

Het 'VELD'-project: een gedetailleerde inventarisatie van de ammoniak -emissies en -concentraties in een agrarisch gebied

M.C.J. Smits, J.A. van Jaarsveld, L.J. Mokveld, O. Vellinga,
A. Stolk, K.W. van der Hoek en W.A.J. van Pul



A&F Rapport 429

RIVM Rapport 500033002

April 2005

**Het 'VELD'-project:
*een gedetailleerde inventarisatie van de ammoniak-
emissies en -concentraties in een agrarisch gebied***

M.C.J. Smits¹, J.A. van Jaarsveld², L.J. Mokveld³, O. Vellinga²,
A. Stolk², K.W. van der Hoek² en W.A.J. van Pul²

¹ Wageningen UR, Agrotechnology & Food Innovations

² RIVM, Bilthoven

³ Wageningen UR, LEI

A&F Rapport 429

RIVM Rapport 500033002

April 2005

Colophon

Title Het 'VELD'-project: een gedetailleerde inventarisatie van de ammoniak
 -emissies en -concentraties in een agrarisch gebied
Author(s) M.C.J. Smits, J.A. van Jaarsveld, L.J. Mokveld, O. Vellinga, A. Stolk, K.W. van der Hoek
 en W.A.J. van Pul
A&F number Report nr. 429
ISBN-number 90-6754-919-3
Date of publication April 2005
Confidentiality Non
Project code. 630.53425 & 630.53351

Agrotechnology and Food Innovations B.V.
P.O. Box 17
NL-6700 AA Wageningen
Tel: +31 317 475 024
E-mail: info.agrotechnologyandfood@wur.nl
Internet: www.agrotechnologyandfood.wur.nl

© 2005 Agrotechnology & Food Innovations B.V

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, hetzij mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele fouten of onvolkomenheden.

All right reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system of any nature, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording or otherwise, without the prior permission of the publisher.

The publisher does not accept any liability for the inaccuracies in this report.

This report is authorised by: N.W.M. Ogink

Voorwoord

Het idee voor het VELD project is enkele jaren geleden gelanceerd door ammoniakdeskundigen van A&F, RIVM en LEI. Dit nadat uit een evaluatie van Steenvoorden *et al.* (1999) en RIVM en DLO (1999) was gebleken dat er kennishiaten waren in (a) de berekeningen van ammoniakemissies, (b) de daarop aansluitende berekeningen van de ammoniakconcentraties in de lucht en (c) metingen van de ammoniakconcentraties. Kort nadat de hiaten gesignaleerd werden, zijn op onderdelen onderzoeksinitiatieven gestart. Er ontbrak echter een studie waarin de verschillende onderdelen (a, b en c) gelijktijdig in onderlinge samenhang bestudeerd werden bij een hoge ruimtelijke en temporele resolutie; juist de details kunnen vaak verschillen verklaren.

Voorafgaand aan het VELD project is een haalbaarheidsstudie uitgevoerd (Smits *et al.*, 2002). Daaruit volgde de conclusie dat een pilot project in een te selecteren gebied zeker de moeite waard was. Vragender werd op grond van diverse criteria als meest geschikte pilot gebied aangemerkt. Doorslaggevend was het optimisme over de deelnamebereidheid in dit dorp.

Dit rapport bevat de resultaten van de pilot: het zogenaamde VELD-project (VELD: Vergelijking Emissiepraktijk LanDbouw). Op basis van een inventarisatie van de agrarische activiteiten zijn met een nieuwe emissiemethodiek de bronemissies van ammoniak in Vragender berekend. Met de in tijd en ruimte gedetailleerde emissies zijn vervolgens de ammoniakconcentraties berekend. Deze zijn daarna vergeleken met concentraties die gemeten zijn op een groot aantal punten in het gebied. Deze zeer gedetailleerde informatie biedt meer inzicht in de kwaliteit van de emissieschattingen en het verschil tussen berekende en gemeten ammoniakconcentraties.

Wij hopen dat dit rapport bijdraagt aan het verbeteren van de schatting van de ammoniakemissie,-concentratie en –depositie. Uiteindelijk kan daarmee de prestatie van de landbouw in relatie tot de beleidsdoelstellingen beter worden ingeschat. Ook hopen we dat dit rapport bijdraagt aan het inzicht wat nog bereikt kan worden als effectieve managementmaatregelen van individuele veehouders meer erkend en toegepast gaan worden.

De auteurs

Dankwoord

Op de eerste plaats willen we hier alle deelnemers in Vragender hartelijk danken. Het project was niet mogelijk geweest zonder de medewerking van bijna alle agrariërs in Vragender en van 'Loonbedrijf Vragender' en de 'Coöperatieve Werktuigen Vereniging Barlo'. Ook diverse deelnemers die aanvankelijk begrijpelijke reserves hadden bij een ammoniakproject droegen uiteindelijk met prima registratiewerk positief bij aan het geheel. De bedrijfsbezoeken en keukentafelgesprekken waren niet alleen functioneel maar er was ook veel zeer gewaardeerde Achterhoekse gastvrijheid.

In de praktische voorbereiding hebben we veel steun gekregen van de bestuursleden van GLTO-Lichtenvoorde. We willen Bennie Schilderink speciaal noemen omdat hij een grote positieve inzet bij de benadering van deelnemers had. Daarna heeft hij ook nog geholpen bij het verbeteren van registratieformulieren e.d. Toen het project vorderde informeerde het GLTO bestuur regelmatig naar de voortgang en meldde daarover in haar ledenvergaderingen. De afronding duurde langer dan voorzien, maar wij hopen dat onze keuze voor kwaliteit boven snelheid uiteindelijk als de juiste wordt ervaren!

Een groot aantal mensen hebben een bijdrage geleverd aan het VELD-project. Speciaal willen we hier bedanken:

- Henk Wikkerink (WCL en GLTO Winterswijk);
- Jan Duyzer en Hilbrand Weststrate (TNO);
- Dick van Straalen, Rien Pastoors, Hans Bergwerff, Charlos Potma en Hans Berkhout (RIVM);
- Adrie Jacobs en Bert Heusinkveld (WUR);
- Harry Luesink en Diti Oudendag (LEI);
- Wim Houwers, Rudi de Mol, Peter Hofschreuder, André Aarnink en Jan Huijsmans (A&F);
- De deelnemers aan de workshop van deskundigen op 8 september 2004¹

Op de workshop waren de belangrijkste instanties in Nederland op het gebied van ammoniak vertegenwoordigd. Er werd een zeer constructieve, kritische discussie gevoerd die heeft bijgedragen tot zeer waardevolle nadere analyses en aanvullingen in het rapport.

Onze opdrachtgevers VROM, LNV en IPO willen we danken voor de financiering van het onderzoek. Kaj Sanders (gedelegeerd door hoofdopdrachtgever VROM) willen we speciaal danken voor zijn actieve betrokkenheid en support als begeleider van het project. Rob Smeenge (gedelegeerd door mede-opdrachtgever IPO), Jos van Lent (Provincie Brabant), Oene Oenema (leider van programma DLO 385), Gert-Jan Monteny (leider van programma DLO 415) en Ton van der Meulen (projectleider Monitoring Lucht RIVM/MEV) willen we ook danken voor hun ondersteuning.

Namens alle projectmedewerkers dank,

Michel Smits (A&F)
Addo van Pul (RIVM)
Lennard Mokveld (LEI)

¹ Een verslag van de workshop is opgenomen in bijlage IX

Samenvatting

Achtergrond en doel

De atmosferische depositie van verzurende stoffen en stikstof vormt een belangrijke bedreiging voor de Nederlandse natuur. De depositie van potentieel zuur en stikstof bestaat voor ongeveer 40% respectievelijk 70% uit de depositie van ammoniak.

Een groot deel van de ammoniakdepositie is afkomstig van emissies uit Nederlandse landbouwbronnen (ca. 90%). Het terugdringen van de ammoniakemissies uit de landbouw wordt in het milieu- en natuurbeleid dan ook als een belangrijk middel gezien om te komen tot een betere bescherming van de Nederlandse natuur.

Het afgelopen decennium is de landelijke ammoniakemissie met 40% gedaald naar ca. 136 kton in 2002 (MB2004). Het huidige ammoniakbeleid is er voornamelijk op gericht om de internationale afspraken na te komen, dat is een ammoniakemissie van 128 kton in 2010 (UN-ECE, 1999; NEC, 2001). Naar verwachting wordt met bestaand beleid de emissie verlaagd naar ca. 125 kton en komt daarmee net onder het emissieplafond zoals afgesproken in de NEC (Dril en Elzinga, 2005). De lange termijn doelstelling in NMP4 waarbij een duurzaam depositieniveau aanwezig is, is 30-55 kton.

Ammoniakemissies uit de landbouw worden op dit moment berekend aan de hand van gemiddelden, zoals stikstofexcreties, penetratiegraden (van emissiebeperkende voorzieningen zoals mesttoedieningsapparatuur, regionaal of nationaal gemiddeld) en vervluchtigingsfactoren (nationaal, o.a. aan de hand van cijfers per staltype uit de Regeling Ammoniak en Veehouderij; 'RAV'). Naast de omvang en de locatie van de dierlijke productie zijn dit de bepalende factoren voor de berekende ammoniakemissie. Gevoeligheidsanalyses wijzen uit dat de vervluchtigingsfactoren een grote invloed op de berekende ammoniakemissie kunnen hebben (Leneman *et al.*, 1998), zeker rond het toedienen van mest en de emissies uit de stal (melkvee). Daarnaast spelen andere factoren een rol in het proces van het ontstaan van en de hoogte van ammoniakemissie, zoals de invloed van het management op bedrijfsniveau (bijvoorbeeld rond mest toedienen en verdeling van mest), het weer (temperatuur, neerslag) en bodemkenmerken. Het effect op de ammoniakemissie van deze factoren is niet met eenvoudige berekeningen te kwantificeren en zal van situatie tot situatie verschillen.

Een validatie van de ammoniakemissieberekeningen middels emissiemetingen is een zeer omvangrijke en kostbare activiteit. Dit gebeurt op incidentele basis en vaak onder proef (boerderij) omstandigheden. Om een nationaal beeld op basis van metingen te verkrijgen is dus een schier onmogelijke zaak. De ammoniakconcentratie in de buitenlucht is naast directe emissiemetingen, de meest geschikte indicator om de ammoniakemissies te volgen (Van Jaarsveld en Bleeker, 2000). De ammoniakconcentraties in de lucht in Nederland worden door het RIVM op acht locaties van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) gemeten. Daarnaast wordt de ammoniakconcentratie over Nederland berekend met het OPS model op basis van de berekende ammoniakemissies (Van Jaarsveld, 1995). De op deze wijze berekende ammoniakconcentraties zijn ca. 30% lager dan de ammoniakconcentraties die gemeten

worden in het LML (MB 2004). Dit verschil van ca. 30% wordt ook wel het ammoniakgat genoemd².

De reden voor het verschil tussen de gemeten en berekende concentraties is nog niet geheel duidelijk maar is zeer waarschijnlijk een combinatie van onzekerheden in de emissieschattingen en onzekerheden in het OPS model. De onzekerheid in de ammoniakconcentratie berekend door het OPS model wordt voornamelijk bepaald door de onzekerheid in de droge depositie van ammoniak³. Om de depositie van ammoniak boven met name agrarisch grasland beter in beeld te krijgen zijn inmiddels door RIVM in samenwerking met de WUR (Leerstoelgroep Meteorologie en Luchtkwaliteit) droge depositie metingen gestart.

In het kader van het stikstofonderzoekprogramma STOP (Erisman en van der Eerden, 1999) is eerder de relatie tussen emissie en concentratie en depositie op lokale schaal onderzocht. Dit onderzoek heeft het inzicht in de relevante processen sterk vergroot. De samenhang tussen de processen werd vooral kwalitatief beschreven. Inmiddels zijn veel emissiemetingen verricht aan stal- en mesttoedieningssystemen en zijn modellen ontwikkeld (Aarnink, 1997; Monteny 2000; Huijsmans, 2003) die de dynamiek van ammoniakemissies van agrarische bronnen kunnen kwantificeren. Echter de invoer voor deze modellen is vaak niet voorhanden op nationale schaal en daarom zijn dergelijke modellen niet a priori geschikt om de nationale emissieschattingen te verbeteren.

In 2001 is daarom het idee geopperd om het project VELD (Vergelijking Emissiepraktijk LanDbouw) te starten (Smits *et al.*, 2002). Op basis van een inventarisatie van de landbouwactiviteiten zijn met een nieuwe emissiemethodiek de bronemissies van ammoniak in het gebied berekend. Met de in tijd en ruimte gedetailleerde emissies zijn vervolgens de ammoniakconcentraties berekend. Deze zijn daarna vergeleken met concentraties die gemeten zijn op een groot aantal punten in het gebied. Deze zeer gedetailleerde informatie verschaft meer inzicht in de kwaliteit van de emissieschattingen en het verschil tussen berekende en gemeten ammoniakconcentraties. Daarbij is ook kritisch gekeken naar de verspreidingsberekeningen.

Voor de agrarische praktijk kan uit dit project afgeleid worden welke activiteiten en uitvoeringsaspecten het beste beïnvloed kunnen worden door het bedrijfsmanagement. Het gezegde 'meten is weten' is voor de veehouders in het gebied een belangrijke drijfveer geweest voor deelname aan het project. Resultaten van deskberekeningen (met een hoog aggregatieniveau en veel aannames) worden met veel scepsis door de agrarische ondernemers gezien. Door meer rekening te houden met de feitelijke bedrijfssituatie worden de afstanden tussen theorie, beleid en praktijk verkleind.

Samenvattend waren de doelen van het VELD project:

- a) een nieuwe emissiemethodiek te vergelijken met de huidige methodiek;
- b) de kwaliteit van de nieuwe emissiemethodiek te evalueren op basis van de vergelijking van gemeten en berekende ammoniakconcentraties;

² In feite is dit een herdefinitie van het begrip. Bij aanvang van de 'ammoniakgat'-discussie werd hier het verschil in trend tussen ammoniakmetingen en -emissies bedoeld. Inmiddels komen de trends in de metingen en emissies met elkaar overeen (MB2002).

³ Droge depositie is het proces van het atmosferisch transport naar het aardoppervlak en opname van ammoniak door dat oppervlak.

- c) de invloed van emissiebeperkende maatregelen praktisch hanteerbaar maken (aanzet tot een zogenaamde ammoniakmeetlat).

Het achterliggende doel is om met het toenemende inzicht in de ammoniak-emissieprocessen een bijdrage te leveren aan het verbeteren van de schatting van ammoniakemissie, -concentratie en -depositie, zodat uiteindelijk de prestatie van de landbouw in relatie tot de beleidsdoelstellingen beter kan worden ingeschat.

Het VELD-project is uitgevoerd door A&F, RIVM en LEI in een gebied rond Vragender (Achterhoek) gedurende juli 2002 tot september 2003. Aan het project is medewerking verleend door vrijwel alle agrariërs en de loonwerkers in het gebied. GLTO-Lichtenvoorde heeft hierbij een stimulerende en ondersteunende bijdrage geleverd. Het VELD-project is gefinancierd door VROM, LNV en IPO.

Opzet Project

De ammoniakconcentratiemetingen en –emissieinventarisatie zijn uitgevoerd in een gebied van ca. 3x3 km om Vragender (Achterhoek) gedurende de periode juli 2002 tot september 2003.

Ammoniakconcentratiemetingen

Midden in het gebied is een centraal punt gekozen waar de ammoniakconcentratie in de buitenlucht continu (elke 5 minuten) gemeten is. De kern van het onderzoekgebied is gelegen in een straal van ongeveer 1 km rond dit meetpunt. Daarnaast is er op een meetpunt dat op ruim 1 km afstand ten Noord-Noord-Oosten van het centrale meetpunt is gelegen –hierna aangeduid als decentrale meetpunt- ook continu de ammoniakconcentratie gemeten. De ammoniakconcentraties zijn hier op dezelfde wijze als op de 8 ammoniakmeetlocaties van het LML bepaald: op beide meetpunten is met behulp van meetapparatuur de concentratie van ammoniak in de buitenlucht per uur op een hoogte van circa 3 meter bepaald. De uurgemiddelden van deze meetpunten zijn in de analyse als uitgangspunt genomen om de *temporele* aspecten van de ammoniakconcentratie en –emissie te onderzoeken.

Daarnaast zijn 2 wekelijks bepalingen van ammoniakconcentraties uitgevoerd op circa 50 locaties verspreid in het gebied, inclusief de randen van het gebied. De metingen op deze locaties zijn uitgevoerd met passieve fluxbuisjes en geven de gemiddelde concentratie per 14 dagen op die locaties weer. Met deze metingen is vooral naar de *ruimtelijke* verdeling van de ammoniakconcentraties en –emissies gekeken.

Op het decentrale meetpunt zijn tevens meteorologische gegevens gemeten die nodig waren in de emissie- en modelberekeningen. Op dit meetpunt zijn ook aanvullende ammoniakconcentratiemetingen uitgevoerd met DOAS (Differentiële Optische Absorptie Spectroscopie) om deze meetmethode te vergelijken met de AMOR (ammoniakmonitor die ook in het LML gebruikt wordt).

Ammoniakemissie-inventarisatie

In een gebied van ca. 3x3 km² om Vragender is op gedetailleerde wijze de ammoniakemissie door de agrarische activiteiten in beeld gebracht:

- door de agrariërs die stallen en/of land in de kern van het onderzoekgebied (ca 4 km²) hebben, zijn gedurende een periode van 14 maanden gegevens geregistreerd over de stalbezetting (wijzigingen in de tijd per stal of stalafdeling), mesttoedieningen op gras- en bouwland (per perceel per dag waarop mest werd toegediend) en beweiding (per beweide perceel) in dit gebied.

