of moisture, temperature and levels of added nitrogen.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1962, p. 246.
187. Kaila, A. Fixation of ammonium in Finnish soils.
Maatal. tict. aikak. 34 (1962) p. 114.
188. Kannenberg, J. Änderung der bodenphysikalischen Eigenschaften durch Kleinpolderung von Sietländereien unter besonderer Berücksichtigung des N. Haushaltes.
Z.f. Acker- und Pfl.bau, Bd. 110 (1960) p. 82.
189. Kappen, H., J. Hofer und E. Grosze-Brauchmann. Über die Wirkung der Hüttenkalkes auf die Zerstörung der organischen Stoffe des Bodens und über eine einfache Method zu ihrer Bestimmung.
Z.f. Pfl. ern., Düngg., Bodenkunde 44 (89) Bd., 1949, p. 6.
190. Kardos, L.T. Lysimeter studies with cultivated and virgin soils and subhumid rainfall conditions.
Soil Sci. vol. 65 (1948).

191. Katznelson, H. and J.W. Rouatt. Studies in the incidence of certain physiological groups of bacteria in the rhizosphere.
Can. J. of Microb. vol. 3 (1957) p. 265.
192. Kauričev, I.S. und E.M. Nozdrunova. Zur Frage über die Migration des wasserlöslichen organischen Substanz in der Boden der Waldwiesenzone.
Doklady Moskovskoj sel'skchoz'aj stvennoj akademii im. K.A. Timirjazeva, 1962, 76, p. 47.
193. Khan, D.V. and V.V. Dokuchayev. The composition of organic substances and their relationship to the mineral portion of the soil.
Soviet Soil Sci. jan. 1959, p. 7.
- 193a. Kizysch, G. Der N-, P- und K-Gehalt der Niederschläge in Dahlem.
Z.f. Pfl. ern., Düngg. Bodenkunde 1958, p. 138.
194. Klaver, A.J. and W. Verhoeven. Studies on true dissimilatory nitrate reduction.
II. The mechanism of denitrification.
Journal of Microbiology and Serology, A. van Leeuwenhoek, 20 (1954), p. 241.
195. Klinge, H., D. Puffe, F. Scheffer und E. Welte. Die Rendsinen der Mitteldeutschen Berg- und Hügellandschaften.
Z.f. Pfl. ern., Düngg. Bodenk. 96, Bd., 1962, p. 46.
196. Kloke, A. Die Humusstoffe des Bodens als Wachstumsfaktoren.
197. Koepf, H. Zur Dynamik des Abbaues organischer Substanzen in verschiedenen Böden.
Z.f. Pfl. ern., Düngg. Bodenk. 73 Bd., 1956, p. 48.
198. Koffmann, M. Die microfauna des Bodens, ihr Verhältnis zu anderen Mikroorganismen und ihre Rolle bei den mikrobiologischen Vorgängen im Boden.
Archiv für Mikrobiologie Berlin 1934, p. 246.
199. Köhnlein, J. Futterbau und Bodenfruchtbarkeit.
Landwirtschaftlichen Forschung, 7. Sonderheft, Frankfurt am Main, 1956.
200. Kolenbrander, G.J. Uitspoeling van stikstof.
De Fruitteelt 13 (mei 1961).
201. Kononowa, M.M. Die Humusstoffe des Bodens.
Berlin 1958.

202. Kortleven, J. De invloed van bekalking op het humusgehalte. *Landb.k. Tijdschrift* 67e jg. nr. 1 (jan. 1955).
203. Kožuharov, M.H. and S.N. Alësin. Über die Natur der Sorption organischer Substanzen durch Böden in den verschiedenen Zonen Bulgariens. *Doklady Moskovskaj sel'skchozja jst-vennoj akademii im. K.A. Timirjazeva*, 1962, p. 249.
204. Krasil'nikova-Krajnova, A.I. Verbreitung und biochemische Aktivität der denitrifizierenden Bakterien im Wurzelsystem von Leguminosen und Graminaen. *Uc. zar. Gor'kovsk. Universiteta* 1959, p. 126.
205. Kuranov, V.N. Decomposition of plant residues in soil. *Soviet Soil Sci.* 1961, p. 300.
206. Küster, E. Untersuchungen über die Bildung und Zersetzung von Humusstoffen durch mikro-organismen. *Archiv für Mikrobiologie*, Berlin 1950/1951, p. 1.
207. Laatsch, W., I. Bauer und O. Bieneck. Die Bildungsweisen des Huminsäure. *Landw. Forsch. Bd. 2* (1950) p. 38.
208. Laatsch, W. Dynamik der Mitteleuropäischen Mineralböden. Leipzig 1954.
209. Lausne, E.Ja. Einfluss der Oberflächendüngung auf die Mikroflora der Wiesenböden. *Trudy Instituta Mikrobiologii Akademii nauk Latvijas SSR*, 11 (1960) p. 29 - 47.
210. Legg, J.O. and F.E. Allison. Recovery of N^{15} -tagged nitrogen from ammonium-fixing soils. *Soil Sci. Soc. of Am. Proc.* 1959, p. 131.
211. Legg, J.O. and F.E. Allison. Role of rhizosphere micro-organisms in the uptake of nitrogen by plants. 7th intern. congress of soil sci., Madison 1960, p. 545.
212. Lehr, J.J. en J.C. van Wesemaal. Vervluchtiging van ammoniak uit kalkrijke gronden. *Landb.k. Tijdschrift*, december 1961.
213. Lewis, D.G. Partial inhibition of nitrate production by products of the mineralisation of soil organic matter. *J. Agric. Sci.* (1963) p. 349.
214. Linke, E. Untersuchungen über den biologischen Abbau der organischen Substanz einiger Böden. *Zentralblatt für Bakt., Parasitenk., Infektionskrankh. und Hygiene, Abt. II*, 114 Bd., Heft 1, p. 241 (1961).

