

rapport a

Rapport A 89.086

AMMONIAKEMISSION BIJ VERSCHILLENDE
TOEDIENINGSMETHODEN VAN DUNNE MEST
AAN GRASLAND

ir. D.W. Bussink (NMI),
ing. J.V. Klarenbeek (IMAG)
ir. J.F.M. Huijsmans (IMAG)
en ing. M. Bruins (IMAG)

vertrouwelijk, niet voor publikatie

Rapport A 89.086

AMMONIAKEMISSION BIJ VERSCHILLENDE
TOEDIENINGSMETHODEN VAN DUNNE MEST
AAN GRASLAND

ir. D.W. Bussink (NMI),
ing. J.V. Klarenbeek (IMAG)
ir. J.F.M. Huijsmans (IMAG)
en ing. M. Bruins (IMAG)

Rapporten van het NMI dienen ter informatie van de opdrachtgever(s) en worden niet als officiële publikaties beschouwd. Zij bevatten veelal resultaten van niet afgesloten onderzoek en/of dienen als discussiestuk.

Rapporten worden slechts na overleg met de opdrachtgever(s) buiten het NMI verspreid.

Niets uit de inhoud mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt, op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever(s).

VERSPREIDING

ir. G.J. Monteny	FOMA	20x
ing. J.V. Klarenbeek	IMAG	5 x
ir. J.F.M. Huijsmans	IMAG	5 x
dr.ir. W.H. Prins	NMI	1 x
ir. W. de Boo	NMI	1 x
ir. D.J. den Boer	NMI	1 x
ir. D.W. Bussink	NMI	1 x
dr.ir. O. Oenema	NMI	1 x
prof.dr.ir. L. 't Mannetje	NMI, voorzitter	1 x

INHOUD

	Blz.
SAMENVATTING EN CONCLUSIES	2
INLEIDING	3
MATERIAAL EN METHODE	4
Proefopzet	4
De massabalansmethode	4
De meetopstelling	6
Proefvelden	6
Mesttoediening	7
Ammoniakmetingen	8
Berekening NH_3 -flux	9
RESULTATEN EN DISCUSSIE	10
De ammoniakemissie per meetperiode	10
De invloed van het weer	14
De invloed van grondsoort en gewas	14
Dunne rundermest versus dunne varkensmest	15
Foutenanalyse	15
REFERENTIES	19

BIJLAGEN 1 t/m 5

Bijlage 1 De verdeling van de vijf objecten over het proefveld.

Bijlage 2 De benadering van een cirkel door mest in stroken van verschillende lengte uit te rijden.

Bijlage 3 Een Monte Carlo analyse voor meetperiode 4.

Bijlage 4 De gemiddelde samenstelling van de gebruikte mest.

Bijlage 5 De verdeling van de 100 gesimuleerde fluxen voor 6 tijdsintervallen van de 4e meetperiode.

SAMENVATTING EN CONCLUSIES

In 1989 is door het IMAG en het NMI gezamenlijk onderzoek verricht naar de beperking van ammoniakemissies bij het toedienen van dunne mest aan grasland. Daartoe zijn vijf toedieningstechnieken met elkaar vergeleken:

- bovengronds toedienen (10 ton/ha);
- bovengronds toedienen (10 ton/ha) gevolgd door inregenen;
- bovengronds toedienen van één op drie verdunde mest (één deel mest en drie delen water met in totaal 40 ton/ha);
- zodebemesting (20 ton/ha);
- mestinjectie (40 ton/ha).

Om het effect op de ammoniakemissie van deze technieken met elkaar te kunnen vergelijken zijn de metingen zoveel mogelijk onder dezelfde omstandigheden uitgevoerd. Dit betekent dat alle toedieningstechnieken op hetzelfde proefveld tegelijkertijd onderzocht zijn.

Er zijn twee metingen in maart en april op zandgrond uitgevoerd en twee in juli op kalkrijke kleigrond. Bij de eerste serie, in maart en in juli werd dunne rundermest (drm) toegediend en bij de tweede serie in april en in juli dunne varkensmest (dvm). De ammoniakemissie werd gemeten met behulp van de micrometeorologische massabalansmethode.

- o Als de ammoniakemissie bij bovengronds toedienen op 100 procent wordt gesteld, dan geeft injectie slechts een emissie van 2 procent, zodebemesting een emissie variërend van 9 tot 16 procent, verdunde mest een emissie variërend van 27 tot 55 procent en bovengronds toedienen gevolgd door inregenen een emissie variërend van 10 tot 45 procent. De gemeten emissies (in kg N per ha) zijn sterk afhankelijk van de weersomstandigheden.
- o Op grond van de grote variatie in de gemeten emissies is het niet verantwoord om op basis van deze 4 meetcycli te werken met een gemiddeld reductiepercentage ten opzichte van bovengronds toedienen.
- o Er zijn geen duidelijk verschillen in emissie aangetoond tussen drm en dvm.
- o De grootste vervluchtiging van bovengronds toegediende dunne mest treedt de eerste uren na uitrijden op.
- o Indien inregenen wordt toegepast, is het zaak hiermee onmiddellijk na of tijdens het toedienen van de dunne mest te beginnen.
- o Inregenen met een haspelinstallatie en het met een vacuüm-tank toedienen van water zijn in de praktijk minder geschikt als methode om de ammoniakemissie te reduceren, omdat er teveel tijd verstrijkt voordat het gehele perceel beregend is.
- o Bij het toepassen van de zodebemester is het belangrijk dat niet meer dan 20 m³ wordt toegediend opdat de mest niet boven de gleufjes uitkomt. Het laatste kan namelijk een sterke vergroting van de vervluchtiging geven.

INLEIDING

Bij het bovengronds uitrijden van dunne mest op grasland blijft veel mest aan het gras kleven. Het in de mest aanwezige vocht kan snel (afhankelijk van de weersomstandigheden) verdampen, waardoor ook de in het vocht opgeloste ammonium als ammoniak snel kan vervluchtigen. De vervluchtiging varieert van 20 procent tot 100 procent van de in de mest aanwezige ammoniumstikstof. De verliezen kunnen zeer snel plaatsvinden. Van het totale ammoniakverlies kan 25 tot 55 procent plaatsvinden binnen het eerste uur na uitrijden. Niet alleen de weersomstandigheden zijn van invloed op de vervluchtiging maar ook het drogestofgehalte van de dunne mest en de hoeveelheid toegediende mest. Momenteel wordt als vuistregel gehanteerd dat bij bovengronds uitrijden van dunne mest 50 procent van de in de mest aanwezige ammoniumstikstof vervluchtigt.

Om de ammoniakverliezen terug te dringen dienen technieken te worden toegepast waardoor de in de mest aanwezige stikstof snel in contact komt met de grond en wordt afgesloten van de lucht.

Eén van de mogelijkheden daartoe is mestinjectie. Bij injectie wordt mest via injectietanden voorzien van een ganzevoet tot ongeveer 15 cm diep in de bodem gebracht. Als gevolg van zodebeschadiging en de geringe draagkracht van veel gronden is injectie niet overal toepasbaar. Volgens het rapport 'Mestinjectie, mogelijkheden, voordelen en problemen (1988)' is slechts een derde van het graslandareaal goed tot redelijk geschikt voor mestinjectie. Aangenomen wordt dat de zodebemester de problemen met zodebeschadiging ondervangt (via schijfkouters worden er tot 7 cm diepe sleufjes in het grasland gesneden, waar de mest in toegediend wordt). Voor de minder draagkrachtige gronden is ook zodebemesting geen oplossing. Technieken als inregenen en verdunnen van mest kunnen voor deze gronden perspectief bieden. Door het toevoegen van water aan de mest wordt de ammoniumconcentratie in de mest verlaagd, waardoor de snelheid van ammoniakvervluchtiging afneemt. Tevens spoelt de mest sneller in de bodem, waardoor het contact met de lucht geminimaliseerd wordt. Bij alle technieken blijft minder mest aan het gras kleven, waardoor het contactoppervlak met de lucht aanzienlijk verkleind wordt.

Tot nu toe zijn er nauwelijks ammoniakmetingen bij verschillende emissiebeperkende technieken uitgevoerd.

Dit rapport beschrijft de resultaten van vier meetcycli van ammoniakemissiemetingen waarin vijf technieken direct met elkaar vergeleken zijn. Dit zijn:

- oppervlakkig toedienen;
- oppervlakkig toedienen gevolgd door inregenen;
- oppervlakkig toedienen van verdunde mest;
- zodebemesting, het inbrengen van mest in een openstaande sleuf in de grond tot ongeveer 7 cm beneden maaiveld; en
- injectie, het injecteren van mest op ongeveer 15 cm beneden maaiveld.

Het doel van de metingen is vast te stellen hoeveel de ammoniakemissie op grasland gereduceerd kan worden bij toepassing van nieuwe technieken.

MATERIAAL EN METHODE

Proefopzet

De ammoniakemissie bij bovengrondse toediening hangt sterk af van de weersomstandigheden. Om het effect op de ammoniakemissie van verschillende technieken met elkaar te kunnen vergelijken is het belangrijk de metingen zoveel mogelijk onder dezelfde omstandigheden uit te voeren. Dit betekent dat alle toedieningstechnieken op hetzelfde proefveld en tegelijkertijd beproefd dienen te worden.

In vergelijkende veldproeven zijn de vervluchtigingen gemeten met gebruikmaking van praktijkmachines bij:

- bovengronds toedienen;
- bovengronds toedienen gevolgd door inregenen;
- bovengronds toedienen van één op drie verdunde mest (één deel mest en drie delen water);
- zodebemesting; en
- mestinjectie.

In totaal zijn er vier meetcycli geweest, waarbij alle vijf objecten direct met elkaar konden worden vergeleken. In de proeven is gebruik gemaakt van zowel dunne rundermest (drm) als dunne varkenmest (dvm). Dit werd gedaan om twee redenen. Op grasland wordt vooral in het zuiden van het land naast dunne rundermest ook dunne varkensmest gebruikt. Ten tweede is de samenstelling van deze twee mestsoorten verschillend. Dunne varkensmest bevat meer stikstof dan dunne rundermest (zie bijlage 4). Dit zou verschillende emissies tot gevolg kunnen hebben (Vertregt, 1990).

Twee meetcycli zijn eind maart/begin april op zandgrond uitgevoerd (één met drm en één met dvm) en twee cycli in juli op kalkrijke kleigrond.