- in een gebied van ca 5 km² rondom deze kern zijn gegevens over de mesttoediening vastgelegd door loonwerkers en door boeren die zelf mest toedienen. Door een aantal bedrijven die een deel van hun land in de kern van het gebied hadden en een deel in de schil eromheen, is ook een complete registratie bijgehouden (zoals voor bedrijven die in de kern gesitueerd zijn).
- andere bedrijven hebben alleen voor het relevante gedeelte van het bedrijf dat in de kern en/of de schil lag de benodigde gegevens geregistreerd. In enkele gevallen is ook voor land dat iets buiten het onderzoeksgebied gelegen was een registratie bijgehouden. De gegevensverzameling is uitgevoerd door A&F (voorheen IMAG) met ondersteuning van GLTO-Lichtenvoorde.

Bij de start van het project (eind mei en juni 2002; op enkele bedrijven in juli 2002) is door A&F een uitgangssituatie op de bedrijven in de kern van het gebied vastgesteld ten aanzien van de stallen en het perceelgebruik. Deze uitgangsgegevens zijn gebruikt om de ammoniakemissie op de bedrijven gedurende het jaar te berekenen ervan uitgaande dat de situatie tijdens het jaar constant hetzelfde is als bij die startinventarisatie. Dus zonder rekening te houden met variaties in de tijd zoals die volgen uit de continue registratie. Alleen bij leegstand op het moment van de startinventarisatie is rekening gehouden met de te verwachten dieraantallen bij herbezetting op een later tijdstip.

Daarnaast zijn ter vergelijking gegevens van de Landbouwtelling 2002 (LBT 2002) van alle bedrijven in de kern van het onderzoeksgebied en de schil daaromheen opgevraagd door het LEI. De landbouwtellingscijfers geven een beeld van het gemiddeld aantal aanwezige dieren volgens opgave van de agrarische ondernemer (omstreeks 1 mei 2002). Hiermee zijn per bedrijf de ammoniakemissies op jaarbasis berekend met het mest- en ammoniakmodel uitgaande van dezelfde systematiek die bij nationale berekeningen voor de milieubalans toegepast wordt.

Op basis van de startinventarisatie van A&F en de LBT 2002 zijn de dieraantallen in het gebied vergeleken. Ook de emissies die op basis van deze bronnen berekend zijn, zijn vergeleken.

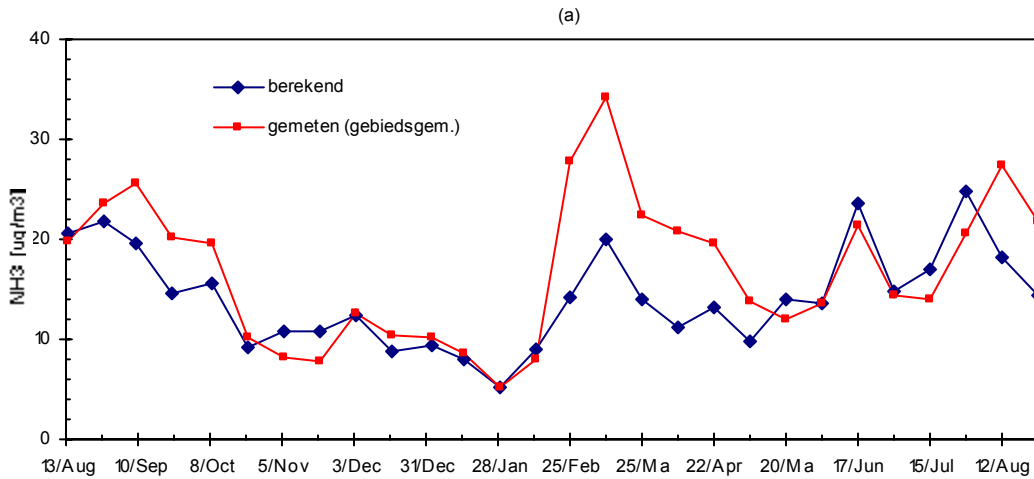
Resultaten

Het verschil in de ammoniakemissie in het VELD-studiegebied tussen enerzijds de nieuwe emissiemethodiek op basis van een gedetailleerde inventarisatie en anderzijds de huidige Milieubalans methodiek zijn aanzienlijk: ca. 36 ton versus ca. 47 ton. Het verschil tussen beide methodieken is grotendeels terug te voeren op een overschatting door de Milieubalansmethodiek van het aantal varkens in het studiegebied, doordat geen hoofd- en nevenvestigingen worden onderscheiden. In werkelijkheid zijn veel varkens op een nevenvestiging elders gehuisvest.

Over de gehele periode wordt met het OPS-model op basis van de nieuwe emissiemethodiek een onderschatting ten opzichte van de gemeten ammoniakconcentraties in Vragender berekend van ca. 15% (zie figuur 1 voor het verloop van concentraties over het seizoen). Op basis van de emissiecijfers volgens de Milieubalansmethodiek komt het ammoniakgat voor het gebied uit op ca. 30%. Belangrijkste reden voor de verbetering is de ruimtelijke en temporele detaillering van de emissie- en concentratieberekeningen.

Met de nieuwe emissiemethodiek is het verschil tussen de berekende en de gemeten ammoniakconcentraties in de winterperiode, die gedomineerd wordt door de stalemissies, ca. 5% (onderschatting). Er is hiermee geen reden om aan te nemen dat de stalemissies (die in dit gebied voornamelijk door de varkenshouderij komen) een aanzienlijke onzekerheid bevatten.

De onderschatting van de ammoniakconcentraties door de modelberekeningen was tijdens de voorjaarsperiode van februari t/m april 2003 beduidend hoger: ca. 35%. In deze voorjaarsperiode zijn de toedienemissies hoog. De onzekerheden in de modelberekeningen zijn tijdens deze periode maar ten dele anders dan tijdens de rest van het jaar, behalve voor de droge depositie van ammoniak. Doordat zeer waarschijnlijk op grote schaal in de nabije omgeving van Vragender en de rest van Nederland uitgereden is, zou gedurende deze maanden de depositie verminderd kunnen zijn doordat gras- en bouwland verzadigd zijn met ammoniak-stikstof. Hoeveel de depositie onderdrukt is, is niet te zeggen. In de gevoeligheidsstudie voor een deel van deze voorjaarsperiode (februari/maart, zie 6.4.1) is deze verzadigde situatie gesimuleerd door een, voor Nederland, lage depositiesnelheid aan te nemen. Als dit toegepast wordt in de gevoeligheidsstudie blijft er desalniettemin een discrepantie bestaan tussen gemeten en berekende concentraties. Dit wijst in de richting van een onderschatting van de toedieningsemissies in deze periode. Een mogelijke reden voor een onderschatting zou kunnen zijn dat onder droge en zonnige weersomstandigheden meer ammoniak verdampt dan in de emissie-berekeningen aangenomen is.



Figuur 1 Vergelijking van berekende en gemeten gebiedsgemiddelde ammoniakconcentraties voor het onderzoeksgebied in Vragender. De metingen betreffen de passieve meetsystemen op 50 locaties met een middelingduur van 14 dagen.

Als we het verschil tussen gemeten en berekende concentraties geheel toeschrijven aan de toedieningsemissies dan zouden deze voor de voorjaarsperiode ongeveer een factor 2,5 onderschat zijn. Als we aannemen dat de depositie aanzienlijk onderdrukt is dan gaat de onderschatting van de toedieningsemissies naar circa een factor 1,2. Als verondersteld zou worden dat de omstandigheden en de landbouwpraktijk in het VELD-project representatief zijn voor Nederland, dan zou de factor 1,2 à 2,5 onderschatting op nationale schaal betekenen dat in het voorjaar van 2003 tussen de 3-23 kton meer ammoniak vrijgekomen zou zijn.

De mogelijke onderschatting van de toedieningsemissies is niet aantoonbaar over het gehele jaar. In de maanden juni en juli 2003 waar een zelfde hoeveelheid ammoniakemissie plaatsvond als in de periode februari-april, is geen significant verschil tussen de berekende en gemeten ammoniakconcentraties aanwezig. Mogelijk zou hier juist de relatief natte julimaand de reden kunnen zijn dat minder ammoniak verdampt dan aangenomen is.

De resultaten uit het VELD-project onderstrepen eens te meer dat de toedieningsemissies sterk afhankelijk zijn van de meteorologische omstandigheden. De nationale emissiejaartotalen kunnen daarom van jaar tot jaar aanzienlijk variëren.

Een definitieve uitspraak over de hoogte van de toedieningsemissies gedurende het jaar en de effectiviteit van de technieken in de landbouwpraktijk zal slechts met metingen onder diverse omstandigheden (zoals de hiervoor beschreven combinaties van 'koud – zonnig' en 'warm – nat' weer) achterhaald kunnen worden.

Uit de analyse van de resultaten komt verder duidelijk naar voren dat de depositiesnelheid een zeer belangrijke parameter is. Met name de depositie op landbouwgebied is zeer onzeker: zowel depositie als emissie (nalevering) zijn mogelijk. Daarom is het van groot belang dat er naast onderzoek naar emissies ook onderzoek naar de depositie op agrarisch gebied plaatsvindt.

Uit de gedetailleerde emissieberekeningswijze die in dit rapport is gepresenteerd, kunnen rekenregels voor een ammoniakmeetlat gedestilleerd worden. Voor praktijkintroduktie dienen echter nog modelonzekerheden, vooral ten aanzien van de toedienemissie, onderzocht te worden.

Inhoud

Voorwoord	2
Dankwoord	3
Samenvatting	4
Inhoudsopgave	10
1 Inleiding	13
2 Het VELD-project op hoofdlijnen	16
2.1 Inleiding	16
2.2 Gebiedskeuze	16
2.3 Aanpak in het onderzoekgebied	17
3 Emissiebronnen en ammoniakemissieberekeningen	22
3.1 Inventarisatie agrarische activiteiten	22
3.1.1 Startinventarisatie en opstart registratie	22
3.1.2 Landbouwtellingsgegevens	23
3.1.3 Continu registratie activiteiten	23
3.2 Berekeningsmethoden emissies	25
3.2.1 Stalemissies op basis van startinventarisatie en RAV	25
3.2.2 Emissies op basis van Landbouwtelling en Mest- en Ammoniak Model	26
3.2.3 Emissies op basis van continu geregistreerde activiteiten en verfijnde berekening	34
3.2.3.1 <i>Stalemissies</i>	34
3.2.3.2 <i>Emissies bij mesttoediening</i>	39
3.2.3.3 <i>Beweidingsemisies</i>	44
3.3 Resultaten emissieberekeningen	48
3.3.1 Emissies op basis van MAM berekeningen	48
3.3.2 Emissies op basis van gedetailleerde berekeningen	52
3.3.2.1 <i>Stalemissies</i>	52
3.3.2.2 <i>Toedienemissies</i>	55
3.3.2.3 <i>Weide emissies</i>	60
3.3.2.4 <i>Totale bijdrage bronnen aan emissie in kern onderzoekgebied</i>	60
3.3.2.5 <i>Onzekerheden binnen gedetailleerde emissieberekeningen</i>	62

4	Concentratieberekeningen	69
4.1	Introductie model	69
4.2	Het OPS korte-termijn model	71
4.3	Validatie OPS-KT model	71
4.4	Modelinvoer	72
4.5	Meteorologische data	72
4.6	Stalemissies in het model	75
4.7	Emissies van percelen in model	78
4.8	Meetlocaties in model	80
4.9	Achtergrondconcentraties	81
5	Gemeten ammoniakconcentraties en meteorologische grootheden	83
5.1	Meteorologische omstandigheden	83
5.1.1	Apparatuur & opstelling	83
5.1.2	Resultaten	84
5.2	Meetresultaten AMOR	86
5.2.1	Techniek	86
5.2.2	Kwalitatieve beschouwing	87
5.2.3	Resultaten	88
5.3	Meetresultaten passieve monsternemers	90
5.3.1	Techniek	90
5.3.2	Kwalitatieve beschouwing	91
5.3.3	Resultaten	91
5.4	Meetresultaten DOAS	93
5.4.1	Techniek	93
5.4.2	Kwalitatieve beschouwing	94
5.4.3	Resultaten	94
6	Vergelijking berekeningen en metingen	97
6.1	Buiten toedieningsseizoen	97
6.1.1	Modelberekeningen	97
6.1.2	Nadere analyse	99
6.1.3	Ruimtelijke verdeling	103
6.2	Toedieningsseizoen	105
6.2.1	Metingen	105
6.2.2	Emissies	105
6.2.3	Modelberekeningen	106
6.2.4	Nadere analyse	107
6.2.5	Analyse piekconcentraties	111
6.2.6	Ruimtelijke verdeling	113

6.3	Jaaroverzicht	114
6.3.1	Meetstations	114
6.3.2	Gebiedsgemiddeld verloop	115
6.3.3	Nadere analyse	116
6.3.4	Ruimtelijke verdeling	118
6.4	Gevoeligheidsanalyse modelberekeningen	119
6.4.1	Toedieningsperiode voorjaar	120
6.4.2	Toedieningsperiode zomer	122
6.4.3	Winterperiode	122
6.4.4	Nadere analyse	123
6.4.5	Schatting van emissietekorten	124
6.4.6	Vergelijking resultaten VELD project met Milieubalans berekeningen voor het gebied rond Vragender	126
7	Integrale analyse van N-stromen op 10 bedrijven	128
7.1	Gegevens en modelberekeningen	128
7.1.1	MINAS-gegevens	128
7.1.2	FARMMIN-berekeningen	129
7.2	Resultaten MINAS en integrale N-analyse	131
7.3	Slotopmerkingen en conclusies	138
8	Discussie	140
8.1	Hoe vergelijkt de nieuwe emissiemethodiek met de huidige Milieubalans methodiek	140
8.2	Wat is de kwaliteit van de gedetailleerde emissie-inventarisatie op basis van de vergelijking van gemeten en berekende ammoniakconcentraties	141
8.3	Aanzet tot een ammoniakmeetlat	144
8.4	Aandachtspunten bij opzet toekomstige inventarisaties	146
9	Conclusies en aanbevelingen	148
	Literatuur	151
	Bijlagen	157

1 Inleiding

De atmosferische depositie van verzurende stoffen en stikstof vormt een belangrijke bedreiging voor de Nederlandse natuur. De depositie van potentieel zuur en stikstof bestaat voor ongeveer 40% respectievelijk 70% uit de depositie van ammoniak. Een groot deel van de ammoniakdepositie is afkomstig van emissies uit Nederlandse landbouwbronnen (ca. 90%). Het terugdringen van de ammoniakemissies uit de landbouw wordt in het milieu en natuurbeleid dan ook als een belangrijk middel gezien om te komen tot een bescherming van de Nederlandse natuur.

Het afgelopen decennium is de landelijke ammoniakemissie volgens milieubalansberekeningen met 40% gedaald naar ca. 136 kton in 2002 (MB2004). Het huidige ammoniakbeleid is er voornamelijk op gericht om de internationale afspraken na te komen, dat is een ammoniakemissie van 128 kton in 2010 (UN-ECE, 1999; NEC, 2001). Naar verwachting wordt met bestaand beleid de emissie verlaagd naar ca. 125 kton en komt daarmee net onder het emissieplafond zoals afgesproken in de NEC (Driil en Elzinga, 2005). De lange termijn doelstelling in NMP4 waarbij een duurzaam depositieniveau aanwezig is, is 30-55 kton.

In de evaluatie van het ammoniakbeleid en de emissieplafonds wordt gebruik gemaakt van zowel metingen als modelberekeningen van de ammoniakconcentraties in de lucht. Het is gebleken dat ammoniakconcentraties in de lucht, naast directe emissiemetingen, de meest geschikte indicatoren zijn om de ammoniakemissies te volgen (Van Jaarsveld en Bleeker, 2000). De ammoniakconcentratie in Nederland wordt berekend met het OPS model op basis van berekende ammoniakemissies (Van Jaarsveld, 1995). De op deze wijze berekende ammoniakconcentraties zijn ca. 30% lager dan de ammoniakconcentraties die gemeten worden op stations van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML), (MB 2004). Dit verschil van ca. 30% wordt ook wel het ammoniakgat genoemd⁴.

In een eerder stadium is een analyse van het ammoniakgat door RIVM en DLO (1999) gegeven. Zowel bij de emissieberekeningen als bij de berekeningen en metingen van ammoniakconcentraties werden hiaten gesignaleerd. In een review van de rekenmethodiek voor de ammoniakemissies uit de landbouw zijn door Steenvoorden *et al.* (1999) een aantal verbeteringen voorgesteld. Aan verbeteringen wordt sindsdien gewerkt (de Mol, 2004).

Het RIVM heeft een fijnmaziger meetnet van ammoniakconcentraties opgezet op tijdelijke basis (gedurende een jaar met maandelijkse metingen met monsterbuisjes op 159 locaties in heel Nederland). Het blijkt dat de gemiddelde afwijking tussen gemeten en berekende ammoniakconcentraties overeenkomt met de afwijking die op basis van de LML-stations wordt gevonden (Van Pul *et al.*, 2004).

De reden voor het verschil tussen de gemeten en berekende concentraties is nog niet geheel duidelijk maar is zeer waarschijnlijk een combinatie van onzekerheden in de emissieschattingen en onzekerheden in de beschrijving van de droge depositie van

⁴ In feite is dit een herdefinitie van het begrip. Bij aanvang van de ammoniakgatdiscussie werd hier het verschil in trend tussen ammoniakmetingen en –emissies bedoeld. Inmiddels is de trend in de metingen en emissies hetzelfde (MB2002).

ammoniak in het OPS model. Voor wat betreft de droge depositie worden momenteel door RIVM nieuwe metingen uitgevoerd boven agrarisch grasland.

Ammoniakemissies uit de landbouw worden op dit moment berekend aan de hand van gemiddelden, zoals stikstofexcreties, penetratiegraden (van emissiebeperkende voorzieningen zoals mesttoedieningsapparatuur, regionaal of nationaal gemiddeld) en vervluchtigingsfactoren (nationaal, o.a. aan de hand van de RAV⁵ cijfers). Naast de omvang en de locatie van de dierlijke productie zijn dit de bepalende factoren voor de berekende ammoniakemissie. Gevoeligheidsanalyses wijzen uit dat de vervluchtigingsfactoren een grote invloed op de berekende ammoniakemissie kunnen hebben (Leneman *et al.*, 1998), zeker rond het toedienen van mest en de emissies uit de stal (melkvee). Daarnaast spelen andere factoren een rol in het proces van het ontstaan van en de hoogte van ammoniakemissie, zoals de invloed van het management (bijvoorbeeld rond mest toedienen en verdeling van mest) op bedrijfsniveau, het weer (temperatuur, neerslag) en bodemkenmerken. Het effect op de ammoniakemissie van deze factoren is niet met eenvoudige berekeningen te kwantificeren en zal van situatie tot situatie verschillen.