215. Livens, J. Invloed van het drogen en het bewaren van grondmonsters op hun gehalte aan mineraliseerbare stikstof.
Agricultura vol. 11 (1963) p. 135.
216. Loewenstein, H., L.E. Engelbert, O.J. Attoe and O.H. Allen. Nitrogen loss in gaseous form from soils as influenced by fertiliser and management.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1957, p. 397.
- 216a. Lycklama, J.C. The absorption of ammonium and nitrate by perennial rye-grass.
Diss. Leiden 1963.
217. Lundegårdh, H. Klima und Boden.
Jena 1954.
218. Lynch, D.L., L.M. Wright and L.J. Cotnoir. The adsorption of carbohydrates and related compounds on clay minerals.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1956.
219. Lynch, D.L. and L.J. Cotnoir. The influence of clay minerals on the breakdown of certain organic substrates.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1956.
220. Lyon, T.L., J.A. Bizzell and B.D. Wilson. Depressive influences of certain higher plants on the accumulation of nitrates.
Journ. Am. Soc. Agron. 15 (1923) p. 457.
222. Lyttleton Lyon, T., H.O. Buchmann and N.C. Brandy. The nature and properties of soils.
New York 1954.
223. Mack, A.R. Biological activity and mineralization of nitrogen in three soils as induced by freezing and drying.
Canadian J. of Soil Sci. vol. 43, August 1963, no. 2.
224. Mack, A.R. Low temperature research on nitrate release from soil.
Nature 193: 803 - 804 (1962).
225. Malo, B.A. and E.R. Purvis. Soil absorption of atmospheric ammonia.
Soil Science 1964, nr. 4.
226. Manshard, E. Herkunft und Vorkommen von gebundenem Stickstoff in Boden und Gewässern.
Handb. der Pflanzenphysiologie Bd. 8, (Der Stickstoff Umsatz)., Berlin ed. 1958.

- 226a. Marel, H.W. van der en J.T.N. Venekamp. Onderzoek naar het verschijnen der kalifixatie in de Nederlandse gronden.
Versl. landb.k. Onderzoek nr. 61.8, 's-Gravenhage 1955.
227. Martin, A.E. Nitrification studies in temporary grassland soils using a perfusion technique.
J. of the British Grassl. Soc. vol. 4 (1949).
228. Martin, A.E. Nitrogen transformations in soil excluding denitrification. A review of nitrogen in the tropics with particular reference to pastures.
Commonw. Bur. of Pastures and Field Crops, Hurley, Bull. 46 (1962).
229. Martin, A.E. and J.E. Cox. Nitrogen studies in black soils from the Darling Downs, Queensland.
I. Seasonal variations in moisture and mineral nitrogen fractions.
Austr. J. of Agric. Res. vol. 7 (1956) p. 169.
230. Martin, A.E. and G.W. Skyring. Losses of nitrogen from the soil/plant systems.
A review of nitrogen in the tropics with particular reference to pastures.
Comm. Bureau of pastures and Field crops, Bull. 46 (1962).
231. Martin, J.P. and H.D. Chapman. Volatilization of ammonia from surface fertilized soils.
Soil Sci. 71 (1951) p. 25.
232. McDowell, L.L. and G.E. Smith. The retention and reactions of anhydrous ammonia on different soil types.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 22 (1958) p. 38.
233. McCalla, T.M. and A. Horstadt. Influence of stubble mulching on organic matter and nitrogen content of the soil.
Agron. J. 1960, p. 477.
234. McVicar, R., W.L. Garman and R. Wall. Studies on nitrogen fertilizer utilization using N^{15} .
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 15 (1951) p. 265.
235. Meiklejohn, J. The effects of glucose on impure cultures of nitrifying bacteria.
Plant and Soil 3, no. 1, jan. 1951.
236. Meiklejohn, J. The nitrifying bacteria: a review.
The J. of Soil Sci. vol. 4 (1953).

