

Deskstudie najaars- toediening dierlijke mest op kleigronden

Uitgevoerd in opdracht van het
Ministerie van Landbouw,
Natuurbeheer en Visserij

A. Gorissen, J.J. Schröder, O. Oenema &
A.P. Whitmore

ab-dlo

Inhoudsopgave

	pagina
Samenvatting	1
1. Inleiding	3
2. Areaal bouwland op kleigronden	5
3. Lot van stikstof bij najaarstoediening van dierlijke mest	7
3.1. Opname door hoofdgewas (volggewas)	8
3.2. Denitrificatie en ammoniakemissie	10
3.2.1. Denitrificatie	10
3.2.2. Ammoniakemissie	11
3.3. Grond- en oppervlaktewater	12
3.4. Groenbemester (vanggewas)	14
3.5. Bodemorganische stof	15
4. Stikstofbalansen	17
5. Mineralenbalansen en saldi van akkerbouwbedrijven op kleigrond	21
6. Conclusies	25
Referenties	27

Samenvatting

De akkerbouwers op kleigrond dienen de mest bij voorkeur toe op de graanstoppel in het najaar, omdat toediening in het voorjaar gepaard gaat met structuurschade aan de grond en met opbrengstderiving. Toediening van mest in het najaar gaat echter gepaard met een geringe benutting van de toegediende stikstof en met relatief grote stikstofverliezen. De invoering van het mineralenaangiftesysteem (MINAS) op akker- en tuinbouwbedrijven per 2001 kan er toe leiden dat op bedrijven die dierlijke mest in de herfst toedienen het N-overschot hoger wordt dan de verliesnorm toestaat. Dat zou er toe kunnen leiden dat men minder of zelfs geen dierlijke mest meer gaat gebruiken. De afzet van dierlijke mest naar de akkerbouw op kleigrond is van wezenlijk belang voor het verminderen van het mestoverschot in gebieden met intensieve veehouderij. Het areaal graangewas op kleigrond is naar schatting 136.000 ha. Bij een gift van 160 kg ha⁻¹ P₂O₅ per twee jaar komt dat overeen met een plaatsingsruimte van 22 miljoen kg fosfaat.

Op verzoek van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij is via een korte desk-studie nagegaan in welke vorm de stikstof bij toediening van dierlijke mest op kleigrond in het najaar verloren gaat en hoe groot deze stikstofverliezen zijn. De gestelde vragen zijn beantwoord op basis van de beschikbare literatuur en 'expert judgement'.

De resultaten in de literatuur wijzen uit dat de benutting van de toegediende stikstof door het eerstvolgende hoofdgewas niet meer dan 20% is. Een kleine hoeveelheid, overeenkomend met ongeveer 10%, hoopt zich (tijdelijk) op in de bodem. Het overige deel gaat grotendeels verloren door ammoniakemissie, denitrificatie, en uit- en afspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Deze verliezen kunnen als volgt worden samengevat:

- Bij emissiearme toediening gaat maximaal 10% van de hoeveelheid minerale stikstof in de mest door ammoniakemissie verloren. Dit komt overeen met ca. 6% van de totale hoeveelheid stikstof in de mest.
- Naar schatting 0-40% van de hoeveelheid stikstof in de dierlijke mest gaat verloren door denitrificatie. In het najaar zijn de omstandigheden voor denitrificatie gunstig op kleigrond. De vele neerslag zorgt frequent voor (partiële) anaërobe omstandigheden in de bodem. Meestal is er ook voldoende afbreekbare organische stof aanwezig in de bodem en uit mest. Bovendien is de bodemtemperatuur relatief hoog. Dit zijn gunstige omstandigheden voor nitrificatie en denitrificatie. De variatie in stikstofverliezen door denitrificatie is echter groot, samenhangend met de variatie in weersomstandigheden (neerslag). Er zijn zeer weinig gegevens bekend over de fractie die als lachgas (N₂O) verloren gaat.
- Door uit- en afspoeling gaat naar schatting minimaal 23% van de hoeveelheid stikstof in de dierlijke mest verloren. Verliezen door uit- en afspoeling zijn gedeeltelijk complementair aan die door denitrificatie, d.w.z. als de verliezen door denitrificatie hoog zijn, dan zijn de verliezen door uitspoeling gering. Hoe vroeger de mest in het najaar wordt toegediend en hoe groter de gift, hoe groter de kans op verliezen door uitspoeling. Het risico van stikstofuitspoeling bij dunne varkensmest, waarvan in de onderhavige studie wordt uitgegaan, is groter dan bij dunne rundermest, omdat het gehalte aan minerale stikstof hoger en de C/N-verhouding lager is in varkensmest dan in rundermest.

De stikstofverliezen bij toediening van mest in het najaar kunnen worden verminderd door de mest relatief laat in het najaar, emissiearm, toe te dienen en door gebruik te maken van een

groenbemester of vanggewas. Groenbemesters kunnen minerale stikstof in de winter tijdelijk opslaan om deze later weer beschikbaar te stellen voor het hoofdgewas. Factoren die het succes van een groenbemester bepalen zijn o.a. de efficiëntie waarmee de stikstof uit de mest en de bodem wordt vastgelegd en het tijdstip waarop deze stikstof weer beschikbaar komt voor het hoofdgewas. De bijdrage van groenbemesters aan het beperken van verliezen dienen niet overschat te worden. De opnamecapaciteit van een groenbemester is veelal geringer dan de minerale stikstofinhoud van de mestgift en de remineralisatie van de groenbemester sluit niet volledig aan bij het opnamepatroon van het volggewas. Berekeningen tonen aan dat er geringe positieve effecten van groenbemesters te verwachten zijn. De experimentele resultaten uit de literatuur zijn echter vaak inconsistent, waardoor toetsing van de berekeningen lastig is.

Tenslotte zijn berekeningen uitgevoerd om na te gaan bij welke bouwplannen en verliesnormen (maximaal toelaatbare stikstofoverschotten) toediening van dierlijke mest in het najaar economisch rendeert. Toediening van dunne varkensmest op kleigrond (volgens gebruiksnorm, overeenkomend met 288 kg stikstof per ha per twee jaar) in het najaar, gaat gepaard met een overschrijding van de voorgestelde stikstofverliesnorm voor het jaar 2008. Toepassen van een groenbemester vermindert het stikstofoverschot, maar niet voldoende. Indien de gebruiksnorm voor toediening van dierlijke mest wordt verlaagd, zodat slechts 220 kg stikstof per ha per twee jaar kan worden toegediend, dan vermindert het stikstofoverschot tot minder dan 100 kg per ha. Toediening van dunne varkensmest in het voorjaar geeft een stikstofoverschot dat in de meeste gevallen wel lager is dan de voorgestelde verliesnorm voor het jaar 2008.

Samenvattend kan het volgende worden gesteld:

- Toediening van dierlijke mest op kleigrond in het najaar gaat gepaard met een geringe benutting van de toegediende stikstof en met grote stikstofverliezen.
- Circa 20% van de toegediende stikstof wordt benut door het volggewas, maximaal 6% vervluchtigt als ammoniak, 0-40% gaat verloren door denitrificatie, minimaal 23% gaat verloren door uit- en afspoeling, en ongeveer 10% blijft achter in de bodem.
- Het is niet bekend welk deel van de stikstof als lachgas verloren gaat.
- Zo laat mogelijk toedienen in het najaar van een aangepaste gift, in combinatie met de toepassing van een groenbemester, zijn reële opties om het stikstofverlies te verminderen.
- Vergeleken met toediening in het voorjaar leidt toediening van dierlijke mest in het najaar tot hogere stikstofoverschotten en tot overschrijding van de voorgestelde stikstofverliesnorm voor het jaar 2008.

1. Inleiding

De afzet van dierlijke mest naar akkerbouwers in (vee-arme) kleigebieden vormt één van de oplossingen voor het wegwerken van het mestoverschot. De betrokken akkerbouwers geven de voorkeur aan toediening van de mest op de graanstoppel in het najaar, voorafgaand aan de teelt van hakvruchten. Ze rijden de mest niet in het voorjaar uit, want dat veroorzaakt doorgaans structuurschade en opbrengstderving. Door toediening in het najaar kunnen echter grote stikstofverliezen optreden als gevolg van uit- en afspoeling en denitrificatie. De stikstofverliezen die gedurende deze periode optreden, kunnen slechts ten dele worden voorkomen door het gebruik van groenbemesters (vanggewassen). Anders dan op zandgrond, staat voor kleigronden allerminst vast dat de stikstof in de dierlijke mest bij voorjaarstoediening wél goed wordt benut, omdat de structuurschade ook tot verlies kan leiden. Akkerbouwers op kleigronden zullen door de kans op structuurschade weinig geneigd zijn om dierlijke mest in het voorjaar op het land te brengen. Dezelfde problematiek speelt een rol bij snijmaïs-telende veehouders op kleigrond. Waar het gebruik van dierlijke mest op akkerbouwbedrijven een keuze is, is dit voor deze veehouders een gegeven.

De behoefte aan meer inzicht in de grootte van de stikstofverliezen na toediening van dierlijke mest op kleigronden in het najaar is toegenomen doordat akker- en tuinbouwbedrijven met ingang van 2001 verplicht worden om een mineralenaangifte te doen. Dat zou er toe kunnen leiden dat het gebruik van dierlijke mest op kleibouwland sterk afneemt. Om dat te voorkomen of te beperken zou kunnen worden overwogen de met mest toegediende stikstof niet volledig als aanvoer te rekenen, door te corrigeren voor het deel van de stikstof dat in de vorm van het onschadelijke stikstofgas (N_2) verloren gaat en het deel dat langdurig in organisch gebonden vorm in de bovengrond aanwezig blijft. Het is daarvoor van belang te weten welke stikstofverliezen op kunnen treden en over welk areaal het gaat. In deze deskstudie worden gegevens samengevat die op dit en aanpalend gebied gedurende het laatste decennium in de wetenschappelijke literatuur zijn gepubliceerd. Er is vooral gebruik gemaakt van literatuur die betrekking heeft op vergelijkbare omstandigheden als in Nederland. De studie is uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

Probleemstelling:

Wat is het effect van najaarstoediening van dierlijke mest op de stikstofemissie naar grond- en oppervlaktewater?