Bij de gehele proef was het de bedoeling de praktijkomstandigheden voor het uitrijden van dunne mest zo goed mogelijk te benaderen. Daartoe is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van praktijkmachines en zijn de hoeveelheden toegediende mest afgestemd op het advies voor de praktijk. Gestreefd werd om bij bovengronds 10 ton (al dan niet gevolgd door inregenen), bij bovengronds verdund 40 ton (één op drie verdund), bij zodebemesting 20 ton en bij injectie 40 ton per ha toe te dienen. De mest werd toegediend aan grasland met een gewashoogte die overeenkomt met die van gemaaid of gebloot grasland.

Om deze proef technisch te kunnen uitvoeren is gebruik gemaakt van drie meetopstellingen van het IMAG en twee meetopstellingen van het NMI.

De massabalansmethode

In het kort komt de meetmethode erop neer dat het verschil in ammoniakafvoer en -aanvoer van een veldje wordt gemeten. Daartoe wordt gewerkt met twee masten. De ene is geplaatst in het centrum van het proefveld (de centrale mast) en de andere daar waar de wind het proefveld binnenkomt (de randmast). Op verschillende hoogten worden de ammoniakconcentratie in de lucht en de windsnelheid bepaald. Daarnaast wordt ook de

windrichting geregistreerd. Met deze gegevens wordt de ammoniakstroom (flux) die het veld binnenkomt en verlaat berekend. Het verschil tussen deze twee is de hoeveelheid ammoniak die vervluchtigd is.

Als de ammoniakstroom die het veld binnenkomt nul is kan de ammoniakstroom die het veld verlaat als volgt worden weergegeven:

$$F = (1/x) \int_{z_0}^{z_p} \overline{uc} dz \quad (1)$$

- F = flux in $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$
- x = 'fetch', de afstand in meters tussen de plaats waar de wind het veld binnenkomt en de centrale mast. Bij een rond veld is x gelijk aan de straal. Bij een vierkant veld moet deze berekend worden.
- z_p = de hoogte boven het veldje waar de ammoniakconcentratie gelijk wordt aan de achtergrondsconcentratie (in m).
- z_0 = de ruwheidshoogte in meters (hier wordt de windsnelheid 0).
- $\overline{uc}$ = de over de tijd gemiddelde horinzontale flux op een willekeurige hoogte van de centrale mast in $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$.

Wordt $\overline{uc}$ nu geschreven als de som van gemiddelden, $\overline{u}$ en $\overline{c}$, en fluctuaties om deze gemiddelden, u' en c' , dan wordt de vergelijking voor de ammoniakflux:

$$F = (1/x) \int_{z_0}^{z_p} \overline{u c + u' c'} dz \quad (2)$$

De eerste term binnen de integraal wordt veroorzaakt door horizontale convectie terwijl de tweede veroorzaakt wordt door horizontale diffusie. De diffuse flux vindt plaats in tegengestelde richting van de convectieve flux. De term $\overline{uc}$ is moeilijk direct te meten. Om die reden worden $\overline{u}$ (de over de tijd gemiddelde windsnelheid) en $\overline{c}$ (de over de tijd gemiddelde concentratie) meestal op meerdere hoogten bepaald. De diffusie-term wordt in het algemeen verwaarloosd omdat die klein is vergeleken met de convectie-term (minder dan 10 procent). De diffusie-term wordt hier ook verwaarloosd. De fluxvergelijking wordt nu

$$F = (1/x) \int_{z_0}^{z_p} \overline{u} \overline{c} dz \quad (3)$$

Om (3) te kunnen oplossen is het gewenst $\overline{u}$ en $\overline{c}$ als functie van de hoogte (z) te kennen. In het geval van grote proefveldoppervlakken nemen $\overline{u}$ en $\overline{c}$ logaritmisch lineair toe met de hoogte. Bij kleine oppervlakken dient een empirische relatie tussen de hoogte en $\overline{u}$ en $\overline{c}$ te worden vastgesteld of moet (3) numeriek worden opgelost. Het succesvol toepassen van (3)

vereist dat $\bar{u}$ en $\bar{v}$ gemeten worden tot de hoogte van die luchtlag die nog concentratieverhogingen vertoont (z_p) ten opzichte van de achtergrondconcentratie. De hoogte van z_p hangt af van de oppervlakteruwheid, de atmosferische stabiliteit en de fetch. Ruwweg ligt z_p ongeveer in de orde van grootte van 0,1x, maar de atmosferische stabiliteit is hierop van grote invloed.

De fetch moet nauwkeurig bekend zijn. Als het veldje vierkant is varieert de fetch met de windrichting. Het is dan noodzakelijk regelmatig de windrichting te meten om aldus een gemiddelde fetch van het veldje gedurende een tijdsperiode te kunnen bepalen. Ideaal is dan ook een rond veldje.

De meetopstelling

Voor de veldmeting wordt gebruik gemaakt van dunne verplaatsbare aluminium masten. Aan de masten kunnen op meerdere hoogtes gaswasflessen aan de mast geklemd worden. Op de mast in het centrum van het object is de ammoniakconcentratie in de lucht op acht hoogtes, namelijk op 0,25; 0,40; 0,55; 0,75; 1,00; 1,30; 2,00 en 3,30 meter bepaald. Op de randmast is de ammoniakconcentratie in de lucht op vijf hoogtes, namelijk op 0,40; 0,75; 1,00; 1,30 en 2,00 of 2,30 meter bepaald. Op alle vijf de meetobjecten vond één duplometing van de ammoniakconcentratie plaats. De ammoniakconcentratie in de lucht kan worden vastgesteld door lucht door een wasfles met een 0,01 M salpeterzuuroplossing te leiden. De ammoniak blijft in de bubbler achter als ammoniumnitraat. Op een mast buiten de meetobjecten werd de windsnelheid op acht hoogtes tussen 0,40 en 3,50 meter gemeten om het windprofiel te kunnen bepalen. In de meetopstelling van het NMI staan de masten via PVC (ϕ 5mm) slang in verbinding met luchtpompen. De aangezogen lucht per tijdseenheid wordt gereguleerd met behulp van een flowmeter. Er vindt een correctie plaats voor het drukverlies tussen de flowmeter en de wasfles.

De IMAG-meetopstelling is in principe hetzelfde. De lucht wordt hier echter via één pomp met een verdeelunit aangezogen. Deze pomp zuigt een constante hoeveelheid lucht aan die afkomstig is van de 14 aanzuigpunten. De flowmeting net na het aanzuigpunt werd uitgevoerd met behulp van een elektronische flowmeter.

Proefvelden

Het proefveld in het voorjaar, met een oppervlakte van negen hectares, lag op dalgrond te Hardenberg. Het proefveld in juli, met een oppervlakte van tien hectares lag op een kalkrijke jonge zeelei te Swifterbant in Oostelijk-Flevoland. Per proefveld zijn de vijf meetobjecten steeds zo goed mogelijk verspreid over het perceel aangelegd (zie bijlage 1) om onderlinge beïnvloeding te voorkomen. De kortste afstand tussen de objecten varieerde tussen de 50 en 150 meter.

Mesttoediening

Voor de bovengrondse toediening van de mest is gebruik gemaakt van een vacuümverspreider (een praktijkmachine) en een doseermachine voor proefvelden (IB). Bij de vacuümverspreider is de mest via een ketsplaat over een breedte van ongeveer acht meter verspreid. De doseermachine bestaat uit een mest-verdeelboom met drie kleine ketsplaten met een gezamenlijke werkbreedte van tweeënhalve meter.

In tabel 1 is weergegeven welke machines zijn toegepast op de objecten met bovengrondse toediening (mest, verdund, inregenen) voor de achtereenvolgende meetcycli.

TABEL 1. De gebruikte machines bij bovengrondse toediening.

object	mest	verdunnen	inregenen
1. zandgrond	vac. tank	vac. tank	vac. tank
2. zandgrond	IB	IB	IB
3. kleigrond	vac. tank	IB	vac. tank
4. kleigrond	vac. tank	IB	vac. tank

vac. tank = een praktijkmachine en wel een vacuümverspreider met ketsplaat IB = doseermachine voor proefvelden.

Verdunning van de mest heeft plaatsgevonden vlak voor de mesttoediening of op de dag voor toediening. Alvorens verdunnen de mest uit te rijden is door overpompen een goede menging bewerkstelligd.

Het inregenen van de mest is bij de meetcycli op zandgrond uitgevoerd direct na de mesttoediening met een vacuümtank. Bij de proeven op kleigrond is voor het inregenen gebruik gemaakt van een haspelinstallatie. Het spuitkanon is direct na de mesttoediening over het veld getrokken. Gestreefd werd zowel op zand- als op kleigrond minimaal een gift van 10 mm water toe te dienen.

Bij de zodebemesting is de mest toegediend aan sleufjes in de grond met een onderlinge afstand van 20 cm. Twee schuinstaande schijven worden door de grond getrokken, waardoor een V-vormige sleuf ontstaat waarin de mest wordt toegediend. Aan het oppervlak blijft afhankelijk van de bodemcondities een sleuf van ± 2 cm breedte openstaan. Bij een sleufdiepte tot 10 cm kan 20 tot 25 m³ mest per ha gedoseerd worden zonder dat de mest uit de sleuven loopt en het gras besmeurt.

Bij de injectie is mest onder de zode toegediend. De injectietanden hebben een onderlinge afstand van 50 cm en plaatsen de mest op een diepte van ± 15 cm. Voor de breedteverdeling van de mest zijn de tanden voorzien van ganzevoeten. De injectiesleuven worden gelijk na het passeren van de injectietand dichtgerold, waardoor het contact met de atmosfeer wordt geminimaliseerd.

De objecten zijn aangelegd door de mest uit te rijden in stroken van een variabele lengte zodat een cirkel met een

diameter van ongeveer 45 meter ontstond (zie bijlage 2). Voor elk object zijn mestmonsters genomen (bijlage 4) bij alle vier de meetcycli.

Ammoniakmetingen

Bij het uitzetten van de veldjes en bij het toedienen van de mest wordt rekening gehouden met de windrichting. Dit wil zeggen dat de veldjes zodanig zijn uitgezet, dat eerst aan de helft van het object gelegen aan de lijzijde van centrale mast mest wordt toegediend. Op het moment dat aan deze helft mest is toegediend wordt de centrale mast geplaatst en worden de wasflessen aan de mast gehangen. Op deze wijze verstrijkt er weinig tijd voordat de emissie van de aan de loefzijde toegediende mest gemeten wordt. In de berekening van de NH_3 -emissie is het tijdsverschil tussen toedienen en het begin van de meting verdisconteerd. Op de vijf veldjes is gelijktijdig de mest toegediend.