237. Meiklejohn, J. Microbiology of the soil.
Rep. on the progress of applied chemistry vol. XLIII (1958)
p. 712.
238. Meiklejohn, J. Microbiology of the nitrogen cycle in some Ghana soils.
The Empire J. of exp. Agric. 1962, p. 115.
239. Meyer, L. und G. Scheffer. Atmungskurven des Bodens unter dem Einfluss
von Düngung und Bewachsung.
Landwirtsch. Forschung VI. Bd. Heft 2, 1954.
240. Middelburg, H.A. Climate and nitrogen effect in relation to placement
of fertilizers.
Z.f. Pfl. ern., Düngg. Bodenk. 1959, p. 93.
241. Milbank, J.W. The physiology of nitrification in Kenya highland soil.
Plant and Soil 11 (1959) p. 293 - 311.
242. Minderhoud, J.W. Grasgroei en grondwaterstand.
P.A.W.-publikatie nr. 15, Wageningen 1960.
- 242a. Minderhoud, J.W. De sukkelperiode, een probleem bij de graslandverbetering.
Landbouwvoorlichting jg. 16 (1959).
243. Miremadi, A. Bodennutzung in Apfelpflanzungen in Abhängigkeit von Boden-
pflege und Beregnung.
Die Gartenbauwissenschaft 28. Bd. 1963.
244. Moraghan, J.T. Nitrate reduction in soils.
Diss. Abstracts vol. 22 (1961) p. 725.
245. Mortensen, J.L. Decomposition of organic matter and mineralization of
nitrogen in Brookston silt loam and alfalfa green manure.
Plant and Soil 19, dec. 1963, p. 374.
246. Mortland, M.M. Adsorption of ammonia by clays and muck.
Soil Sci. vol 80, 1955, p. 11.
247. Mulder, E.G. Stikstofbinding en stikstofbinders.
Landb.k. Tijdschrift juli 1962, M. 13, p. 546.
248. Murphy, H.F. Ammonification in red prairie soils.
J. of the Am. Soc. of Agron. vol. 18, 1926, no. 3, p. 177.
249. Nason, A. and H. Takahashi. Inorganic nitrogen metabolism.
Annual Review of microbiology vol. 12 (1958).
250. Nef, L. Etat actuel des connaissances sur le role des aminaux dans la
decomposition des litières de forêts.
Agricultura vol. 5, 1957, p. 246.

251. Nicolaisen, W., H.D. Hartmann und Chr. Trippe. Untersuchungen über den Umsatz verschiedener organischer Substanzen im Boden.
Die Gartenwissenschaft, München 1958, p. 275.
252. Nikonov, M.N. and I. Minkina. Nature of the changes in peat under the influence of aeration.
Soviet Soil Sci. Jan. 1961, p. 63.
253. Nõmmik, H. Investigations on denitrification in soil.
Acta Agriculturae Scandinavica, vol. 6 (1956).
254. Nõmmik, H. Fixation and defixation of ammonium in soils.
Acta Agriculturae Scandinavica vol. 7, p. 394 (1957).
255. Nõmmik, H. and K.O. Nilsson. Nitrification and movement of anhydrous ammonia in soil.
Acta Agriculturae Scandinavica, vol. 13: 2 (1963).
256. Nõmmik, H. and K.O. Nilsson. Fixation of ammonia by the organic fraction of the soil.
Acta Agriculturae Scandinavica vol. 13: 4 (1963).
257. Norman, A.G. and H.L. Richardson. The composition of forage crops.
II. Ryegrass (Western Wolths) changes in herbage and soil during growth.
The Biochemical Journal 1937, p. 1556.
258. Norman, M.J.T. and J.O. Green. The local influence of cattle dung and urine upon the yield and botanical composition of permanent pasture.
J. of the British Grassl. Soc. vol. 13 (1958) p. 39.
259. Novak, B. und J. Novakova. Einfluss der Zugabe organischer Stoffe auf die physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Veränderungen von Erden unter Berücksichtigung der Humusbildung.
Sbornik CSAZV, Rostlinná výroba 6 (1960) 10, p. 1399 - 1420.
260. Oberholzer, P.C.J. Decomposition of organic matter in relation to soil fertility in acid and semi-acid regions.
Soil Sci. vol. 42, 1936.
261. Ocilova, M. Mikroorganismen, welche die Huminsäure des Bodens zersetzen und Faktoren, welche ihre Entwicklung fördern.
Sbornik: Počvennaja i sel'skohozjajstvennaja mikrobiologija Taskent, Akademija nauk Uzbekskoj SSR, 1963, p. 95 - 100.
- 261a. Oostendorp, D. De invloed van de N-bemesting op het klavergehalte en de N-toestand van grasland.
Scriptie Landb. Hogeschool, Wageningen 1957.

262. Owens, L.D. Nitrogen movement and transformations in soils as evaluated by a lysimeter study utilizing isotopic nitrogen.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1960, p. 372.
263. Ozolina, Z.D. and G.M. Blinova. Die Wege zur Zugänglichkeit des Stickstoffes der Torfböden für Pflanzen.
Torfjanaja promyslennost, 1963, p. 22.
264. Parker, D.T. and W.E. Larson. Nitrification as affected by temperature and moisture content of mulched soils.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1962, p. 238.
265. Parr, J.F. and W.H. Reuszer. Organic matter decomposition as influenced by oxygen level and method of application to soil.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1959, p. 214.
266. Parr, J.F. Organic matter decomposition as influenced of oxygen level and flowrate of different gasses in the constant aeration method.
Diss. Abstr. 22 (7): 2126 (jan. 1962).
267. Patrick, W.H. Nitrate reduction rates in a submerged soil as affected by redox potential.
7th intern. congress of Soil Sci., Madison 1960, III. 5, p. 494.
268. Pätzold, H. Die Anwendung der Ergebnisse der Wurzelforschung für die Ackerbau.
Die Deutsche Landwirtschaft 1963, p. 581.
269. Peevy, W.J. and A.G. Norman. Influence of composition of plant materials on properties of the decomposed residues.
Soil Sci. vol. 65 (1948).
270. Petersen, R.G., W.W. Woodhouse and H.L. Lucas. The distribution of excreta by freely grazing cattle and its effect on pasture fertility.
II. Effect of returned excreta on the residual concentration of some fertilizer elements.
Agron. Journ. Sept. 1956, p. 444.
271. Pfaff, C. Das Verhalten des Stickstoffs im Boden nach langjährigen Lysimeterversuchen.
Z.f. Acker- und Pfl.bau, Bd. 117, 1963.
272. Pinck, L.A., F.E. Allison and V.L. Gaddy. The effect of green manure crops of varying carbon-nitrogen ratios upon nitrogen availability and soil organic matter content.
J. of Am. Soc. of Agron. vol. 40, 1948, no. 3.