In het kader van het stikstofonderzoekprogramma STOP (Erisman en van der Eerden, 1999) is eerder de relatie tussen emissie en concentratie en depositie op lokale schaal onderzocht. Dit onderzoek heeft het inzicht in de relevante processen sterk vergroot. De samenhang tussen de processen werd vooral kwalitatief beschreven. Inmiddels zijn veel emissiemetingen verricht aan stal- en mesttoedieningssystemen en zijn modellen ontwikkeld (Aarnink, 1997; Monteny 2000; Huijsmans, 2003) die de dynamiek van ammoniakemissies van agrarische bronnen kunnen kwantificeren. Echter de invoer voor deze modellen is vaak niet voorhanden op nationale schaal en daarom zijn dergelijke modellen niet a priori geschikt om de nationale emissie te verbeteren.

Doel

In 2001 is daarom het idee geopperd om het project VELD (Vergelijking Emissiepraktijk Landbouw) te starten (Smits *et al.*, 2002). Op basis van een inventarisatie van de landbouwactiviteiten worden met een nieuwe emissiemethodiek de bronemissies van ammoniak in het gebied berekend. Met de in tijd en ruimte gedetailleerde emissies worden dan de ammoniakconcentraties berekend. Deze worden vervolgens vergeleken met concentraties die gemeten zijn op een groot aantal punten in het gebied. Deze zeer gedetailleerde informatie zou meer inzicht moeten bieden in de kwaliteit van de emissieschattingen en het verschil tussen berekende en gemeten ammoniakconcentraties.

Voor de agrarische praktijk kan hieruit afgeleid worden welke activiteiten en uitvoeringsaspecten het beste beïnvloed kunnen worden door het bedrijfsmanagement. Het gezegde 'meten is weten' is voor de veehouders in het gebied een belangrijke drijfveer geweest voor deelname aan het project. Resultaten van desk-berekeningen (met een hoog aggregatieniveau en veel aannames) worden met veel scepcis door de agrarische ondernemers gezien. Door meer rekening te houden met de feitelijke bedrijfssituatie wordt de afstand tussen beleid en praktijk verkleind.

⁵ RAV = Regeling Ammoniak en Veehouderij; een op de Wet ammoniak en veehouderij gebaseerde ministeriële regeling die de emissiefactoren bevat per diercategorie en staltype. De RAV cijfers zijn afgeleid uit metingen per staltype

Samenvattend zijn de doelen van het VELD project:

- a) een nieuwe emissiemethodiek te vergelijken met de huidige methodiek en
- b) de kwaliteit van de nieuwe emissiemethodiek te evalueren op basis van de vergelijking van gemeten en berekende ammoniakconcentraties
- c) de invloed van emissiebeperkende maatregelen praktisch hanteerbaar maken (aanzet tot een zogenaamde ammoniakmeetlat)

Het uiteindelijk doel is om met het toenemende inzicht in de ammoniak-emissieprocessen een bijdrage te leveren aan het verbeteren van de schatting van ammoniakemissie, -concentratie en -depositie, zodat uiteindelijk de prestatie van de landbouw in relatie tot de beleidsdoelstellingen beter kan worden ingeschat.

Het VELD-project is uitgevoerd door A&F, RIVM en LEI in een gebied van 3x3 km in Vragender (Achterhoek) gedurende juli 2002 tot september 2003. Aan het project is medewerking verleend door vrijwel alle agrariërs en de loonwerkers in het gebied. GLTO-Lichtenvoorde heeft hierbij een stimulerende en ondersteunende bijdrage geleverd. Het VELD-project is gefinancierd door VROM, LNV en IPO.

Opzet rapport

Dit rapport bevat de resultaten van het VELD-project. Eerst wordt een overzicht van het VELD-project op hoofdlijnen gegeven (hoofdstuk 2). Vervolgens de gehanteerde, nieuwe methodiek om de ammoniakemissie zowel ruimtelijk als in de tijd te berekenen en de bestaande methodiek (Mest- en Ammoniak Model van het LEI) gebaseerd op statistische informatie en op basis van de inventarisatie (hoofdstuk 3). In hoofdstuk 4 wordt een modelbeschrijving van OPS gegeven waarin op uurbasis de ammoniakconcentraties uit de emissies berekend wordt. In hoofdstuk 5 wordt een overzicht van de gemeten meteorologische grootheden en de ammoniakconcentraties gegeven. In hoofdstuk 6 wordt de vergelijking tussen gemeten en berekende ammoniakconcentraties gedetailleerd beschreven. In hoofdstuk 7 wordt een korte integrale analyse van de N stromen op basis van MINAS gegevens van een tiental bedrijven gegeven.

In hoofdstuk 8 worden de resultaten bediscussieerd, alsook een korte analyse van de mogelijkheden van een ammoniakmeetlat en wordt aangegeven wat we uit het project geleerd hebben. We eindigen met conclusies en aanbevelingen in hoofdstuk 9.

2 Het VELD-project op hoofdlijnen

2.1 Inleiding

Het VELD-project is uitgevoerd in een gebied van ca 9 km² in het dorp Vragender (Achterhoek) in de periode van juli 2002-september 2003.

Aan het project is een voorstudie voorafgegaan (Smits *et al.*, 2002). Daarin is de gebiedskeuze beschreven en geschetst hoe de ammoniakemissies zowel ruimtelijk als in de tijd met een hoge(re) resolutie ingeschat kunnen worden, rekening houdend met details van de agrarische praktijk.

In de voorstudie is al aangegeven dat de aandacht voor details van de agrarische praktijk zich vooral moet richten op de stallen en de toediening van mest. Dit zijn de bronnen met het grootste aandeel in de ammoniakemissie en bovendien kunnen hier grote variaties door veroorzaakt worden in bepaalde perioden (mesttoediening in voorjaar en aan het einde van het groeiseizoen; stalemissies afhankelijk van stalbezetting en weidegang in de zomer).

In dit hoofdstuk geven we een kort overzicht van het VELD project op basis van de gebiedskeuze (2.2) en de aanpak van de inventarisatie en de metingen in het gebied (2.3).

2.2 Gebiedskeuze

Bij de gebiedskeuze waren de volgende selectiecriteria doorslaggevend:

- (1) het percentage van de NH₃ concentratie dat volgens het OPS model kan worden verklaard uit de emissies die binnen het proefgebied worden gegenereerd bij een afstand van 1, 2 of 3 km van een centraal gekozen punt in het gebied;
- (2) de deelnamebereidheid van agrariërs in het gebied;
- (3) de agrarische structuur van het gebied in verband met de overdraagbaarheid van de resultaten en ervaringen in het project

In de voorstudie is de geschiktheid van verschillende regio's geïnventariseerd. Gekozen werd voor het dorp Vragender in de gemeente Lichtenvoorde (gelegen in de Achterhoek ten westen van Winterswijk) omdat dit het beste voldeed aan de criteria (Smits *et al.*, 2002).

Ad 1 In de voorstudie was gebleken dat, uitgaande van gegevens van de Landbouwtelling meer dan 70% van de berekende ammoniakconcentratie verklaard kon worden door agrarische bronnen binnen een straal van 3 km van een centraal gekozen punt en meer dan 50% binnen een straal van 1 km van het centraal gekozen punt.

Ad 2 Op grond van informatie van plaatselijke informanten (GLTO-bestuurders en bestuurders van het project Waardevol Cultuurlandschap Winterswijk) werd een hoge deelnamebereidheid ingeschat. Verwacht werd dat minstens 95% van de ammoniakemissie in het gebied verklaard zou kunnen worden uit de gegevens van deelnemende veehouders en loonwerkers. Bij een lagere deelname zou de waarde van het project sterk afnemen.

Ad 3 De agrarische structuur van Vragender werd beoordeeld als voldoende gevarieerd. Naast veel intensieve veehouderij is er ook ruim voldoende oppervlakte gras- en bouwland om emissiepieken te mogen verwachten bij mesttoediening en eventueel bij beweiding.

Voor een nadere toelichting bij deze criteria en andere aspecten die bij de gebiedskeuze een rol hebben gespeeld wordt verwezen naar het rapport van de voorstudie (Smits *et al.*, 2002).

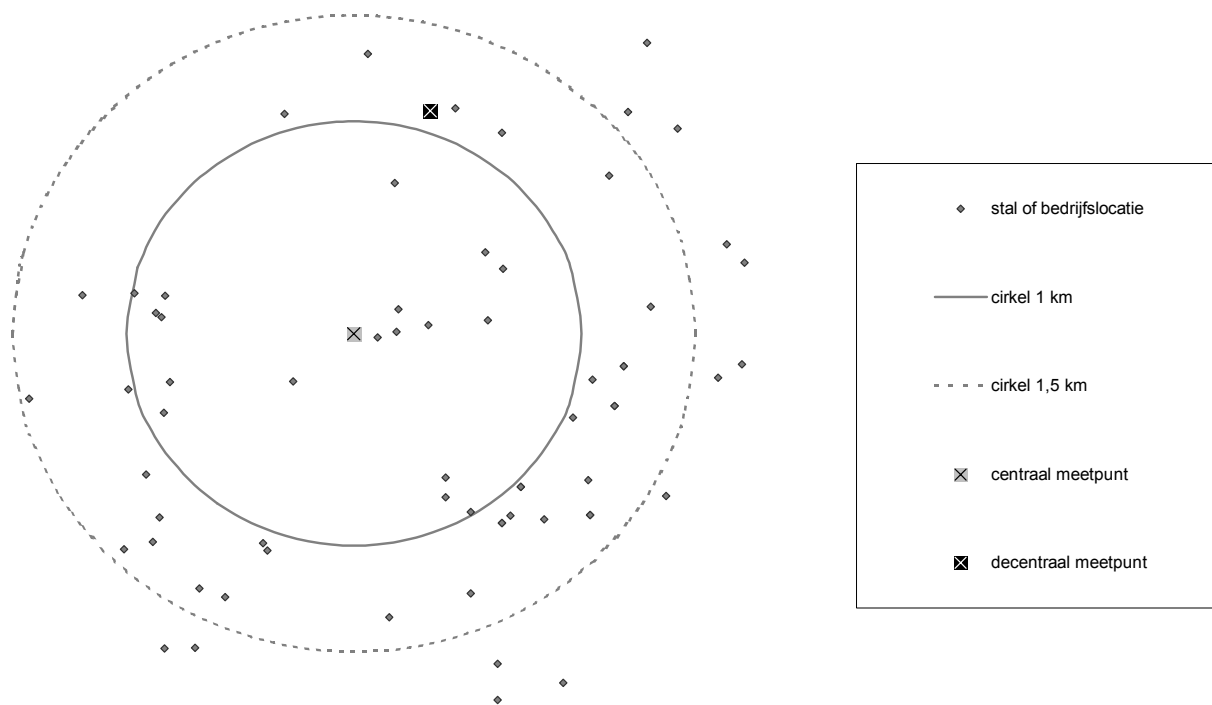
2.3 Aanpak in onderzoekgebied

De opzet van het project wordt in dit hoofdstuk op hoofdlijnen beschreven. Dit mede aan de hand van de geografie van locaties van meetpunten en agrarische bedrijven (figuur 2.1 en 2.2). In latere hoofdstukken worden materiaal en methoden in meer detail beschreven.

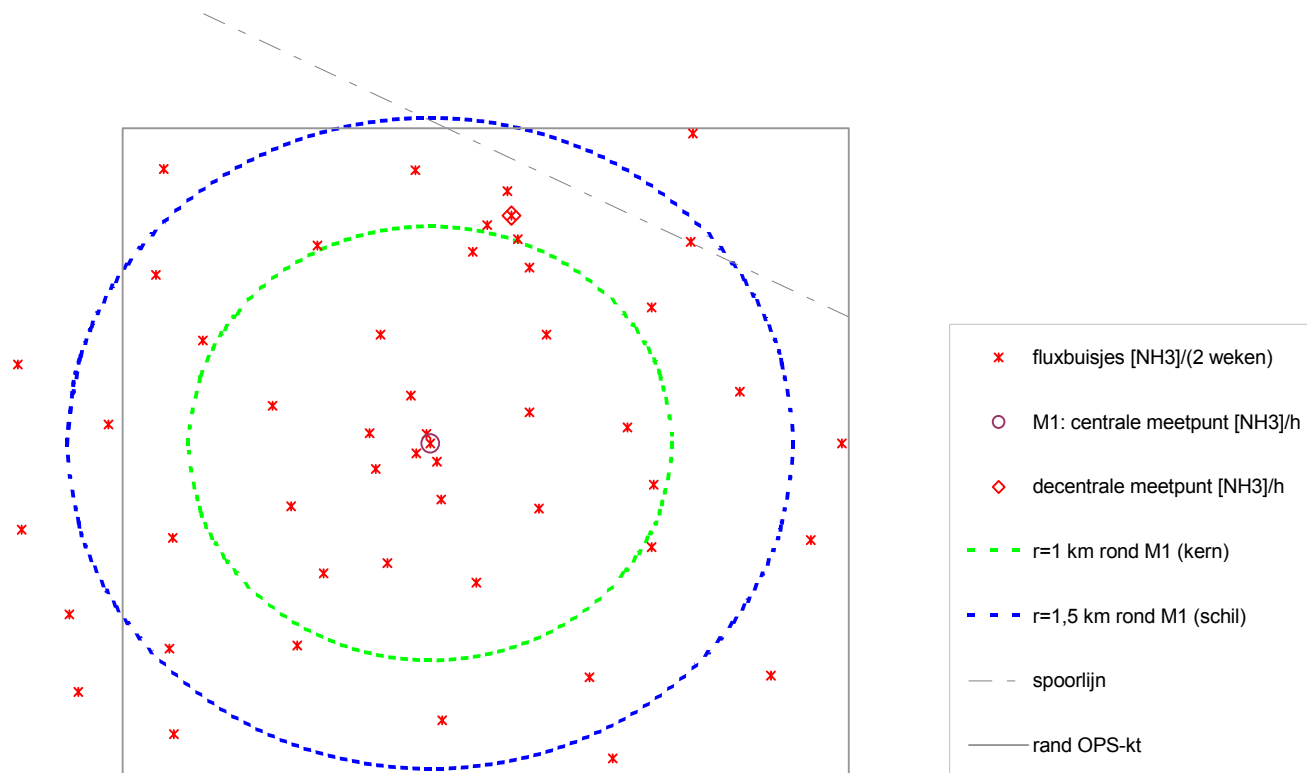
Vorbereiding onderzoek

In januari 2002 is met een kleine groep agrariërs en vertegenwoordigers van GLTO-Lichtenvoorde en het plaatselijke loonbedrijf een concept-opzet van het project besproken en later in overleg met hen enigszins aangepast. Ook is een kleine vergoeding voor de deelnemers met hen besproken. Vervolgens is met hen een voorlichtingsavond voor alle agrarische grondgebruikers in het gebied georganiseerd. Tijdens de voorlichtingsavond is de achtergrond, de beoogde opzet en uitvoering van het project uitgebreid besproken. Aan het eind van de voorlichtingsavond werd de aanwezigen gevraagd om op een lijst aan te geven of men bereid was deel te nemen aan het project. Agrariërs uit het gebied die niet op deze voorlichtingsavond aanwezig waren en aanwezigen die nog geen uitsluitsel gaven over hun deelnamebereidheid zijn later individueel benaderd.

Uiteindelijk bleek slechts één agrariër in de buitenrand van het gebied niet tot deelname bereid.



Figuur 2.1 Locaties van agrarische bedrijven en een centraal en decentraal gelegen meetpunt voor continue monitoring van ammoniakconcentraties.



Figuur 2.2 Locaties van de meetpunten waar de gemiddelde ammoniak concentratie per 14 dagen is bepaald met behulp van 50 fluxbuisjes. De locaties zijn verspreid over het gehele gebied en de buitenste randen van het gebied.

In figuur 2.1 zijn de locaties in het onderzoekgebied weergegeven van:

- de twee meetpunten voor continue monitoring van de ammoniakconcentratie in de buitenlucht
- de agrarische bedrijfslocaties in de kern van het onderzoekgebied (met straal 1 km) en die in de schil daaromheen (straal 1-1,5 km van centraal meetpunt).

In figuur 2.2 zijn de locaties in het onderzoekgebied weergegeven van de ca 50 meetpunten waar de gemiddelde ammoniak concentratie per 14 dagen is bepaald. Deze meetlocaties zijn vrij gelijkmatig verdeeld over het gebied en de randen van het gebied gekozen.

Hierna wordt beschreven welke activiteiten op de verschillende locaties zijn uitgevoerd.

Ammoniak meetpunten

Midden in het gebied is een centraal punt gekozen waar de ammoniakconcentratie in de buitenlucht continu (elke 5 minuten) gemeten is. De kern van het onderzoekgebied is gelegen in een straal van ongeveer 1 km rond dit meetpunt. Daarnaast is er op een meetpunt dat op ruim 1 km afstand ten Noord-Noord-Oosten van het centrale meetpunt is gelegen –hierna aangeduid als decentrale meetpunt- ook continu de ammoniakconcentratie gemeten. De ammoniakconcentraties zijn hier op dezelfde wijze als op de 8 ammoniakmeetlocaties van het LML bepaald: op beide meetpunten is met behulp van meetapparatuur de concentratie van ammoniak in de buitenlucht per uur op een hoogte van circa 3 meter bepaald. De uurgemiddelden van deze meetpunten zijn in de analyse als uitgangspunt genomen.

Op het decentrale meetpunt is verder een alternatieve, optische methode voor bepaling van de ammoniakconcentratie uitgetest: Differentiële Optische Absorptie Spectroscopie (DOAS). Daarbij wordt een lichtbundel geprojecteerd op een reflector die circa 50 meter verderop is opgesteld. Het gereflecteerde licht wordt vergeleken met de uitgezonden lichtstraal. De verschillen in licht (golflengtes, intensiteit) kunnen vertaald worden in een gemiddelde ammoniakconcentratie over de meetafstand.

