

Stikstofmineralisatie op maispercelen: een model- matige benadering

(FOMA-project 3.43)

A.P. Whitmore & J.J. Schröder

Het DLO-Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek (AB-DLO) is onderdeel van de Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

Het instituut is opgericht op 1 november 1993 en is ontstaan door de samenvoeging van het Wageningse Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO) en het in Haren gevestigde Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB-DLO).

DLO heeft tot taak het genereren van kennis en het ontwikkelen van expertise ten behoeve van de beleidsvoorbereiding en -uitvoering van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, het bevorderen van de primaire landbouw en de agrarische industrie, het inrichten en beheren van het landelijk gebied, en het beschermen van natuur en milieu.

AB-DLO heeft tot taak het verrichten van zowel fundamenteel-strategisch als toepassingsgericht onderzoek en is gepositioneerd tussen het fundamentele basisonderzoek van de universiteiten en het praktijkgerichte onderzoek op proefstations. De verkregen onderzoeksresultaten dragen bij aan de bevordering van:

- de bodemkwaliteit;
- duurzame plantaardige produktiesystemen;
- de kwaliteit van landbouwprodukten.

Kernexpertises van het AB-DLO zijn: plantenfysiologie, bodembioïologie, bodemchemie en -fysica, nutriëntenbeheer, gewas- en onkruidecologie, graslandkunde en agrosysteemkunde.

Adres

Vestiging Wageningen:

Postbus 14, 6700 AA Wageningen
tel. 0317 47 57 00
fax 0317 42 31 10
e-mail postkamer@ab.dlo.nl

Vestiging Haren:

Postbus 129, 9750 AC Haren
tel. 050 533 77 77
fax 050 533 72 91
e-mail postkamer@ab.dlo.nl

Inhoudsopgave

pagina

Samenvatting	1
Summary	3
1. Inleiding	5
2. Materialen en methode	7
2.1 Algemeen	7
2.2 Globale beschrijving van Whitmore-model	7
2.2.1 Het model	7
2.2.2 Uitspoeling	7
2.2.3 Gewasgroei en N-opname	8
2.2.4 De omzetting van organische stof	9
2.2.5 Weersgegevens	9
2.3 Globale beschrijving van Wolf-model	11
2.4 Uitgangspunten bij de calibratiefase	11
2.5 Uitgangspunten bij de scenariofase	12
2.5.1 Initiële N-voorraad	13
2.5.2 Dierlijke-mestgift	13
2.5.3 Neerslag	15
2.5.4 Kunstmest-N	15
3. Resultaten	17
3.1 Calibratie van Whitmore-model	17
3.2 Calibratie van Wolf-model	17
3.3 Scenarioverkenning met Whitmore-model	22
3.4 Scenarioverkenning met Wolf-model	23
4. Discussie	27
5. Dankzegging	29
6. Referenties	31
Bijlage 1. Samenstelling en dosering van dierlijke mest en de geschatte kunstmest-N-aanvulling zoals gebruikt in het 'historisch' scenario	33

Samenvatting

Verkenningen met een tweetal sterk in complexiteit verschillende modellen geven aan dat het overmatig gebruik van dierlijke mest op maïspcelen gedurende de afgelopen 20 jaar tot een sterk verhoogde mineralisatie heeft geleid. De extra mineralisatie die optreedt ten opzichte van een situatie waarin maïs alleen met kunstmest zou zijn bemest, bedraagt thans circa 75 (meest complexe model) tot 120 (minst complexe model) kg N per ha.

Door de aangescherpte mestwetgeving daalt de mineralisatie de komende jaren. Desondanks zal de extra mineralisatie tengevolge van het historische gebruik, ook in 2005, nog 50-100 kg N per ha bedragen. Als continue maïs-percelen met onmiddellijke ingang alleen nog met kunstmest-N zouden worden bemest, zou de nawerking van de daarvoor gegeven dierlijke mest in 2005 naar schatting 20-40 kg N per ha minder zijn.

Summary

Simulations with two models differing strongly in complexity, indicated that the excessive use of animal slurry on continuous maize fields during the last twenty years has lead to an increased mineralization potential. Current mineralization in these fields is estimated to be from 75 (most complex model) to 120 (least complex model) kg N per ha greater than if these fields had received mineral fertilizer only.

As legislation has been adopted to avoid further excessive use of animal wastes, mineralization should decrease in the years to come. The excessive use in the recent past will still be reflected in an enhanced mineralization for at least the next ten years, however. We estimate that the actual additional mineralization in maize fields in 2005 will still be 50-100 kg N per ha greater than that in fields that received mineral fertilizer only. If, from this moment on, mineral fertilizers only are applied to continuous maize fields, the additional mineralization from former applications of manure will be 20-40 kg N per ha less than if manure applications continue according to the anticipated legislation.

1. Inleiding

Stikstof (N) uit meststoffen wordt maar voor een deel direct door het gewas opgenomen. De mate waarin dat gebeurt hangt onder meer af van het gewastype, de bodemomstandigheden en het weer. Daarnaast zijn ook de hoeveelheid meststoffen en het moment en de wijze waarop deze worden toegediend bepalend voor de benutting van N. Voorts moeten sommige meststoffen, waaronder dierlijke mest, geheel of gedeeltelijk worden afgebroken alvorens N door het gewas kan worden opgenomen dan wel verloren kan gaan naar de omgeving. Dit afbraakproces vergt tijd (variërend van dagen tot jaren), afhankelijk van de weersomstandigheden en de aard van de meststof.

Vastlegging ('immobilisatie') en afbraak ('mineralisatie') zijn processen die van bijzondere betekenis zijn op maïsakkers. Juist daar is namelijk jaren achtereen dierlijke mest gebruikt en wel in hoge doseringen. Een deel van de aanvoer is verloren gegaan, een deel is als organisch gebonden N opgehoopt in de bodem om in de loop van de jaren alsnog te worden afgebroken. Literatuurgegevens bevestigen dat er in de bodem van maïsakkers ophoping van organische N kan plaatsvinden (Lund & Doss, 1980; Liang & Mackenzie, 1992) en dat dit in de daarop volgende jaren tot extra mineralisatie kan leiden (Lund & Doss, 1980; Dilz et al., 1990; Motavalli et al., 1992).

Het Financieringsoverleg Mest- en Ammoniakonderzoek (FOMA) heeft AB-DLO opdracht gegeven om nader onderzoek te doen naar de ophoping en afbraak van N op maïspercelen. Dit wordt nodig geacht om de volgende redenen:

- Dierlijke mest komt voor een deel pas na het jaar van toediening tot werking. Kwantificering van deze werking stelt de teler van maïs in staat om de N-bemesting aan te passen en zo overbemesting te voorkomen.
- De effecten van een beperkte bemesting op opbrengst en emissie worden doorgaans ontleend aan proefvelden die voor ingebruikname 'volgens praktijk' bemest zijn en hoogstens enkele jaren op dezelfde plek worden aangelegd. Op die wijze kan het negatieve effect van een beperkte bemesting op de opbrengst en het positieve effect ervan op de emissie worden onderschat. Kwantificering van de bijdrage van mestgiften in het verleden kan een beter inzicht geven in de lange-termijneffecten van een beperkte bemesting en beleidsmaatregelen die daarop gericht zijn.

2. Materialen en methode

2.1 Algemeen

Met behulp van een tweetal modellen die de veranderingen van de N-voorraad van de bodem beschrijven, is verkend in hoeverre de huidige en toekomstige N-mineralisatie op maïspcelen wordt bepaald door mestgiften in het verleden. Aan het eerste model zal in het vervolg van dit verslag worden gerefereerd als 'Whitmore-model', aan het tweede model als 'Wolf-model'. De modellen verschillen in opbouw en benodigde data en voor een deel ook in de aard van de te simuleren grootheden. Daarop wordt later ingegaan.

Voor beide modelverkenningen is een vergelijkbare werkwijze gehanteerd. In eerste instantie is nagegaan in hoeverre het model in staat is om veranderingen in het bodem-plant-systeem op een juiste wijze te simuleren. Deze fase is de calibratiefase genoemd. Hierbij is gebruik gemaakt van experimentele gegevens van meerjarige veldproeven in Heino (Schröder, 1985a) en Maarheeze (Schröder, 1985b). Vervolgens zijn bemestingsscenario's gedefinieerd waarvan de gevolgen voor het bodem-plant-systeem met genoemde modellen zijn verkend. Deze fase is de scenariofase genoemd.

2.2 Globale beschrijving van Whitmore-model

2.2.1 Het model

Het simulatiemodel bestaat uit drie onderdelen: (1) waterhuishouding, te weten uitspoeling en evapotranspiratie, (2) gewasgroei, -ontwikkeling en N-opname en (3) de organische-stofhuishouding van de bodem. Omdat de verschillende onderdelen van het model elders in detail zijn beschreven (uitspoeling: Addiscott & Whitmore (1987); organische-stofhuishouding (Bradbury et al. (1993); gewasgroei (Whitmore (1995))), wordt in dit rapport volstaan een overzicht van de wijzigingen die zijn aangebracht om het model voor maïs en dierlijke mest geschikt te maken.

2.2.2 Uitspoeling

In het model wordt aangenomen dat de bodem is opgebouwd uit een aantal homogene, horizontale lagen van 50 mm dikte. Iedere laag wordt geacht te bestaan uit een compartiment dat mobiel water (wm) bevat en een compartiment dat gebonden water bevat (wr). Neerslag verdringt eenzelfde hoeveelheid wm (en het daarin opgeloste nitraat) waarna zich een nieuw evenwicht instelt tussen beide compartimenten. Omdat nitraat in werkelijkheid van het ene naar het andere compartiment diffundeert, houdt het model enig nitraat vast na instelling van het nieuwe evenwicht. Daarbij is de relatie tussen textuur en de diffusie-

snelheid geschat volgens Addiscott et al. (1983). De opwaartse waterstroom als gevolg van verdamping wordt geacht plaats te vinden vanuit beide compartimenten, waarbij nitraat naar boven wordt meegevoerd. Naarmate de bodem droger wordt, kan de verdampingsvraag niet volledig gedekt worden vanuit de vloeistoffase en wordt watertransport via de gasfase belangrijk. Bij deze laatste vorm van watertransport wordt geen nitraat meegevoerd. Addiscott (1977) veronderstelt dat de helft van al het water dat met meer dan 15 bar door de bodem wordt vastgehouden, geen anionen bevat. Als de grens tussen mobiel en gebonden water bij 2 bar gelegd wordt, kunnen w_m en w_r in een laag van 50 mm als volgt worden berekend (uitgedrukt in mm):

$$w_m = 50(\theta_{0,05} - \theta_2) \quad (1)$$

$$w_r = 50(\theta_2 - \theta_{15}) \quad (2)$$

met $\theta_{0,05}$, θ_2 en θ_{15} de volumepercentages vocht bij een zuigspanning van, respectievelijk, 0,05, 2 en 15 bar.