273. Pinck, L.A., F.E. Allison and M.G. Sherman. Maintenance of soil organic matter.
II. Losses of carbon and nitrogen from young and mature plant materials during decomposition in soil.
Soil Science vol. 69 (1950) p. 391.
274. Pinck, L.A. and F.E. Allison. Maintenance of soil organic matter.
III. Influence of green manure on the release of nature soil carbon.
Soil Sci. vol. 71 (1958), 67 - 76.
275. Pizer, N.H. Organic matter in some Eastern Counties Soils.
N.A.A.S. Quarterly Rev. no. 25 (autumn 1954) p. 41.
276. Pochon, J. et H. de Barjac. Traité de microbiologie des sols.
Paris 1958.
277. Pouwer, A. De stikstofbemesting in grasboomgaarden.
Meded. dir. van de tuinb. juni 1960.
278. Pritchett, W.L., E.F. Eno and M.N. Malik. The nitrogen status of the mineral soils of Florida.
Soil Sci. Soc. Proc. 1959, p. 127.
279. Puffe, D. und G. Grosse-Brauchmann. Mikromorphologische Untersuchungen an Torfen.
Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 1963, p. 159.
280. Raalte, M.H. van. De opname van organische stof door de plant.
Landb.k. Tijdschr. mei/juni 1954, p. 356.
281. Ray, H.E., J.M. Mac Gregor and E.L. Schmidt. Movement of ammonium nitrogen in soils.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1957, p. 359.
282. Rhee, J.A. van. Earthworms activities and the breakdown of organic matter in agricultural soils.
Soil organisms, A'dam 1963.
283. Rheinwald, H. Über die Deckung des Humusbedarfs im landwirtschaftlichen Betrieb.
Landwirt. Forschung Bd. 2 (1950) p. 173.
284. Richardson, H.L. The nitrogen cycle in grassland soils.
Trans. of the third int. congress of soil sci. vol. I (1935).
285. Richardson, H.L. The nitrogen cycle in grassland soils.
The J. of Agric. Sci. vol. 28, 1938, p. 73.

286. Rippel, A. Vorlesungen über Boden-Mikrobiologie.
Berlin 1933.
287. Rippel-Balder, A. Grundriss der mikrobiologie.
Berlin 1952.
288. Robinson, J.B. Nitrification in a New Zealand Grassland Soil.
Plant and Soil, vol. 19 (1963).
289. Romankova, A.G. and Ye.A. Nagalynik. Conditions for formation of humin-like compounds by mold fungi.
Soviet Soil Sci. 1959, p. 884.
290. Roos, H.P. de. C/N-verhouding en hoedanigheid van de organische stof in de grond (literatuuroverzicht).
Rapport 12 van het I.B., Groningen 1962.
291. Rouatt, J.W. and A.G. Lochhead. Qualitative studies of soil micro organisms.
13. Effect of decomposition of various crop plants on the nutritional groups of soil bacteria.
Soil Sci. vol. 80 (1955) p. 147.
- 291a. Rubenchik, L.I. Anotobacter and its use in agriculture.
Jerusalem 1963.
292. Rüssel, E.J. Soil conditions and plant growth.
8th ed. Oxford 1950.
293. Rybalkina, A.V. and Ye.V. Kononenko. The microflora of decomposing plant residues.
Soviet Soil Sci. 1959, p. 537.
294. Sabey, B.R., W.V. Bartholomew, R. Shaw and J. Pesek. Influence of temperature on nitrification in soils.
Proc. Soil Sc. Soc. Amer. 20 (1956) p. 357.
295. Sabey, B.R., L.R. Frederick and W.V. Bartholomew. The formation of nitrate from ammonium in soils.
III. Influence of temperature and initial population of nitrifying organisms on the maximum rate and delay period.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1909, p. 462.
296. Schachtschabel, P. Einfluss von Kalk auf Boden und Humus.
Landw. Forschung, Bd. 2 (1950) p. 57.
297. Schachtschabel, P. Fixierung und Nachlieferung von Kalium- und ammoniumionen. Beurteilung und Bestimmung des Kalium-Versorgungsgrades von Böden.
Landw. Forschung 15. Sonderheft, Frankfurt am Main 1961.