Afhankelijk van de weersomstandigheden werden gedurende twee (dagen met stromende regen) tot tien dagen de emissiemetingen uitgevoerd. De wasflessen werden meerdere keren gewisseld.

Het wisselschema was ongeveer als volgt:

- dag 1 - 1 uur na begin
- 3 uur na begin
- 6 uur na begin
- 's avonds om 21.00 uur (zonsondergang)
- dag 2 tot 5 - 4 keer (om de 4,5 uur)
- dag 5 tot 9 - 's ochtends en 's avonds.

In juli zijn de wasflessen op het object waar de mest bovengronds werd toegediend, ook een half uur na begin gewisseld. Na toedienen zijn de objecten ter controle opgemeten om de straal van het object te kennen en om exact te kunnen uitrekenen hoeveel mest per ha was toegediend.

Uit tabel 2 blijkt dat het lastig is om de geplande hoeveelheid toe te dienen bij gebruikmaking van practijkmachines, vooral bij bovengrondse toediening. Vooral bij het toepassen van de zodebemester is het belangrijk dat niet teveel wordt toegediend opdat de mest niet boven de gleufjes uitkomt. Het laatste kan mogelijk een sterke verhoging van de vervluchtiging geven.

TABEL 2. Toegediende hoeveelheden dunne rundermest (drm) en dunne varkensmest (dvm) in ton/ha.

methode	maart drm	april dvm	juli drm	juli dvm
bovengronds	17,2	10	8,3	12,7
bovengronds verdund	13	40	40	40
bovengronds en inregen	12	10	7,2	14,1
zodebemesting	26,8	26	14	15,4
mestinjectie	50	49	42	35,6

Berekening NH_3 -flux

De gegevens van de veldmeting zijn met een 'GENSTAT' computerprogramma bewerkt. Van iedere meetperiode zijn de volgende gegevens ingevoerd in de computer:

- tijd tussen de monsterwisselingen;
- straal van de cirkel;
- hoogtes van de windmeters;
- de windsnelheid op uurbasis; en
- de hoogten en de berekende NH_3 -concentraties van iedere hoogte op de centrale mast en de randmast.

Voor het vaststellen van de relatie tussen u en z wordt een logaritmisch lineair verband uitgerekend tussen de windsnelheid en de hoogte. Hoge correlatiecoëfficiënten ($r^2 > 0,98$) bevestigen dat dit een redelijke aanname is. Het meetobject is betrekkelijk klein van omvang. Een logaritmisch verband tussen $\bar{c}$ en z wordt dan ook zelden gevonden. Met de computer wordt de concentraties per hoogte berekend door een rechtlijnige interpolatie tussen de meetpunten.

Om de NH_3 -flux te berekenen moet bepaald worden op welke hoogte (z_p) de concentratie op de centrale mast gelijk is aan de achtergrondconcentratie. Daartoe dient het concentratieprofiel van de randmast met de hoogte bekend te zijn. Deze kan als volgt worden vastgesteld:

- a) als een logaritmisch lineair verband met de hoogte;
- b) als gemiddelde van de randmastconcentraties;
- c) als gemiddelde van de bovenste twee punten van de centrale mast.

Door de plaats van aanleg van de meetobjecten zou de achtergrondsconcentratie constant moeten zijn met de hoogte daar er nauwelijks beïnvloeding is van buurpercelen. Situatie b) komt dan ook het meest voor.

Bij het niet tijdig opmerken van het draaien van de wind, zodat de randmast niet meer op de wind maar van de wind afstaat, kunnen de waarden van de randmast niet gebruikt worden en dient optie c) gebruikt te worden. Dit kan in het algemeen wel, daar z_p meestal lager dan 2.50 meter ligt. Optie a) wordt gebruikt als in de nabijheid koeien grazen of als er in de buurt mest uitgereden is.

Als een van de opties gekozen is kan z_p berekend worden. Vervolgens wordt in het programma met behulp van formule (3) numeriek met een stapgrootte van 1cm de flux berekend die het veld binnenkomt en verlaat. Het verschil tussen deze twee, gesommeerd over de hoogte, is de ammoniakemissie in kg per seconde en per vierkante meter.

RESULTATEN EN DISCUSSIE

De ammoniakemissie per meetperiode

Tijdens de eerste meting, in maart, was het zonnig, droog en koud. Bij de tweede meting, in april, was het koud met veel regen (>10 mm) gedurende de eerste twee dagen na toediening van de mest. In juli was het daarentegen droog, warm en zonnig.

In tabel 2 zijn de emissieresultaten weergegeven als percentage van de in de mest aanwezige minerale stikstof.

TABEL 3. Ammoniakemissie als percentage van de in de mest aanwezige ammoniumstikstof, bij verschillende methoden van toediening van dunne rundermest (drm) en dunne varkensmest (dvm).

methode	maart drm	april dvm	juli drm	juli dvm
bovengronds	30**	27	100*	69
bovengronds verdund	8	15	33	34
bovengronds en inregenen	14	7	11	25
zodebemesting	5	2,5	11	6
mestinjectie	0,2	0	0,2	0,9

* Uit de berekeningen bleek dat de emissie groter dan 100 procent was. Dit werd veroorzaakt door meetfouten. De emissie is daarom arbitrair op 100 procent gesteld.

** Op basis van een te lage gift, 13 i.p.v 40 m³ per ha en een slechte verdeling.

Uit tabel 3 blijkt dat injectie de beste resultaten geeft. Van de in de mest aanwezige ammoniumstikstof vervluchtigt nauwelijks één procent. Zodebemesting geeft minder goede resultaten dan injectie, maar is toch duidelijk beter dan bovengronds toedienen van verdunde mest en bovengronds toedienen gevolgd door inregenen. Opvallend is het grote verschil in emissie tussen maart/april en juli, vooral bij bovengronds toedienen.

In tabel 4 is de emissie weergegeven in verhoudingsgetallen, waarbij de emissie bij bovengronds toedienen op 100 gesteld is. Uit de tabel is dan af te leiden dat de emissie bij injectie slechts 2 procent bedraagt. Zodebemesting geeft een emissie variërend van 9 tot 16 procent, verdunde mest een emissie variërend van 27 tot 55 procent en bovengronds toedienen gevolgd door inregenen een emissie variërend van 10 tot 45 procent.

Uit tabel 2 blijkt dat het lastig is om de geplande hoeveelheid toe te dienen bij gebruikmaking van practijkmachines, vooral bij bovengrondse toediening. Vooral bij het toepassen van de zodebemester is het belangrijk dat niet teveel wordt toegediend opdat de mest niet boven de gleufjes uitkomt. Het laatste kan mogelijk een sterke verhoging van de vervluchtiging geven. De gegevens in tabel 2 en 4 geven een indicatie

dat de emissie toeneemt bij grote giften dunne mest. In maart/april is bij zodebemesting duidelijk meer drm toegediend dan in juli. De relatieve emissie in tabel 4 zou in april/maart dus groter moeten zijn, hetgeen inderdaad het geval is. Er dient hier naar de relatieve emissiecijfers gekeken te worden, vanwege grote verschillen in temperatuur tussen maart en juli (de hoge temperaturen van juli bevorderen ammoniakemissie).

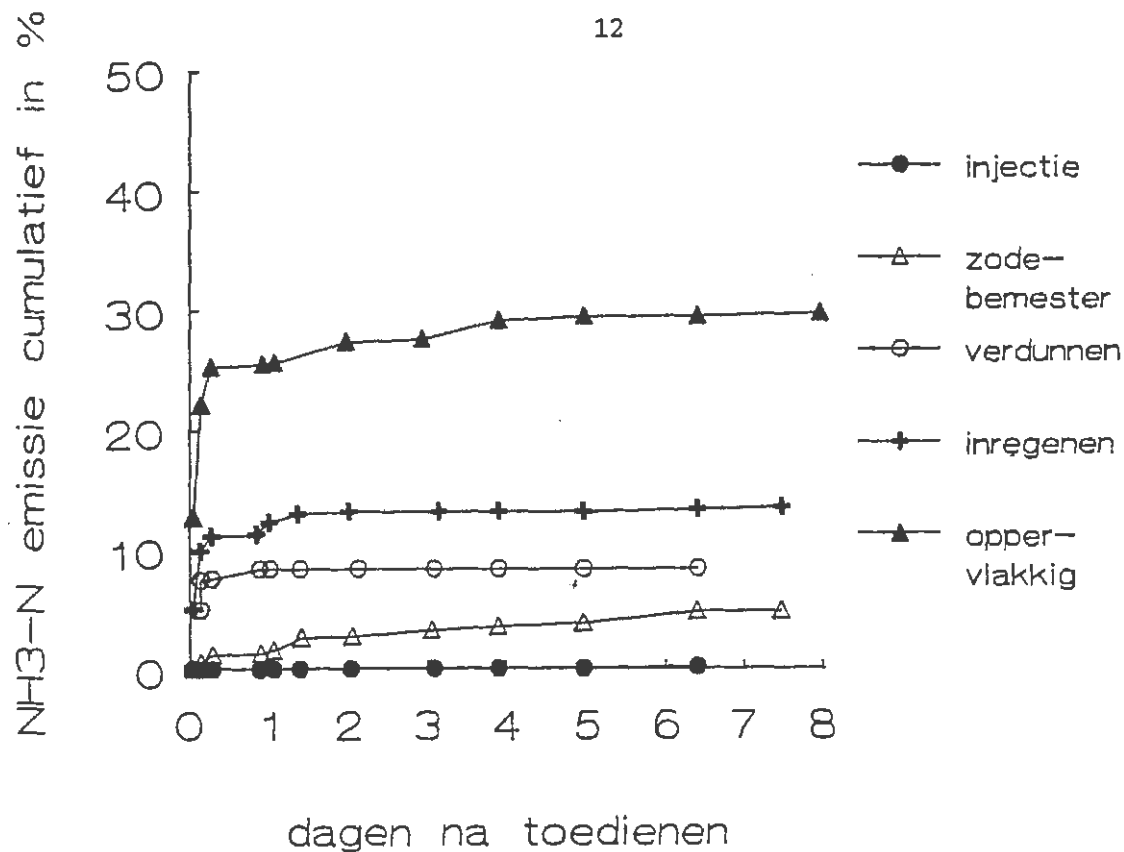
Voor dvm is geen verschil in relatieve emissie gevonden. Dit is niet zo verwonderlijk, want in april viel er binnen twee dagen meer dan 10 mm regen, terwijl het in juli droog was. Door de regen is de emissie op het object met de zodebemester binnen een dag gereduceerd tot 0 dit in tegenstelling tot de meetperioden waarin het niet geregend heeft (zie figuren 1-4), terwijl bij de referentie het grootste gedeelte van de emissie bij alle vier de meetcycli plaatsvond binnen de eerste dag na uitrijden. Relatief met elkaar vergelijken is niet mogelijk of moeilijk in dit geval.