Daarnaast zijn 2 wekelijks bepalingen van ammoniakconcentraties uitgevoerd op circa 50 locaties verspreid in het gebied, inclusief de randen van het gebied (zie figuur 2.2). De metingen op deze locaties zijn uitgevoerd met passieve fluxbuisjes en geven de gemiddelde concentratie per 14 dagen op die locaties weer. Door interpolatie van de ammoniakconcentraties tussen de 50 meetlocaties wordt een beeld van het ruimtelijke patroon van de ammoniakconcentratie verkregen.

De ammoniakconcentratiemetingen zijn uitgevoerd door RIVM. TNO heeft in opdracht van RIVM de laboratoriumanalyses van de 2 wekelijkse fluxbuismetingen uitgevoerd.



Figuur 2.3 Foto van het tijdelijke meteostation bij het decentrale ammoniakmeetpunt. Op de mast is apparatuur voor meteorologische metingen aangebracht.

Meteorologische gegevens

Op het decentrale meetpunt (locatie zie figuur 2.1) is tevens een tijdelijk meteostation opgesteld (figuur 2.3: foto van meteostation en shelter). De volgende meteorologische gegevens zijn hier gemeten: temperatuur (°C), relatieve vochtigheid, windsnelheid (m/s)

en –richting (graden), en globale straling (W/m²). Verondersteld is dat de hier gemeten waarden representatief zijn voor het onderzoekgebied.

Continue verzamelde agrarische gegevens

De continue gegevensverzameling is in juni 2002 opgestart en duurde van juli 2002 tot september 2003. Door de agrariërs die stallen en/of land in de kern van het onderzoekgebied (ca 4 km²) hebben, zijn gedurende een periode van 14 maanden gegevens geregistreerd over de stalbezetting (wijzigingen in de tijd per stal of stalafdeling), mesttoedieningen op gras- en bouwland (per perceel per dag waarop mest werd toegediend) en beweiding (per beweid perceel) in dit gebied. In een gebied van ca 5 km² rondom deze kern zijn gegevens over de mesttoediening vastgelegd door loonwerkers en door boeren die zelf mest toedienen. Door een aantal bedrijven die een deel van hun land in de kern van het gebied hadden en een deel in de schil eromheen, is ook een complete registratie bijgehouden (zoals voor bedrijven die in de kern gesitueerd zijn). Andere bedrijven hebben alleen voor het gedeelte van het bedrijf dat in de kern en/of de schil lag de benodigde gegevens geregistreerd. In enkele gevallen is ook voor land dat iets buiten het onderzoeksgebied gelegen was een registratie bijgehouden. De gegevensverzameling is uitgevoerd door A&F (voorheen IMAG) met ondersteuning van GLTO-Lichtenvoorde.

Berekende ammoniakemissie met continue registraties

Op basis van de hiervoor beschreven continue registraties zijn gedetailleerde ammoniakemissieberekeningen van de verschillende bronnen uitgevoerd. Daarbij is ook rekening gehouden met de variaties tussen uren van de meteorologische gegevens (temperatuur en windsnelheid).

Metingen versus berekeningen ammoniakconcentraties

De verspreiding van de berekende ammoniakemissies vanaf de afzonderlijke bronnen (stallen en percelen) is -rekening houdend met meteo-omstandigheden die ter plaatste gemeten zijn- berekend met RIVM-modellen (OPS) en vergeleken met gemeten ammoniakconcentraties in het gebied.

Eenmalige agrarische gegevens: startinventarisatie versus Landbouwtelling

Voorafgaand aan de continue registratie is bij de start van het project (eind mei en juni 2002; op enkele bedrijven in juli 2002) door A&F een uitgangssituatie op de bedrijven in de kern van het gebied vastgesteld ten aanzien van de stallen en het perceelgebruik. Dit is gedaan tijdens het eerste bedrijfsbezoek. Dit is ook gedaan op bedrijven in de schil daaromheen die zelf mest toedienen en dus ook bezocht moesten worden om de registratie daarvan op te starten. Deze uitgangsgegevens zijn gebruikt om de ammoniakemissie op de bedrijven gedurende het jaar te berekenen ervan uitgaande dat de situatie tijdens het jaar constant hetzelfde is als bij die startinventarisatie. Dus zonder rekening te houden met variaties in de tijd zoals die volgen uit de continue registratie. Alleen bij leegstand op het moment van de startinventarisatie is rekening gehouden met de te verwachten dieraantallen bij herbezetting op een later tijdstip. Daarnaast zijn ter vergelijking gegevens van de Landbouwtelling 2002 (LBT 2002) van alle bedrijven in de kern van het onderzoekgebied en de schil daaromheen opgevraagd door het LEI. De landbouwtellingscijfers geven een beeld van het gemiddeld aantal aanwezige dieren volgens opgave van de agrarische ondernemer (omstreeks 1 mei 2002). Hiermee zijn per bedrijf de ammoniakemissies op jaarbasis berekend met het

mest- en ammoniakmodel uitgaande van dezelfde systematiek die bij nationale berekeningen voor de milieubalans toegepast worden.

Op basis van de startinventarisatie van A&F en de LBT2002 zijn de dieraantallen in het gebied vergeleken. Ook de emissies die op basis van deze bronnen berekend zijn, zijn vergeleken.

3 Emissiebronnen en ammoniakemissieberekeningen

In dit hoofdstuk staan de ammoniakemissies van de agrarische bronnen centraal. Achtereenvolgens worden beschreven: de gegevensverzameling met betrekking tot de agrarische activiteiten (3.1); de methoden die toegepast zijn om de ammoniakemissies te berekenen (3.2) en de resultaten van de emissieberekeningen (3.3). Er is zoveel mogelijk een strikte scheiding aangebracht tussen deze paragrafen -volgens de gangbare indeling in “materiaal”, “methoden” en “resultaten”- om doublures te voorkomen en om het voor de lezer makkelijk te maken om desgewenst selectief te lezen of gericht te zoeken in onderdelen van de rapportage.

3.1 Inventarisatie agrarische activiteiten

3.1.1 Startinventarisatie en opstart registratie

In januari 2002 is op een voorlichtingsavond de achtergrond, doelstelling en beoogde werkwijze van het onderzoek gepresenteerd aan en bediscussieerd met de agrariërs uit het beoogde onderzoekgebied Vragender. Daarbij is door de aanwezigen op een invulformulier naast NAW gegevens (naam, adres, woonplaats en telefoonnummer) de deelnamebereidheid aangegeven (ja/nee/weet niet) alsmede de bedrijfslocatie, de aanwezige diercategorieën (optioneel met dieraantallen). Tevens is voor zover van toepassing voor grasland en bouwland afzonderlijk ingevuld of de mesttoediening werd uitgevoerd door de loonwerker of door de agrariër zelf of door een combinatie van beiden.

Van eind mei tot half juli 2002 zijn de deelnemende bedrijven bezocht voor het opstarten van de registratie van agrarische gegevens die van invloed (kunnen) zijn op de ammoniakemissie. Tijdens dit eerste bedrijfsbezoek is het project per bedrijf aan de keukentafel nogmaals kort toegelicht en zijn vragen van de agrarische ondernemer(s) beantwoord. Vervolgens is een overeenkomst voorgelegd waarin de deelname, de vergoeding en verdere condities wederzijds zijn bevestigd door ondertekening. Daarna is de bedrijfssituatie opgenomen in termen van

- aanwezige dieraantallen en dierplaatsen per stal en staltype(s); stalsituering en technische details;
- eventuele mestopslag(en) buiten de stal; typering en situering;
- perceelsgebruik (gras, mais, ander bouwland, beheersbeperking, etc) en oppervlakte per perceel van de in gebruik zijnde percelen binnen het onderzoekgebied (soms ook daarbuiten); de percelen zijn met een label ingetekend op een perceelskaart van het gebied die gemaakt is op basis van de Basisregistratie Percelen in 2001 (zie voor de huidige registratiewijze per bedrijf <http://www.hetInVloket.nl>) Bij sommige deelnemers kon hierbij dankbaar gebruik worden gemaakt van een kopie van de perceelsregistratiekaart die de agrariërs in mei 2002 (jaarlijks en daarnaast bij tussentijdse wijzigingen) voor LNV moesten invullen. Voor zover van toepassing is per bedrijf tevens het beweidingssysteem genoteerd.
- mesttoedieningswijze(n) op grasland en bouwland en of de mesttoedieningen door de agrariër, een loonwerker of een combinatie van beiden is uitgevoerd.

De eerste startinventarisaties zijn in de laatste week van mei 2002 uitgevoerd; het merendeel begin juni; de laatste in juli 2002.

Op basis van de startinventarisatie is een eerste schatting gemaakt van de stalemissies. Voor de niet bezochte bedrijven (die niet zelf mest toedienen) in de buitenste schil is daarbij in eerste instantie gebruik gemaakt van een enigszins gedateerd

vergunningenbestand dat eerder via de provincie verkregen werd en van gegevens die op de voorlichtingsavond op formulieren zijn ingevuld. Later is voor niet bezochte bedrijven in deze schil gebruik gemaakt van gegevens uit de landbouwtelling 2002. Voor enkele bronnen die net buiten de randen van het onderzoek gebied lagen is informatie van de voorlichtingsavond of van een enigszins verouderd vergunningenbestand (eind jaren 90) gebruikt. Voor één grote bron die net buiten het onderzoekgebied lag, is dit aangevuld met informatie die telefonisch door de eigenaar is verstrekt

3.1.2 Landbouwtellingsgegevens

Door het LEI zijn de gegevens van de LBT van alle bedrijven in het gebied opgevraagd; in eerste instantie (LBT 2001) aan de hand van een adreslijst die vanuit A&F en GLTO-Lichtenvoorde was gemaakt; in tweede instantie (LBT 2002) door van alle agrarische bedrijven die op het hoofdadres in het onderzoekgebied (coördinaten binnen een straal van 1,5 km rond het centrale meetpunt) geregistreerd staan de gegevens op te vragen. In nationale berekeningen voor de jaarlijkse milieubalans wordt ook van de landbouwtellingsgegevens uitgegaan. Door de gangbare rekenwijze in nationale berekeningen op deze gegevens toe te passen en te vergelijken met de verfijnde emissieberekeningen van A&F uitgaande van de gegevens uit de startinventarisatie en uitgaande van de continue registratie zouden mogelijke verbeterpunten voor toekomstige berekeningen geïdentificeerd kunnen worden. Ook een vergelijking van gegevens van de verschillende gegevensbronnen (dieraantallen, bedrijfsoppervlaktes per gewastype, etc.) zou nuttige informatie op kunnen leveren. De gegevens uit de landbouwtelling zijn gebaseerd op de aangifte van de agrariër van de gemiddeld aanwezige dieren op zijn bedrijf en de oppervlaktes van het grasland en bouwland dat hij in gebruik heeft.

3.1.3 Continu registratie activiteiten

In de kern van het onderzoekgebied is door de agrariërs een gedetailleerde registratie bijgehouden van agrarische activiteiten die de emissie kunnen beïnvloeden. In de schil daaromheen (1 - 1,5 km van centrale meetpunt) zijn alleen de mesttoedieningen geregistreerd. Dit laatste is gedaan door de loonwerkers, behalve daar waar de agrariër(s) zelf mest toediende(n). In dat laatste geval is de registratie van die mesttoedieningen ook door de agrariër gedaan. De bedrijven in de schil die zelf mest toedienden zijn geïdentificeerd op basis van informatie van (1) GLTO-Lichtenvoorde, (2) agrariërs die op de voorlichtingsavond aanwezig waren, (3) de loonwerkers (4) buurtbewoners die bij de startinventarisatie bezocht zijn. Deze zogenaamde 'doe het zelve' (DHZ-ers) zijn vanuit A&F afzonderlijk benaderd om een registratie bij te houden. De DHZ-ers maken gebruik van eigen emissie-arme toedienapparatuur of huren die apparatuur bij een mechanisatiebedrijf.

Op verzoek zijn enkele bedrijven die in de schil, maar nabij het decentrale meetpunt gelegen waren, naast de mesttoedieningen ook de stalbezetting en de beweiding continu gaan registreren. Dit vanwege de mogelijke impact van deze op korte afstand gelegen emissiebronnen op de gemeten ammoniakconcentratie op het decentrale meetpunt.

Tabel 3.1 Locatie afhankelijke registratie door agrariër of loonwerker van mesttoedieningen, stalbezetting en overige bijzonderheden

Locatie	Mesttoediening	Stalbezetting, beweiding en overige
Kern	Agrariër	Agrarier
Schil, nabij decentrale meetpunt	Agrariër	Agrarier
Schil, overig	Loonwerker of Agrarier	Niet*

* Op enkele bedrijven waar slechts een deel van de percelen in de kern gelegen was, is voor het hele bedrijf een gedetailleerde registratie bijgehouden.

Nadat de uitgangssituatie tijdens de startinventarisatie vastgelegd was, is een map met registratieformulieren voor de continue registratie aan de agrariërs uitgereikt. De op deze formulieren te noteren gegevens en de frequentie van registratie zijn toegelicht en gevraagd is om dit vanaf de startinventarisatie te gaan bijhouden. De volgende gegevens zijn geregistreerd:

- Stallen: bezetting per diercategorie, voorzover relevant per staltype of afdeling; en eventuele aanvullende bijzonderheden en wijzigingen; frequentie: minimaal 1x per week, of tot de eerstvolgende wijziging in de stalsituatie indien binnen een week geen wijziging;
- Mesttoediening: Per perceel, de datum en het tijdstip vanaf en tot wanneer er mest is toegediend, de toedieningsmethode en de omstandigheden (bodem droog, normaal of nat; mm regen op dag van toediening; bijzonderheden). Op sommige bedrijven werd per dag of per dagdeel het aanvangs- en eindtijdstip van de toediening genoteerd voor alle bemeste percelen tezamen, en niet voor de afzonderlijke percelen. In dat geval is achteraf door de onderzoeker per perceel de meest reële onderverdeling in tijd en ruimte gemaakt. Veelal is daarbij het bemeste oppervlakte per perceel per uur proportioneel verdeeld over de uren tussen start- en eindtijdstip.
- Beweiding: Per perceel de datum en tijdstippen vanaf en tot wanneer er geweid is en de aantallen dieren per categorie (melkkoeien, jongvee, overig);
- Mestmanagement: Tijdstippen waarop mest gemixed en/of naar een andere opslag gepompt is, voorzover van toepassing;
- Overig: Bijzonderheden die niet op de andere formulieren geregistreerd konden worden, maar die naar het idee van de agrariër misschien toch van invloed zouden kunnen zijn op de emissie werden op een apart formulier genoteerd.

3.2 Berekeningsmethoden emissies

3.2.1 Stalemissies op basis van startinventarisatie en RAV

De stalemissies zijn hierbij berekend per diercategorie en staltype. Dit op basis van informatie die tijdens het eerste bedrijfsbezoek is verkregen. Het ging daarbij om een indicatie van de normale bezetting en het aantal beschikbare dierplaatsen. Het *aantal dieren* per staltype dat op grond van de startinventarisatie aanwezig zou moeten zijn op een willekeurig moment van het jaar, behalve tijdens leegstand na een mestronda, werd vermenigvuldigd met *de RAV emissiefactor, exclusief leegstand*.

Voor diverse diercategorieën wordt in de RAV rekening gehouden met een bepaald percentage leegstand. In de berekeningen is deze leegstandscorrectie niet toegepast.

Voorbeeld: bij vleesvarkens wordt in de RAV rekening gehouden met 10% leegstand. De ammoniakemissie per dierplaats na deze correctie is volgens de RAV 2,5 kg/jaar.

In de berekening wordt dan uitgegaan van $2,5 * 100 / (100-10) = 2,77$ kg/jaar
Dit getal wordt vermenigvuldigd met het aantal dieren dat op dagen zonder leegstand aanwezig zou zijn op basis van de startinventarisatie.

Op grond van één momentopname (de startinventarisatie) is niet bekend op welke kalenderdagen in het jaar sprake is van leegstand. De gevolgde berekeningswijze levert weliswaar op jaarbasis een overschatting. Op 90% van de dagen in het jaar geeft dit echter een betere schatting van de werkelijke bronemissie en daarmee een betere input van het OPS model om de ammoniakconcentratie op de meetpunten te voorspellen. Op 10% van de dagen is de werkelijke bronemissie in theorie gelijk aan 0. In de praktijk is de leegstand echter vaak korter, heeft vaak slechts betrekking op een deel van de dierplaatsen (m.u.v. 'all-in all-out') en is bovendien de emissie nadat de dieren de stal verlaten niet meteen 0. Dit omdat er in de mestkelder nog een aanzienlijke hoeveelheid mest (met ammoniumstikstof) aanwezig is waaruit ammoniak kan vervluchtigen. Vooral als de stalventilatie niet uitgeschakeld is, zal er dus nog een aanzienlijke emissie zijn.

3.2.2 Emissies op basis van Landbouwtelling en Mest- en Ammoniak Model

Naast de gedetailleerde berekeningen die in paragraaf 3.2.3 worden beschreven, zijn berekeningen volgens de gangbare nationale berekeningsmethodiek (voor de jaarlijkse Milieubalans) toegepast op het onderzoeksgebied. In die nationale methodiek worden gegevens veelal slechts op regioniveau onderscheiden. Binnen de regio Achterhoek kan in die methodiek geen rekening worden gehouden met plaatselijke verschillen. Voor de berekeningen zijn dezelfde uitgangspunten gebruikt als voor de Milieubalans 2004. De uitgangspunten zijn beschreven door Van der Hoek (2002). Ieder jaar worden een aantal uitgangspunten opnieuw vastgesteld. In deze paragraaf worden nieuwe en enkele door Van der Hoek beschreven uitgangspunten eruit gelicht.

Bij de emissieberekeningen spelen de volgende variabelen een rol.

1. Omvang van de veestapel en de stikstof- en fosfaatexcretie van de verschillende diersoorten. De fosfaatexcretie is van belang in verband met de plaatsbare hoeveelheden dierlijke mest op bedrijfsniveau.
2. Staltypen en mesttoedieningstechnieken, zowel de omvang van de verschillende typen en technieken als de bijbehorende ammoniakvervluchtigingsfactoren.