298. Schaller, F. Biologische Beobachtungen an humusbildenden Bodentieren, insbesondere am Collembolen.
Zoologische Jahrbücher, Abt. für Syst., Ökol. und Geogr. der Tiere Bd. 78, 1950, p. 506.
299. Scharrer, K. und H. Fast. Untersuchungen über die dem Boden durch die Niederschläge zugeführten Pflanzennährstoffe.
Z.f. Pfl. ern., Düngg. Bodenk. 100 Bd. 1951.
300. Scheffer, F. Der organisch gebundene Stickstoff des Bodens, seine Verwertbarkeit.
in: W. Ruhland - Handbuch der Pflanzenphysiologie Bd. VIII Der Stickstoffumsatz, Berlin ed. 1958.
301. Scheffer, F. Stickstoff im Boden.
Der Stickstoff, seine Bedeutung für die Landwirtschaft und die Ernährung der Welt.
Düsseldorf 1961.
302. Scheffer, F. und A. Kloeke. Probleme der Humusforschung.
7. Sonderheft der "Landwirtschaftliche Forschung", Frankfurt am Main 1956.
303. Scheffer, G. Die Beeinflussung des Abbaues von Pflanzenwurzeln durch die Vorfrucht.
Stand und Leistung agrikulturchemischer Forschung III, 7. Sonderheft (1956).
- 303a. Scheijgrond, W., H. Vos en A. Sonneveld. Ervaringen met vlinderbloemigen in kunstweiden.
Landb.k. Tijdschrift 70, 802 - 816 (1958).
- 303b. Scheijgrond, W. Ervaringen over inzaai van vlinderbloemigen in grasland.
Voordracht van de "Contactcommissie Onderzoek Klaverrijke Kunstweiden" op 14 maart 1958 te Utrecht.
304. Schmalfusz, K. Die geochemische Bedeutung des Stickstoffs unter besonderer Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Produktion und der Dünger.
in: W. Ruhland - Handb. der Pflanzenphysiologie, B.d VIII Der Stickstoffumsatz, Berlin ed. 1958.
305. Schmidt, K. Eine Literaturübersicht über den gegenwärtigen Stand der Strohdüngung.
Z.f. Landwirtschaftliches Versuchs- und Untersuchungswesen 1964, 10 Bd. Heft 1.
306. Schreven, D.A. van De microbiologie van de Noordoostpolderbodem.
Van zee tot land nr. 5 (1951).

307. Schreven, D.A. van Ammoniakvervluchtiging op kalkrijke Zuiderzeegronden bij gebruik van ammoniumhoudende meststoffen.
Van zee tot land nr. 11 (1955).
308. Schreven, D.A. van Influence of aeration of the soil on the mineralization of nitrogen.
6th int. congress. de la Science du sol, Paris 1956,
p. 527.
309. Schreven, D.A. van Influence of the thickness of the soil layer during incubation on the mineralization of nitrogen.
6th int. congres de la Science du sol, Paris 1956, p. 535.
310. Schreven, D.A. van Stikstofomloop in de grond en -mineralisatie i.v.m. de -behoefte van wintertarwe in de N.O.P.
Van zee tot land nr. 22 (1957).
311. Schreven, D.A. van De microbiologische rijping der gronden in de IJsselmeerpolders.
Van zee tot land nr. 32 (1962).
312. Schreven, D.A. van A comparison between the effect of fresh and dried organic materials added to soil on carbon and nitrogen mineralization.
Plant and Soil 20 (1964) p. 149.
313. Schuffelen, A.C. De ontwikkeling van het humusonderzoek.
Landb.k. Tijdschrift 1954, p. 274.
314. Schwartzbeck, R.A., J.M. Mac Gregor and E.L. Schmidt. Gaseous nitrogen losses from nitrogen fertilized soils measured with infrared and mass spectroscopy.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1961, p. 186.
315. Shaw, K. Loss of mineral nitrogen from soil.
The J. of Agric. Sc., April 1962.
316. Sherman, V.B.D. and I.C. Mac Rae. The influence of oxygen availability on the degree of nitrate reduction by pseudomonas denitrificans.
Can. J. of Microbiol. vol. 3, p. 505 (1957).
317. Shevlyagin, A.I. Intensity of nitrification of chernozems in relation to their compactness.
Soviet Soil Sci. 1961, p. 555.
318. Shutt, F.T. Some characteristics of the Western Prairie soil of Canada.
The J. of Agric. Sci., vol. 3 (1958) p. 335.

319. Simpson, J.R. Mineral nitrogen fluctuation in soils under improved pasture in Southern New South Wales.
Austr. J. of Agric. Res. vol. 13 (1962) p. 1059.
320. Skyring, G.W. and B.J. Callow. The physiology and biochemistry of nitrification and denitrification.
uit: "A review of nitrogen in the tropics with particular reference to pasture".
Bull. 46 Comm. Bur. of Pastures and Field crops, Hurley 1962.
321. Smirnov, P.M. and N.I. Fruktova. Nichtmetabolische Ammoniumbindung durch Böden und die Zugänglichkeit des gebundenen Ammoniums für Pflanze.
Doklady Moskovskoj sel'skchozjajstvennoj akademii im K.A. Timirjazeva, 79 (1962) p. 49.
322. Smirnov, P.M. and N.I. Fruktova. Fixation of nonexchangeable ammonium by soils.
Soviet Soil Science no. 3 1963.
323. Smit, J. Processen van vertering der organische stof in de grond.
Landb.k. Tijdschrift mei/juni 1954, p. 281.
324. Smith, D.H. and F.E. Clark. Volatile losses of nitrogen from acid or neutral soils or solutions containing nitrite and ammonium ions.
Soil Sci. vol. 90 (1960) p. 86.
325. Sokolov, A.V. e.a. Problems in studying soil fertility and methods of increasing it.
Soviet Soil Science jan. 1963 (no. 1) p. 5.
- 325a. Sonneveld, A. en G.C. Ennik. De betekenis van klaver in grasland.
Kali nr. 51, maart 1962, p. 37.
326. Sophoev, S.P. Zur Frage über die Abhängigkeit des Nitrifikationsvorganges im Boden von den Jahreszeiten.
Trudy Burjatskogo sel'skchozjajstvennogo instituta, 16 (1961) 1, p. 41 - 47.
327. Soubies, L., R. Gadet et P. Maury. Migration hivernal de l'arote nitrique dans un sol limoneux de la region toulousaine.
Ann. de l'institut nat. de larecherche agronomique serie A, Ann. Agron. I (1952).
328. Souhides, D.A. and F.E. Clark. Nitrification in grassland soils.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1958, p. 308.