Vragen:

- 1) Hoe groot is het areaal bouwland op kleigronden?
- 2) Wat is het lot van de toegediende stikstof uit dierlijke mest?

Randvoorwaarden:

- 1) Concentreren op dunne varkensmest met een N: P_2O_5 -verhouding van ca 1,8:1, gegeven in een vierjarige rotatie in twee giften van $160 \text{ kg ha}^{-1} P_2O_5$ ($288 \text{ kg ha}^{-1} N$).
- 2) Indien mogelijk vergelijken met een gift in het voorjaar.
- 3) Mest wordt emissiearm toegediend.

2. Areaal bouwland op kleigronden

Op akkerbouwbedrijven wordt dierlijke mest vooral over de graanstoppel uitgereden. In een vierjarige rotatie met bv. aardappels, graangewas, suikerbieten en graangewas, wordt dus twee maal dierlijke mest toegepast. Najaarstoediening van dierlijke mest vindt eveneens plaats op snijmaïs-telende veehouderijbedrijven op kleigrond. Het gaat daarbij om een areaal van circa 40.000 ha. Om de omvang van najaarstoediening van dierlijke mest op kleigronden goed in te kunnen schatten is het van belang te weten welk deel van het landbouwareaal op kleigronden ligt en welk deel op zandgronden. Daarnaast is kennis nodig van het areaal graangewassen op deze gronden.

Met behulp van de Landbouwtelling 1997 van het Centraal Bureau voor de Statistiek zoals beschreven in de Rassenlijst Landbouwgewassen (1998) en de verdeling van de landbouwgebieden over de provincies in de Beschrijvende Rassenlijst voor Landbouwgewassen (1989), is een schatting gemaakt van het graanareaal op kleigronden (Tabel 1).

Tabel 1. Geschat graanareaal en areaal overige belangrijkste akkerbouwgewassen op klei- en zandgronden in 1997 (x 100ha).

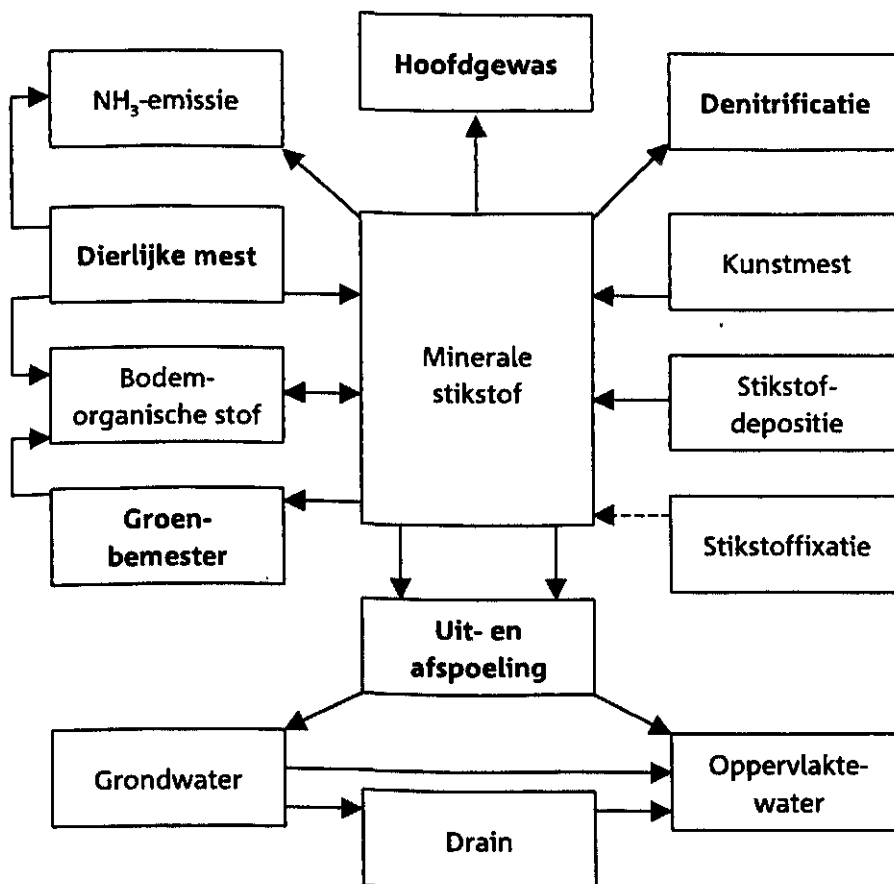
Gewas	Grondsoort		
	klei	zand	totaal
Graan	1360	501	1861
Overige	2600	3598	6198
Totaal	3960	4099	8059

Bron: Beschrijvende Rassenlijst voor Landbouwgewassen, 1989; Rassenlijst Landbouwgewassen, 1998

Uit Tabel 1 blijkt dat ongeveer 50% van de akkerbouwgewassen op kleigrond wordt geteeld. Op een derde deel van de kleigrond worden graangewassen verbouwd, hetgeen overeenkomt met ongeveer 17% van het totale areaal. Bij giften van $160 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ per twee jaar, vertegenwoordigt dit areaal een plaatsingsruimte van 22 miljoen kg fosfaat.

3. Lot van stikstof bij najaarstoediening van dierlijke mest

In landbouwsystemen zijn vele stikstofstromen te onderscheiden. Stromen waarmee stikstof het systeem binnenkomt zijn: kunstmest, dierlijke mest, stikstofdepositie en stikstoffixatie. Tegenovergestelde stromen zijn: afvoer van stikstof in geoogste gewassen, denitrificatie, ammoniak-emissie en uit-/afspoeling. Minerale stikstof (ammonium en nitraat) in de bodem speelt in vrijwel alle stromen een centrale rol. Figuur 1 geeft dit schematisch weer. Wat de figuur niet weer-geeft, is de rol van de microbiële biomassa in de bodem die bij veel van de stromen essentieel is. In deze studie wordt vooral aan de vetgedrukte componenten van het systeem aandacht besteed omdat hier door de opdrachtgever naar gevraagd is.



Figuur 1. Stikstofstromen in een landbouwsysteem.

Toediening van dierlijke mest vormt in de landbouw een belangrijke stikstofbron. Dierlijke mest bevat twee vormen van stikstof, namelijk minerale stikstof (overwegend ammoniumstikstof) en

organisch gebonden stikstof. De organisch gebonden stikstof komt door de afbraak van de organische stof in de bodem (mineralisatie) ook vrij als ammoniumstikstof. Ammoniumstikstof wordt in de bodem omgezet in nitraatstikstof. De snelheid waarmee dat gebeurt is vooral afhankelijk van de temperatuur: hoe warmer, hoe sneller. Ammoniumstikstof wordt redelijk goed aan kleideeltjes gebonden, nitraatstikstof daarentegen niet of nauwelijks. Afhankelijk van het type mest, het tijdstip van toediening en van de grondsoort, komt de stikstof terecht in één van de volgende compartimenten:

- 1) hoofdgewas (volggewas),
- 2) atmosfeer (door denitrificatie en ammoniakemissie),
- 3) grond- en oppervlaktewater (door uit- en afspoeling),
- 4) groenbemester (vanggewas), of
- 5) bodemorganische stof (immobilisatie).

Op de verdeling van de stikstof over deze compartimenten zijn vooral weersomstandigheden (voor, tijdens en na toediening), mesttype, wijze van toediening, grondsoort en aanwezigheid van een gewas van belang. In het verleden heeft het onderzoek zich vooral toegespitst op het vaststellen van de hoeveelheid die het gewas benut en hoeveel bespaard kan worden op de kunstmestgift. Gegevens over het lot van de stikstof die bij najaarstoediening op kleigronden niet door het gewas wordt opgenomen blijken schaars te zijn.

3.1. Opname door hoofdgewas (volggewas)

De belangrijkste reden om akkers op kleigrond in het najaar te bemesten wordt gevormd door de nadelige gevolgen voor de structuur van de grond door het uitrijden van mest in het voorjaar. Het najaar is uit oogpunt van stikstofbenutting echter de minst gunstige periode om mest op het land te brengen. Door ammoniakemissie, denitrificatie en uitspoeling komt de meststikstof niet daar terecht waar het voor bedoeld is: in het hoofdgewas.

De stikstof die met mest in het najaar wordt toegediend kan helaas zelden efficiënt door het hoofdgewas worden gebruikt (Pain et al., 1986; Unwin et al., 1986). Ook Hengstdijk (1992) vond bij najaarstoediening van verschillende typen dierlijke mest op kleigrond, waaronder dunne varkensmest, dunne kippenmest en slachtkuikenmest bij de volggewassen aardappel en suikerbieten een (zeer) geringe benutting van de stikstof uit de dierlijke mest. De hoeveelheden mest die werden toegediend, kwamen overeen met 0, 215 en 430 kg ha⁻¹ N en het benuttingpercentage van stikstof uit dunne kippenmest door aardappel en suikerbiet kwam nooit boven de 18% uit (Hengstdijk, 1992). Ook Schröder et al. (1993) lieten zien dat het gemiddelde benuttingpercentage in maïs van stikstof uit dunne rundermest (227–257 kg ha⁻¹ N), die in de herfst werd toegediend, gemiddeld over een jaar of acht slechts 20% bedroeg. Uit het onderzoek van Carey et al. (1997) in Nieuw Zeeland bleek dat de grootste hoeveelheid stikstof uit de dunne varkensmest vooral in de eerste 6 maanden van het eerste jaar na toediening van de mest terug te vinden was. Daarna werd weinig meer opgenomen: in het tweede jaar na toediening van de mest nog slechts minder dan 1%. Het uiteindelijke benuttingpercentage door Engels raaigras/witte klaver was ongeveer 20%, zowel bij toediening van 200 als 400 kg ha⁻¹ N. Uit deze onderzoeken komt naar voren dat het benuttingpercentage van de stikstof uit dierlijke mest toegediend in het najaar, maximaal zo'n 20% is.