3. Hoeveelheid mest die in de weideperiode in de weide wordt gedeponeed.
4. Hoeveelheid aangewende kunstmest.

De bron van de excreties zijn de excreties zoals die voor het jaar 2002 zijn vastgesteld door de Werkgroep Uniformering berekening Mestcijfers (WUM).

De WUM berekent de excretie per gemiddeld aanwezig dier per jaar uit verschillende bronnen. Een beschrijving van de methodiek en de resultaten is te vinden op:

<http://www.cbs.nl/nl/publicaties/artikelen/milieu-en-bodemgebruik/Milieu/index.htm>. De mineralenexcreties (tabel 3.2) zijn landelijke cijfers die op ieder aggregatieniveau worden gebruikt en van toepassing zijn op het onderzoeksgebied.

Tabel 3.2 Stikstofexcreties, mestvolume en stikstofgehalten in dierlijke mest per dierequivalent (kg dierequivalent⁻¹ jaar⁻¹) uitgaande van 365 dagen in de stal of de weide.

Mestsoort	N excretie kg N/jaar	mestvolume m ³ /jaar	gehalte ⁶ kg N/m ³
Melkvee drijfmest(stal)	119,2	23,73	4,59
Melkvee drijfmest(weide)	110,6	26,55	3,38
Jongvee drijfmest(stal)	70,3	10,08	6,38
Jongvee drijfmest(weide)	83,3	11,15	6,07
Vleesvee droge mest (stal) ⁷	69,8	10,32	5,02
Vleesvee drijfmest (weide) ⁶	82,3	11,30	4,71
Stalvleesvee drijfmest ⁸	44,9	6,49	6,10
Vleeskalveren drijfmest	16,1	3,82	3,49
Vleesvarkens drijfmest (traditioneel)	11,7	1,20	7,78
Vleesvarkens drijfmest (emissiearm)	11,7	1,20	8,65
Fokvarkens drijfmest (traditioneel)	30,3	5,00	4,85
Fokvarkens drijfmest (emissiearm)	30,3	5,00	5,44

De stikstofgehalten in dierlijke mest (tabel 3.2) zijn het product van de stikstofexcretie (inclusief spoelwater) minus de stal-, opslag- en overige N-emissies (niet ammoniakstikstof); gedeeld door de mestproductie per dier per jaar.

Voor de invoer in het mest- en ammoniakmodel (MAM) wordt gebruik gemaakt van gegevens van de LBT. Het staltype is een factor die onregelmatig en op verschillende manieren wordt geïncorporiseerd. Het voorkomen van verschillende staltypen wordt daarom per regio bepaald en vervolgens gededesaggregeerd naar gemeenteniveau. Aangezien het onderzoek wordt toegespitst op een beperkt gebied binnen een gemeente, is het waarschijnlijk dat de invoer van het MAM enigszins afwijkt van de werkelijkheid. Melkveestallen vormen hierop een uitzondering, omdat deze iedere vier jaar geïncorporiseerd worden. Daardoor is bekend wat voor stal op ieder bedrijf aanwezig is. In tabel 3.3 wordt het percentage gegeven dat een bepaald staltype voorkomt in de regio Achterhoek. Dit is de regio waarin het onderzoeksgebied (Vragender) ligt en het laagste niveau waarop deze gegevens beschikbaar zijn. Het

⁶ Stikstofgehalte na aftrek van NH₃-emissie en overige N-emissies.

⁷ weidend vleesvee (zoogkoeien) en schapen

⁸ m.n. stieren en geiten

percentage wordt vermenigvuldigd met het aantal dieren dat volgens de LBT in 2002 op de onderzochte bedrijven aanwezig was.

Tabel 3.3 Het voorkomen van staltypen in de regio Achterhoek in de Milieubalans 2004 (MB04) m.b.t. het jaar 2002 en in het onderzoeksgebied van 1 km van het centrale meetpunt (A&F).

Diergroep	Staltype	MB04	A&F
		%	%
Melk- en kalfkoeien	Ligboxenstal	100	100
Jongvee voor de melkproductie	Standaard	100	100
Vleeskalveren	Traditioneel	100	100
Vleesvarkens	traditioneel	90	76
	emissiearm	10	24
Zeugen en opfokvarkens	traditioneel	85	100
	emissiearm	15	0

Bij de vleesvarkens en de zeugen is er een verschil in percentage traditionele en emissiearme stallen tussen de MB04 en het A&F. Dit komt doordat in de MB04 de staltypen per regio beschikbaar zijn, waardoor de verdeling anders kan zijn dan op lokaal niveau (startinventarisatie). Zo is in Vragender een kwart van de vleesvarkensstallen emissiearm, terwijl dat in de regio maar 10% is. Daarentegen komen er in Vragender geen emissiearme zeugenstallen voor, terwijl in de regio 15% van de zeugenstallen emissiearm is.

Voor de staltypen uit tabel 3.3 zijn vervluchtigingspercentages (VP) vastgesteld die, vermenigvuldigd met de excretie per diergroep, de NH₃-emissie (in kg jaar⁻¹) per dier geven (tabel 3.4). Voor een juiste interpretatie bij weidend vee moeten de cijfers nog omgerekend worden naar de tijd dat de dieren buiten lopen of op stal staan.

Tabel 3.4 De gasvormige emissies in de vorm van ammoniak per diergroep en per staltype zoals gebruikt voor de Milieubalans (kg dier⁻¹ jaar⁻¹).

Diergroep	staltype	NH ₃	
		Stal	weide ⁹
Melk- en kalfkoeien		9,6	22,7
Jongvee melkproductie		5,6	17,1
Weidend vleesvee en schapen		5,6	16,9
Stalvleesvee en geiten		5,6	nvt
Vleeskalveren		3,0	nvt
Vleesvarkens	traditioneel	2,6	nvt
	emissiearm	1,3	nvt
Zeugen en opfokvarkens	traditioneel	7,2	nvt
	emissiearm	3,6	nvt

⁹ kg NH₃ die in de weideperiode in de stal emitteert

In de regio Achterhoek heeft 45% van de melkveebedrijven en 83,3% van de varkensbedrijven geen externe opslag (Tabel 3.5). Van de bedrijven met een externe opslag is bijna iedere opslag afgedekt. De fractie externe opslag is van regionaal niveau gedesaggregeerd naar het onderzoeksniveau en kan daardoor afwijken van de praktijk.

Tabel 3.5 Verdeling externe opslag per diergroep (%) in de regio 'Achterhoek'.

Diergroep	Geen	afgedekt	niet afgedekt
Rundvee ¹⁰	45,0	52,2	2,8
Vleeskalveren	100	0	0
Varkens	83,3	16,7	0

Het VP is in Tabel 3.6 is uitgedrukt als percentage van de hoeveelheid opgeslagen stikstof die buiten de stal wordt opgeslagen (bron: RIVM).

Tabel 3.6 VP's voor externe opslag (%)

Diergroep / mestnaam	Afgedekt	niet afgedekt
Melkvee- en jongveedrijfmest	1,0	4,8
Vleesvee droge- en drijfmest	0,5	2,5
Vleesvarkensdrijfmest	1,7	8,3
Zeugendrijfmest	2,4	11,8

Het voorkomen van beweidingssystemen is voor de berekeningen van de MB04 gebaseerd op informatie uit het Informatienet (tabel 3.7) van het LEI. Van de geproduceerde mest in de weideperiode komt bij melkvee 52% in de stal terecht, bij jongvee en vleesvee is dat respectievelijk 2 en 9%. De ammoniakemissie bij weiden is, ongeacht de mestsoort, 8%.

¹⁰ rundvee exclusief vleeskalveren

Tabel 3.7 Deel van het jaar dat de diergroepen in de weide lopen (weiden, %) en mest, dat in de weideperiode, in de stal komt (mest in de stal, %), volgens de milieubalans 2004 (informatie is ontleend aan het bedrijveninformatienetwerk van het LEI).

Mestsoort	weiden	mest in de stal
Melkvee ligboxdrijfmest snijmaïs	45	52
Jongveedrijfmest snijmaïs	38	2
Drijfmest weidend vleesvee	56	9

In tabel 3.8 is een overzicht gegeven van de provinciale verdeling van mest over de toedieningstechnieken. De verdeling heeft betrekking op een enquête van het CBS uit 2000. Bij de toepassing van mesttoedieningstechnieken is onderscheid gemaakt tussen technieken voor grasland en voor bouwland.

Tabel 3.8 Aandeel mesttoedieningstechniek per gewas (percentage) in de provincie Gelderland (bron: CBS enquête 2000).

Mesttoedieningstechniek	grasland	bouwland
Sleepvoet	13,6	
Sleufkouter	24,0	
zodenbemester / injectie	62,4	
vaste mest oppervlakkig	100	
onderwerken 1 werkgang		13,0
onderwerken 2 werkgangen		40,7
mestinjectie bouwland		46,3

In een overleg tussen RIVM, LEI en A&F in 1999 zijn zowel de technieken, de mate waarin ze werden toegepast als de bijbehorende vervluchtigingsfactoren besproken. De toedieningsemisies in tabel 3.9 zijn hier het resultaat van. De werkelijke emissie is afhankelijk van de mestsoort die op een gewas wordt uitgereden.

Tabel 3.9 NH₃-emissie per toedieningstechniek (% van de minerale stikstof)

Mesttoedieningstechniek	ammoniakemissie
<i>Drijfmest op grasland</i>	
Sleepvoet	28,8
Sleufkouter	20,0
zodenbemester / injectie	11,5
<i>Drijfmest op bouwland</i>	
onderwerken 1 werkgang	23,0
onderwerken 2 werkgangen	46,0
mestinjectie bouwland	10,4
<i>Vaste mest op grasland en bouwland</i>	
oppervlakkig	100,0

In tabel 3.10 is een overzicht gemaakt van de NH₃-emissie per gewasgroep, grasland en bouwland, op basis van de verdeling van de mesttoedieningstechnieken en de bijbehorende toedieningsemisies.

Tabel 3.10 NH₃-emissie per gewasgroep (% van de minerale stikstof)

Gewas	emissie
Grasland	15,9
Bouwland	26,5

Op basis van wettelijke normen en onder invloed van de Minasnormen kan er per gewas en per grondsoort een bepaalde hoeveelheid aan mineralen worden gegeven. Dit wordt de toedieningsnorm genoemd. Voor het nieuwe mestbeleid (vanaf 2006) en de daarbij geldende gebruiksnormen zie <https://www.hetinvloket.nl/>.

Tabel 3.11 Toedieningsnorm per gewasgroep voor stikstof en fosfaat uit dierlijke mest in de regio Achterhoek (kg ha⁻¹) van het jaar 2002

Gewasgroep	Fosfaat	stikstof
Grasland	134	389
Snijmaïs	113	305
Overige akker- en tuinbouw	112	266
Niet getelde grond	44	-

De plaatsingsmogelijkheid van dierlijke mest wordt bepaald door de toedieningsnorm uit tabel 3.11 te vermenigvuldigen met het aantal hectares per gewasgroep. De ruimte zal eerst worden opgevuld met eigen mest. De ruimte die niet benut wordt zal op basis van acceptatiegraden worden opgevuld met aangevoerde mest. De bedrijven die meer plaatsingsruimte voor dierlijke mest hebben dan ze zelf produceren, zullen namelijk niet alle beschikbare ruimte met bedrijfsvreemde mest op willen vullen vanwege onzekerheid over de mineralensamenstelling van dierlijke mest. Het percentage van de vrije plaatsingsruimte dat een agrariër bereid is op de vullen met aangevoerde mest wordt de acceptatiegraad genoemd. De acceptatiegraden bij de acceptatie van mest zijn beschreven door Van Staalduinen (2002). In tabel 3.12 staat voor de regio Achterhoek per gewasgroep de acceptatiegraad. Op snijmaïs en niet getelde grond is de acceptatiegraad hoog, maar op grasland en overige akker- en tuinbouwgrond is de acceptatiegraad laag.

Tabel 3.12 Acceptatiegraden voor dierlijke mest per gewasgroep in de regio Achterhoek voor 2002 (%)

Gewasgroep	acceptatiegraad
Grasland	17,85 ¹¹
Snijmaïs	78,54
Overige akker- en tuinbouw	10,67
Niet getelde grond	100,00

Niet getelde grond is grond die niet voor de LBT wordt opgegeven, maar wel bemest mag worden. Dit areaal wordt landelijk geschat op 150.000 ha en wordt voor de berekeningen verdeeld over bedrijven via een verdeelsleutel. De niet getelde grond telt niet mee voor de plaatsing van de eigen mest, maar alleen voor de aanvoer van dierlijke mest.

Het Mest-en Ammoniakmodel

Voor een beschrijving van de wijze van berekenen met het MAM is gebruik gemaakt van een deel van het rapport *Mest- en Ammoniakmodel* van Groenwold *et al.* (2002). De tekst is aangepast aan dit onderzoek.

¹¹ De acceptatiegraad voor grasland lijkt laag, maar omdat bijna al het grasland met eigen mest wordt bemest, is er weinig vraag naar en behoefte aan dierlijke mest van andere bedrijven.

De basis voor de berekening van de ammoniakemissie in het onderzoeksgebied in Vragender zijn de landbouwbedrijven waar mest geproduceerd wordt en waar mest kan worden afgezet. Op bedrijven waar landbouwhuisdieren worden gehouden, wordt de mestproductie berekend. De geproduceerde mestsoorten worden o.a. onderscheiden naar diersoort. De samenstelling van de verschillende mestsoorten wordt bepaald door het gehanteerde voer- en stalsysteem, drogestofgehalte van de mest en de ammoniakemissie uit stal- en opslag. Bij voersystemen valt te denken aan een grasland of snijmaïs rantsoen. Naast de stalsystemen (ligboxenstal, scharrelstal) kunnen graasdieren in de weide lopen. Zowel in de stal als in de weide komt ammoniak vrij als gevolg van de mestproductie.

Mest dat in een stal is geproduceerd gaat altijd eerst in opslag. De hoogte van de ammoniakemissie is afhankelijk van het type mestopslag.

Nadat van alle mestsoorten het volume is berekend, wordt nagegaan hoe deze mest op het eigen bedrijf kan worden aangewend. Hiervoor wordt aan de hand van het aanwezige landbouwareaal op het bedrijf de hoeveelheid mestruimte van dierlijke mest per gewas berekend. Deze mestruimte wordt vastgesteld aan de hand van toedieningsnormen die per gewas en mestregio zijn opgesteld. De toedieningsnormen zijn gebaseerd op wettelijke en adviesbepalingen voor fosfaat en stikstof. Nadat de mestruimte van het bedrijf is vastgesteld, wordt berekend of er op het bedrijf een mestoverschot of een –tekort is. Als er op bedrijfsniveau sprake is van een mestoverschot, dan kan er voor gekozen worden om de af te voeren mesthoeveelheid te minimaliseren. Aan de hand van een toewijsvolgorde per gewas-mestsoort combinatie wordt daarvoor berekend welke mestsoorten het beste kunnen worden aangewend op het eigen bedrijf. Bij het toedienen van de mest komt ammoniakemissie vrij, afhankelijk van de gebruikte toedieningstechniek.

Indien de mestruimte niet volledig is benut, dan kunnen er op dat bedrijf nog mest en mestproducten van andere bedrijven worden geplaatst, de zogenaamde mestruimte voor bedrijfsvreemde mest. Hoeveel bedrijfsvreemde mest er op dat bedrijf daadwerkelijk nog kan worden afgezet, is afhankelijk van de acceptatiegraad. De ruimte voor bedrijfsvreemde mest maal de acceptatiegraad geeft de mestruimte.