329. Soulides, D.A. and F.E. Allison. Effect of drying and freezing soils on carbon dioxide production, available mineral nutrients, aggregation and bacterial population.
Soil Sci. 91: 291 - 298 (1961).
330. Spannagel, G. Humusbildung unter dem Einfluss vom Kalk in Verbindung mit der Entwicklung einer reichen Bodenfauna.
7th intern. congress of soil sci., Madison 1960, p. 695.
331. Springer, U. Stoffabbau und Humusaufbau bei der Zersetzung landwirtschaftlich wichtiger organischer Stoffe.
Landw. Forsch. Bd. 2 (1950) p. 50.
332. Springer, U. und A. Lehner. Stoffabbau und Humusaufbau bei der aeroben und anaeroben Zersetzung landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich wichtiger organische Stoffe I.
Z.f. Pfl. ern., Düngg., Bodenk. 58 (103) Bd. (1952) p. 193.
333. Springer, U. und A. Lehner. Stoffabbau und Humusaufbau bei der aerobe und anaerobe Zersetzung landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich wichtiger organische Stoffe II.
Z.f. Pfl. ern., Düngg., Bodenk. 59 (104) Bd. 1952.
334. Stevenson, F.J. Carbon-nitrogen relationships in soil.
Soil Sci. 88 (1959) p. 201.
335. Stevenson, F.J. Soil nitrogen.
in: Fertilizer nitrogen, its chemistry and technology.
New York 1964.
336. Stevenson, F.J. and A.P.S. Dhariwal. Distribution of fixed ammonium in soils.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1959.
337. Stewart, E.H. Relative rates of mineralization in soil of organic nitrogen from several forage crops.
Agron. J. 1959, p. 51.
338. Stewart, B.A., D.D. Johnson and L.K. Porter. The availability of fertilizer nitrogen immobilized during decomposition of straw.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1963.
339. Stewart, B.A., L.K. Porter and D.D. Johnson. Immobilization and mineralization of nitrogen in several organic fractions of soil.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1963, p. 302.
340. Stickler, F.C. and L.R. Frederick. Residue particle size as a factor in nitrate release from legume tops and roots.
Agron. J. 1959, p. 271.

- 340a. Stiven, G. Production of Antibiotic Substances by the roots of a grass
(*Trachypogon plumosus* (H.B.K.) Nees) and of *Pentanisia*
variabilis (E. Mey) Haw. (Rubiaceae).
Nature vol. 170 (1952)p. 712.
341. Stöckli, A. Der Einfluss der Mikroflora und Fauna auf die Beschaffenheit
des Bodens.
Z.Pfl. ern., Düng., Bodenk. 45 (90) Bd. (1960).
342. Stojanovic, B.J. and M. Alexander. Effect of inorganic nitrogen on
nitrification.
Soil Science, 86 (1958).
343. Stojanovic, B.J. and F.E. Broadbent. Immobilization and mineralization
rates of nitrogen during decomposition plant residues in
soil.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1956, p. 213.
343. Stojanovic, B.J. and F.E. Broadbent. Influence of low temperatures on
nitrogen transformations in Honeoye silt loam.
Soil Sci., vol. 84, no. 3, sept. 1957.
345. Stotzky, G. and J.L. Mortensen. Effect of crop residues and nitrogen
addition on decomposition of an Ohio Muck Soil.
Soil Sci. vol. 83, March 1957, no. 3.
346. Street, H.E. and D.E.G. Sheat. The adsorption and availability of nitrate
and ammonia.
in: W. Ruhland - Handbuch der Pflanzenphysiologie Bd.8
Der Stickstoffumsatz, Berlin ed. 1958.
347. Taiganides, E.P. e.a. Anaerobic digestion of hog wastes.
Journal of Agricultural Engineering Research 8 (1963).
- 347a. Taiganides, E.P. Anaerobic digestion of poultry manure.
World's Poultry Science Journal 1963, p. 252 - 261.
348. Tarman, K. Die Rolle der Insektenlarven in der Humifikation.
Agronöski glasnik, 12 (1962) 5 - 7, p. 500 - 503.
349. Themnitz, R. Umsetzung verschiedener N-Dünger mit einem durch vorausge-
gangene Bestandesbekalkung bzw. Stickstoffdüngung umgewan-
delten Fichtenrohhumus.
Z.f. Pfl. ern., Düngg., Bodenk., 82 Bd. 1958, p. 164.
350. Theron, J.J. The influence of plants on the mineralization of nitrogen
and maintenance of organic matter in the soil.
J. Agr. Sci. 41, 289 - 296, 1951.