2.2.3 Gewasgroei en N-opname

De drogestofproductie is geschat op basis van een eenvoudige relatie tussen straling en produktie zoals voorgesteld door Green & Vaidyanathan (1986). Aangenomen is dat maïs 1,2 g drogestof per MJ onderschepte straling produceert. N-opname en bewortelingsdiepte zijn geschat volgens logistische functies (Whitmore & Addiscott, 1987):

$$Y = (A \cdot 1/n + e^{-kx})^{-n} \quad (3)$$

waarbij Y de N-opname c.q. bewortelingsdiepte voorstelt, A de maximale N-opname c.q. maximale bewortelingsdiepte voorstelt (t.w. 260 kg N per ha en 150 cm), de parameter n de vorm van de curve stuurt (gelijkgesteld aan 1,5 voor zowel N-opname als beworteling), k een snelheidsconstante is en x het aantal graaddagen voorstelt (met drempeltemperatuur 0 °C). De hoeveelheid wortels wordt geacht exponentieel af te nemen met de diepte volgens Gerwitz & Page (1974).

Aangenomen is dat jaarlijks eenzelfde hoeveelheid oogstresten (wortels en stoppels) naar de bodem terugkeert. De ontwikkeling van het gewas verloopt volgens Weir et al. (1984), waarbij de nodige parameters zijn ontleend aan Van Diepen et al. (1988). Van de geproduceerde assimilaten wordt tussen zaai en opkomst 50%, tussen opkomst en begin strekking 30% en tussen begin strekking en bloei 10% in wortels geïnvesteerd, overeenkomstig hetgeen Van Keulen & Seligman (1987) aannamen voor zomergerst. Na de bloei komt de wortelgroei tot staan en begint de veroudering van de plant. Tussen bloei en oogst gaat maximaal 15% van de totale hoeveelheid koolstof in de plant verloren tengevolge van afsterving, en wel met name tegen het einde van het seizoen. N in verouderende bovengrondse delen wordt getransloceerd naar de korrel, N in verouderende wortels komt als minerale bodem-N beschikbaar. Gedurende het seizoen wordt door de wortels ook C in de vorm van exudaten uitgescheiden. Voor granen kan dat overeenkomen met een C-uitscheiding van meer dan 2 ton per ha (Swinnen, 1994). Bradbury et al. (1993) nemen aan dat onder granen een jaarlijkse C-aanvoer plaatvindt van 2.3 ton C per ha in de vorm van exudaten en wortels. Bij maïs is de exudatie per eenheid geproduceerde drogestof geringer

dan bij gerst maar in absolute zin groter (Liljeroth et al., 1994). Door dagelijks 1 x de gemiddelde wortelgroei aan de bodem toe te voegen, kwamen wij uit op een exudatie tussen 1,3 en 1,6 ton C per ha per jaar. De totale C-toevoeging aan de bodem via exudatie en de in wortelmateriaal geïnvesteerde koolstof kwam daarmee uit tussen 2,1 en 2,4 ton C per ha. De C-N-verhouding van de exudaten werd op 40 gesteld.

2.2.4 De omzetting van organische stof

Dit deel van het model komt overeen met de beschrijving van Bradbury et al. (1993) met de volgende twee aanpassingen. In de oorspronkelijke beschrijving werd aangenomen dat zowel biomassa als oude organische stof (humus) een C-N-verhouding van 8,5 hebben. In onze studie is dit gewijzigd in een verhouding van 5 voor biomassa en 10 voor humus. Verder werd de tijdstap gewijzigd van 1 week in 1 dag. Om uit de oorspronkelijke snelheidsconstanten (op weekbasis) de snelheidsconstanten op dagbasis af te leiden, werd de systematische fit-procedure van Stol et al. (1992) gebruikt. De in deze studie gebruikte snelheidsconstanten zijn ontleend aan andere dan de hier gebruikte proeven en in die zin onafhankelijk.

Koolstof en stikstof uit gewasresten (stoppels, verouderend blad en wortels) en organische mest worden in de bodem omgezet in microbiële biomassa en humus. Een deel (α) van de koolstof wordt microbiële biomassa, een ander deel (β) wordt humus. De rest ($1 - \alpha - \beta$) wordt verademd en gaat als koolzuur verloren. Het kleigehalte van de bodem bepaalt de waarden van α en β .

Het vrijkomen van N wordt afgeleid uit de afbraak van C. Als de gewasresten of mest onvoldoende N bevatten om te worden afgebroken, wordt minerale bodem-N geïmmobiliseerd. De afbraak wordt gereduceerd als te weinig minerale bodem-N beschikbaar is. Details van de stofstromen en afleiding van α en β worden beschreven door Bradbury et al. (1993). Wij gebruikten tijdens de calibratie en de scenariostudie een waarde van 0,34 voor ($\alpha + \beta$). Met de omzetting van koolstof is ook het gebruik van zuurstof bekend. Als de bodem waterverzadigd is, gaat het model uit van een nulde-orde kinetiek bij de reductie van nitraat tot zuurstof (Bradbury et al., 1993). Op die manier is denitrificatie afhankelijk gemaakt van temperatuureffecten via de koolstofhuishouding. Beneden 5 °C wordt denitrificatie uitgesloten, evenals op zand- en leemgrond tenzij de bodem voor meer dan, respectievelijk, 3 en 2 dagen waterverzadigd is. Op kleigrond neemt denitrificatie een aanvang na 1 dag waterverzadiging.

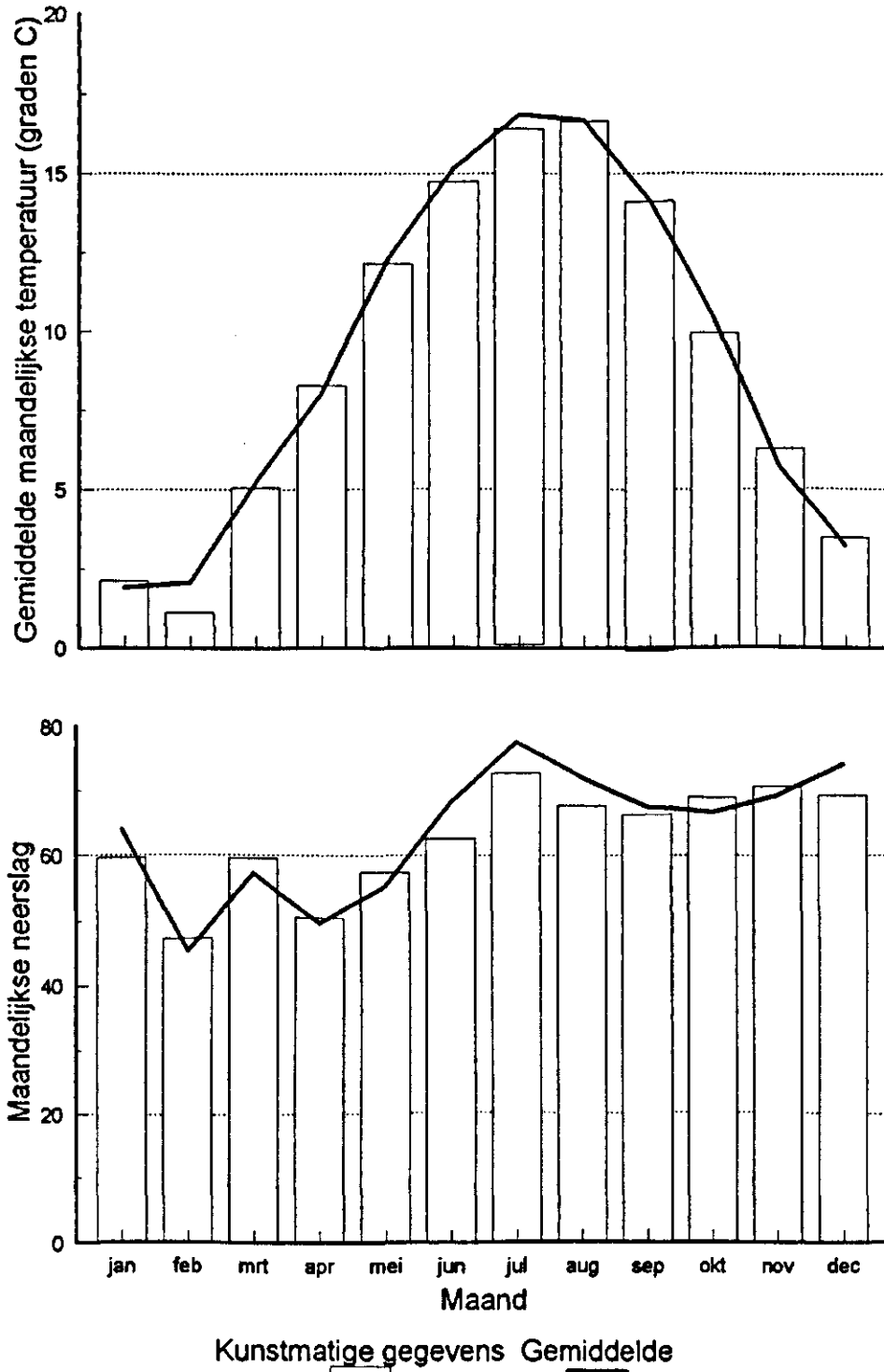
De dichtheid (D, kg per liter) van de bodem werd geschat op basis van het organische-C-gehalte (C, %) van de bodem volgens Whitmore et al. (1992):

$$D = 1,738 - 0,2717 \times (C)^{0,5} \quad (\text{met } r = -0,906, n = 36)$$

2.2.5 Weersgegevens

In de verkenningen kan noodzakelijkerwijs geen gebruik gemaakt worden van actuele weersgegevens voor zover deze verkenningen betrekking hebben op de periode na 1994.

Omdat geen enkel individueel jaar uit de periode 1954-1994 typerend voor die periode genoemd kan worden, is een kunstmatig jaar geconstrueerd dat de gemiddelde omstandigheden zo goed mogelijk benadert. In Fig. 1 worden neerslag, verdamping en temperatuur van dit kunstmatige jaar weergegeven. Deze werkwijze heeft tot gevolg dat in de voorstellingen voor de periode na 1994 jaarlijkse variatie ontbreekt.



Figuur 1. Gemiddelde maandelijkse neerslag en etmaaltemperatuur in Wageningen (1954-'94) en het daarop gebaseerde standaardweer voor de periode 1995-2005

2.3 Globale beschrijving van Wolf-model

Het model volgens Wolf et al. (1989) onderscheidt een labiele (LON) en een stabiele (SON) voorraad organische N in de bodem. Overeenkomstig Wolf et al. (1989) is verondersteld dat SON driemaal zo groot is als LON, dat de N die uit SON vrijkomt eerst in LON terecht komt om van daaruit te worden toegewezen aan gewasopname, verliezen of terugkeer in SON. Aangenomen wordt dat 15% van de N in LON jaarlijks in SON wordt omgezet. Dit betekent dat de mineralisatiesnelheid van SON in een evenwichtssituatie 20 keer lager is dan die van LON (nl. $3 \cdot 100 / 0.15$). De mineralisatiesnelheid wordt geschat op basis van de N-opname van een onbemest gewas en schattingen van neerslag en opname-efficiënties. N-inputs van organische mest, minerale meststoffen en neerslag worden volgens zogenaamde omzettingscoëfficiënten toegewezen aan gewasopname, verliezen of inbouw in LON.