Gezien deze lage efficiëntie concludeerde Hengstdijk (1992) dat najaarstoediening van dierlijke mest op kleigronden een geringe landbouwkundige waarde heeft als stikstofbron en waarschijnlijk belastend is voor het milieu. Onderzoek van Paul & Zebarth (1997) naar stikstofuitspoeling in de herfst bij natte landbouwgronden in Brits Columbia ondersteunde deze conclusie.

De benutting van stikstof uit dierlijke mest die in de herfst wordt uitgereden kan worden vergroot door het toevoegen van een nitrificatieremmend middel. Ammonium wordt dan niet omgezet in nitraat, waardoor N-uitspoeling afneemt. Pain et al. (1994) toonden aan dat aanzuring van de mest gecombineerd met een nitrificatieremmer het benuttingpercentage verhoogde van 10–14% naar 27–33%. Aanzuring vermindert de ammoniakemissie (Freny et al., 1983) en de nitrificatieremmer vermindert de hoeveelheid stikstof die door denitrificatie en door uitspoeling verloren gaat. Ook Misselbrook et al. (1996) vonden aanwijzingen dat toevoeging van een nitrificatieremmer aan de mest in oktober het benuttingpercentage van stikstof door het gewas verhoogde, waarschijnlijk ten gevolge van een verminderde denitrificatie.

Dat een verschuiving van het uitrijtjdstip van herfst naar voorjaar, de N-benutting ook kan verbeteren, laat zich illustreren met de resultaten van een driejarige veldproef op rivierklei (Tabel 2). De relatieve benutting van drijfmest-N ten opzichte van die van kunstmest-N bedroeg circa 20% en 45% voor, respectievelijk, herfst- en voorjaartoediening. In verband daarmee reageerde de opbrengst van snijmaïs bij een beperkte N-voorziening, positief op voorjaartoediening. Tezeldertijd tonen de resultaten ook, overigens zowel bij herfst- als bij voorjaartoediening, dat de kunstmestaanvulling benodigd voor het behalen van een hoge maïsoopbrengst, het geringst was als in het geheel geen drijfmest gebruikt was. Dit werd toegeschreven aan structuurbederf.

Tabel 2. Drogestofopbrengst ($t DS ha^{-1}$) en N-benutting (ANR, %) van snijmaïs als functie van combinaties van runderdrijfmest ($30 m^3 ha^{-1}$) en kunstmest (in voorjaar) en het toedieningstijdstip van drijfmest (FOMA-project De Bouwing, gemiddelde 1994-1996; Schröder ongepubliceerd)

		Kunstmestgift ($kg N ha^{-1}$)			
		0	50	100	150
Drogestofopbrengst	Drijfmest in herfst	10,55	12,75	13,24	14,26
	Drijfmest in voorjaar	12,55	13,15	13,39	13,97
	Geen drijfmest	9,75	13,18	14,93	14,50
N-benutting	Drijfmest in herfst	16	34	26	29
	Drijfmest in voorjaar	36	32	28	26
	Geen drijfmest	-	90	71	58

3.2. Denitrificatie en ammoniakemissie

3.2.1. Denitrificatie

Denitrificatie is de omzetting van nitraat in stikstofgas. Denitrificatie vindt plaats onder natte, anaërobe omstandigheden, in aanwezigheid van nitraat en gemakkelijk afbreekbaar koolstof. Hoewel Thompson (1989) aantoonde dat ook bij 5-10°C nog denitrificatie op kan treden van stikstof in dunne rundermest, moet de temperatuur liefst niet te laag zijn.

De omstandigheden in de Nederlandse kleigronden zijn in het najaar vaak gunstig voor denitrificatie. In Nederland begint gemiddeld vanaf medio september de neerslag de verdamping te overtreffen, waardoor zeker in de kleinere poriën anaërobe omstandigheden ontstaan. De temperatuur is nog niet te laag en gemakkelijk afbreekbare koolstofverbindingen komen vaak nog vrij uit gewasresten en zijn met name ook aanwezig in de toegediende mest. Vooral deze laatste koolstofbron kan vaak een essentiële rol spelen bij de stikstofverliezen door denitrificatie, doordat bij een hoge microbiële activiteit gemakkelijk anaërobe omstandigheden worden gecreëerd (Guenzi et al. 1978; Rice et al., 1988; Von Rheinbaben, 1990). Ook het nitraatgehalte is meestal niet beperkend voor denitrificatie: het ammonium in de dunne varkensmest wordt zonder nitrificatierepmer snel genitriciceerd (Rate & Cameron, 1992).

In de literatuur vormen stikstofverliezen ten gevolge van denitrificatie nog steeds een controverseel onderwerp. De verliezen worden doorgaans berekend met behulp van een tweetal methoden: de acetyleen-inhibitietechniek en een methode waarbij denitrificatie wordt berekend uit de gemeten stikstofaanvoer en gemeten stikstofafvoer in een aantal compartimenten. Bij deze laatste methode wordt vaak ^{15}N als tracer gebruikt.

De geschatte stikstofverliezen door denitrificatie met de acetyleen-inhibitietechniek lopen uiteen van 0-73% van de toegediende N en met ^{15}N massabalansmethoden variëren de uitkomsten tussen 1-77% (Von Rheinbaben, 1990). De meeste studies hebben zich echter niet gericht op het meten van de denitrificatieverliezen bij najaarstoediening van dierlijke mest; slechts bij een klein aantal was dit het geval.

Zo vonden Colbourn & Dowdell (1984) in hun literatuuronderzoek stikstofverliezen door denitrificatie die varieerden van 0 tot 20% van de in het najaar toegediende stikstofbemesting op bouwland. Er werd in het onderzoek geen onderscheid gemaakt in grondsoort. In een studie van Pain et al. (1994) bleek dat 5 tot 8% van de stikstof door denitrificatie was verdwenen, na toediening in het najaar van 232 en 281 kg ha⁻¹ N in dunne rundermest op een zavelgrasland in de UK. Deze verliezen werden bepaald met behulp van de acetyleeninhibitietechniek. De resultaten van Van den Abbeel et al. (1990), verkregen na toediening van dunne varkensmest (270 kg ha⁻¹ N) in november, lagen met een geschat denitrificatieverlies van 10% midden in de range van Colbourn & Dowdell. Iets hogere percentages werden gemeten door Paul & Zebarth (1997): gemiddeld 14% van de stikstof uit dunne rundermest (600 kg ha⁻¹ N) die begin oktober oppervlakkig was toegediend na een maïsoogst in Brits Colombia, verdween door denitrificatie. Een verlies door denitrificatie van ongeveer 20% van de stikstof in dunne varkensmest, toegediend in december op een graangewas in Frankrijk, werd gerapporteerd door Morvan et al. (1996). Andere studies geven aan dat de verliezen tot 40% kunnen oplopen. Thompson et al. (1987) meldde dat 25% van de stikstof in dunne rundermest door denitrificatie in de winterperiode

verloren ging in grasland (UK) en Cameron et al. (1995) berekenden dat 39% (78 kg van 200 kg ha⁻¹) van de toegediende hoeveelheid stikstof in dunne varkensmest door denitrificatie was verdwenen in grasland (Nieuw Zeeland). Ook Carey et al. (1997) kwamen met vergelijkbare percentages: respectievelijk 29% en 32% van de toegediende hoeveelheid van 200 en 400 kg ha⁻¹ N in dunne varkensmest toegediend in de herfst op grasland in Nieuw Zeeland ging verloren door denitrificatie. Deze stikstofverliezen komen overeen met 58 en 128 kg ha⁻¹ N. De mest was in deze studie in het najaar toegediend op zavel en lichte zavel.

De grote variatie in onderzoeksresultaten wordt veroorzaakt door tal van factoren zoals mesttype, weersomstandigheden, toedieningstijdstip, grondsoort e.d. Deze variatie maakt het lastig om voor een bepaald perceel op kleigrond te voorspellen hoe groot de stikstofverliezen uit najaarstoediening van dierlijke mest door denitrificatie precies zullen zijn. Grosso modo kunnen we er echter vanuit gaan dat deze tussen de 0 en 40% zullen liggen.

Stikstofverliezen door denitrificatie kunnen verminderd worden door toepassing van nitrificatieremmers. Een hoge nitraatconcentratie vergroot immers de mogelijkheden voor denitrificatie. Schröder et al. (1993) toonden aan dat de ammoniumconcentratie in de bodem veel hoger was en de nitraatconcentratie lager na toevoeging van DCD (dicyaandiamide) als nitrificatieremmer aan dunne rundermest in de herfst. Nitrificatieremmers halveerden volgens Pain et al. (1994) de verliezen door denitrificatie bij najaarstoediening van mest. In het voorjaar bleken denitrificatieverliezen in datzelfde onderzoek kleiner dan in het najaar. Slechts 1% van de toegediende stikstof verdween tot het voorjaar via denitrificatie, hetgeen door de auteurs geweten werd aan het snel groeiende gewas dat het nitraatgehalte in de bodem laag hield. Daarbij is te verwachten dat een vroege toediening in de herfst een groter effect zal hebben dan late toediening (Enckevort, 1988; Corré, 1994). De nitrificatie kan dan door toevoeging van een nitrificatieremmer tot in het voorjaar worden geremd (Corré, 1994).

Er is veel bekend over het effect van mestinjectie om ammoniakemissie te reduceren (Thompson et al., 1987), maar naar het effect van mestinjectie op denitrificatie is weinig onderzoek gedaan. Chadwick (1997) toonde aan dat mestinjectie met name in het najaar de productie van N₂O kan verminderen. Deze waarneming werd echter weer tegengesproken door het onderzoek van Misselbrook et al. (1996), waaruit naar voren kwam dat mestinjectie in het najaar denitrificatie lijkt te stimuleren, vergeleken met toediening op het oppervlak. Verschillen in vochtigheid van de bodems in deze onderzoeken zijn wellicht debet aan deze tegenstrijdige resultaten. Op dit moment zijn er te weinig gegevens bekend om nadere uitspraken te kunnen doen over het effect van mestinjectie op stikstofverliezen door denitrificatie.