TABEL 4. Ammoniakemissie bij verschillende manieren van toediening van dunne rundermest (drm) en dunne varkensmest (dvm) als percentage ten opzichte van bovengronds toedienen.

methode	maart drm	april dvm	juli drm	juli dvm
bovengronds	100**	100	100	100
bovengronds verdund	27	56	33	49
bovengronds en inregenen	45	26	11	37
zodebemesting	16	9	11	9
mestinjectie	1	0	0,2	1,3

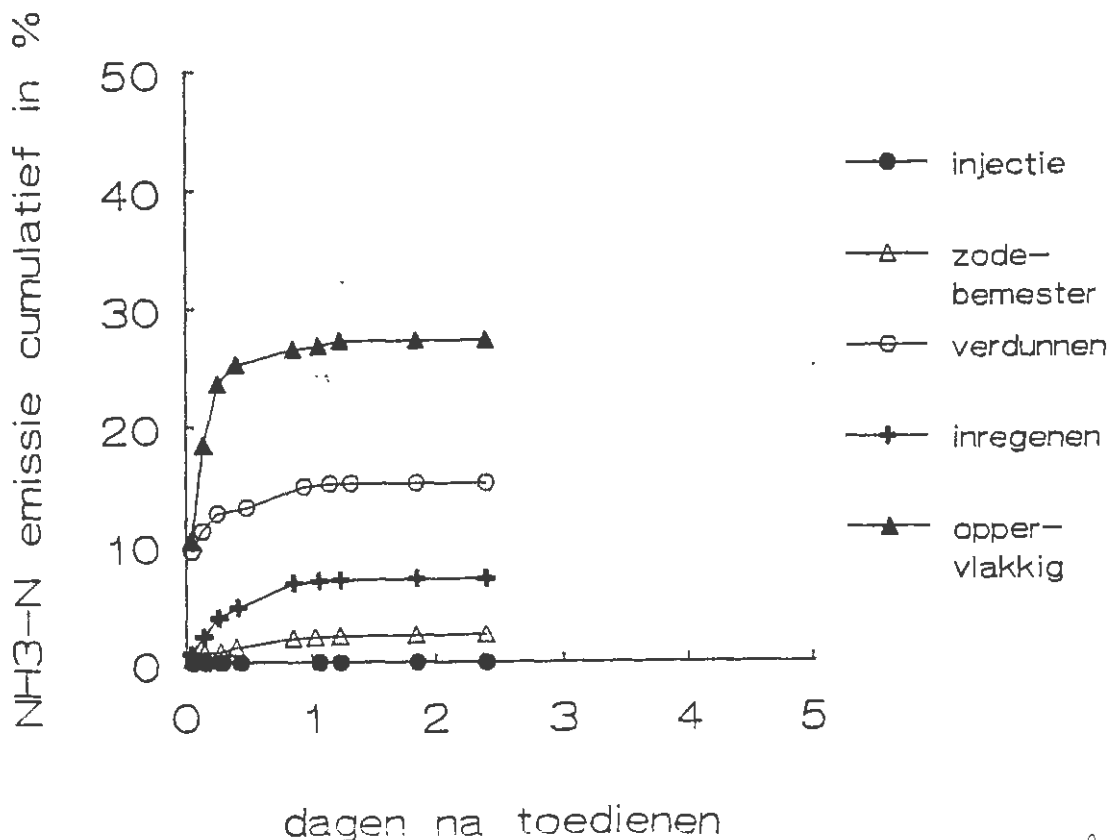
** Op basis van een te lage gift, 13 i.p.v 40 m³ per ha en een slechte verdeling.

Uit de figuren 1 tot en met 4 blijkt dat bij bovengronds toegediende dunne mest de eerste uren na uitrijden de grootste emissie optreedt. Indien inregening wordt toegepast is het zaak hier onmiddellijk tijdens of na het toedienen van de dunne mest mee te beginnen. Als inregeningssysteem werd zowel het toedienen van water met een vacuümtank (maart) als met een haspelinstallatie (juli) toegepast. In het gunstigste geval kon ten opzichte van bovengronds uitrijden een reductie met een factor acht bereikt worden, namelijk bij toepassing van de haspelinstallatie en een gift van ongeveer 20 mm. Dit betrof een proefveldje van 0.15 ha. In de praktijk worden veel grotere percelen bemest, waardoor inregening met een haspelinstallatie minder effectief kan plaatsvinden. De reductie van de ammoniakemissie zal dan ook veel minder zijn dan een factor acht. Een buizeninstallatie (systeem Baars) of een regenslanginstallatie kan tegemoet komen aan dit soort problemen. Uit de proeven van maart blijkt dat inregenen met een vacuümtank beduidend minder effectief is, omdat er (zeker in de praktijk) meer tijd verstrijkt voordat er een gift 10 mm (100 m³ water per ha) is toegediend. Het tijdsverschil tussen het moment van mest toedienen en het begin van het inregenen is dus bepalend voor het succes van het inregenen.



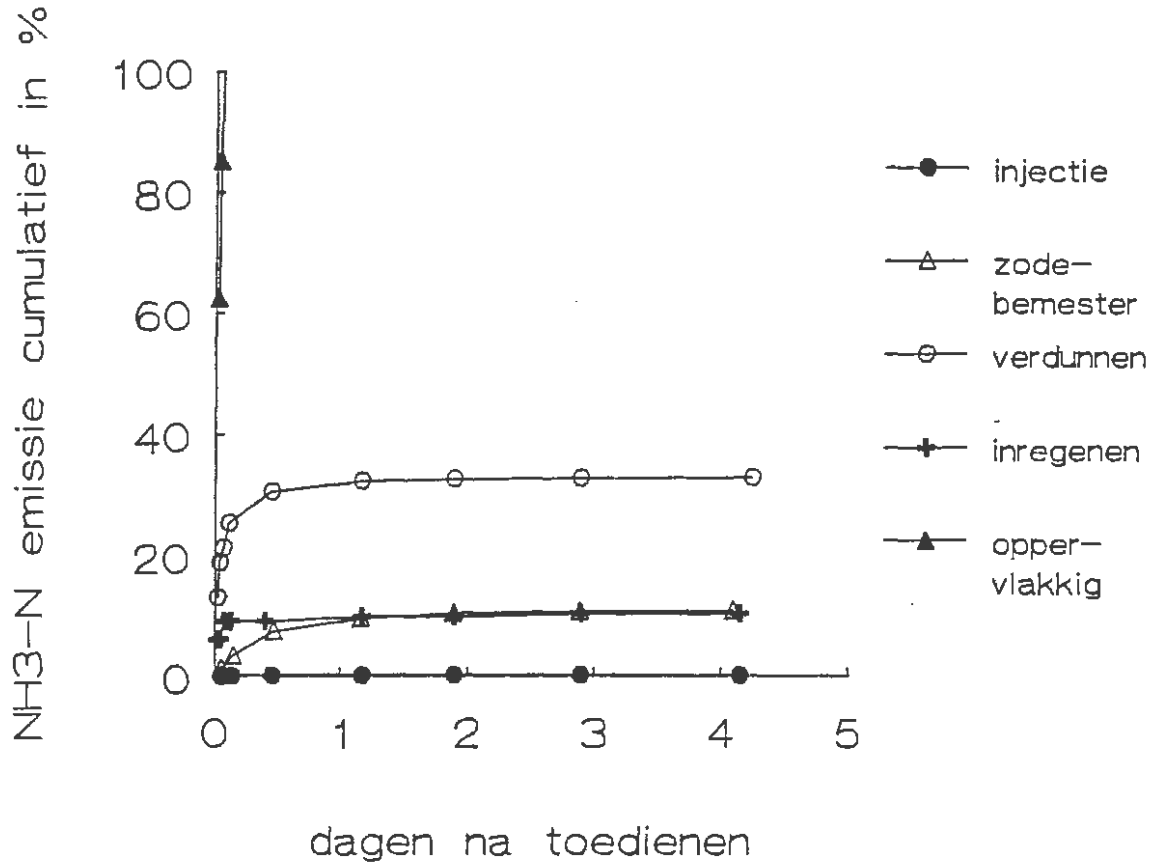
FIGUUR 1. De ammoniakemissie als percentage van de in de drm aanwezige ammoniumstikstof bij toepassing van vijf verschillende toedieningstechnieken op zandgrasland op 29 maart.