351. Theron, J.J. The mineralization of nitrogen in soils under grass.
S. Afr. J. Agric. Sci. (1963), 6, 155 - 164.
352. Theron, J.J. Lisimeterproewe II: 1945 - 1961.
S. Afr. Tijdskr. Landbouwet. 1964, p. 109.
353. Thimann, K.V. The life of bacteria.
New York 1963.
354. Thompson, F.B. and M.R. Coup. Studies on nitrate and ammonia in soil under permanent pasture.
IV. The effect of urine and urea on soil nitrate and ammonia.
The N.Z. Journ. of Sc. and Tech. vol. 25, sec. A, 1943.
355. Thompson, L.M. and C.A. Black. The mineralization of organic phosphorus, nitrogen and carbon in Clarion and Webster Soils.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1949, p. 147.
356. Thompson, L.M., C.A. Black and J.A. Zoellner. Occurrence and mineralization of organic phosphorus in soils, with particular reference to associations with nitrogen carbon and pH.
Soil Sci. vol. 77 (1954) p. 185.
357. Titova, N.A. Die Eisen-Humus-Komplexe einiger Böden.
Počvovedenie, (1962) 12, p. 38 - 43.
358. Trolldenier, G. Die Bedeutung der Rhizosphärenorganismen für die Pflanze.
Landw. Forschung 15. Sonderheft (1961).
359. Turtshin, F.B., S.N. Bersenjewa, J.A. Koritzkaja, G.G. Shidkick und G.A. Lobowikowa. Die Stickstoffumwandlung im Boden nach den Angaben der Untersuchungen unter Anwendung des Isotopen N¹⁵.
7th Intern. congress of Soil Sci., Madison 1960, p. 236.
360. Tyler, K.B. and F.E. Broadbent. Nitrogen uptake of ryegrass from three tagged ammonium fertilizers.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1958, p. 230.
361. Tyler, K.B., F.E. Broadbent and V. Kondo. Nitrogen movement in simulated cross sections of field soil.
Agron. J. 1958, p. 626.
362. Tyler, K.B. and F.E. Broadbent. Nitrite transformations in California soils.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1960, p. 279.
363. Tyurin, I.V. and M.M. Kononova. Biology of humus and problems in soil fertility.
Soviet Soil Sci., March 1963.

364. Tyurin, I.V., V.K. Mikhnovskiy and A.K. Yartseva. Results of a study of the nitrogen balance in sod-podrolic soils used in agriculture.
Soviet Soil Sci. no. 8, August 1962.
365. Valera, C.L. and M. Alexander. Nutrition and physiology of denitrifying bacteria.
Plant and Soil 15 (1961) p. 268.
366. Vanstallen, R. Variabiliteit van de oplosbare stikstof in leemgrond.
Agricultura, vol. 7 (1959) p. 45.
367. Vlassak, K. Invloed van organische stoffen op de mineralisatie van stikstof in kultuurland.
Agricultura, vol. 10 (1962) p. 481.
- 367a. Vlassak, K. Temperature and levels of added nitrogen.
Soil Sci. Soc. of Am. Proc. 1962, p. 246.
368. Vojnova-Rajkova Z. On the problem of ammonification of organic nitrogen in soil.
Abstracts of Bulgarian Scientific Literature (Agriculture) 1964, vol. IX, no. 1, p. 12.
- 368a. Vojnova-Rajkova Z. On the problem of ammonification of organic nitrogen in soil.
Izv. Inst. po ^Vozovanie i agrotehnika "N. P^Yekarov", ASN, 7, 1963, p. 65-88.
369. Vysotskaya, P.M. and V.K. Mikhnovskiy. Influence of green manure and peat on the content and group composition of humus in sod medium-podrolic clay loam soil.
Soviet Soil Sci. febr. 1962, 154.
370. Wahhab, A. and F. Udelin. Influence of light on interaction of ammonium and nitrite ions.
Soil Sci. 80 (1955) p. 121.
371. Waid, J.S. Distribution of fungi within the decomposing tissues of ryegrass roots.
Trans. Brit. Mycol. Soc. 3 (1957) p. 391.
372. Waid, J.S. Influence of oxygen upon growth and respiratory behaviour of fungi from decomposing ryegrass roots.
Transactions of the British Mycological Soc. vol. 45, part 4 (1962), 472 - 487.
373. Waksman, S.A. Microbiological analysis of soil as an index of soil fertility.
VI. Nitrification.
Soil Sci. vol. 16 (1923).

374. Waksman, S.A. and R.L. Starkey. Partial sterilization of soil, microbiological activities and soil fertility I.
Soil Sci. vol. 16 (1923) p. 137.
375. Waksman, S.A. and R.L. Starkey. Partial sterilization of soil, microbiological activities and soil fertility II.
Soil Sci. vol. 16, 1923, p. 247.
376. Walker, T.W. The nitrogen cycle in grassland soils.
J. Sci. Food Agric. 7 (1956).
377. Walker, T.W., A.F.R. Adams and H.D. Orchiston. Fate of labelled nitrate and ammonium nitrogen when applied to grass and clover grown separately and together.
Soil Sci. vol. 81, 1956, p. 339.
- 377a. Walker, T.W., H.D. Orchiston and A.F.R. Adams.
The nitrogen economy of grass legume associations.
J. Brit. Grassl. Soc. 1954, p. 249.
378. Walker, T.W., B.K. Thapa and A.F.R. Adams. Studies on soil organic matter.
3. Accumulation of carbon, nitrogen, sulfur, organic and total phosphorus in improved grassland soils.
Soil Sci. vol. 87 (1959) p. 135.
379. Warren, R.G. and A.E. Johnston. The park grass experiment.
Rothamsted Experimental Station Report for 1963, p. 240.
380. Weber, F. and P.L. Gainey. Relative sensitivity of nitrifying organisms to hydrogen ions in soils and solutions.
Soil Sci. vol. 94 (1962) p. 138.
- 380a. Weiszenberg, H. Die Mikroorganismen-tätigkeit auf rohhumushaltigem Heidesand, gemessen an der CO₂-Produktion.
Z.f. Pfl. ern., Düngg., Bodenkunde 1954 p. 227.
381. Welte, E. Der Ab-, Auf- und Umbau der Humusstoffe im Boden und seine Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit.
Der Bodenkultur, A, 14 Bd., Heft 2, Mei 1963.
382. Wheeler, B.E.J. and E.W. Yemm. The conversion of amino acids in soil.
I. The amino-acid breakdown and nitrification in cultivated and natural soil.
Plant and Soil 10, 1958, p. 49.
383. Wheeler, B.E.J. and E.W. Yemm. The conversion of amino acids in soil.
II. Denitrification in percolated soils.
Plant and Soil 19, 1963, p. 219.