3.2.2. Ammoniakemissie

Ammoniakemissie door oppervlakkig uitgereden mest op het land is al lange tijd een bekende bron van stikstofverlies en luchtverontreiniging (Heck, 1931; Nihlgard, 1985). Verliezen variërend van 5-27% van de totale opgebrachte stikstof zijn regelmatig gemeten bij oppervlakkige toediening van de mest op lichte zavel (Pain et al., 1989). Pain et al. (1994) vonden dat ongeveer 15% van de stikstof in dunne rundermest (232-281 kg ha⁻¹ N) toegediend in het najaar op grasland op zavel verdween door ammoniakemissie. Een vergelijkbaar percentage aan ammoniakverliezen in grasland werd gerapporteerd in een studie van Cameron et al. (1995), waarin een stenige, goed gedraineerde grond werd gebruikt.

Grotere verliezen werden gemeld door Carey et al. (1997). In hun onderzoek werd dunne varkensmest (0, 200 en 400 kg ha⁻¹ N) in de herfst toegediend op grasland gedurende een periode van twee jaar. De mest was in het eerste jaar gemerkt met ¹⁵N en de grond bestond uit zavel en lichte zavel. De ammoniakemissie uit mest was vrij hoog en bedroeg respectievelijk 53 kg ha⁻¹ N bij 200 kg ha⁻¹ N en 62 kg ha⁻¹ N bij 400 kg ha⁻¹ N. Dit komt dus overeen met respectievelijk 27% en 15% van de toegediende N in de mest. De grotere verliezen, vergeleken met de experimenten van Cameron et al. (1995), werden volgens de auteurs veroorzaakt door een tragere infiltratiesnelheid van de mest in de grond. Een verminderde ammoniakemissie door snelle infiltratie was eerder aangetoond door Sommer & Ersbøll (1994) die oppervlakkige toediening van mest vergeleken met geïnjecteerde mest.

Aangezien de mest op de Nederlandse kleigronden tegenwoordig emissiearm in de grond wordt gebracht, gaan we er in dit rapport vanuit dat het maximale stikstofverlies door ammoniakvervluchtiging minder dan 10% bedraagt van de toegediende hoeveelheid ammoniumstikstof in de dierlijke mest (Wouters et al; 1994; Beijer & Westhoek, 1996). De werkelijke emissie hangt af van de zorgvuldigheid waarmee de mest emissiearm wordt toegediend.

3.3. Grond- en oppervlaktewater

De grootte van de stikstofuitspoeling wordt bepaald door het tijdstip van toediening en door de hoogte van de mestgift. Gevaar voor uitspoeling is volgens Beckwith et al. (1998) mede afhankelijk van het mesttype, aangezien de oplosbare of makkelijk mineraliseerbare stikstoffractie sterk kan verschillen. De stikstof in dunne varkensmest die in de herfst op een lemige zandgrond werd toegediend, spoelde meer uit dan stikstof in mest die in het voorjaar werd gegeven (Lind et al., 1995). Daarnaast speelt ook het tijdstip in het najaar waarop de mest op het land wordt gebracht nog een rol: Bertilsson (1988) liet in zijn onderzoek zien dat uitspoeling van stikstof afkomstig van dunne varkensmest groter werd naarmate de toediening in de herfst vroeger was.

In het onderzoek van Beckwith et al. (1998) werden de waarnemingen van Bertilsson (1988) bevestigd. De stikstofverliezen door uitspoeling liepen op tot 27% van de toegediende hoeveelheid wanneer de mest was aangebracht in de periode september–november. Toediening in de maanden december–januari gaf een duidelijk verminderde uitspoeling te zien (Tabel 3). Dunne varkensmest zorgde in alle gevallen voor een grotere uitspoeling dan stalmest hetgeen werd toegeweten aan verschillen in de hoeveelheid ammoniumstikstof in de mest. Deze verschillen werden vergroot in natte jaren: stikstofuitspoeling was bij dunne varkensmest groter dan bij stalmest. Deze experimenten werden overigens uitgevoerd op zandgrond.

Tabel 3. Percentage stikstofuitspoeling (uitgedrukt als percentage van de aanvoer) na toediening van dunne varkensmest en stalmest in de herfst en de winter.

Periode van toediening	Dunne varkensmest	Stalmest
September	23%	4%
Oktober	27%	6%
November	13%	2%
December	3%	0%
Januari	4%	0%

Bron: Beckwith et al., 1998

De totale hoeveelheid stikstof die uitspoelde na toediening van dunne varkensmest in de herfst, bedroeg in de studie van Carey et al. (1997) jaarlijks 5% bij een gift van 200 kg ha⁻¹ N en 13% bij een gift van 400 kg ha⁻¹ N. Deze getallen liggen in de orde van grootte die Cameron et al. (1995) vonden, nl. 5% stikstofuitspoeling bij een gift van 200 kg ha⁻¹ N dunne varkensmest en 19% bij een gift van 600 kg ha⁻¹ N.

Onderzoek op zavel en lichte zavel gaf aan dat bij bemesting met dunne varkensmest (0, 200 en 400 kg ha⁻¹ N) de stikstofuitspoeling tot 100% uit anorganische stikstof kan bestaan (Carey et al., 1997). Nitriet werd in zeer kleine hoeveelheden aangetoond. Ammonium kwam alleen kort na toediening van de mest voor en maakte minder dan 10% van de uitgespoelde stikstof uit. Organisch gebonden stikstof kwam alleen in relatief grote hoeveelheden voor wanneer de stikstofconcentratie lager dan 5 mg l⁻¹ N was. De gemiddelde stikstofconcentratie over twee jaar in de 200 kg N behandeling bleek 9 mg l⁻¹ N te zijn met piekconcentraties tot 25 mg l⁻¹. Bij de 400 kg N behandeling was de gemiddelde concentratie echter vijf keer zo hoog, 45 mg l⁻¹ N.

Een hoge stikstofconcentratie in drainwater na toediening van runderdrijfmest en kunstmest op een graslandperceel op rivierkleigrond werd ook gevonden door Bronswijk et al. (1995). Toediening van stikstofhoeveelheden groter 400-500 kg ha⁻¹ resulteerde in een gemiddelde nitraatconcentratie in de drainafvoer van 70 mg l⁻¹ N. In het grondwater varieerde deze tussen 0 en 42 mg l⁻¹. De auteurs verklaarden het verschil tussen drain- en grondwater uit verschillen in verblijftijd. Het water in de drains is daar vrij snel via preferente stroming terechtgekomen, waardoor denitrificatie niet op zou hebben kunnen treden. De preferente stroming zorgt ervoor dat de relatieve transportsnelheid (Jury & Flühler, 1992) in zware kleigrond groot kan zijn. Ook in waterafstotende zandgronden kan dit verschijnsel optreden (Ritsema, 1998).

De resultaten van Bronswijk et al. (1995) geven dus aan dat, hoewel de uitspoeling op kleigronden net zo hoog of hoger kan zijn dan op zandgronden, het lot van de stikstof in deze gronden verschilt. Waar in zandgrond de uitgespoelde stikstof uiteindelijk in het grondwater komt, zal in gedraineerde kleigrond de stikstof vooral in het oppervlaktewater terechtkomen. Aangezien dit laatste versneld wordt door aanwezigheid van preferente stroming, bijvoorbeeld door krimpscheuren, kan de uitspoeling na een droge periode soms sneller verlopen dan na een natte periode, waarin door zwelprocessen in de bodem de preferente banen weer gevuld worden.

3.4. Groenbemester (vanggewas)

Groenbemesters kunnen dienen als een tijdelijke opslag van minerale bodemstikstof met het oogmerk dat deze later, in het voorjaar, weer beschikbaar komt voor het hoofdgewas. Deze stikstof kan afkomstig zijn van de stikstof in de mest, maar ook van het restant aan minerale N dat na de oogst nog in de bodem aanwezig is, en van de mineralisatie van gewasresten en bodemorganische stof. Als de hoeveelheid stikstof die zonder mesttoediening al in de bodem aanwezig is, reeds groter is dan de hoeveelheid die een groenbemester kan opnemen, dan zal een groenbemester de extra stikstof die met de mest wordt toegediend niet voor vervluchtiging, denitrificatie of uitspoeling kunnen behoeden. Groenbemesters kunnen de stikstofverliezen van in het najaar toegediende mest verminderen (Steffens & Vetter, 1984; Landman, 1988). Landman (1988) gaf aan dat een goed aangeslagen groenbemester 40-80 kg N gedurende de winterperiode vast kan houden. Belangrijke factoren zijn o.a. het moment waarop stikstof wordt opgenomen door de groenbemester en het tijdstip waarop deze stikstof door mineralisatie weer beschikbaar komt voor het hoofdgewas. Het succes van een groenbemester om uitspoeling van stikstof te reduceren, wordt meestal toegeschreven aan een combinatie van stikstofopname door het gewas en een verminderde uitspoeling doordat de planten water verdampen (Wyland et al., 1996). Ook stimulering van denitrificatie en immobilisatie werden door Schröder et al. (1996) geopperd als mogelijke oorzaak voor een verminderde stikstofuitspoeling.

Met betrekking tot de stikstofopname gaf Hengstdijk (1992) aan dat de hoeveelheid minerale stikstof in dunne varkensmest al snel te hoog is om door (gras)groenbemesters, die midden augustus gezaaid zijn, te kunnen worden opgenomen. De stikstofopname was vaak minder dan 100 kg ha⁻¹ N. Stikstofverliezen werden in dat onderzoek door de groenbemesters niet duidelijk verminderd. Ook Postma (1995) meldde dat stikstofverliezen op löss-, dal- en lichte zavelgronden slechts gedeeltelijk beperkt kunnen worden door groenbemesters en alleen dan wanneer deze goed zijn aangeslagen. Bij de teelt van snijmaïs op kleigrond moet een nog geringere betekenis aan groenbemesters worden toegekend t.a.v. het tijdelijk opslaan van meststikstof vanwege het late oogsttijdstip.