week 13

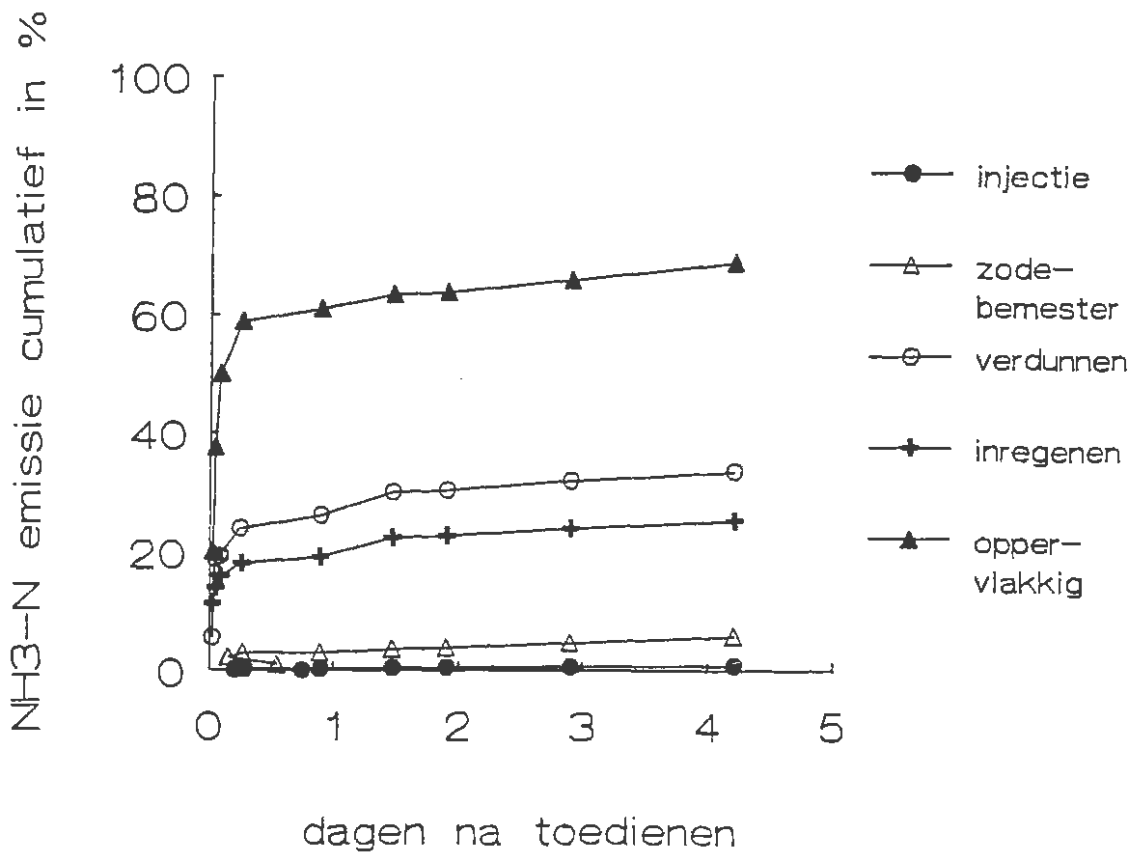


FIGUUR 2. De ammoniakemissie als percentage van de in de dvm aanwezige ammoniumstikstof bij toepassing van vijf verschillende toedieningstechnieken op zandgrasland op 11 april.

week 15



FIGUUR 3. De ammoniakemissie als percentage van de in de drm aanwezige ammoniumstikstof bij toepassing van vijf verschillende toedieningstechnieken op kleigrasland op 4 juli.



FIGUUR 4. De ammoniakemissie als percentage van de in de dvm aanwezige ammoniumstikstof bij toepassing van vijf verschillende toedieningstechnieken op zandgrasland op 11 juli.

De invloed van het weer

In de figuren 5 tot en met 8 zijn de temperatuur en neerslaggevens weergegeven. In juli was het droog, warm en zonnig. Tijdens de eerste meting, in maart, was het zonnig, droog en koud. Bij de tweede meting, in april, was het daarentegen koud met veel regen gedurende de eerste twee dagen na toediening van de mest. Hierdoor spoelt de mest en het daarin opgeloste ammonium dieper de graszode in en komt in contact met de bodem, alwaar het door bodemdeeltjes wordt geadsorbeerd. Bovendien neemt door de grote hoeveelheid neerslag de concentratie opgelost ammonium sterk af. Gevolg van deze processen is dat de emissie na één dag tot ongeveer nul gereduceerd wordt, zoals te zien is in figuur 2. Verder waren bij de metingen in het voorjaar de nachten koud en langer dan in de zomer. 's Ochtends was het gras meerdere uren dauwnat. Dit betekent dat de vervluchtiging pas goed op gang komt op het moment dat het gras begint op te drogen. Bovendien is de verdamping zo gering dat de mest overdag maar gedeeltelijk indroogt, met als gevolg een geringe ammoniakvervluchtiging.

(De nacht na uitrijden wordt het gras vooral in het voorjaar door dauw zo nat dat in de mest opgeloste ammonium dieper in de graszode kan dringen en in contact kan komen met de bodem, waardoor de ammoniakemissie sterk afneemt. Dit kan een verklaring zijn voor de sterke afname van de emissie in figuur 1 de eerste dag na bovengronds toedienen, inregenen en verdunnen.)

Of dauw, en de daarmee gepaard gaande indringing, ook de verklaring kan zijn voor de sterke afname van de emissie de eerste dag na inregenen en verdunnen tijdens de derde meetperiode, is niet duidelijk.)

De invloed van grondsoort en gewas

Het effect van de grondsoort is vooral bij bovengrondse toediening van ondergeschikt belang. Per keer uitrijden is ongeveer 10 m³ mest per hectare toegediend, hetgeen overeenkomt met 1 mm per hectare. Bij deze hoeveelheid krijgt de mest in eerste instantie niet de kans in contact te komen met de grond. De mest blijft op het blad kleven (ook visueel waargenomen). De referentie-gewasverdamping is dan bepalend voor de ammoniakemissie. De meetresultaten van de eerste dag van de vier meetperiodes bij bovengrondse toediening kunnen onderling dus rechtstreeks met elkaar vergeleken worden. Als de mest aan het gras blijft kleven is het contactoppervlak met de atmosfeer veel groter dan op bouwland. Dit feit alleen al kan tot gevolg hebben dat de emissie bij bovengronds toedienen op grasland groter is dan op bouwland. Uit de proeven die tot dusver uitgevoerd zijn, kan hiervoor geen bevestiging verkregen worden daar bij bovengrondse toediening op bouwland veel grotere hoeveelheden zijn toegediend (Bruins en Huijsmans, 1989 en v/d Molen e.a., 1989) dan op grasland. Bij de andere toedieningstechnieken kan de grondsoort wel van invloed zijn op de ammoniakemissie daar de adsorptie-eigenschappen van de grond bepalend zijn voor de binding van ammonium aan bodemdeeltjes.

Niet alleen de grondsoort speelt een rol maar ook het er bovenstaande gras. Als de mest op bouwland in contact gekomen is met de grond dan wordt de in de mest aanwezige ammonium geadsorbeerd door de grond. Afhankelijk van de concentratie ammoniak in de lucht boven het grondoppervlak en de grondeigenschappen geeft de grond meer of minder ammoniak af aan de lucht. Door wind wordt de lucht boven het grondoppervlak regelmatig verversd, waardoor de concentratie aan ammoniak in de lucht laag blijft. Door meer adsorptie van ammoniak aan bodemdeeltjes op bouwland zal de piekwaarde van de emissie lager zijn dan op grasland, maar kan de emissie veel langer doorgaan (Bruins en Huijsmans, 1989 en v/d Molen e.a., 1989). Komt op grasland mest in contact met de grond dan moet de ammoniak voor het afgegeven kan worden aan de atmosfeer eerst het gewas passeren. In het gras is de windsnelheid bijna nul. Ammoniak afkomstig van het grondoppervlak moet eerst via diffusie naar het grensvlak van gras en atmosfeer getransporteerd worden, voordat de wind er vat op krijgt en voor een snelle afvoer zorgt. Dit betekent dat ammoniak afkomstig van het grondoppervlak veel sneller zal vervluchtigen op bouwland dan op grasland. Het kan zelfs zo zijn dat uiteindelijk niet de grondsoort bepalend is voor de emissie, maar het transport van ammoniak door het gewas.

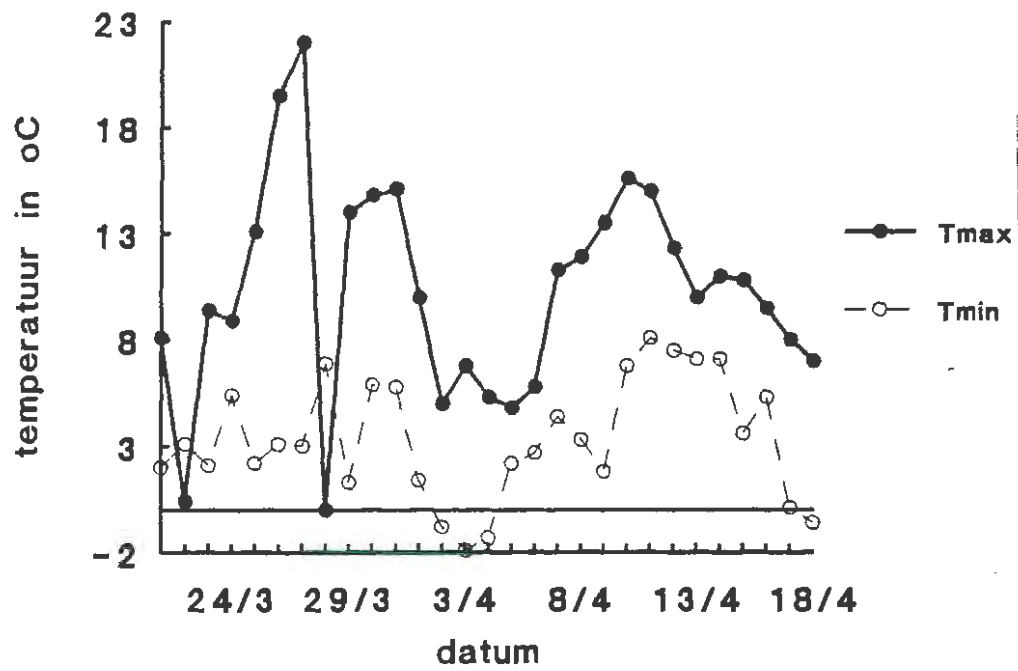
Dunne rundermest versus dunne varkensmest

Er zijn een aantal argumenten waardoor het emissieniveau bij vdm anders zou kunnen zijn dan bij dvm. Vdm heeft een andere samenstelling dan drm (bijlage 4). Dvm bevat meer ammoniumstikstof en is minder visceus dan drm. Door de geringere viscositeit van vdm zal deze minder goed aan het gras kleven en daardoor dieper in het grasgewas kunnen dringen dan drm, hetgeen minder ammoniakemissie zou kunnen betekenen. Aan de andere kant bevat dvm bijna twee maal zoveel ammoniumstikstof als drm. Een verdubbeling van de concentratie kan meer dan een verdubbeling van de emissie geven.