2.4 Uitgangspunten bij de calibratiefase

Beide modellen zijn gecalibreerd met gegevens van proeven in Heino (Schröder, 1985a) en Maarheeze (Schröder, 1985b). Op beide locaties was sprake van esgronden met een dik humeus pakket van 80-100 cm. Aanvullende bodemgegevens vermeldt Tabel 1.

Tabel 1. Bodemvruchtbaarheidskenmerken bij aanvang van de proeven in Maarheeze en Heino

Locatie	Kleifractie (%)	pH-KCl	Org. stof (%)	Totaal-N (%)	Bewortelingsdiepte (cm)
Maarheeze	<5	5,2	2,9	0,11	40-80
Heino	<5	4,6	4,2	0,14	70-100

In de proef te Maarheeze werd tussen 1974 en 1982 jaarlijks 50, 100, 150, 200, 250 en 300 m³ runderdrijfmest per ha per jaar toegediend. In de proef te Heino werd tussen 1972 en 1982 jaarlijks, met uitzondering van 1975 en 1979, 0, 50, 100, 150, 200, 250 en 300 m³ runderdrijfmest per ha per jaar toegediend. Op ieder toedieningstijdstip werd het N-totaalgehalte en het organische-stof-gehalte bepaald. Tabel 2 vermeldt de gemiddelde samenstelling. Aangenomen werd dat de helft van de N-totaal in mest uit ammonium bestond en 45% van de organische stof uit C bestond. Omdat tijdig inwerken van mest niet die aandacht kreeg die tegenwoordig gebruikelijk en wettelijk verplicht is, werd aangenomen dat 30% van de ammonium vervluchtigde. In de proef te Heino waren binnen de behandelingen met 0, 100, 200 en 300 m³ mest per ha per jaar, kunstmest-N-trappen aangelegd van 0, 75, 150 en 225 kg per ha.

Tabel 2. Gemiddelde samenstelling van de dierlijke mest toegediend in de proeven in Maarheeze en Heino

Locatie	Droge stof (%)	Org. stof (%)	Totaal-N (%)
Maarheeze	11,4	8,5	0,51
Heino	9,4	6,9	0,50

Op beide locaties werd continu maïs verbouwd, waarbij naar schatting jaarlijks 3 kg N per ha in de vorm van zaaizaad werd aangevoerd en 810 kg C en 14 kg N per ha in de vorm van stoppels en wortels aan de bodem werd toegevoegd. In Heino werd de continue teelt van maïs onderbroken met een éénjarige grasteelt in 1975 en 1979. Deze grasteelt werd verondersteld 5000 kg C per ha aan de bouwvoor toe te voegen.

Veranderingen van de hoeveelheid C en N in de bodem werden gebaseerd op metingen in de bovenste 40 cm van het profiel in Maarheeze in 1975, 1978, 1979, 1981 en 1982 en metingen in de bovenste 40 cm van het profiel in Heino in 1975, 1980 en 1982. Daarbij werd aangenomen dat 58% van de organische stof uit C bestaat (Sommerfeldt et al., 1988). Voorts werd aangenomen dat de jaarlijkse depositie op beide locaties 49 kg N per ha bedroeg.

Periodieke analyses van de bodem van de proef in Maarheeze gaven aan dat de N-voorraad toenam naarmate meer dierlijke mest werd toegediend. Bij een jaarlijkse gift van circa 50 m³ rundveedrijfmest per ha, nam de N-voorraad in de bovenste 40 cm toe van 5349 kg per ha in 1975 tot 6393 kg per ha in 1982. Bij een jaarlijkse gift van 100 m³ per ha vond een toename plaats van 5615 kg per ha in 1975 tot 6363 kg per ha in 1982. In de proef in Heino nam de N-voorraad in de bovenste 40 cm toe van 7019 kg per ha in 1975 tot 7952 kg per ha in 1982 als jaarlijks circa 50 m³ rundveedrijfmest werd toegediend. Bij een jaarlijkse toediening van 100 m³ per ha steeg de voorraad van 7131 tot 8388 kg N per ha.

2.5 Uitgangspunten bij de scenariofase

De doorgerekende scenario's bestaan uit een bemestingsregiem op basis van historisch geschatte giften in het verleden ('historisch scenario'), een bemestingsregiem waarbij vanaf 1975 alleen kunstmest-N is gebruikt ('kunstmest-scenario') en een bemestingsregiem waarbij is aangenomen dat tot en met 1994 'historisch' bemest is en daarna alleen met kunstmest ('historisch /na 1995 kunstmest-scenario').

Met het Whitmore-model is een onderverdeling gemaakt tussen de mineralisatie die het gevolg is van het totaal van de mestgiften, inclusief van die in het desbetreffende jaar en de mineralisatie minus die tengevolge van de in het desbetreffende jaar gegeven dierlijke mest.

Met het Wolf-model is nog een scenario doorgerekend waarbij wordt aangenomen dat al vanaf 1975 niet meer P in de vorm van dierlijke mest is toegediend dan de gewasonttrekking ('onttrekkingsscenario'). Bij dat laatste scenario is voorts aangenomen dat de mest al in 1975 onmiddellijk werd ingewerkt. Tabel 3 geeft een overzicht van de doorgerekende scenario's. Vergelijking van de uitkomsten van het 'historisch scenario' en het 'kunstmest-scenario' geeft een beeld van het effect van het gebruik van dierlijke mest als zodanig. Vergelijking van de uitkomsten van het 'historisch scenario' en het 'onttrekkingsscenario' (alleen bij Wolf-model) geeft een beeld van het effect van *overmatig* gebruik van dierlijke mest.

Met voornoemde uitgangspunten is de N-mineralisatie gemodelleerd voor de periode 1975-2005. Daarbij moesten schattingen gedaan worden voor de grootte van de initiële N-voorraad, de dierlijke mestgift, het N- en P-gehalte in dierlijke mest, de N-bijdrage vanuit de neerslag en de kunstmestgift.

Tabel 3. Overzicht van de mineralisatie-scenario's die met het Whitmore-model en het Wolf-model zijn doorgerekend

Scenario	Variant	Model	
		Whitmore	Wolf
'Historisch'	inclusief mest-N in laatste jaar	x	
	exclusief mest-N in laatste jaar	x	x
'Kunstmest'		x	x
'Historisch/na 1995 kunstmest'		x	x
'Onttrekking'			x

2.5.1 Initiële N-voorraad

Uitgaande van een N-gehalte in de lagen 0-20 en 20-40 cm van, respectievelijk, 12 en 6 gram per kg grond en een volumegewicht van 1,40 kg per liter voor de laag 0-20 en van 1,35 kg per liter voor de laag 20-40 cm, bedroeg de initiële N-voorraad 5000 kg per ha (0-40 cm).

2.5.2 Dierlijke-mestgift

Bij de schatting van de dierlijke-mestgift is een onderscheid gemaakt tussen maïstelers die rundveedrijfmest gebruiken en maïstelers die varkensdrijfmest gebruiken. Eerstgenoemde groep is min of meer synoniem met graasdierhoudende maïstelers die ruim 60% van alle maïs verbouwen (Anonymus, 1993). Telers die varkensdrijfmest gebruiken zijn synoniem met hokdierhoudende maïstelers die circa 10% van de maïs verbouwen. De overige 30% van de maïs wordt geteeld op bedrijven waarvan niet bekend is welke mestsoort ze overwegend gebruiken.

Voor bedrijven met rundvee is de jaarlijkse mestgift op maïsland voor de periode 1975-1990 berekend op basis van de gemiddelde melkveebezetting in Gelderland, Brabant en Overijssel. Daarbij is aangenomen dat bij de mestproductie van een eenheid melkvee (24 m³ per jaar), de mestproductie van 0,25 kalf (<1 jaar oud, mestproductie 6 m³ per jaar) en 0,25 vaars (1-2 jaar oud, mestproductie 12 m³ per jaar) dient te worden opgeteld. Deze mest wordt geacht zodanig over grasland en maïsland te zijn verdeeld dat grasland jaarlijks niet meer dan 35 m³ per ha ontving en het maïsland de rest. Verder is aangenomen dat op het grasland eens in de vier jaar (namelijk voor herinzaai) een mestgift vergelijkbaar met die op maïsland plaatsvond. Volgens deze schatting steeg de mestgift op maïsland op rundveebedrijven tot circa 90 m³ per ha eind jaren zeventig om daarna, als gevolg van een dalende melkveebezetting een toenemend maïsareaal, te dalen tot circa 50 m³ per ha in 1990 (Tabel 4). Voor de periode 1991-2000 is aangenomen dat de mestgift afneemt naar een niveau overeenkomstig de fosfaatonttrekking om vervolgens na 2000 op dit niveau te blijven. Bij een fosfaatgehalte in de mest van 1,8 kg per m³ en een fosfaatonttrekking van 65 kg per ha, komt dit vanaf 2000 neer op een jaarlijkse gift van 36 m³ rundveedrijfmest per ha. Stikstof- en fosfaatgehalten in mest zijn gedurende de gehele periode 1975-2015 constant verondersteld. Met de op deze wijze berekende mestgiften wordt in geen van de jaren meer fosfaat aangevoerd dan op basis van wetgeving op enig moment was toegestaan.