Anderen melden echter wel sterke reducties in stikstofuitspoeling wanneer gronden met groenbemesters werden vergeleken met braakliggende gronden (Martinez & Guiraud, 1990; Davies et al., 1996; Schröder et al., 1996; Wyland et al., 1996). In het onderzoek van Wyland et al. (1996) was de stikstofuitspoeling in de winter door toepassing van groenbemesters, vergeleken met braakliggend land, met 65-70% gereduceerd. Davies et al. (1996) vonden zelfs dat de stikstofuitspoeling met meer dan 90% verminderde, mits de uitspoeling niet begon voordat de groenbemester, in dit geval rogge, goed was aangeslagen. Deze resultaten werden, hoewel in iets mindere mate, bevestigd door Beckwith et al. (1998) die lieten zien dat de totale stikstofuitspoeling sterk gereduceerd kon worden met rogge als groenbemester. Dit gold voor alle maandelijkse toedieningstijdstippen van de mest in de periode van september tot januari. Kroes et al. (1996) lieten eveneens zien dat groenbemesters bij de teelt van snijmaïs op zandgrond de stikstofuitspoeling met 30-70% konden reduceren. Gras bleek in dat opzicht effectiever dan rogge.

Hoewel Beckwith et al. (1998) vonden dat het gebruik van een groenbemester zeer succesvol kan zijn om stikstofuitspoeling terug te brengen op een lichte zavel, concludeerden ze dat de voordelen van groenbemesters beperkt zijn. Deze conclusie was deels gebaseerd op de inconsistentie van de resultaten. In die zin komen hun conclusies overeen met die van Hengstdijk

(1992), die naar voren bracht dat op kleigrond de hoofdgrondbewerking al midden november plaatsvindt, waardoor de stikstof die door de groenbemester was opgenomen, weer kan mineraliseren en uitspoelen gedurende de winterperiode. Hoe snel deze mineralisatie plaatsvindt, is echter nog de vraag, want ook op kleigronden bleken groenbemesters stikstof langere tijd vast te kunnen houden (Schröder et al., 1997). Een mogelijke verklaring voor de voornoemde verschillen in uitkomst is wellicht gelegen in de aard van de groenbemester. Kruisbloemige groenbemesters (Hengstdijk, 1992) mineraliseren sneller dan grasachtige (Schröder et al., 1997).

3.5. Bodemorganische stof

De stikstof in de toegediende mest kan ook worden gebruikt door micro-organismen. Deze zijn van belang voor de opbouw van bodemorganische stof. De stikstof die hierbij wordt gebruikt blijft vaak voor een langere tijd vastgelegd (geïmmobiliseerd).

Daarnaast zal een deel van de organische fractie in dierlijke mest niet direct worden gemineraliseerd. De aanwezige stikstof in deze fractie kan langere tijd in de bouwvoor als organisch gebonden stikstof aanwezig blijven. Carey et al. (1997) lieten zien dat twee jaar na toediening van dunne varkensmest $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ van de behandeling met 200 kg ha^{-1} (15%) en $52 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ van de behandeling met 400 kg ha^{-1} (13%) nog in de bodem teruggevonden werd. Het grootste deel hiervan werd geacht geïmmobiliseerd te zijn in bodemorganische stof, terwijl een gering deel misschien in niet-uitwisselbare vorm was gefixeerd aan kleimineralen. Ook andere studies (Cameron et al., 1995; Whitehead & Bristow, 1990; Fraser et al., 1994) tonen aan dat 12% (dunne varkensmest) tot 20% (urine) van de N uit meststoffen teruggevonden kan worden in bodemorganische stof. Hoewel deze onderzoeken duidelijk maken dat er uitwisseling plaatsvindt van stikstof tussen dunne varkensmest en bodemorganische stof, gaan we er in dit rapport vanuit dat de balans in evenwicht is. Er wordt netto dus geen stikstof vastgelegd in bodemorganische stof.

Stikstofimmobilisatie kan afhangen van de C/N-verhouding van zowel plantenresiduen op het land als van de mest zelf. Tijdelijk kan er in het najaar stikstof worden geïmmobiliseerd wanneer de mest is uitgereden op een stikstofarme graanstoppel met een hoge C/N-verhouding. Van Faassen & Van Dijk (1987) suggereerden dat stikstofimmobilisatie optrad gedurende 1-5 maanden na toediening van koeienmest bij een C/N-verhouding hoger dan 16. Deze suggestie werd ook door Beckwith et al. (1998) gebruikt om de verschillen te verklaren tussen de stikstofverliezen van dunne varkensmest (C/N-verhouding 5,0) en stalrest (C/N-verhouding 23,5).

4. Stikstofbalansen

Stikstofbalansen kunnen worden opgesteld om te bepalen of het systeem of een compartiment rijker of armer geworden is aan stikstof. Een balans kan zonedig ook gebruikt worden om te laten zien in welke compartimenten stikstof terecht is gekomen

Een simpele minerale stikstofbalans voor de winterperiode werd door Hengstdijk (1992) als volgt gedefinieerd:

$$\text{Balans} = N_{\text{min_voorjaar}} - (N_{\text{min_gift}} + N_{\text{min_najaar}}),$$

waarbij $N_{\text{min_voorjaar}}$ de hoeveelheid minerale N in de bodem is voor het zaaien of poten. De $N_{\text{min_gift}}$ is de minerale N uit de toegediende dierlijke mest of de kunstmest, en de $N_{\text{min_najaar}}$ is de minerale N na de oogst van het voorafgaande gewas. Een negatieve balans geeft aan dat een deel van de minerale stikstof niet teruggevonden is (door immobilisatie, ammoniakemissie, denitrificatie of uit- en afspoeling), terwijl een positieve waarde aangeeft dat er minerale stikstof bijgekomen is (door mineralisatie van de organische N in de mest en van bodemorganische stof of door stikstofdepositie).

Voor dunne varkensmest met een $N:P_2O_5$ -verhouding van 1,7 bleek dat de stikstofbalans gedurende 5-6 winterperiodes altijd negatief was. Bij een oplopende bemestingsreeks van 0, 215 en 430 kg ha⁻¹ N was de balans gemiddeld -40, -61, -125 kg ha⁻¹N (Tabel 4). Het is uit deze balans echter niet op te maken of de minerale stikstof uit het systeem verdwenen is door uitspoeling, ammoniakemissie of denitrificatie, of dat deze geïmmobiliseerd is door de microbiële biomassa in de grond.

Tabel 4. Verandering van minerale N (kg ha⁻¹) in de bovenste 90 cm gedurende de winterperiode na toediening van 0, 215 en 430 kg ha⁻¹ N dunne varkensmest over graanstopfels in het najaar.

Periode	Mestgift (kg ha ⁻¹ N)		
	0	215	430
Winter 86/87	-68	-85	-170
Winter 87/88	-29	-52	-108
Winter 88/89	-25	-80	-155
Winter 89/90	-45	-74	-100
Winter 90/91	-69	-64	-93
Winter 91/92	-6	-11	
Gemiddeld	-40	-61	-125

Bron: Hengstdijk, 1992

Het feit dat de minerale fractie in de dunne varkensmest meestal meer dan 50% van het totale stikstofgehalte bedroeg (Hengstdijk, 1992), is wellicht mede de oorzaak van de negatieve balans. Deze stikstoffractie is immers uiterst mobiel en kan in theorie snel via immobilisatie, ammoniakemissie, denitrificatie en uitspoeling uit de bodemoplossing verdwijnen, waardoor de balans negatief wordt.

Een meer complete stikstofbalans dan gedefinieerd door Hengstrijk wordt gegeven door Carey et al. (1997) voor grasland, waarvan de verschillende onderdelen in het voorafgaande al besproken zijn. De gegevens zijn verkregen door gebruik te maken van ^{15}N -stikstof als tracer.

Tabel 5 geeft een samenvatting van de resultaten met als belangrijkste conclusies:

- ongeveer 27% en 15% stikstofverlies ten gevolge van ammoniakvervluchtiging trad op uit de toegediende dunne varkensmest bij giften van respectievelijk 200 en 400 kg ha⁻¹ N,
- zo'n 8% van de gemerkte stikstof in de behandeling met 200 kg ha⁻¹ N was na twee jaar uitgespoeld, tegenover 19% in de behandeling met 400 kg ha⁻¹ N,
- iets meer dan 20% werd teruggevonden in het gewas,
- 15% resp. 13% werd in bodemorganische stof en 'wortel-afgeleid materiaal' teruggevonden,
- 29% resp. 32% bij 200 en 400 kg ha⁻¹ N werd geacht door denitrificatie te zijn verdwenen. Deze hoeveelheden werden berekend door de gemeten andere posten af te trekken van de toegediende hoeveelheid N in de mest. De denitrificatie bleek dus in beide mestbehandelingen procentueel even groot te zijn.

Tabel 5. Gemiddelde stikstofbalans over twee jaar van een oppervlakkige toediening in het najaar van ^{15}N -gemerkte dunne varkensmest (200 en 400 kg ha⁻¹ N) op zavelgrasland.