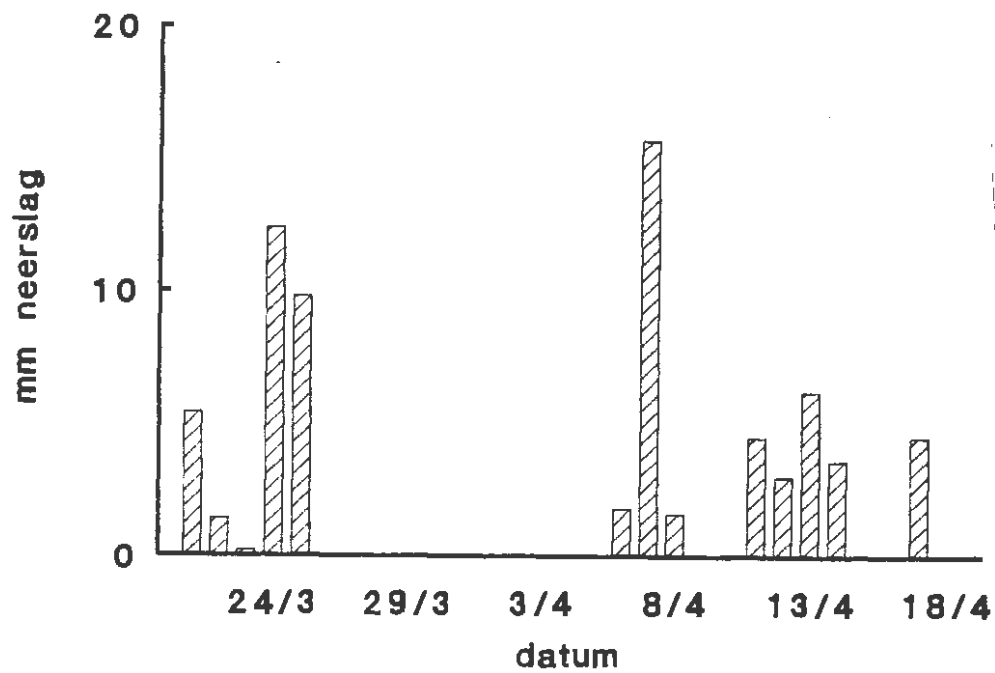
In de figuren 1 tot en met 4 zijn nauwelijks verschillen te ontdekken tussen dvm en drm. De procentuele emissiecijfers per toedieningstechniek bij dvm en drm komen zowel in het voorjaar als in de zomer met elkaar overeen. De kleine verschillen zijn zeer waarschijnlijk toevallig en niet systematisch. Op grond van deze proefresultaten is het niet direct nodig beide mestsoorten in vervolgprouwen op te nemen.

Foutenanalyse

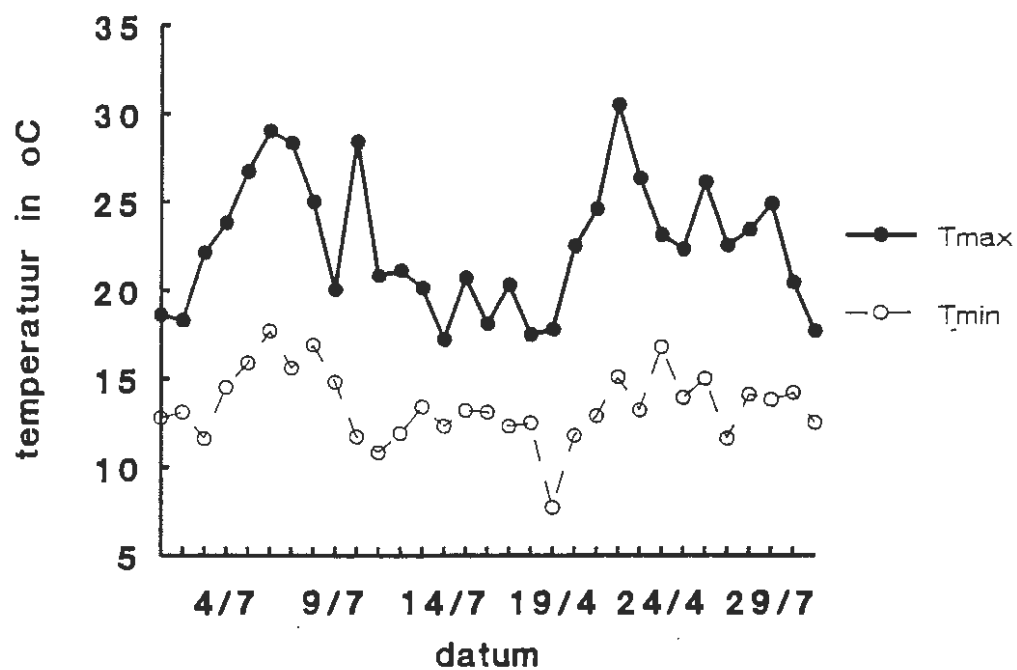
Per meetobject is gedurende de vier meetcycli voor één hoogte een tweede bemonstering van de concentratie aan ammoniak in de lucht uitgevoerd. Deze duplo metingen van de ammoniakconcentratie zijn statistisch bewerkt om de nauwkeurigheid van de metingen vast te stellen. Uit deze bewerking bleek dat de verschillen tussen de duplometingen onafhankelijk zijn van de hoogte waarop de duplobemonstering is uitgevoerd. Bij de bewerking zijn alleen duplo's meegenomen die op grond van de waarnemingen in het logboek vertrouwd konden worden. Ruwweg komt het erop neer dat duplowaarnemingen niet zijn meege-



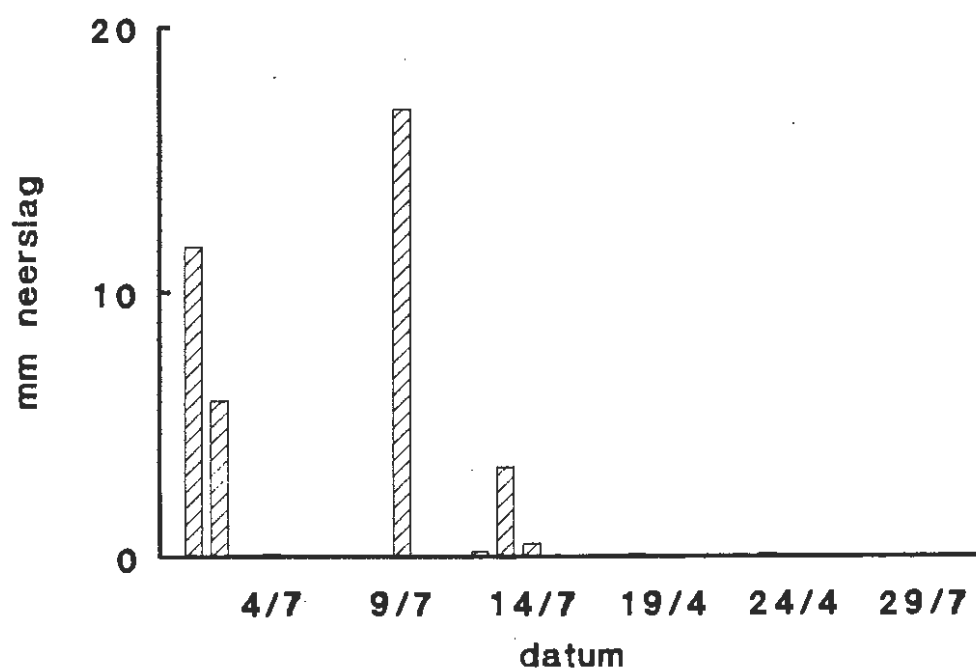
FIGUUR 5. De dagelijkse minimum en maximum temperatuur eind maart en begin april te Eelde



FIGUUR 6. De gemeten neerslag eind maart en begin april te Hardenberg (Rhezerveen).



FIGUUR 7. De dagelijkse minimum en maximum temperatuur in juli te Swifterbant.



FIGUUR 8. De gemeten neerslag in juli te Swifterbant.

TABEL 5. De variatiecoëfficiënt van de ammoniakconcentratie gebaseerd op de duplobepalingen bij vijf toedieningsmethoden van dunne mest.

toedieningsmethode	variatiecoëfficiënt
bovengronds	19
bovengronds verdund	23
bovengronds en inregenen	16
zodebemesting	11
injectie	12

nomen in de statistische bewerking als de hoogste van de twee waarnemingen op een bepaalde hoogte 30 procent groter was dan de laagste. De berekende variatiecoëfficiënten zijn weergegeven in tabel 5.

In de formule voor de fluxberekening:

$$F = (1/x) \int_{z_0}^{z_u} \bar{c} \, dz = (1/x) \int_{z_0}^{z_u} (\bar{c}_{cm} - \bar{c}_{rm}) \, dz$$

waarbij $\bar{c}_{cm}$ is de concentratie op de centrale mast in $\mu\text{g N/m}^3$ en $\bar{c}_{rm}$ is de concentratie op de randmast in $\mu\text{g N/m}^3$

komt zowel de concentratie gemeten met de randmast als met de centrale mast voor. Als de gemeten waarden voor de achtergrond en voor de centrale mast bij elkaar in de buurt liggen kan de uiteindelijk fout enorm toenemen.

De fout in de flux kan geschat worden via een 'Monte Carlo' analyse. In bijlage 2 is zo'n analyse uitgevoerd voor de eerste 8 tijdsintervallen van meetperiode 4. Uit deze berekening blijkt inderdaad dat de fout toeneemt naarmate de gemeten flux afneemt. Zo ligt de fout bij oppervlakkig toedienen tussen 5,8 en 15,0 procent, terwijl bij injectie de fout tussen 5,3 en 237 procent ligt. De fout over de gehele vierde meetperiode in de gemeten flux is het gewogen (lengte tijdsinterval en niveau van de gemeten flux) gemiddelde van de afzonderlijke fouten. Voor oppervlakkig toedienen bedraagt de gewogen fout dan ongeveer 7 procent terwijl de gewogen fout bij injectie ongeveer 35 procent bedraagt.

Behalve fouten in de flux op basis van de gemeten duploconcentraties zijn er foutenbronnen zoals de gemeten fetch, het gemeten windprofiel en de verdeling van de mest over het oppervlak. De fetch bij een rond proefveld is constant. Door de wijze van uitrijden zijn de proefveldjes slechts bij benadering rond. De fetch is dus niet constant, maar afhankelijk van de windrichting over het veld. Hiermee is rekening gehouden bij de bepaling van de fetch per periode van wasfleswisseling. Verder is de grens tussen wel en niet bemest niet

scherp. De toedieningsmachine geeft bij het begin en het einde van een uitrijstrook niet de volle hoeveelheid af. De maximale fout in de fetch wordt geschat op 2,0 meter. Dit komt ongeveer overeen met een fout van 10 procent in de berekende ammoniakemissie.

Bij de objecten waar de mest bovengronds is toegediend, is gewerkt met goed afgestelde praktijkmachines. De exacte verdeling over een uitrijstrook is echter niet bekend. De verwachting is dat de fout ten gevolge van een slechte verdeling waarschijnlijk meevalt daar de mest in een meerdere smalle stroken is toegediend, zodat de verdeling over het gehele proefveld redelijk is. De samenstelling van de genomen mestmonsters varieert nogal. De fout in de analyseresultaten bedraagt ongeveer 5 procent.