Tabel 4. Uitgangspunten en schatting van de dierlijke-mestgift op maïsland bij rundveebedrijven tussen 1975 en 1990

	1975	1978	1981	1984	1987	1990
Melkvee (per ha) ¹	1,6	1,8	1,8	1,5	1,5	1,4
Mestproduktie (1000 m ³ per ha per jaar) ²	46	51	51	43	43	40
Areaal maïsland (ha) ³	61	95	13	131	158	163
Areaal grasland (ha) ³	732	686	664	662	639	625
Mestgift op maïsland (m ³ per ha per jaar)	79	92	89	61	59	50

¹ Gelderland, Brabant, Overijssel

² incl. jongvee

³ zandgebieden

Tabel 5. Uitgangspunten en schatting van de dierlijke-mestgift op maïsland bij varkensbedrijven tussen 1975 en 1990

	1975	1978	1981	1984	1987	1990
Varkensmestproduktie (mln kg)	12	13	15	16	19	20
Bemestingsnorm (kg P ₂ O ₅ per ha)	geen	geen	geen	geen	350	250
Mestgift op maïsland (m ³ per ha per jaar)	47	51	58	62	74	53

Voor bedrijven met overwegend varkensmest is de jaarlijkse mestgift op maïsland berekend op basis van de varkensmestproduktie. Aangenomen dat de bemestingsnorm die in 1987 voor maïsland werd ingesteld (t.w. 350 kg fosfaat per ha per jaar), geënt was op het toenmalige gebruik, is de berekende mestgift voor de periode 1975-1987 direct afgeleid uit de totale varkensmestproduktie (mestgift in jaar n = varkensmestproduktie in jaar n X mestgift in 1987 / varkensmestproduktie in 1987; Tabel 5). Voor de jaren na 1987 is verondersteld dat de mestgift op maïsland bij gebruik van varkenschrijfmest door de wettelijke maxima bepaald werd. Dit betekent dat de gift in 1990, 1993, 1994, 1995 en 1996 verlaagd werd naar respectievelijk 250, 200, 150, 110 en 90 kg fosfaat per ha per jaar. Voor de periode 1997-2000 is aangenomen dat de mestgift af zal nemen naar een niveau overeenkomstig de fosfaatonttrekking om na 2000 vervolgens op dit niveau te blijven. Bij een fosfaatgehalte in de mest van 3,7 kg per m³ (in 2000) en een fosfaatonttrekking door het gewas van 65 kg per ha, komt dit neer op een jaarlijkse gift van 18 m³ varkenschrijfmest per ha. Aangenomen is dat de N-P-verhouding bij varkenschrijfmest tot 2000 ruimer geworden is: tussen 1975 en 1990 door een geleidelijke stijging van het N-gehalte van 5,5 naar 6,3 kg N per m³, tussen 1990 en 2000 door een daling van het P-gehalte van 4,7 naar 3,7 kg per m³. Dat betekent dat de wetgeving de N-aanvoer minder snel heeft doen dalen dan de P-aanvoer. Tabel 6 geeft een samenvatting van de geschatte mestgiften voor beide bedrijfstypen en de daarmee uitgebrachte hoeveelheden N en P. Bijlage 1 geeft een volledig overzicht van de geschatte samenstelling en giften van de dierlijke mest en kunstmest-N door de jaren heen in het 'historisch scenario'.

Tabel 6. Geschatte mestgift op maïsland (m^3 per ha) en de daarmee verbonden N- en P_2O_5 -toediening (kg per ha) op melkveebedrijven en mestvarkenbedrijven

Jaar	Bedrijfstype					
	Melkvee			Varkens		
	Mestgift	N	P_2O_5	Mestgift	N	P_2O_5
1975	79	348	192	44	259	221
1978	92	405	166	51	281	240
1981	89	392	160	58	319	273
1984	61	268	110	62	360	291
1987	59	260	106	79	444	250
1990	50	220	90	53	335	250
1993	46	202	83	46	286	204
1996	42	183	76	22	139	103
1999	37	165	67	24	149	90
2002	36	158	65	18	111	65
2005	36	158	65	18	111	65

2.5.3 Neerslag

De jaarlijkse N-depositie is op 49 kg per ha gesteld (Stouthart & Leferink, 1992). Circa 60% van de depositie vindt plaats tussen maart en augustus (Asman, 1992). Daarom is uitgegaan van een geringer gewasbenuttingspercentage dan bij kunstmest-N.

2.5.4 Kunstmest-N

Aangenomen is dat bij het vaststellen van de kunstmestgift gaandeweg meer rekening gehouden is met de bijdrage vanuit dierlijke mest. Daartoe werd aangenomen dat de door maïstelers gehanteerde N-werking van mest tussen 1975 en 1990 geleidelijk opliep van 0 tot 2,5 kg N per m^2 . Bij gebruik van alleen kunstmest werd jaarlijks 250 kg N per ha toegediend.

3. Resultaten

3.1 Calibratie van Whitmore-model

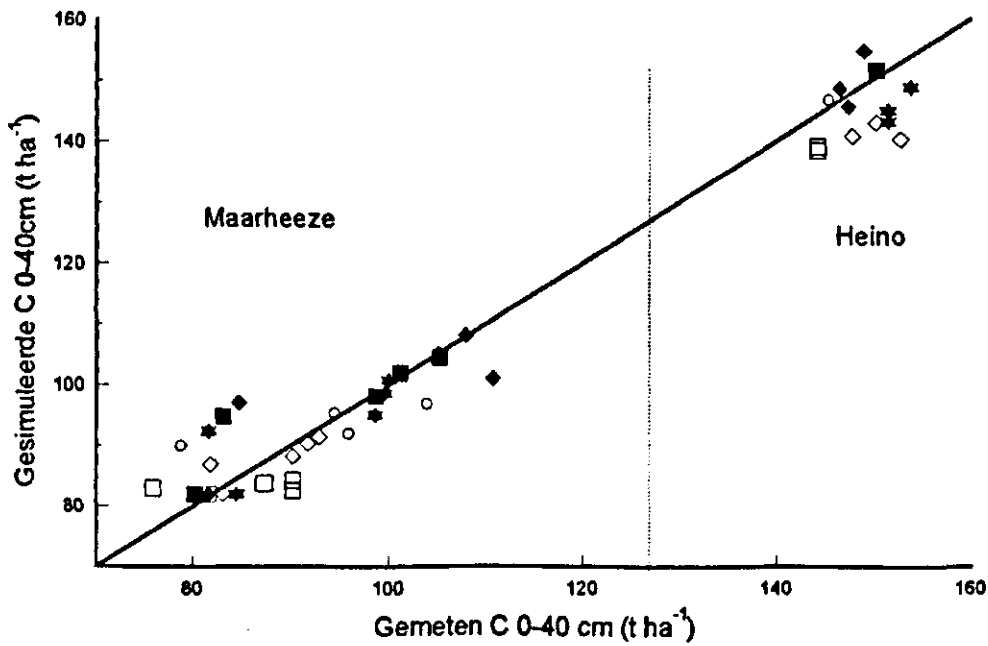
Met het model bleken veranderingen van de hoeveelheid organische C in de bodem op beide proefvelden goed te simuleren (Fig. 2). Dit is met name het geval voor de proef in Maarheeze. Dat dit voor de proef in Heino minder het geval is moet wellicht worden toegeschreven aan de aanvankelijk lage pH. Hoewel de pH steeg in de loop van het experiment als gevolg van bekalking en het gebruik van mest als zodanig, bedroeg de pH aanvankelijk slechts 4,0. Jenkinson (1977) geeft aan dat de afbraak dan met 85-90% geremd kan worden. Een en ander heeft tot gevolg dat het model de afbraaksnelheid voor de Heino-proef overschat. Ook de hoeveelheid organische N werd door het model zonder systematisch afwijking ten opzichte van de waargenomen waarden gesimuleerd. Wel was de spreiding groter dan bij de simulatie van C (Fig. 3).

De gesimuleerde vastlegging van C bedroeg gemiddeld 24,9% van de met mest toegediende hoeveelheid. Dit komt nauw overeen met retenties van 25% en 23,4% in proeven met dierlijke mest van, respectievelijk Chater & Gasser (1970) en Liang & Mackenzie (1992) en retenties tussen 25 en 33% als vermeld door Konova (1966).

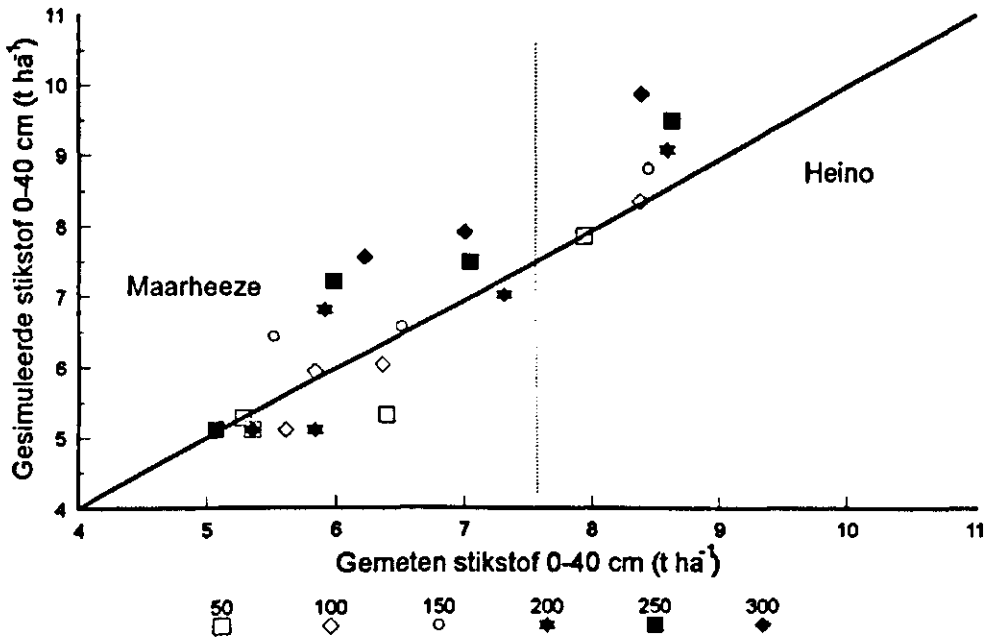
Het model slaagde er niet in om de hoeveelheid minerale bodem-N goed te simuleren. Dit houdt wellicht verband met het feit dat metingen dikwijls kort na de toediening van mest plaatsvonden. Al eerder (Whitmore, 1995) is aangegeven dat modellen niet geacht mogen worden om minerale N vlak na toediening van meststoffen goed te simuleren. Relevanter is het vermogen van een model om veranderingen op langere termijn goed na te bootsen. De uitspoelingsdata van de proef in Maarheeze (Schröder, 1985b) vormen de resultante van diverse processen als bemesting, mineralisatie, gewasopname en het achterlaten van gewasresten. In Figuur 4 wordt de gemeten uitspoeling met gesimuleerde waarden vergeleken. De modeluitkomsten vertonen geen systematische afwijking ten opzichte van de waarnemingen. Wel is de variatie groot, evenals bij de vergelijking van de gesimuleerde en gemeten hoeveelheid organische N. De resultaten weergegeven in Figuren 2, 3 en 4 geven desalniettemin voldoende vertrouwen om het model voor nadere verkenningen te gebruiken.