	Gemiddelde 'recovery' van de toediende ^{15}N (%)	
	200 kg ha ⁻¹ N	400 kg ha ⁻¹ N
Ammoniakemissie	26,5	15,4
Uitspoeling	7,6	18,8
Gewas	21,7	21,1
Bodemorganische stof	15,1	12,8
Totaal	70,9	68,1
Denitrificatie*	29,1	31,9

* Denitrificatie berekend als het verschil tussen toegediend en teruggevonden

Bron: Carey et al. 1997

Na toediening van dierlijke mest kan de aanwezige stikstof verschillende routes in het systeem volgen. Figuur 2a geeft een schatting van waarschijnlijke stikstofstromen bij najaarstoediening van dunne varkensmest op kleigronden, rekening houdend met beschikbare literatuurgegevens. Bij de berekeningen zijn in het schema de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- de maximale ammoniakemissie bedraagt 10% van de minerale fractie in de mest,
- maximaal 40% van de toegediende stikstof gaat verloren door denitrificatie; het benutting-percentage door het volggewas bedraagt 20%,
- de fractie uit-/afspoeling is uit deze gegevens afgeleid en vormt een ondergrens.

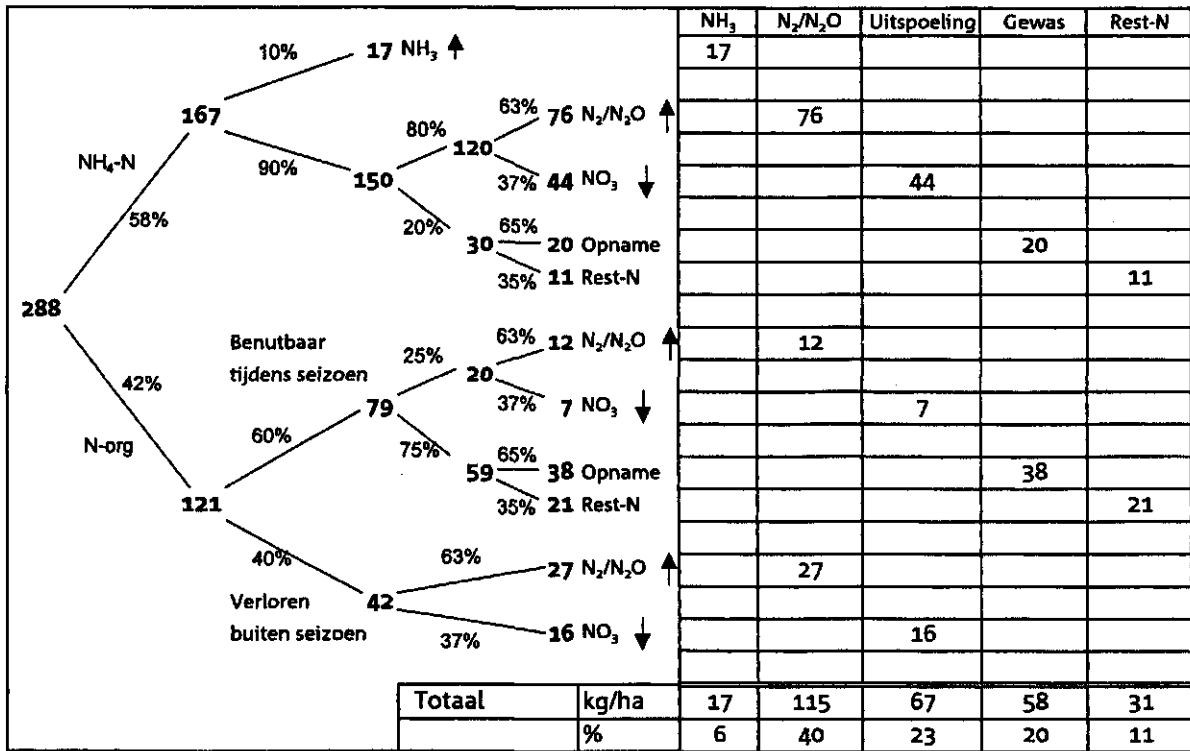
De 288 kg ha⁻¹ toegediende stikstof in de dunne varkensmest is voor 58% in minerale vorm aanwezig en voor 42% in organische vorm (Beijer & Westhoek, 1996). Maximaal 10% van de minerale fractie verdwijnt door ammoniakvervluchtiging (Wouters et al. 1994; Beijer & Westhoek, 1996). Van de overige 90% komt ongeveer 20% beschikbaar voor het gewas en verdwijnt 80% door uitspoeling en denitrificatie (Lammers, 1983; Schröder et al., 1994).

Van de 42% stikstof in de organische fractie van de dunne varkensmest gaat ca 40% buiten het groeiseizoen verloren (Lammers, 1983) door uitspoeling en denitrificatie. De overige 60% is benutbaar tijdens het groeiseizoen. Ook hiervan zal waarschijnlijk nog een deel verdwijnen door uitspoeling en denitrificatie (25%) en een deel beschikbaar komen voor het gewas (75%).

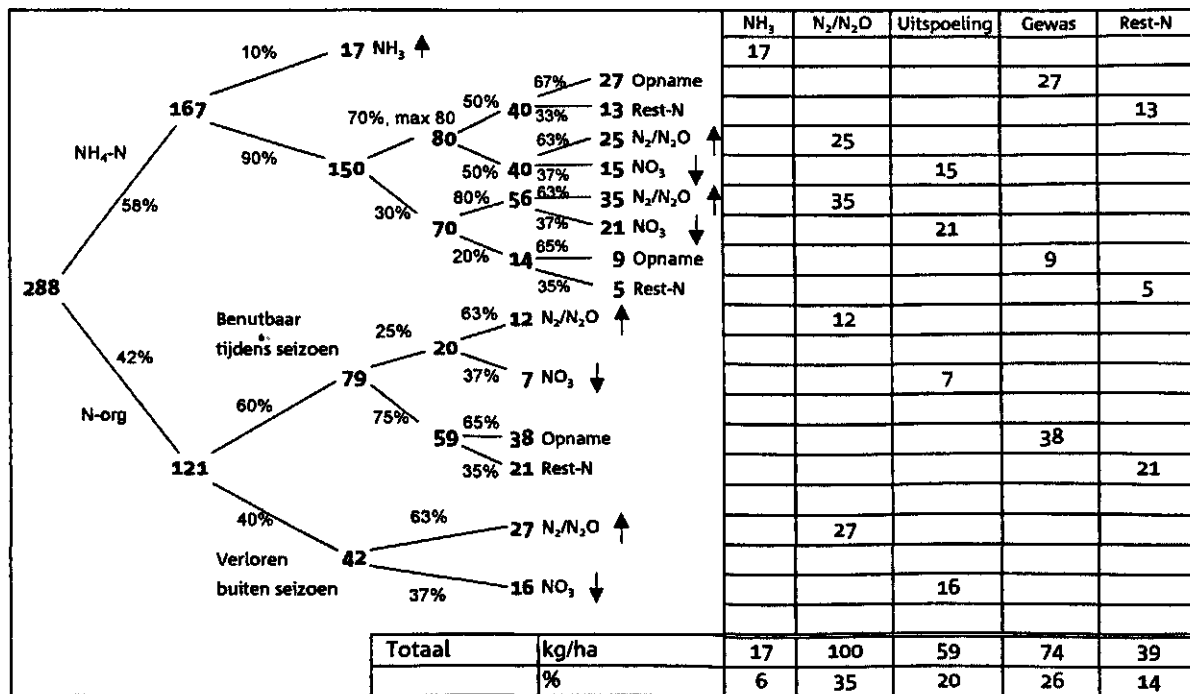
Van de hoeveelheid stikstof die uit de minerale en de organische fracties van de mest beschikbaar is gekomen voor het gewas wordt uiteindelijk zo'n 65% opgenomen, waardoor het benuttingpercentage op 20% uitkomt. De overige 35% blijft als reststikstof achter in de grond (Prins et al., 1988; Schröder et al., 1997).

De procentuele verdeling van de verliezen over de posten uit-/afspoeling van NO_3 en denitrificatie (respectievelijk 37% en 63%) wordt opgelegd door de aanname dat maximaal 40% van de toegediende stikstof in de mest door denitrificatie verloren kan gaan. Terugkomend op de probleemstelling van de deskstudie, blijkt uit de tabel dat dan de uit-/afspoeling ten minste 23% is. Wanneer de hoeveelheid die door denitrificatie verdwijnt kleiner is dan 40%, dan neemt de uitgespoelde hoeveelheid evenredig toe.

Figuur 2b geeft een schatting van waarschijnlijke stikstofstromen bij najaarstoediening van dunne varkensmest op kleigronden, maar dan met vastlegging van minerale stikstof in een groenbemester of door immobilisatie bij afbraak van de graanstoppel. De minerale stikstof in de mest volgt dan een iets andere route in het systeem omdat 70% van de overgebleven minerale stikstof wordt opgenomen door een groenbemester, met een maximum van 80 kg ha^{-1} . Later komt 50% hiervan weer beschikbaar voor het gewas en 50% verlaat het systeem door uitspoeling en denitrificatie (Schröder et al., 1997). Toepassing van een groenbemester geeft een verhoging te zien van het benuttingpercentage door het volggewas, gepaard gaande met een vermindering van stikstofuitspoeling en denitrificatie.



Figuur 2a. Stikstofstromen bij najaarstoediening van 288 kg ha⁻¹ N in dunne varkensmest op kleigronden.



Figuur 2b. Stikstofstromen bij najaarstoediening van 288 kg ha⁻¹ N in dunne varkensmest op kleigronden met vastlegging van minerale stikstof in een groenbemester of door immobilisatie bij afbraak van de graanstoppel.