De fout in het gemeten windprofiel is klein. Theoretisch neemt over een uniform oppervlak de windsnelheid logaritmisch toe met de hoogte. De bij deze proeven bepaalde logaritmische windprofielen gaven veelal een regressiecoëfficiënt van 0,95 of hoger te zien.

De totale fout kan bepaald worden door de wortel te nemen van het kwadraat van de afzonderlijke foutenbronnen. Voor de vierde meetperiode levert dit een fout op van minimaal 15 procent bij oppervlakkig toedienen en van 37 procent bij injectie.

REFERENTIES

Bruins, M.A. en Huijsmans, J.F.M. (1989). De reductie van de ammoniakemissie uit varkensmest na toediening op bouwland. IMAG-rapport 225, Wageningen.

Mestinjectie, mogelijkheden, voordelen en problemen (1988). Verslag van de Werkgroep Mestinjectie. DLO Wageningen.

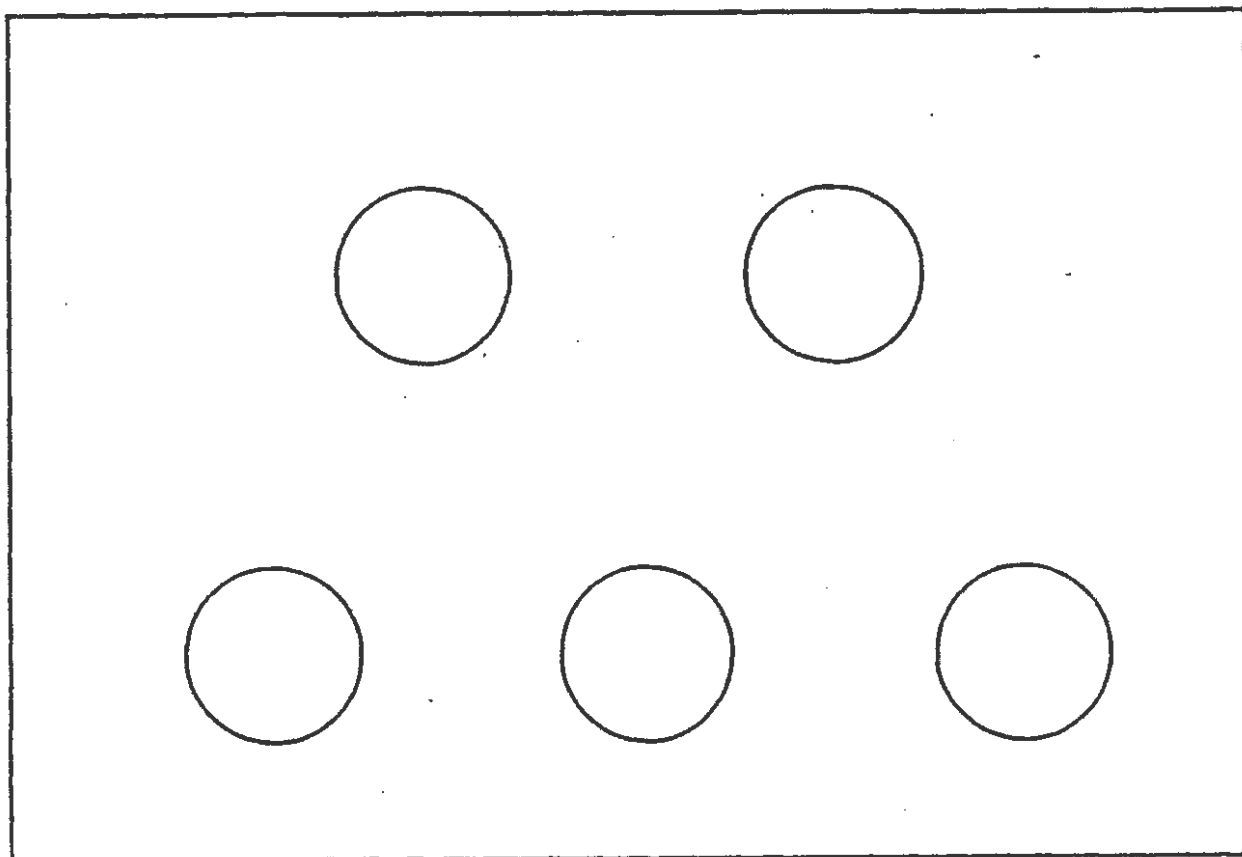
Molen, J. van der, Bussink, D.W., Vertregt, N., Faassen, H.G. van en Den Boer, D.J. (1989). 'Ammonia emission from arable and grassland soils', in 'Nitrogen in organic wastes applied to soils', Proceedings of ISWA/DAKOFA/AUC specialized seminar, pp. 185-201. Aalborg.

Vertregt, N. en Selis, H.E. (1990). Ammoniakemissie bij bovengrondse mestaanwending op grasland. Praktijkonderzoek 6, nr. 3, 32-34.

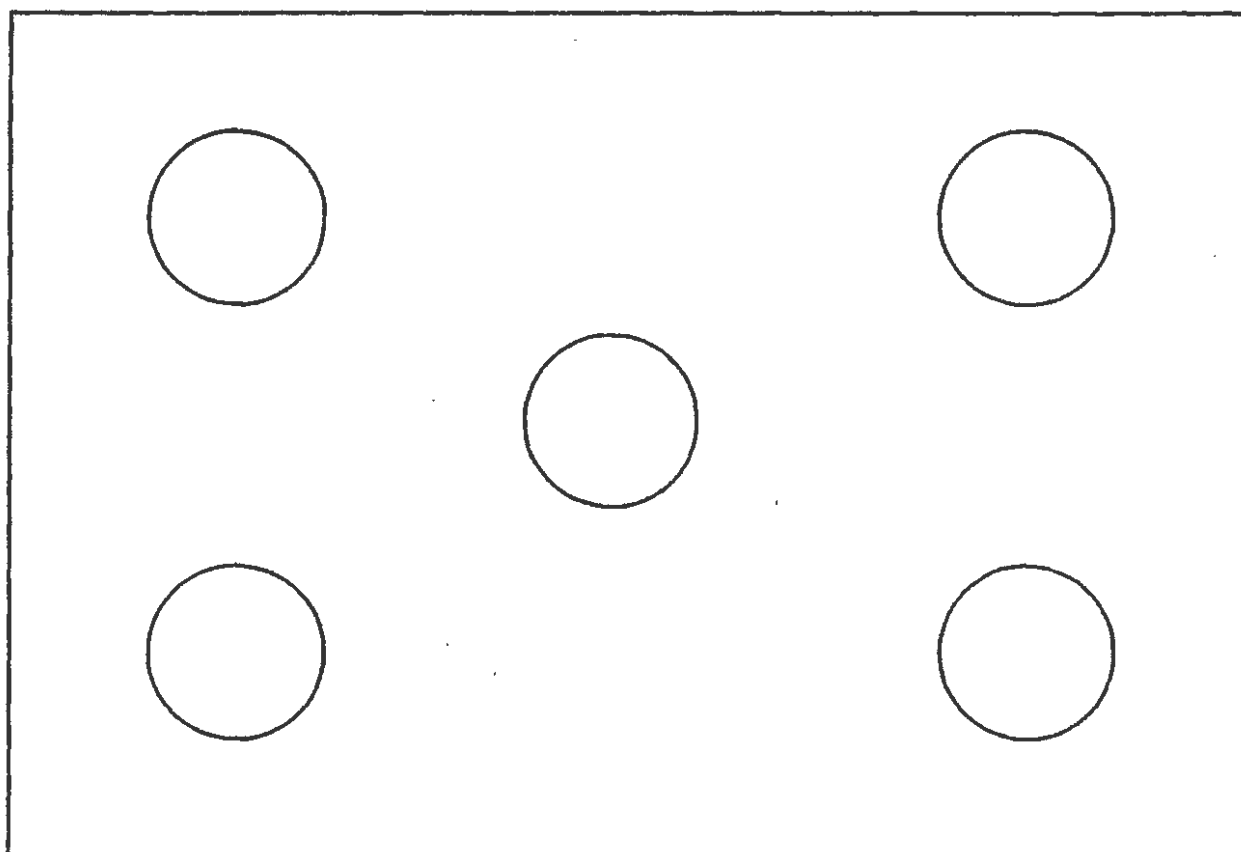
BIJLAGE 1

De verdeling van de vijf objecten over het proefveld in
Hardenberg en in Swifterbant.

HARDENBERG

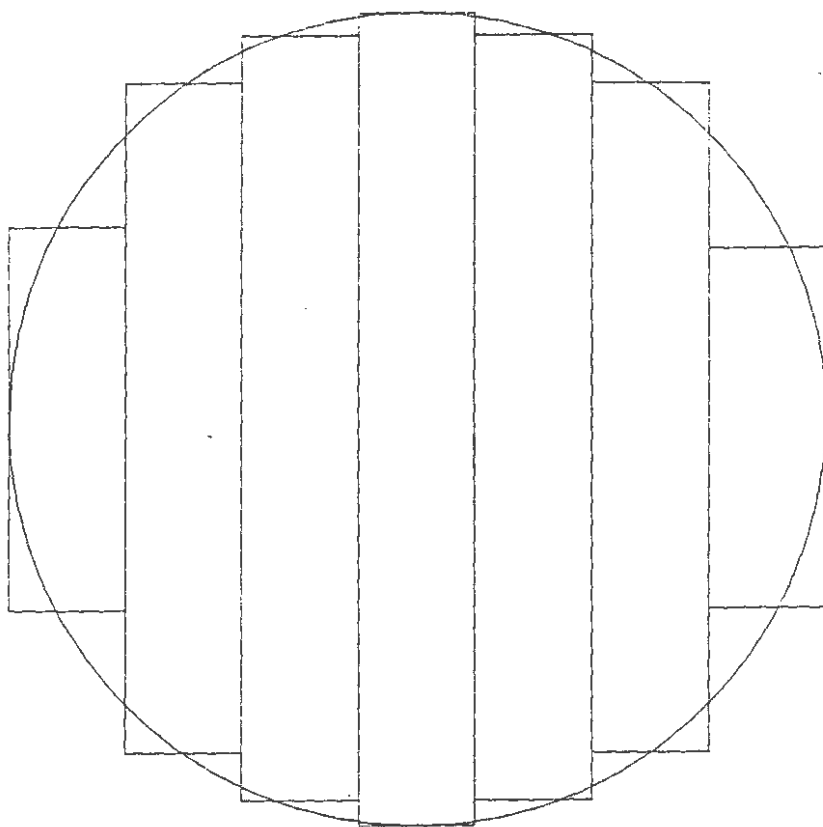


SWIFTERBANT



BIJLAGE 2

De benadering van een cirkel door mest in stroken van verschillende lengte uit te rijden



BIJLAGE 3 Een Monte Carlo analyse voor meetperiode 4

Voor alle 5 toedieningstechnieken zijn de variatiecoëfficiënten van de duploconcentraties (tabel hieronder) en de variatiecoëfficiënten van de logaritme van de duploconcentraties bepaald. De laatste zijn gebruikt in de 'Monte Carlo'-analyse.