3.2 Calibratie van Wolf-model

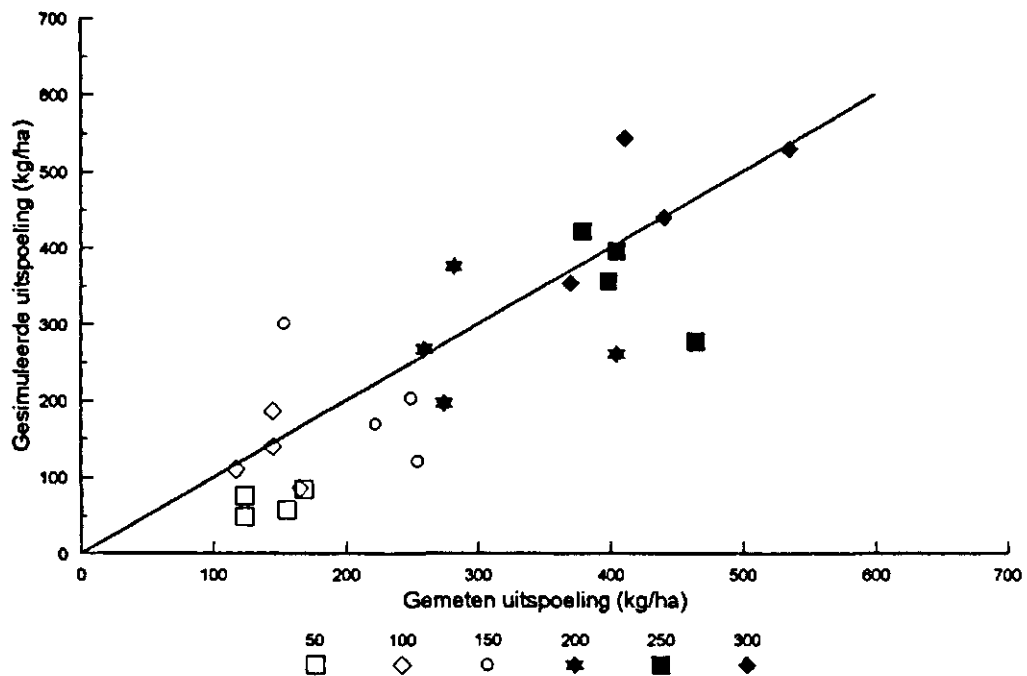
In de proef te Maarheeze ontbrak een onbemest gewas. Om de mineralisatiesnelheid te schatten is verondersteld dat de N-opname van een onbemest gewas 90 kg per ha zou hebben bedragen, een gebruikelijke N-opname voor onbemeste maïs in proeven op zandgrond (Schröder & Ten Holte, 1992). Om de gemeten ophoping van N in de bodem juist te simuleren moest worden aangenomen dat de jaarlijkse N-depositie 100 kg per ha bedraagt en dat 30% hiervan door het gewas wordt opgenomen. Een dergelijke N-depositie ligt twee keer hoger dan de schatting voor Oost-Nederland (Stouthart & Leferink, 1992). Zonder deze



Figuur 2. Gemeten en gesimuleerde hoeveelheid organische koolstof (kg per ha, 0-40 cm) in (links) Maarheeze tussen 1975 en 1982 en in (rechts) Heino tussen 1975 en 1981 in relatie tot de jaarlijkse toediening van 50 (□), 100 (◇), 150 (○), 200 (★), 250 (■) en 300 (◆) m³ rundveedrijfmest per ha per jaar; verticale lijn scheidt de data van beide locaties



Figuur 3. Gemeten en gesimuleerde hoeveelheid organische stikstof (kg per ha, 0-40 cm) in (a) Maarheeze tussen 1975 en 1982 en in (b) Heino tussen 1975 en 1981 in relatie tot de jaarlijkse toediening van 50 (□), 100 (◇), 150 (○), 200 (★), 250 (■) en 300 (◆) m³ rundveedrijfmest per ha per jaar; verticale lijn scheidt de data van beide locaties



Figuur 4. Vergelijking van gesimuleerde en waargenomen stikstofuitspoeling (kg N per ha) in Maarheeze bij jaarlijkse toediening van 50 (□), 100 (◇), 150 (○), 200 (★), 250 (■) en 300 (◆) m³ rundveedrijfmest per ha tussen 1976 en 1982

veronderstelling, echter, zou òf de N-opname van een onbemest gewas aanmerkelijk lager moeten zijn dan doorgaans wordt gemeten, òf een groter deel van de depositie door het gewas benut moeten kunnen worden (hetgeen zich slecht verdraagt met het feit dat slechts 60% van de depositie tussen maart en augustus plaatsvindt (Asman, 1992)), òf een zodanig hoge mineralisatiesnelheid berekend worden dat de in de proef gemeten N-ophoping bij mestgiften van 50-100 m³ per ha, niet gerealiseerd had kunnen worden. Voorts werd aangenomen dat van de N die uit LON vrijkomt 50% door het gewas wordt opgenomen. De gekozen parameterwaarden resulteerden in relatieve mineralisatiesnelheden voor LON en SON van, respectievelijk, circa 0,057 en 0,0029 per jaar. Dat betekent dat van de voorraad organisch gebonden N (LON+SON) jaarlijks circa 1,6% vrijkomt.

De parameters van het model werden zodanig ingesteld dat de gesimuleerde wijziging van de N-voorraad in de bodem vooral redelijk overeenstemde met de gemeten wijziging bij giften van 50 m³ per ha. Dit had onvermijdelijk tot gevolg dat de gemeten ophoping bij hogere giften aanmerkelijk lager was dan de gesimuleerde ophoping. Mogelijk valt dit toe te schrijven aan het feit dat hogere giften voor een belangrijk deel al in de winter werden gegeven waardoor ze aan sterkere verliezen blootstonden. Verder werd aangenomen dat de benutting van kunstmest-N 45% bedroeg (Schröder & Ten Holte, 1992) en dat niet meer dan 200 kg N per ha door het gewas werd opgenomen. Als het model meer dan 200 kg N per ha aan gewasopname toeweest, werd het meerdere als extra verlies ingeboekt. Tabel 7 geeft een overzicht van de parameterwaarden bij calibratie op de gegevens van de proef in Maarheeze. In Tabel 8 vindt een vergelijking plaats van de gemeten en de gesimuleerde N-ophoping in de bodem, de N-opname door het gewas en de som van alle N-verliezen.

Tabel 7. Omzettingcoëfficiënten voor kunstmest-N (FERTN), dierlijke mest-N (ORGN), neerslag-N (NRAIN), labiele organische bodem-N (LON) en stabiele organische bodem-N (SON) naar N-opname (CROPN), verliezen (LOSTN), LON en SON voor de proef in Maarheeze (1976-1982)

Input	Sink			
	CROPN	LOSTN	LON	SON
FERTN	0,45	0,50	0,05	-
ORGN	0,15	0,35	0,50	-
NRAIN	0,30	0,65	0,05	-
LON	0,50	0,35	-	0,15
SON	-	-	1,00	-

Tabel 8. Gemeten en gesimuleerde N-ophoping, N-opname en N-verliezen na jaarlijkse toediening van rundveedrijfmest gedurende 7 jaar in Maarheeze (1976-1982).

Mestgift (m ³ /ha)	Kunstmest-N (kg/ha)	Neerslag-N (kg/ha)	N-ophoping (kg/ha)		N-opname ¹ (kg/ha)		N-verlies (kg/ha)	
			gemet.	gesim.	gemet.	gesim.	gemet. ²	gesim. ³
50	90 ¹	100	6393	5783	137	136	145	212
100	0	100	6363	6726	159	157	150	274
150	0	100	6520	7359	177	196	230	398
200	0	100	7330	8375	199	200	316	542

¹ tot en met 1979

² het gemeten verlies heeft slechts betrekking op de gemiddelde uitspoeling die gedurende de periode 1977-1981 werd gemeten

³ gemiddeld over de periode 1976-1982

De mineralisatiesnelheid voor de proef in Heino werd geschat op basis van de N-opname van onbemeste maïs die gemiddeld over de periode 1976-1982 124 kg N per ha bedroeg. Het leek minder correct om de mineralisatiesnelheid alleen op de resultaten van 1976 te baseren omdat in dat jaar als gevolg van een droge winter veel N uit het vorige jaar werd overgedragen en de mineralisatiesnelheid bovendien hoog zal zijn geweest vanwege de hoge temperatuur. De N-depositie is gelijkgesteld aan die in de proef in Maarheeze, evenals de omzettingcoëfficiënten voor kunstmest en depositie. De mineralisatiesnelheden voor LON en SON zijn vervolgens gelijk gesteld aan die in Maarheeze. Om gewasopname en wijzigingen in de N-voorraad in de bodem juist te simuleren, bleek het bij de Heino-proef noodzakelijk om een groter deel van de N-aanvoer met organische mest aan LON toe te wijzen en een groter deel van de uit LON te mineraliseren N aan gewasopname. In beide gevallen is dit volledig in mindering gebracht op de toewijzing aan verliezen (Tabel 9). In Tabel 10 wordt een vergelijking gemaakt tussen de gesimuleerde en gemeten N-ophoping en N-opname door het gewas en wordt de gesimuleerde som van alle verliezen weergegeven. Bij jaarlijkse giften tot 100 m³ per ha kwamen meting en simulatie redelijk overeen, maar bij hogere giften werd meer N-ophoping in de bodem gesimuleerd dan gemeten, evenals in Maarheeze (Fig. 5). Ook in Heino kan dit wellicht worden toegeschreven aan het feit dat hoge giften al in de winter werden uitgereden en daardoor aan sterkere verliezen blootstonden.

Tabel 9. Omzettingscoëfficiënten voor kunstmest-N (FERTN), dierlijke mest-N (ORGN), neerslag-N (NRAIN), labiele organische bodem-N (LON) en stabiele organische bodem-N (SON) naar N-opname (CROPN), verliezen (LOSTN), LON en SON voor de proef in Heino (1976-1982)

Input	Sink			
	CROPN	LOSTN	LON	SON
FERTN	0,45	0,50	0,05	-
ORGN	0,15	0,20	0,65	-
NRAIN	0,30	0,65	0,05	-
LON	0,75	0,10	-	0,15
SON	-	-	1,00	-

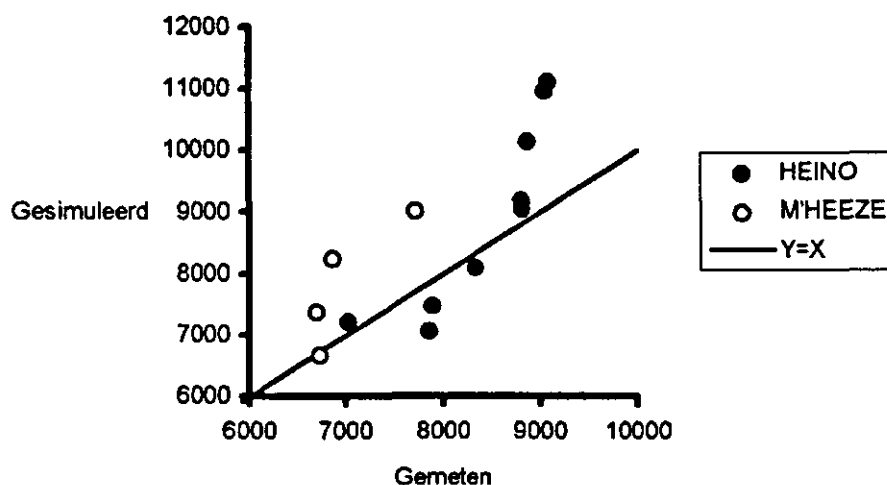
Tabel 10. Gemeten en gesimuleerde N-ophoping, N-opname en N-verliezen na jaarlijkse toediening van rundveedrijfmest gedurende 2 periodes van elk 3 jaar in Heino¹ (1976-1982).