384. Whiting, A.L. Some important factors controlling the rate of nitrification of organic materials.
J. of the Am. Soc. of Agron. vol. 18, 1926, p. 854.
- 384a. Whyte, R.O., G. Nilsson - Leisner and H.C. Trumble. Legumes in Agriculture.
F.A.O. Agricultural Studies no. 21 (april 1953).
385. Wiersum, L.K. Enkele beschouwingen betreffende de voorziening van de plant met stikstof en de opnemng ervan.
Landb.k. Tijdschr. aug. 1962, nr. 14, p. 589.
386. Wilson, P.W. Asymbiotic nitrogen fixation.
in: W. Ruhland - Handbuch der Pflanzenphysiologie Bd. VIII.
Der Stickstoffumsatz, Berlin ed. 1958.
387. Winsor, G.W. Mineralization and immobilisation of nitrogen in soil.
J. Sci. Food Agric., 9, 1958, p. 792.
388. Winsor, G.W. and M.I.E. Long. Mineralization of the nitrogen of urea-formaldehyde compounds in relation to soil pH.
J. Sci. Food Agric. 7, 1956.
389. Winsor, G.W. and A.G. Pollard. Carbon-nitrogen relationships in soil.
I. The immobilization of nitrogen in the presence of carbon compounds.
J. Sci. Food Agric. 7, febr. 1956, p. 134.
390. Winsor, G.W. and A.G. Pollard. Carbon-nitrogen relationships in soil.
II. Quantitative relationships between nitrogen immobilization and carbon added to the soil.
J. Sci. Food Agric. 7 (1956) p. 142.
391. Winsor, G.W. and A.G. Pollard. Carbon-nitrogen relationships in soil.
III. Comparison of immobilization of nitrogen in a range of soils.
J. Sci. Food Agric. 7 (1956).
392. Winsor, G.W. and A.G. Pollard. Carbon-nitrogen relations in soil.
IV. Mineralization of carbon and nitrogen.
J. Sci. Food Agric. 7, 1956.
393. Wittich, W. Der heutige Stand unseres Wissens von Humus und neue Wege zur Lösung der Rohhumusproblems im Walde.
Schriftenreihe der Forstl. Fakultät der Univ. Göttingen
Bd. 4, 1952.
394. Woldendorp, J.W. Grassland problems in the United Kingdom and the Netherlands.
P.A.W., Wageningen 1962.

395. Woldendorp, J.W. The influence of living plants on denitrification.
Wageningen 1963.
396. Woldring, J.J. Beknopt Verslag van het grondwaterstandsproefveld "De Lucht".
CI 1300 overresp. 1958, 1959, 1960, 1961 en 1962.
397. Woodruff, C.M. Estimating the nitrogen delivery of soil from the organic matter determination as reflected by Sanborn Field.
Soil Science Soc. of Am. Proc. 1949, p. 208.
- 397a. Zaimov, K.K. and V.A. Filkov. Change in the direction of humus formation in the forest soils of Moldavia during plowing.
Soviet Soil Sci. April 1963.
- 397b. Wullstein, L.H. and C.M. Gilmour. Non-enzymatic loss of nitrite from clay and soil systems.
Soil Sci. June 1964, p. 428.
398. Zimna, Jadwiga. Influence of certain species of meadow plants on the abundance of Clostridium and Azotobacter in their rhizospheres.
Ekologia Polska, B8 (1962), 2, p. 165 - 171.
399. Zotov, A.A. Influence of various methods of tillage on the physical properties of soils in degenerated dry pastures.
Soviet Soil Science febr. 1963, p. 171.
400. Zöttl, H. Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation in Waldhumus durch den Brutversuch.
Z.f. Pfl. ern., Düng., Bodenk. 1958, p. 35.
401. Zöttl, H. Dynamick der Stickstoffmineralisation im organischen Waldbodenmaterial.
I. Beziehungen zwischen Brutmineralisation und Nettomineralisation.
Plant and Soil 13, 1960, p. 166.
402. Zöttl, H. Dynamick der Stickstoffmineralisation im organischen Waldbodenmaterial.
II. Einfluss des Stickstoffgehaltes auf die Mineralstickstoff-Nachlieferung.
Plant and Soil 13, 1960, p. 183.
403. Zöttl, H. Dynamick der Stickstoffmineralisation im organischen Waldbodenmaterial.
III. pH-Wert und Mineralstickstoff-Nachlieferung.
Plant and Soil 13, 1960, p. 207.

404. Zöttl, H. Die Stickstoffmineralisation nach Thomasphosphatdüngung auf Hochmoor.
Die Phosphorsäure 1963, p. 225.
405. Zvyagintsev, D.G. Adsorption of micro organisms by soil particles.
Soviet Soil Sci. 1962, p. 140.