5. Mineralenbalansen en saldi van akkerbouwbedrijven op kleigrond

Om inzicht te krijgen in de mineralenbalans en het saldo van een akkerbouwbedrijf met een bouwplan bestaande uit een vierjarige rotatie van aardappelen, graan, suikerbieten en graan, zijn enkele scenario's uitgewerkt voor najaarstoediening van dunne varkensmest op kleigronden. De volgende uitgangspunten zijn gehanteerd:

- Uitgegaan wordt van dunne varkensmest met N: P₂O₅-verhouding 1,8:1.
- De werkingscoëfficiënt van dunne varkensmest wordt gesteld op 20% voor najaarstoediening en 60% voor voorjaarstoediening.
- Minimaal benodigde kunstmeststartgift 0, met uitzondering van aardappelen en maïs (30 kg N per half jaar).
- De mest wordt emissiearm toegediend, d.w.z. minder dan 10% van de minerale stikstof in de mest verdwijnt door ammoniakvervluchtiging (Beijer & Westhoek, 1996).
- Twee giften per vierjarig bouwplan worden gegeven van 160 kg ha⁻¹ P₂O₅ per keer, overeenkomend met 288 kg ha⁻¹ N.
- De bodemorganische-stofbalans wordt in evenwicht verondersteld met een gewenste aanvulling tot 1250 kg ha⁻¹ per jaar. Een tekort op de organische-stofbalans wordt aangevuld door achterlaten van graanstro, bij onvoldoende aanwezigheid van graan in het bouwplan wordt verder aangevuld met GFT.
- Berekening van benodigde N-, P-, en K-kunstmeststoffen bij een verondersteld onvermijdbaar P₂O₅-verlies van 20 en 0 kg ha⁻¹ P₂O₅ per jaar bij gebruiksnorm van resp. 160 en 120 kg ha⁻¹ P₂O₅ per twee jaar.
- Opbrengsten, prijzen, gehalten, organische-stofbijdragen zijn gehanteerd volgens Stouthart & Leferink (1992), Spigt & Janssen (1997) en Anonymus (1989).
- N-heffing: NLG 1,50 vanaf overschot 100 kg ha⁻¹ N; P₂O₅-heffing: NLG 5,00 voor de eerste 5 kg vanaf overschot van 20 kg ha⁻¹ P₂O₅ (0 kg P₂O₅ per ha bij gebruiksnorm van 120 kg ha⁻¹ P₂O₅ per twee jaar) en NLG 20,00 voor iedere volgende kg overschot.
- Aangehouden prijzen voor dunne varkensmest en GFT NLG 0,00 per ton.
- 'Saldo' op bedrijfsniveau = gewogen gewassaldi ((opbrengst x prijs) + (opbrengst eventuele stroverkoop) - (N-kunstmest kosten) - (P- en K-kunstmestkosten) - (kosten groenbemester) - (overschotheffingen).

De volgende vijf scenario's worden verder uitgewerkt (Tabel 6):

- A. Kunstmest.
- B. Dunne varkensmest toegediend in het najaar zonder groenbemesters (288 kg ha⁻¹ N per twee jaar op de graanstoppel t.b.v. een hakvrucht; 144 kg ha⁻¹ N per jaar in geval van 100% maïs).
- C. Dunne varkensmest toegediend in het najaar met een groenbemester (als B met N-opname van 80 kg ha⁻¹; 40 kg in geval van maïs; kosten NLG 200 ha⁻¹).
- D. Dunne varkensmest toegediend in het voorjaar (288 kg ha⁻¹ N per twee jaar op hakvrucht; 144 kg ha⁻¹ per jaar in geval van 100% maïs).
- E. Als D met structuurschade-effect van 20% in de hakvruchten.

Uit Tabel 6 kunnen we de volgende conclusies trekken:

- Het gebruik van dunne varkensmest op kleigrond ($288 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ per twee jaar) in de herfst (scenario B) gaat met uitzondering van maïs gepaard met een overschrijding van de stikstofverliesnorm (2008: $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$).
- Toepassen van groenbemesters (scenario C) vermindert het stikstofoverschot weliswaar, maar niet voldoende.
- Wanneer de gebruiksnorm naar $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ per twee jaar ($220 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ per twee jaar) wordt verlaagd (bemesten op basis van onttrekking) in combinatie met de toepassing van een groenbemester, vermindert het stikstofoverschot tot onder $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ (met uitzondering van het bouwplan met 25% graszaad).
- Voorjaarstoediening van dunne varkensmest (scenario D) gaat gepaard met een sterke verlaging van het stikstofoverschot, tenzij dit gepaard gaat met structuurschade. Wanneer deze schade bij hakvruchten 20% is, blijkt het stikstofoverschot op hetzelfde niveau te liggen als bij najaarstoediening gecombineerd met een groenbemester (Scenario E).
- Indien de mest kostenloos wordt geleverd en uitgereden, is het saldo, ondanks de daaruit voortvloeiende stikstofoverschotsheffing, bij najaarstoediening van dunne varkensmest nog altijd hoger dan bij gebruik van kunstmest; bij voorjaarstoediening geldt dit alleen als het uitrijden plaatsvindt zonder structuurschade.

Tabel 6. Effect van bemestingsstrategie en bouwplan op de mineralenbalans en het saldo van een akkerbouwbedrijf.

Teeltfrequentie (%) en gewasrotaties:	Gebruiks norm					N-overschot (kg N per ha)					Saldo-effect t.o.v. kunstmest (NLG per ha)							
	poot- aard- appel	cons. aard- appel	winter- tarwe	suiker- bieten	zomer- gerst	gras- zaad	snijmais	bemestingsstrategie:					bemestingsstrategie:					
								A	B	C	D	E	A	B	C	D	E	
25	25	25	25	25	25			80	-4	112	94	85	96	87	150	87	196	-1006
25	25	25	25	25	25			80	11	120	102	94	105	139	193	139	252	-959
25	25	25	25	25	25	25		80	35	150	132	124	135	31	84	31	151	-1068
	25	25	25	25	25			80	11	127	107	80	94	91	139	91	231	-696
	25	25	25	25	25	25		80	26	135	115	89	103	129	177	129	282	-644
	25	25	25	25	25	25		80	50	165	145	118	132	25	73	25	194	-753
25	25	25	25	25	25			60	-4	83	63	49	60	57	136	57	172	-1024
25	25	25	25	25	25			60	11	91	71	58	69	107	185	107	221	-973
25	25	25	25	25	25	25		60	35	121	101	88	99	53	101	53	169	-1033
	25	25	25	25	25			60	11	98	78	55	69	58	136	58	183	-732
	25	25	25	25	25	25		60	26	107	87	63	77	106	175	106	232	-684
	25	25	25	25	25	25		60	50	136	116	93	107	33	82	33	183	-744
							100	80	6	102	82	44	77	-15	160	-15	226	-425
							100	60	6	76	53	32	65	-60	120	-60	167	-483

6. Conclusies

Toediening van dierlijke mest vindt op kleigronden met name plaats in het najaar omdat toediening in het voorjaar structuurschade oplevert. In een vierjarige rotatie met bv. aardappels, graangewas, suikerbieten en graangewas, wordt meestal tweemaal dierlijke mest uitgereden over de graanstoppel. Om de omvang van najaarstoediening van dierlijke mest op kleigronden goed in te kunnen schatten is het van belang te weten dat in 1997 ongeveer 136.000 ha graan verbouwd werd op kleigronden. Bij een gift van $160 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ per twee jaar komt dat overeen met een plaatsingsruimte van 22 miljoen kg fosfaat.

De stikstof in dunne varkensmest die in het najaar op deze kleigronden wordt uitgereden, blijkt voor ongeveer 20% in het volggewas terecht te komen. Dit lage benuttingpercentage heeft als keerzijde dat de overige 80% elders terecht komt. Doordat de mest tegenwoordig emissiearm wordt toegediend, wordt aangenomen dat minder dan 6% van alle meststikstof als ammoniak zal vervluchtigen. Uit de literatuur blijkt dat 0-40% van de stikstof door denitrificatie kan verdwijnen en ongeveer 10% in de bodem achterblijft. Tenminste 23% van de aanwezige stikstof in de varkensmest verdwijnt door uitspoeling. Wanneer de hoeveelheid die door denitrificatie verdwijnt kleiner is dan 40%, dan neemt de uitgespoelde hoeveelheid evenredig toe. Najaarstoediening van dunne varkensmest op kleigronden heeft dus een geringe waarde als stikstofbron voor het volggewas. Het risico van uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater is groot. De mineralenbalans laat zien dat bij najaarstoepassing van $288 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ in dunne varkensmest op kleigrond, de stikstofverliesnorm (2008: $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$) vrijwel altijd overschreden wordt. Bij bemesting op basis van kunstmest is dat niet het geval.

Groenbemesters lijken in geringe mate bij te kunnen dragen om het benuttingpercentage van het volggewas te verhogen. De kans op uitspoeling wordt iets kleiner. Scenario-berekeningen laten echter zien dat het stikstofoverschot op de mineralenbalans nog steeds onvoldoende wordt verminderd. Pas wanneer de gebruiksnorm naar $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ per twee jaar ($220 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$) wordt verlaagd in combinatie met de toepassing van een groenbemester, dan vermindert het stikstofoverschot in vrijwel alle gevallen tot onder $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$.

Toediening van dunne varkensmest in het voorjaar gaat gepaard met een sterke verlaging van het stikstofoverschot. Deze wijze van toediening heeft echter niet de voorkeur van akkerbouwers op kleigrond in verband met het risico van structuurschade. De financiële gevolgen daarvan zijn aanzienlijk.