Mestgift (m ³ /ha)	Kunstmest-N (kg/ha)	Neerslag-N (kg/ha)	N-ophoping (kg/ha)		N-opname ² (kg/ha)		N-verlies (kg/ha)	
			gemet.	gesim.	gemet.	gesim.	gemet.	gesim. ³
0	0	100	7494	6555	124	100	-	79
0	75	100	6705	6575	158	134	-	116
0	225	100	7506	6614	186	203	-	192
50	100 ²	100	7952	7439	165	174	-	154
100	0	100	8388	8410	182	204	-	184
100	75	100	8388	8429	198	220	-	240
150	0	100	8443	9428	212	220	-	276
200	0	100	8597	9645	223	221	-	360
200	75	100	8608	9665	230	225	-	428

¹ tussen de 1e en 2e driejarige periode werd gras verbouwd met een veronderstelde N-toevoer van 150 kg per ha

² tot en met 1978

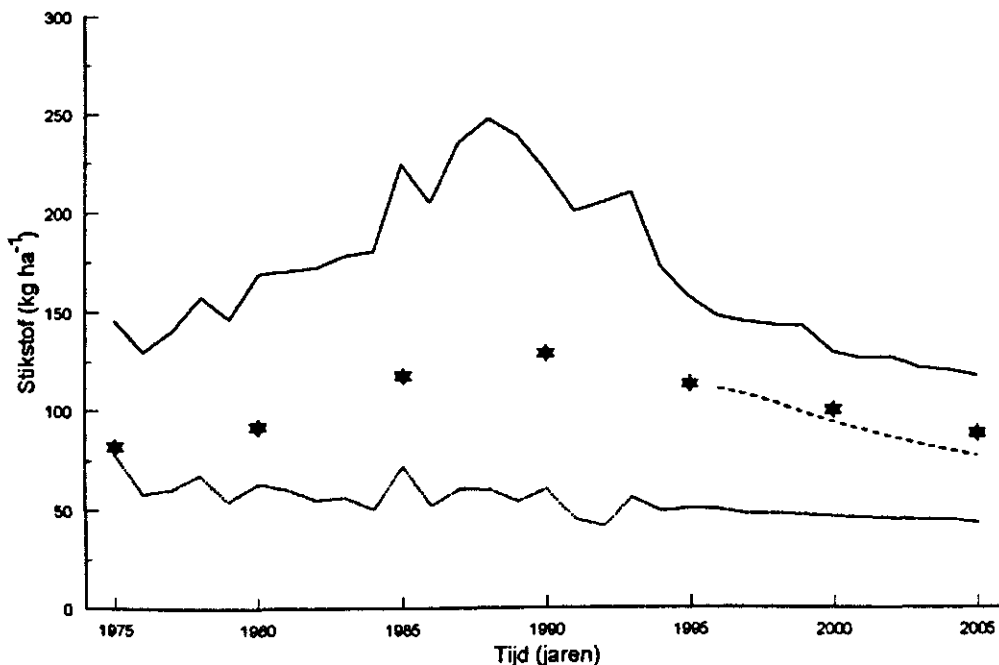
³ gemiddeld over de periode 1976-1982 (m.u.v. het grasjaar)



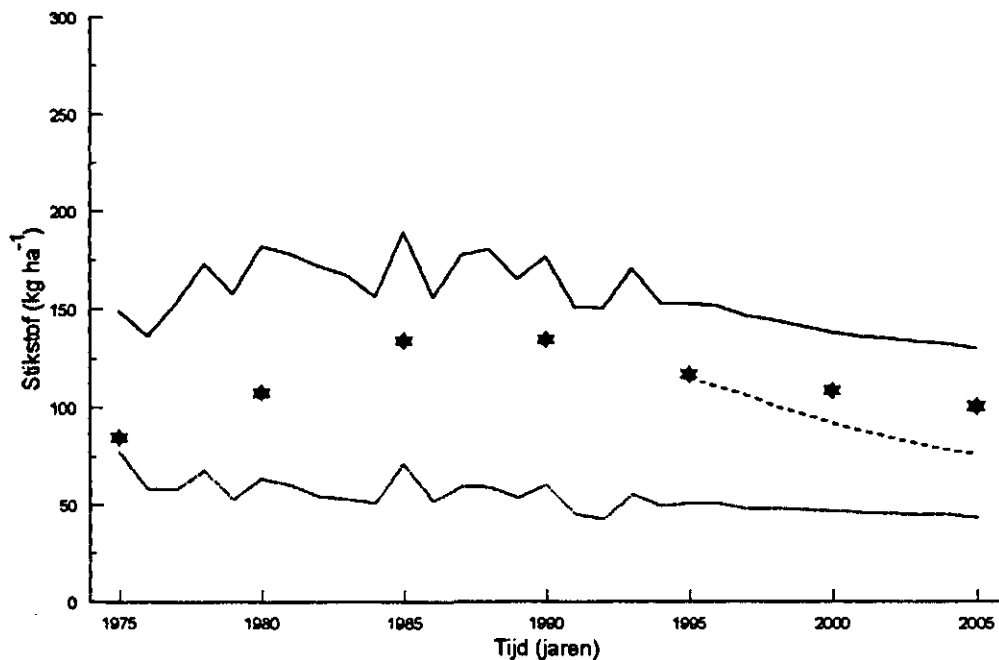
Figuur 5. Gemeten en gesimuleerde hoeveelheid organische stikstof (kg per ha, 0-40 cm)

3.3 Scenarioverkenning met Whitmore-model

Figuur 6 geeft een beeld van de mineralisatie van een bodem die jaarlijks varkensdrijfmest ontvangt. In Figuur 7 gebeurt dit voor rundveedrijfmest. In beide grafieken zijn vier trends weergegeven. In de eerste plaats de netto-mineralisatie (dat wil zeggen mineralisatie minus immobilisatie) van alle organische-stof-bronnen in de bodem (inclusief die vanuit de dierlijke mest die in desbetreffende jaar is toegediend) volgens het geschatte historische gebruik. Ten tweede, de netto-mineralisatie van een bodem waarvoor verondersteld wordt dat de maïs alleen kunstmest-N ontvangen heeft en ontvangen zal (en wel 250 kg N per ha per jaar). In de derde plaats is de netto-mineralisatie weergegeven (met stappen van 5 jaar) van alle organische-stof-bronnen in de bodem met uitzondering van de dierlijke mest die in het desbetreffende jaar is toegediend. Tenslotte is de geschatte daling van de netto-mineralisatie weergegeven die op zou treden als vanaf 1995 geen dierlijke mest meer zou worden toegediend en alleen nog kunstmest-N (en wel 250 kg N per ha per jaar). Het verschil tussen het 'historisch scenario' (exclusief de mineralisatie vanuit de laatste mestgift) en het 'kunstmest-scenario' geeft de toename weer van de mineralisatie als gevolg van het historische gebruik van dierlijke mest. Uit Figuren 6 en 7 blijkt dat deze achtergrondmineralisatie toenam naarmate de totale hoeveelheid toegediende dierlijke mest tussen 1975 en de vroege negentiger jaren toenam. Deze extra mineralisatie bedraagt thans (1995) ongeveer 70 en 75 kg N per ha per jaar voor gronden die, respectievelijk, varkensdrijfmest en rundveedrijfmest ontvingen. Deze mineralisatie blijkt vele jaren aan te houden omdat het organische-stof-gehalte op een hoger niveau gebracht is vergeleken met een bodem die alleen kunstmest-N heeft ontvangen.



Figuur 6. De jaarlijkse netto-mineralisatie (kg per ha, 0-40 cm) van een zandgrond bij jaarlijkse toediening van varkensdrijfmest volgens historisch gebruik, gebruik van alleen kunstmest-N, historisch gebruik inclusief het gebruik in het onderhavige jaar en historisch gebruik tot 1995 en daarna alleen gebruik van kunstmest-N (Whitmore-model)



Figuur 7. De jaarlijkse netto-mineralisatie (kg per ha, 0-40 cm) van een zandgrond bij jaarlijkse toediening van rundveedrijfmest volgens historisch gebruik, gebruik van alleen kunstmest-N, historisch gebruik inclusief het gebruik in het onderhavige jaar en historisch gebruik tot 1995 en daarna alleen gebruik van kunstmest-N (Whitmore-model)

Tegen het jaar 2005 bedraagt deze extra mineralisatie nog altijd 45 kg N per ha per jaar voor bedrijven die met varkensdrijfmest bemestten en 55-60 kg N per ha voor bedrijven die met rundveedrijfmest bemestten. Ondanks het feit dat varkensdrijfmestgiften tussen 1975 en 1993 hoger waren dan rundveedrijfmestgiften en varkensdrijfmest meer N bevat dan rundveedrijfmest, is de mineralisatie op maïsland dat met varkensdrijfmest bemest werd iets lager dan die op maïsland bemest met rundveedrijfmest. Dit heeft te maken met de afbreekbaarheid. Kolenbrander (1981) gaf aan dat de fractie slecht afbreekbare organische stof in rundveedrijfmest groter is dan in varkensdrijfmest. Als gevolg van deze resistentie hoopt een groter deel van de organische N in rundveedrijfmest op en vanwege deze grotere opbouw wordt de uiteindelijke bijdrage aan de mineralisatie relatief belangrijk. Als vanaf 1995 geheel geen dierlijke mest meer zou worden toegediend, zou de extra mineralisatie als gevolg van het historische gebruik van dierlijke mest iets sneller afnemen. Bij gebruik van varkensdrijfmest zou de extra mineralisatie ten opzichte van het kunstmestscenario in 2005 25 kg N per ha per jaar bedragen, bij gebruik van rundveedrijfmest zou dit 30 kg N per ha zijn. Bij die orde van grootte zou het overigens lastig zijn om het effect van historisch gebruik van mest te onderscheiden van de jaarlijkse variatie in mineralisatie; zo veroorzaakte het weer gedurende de periode 1975-1995 een variatie van meer dan 30 kg N per ha binnen het kunstmestscenario.