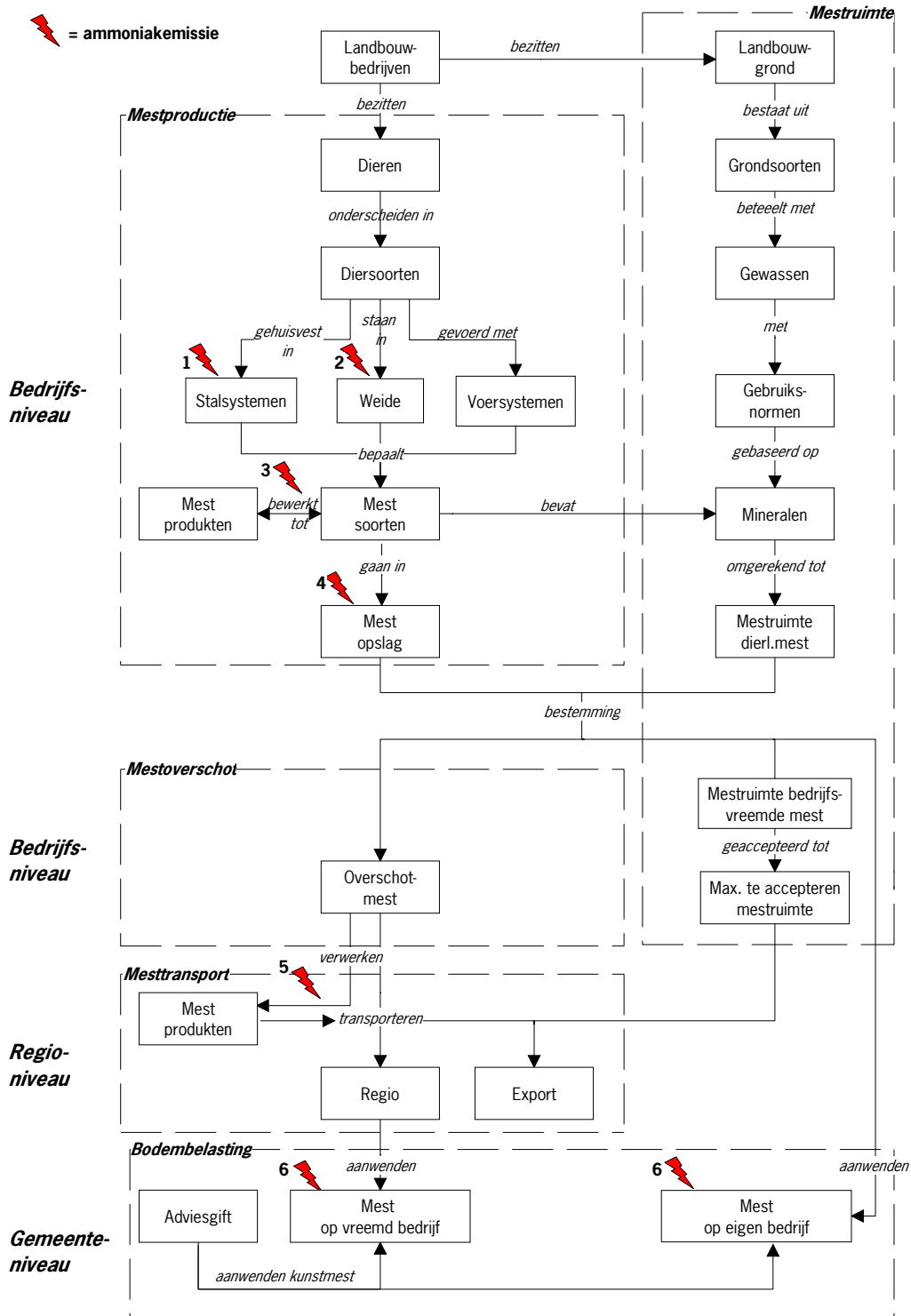
Overschotmest van andere bedrijven (=bedrijfsvreemde mest) kan op deze zogenaamde mestruimte worden aangewend. De hoeveelheid aan te wenden bedrijfsvreemde mest wordt berekend aan de hand van de overschotmest van andere bedrijven, de mestruimte en de mogelijkheden voor het exporteren van zowel be- en verwerkte mest als onverwerkte mest. Afhankelijk van de kosten van distributie van mest per mestvolume en de kwaliteit van de mest wordt de mest binnen of buiten de regio getransporteerd of geëxporteerd. De voorwaarde bij de afzet van de overschotmest is dat voor alle overschotmest een bestemming dient te worden gevonden in de vorm van afzet in de eigen regio, afzet naar een andere regio of export al of niet via verwerking. De meststromen worden daarbij zo gestuurd dat de kosten van transport, opslag, toedienen, verwerking en export minus de opbrengsten van mest op nationaal niveau geminimaliseerd worden. Na het mesttransport wordt de mest aangewend op de bestemde arealen per gewas per gemeente als mest op vreemd bedrijf waarbij ook weer ammoniakemissie wordt berekend.

Na het toedienen van mest, wordt op basis van de adviesgift (Staalduinen *et al.*, 2002) een aanvulling met kunstmest berekend. Deze aanvulling is gebaseerd op het toedieningstijdstip van dierlijke mest, de werkingscoëfficiënten voor mineralen uit dierlijke mest en de hoeveelheid toegediende mineralen uit dierlijke mest. Door iteratie wordt de toe te dienen hoeveelheid kunstmest afgestemd met de toegediende hoeveelheid kunstmest per gewas per regio die uit het Informatienet is berekend. De berekende hoeveelheid kunstmest uit het Informatienet is op haar beurt weer afgestemd

op het nationale kunstmestgebruik. Ten slotte wordt de ammoniakemissie van de toegediende hoeveelheid kunstmeststikstof berekend.

Figuur 3.1 laat zien op welke vijf plaatsen ammoniakemissie plaatsvindt:

1. Mestproductie (in stal en in weide);
2. Mestbewerking;
3. Mestopslag;
4. Mestverwerking en
5. Mesttoedienen.



Figuur 3.1 Uitgebreide weergave van de vijf hoofdthema's van het Mest- en Ammoniakmodel.

3.2.3 Emissies op basis van continu geregistreerde activiteiten en verfijnde berekening

3.2.3.1 Stalemissies

De gevolgde berekeningswijze is afhankelijk van de diercategorie en de beschikbare data. In tabel 3.13 zijn per diercategorie de parameters weergegeven waarmee de emissie berekend is als de daartoe benodigde gegevens geregistreerd werden.

Tabel 3.13 Per diercategorie de parameters waarmee de emissie berekend is in het kerngebied en daarbuiten voorzover daar de gegevens compleet geregistreerd werden.

Diercategorie	Parameters
Melkvee	tankmelkureumgehalte, bezetting, uren weidegang, T _{buiten}
vleeskalveren	Leeftijd, bezetting, T _{buiten}
mestkuikens	Leeftijd, bezetting, T _{buiten}
Varkens	Bezetting, T _{buiten}
Overigen	RAV emissiefactor, bezetting, correctiefactor

Voor de diercategorie 'overigen' en voor bedrijfslocaties waar geen complete registratie is uitgevoerd (in de schil) is steeds de volgende berekeningswijze gevolgd:

$$\begin{array}{l} \text{Stalemissie} \\ \text{(per stalunit, kg/dag)} \end{array} = \begin{array}{l} \text{RAV emissiefactor} \times \text{stalbezetting} \times \text{correctiefactor} / 365 \\ \text{(per dier, kg/jaar)} \quad (n) \quad (-) \end{array}$$

In de RAV wordt bij een aantal diercategorieën rekening gehouden met leegstand gedurende 5 tot 10% van het jaar. Via de correctiefactor in bovenstaande formule wordt deze leegstandscorrectie ongedaan gemaakt (vermenigvuldigingsfactor is 100/95 of 100/90).

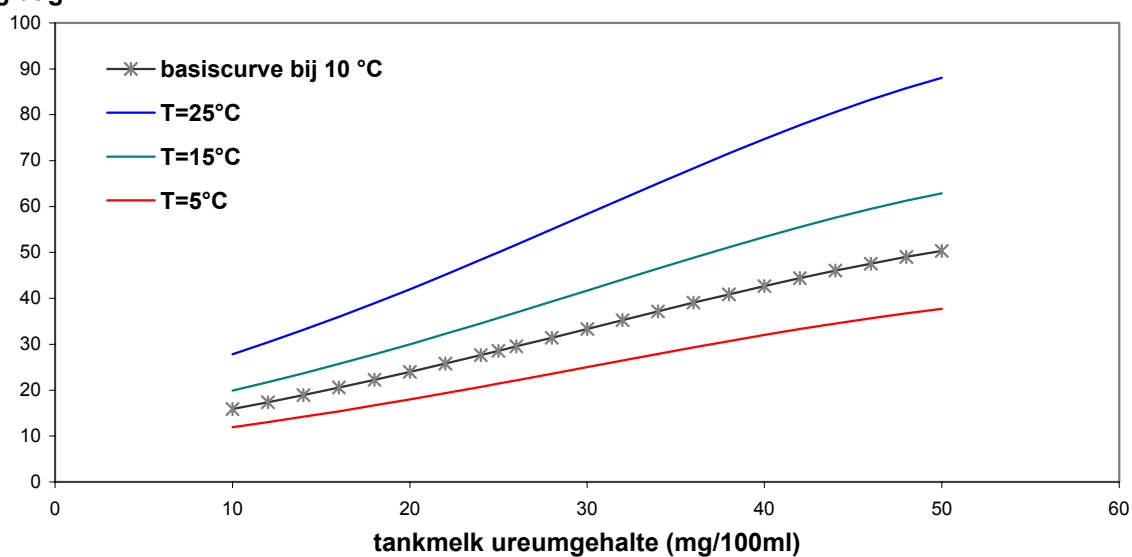
Ten opzichte van de startinventarisatie kon op bedrijven die een continue registratie bijhielden (in de kern van het onderzoeksgebied en op een deel van de bedrijven in de buitenste schil) rekening gehouden worden met de geregistreerde dierbezetting; in andere gevallen werd uitgegaan van dezelfde benadering als in paragraaf 3.2.1.

Voor melkvee is de relatie met de ammoniakemissie beschreven als functie van het melkureumgehalte (Van Duinkerken *et al.*, 2003) en het aantal uren weidegang (Monteny 2001). De emissie per dier is daarna vermenigvuldigd met het actuele aantal melkkoeien. In figuur 3.2 is de toegepaste relatie tussen het melkureumgehalte en de stalemissie weergegeven. De basiscurve (bij 10°C) is gebaseerd op onderzoek in een onderzoekstal in Lelystad (Van Duinkerken *et al.*, 2003). Daar werd de volgende relatie afgeleid tussen de ammoniakemissieflux per koe per dag (Fstal, g NH₃/dag), de buitentemperatuur (T, °C) en het tankmelkureumgehalte (BMU, mg/100 ml melk):

$$F_{\text{stal}} = 1/190 * e^{(0.751+(0.0276*(T-15))+(0.0534661*BMU)-(0.00041145102*BMU*BMU))}$$

Na berekening van de emissie bij 10°C volgens deze formule is gecorrigeerd voor de temperatuur met het 'default' temperatureffect in OPS van 5% per graad Celsius. In de figuur 3.2 is de aldus berekende emissie bij 5, 15 en 25 °C weergegeven. Het temperatureffect waarmee in dit onderzoek gecorrigeerd is bij temperaturen hoger of lager dan 10°C is per graad Celsius circa 2,3 % hoger dan in de formule van Van Duinkerken *et al.* (2003).

**NH₃emissie per koe
g/dag**



Figuur 3.2 Relatie tussen het tankmelkureumgehalte en de ammoniakemissie bij een temperatuur van 10°C (basiscurve) volgens Van duinkerken *et al.* (2003) en daarna afgeleide emissies bij 5, 15 en 25 °C door correctie met 5% per graad Celsius.

Het melkureumgehalte in de tankmelk wordt op vrijwel alle melkveebedrijven in Nederland ongeveer twee keer per week bepaald (bemonstering op het moment van afvoer met de tankauto naar de zuiverfabriek). In de kern van het onderzoekgebied zijn alle tankmelkureumgehalten gedurende ruim een jaar verzameld. Daarnaast ook bij twee bedrijven buiten de kern. De melkureumgehalten in de tankmelkmonsters zijn ook op de eerste 2 of 3 dagen voorafgaande aan de monsterdatum aangehouden; de tankmelk bevat immers ook de melk van die dagen. Bij een groter aantal dagen tussen bepalingen is lineair geïnterpoleerd voor de tussenliggende dagen.

Naast de correctie voor T_{buiten} werd gecorrigeerd voor de windsnelheid (v , m/s) met 10% per m/s boven of beneden 4 m/s. Bij weidegang werd voor weidegang (w , h) een correctie van -2% per uur weidegang toegepast:

$$F_{\text{stal}^*} = F_{\text{stal}} * (1 + 0.05 * (T-10)) * (1 + 0.10 * (v-4)) * (1 - 0.02 * w)$$

Bij het berekenen van de emissie kon nog geen rekening worden gehouden met verschillen in ammoniakemissie tussen melkveestallen door variatie in stalventilatie en eventuele andere bedrijfseffecten. Hiervoor is nog onvoldoende gemeten aan natuurlijk geventileerde stallen in de praktijk. Voor alle melkveestallen is daarom uitgegaan van

het default effect van de temperatuur en de windsnelheid zoals dit reeds in OPS was opgenomen.

Overigens worden momenteel buiten het kader van dit project meetdata op praktijkbedrijven (ondermeer stalemissies in het project Koeien en Kansen) verzameld waarmee in de nabije toekomst (eind 2005) wellicht een betere berekening per melkveebedrijf mogelijk is.

Voor jongvee is geen onderscheid gemaakt tussen de bedrijven, maar uitgegaan van de RAV factoren voor kalveren (< 1 jaar) en pinken (>1 jaar). Er is gecorrigeerd met 5% per graad Celsius afwijking van 10°C en met dezelfde windsnelheidscorrectie als bij melkvee. Bij weidegang is de stalemissie van het 24 uur weidende jongvee op 0 gesteld.

Voor de diverse categorieën varkens zijn de temperatuureffecten ten behoeve van dit project afgeleid uit: berekeningen met het model ANIPRO (van Ouwerkerk, 2001), eerdere experimentele resultaten en modelmatige benaderingen (Aarnink, 1997) en expert judgement (persoonlijke mededelingen van Aarnink (2004) in nauw overleg met de eerste auteur van dit rapport. Daarbij is uitgegaan van gemiddelde praktische stalsituaties waarbij ondermeer rekening is gehouden met gangbare groei en warmteproductie en klimatisering (ventilatie en eventuele bijverwarming). Per diercategorie is een effect van de buitentemperatuur op de ammoniakemissie toegepast, zoals weergegeven in tabel 3.14.

Tabel 3.14 Regressiecoëfficiënten voor een lineair temperatuureffect op de ammoniakemissie, boven en beneden een grenswaarde die afhangt van de diercategorie.

diercategorie	Beta		Beta
	Indien T<Tx	Tx (°C)	
Biggen	0	14	0.0544
Opfokvarkens	0	14	0.0898
Zeugen	0	12	0.0573
Vleesvarkens	0	11	0.0663
Vleeskalveren	0.0270	10	0.0270
Vleeskuikens	0.0440	10	0.0440
Overige	0.0500	10	0.0500

Bij de diverse categorieën varkens neemt de emissie beneden een bepaalde temperatuur niet verder af, omdat de staltemperatuur zoveel mogelijk constant wordt gehouden en de ventilatie verminderd wordt. Bij de andere diercategorieën is aangenomen dat het temperatuureffect bij lage en hoge temperaturen (T< Tx en T>Tx) hetzelfde is.

In OPS werd tot nu toe bij alle stallen een correctie voor T_{buiten} toegepast van 5% per graad Celsius boven of beneden 10°C. Bij stallen met natuurlijke ventilatie werd in OPS naast deze correctie voor T_{buiten} gecorrigeerd voor de windsnelheid met 10% per m/s boven of beneden 4 m/s.

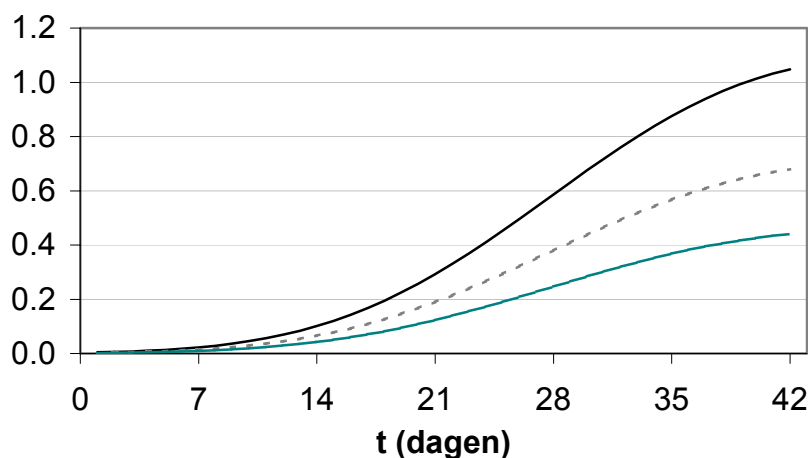
Bij de berekening van de emissie uit varkensstallen is voor alle varkenscategorieën verder rekening gehouden met een activiteitscorrectie van +8% overdag (van 7.00 tot 19.00 uur) en van -8% 's nachts (van 19.00 uur tot 7.00 uur). Deze correctiefactor is afgeleid uit waarnemingen van Aarnink (1997) bij vleesvarkens en van Groenestein *et al.* (2001) bij zeugen. Aarnink (1997) zag bij vleesvarkens een toename van de

urinelozingsfrequentie tijdens de dag die goed correleerde met de ammoniakemissie en de dieractiviteit. Groenestein *et al.* (2001) vonden een verhoogde dieractiviteit rond de voertijdstoppen; bij verschuiving van de voertijdstoppen verschoof ook de emissiepiek. De dieractiviteit in stallen vertoont een geleidelijk verloop binnen een etmaal met pieken en dalen rond de tijdstippen dat het licht aangaat en/of voer verstrekt wordt. Die tijdstippen kunnen tussen bedrijven verschillen evenals de hoogte van de dalen en de pieken. Op sommige bedrijven zijn er geen vaste voertijdstoppen en op sommige andere bedrijven is er via voerautomaten continu voer beschikbaar. Voor het onderhavige onderzoek is een vereenvoudigde dieractiviteitscorrectie op de stalemissie van alle varkenscategoriën toegepast door de waarden die Aarnink (1997) en Groenestein *et al.* (2001) overdag en 's nachts vonden per dagdeel te middelen tot respectievelijk +8 en -8%.

Voor de diercategoriën vleeskalveren en vleeskuikens zijn de effecten van temperatuur en leeftijd afgeleid uit een voor dit project uitgevoerde multipere regressie (per diercategorie afzonderlijk) op een recente dataset van de stalmeetploeg (Beurskens en Hol, 2004; Hol en Groot Koerkamp, 1998). In de regressie-analyse is de ammoniakemissie per dier beschreven. In figuur 3.3 en 3.4 zijn de relaties tussen leeftijd en emissie voor vleeskuikens en vleeskalveren weergegeven bij een constante, gemiddelde temperatuur. In de berekening is de emissie per stalunit berekend door de emissie per dier (bij de actuele leeftijd) te vermenigvuldigen met het aantal dieren in die stalunit.

ammoniakemissie per dier

g/d



Figuur 3.3 Relatie tussen leeftijd (t, in dagen) en ammoniakemissie voor een vleeskuiken bij een constante, gemiddelde temperatuur van 5°C (onderste curve), 15 °C (middelste curve) en 25 °C (bovenste curve). De curves zijn gebaseerd op een dataset van de stalmeetploeg bij huisvesting in een traditionele stal.