Referenties

- Anonymus. 1989.
Handboek voor de akkerbouw en de groenteteelt in de vollegrond. PAGV, Lelystad, Publicatie 47.
- Beckwith C.P., J. Cooper, K.A. Smith, & M.A. Shepherd. 1998.
Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. I. Effects of application time, manure type, overwinter crop cover and nitrification inhibition. *Soil Use and Management* 14: 123-130.
- Beijer L. & H. Westhoek. 1996.
Meststoffen voor de rundveehouderij – samenstelling, werking en gebruik. Informatie en Kennis Centrum Landbouw, Ede, 109 pp.
- Bertilsson G. 1988.
Lysimeter studies of nitrogen leaching and nitrogen balances as affected by agricultural practices. *Acta Agriculturae Scandinavica* 38: 3-11.
- Beschrijvende Rassenlijst voor Landbouwgewassen nr. 64. 1989.
RIVRO, Wageningen. 336 pp.
- Bronswijk J.J.B., W. Hamminga & K. Oostindie. 1995.
Nitraatuitspoeling uit kleigronden en consequenties voor oppervlaktewaterkwaliteit. *H₂O* 28: 104-106, 111.
- Carey P.L., A.W. Rate & K.C. Cameron. 1997.
Fate of nitrogen in pig slurry applied to a New Zealand pasture soil. *Australian Journal of Soil Research* 35: 941-959.
- Cameron K.C., A.W. Rate, P.L. Carey & N.P. Smith. 1995.
The fate of nitrogen in pig slurry applied to a shallow, stoney pasture soil. *New Zealand Journal of Agriculture* 38: 533-542.
- Chadwick D. 1997.
Nitrous oxide and ammonia emissions from grassland following applications of slurry: potential abatement practices. In: *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. Eds. S.C. Jarvis & B.F. Pain. CAB International. pp. 257-264.
- Colbourn P. & R.J. Dowdell, 1984.
Denitrification in field soils. *Plant and Soil* 76: 213-226.
- Corré W.J. 1994.
Nitraatuitspoeling bij herfsttoediening van dierlijke mest. AB-DLO, Haren, Rapport 2.
- Davies D.B., T.W.D. Garwood & A.D.H. Rochford. 1996.
Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. *Journal of Agricultural Science*: 126: 75-86.
- Fraser P.M., K.C. Cameron & R.R. Sherlock. 1994.
Lysimeter study of the fate of nitrogen in animal urine returns to irrigated pasture. *European Journal of Soil Science* 54: 439-447.
- Freney J.R., J.R. Simpson & O.T. Denmead. 1983.
Volatilisation of ammonia. In: *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems*. Eds. J.R. Freney & J.R. Simpson. pp. 1-32.
- Frost J.P., R.J. Stevens & R.J. Laughlin. 1990.
Effect of separation and acidification of cattle slurry on ammonia volatilisation and on the efficiency of slurry nitrogen for herbage production. *Journal of Agricultural Science* 115: 49-56.

- Guenzi W.D., W.E. Beard, F.S. Watanabe, S.R. Olsen & L.K. Porter. 1978.
Nitrification and denitrification in cattle manure-amended soil. *Journal of Environmental Quality* 7: 196-202.
- Heck A.F. 1931.
Conservation and availability of the nitrogen in farm manure. *Soil Science* 31: 335-363.
- Hengstdijk H. 1992.
Najaarstoediening van dierlijke mest op kleigronden. PAGV, Lelystad, Verslag 149.
- Jury W.A. & H. Flühler. 1992.
Transport of chemicals through soil: mechanisms, models, and field applications. *Advances in Agronomy* 47: 141-201.
- Kroes J.G., W.J.M. de Groot, J. Pankow & A. van den Toorn. 1996.
Kwantificering van de nitraatuitspoeling bij landbouwgronden. SC-DLO, Wageningen, Rapport 440.
- Lammers H.W. 1983.
Gevolgen van het gebruik van organische mest op bouwland. CAD voor Bodemaangelegenheden in de Landbouw, Wageningen, 44 pp.
- Landman A. 1988.
Geschiktheid van groenbemesters voor N-conservering na drijfmesttoewending. *Ad Fundum* 6: 16-24
- Lind A.M., K.K. Debosz & M. Maag. 1995.
N-balance for mineral N on spring barley cropped sandy loam and coarse sandy soil with mineral and organic fertilizers. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B. Soil and Plant Science* 45: 39-50.
- Martinez J. & G. Guiraud. 1990.
A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *Journal of Soil Science* 94: 5-16.
- Misselbrook T.H., J.A. Laws & B.F. Pain. 1996.
Surface application and shallow injection of cattle slurry on grassland: nitrogen losses, herbage yields and recoveries. *Grass and Forage Science* 51: 270-277.
- Morvan T., P. Leterne & B. Mary. 1996.
Quantification des flux d'azote consécutifs à un épandage de lisier de porc sur triticales en automne par marquage isotopique ¹⁵N. *Agronomie* 16: 541-552.
- Nihlgard B. 1985.
The ammonia hypothesis – an additional explanation to the forest die-back in Europe. *Ambio* 14: 2-8.
- Pain B.F., K.A. Smith & C.J. Dyer. 1986.
Factors affecting the response of cut grass to the nitrogen content of dairy cow slurry. *Agricultural Wastes* 17: 189-202.
- Pain B.F., V.R. Philips, C.R. Clarckson & J.V. Klarenbeek. 1989.
Loss of nitrogen through ammonia volatilisation during and following the application of pig or cattle slurry to grassland. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 47: 1-12.
- Pain B.F., T.H. Misselbrook & Y.J. Rees. 1994.
Effects of nitrification inhibitor and acid addition to cattle slurry on nitrogen losses and herbage yields. *Grass and Forage Science* 49: 209-215.
- Paul J.W. & B.J. Zebarth. 1997.
Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. *Canadian Journal of Soil Science* 77: 231-240.

- Postma S. 1995.
Toediening van dierlijke mest op löss-, dal- en lichte zavelgrond. Proefstation voor de Akkerbouw en de Groenteteelt in de Vollegrond, Lelystad, Verslag 197, 111 pp.
- Prins W.H., K. Ditz & J.J. Neeteson. 1988.
Current recommendations for nitrogen fertilisation within the EEC in relation to nitrate leaching. Proceedings of the Fertilizer Society, No 26, Londen.
- Rassenlijst Landbouwgewassen nr 73. 1998.
CPRO-DLO, Wageningen. 305 pp.
- Rate A.W. & K.C. Cameron. 1992.
Nutrient mineralisation from soil amended with pig slurry: an incubation study. *In: The Use of Wastes and Byproducts as Fertilisers and Soil Amendments for Pastures and Crops*. Eds. P.E.H. Gregg & L.D. Currie. pp. 261-269.
- Rice C.W., P.E. Sierzega, J.M. Tiedje & L.W. Jacobs. 1988.
Stimulated denitrification in the microenvironment of a biodegradable organic waste injected into soil. *Soil Science Society of America Journal* 52: 102-108.
- Ritsema C.J. 1998.
Flow and transport in water repellent sandy soils. PhD thesis. 215 pp.
- Schröder J.J., L. ten Holte, H. van Keulen & J.H.A.M. van Steenvoorden. 1993.
Effects of nitrification inhibitors and time and rate of slurry and fertilizer N application on silage maize yield and losses to the environment. *Fertilizer Research* 34: 267-277.
- Schröder J.J., W. van Dijk & W.J.M. de Groot. 1996.
Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 44: 293-315.
- Schröder J.J., L. ten Holte & B.H. Janssen. 1997.
Non-overwintering cover crops: a significant source of N. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 45: 231-248.
- Sommer S.G. & A.K. Ersbøll. 1994.
Soil tillage effects on ammonia volatilisation from surface applied or injected animal slurry. *Journal of Environmental Quality* 23: 493-498.
- Spigt R.M. & T.L.J. Janssen. 1997.
Kwantitatieve Informatie Akkerbouw en Vollegrondsgroenteteelt 1997-1998. PAGV, Lelystad, Publicatienr. 85.
- Steffens G. & H. Vetter. 1984.
Stickstoffverlagerung nach Gülledüngung mit und ohne Zwischenfruchtanbau. *Landwirtschaftliche Forschung Sonderheft* 40: 355-362.
- Stouthart F. & J. Leferink. 1992.
Mineralenboekhouding. IKC-DLV-CLM rapport. Misset, Doetinchem, 109 pp.
- Thompson R.B. 1989.
Denitrification in slurry-treated soil: occurrence at low temperatures, relationship with soil nitrate and reduction by nitrification inhibitors. *Soil Biology and Biochemistry* 21: 875-882.
- Thompson R.B., J.C. Ryden & D.R. Lockyer. 1987.
Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. *Journal of Soil Science* 38: 689-700.
- Thompson R.B., B.F. Pain & D.R. Lockyer. 1990.
Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. *Plant and Soil* 125: 109-117.
- Unwin R.J., Pain B.F. & W.N. Whinham. 1986.
The effect of rate and time of application of nitrogen in cow slurry on grass cut for silage. *Agricultural Wastes* 15: 253-268.

- Van den Abbeel R., D. Paulus, C. de Ruyscher & K. Vlassak. 1990.
Measuring denitrification following application of pig slurry to soil. *In: Proc. International Workshop on Denitrification in Soil, Rhizosphere and Aquifer*. Eds. G. Benckiser, N.N. Goswami & J.C.G. Ottow. pp. 217-226.
- Van Enkevort P. 1988.
Nitrificatieremmers en nitraatuitspoeling bij toediening van dierlijke mest. IB, Haren, Nota 194.
- Van Faassen H.G. & H. Van Dijk. 1987.
Manure as source of nitrogen and phosphorus in soils. *In: Animal Manures on Grassland and Fodder Crops. Fertilizer or Waste. Proceedings of an International Symposium of the European Grassland Federation*. Eds H.G. van de Meer, R.G. Unwin, T.A. van Dijk & G.C. Ennik. pp. 27-45.
- Von Rheinbaben W. 1990.
Nitrogen losses from agricultural soils through denitrification – a critical evaluation. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 153: 157-166.
- Whitehead D.C. & A.W. Bristow. 1990. Transformations of nitrogen following the application of ¹⁵N-labelled cattle urine to an established grass sward. *Journal of Applied Ecology* 27: 667-678.
- Wouters A.P., J.F.M. Huijsmans, J.J. Schröder, D.W. Bussink, J.H. Geuring, A.J.H. van Lent & H.G. van de Meer. 1994.
Toediening van dierlijke mest op grasland en maïslaan. *In: Naar Veehouderij in Balans 10 jaar FOMA onderzoek. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij*. Eds. M.H.A. de Haan & N.W.M. Ogink. 164 pp.
- Wyland L.J., L.E. Jackson, W.E. Chaney, K. Klonsky, S.T. Koike & B. Kimple. 1996.
Winter cover crops in a vegetable cropping system: Impacts on nitrate leaching, soil water, crop yield, pests and management costs. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 59: 1-17.