3.4 Scenarioverkenning met Wolf-model

Bij het doorrekenen van de scenario's is gerekend met omzettingcoëfficiënten als vermeld in Tabel 11. Voor zover de parameterwaarden tussen Maarheeze en Heino verschilden, is het gemiddelde van beide locaties gehanteerd. Voorts werd uitgegaan van een mineralisatie-

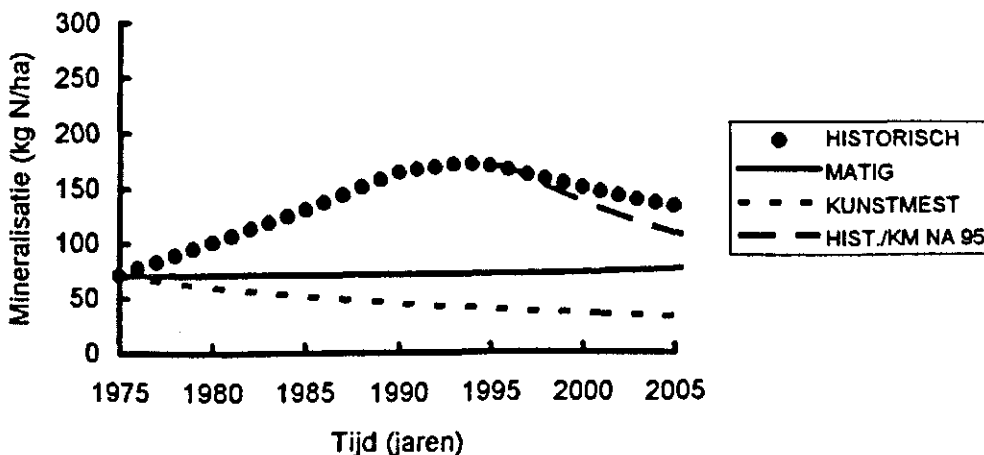
snelheid van 0,057 voor LON en 0,0029 voor SON en een verhouding tussen SON en LON van 3:1. De omzettingcoëfficiënten tussen dierlijke mest en gewas werden tussen 1984 en 1985 geleidelijk verhoogd (ten koste van de gesommeerde verliezen) vanwege de toenemende aandacht voor het snel inwerken van dierlijke mest.

Toediening van drijfmest heeft volgens de verkenningen zowel op rundvee- als varkensbedrijven tot ophoping van N in de bodem geleid. Op rundvee- en varkensbedrijven ligt de mineralisatie thans (1995), respectievelijk, 105 en 130 kg per ha hoger dan wanneer vanaf 1975 alleen met kunstmest was bemest. In 2005 bedraagt deze extra mineralisatie nog altijd, respectievelijk, 100 en 105 kg N per ha. Als de betrokken percelen vanaf 1995 alleen nog met kunstmest-N bemest zouden worden ('historisch/na 1995 kunstmest'), bedraagt de geschatte extra mineralisatie in 2005 60 en 80 kg N per ha op, respectievelijk rundvee- en varkensbedrijven (Fig. 8 en 9).

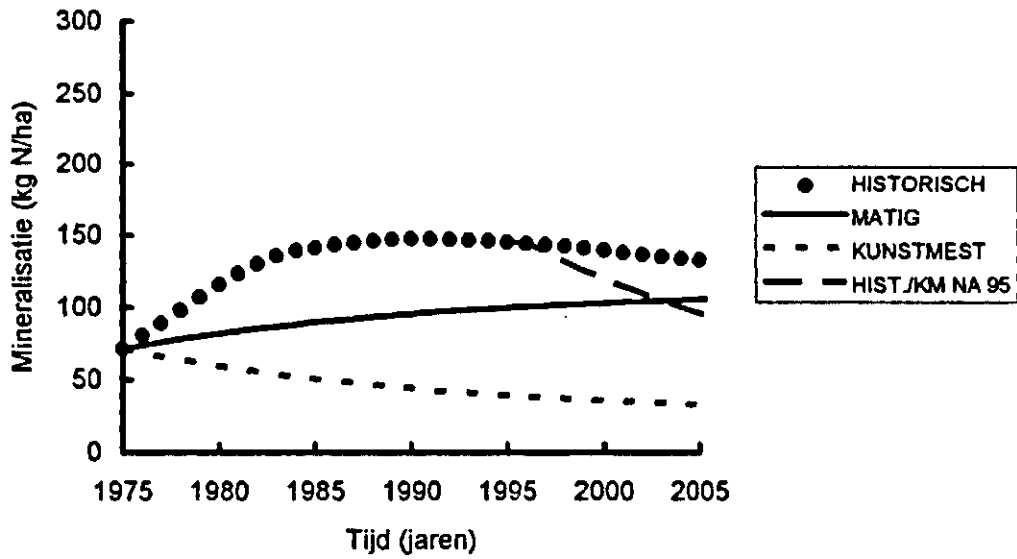
Tabel 11. Omzettingcoëfficiënten voor kunstmest-N (FERTN), dierlijke mest-N (ORGN), neerslag-N (NRAIN), labiele organische bodem-N (LON) en stabiele organische bodem-N (SON) naar N-opname (CROPN), verliezen (LOSTN), LON en SON zoals gebruikt bij de verkenningen

Input	Sink			
	CROPN	LOSTN	LON	SON
FERTN	0,45	0,50	0,05	-
ORGN	0,15-0,25 ¹	0,275-0,175 ¹	0,575	-
NRAIN	0,30	0,65	0,05	-
LON	0,625	0,225	-	0,15
SON	-	-	1,00	-

¹ stijging van benutting/daling van verlies als gevolg van sneller inwerken gedurende periode 1984-1988



Figuur 8. De jaarlijkse netto-mineralisatie (kg per ha, 0-40 cm) van een zandgrond bij jaarlijkse toediening van varkensdrijfmest volgens historisch gebruik, gebruik van alleen kunstmest-N, historisch gebruik tot 1995 en daarna alleen gebruik van kunstmest-N en volgens bemesting op basis van de P-onttrekking vanaf 1975 (Wolf-model)



Figuur 9. De jaarlijkse netto-mineralisatie (kg per ha, 0-40 cm) van een zandgrond bij jaarlijkse toediening van rundveedrijfmest volgens historisch gebruik, gebruik van alleen kunstmest-N, historisch gebruik tot 1995 en daarna alleen gebruik van kunstmest-N en volgens bemesting op basis van de P-onttrekking vanaf 1975 (Wolf-model)

4. Discussie

Met een tweetal, sterk in complexiteit verschillende, modellen zijn schattingen gemaakt van het mineraliserend vermogen van maïspcelen. Omdat er geen gegevens bestaan over de mestgiften die in de laatste 20 jaren op maïsland zijn toegediend, moesten hiervan schattingen worden gemaakt.

Beide modellen werden gecalibreerd op een tweetal meerjarige maïsproeven. Het complexe model van Whitmore bleek redelijk in staat om de gemeten N-ophoping in de bodem te simuleren. Het eenvoudige model van Wolf slaagde hierin alleen als aangenomen werd dat de depositie binnen de beide proefvelden aanmerkelijk groter was dan de gebruikelijke gemiddelde waarde voor Oost-Nederland. Wellicht is dit mede een gevolg van het feit dat het Wolf-model maar twee N-pools onderscheidt, terwijl er feitelijk veel meer soorten organische stof bestaan met elk een eigen afbraakpatroon en een deel van de organische inputs inderdaad een hoge mineralisatiesnelheid heeft.

De beide modellen stemden redelijk overeen in de geschatte mineralisatie van percelen die geacht werden tussen 1975 en 1995 slechts met kunstmest-N te zijn bemest. In die situatie daalt de geschatte mineralisatie van 40-50 kg in 1995 naar 35-45 kg N per ha in 2005.

Het historisch gebruik van dierlijke mest leidt volgens beide modellen tot een sterke toename van de mineralisatie. Als gevolg van de mestwetgeving neemt dit effect af in de loop van de tijd. Tot in het laatste jaar van de verkenning (2005), echter, weerspiegelt de extra mineralisatie het overmatig gebruik van dierlijke mest in de voorgaande jaren. Volgens het model van Whitmore bedraagt de extra mineralisatie op maïspcelen op dit moment (1995) 70-75 kg N per ha op, respectievelijk, varkenshouderij- en rundveehouderijbedrijven. Het model van Wolf schat de extra mineralisatie voor genoemde bedrijfstypen op, respectievelijk, 130 en 105 kg N per ha. Ook in 2005 wordt met het model van Whitmore een geringere mineralisatie berekend dan met het model van Wolf. Beide modellen geven aan dat de extra mineralisatie tengevolge van het gebruik van mest iets sneller terugloopt als vanaf 1995 alleen nog kunstmest-N gebruikt zou worden. In dat geval ligt de extra mineralisatie in 2005 20-40 kg N per ha lager dan bij een voortgezet gebruik van mest het geval zou zijn (Tabel 12).

In het model van Whitmore wordt expliciet rekening gehouden met de aard van de gebruikte mest. Dit betekent dat de grotere afbraaksnelheid van varkensdrijfmest ten opzichte van die van rundveedrijfmest, wordt verrekend. Dit heeft tot gevolg dat de extra mineralisatie op het maïsland van varkenshouderijbedrijven, ondanks de hogere N-aanvoer, minder is dan die van rundveehouderijbedrijven. In de berekeningen met het model van Wolf wordt geen onderscheid gemaakt tussen beide mestsoorten. De hogere N-aanvoer bij gebruik van varkensdrijfmest leiden in dat geval daarom tot een grotere berekende nawerking.

Het huidige bemestingsadvies voor snijmaïs (Noij & Schröder, 1992) maakt een onderscheid van 25 kg N per ha tussen bedrijven met een regelmatig gebruik van dierlijke mest (gekoppeld aan continueelt) en bedrijven die niet regelmatig dierlijke mest gebruiken (gekoppeld aan vruchtwisseling). Dit verschil lijkt op het eerste gezicht geringer dan de met beide modellen gevonden verschillen tussen het 'historische scenario' en het 'kunstmest-scenario'.

Daarbij moet echter worden aangetekend dat in het advies terecht alleen rekening wordt gehouden met de mineralisatie voorzover die plaatvindt binnen de periode die voor N-opname relevant is. Voorts ligt het in het advies aangebrachte onderscheid tussen bedrijfstypen minder uitgesproken dan het verschil tussen de doorgerekende scenario's. De modeluitkomsten moeten met name gezien worden als een schatting van de grootte-orde van processen en niet als hulpmiddel voor een extra verfijning van het huidige bemestingsadvies. Daarvoor zijn de verschillen tussen percelen en jaren te groot. Vanuit dat perspectief blijft er dan ook behoefte bestaan aan een goede schattingsmethode voor het mineraliserend vermogen van individuele percelen.

De uitkomsten van de modelverkenningen rechtvaardigen blijvende aandacht voor de langetermijneffecten van een restrictieve bemesting. Proeven waarop het N-bemestingsadvies van snijmaïs zijn gebaseerd, hebben voor een deel plaatsgevonden op percelen die voordien 'volgens praktijk' bemest zijn geweest. De betrokken maïsgewassen kunnen daarom geprofiteerd hebben van de nawerking van eerder toegediende dierlijke mest. Dat betekent dat de economisch optimale N-gift in de toekomst kan stijgen. In beginsel hoeft zo'n verhoging niet te leiden tot een toename van de emissie. Immers, de emissies die aan de huidige optimale N-gift verbonden zijn, zijn voor een deel eveneens een direct gevolg van de nawerking van eerder toegediende dierlijke mest.