Voor vleeskuikens kon de ammoniakflux uit de stal goed beschreven worden als functie van de leeftijd van de dieren (t, in dagen), het gewicht van de dieren (g) en de buitentemperatuur:

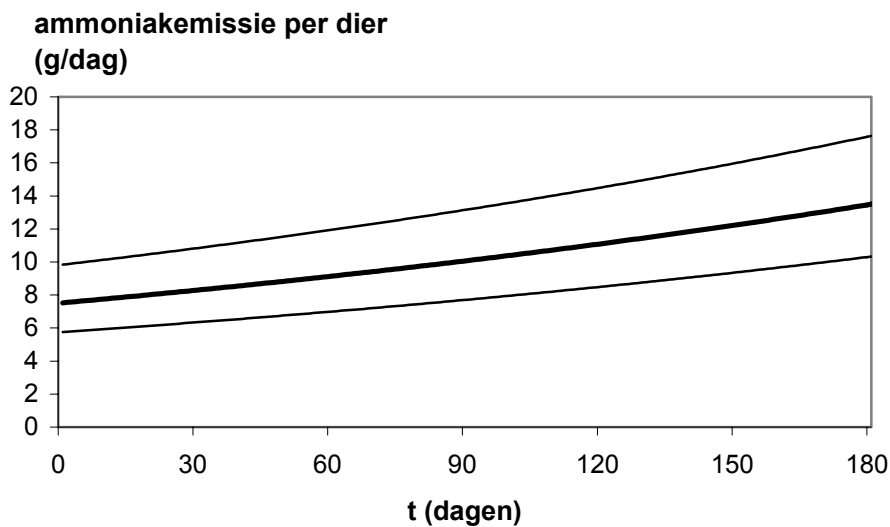
$$\text{Ammoniakflux (per dier, g/d)} = 24 \cdot 0.001 \cdot e^{(5.241 + (0.3604 \cdot (t-21)) + (0.04336 \cdot (T-15)) - (0.004865 \cdot \text{gewicht}))}$$

waarbij het gemiddelde gewichtsverloop (per dier in gram) werd beschreven volgens de volgende functie:

$$\text{gewicht}_{(t)} = 38.452 + (6.6071 * t) + (1.2306 * (t^2)) - (0.0073 * (t^3))$$

Voor vleeskalveren kon de ammoniakflux uit de stal goed beschreven worden als functie van het aantal productiedagen vanaf de opstartdatum van een productie ronde (t, in dagen) en de buitentemperatuur (T):

$$\text{Ammoniakflux (per dier, g/d)} = 24 * 0.001 * e^{(6.0371 + 0.003244 * (t-90) + 0.02675 * (T-15))}$$



Figuur 3.4 Relatie tussen tijd (t, productiedagen) en ammoniakemissie voor een vleeskalf bij een constante, gemiddelde temperatuur van 5°C (onderste curve), 15 °C (middelste curve) en 25 °C (bovenste curve). De curves zijn gebaseerd op een dataset van de stalmeetploeg bij huisvesting in een traditionele stal (groepshuisvestingssysteem vleeskalveren).

3.2.3.2 Emissies bij mesttoediening

Bouwland

Op bouwland kunnen de volgende toedieningsmethoden onderscheiden worden:

- Bovengr: bovengrondse toediening, zonder emissiearme techniek
B1g: bovengrondse toediening waarbij de mest in één werkgang (dus direct) wordt ondergewerkt. De ploeg of cultivator zit daarbij direct achter de mesttank gekoppeld.
B2g: bovengrondse toediening en daarna onderwerken van de mest in een tweede werkgang. Tussen het moment van toedienen en het moment van onderwerken zit een tussentijd waarin er evenveel ammoniak kan emitteren als bij bovengrondse toediening zonder onderwerken.
Inj: mesttoediening met een bouwlandinjecteur.

Voor bouwland is door Huijsmans (2003) een model beschreven op basis van Nederlandse veldproeven waarin de emissie gemeten is op basis van de micrometeorologische massabalansmethode. Daarbij is de emissie van ammoniakstikstof op basis van statistische regressie beschreven als functie van de volgende variabelen:

- t: tijd sinds toediening (h);
- TANact_(t): actuele Totaal Ammonium N-gehalte op tijdstip t (kg/m³, na correctie voor reeds geëmitteerde ammoniak-N);
- Kuub: toegediende hoeveelheid (m³/ha);
- v: windsnelheid (m/s) op tijdstip t;
- T: temperatuur (°C) op tijdstip t;
- Meth: toedienmethode;
- vxMeth: interactie 'windsnelheid x toedienmethode'

De invloed van deze variabelen op de flux van ammoniak (F, kg N ha⁻¹ uur⁻¹) is in het regressiemodel voor toedieningen op bouwland van Huijsmans beschreven op exponentiële schaal:

$$F_{(t)} = e^{(0.53 - 0.71 \cdot \ln(t) + 0.33 \cdot \text{TANact}_{(t)} + 0.05 \cdot \text{Kuub} + 0.24 \cdot v_{(t)} + 0.06 \cdot T_{(t)} + b6 \cdot \text{Meth} + b7 \cdot \text{vxMeth})}$$

Hierbij moet elke variabele gecorrigeerd worden voor de gemiddelde waarde van de variabele in de dataset waarop de regressie gebaseerd is. Het model beschrijft dus een gemiddelde curve en de afwijkingen daarvan als gevolg van een afwijkend ammoniumgehalte in de mest, een afwijkende toegediende hoeveelheid, een hogere of lagere windsnelheid dan gemiddeld en een hogere of lagere temperatuur dan gemiddeld.

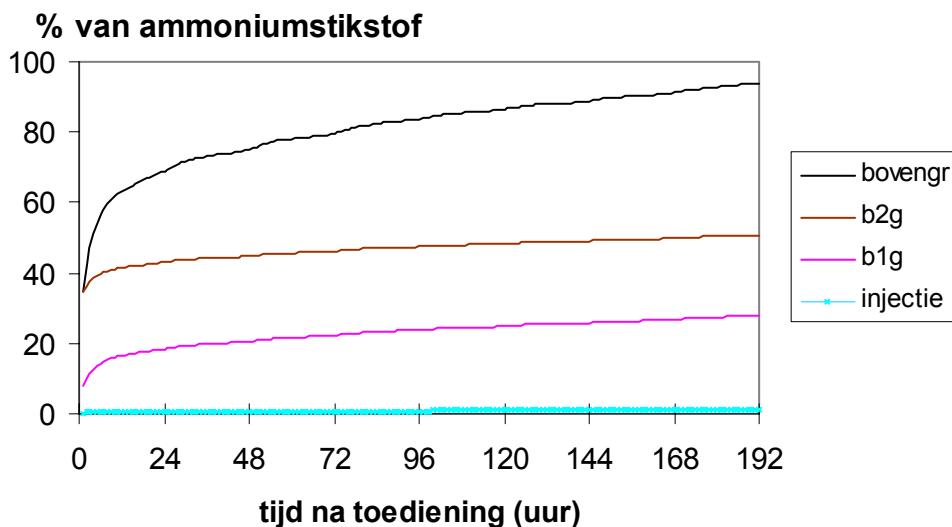
De waarden van de regressiecoëfficiënten b6 en b7 zijn vermeld in tabel 3.16. Het gaat hierbij om de invloed van de toedienemissie en een interactieterm voor windsnelheid per toedienmethode in het regressiemodel.

Tabel 3.16 Regressiecoëfficiënten voor de invloed van de toedieningsmethode (b6) en die van een interactieterm 'windsnelheid per toedieningsmethode' (b7) in de regressie (bouwlandmodel van Huijsmans, 2003).

Parameter	Bovengr	B1g	B2g ^{*j}	Inj
b6	0	-1.53	-1.53	-5.07
b7	0	-0.03	-0.03	-0.26

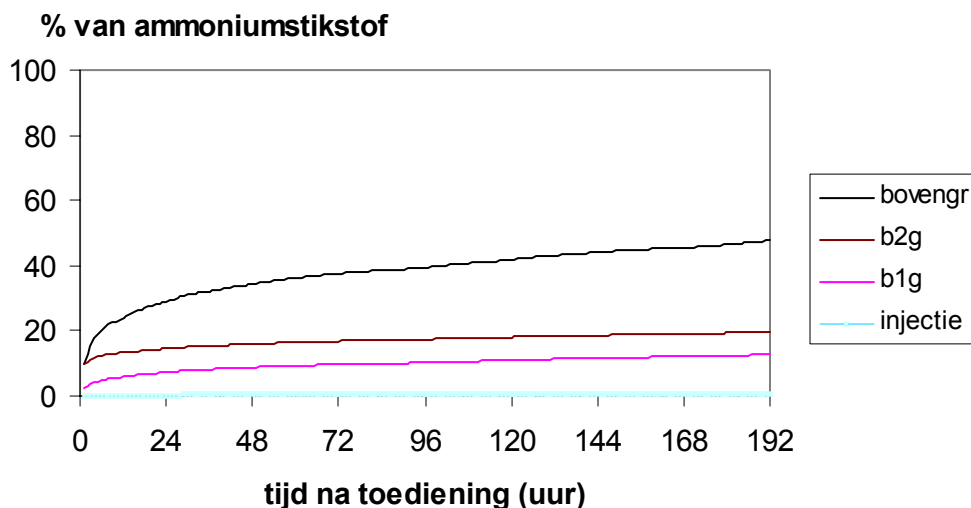
^{*}Bij B2g zijn in de berekeningen ten behoeve van het VELD-project voor het eerste uur na toediening dezelfde regressiecoëfficiënten aangehouden als bij bovengrondse toediening; daarna dezelfde als bij B1g.

Bij bovengrondse toediening en daarna onderwerken van de mest in een tweede werkgang is in de berekeningen steeds uitgegaan van een gemiddelde tijd tussen de werkgangen van één uur. In de tussentijd wordt uitgegaan van dezelfde regressie als bij bovengrondse toediening. Op de oorspronkelijke schaal komt het 'Meth' effect in de regressie neer op een reductie van 78% bij B1g ten opzichte van bovengronds. Voor B2g geldt een zelfde reductie na het eerste uur. Bij bouwlandinjectie is de reductie 99%. Bij emissie-arme toedieningsmethoden is daarnaast de invloed van de windsnelheid 3% kleiner dan bij bovengrondse toediening. Uitzondering is bouwlandinjectie waarbij de invloed van de windsnelheid op de emissie zelfs 23% kleiner is dan bij bovengrondse toediening. Doordat het ammoniumgehalte in de mest (TANact) steeds gecorrigeerd wordt voor de emissie in de voorafgaande tijd (met tijdstappen van 10 minuten), neemt de emissie bij emissie-arme toediening *relatief* minder snel af dan bij bovengrondse toediening. Het netto-effect van de toedieningsmethode hangt daardoor mede af van het verloop van de andere variabelen in het regressiemodel en de mate waarin daardoor de ammonium in de mest reeds vervluchtigd is of nog in de mest aanwezig is. Voor diverse toedieningsmethoden op bouwland is het verloop van de emissie geïllustreerd in de figuren 3.5 en 3.6. Vergelijking tussen figuur 3.5 en 3.6 laat de grote invloed van verschillende omstandigheden op de berekende ammoniakemissie zien.



Figuur 3.5 Berekende ammoniakemissie van bouwland bij bovengrondse toediening (bovengr), bij bovengrondse toediening en onderwerken in 2 gangen (b2g), in 1 gang (b1g) en bij toediening met een bouwlandinjecteur (injectie). Deze illustratie is gebaseerd op toediening van 27 m³ runderdrijfmest per hectare met 2,6 kg ammonium per m³ en de actuele weerssituatie (uurgemiddelden van temperatuur en windsnelheid) gedurende acht dagen vanaf het toedientijdstip 18 april 2003,

13.00 uur. De ammoniakemissie is uitgedrukt als percentage van de toegediende hoeveelheid ammoniumstikstof (% van ammoniumstikstof).



Figuur 3.6 Berekende ammoniakemissie (per hectare, kg/h) bij toediening op bouwland met een bouwlandinjecteur, bij bovengrondse toediening en onderwerken in 1 gang en in 2 gangen. Deze illustratie is gebaseerd op toediening van 45 m³ runderdrijfmest per hectare met 2,6 kg ammonium per m³ en de weersituatie gedurende acht dagen vanaf het toedientijdstip 28 februari 2003, 11.00 uur. De ammoniakemissie is uitgedrukt als percentage van de toegediende hoeveelheid ammoniumstikstof (% van ammoniumstikstof).

Model inputwaarden

Het perceel, de toedienmethode de datum en tijd waarop mest werd toegediend alsook de hoeveelheid toegediende mest (m³/ha), werden door de agrariërs of de loonwerker geregistreerd. Vaak werd per dagdeel aangegeven welk perceel of welke percelen bemest werden. Door 'best guess' werd dan achteraf een verdeling over de uren gemaakt. Als de volgorde waarin de percelen bemest waren niet bekend was, werden de bemestingen over de perceelsoppervlakken proportioneel in de tijd verdeeld.

Voorbeeld: perceel A en B hebben een oppervlakte van 1,5 en 3 ha; er wordt 's ochtends tussen 10 en 12 uur 25 m³/ha mest toegediend op de percelen. Er is dan een verdeling aangenomen waarbij tussen 10 en 11 uur op 0,75 ha van perceel A en op 1,5 ha van perceel B mest is toegediend en tussen 11 en 12 uur nogmaals op 0,75 ha van perceel A en op 1,5 ha van perceel B. In werkelijkheid zal eerst perceel A en vervolgens perceel B of andersom gerealiseerd zijn, maar de werkelijke volgorde is niet meer te achterhalen. Doordat de percelen meestal min of meer in dezelfde windstreek lagen zal de impact van deze verdeling op de berekende ammoniakconcentraties op het centrale en decentrale meetpunt meestal beperkt zijn.

Het ammoniumgehalte van de toegediende mest bij aanvang van de mesttoediening (in het model aangeduid als TANact op tijdstip t=0) is niet per toediening bekend. Per mesttype is een gehalte aangenomen (tabel 3.17). Bij menging van 2 mesttypes is het gemiddelde van de vermelde gehalten van de betreffende mesttypes aangenomen. Ter vergelijking van werkelijke gehalten met aangenomen gehalten zijn oriënterend enkele toegediende mestvrachten bemonsterd.

Tabel 3.17 Per drijfmesttype het aangenomen ammoniumstikstofgehalte bij aanvang van de mesttoediening.

Drijfmesttype	Ammoniumgehalte (kg N/m ³)
Runder	2,6
Vleesvarkens	4,2
Zeugen	2,5
Vleeskalveren	2,4

De windsnelheid en temperatuur vanaf de toedientijdstippen werden ontleend aan de metingen van het tijdelijke meteostation op het decentrale meetpunt. De windsnelheid werd gemeten op een hoogte van 6 meter en gecorrigeerd naar een hoogte van 2 meter omdat de regressie van Huijsmans (2003) ook uitgaat van de windsnelheid op 2 meter hoogte.

grasland

Op grasland kunnen de volgende toedienmethoden onderscheiden worden:

- Bovengr: bovengrondse toediening, zonder emissiebeperkende techniek
- Zod: toediening met een zodebemester. De mest wordt hierbij met snijdende elementen in sleufjes in de grond gebracht; het sleufje blijft daarna aan de bovenzijde open (er wordt geen grond opgebracht);
- Slfk: toediening met een sleufkoutersysteem. Het gras wordt opgelicht of zijdelings weggedrukt waarbij op harde, droge grond de mest in stroken op de grond tussen het gras wordt gebracht en op zachte vochtige grond in sleufjes in de grond.

Het regressiemodel voor de ammoniakemissie bij mesttoediening op grasland van Huijsmans *et al.* (2001) bleek niet extrapoleerbaar (niet generaliseerbaar) naar sommige combinaties van waarden van variabelen die niet in de onderzoeksdataset van Huijsmans voorkwamen (Huijsmans, persoonlijke mededeling).

Door Huijsmans wordt in 2005 waarschijnlijk een nieuwe modelbenadering afgerond waarbij naast datasets uit het begin van de jaren negentig die Huijsmans in 2001 beschreef gebruik wordt gemaakt van recente Nederlandse en Belgische proefveldgegevens die voor het eerdere model nog niet beschikbaar waren. Voor dit rapport is een geactualiseerd model voor grasland echter nog niet beschikbaar. Voor grasland is daarom een benadering gekozen waarbij regressiecoëfficiënten voor emissiearme mesttoediening met een zodebemester en een sleufkouter zijn ingevoegd in het hiervoor beschreven bouwlandmodel. De invloed van de windsnelheid is gelijk verondersteld aan die van b1g. Bij bovengrondse mesttoediening op grasland is uitgegaan van dezelfde regressiecoëfficiënten als bij bovengrondse mesttoediening op bouwland. Deze modelbenadering levert van de modelvarianten die thans beschikbaar zijn waarschijnlijk de beste schatting bij in Nederland heersende omstandigheden.

In tabel 3.18 zijn de regressiecoëfficiënten per toedienmethode op grasland weergegeven. Bij zodebemesten is de aangenomen reductie via de regressieterm Meth 80% en bij de sleufkouter 70% ten opzichte van bovengrondse toediening. Ook hier geldt dat dit niet het nettoreductie-effect is van de toedienmethode. Het netto-effect van de toedienmethode hangt ook hier mede af van het verloop van de andere variabelen in het regressiemodel en de mate waarin daardoor de ammonium in de mest reeds vervluchtigd is (lage actuele TAN-concentratie) of nog in de mest aanwezig is (hogere actuele TAN concentratie).

Tabel 3.18 Regressiecoëfficiënten voor de invloed van de toedienmethode (b6) op grasland en die van een interactieterm 'windsnelheid per toedienmethode' (b7) in de regressie (bouwlandmodel van Huijsmans, 2003).

Parameter	Bovengr	Zod	Sfkk
b6	0	-1.61	-1.20
b7	0	-0.03	-0.03

Kunstmest

De volgende N-houdende kunstmestsoorten zijn toegediend: KAS (N-gehalte: 27%), MAS (22% N), ENTEC (26% N), NPK (20% of 15% N), 'Nplus' (13%N), zomertzout (20% N) en 'Unimestproductie' (19%N). Voor al deze N-houdende kunstmesten is uitgegaan van vervluchtiging van 2% van de toegediende kunstmest-N (van der Hoek, 2003).