De variatiecoëfficiënt (vc) en de logaritme van de variatiecoëfficiënt (lvc) van de ammoniakconcentratie gebaseerd op de duplobepalingen bij vijf toedieningsmethoden van dunne mest plus het aantal waarnemingen (waarn.), het aantal ontbrekende waarden, het niveau (de gemiddeld gemeten concentratie) en de standaardfout van de verschillen (sed) .

toedieningsmethode	vc	lvc	waarn.	miss.	niveau µgn/m ³	sed
bovengronds	19	3,0	130	24	124	4,19
bovengronds verdund	23	3,0	128	30	103	4,77
bovengronds en inregenen	16	3,2	128	42	114	3,17
zodebemesting	11	3,6	122	30	25,3	0,514
injectie	12	4,6	118	24	20,3	0,442

Met behulp van een randomgenerator worden uit een bestaande dataset van logaritmisches getransformeerde (lt.) ammoniakconcentraties 100 nieuwe datasets gegenereerd. De gegenereerde nieuwe lt. concentraties liggen normaal verdeeld om de lt. gemeten concentraties, waarbij de variantie van de normale verdeling bepaald wordt door lvc. Deze lt. datasets worden weer teruggetransformeerd naar concentraties. Met deze aldus ontstane datasets kunnen 100 nieuwe emissiewaarden berekend worden, waarmee een verdeling vastgesteld kan worden. Er kan een betrouwbaarheidsinterval om het gemiddelde van deze 100 waarden berekend worden, mits de verdeling normaal is. In bijlage 5 zijn een aantal verdelingen weergegeven voor injectie en bovengrondse toediening. Uit deze figuur volgt dat de veronderstelling van een normale verdeling bij bovengronds toedienen zonder meer gerechtvaardigd is. Indien lage fluxen gemeten worden is de verdeling niet meer normaal, zoals bij het vijfde tijdinterval bij injectie het geval was. In feite betekent dit dat de massabalansmethode minder geschikt is om hele lage fluxen te meten. Immers de gemiddelde gesimuleerde flux moet overeenstemmen met de flux op basis van de werkelijke meetwaarden.

In onderstaande tabel is de 'Monte Carlo'-analyse uitgevoerd voor de eerste 8 tijdsintervallen van de laatste meetperiode met vdm. In de tabel is het 95% (betrouwbaarheids)interval weergegeven. Dit interval wordt hier de gesimuleerde fout genoemd. De gesimuleerde emissies zijn allemaal omgerekend naar kg N per ha per etmaal. De fout over de gehele vierde meetperiode in de gemeten flux is het gewogen (lengte tijdinterval en niveau van de gemeten flux) gemiddelde van de afzonderlijke fouten. Voor oppervlakkig toedienen bedraagt de gewogen fout dan ongeveer 7 procent terwijl de gewogen fout bij injectie ongeveer 35 procent bedraagt.

Vervolg bijlage 3

De per toedieningstechniek en per opeenvolgend tijdsinterval (inter.) gesimuleerde gemiddelde (gem.) ammoniakemissie in kg N per ha per etmaal en de daarbij behorende absolute fout gebaseerd op de helft van het 95 procents betrouwbaarheidsinterval voor de vierde meetperiode.

inter- val	bovengronds		bovengronds <u>inregenen</u>		bovengronds <u>verdund</u>		injectie		zodebemesting	
	gem.	fout	gem.	fout	gem.	fout	gem.	fout	gem.	fout
1	562	38,2	349	31,1	135	13,6	2,38	0,8	15,7	2,3
2	573	34,4	81,9	5,0	132	13,0	0,98	0,2	11,0	1,1
3	206	12,8	16,9	1,2	122	11,3	0,94	0,05	5,50	0,4
4	72,8	4,2	16,9	1,2	35,7	3,5	0,16	0,07	1,73	0,2
5	23,6	2,1	7,31	0,5	9,19	0,7	0,002	0,005	1,00	0,2
6	3,93	3,3	3,1	0,2	3,85	0,3	0,98	0,4	2,78	0,4
7	1,15	0,2	0,48	0,08	0,78	0,1	0,049	0,04	0,85	0,1
8	4,37	11,5	6,61	9,0	6,27	9,3	-	-	0,46	0,05

BIJLAGE 4

De gemiddelde samenstelling van de gebruikte mest.

	$\text{NH}_4\text{-N}$ in mg/l			NK_2 in mg/l			ds	pH
	1 ^e	2 ^e	3 ^e	1 ^e	2 ^e	3 ^e	in %	
<u>oppervlakkig</u>								
drm maart	3170	3200	3180	6390	6420	6330		
vdm april	5970	6000	6020	8800	8840	8800	11,9	7,1
drm juli	2760	2730		5340	5210		9,42	7,4
vdm juli	5370	5390		8100	7990		10,6	7,8
<u>zodebemester</u>								
drm maart	3250	3260	3320	6400	6500	6370		
vdm april	5700	5870	5890	8280	8340	8000	11,0	7,1
drm juli	2720	2800		5240	5420		9,34	7,3
vdm juli	5430	5240		8330	8290		10,5	7,8
<u>injecteur</u>								
drm maart	3290	3090	3040	6510	6400	6530		
vdm april	5950	5520	5440	8300	7800	8000	13,3	7,3
drm juli	2870	2730		5360	5300		9,55	7,3
vdm juli	5570	5370		8760	8680		10,5	7,8
<u>inregenen</u>								
drm maart	3170	3200	3180	6390	6420	6330		
vdm april	5970	6000	6020	8800	8840	8800	11,9	7,1
drm juli	2760	2730		5340	5210		9,42	7,3
vdm juli	5370	5390		8100	7990		10,6	7,8
<u>verdund</u>								
drm maart	1120	1090		2210	2070			
vdm april	1460	1440	1400	2430	2260	2370	2,32	7,3
drm juli	890	710		1790	1550		2,00	7,4
vdm juli	1370	1360	1330 (1340)	2010	2030	1885	2,08	8,1

Bijlage 5

De verdeling van de 100 gesimuleerde fluxen voor 6 tijdsintervallen van de 4e meetperiode.

eerste tijdinterval bij oppervlakkig toedienen

-	516	2	**
516 -	528	2	**
528 -	540	8	*****
540 -	552	15	*****
552 -	564	26	*****
564 -	576	25	*****
576 -	588	14	*****
588 -	600	5	*****
600 -	612	3	***
612 -		0	

De gemiddelde flux van de 100 gesimuleerde fluxen is 562,3 kgN/(ha.etmaal).
De flux op grond van de werkelijke waarden bedraagt 561,1 kgN/(ha.etmaal).

vierde tijdinterval bij oppervlakkig toedienen

-	67.5	1	*
67.5 -	69.0	3	***
69.0 -	70.5	8	*****
70.5 -	72.0	22	*****
72.0 -	73.5	28	*****
73.5 -	75.0	27	*****
75.0 -	76.5	7	*****
76.5 -	78.0	2	**
78.0 -	79.5	2	**
79.5 -		0	

De gemiddelde flux van de 100 gesimuleerde fluxen is 72,78 kgN/(ha.etmaal).
De flux op grond van de werkelijke waarden bedraagt 72,43 kgN/(ha.etmaal).

achste tijdinterval bij oppervlakkig toedienen

-	3.96	5	*****
3.96 -	4.08	10	*****
4.08 -	4.20	13	*****
4.20 -	4.32	12	*****
4.32 -	4.44	20	*****
4.44 -	4.56	21	*****
4.56 -	4.68	10	*****
4.68 -	4.80	3	***
4.80 -	4.92	4	****
4.92 -		2	**

De gemiddelde flux van de 100 gesimuleerde fluxen is 4,366 kgN/(ha.etmaal).
De flux op grond van de werkelijke waarden bedraagt 4,338 kgN/(ha.etmaal).

Vervolg bijlage 5

achste tijdinterval bij injectie

- 0.060	5	*****
0.060 - 0.072	14	*****
0.072 - 0.084	39	*****
0.084 - 0.096	28	*****
0.096 - 0.108	11	*****
0.108 - 0.120	2	**
0.120 - 0.132	0	
0.132 - 0.144	0	
0.144 - 0.156	0	
0.156 -	1	*

De gemiddelde flux van de 100 gesimuleerde fluxen is 0,0828 kgN/(ha.etmaal).
De flux op grond van de werkelijke waarden bedraagt 0,0805 kgN/(ha.etmaal).

vierde tijdinterval bij injectie

- 0.112	3	***
0.112 - 0.128	15	*****
0.128 - 0.144	25	*****
0.144 - 0.160	16	*****
0.160 - 0.176	13	*****
0.176 - 0.192	10	*****
0.192 - 0.208	9	*****
0.208 - 0.224	6	*****
0.224 - 0.240	1	*
0.240 -	2	**

De gemiddelde flux van de 100 gesimuleerde fluxen is 0,1588 kgN/(ha.etmaal).
De flux op grond van de werkelijke waarden bedraagt 0,1596 kgN/(ha.etmaal).

vijfde tijdinterval bij injectie

- 0.002	72	*****
0.002 - 0.004	14	*****
0.004 - 0.006	7	*****
0.006 - 0.008	3	***
0.008 - 0.010	2	**
0.010 - 0.012	1	*
0.012 - 0.014	0	
0.014 - 0.016	0	
0.016 - 0.018	1	*
0.018 -	0	

De gemiddelde flux van de 100 gesimuleerde fluxen is 0,00207 kgN/(ha.etmaal).
De flux op grond van de werkelijke waarden bedraagt 0,00127 kgN/(ha.etmaal).