Tabel 12. De geschatte extra mineralisatie bij een voortgezet gebruik van dierlijke mest ('historisch scenario') en bij een overgang naar het gebruik van alleen kunstmest-N ('historisch/na 1995 kunstmest') ten opzichte van de mineralisatie op maïsland dat sinds 1975 alleen kunstmest-N ontving ('kunstmest-scenario').

Scenario	Jaar	Model en bedrijfstype			
		Whitmore, varkens	Whitmore, rundvee	Wolf, varkens	Wolf, rundvee
'Historisch'	1995	70	75	130	105
'Historisch'	2005	45	60	105	100
'Historisch/na 1995 kunstmest'	2005	25	30	80	65

5. Dankzegging

Beide auteurs zijn het Financieringsoverleg Mest- en Ammoniakonderzoek (FOMA) erkentelijk voor de 50% medefinanciering van project 3.43.

6. Referenties

- Addiscott, T.M. (1977) A simple computer model for leaching in structured soil. *Journal of Soil Science* 28, 554-563.
- Addiscott, T.M. & A.P. Whitmore (1987) Computer simulation of changes in soil mineral nitrogen and crop nitrogen during autumn, winter and spring. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 109, 141-157.
- Addiscott, T. M., V.H. Thomas & M.A. Janjua (1983) Measurement and simulation of anion diffusion in natural soil aggregates and clods. *Journal of Soil Science* 34, 709-721
- Anonymus (1993) Meerjarenvisie Maïs en Overige Voedergewassen 1995-1998. Nederlands Graan Centrum, Werkgroep Maïs en Overige Voedergewassen, NGC, Wageningen, 21 pp.
- Asman, W.A.H. (1992) Ammonia emission in Europe: updated emission and emission variations. RIVM-report no. 228471008, RIVM, Bilthoven, 88 pp.
- Bradbury, N J, A.P. Whitmore, P.B.S. Hart & D.S. Jenkinson (1993) Modelling the fate of nitrogen in crop and soil in the years following application of ^{15}N -labelled fertilizer to winter wheat. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 121, 363-379.
- Chater, M. & J.K.R. Gasser (1970) Effect of green manuring, farmyard manure and straw on the organic matter of soil and of green manuring on available nitrogen. *Journal of Soil Science* 21, 127-137.
- Diepen, C.A. van, C. Rappoldt, J. Wolf & H. van Keulen (1988) CWFS Crop growth simulation model WOFOST Documentation version 4.1. Centre for World Food Studies, c/o AB-DLO, Wageningen, 299 pp.
- Dilz, K., J. Postmus & W.H. Prins (1990) Residual effect of long-term application of farmyard manure to silage maize. *Fertilizer Research* 26, 249-252.
- Gerwitz, A. & E.R. Page (1974) An empirical mathematical model to describe plant root systems. *Journal of Applied Ecology* 11, 773-781.
- Green, C.F. & L.V. Vaidyanathan (1986) A reappraisal of biomass accumulation by temperate cereal crops. *Speculations in Science and Technology* 9, 193-212.
- Jenkinson, D.S. (1977) Studies on the decomposition of plant material in soil, V; the effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from C^{14} -labelled rye grass decomposing under field conditions. *Journal of Soil Science*, 28, 424-434.
- Keulen, H. van & N.G. Seligman (1987) Simulation of water use, nitrogen nutrition and growth of a spring wheat crop. Pudoc, Wageningen, 310 pp.
- Kolenbrander, G.J. (1981) Limits to the spreading of animal excrement on agricultural land. In J.C. Brogan (ed.), *Nitrogen losses and surface run-off*. ECSC, EEC, EAEC Brussels, Luxembourg, pp. 443-468.
- Konova, M.M. (1966) *Soil organic matter, its nature, its role in soil formation and soil fertility*. Pergamon Press, New York.
- Liang, B.C. & A.F. Mackenzie (1992) Changes in soil organic carbon and nitrogen after six years of corn production. *Soil Science* 153, 307-313.
- Liljeroth, E., P. Kuikman & J.A. van Veen (1994) Carbon translocation to the rhizosphere of maize and wheat and influence on the turnover of native soil organic matter at different soil nitrogen levels. *Plant and Soil* 161, 233-240.
- Lund, Z.F. & B.D. Doss (1980) Residual effects of dairy cattle manure on plant growth and soil properties. *Agronomy Journal* 72, 123-130.
- Motavalli, P.P., L.G. Bundy, T.W. Andraski & A.E. Peterson (1992) Residual effects of long-term nitrogen fertilization on nitrogen availability to corn. *Journal of Production Agriculture* 5, 363-368.
- Noij, I.G.A.M. & J.J. Schröder (1992) Nieuw N-bemestingsadvies voor maïs op basis van grondonderzoek. Intern Rapport nr. 15, IKC-RSP, Lelystad, 19 pp.

- Schröder, J.J. (1985a) De invloed van grote giften runderdrijfmest op de groei, opbrengst en kwaliteit van snijmaïs en op de bodemvruchtbaarheid; Heino (zandgrond) 1972-1982. PAGV-verslag 30, PAGV, Lelystad, 151 pp.
- Schröder, J.J. (1985b) De invloed van grote giften runderdrijfmest op de groei, opbrengst en kwaliteit van snijmaïs en op de bodemvruchtbaarheid en waterverontreiniging; Maarheeze (zandgrond) 1974-1982. PAGV-verslag 31, PAGV, Lelystad, 101 pp.
- Schröder, J.J. & L. ten Holte (1992) Stikstofbenutting en -verliezen in maïsteeltsystemen. In: Van der Meer, H.G. & J.H.J. Spiertz (eds.), Stikstofstromen in agro-ecosystemen. Agrobiologische Thema's 6, CABO-DLO, pp. 71-85.
- Sommerfeldt, T.G., C. Chang, C. & T. Entz (1988) Long-term annual manure applications increase soil organic matter and nitrogen and decrease the carbon to nitrogen ratio. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1668-1672.
- Stol, W., D.I. Rouse, D.W.G. van Kraalingen & O. Klepper (1992) FSEOPT a Fortran program for calibration and uncertainty analysis of simulation models. *Simulation Report CABO-TT*, no 24, 24 pp.
- Stouthart, F. & J. Leferink (1992) Mineralenboekhouding (incl. werkboeken voor begeleider en deelnemer). CLM, Utrecht, 20+33+57 pp.
- Swinnen, J. (1994) Production and turnover of root-derived organic matter in the rhizosphere of wheat and barley under field conditions. Ph.D. thesis No. 247 of the Faculty of Agriculture and Applied Biology of the Catholic University of Leuven, Belgium, 126 pp.
- Weir, A. H., P.L. Bragg, J.R. Porter & J.H. Rayner (1984) A winter wheat crop simulation model without water or nutrient limitations. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 102, 371-382.
- Whitmore, A.P. (1995) Modelling the mineralization and immobilization, leaching and crop uptake of nitrogen during three consecutive years. *Ecological Modelling* (submitted).
- Whitmore, A.P. & T.M. Addiscott (1987) A function for describing nitrogen uptake, dry matter production and rooting by wheat crops. *Plant and Soil* 101, 51-60.
- Whitmore, A.P., N.J. Bradbury and P.A. Johnson (1992) Potential contribution of ploughed grassland to nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 39, 221-233.
- Wolf, J., C.T. de Wit & H. van Keulen (1989) Modeling long-term crop response to fertilizer and soil nitrogen. I. The model. *Plant & Soil* 120, 11-22.

Bijlage 1. Samenstelling en dosering van dierlijke mest en de geschatte kunstmest-N-aanvulling zoals gebruikt in het 'historisch' scenario

Gebruiks- norm (kg P ₂ O ₅ per ha)	Rundveedrijfmest			Kunstmest-N			Varkensdrijfmest			Kunstmest-N	
	samenstelling		dosis	aanvulling		samenstelling		dosis	aanvulling		
	(kg P ₂ O ₅ per m ²)	(kg N per m ²)	m ³	(kg N per ha)	(kg N per ha)	(kg P ₂ O ₅ per m ²)	(kg N per m ²)	m ³	(kg N per ha)	(kg N per ha)	
1975	geen	1.8	4.4	79	348	250	4.7	5.5	47	259	250
1976	geen	1.8	4.4	83	367	236	4.7	5.5	48	266	242
1977	geen	1.8	4.4	88	386	221	4.7	5.5	50	275	233
1978	geen	1.8	4.4	92	405	204	4.7	5.5	51	281	225
1979	geen	1.8	4.4	91	400	189	4.7	5.5	53	293	214
1980	geen	1.8	4.4	90	396	175	4.7	5.5	56	306	204
1981	geen	1.8	4.4	89	392	161	4.7	5.5	58	319	192
1982	geen	1.8	4.4	80	351	157	4.7	5.6	59	332	181
1983	geen	1.8	4.4	70	309	156	4.7	5.7	61	346	169
1984	geen	1.8	4.4	61	268	159	4.7	5.8	62	360	157
1985	geen	1.8	4.4	60	265	149	4.7	5.9	66	387	140
1986	geen	1.8	4.4	60	263	141	4.7	5.9	70	415	122
1987	350	1.8	4.4	59	260	132	4.7	6.0	74	447	101
1988	350	1.8	4.4	56	246	129	4.7	6.1	74	454	89
1989	350	1.8	4.4	53	233	126	4.7	6.2	74	462	76
1990	250	1.8	4.4	50	220	125	4.7	6.3	53	335	117
1991	250	1.8	4.4	49	214	129	4.6	6.3	54	342	114
1992	250	1.8	4.4	47	208	132	4.5	6.3	56	350	111
1993	200	1.8	4.4	46	202	136	4.4	6.3	45	286	136
1994	150	1.8	4.4	44	195	139	4.3	6.3	35	220	163
1995	110	1.8	4.4	43	189	143	4.2	6.3	26	165	185
1996	90	1.8	4.4	42	183	146	4.1	6.3	22	138	195
1997	84	1.8	4.4	40	177	150	4.0	6.3	21	132	198
1998	78	1.8	4.4	39	171	153	3.9	6.3	20	125	200
1999	71	1.8	4.4	37	165	157	3.8	6.3	19	118	203
2000	65	1.8	4.4	36	158	160	3.7	6.3	18	111	206
2001	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2002	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2003	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2004	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2005	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2006	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2007	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2008	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2009	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2010	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2011	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2012	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2013	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2014	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206
2015	65	1.8	4.4	36	159	160	3.7	6.3	18	111	206