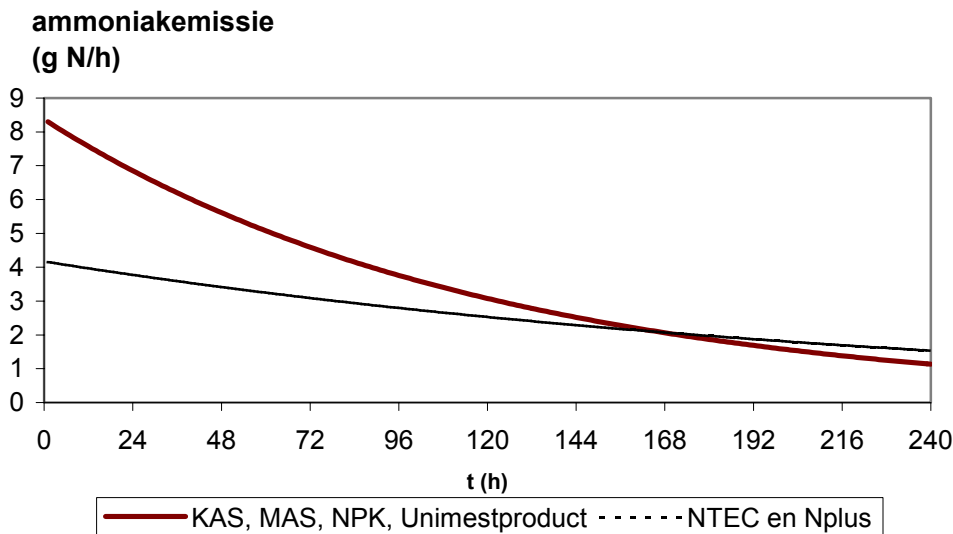
De cumulatieve emissie (F, g N/ha) per uur na toediening is berekend als (Sommer et al., 2004):

$$F_{(h)} = N_{\max} * (1 - e^{-bt})$$

$$= 0.02 * N * (1 - e^{(-0.2 * h/24)})$$

Waarbij N de gift in kg N/ha is en h de tijd in uren na toediening. Bij ENTEC en 'Nplus' is er rekening mee gehouden dat de ammoniumstikstof langzamer vrijkomt en dat daardoor ook de emissie geleidelijker verloopt (door halvering van de coëfficiënt b):

$$F_{(h)} = 0.02 * N * (1 - e^{(-0.5 * 0.2 * h/24)})$$



Figuur 3.7 Gemodelleerde verloop van de emissie na toediening van 50 kg N/ha van de 'normale' kunstmesten (KAS, MAS, etc) en het gemodelleerde tragere verloop van de emissie bij toediening van 50 kg N/ha van NTEC of Nplus.

Zoals uit figuur 3.7 blijkt, treedt na toediening van kunstmest geen hoge emissiepiek op en neemt de emissie na kunstmesttoediening zeer geleidelijk af. Na 10 dagen (240 uur) is het emissieniveau veelal gedaald tot minder dan 2 gram per hectare per uur. In de berekening van de ammoniakconcentratie is alleen de emissie tot en met dag 10 betrokken.

In enkele gevallen viel op de dag van toediening en/of de dag(en) daarvoor of daarna uitzonderlijk veel regen (neerslaggegevens KNMI station Lichtenvoorde). Aangenomen is dat de kunstmest daardoor deels is weggespoeld, zodat de berekende ammoniakflux gecorrigeerd moet worden. Hierbij zijn arbitraire correctiefactoren toegepast. Op 2/8/2002 viel 16.2 mm regen, terwijl de dag tevoren al 5.5 mm gevallen was. Voor de op 2/8 toegediende kunstmest is daarom (arbitrair) aangenomen dat slechts 20% van de berekende ammoniakflux ($0,2 * F$) is opgetreden. Op 19/5, 20/5 en 21/5 viel er respectievelijk 9.1 mm, 23.7 mm en 18.3 mm regen. Op 17/7 viel 59.5 mm regen. Voor de kunstmesttoedieningen op 19/5 en 17/7 is arbitrair aangenomen dat slechts 10% van de normale emissie is opgetreden ($0,1 * F$). Bij alle andere toedieningen zijn geen uitzonderlijke hoeveelheden neerslag gemeten en is de hiervoor beschreven flux niet gecorrigeerd voor neerslag.

Naast N-houdende kunstmest werden de volgende N-vrije kunstmesttypes geregistreerd: graszout, kiezeriet, landbouwkalk en landbouwsout. Aan deze kunstmest met 0% stikstof is uiteraard geen emissie toegerekend.

3.2.3.3 Beweidingsemissies

Kleine emissiebron

In Nederland is er door o.a. schaalvergroting en mineralenmanagement een trend naar minder weidegang: later in het seizoen starten met weidegang (vaak pas na de eerste snede, of nog later) en de melkkoeien minder uren per dag weiden (beperkt tussen de melktijden). In Vragender werd in 2003 op veel bedrijven pas in de loop van juni de weidegang opgestart. Enkele bedrijven starten al vroeg in het voorjaar met een beperkt aantal uren weidegang en gaan vanaf mei dag en nacht weiden. Tenslotte worden op enkele bedrijven de koeien volledig op stal gehouden (zomerstalvoeding of summerfeeding).

Ter indicatie van de ordes van grootte van emitterende oppervlaktes bij beweiding versus mesttoediening volgt hier een indicatieve berekening. Bij mesttoediening wordt de gehele oppervlakte bemest met 10 tot 40 m³/ha ofwel 1 tot 4 liter drijfmest per m² op 100% van de perceelsoppervlakte. Bij beperkte beweiding van 50 melkkoeien op één hectare grasland met 4 plassen per dier per dag in de weide (alleen overdag weidegang) en een plasoppervlakte van 0,6 m² en 2 l urine per plas wordt een oppervlakte van $50 * 4 * 0,6 = 120$ m² ofwel 1,2 % van de totale oppervlakte 'bedekt' met urineplassen met Per vierkante meter 3, 3 l urine. De urine kan voor een groter deel snel in de bodem indringen dan drijfmest. Daardoor is maar een beperkt deel van de urine voor vervluchtiging beschikbaar.

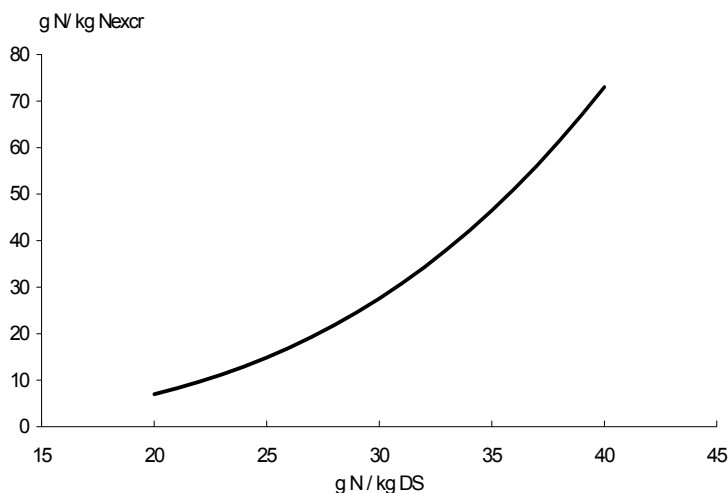
De emissie als gevolg van beweiding is klein in verhouding tot die van mesttoediening. Voor het onderhavige onderzoek is daarom een vrij eenvoudige benadering van de emissie gekozen. Alleen in het kerngebied is de beweiding van percelen geregistreerd en op enkele percelen buiten het kerngebied. Gezien de beperkte omvang van deze emissiebron is er bewust voor gekozen om dit niet in de schil te registreren, behalve als de deelnemende agrariër hier spontaan toe bereid was of percelen net buiten het kerngebied naast percelen binnen het kerngebied beweidde.

beweidingsregistratie

De begin- en einddatum en tijden van beweiding van een perceel werden geregistreerd ; en het aantal dieren per diercategorie (melkkoeien, jongvee < 1 jaar, jongvee > 1 jaar, zoogkoeien) dat op het perceel geweid werd. Uit deze registratie volgt een belangrijke variabele voor de hoogte van de emissie: het aantal uren weidegang.

Model Bussink

De weide-emissie werd berekend met behulp van een regressiemodel van Bussink (1996) en enkele aanvullende berekeningen. Uitgangspunt van Bussink was dat de fractie van de uitgescheiden stikstof die als ammoniak emitteerde, beschreven kon worden als een functie van het stikstofgehalte van het rantsoen (figuur 3.8). Het model van Bussink is gebaseerd op emissie-metingen bij verschillende bemestingsniveaus van het grasland. De emissie wordt beschreven als functie van de N-opname (per koe, g.d⁻¹), de opname (per koe kg DS.d⁻¹), het aantal weide-uren per etmaal, het aantal koegraasdagen per ha grasland en de N excretie in faeces en urine (per koe, g.d⁻¹).



Figuur 3.8 De fractie van de uitgescheiden stikstof die als ammoniak emitteerde (g N/kg Nexcr), als functie van het stikstofgehalte (g N/kg DS) van het grasrantsoen. Gebaseerd op metingen bij beweiding op kleigrond (naar: Bussink, 1996).

Benadering

De opname en excretie zijn in Vragender niet gemeten. Daarom is een benadering uitgewerkt. De N-excretie in faeces en urine van melkkoeien is geschat met een formule van Šebeck *et al.* (in voorbereiding):

$$N_{\text{urine+faeces}} \text{ (g/d)} = 110.3 + 6.49 \cdot \text{tankmelkureumgehalte} + 0.567 \cdot N_{\text{melk}}$$

Hierbij is het melkureumgehalte uitgedrukt in mg/100 gram melk en de Nexcretie in melk is uitgedrukt per dier in g/d. De N excretie in de melk is voor de Vragender bedrijven afgeleid uit de jaarproductie en het gemiddelde melkeiwitgehalte dat per deelnemend melkveebedrijf is vastgelegd. Omtrent de schatting van de Nexcretie is recentelijk het beeld ontstaan dat er een grote variatie bestaat rond de diverse regressieschattingen die uit proefdata zijn afgeleid (Tamminga *et al.*, 2004). Gezien de beperkte omvang van de weide-emissie wordt hier de indicatie met bovenstaande formule voor de Nexcretie als afdoende beschouwd.

De N-opname is berekend als de som van de berekende N-excretie in urine en faeces en de gemiddelde N excretie in de melk

Het N-gehalte van het rantsoen is geschat door de berekende N-opname te delen door een geschatte drogestofopname. De drogestofopname werd geschat met de CVB voedertabel en expert judgement, uitgaande van de melkproductie en een normale VEM inhoud van rantsoencomponenten.

Op zandgrond (met een CEC-waarde van 60 mol_c kg⁻¹) is de weide-emissie volgens een correctiefactor van Bussink 80% hoger dan op de kleigrond waar de weide-emissies door hem gemeten zijn. De in figuur 3.8 weergegeven emissie (g N per kg N-excretie) is daarom met een factor 1,8 vermenigvuldigd.

Jongvee en zoogkoeien

Bij jongvee groter dan 1 jaar en kleiner dan 1 jaar is uitgegaan van een oppervlakte per urineplas van 0,45 m² en 0,3 m². Bij zoogkoeien is uitgegaan van dezelfde oppervlakte als bij melkkoeien, namelijk 0,6 m². De groottes van plasoppervlakten van melkkoeien in stallen met roostervloeren (0,8 m²) is eerder beschreven door Monteny (2000). In de weide worden plassen over een minder grote oppervlakte verspreid (Van de Ven, 1992). De overige uitgangspunten bij jongvee en zoogkoeien zijn samengevat in tabel 3.20 Deze uitgangspunten zijn gelijk verondersteld voor alle bedrijven die deze dieren weiden.

Tabel 3.20 Uitgangspunten per dier voor de categorieën jongvee en zoogkoeien voor alle bedrijven die deze dieren weiden (voorzover beweiding van percelen is geregistreerd).

diercategorie	N-excretie g N /dag*	RE-gehalte g RE/kg ds*	N-gehalte g N/kg ds*	Emissie g NH ₃ N/kg Nexcr**	Emissie*** g NH ₃ N/dag**
Jongvee <1 jaar	111	215	34.4	44	9
Jongvee >1 jaar	227	215	34.4	44	18
Zoogkoe	236	200	31.4	32	14

* excreties en gehalten ontleend aan Tamminga *et al.*, 2000

** emissie ontleend aan formules voor melkkoeien van Bussink (1996)

*** op zandgrond

Benadering emissie per uur

Het verloop van de emissie per uur kan niet met het model van Bussink berekend worden. Hiervoor is een eenvoudige benadering uitgewerkt voor het onderhavige project. Aangenomen is dat er per dier 12 lozingen per etmaal gelijkmatig verdeeld over de uren van een etmaal plaatsvinden en dat een proportioneel deel daarvan samenvalt met de verblijftijd in de weide. Bij een weideduur van 8 uur wordt dus aangenomen dat er 8/24 van 12 urinelozingen ofwel 0,5 urinelozingen per dier per uur plaatsvinden. De eerste 4 uren na start van de weidegang wordt de emissie op 0 gesteld omdat het tijd kost voordat de ureum in een urineplas omgezet is in ammonium. In tegenstelling tot in de stal is de daarvoor benodigde urease-activiteit in de weide niet in overmaat aanwezig. Daarna neemt de emissie elk weide-uur toe totdat in alle plassen het emissieproces is opgestart (tot 4 uur na het laatste weide-uur in een etmaal). Daarna neemt de emissie lineair af omdat de ammoniumvoorraad in de plassen geleidelijk uitgeput raakt. De emissie wordt zo verdeeld over 4 dagen (96 uur vanaf tijdstip lozing) omdat uit metingen gebleken is dat de weide-emissie na enkele dagen uitdooft.

Meteo

De aldus berekende emissie is van toepassing bij gemiddelde meteorologische omstandigheden in het weideseizoen. Uit metingen blijkt de weide-emissie toe te nemen bij hogere temperaturen en hogere windsnelheden. De invloeden van deze meteorologische parameters is echter niet kwantitatief beschreven. Daarom is een benadering ontleend aan het bouwlandmodel. Voor de windsnelheid op uur t is de volgende correctiefactor toegepast: $e^{0.21 * (v_t - 3.95)}$
Voor de temperatuur op uur t is de volgende correctiefactor toegepast: $e^{0.06 * (T_t - 14)}$

3.3 Resultaten emissieberekeningen

Op basis van de landbouwtellingsgegevens van mei 2002 en de startinventarisatie die kort daarna vanuit A&F in het onderzoeksgebied heeft plaatsgevonden zijn berekeningen met MAM uitgevoerd. Voor de MAM berekeningen is zoveel mogelijk aangesloten bij de uitgangspunten die in de Milieubalans gebruikt worden. De resultaten hiervan zijn jaartotalen van emissies die in 3.3.1 uiteengezet worden.

In 3.3.2 worden de resultaten van de gedetailleerde, nieuwe berekeningswijze van ammoniakemissie beschreven. Dit op basis van de continue registratie die aansluitend op de startinventarisatie gedurende ruim een jaar heeft plaatsgevonden. Daarbij worden ook variaties binnen het jaar beschreven.

3.3.1 Emissies op basis van MAM-berekeningen

Dieraantallen

De emissies zijn ondermeer gebaseerd op de dieraantallen. De dieraantallen in de LBT en bij de startinventarisatie in tabel 3.21 zijn niet gelijk. Bij melkvee en jongvee ligt dat waarschijnlijk aan het tijdstip van de telling. Voor de LBT heeft de telling plaats gevonden tussen begin april en begin mei, terwijl de inventarisatie van het A&F in juni is begonnen. Hierdoor kan er een verschuiving optreden van jongvee naar melkvee. Het effect van het verschil in het getelde aantal dieren is dat de ammoniakemissie zowel over- als onderschat kan worden. In het rapport *Landbouwtelling in vergelijking met andere bronnen* van Boers *et al.* (1995) is de conclusie dat op nationaal niveau het aantal dieren in de LBT (gemiddelde van 1980 tot 1992) voor varkens 2 tot 4% hoger, voor rundvee 0 tot 2% lager, voor vleeskuikens 10 tot 15% lager en voor leghennen 6% hoger is dan die uit andere bronnen. De daaruit berekende nationale fosfaatproductie met dieraantallen uit de LBT bleek alleen in het jaar 1991 significant af te wijken, met die van de nationale fosfaatproductie uit andere bronnen. De oorzaak daarvan is de uitbraak van 'abortus blauw' in dat jaar.

Op basis van de LBT zitten er veel meer varkens binnen het gebied dan op basis van de inventarisatie van het A&F (tabel 3.21). De oorzaak daarvan is dat twee bedrijven in het te onderzoeken gebied nevenvestigingen hebben buiten het gebied. Die bedrijven hebben maar één registratienummer en dat registratienummer wordt toegewezen aan de hoofdvestiging. Daardoor worden de dieren die op nevenvestigingen gehuisvest zijn op basis van registraties in de LBT geteld op de plek van de hoofdvestiging. Voor een deel wordt dat gecompenseerd door een bedrijf met een hoofdvestiging buiten het gebied en een nevenvestiging in het gebied. Het niet onderscheiden van hoofdvestigingen en nevenvestigingen bij de LBT heeft voor landelijke emissieberekeningen geen consequenties; op regionale schaal kan dit wel een rol spelen. Zo wordt vermoed dat grote bedrijven in Gelderland en Brabant meer nevenvestigingen in andere provincies hebben dan andersom.

Tabel 3.21 Aantal dieren en gewasoppervlakten (in ha) in de LBT en bij de startinventarisatie op bedrijven die binnen 1 km en LBT-bedrijven die tussen de 1 en 1,5 km van het centrale meetpunt liggen.

Omschrijving	< 1 km		1 – 1,5 km
	LBT	A&F	LBT
Aantal dieren:			
- Jongvee	318	304	411
- Melk- en kalfkoeien	386	416	602
- Ooien	¹²	-	57
- Opfok zeugen en beertjes	206	324	48
- Vleeskalveren	¹²	¹²	¹²
- Vleeskuikens	¹²	-	¹²
- Vleesvarkens	8.689	4.280	6.477
- Vleesvee	¹²	¹²	40
- Zeugen	1.769	1.136	665
Arealen:			
- Grasland	194	176	272
- Snijmaïs	70	44	112
- Bouwland	49	27	17
- Niet getelde grond	27	23	37
Totaal	340	269	439

Bij de LBT worden er vleeskuikens geteld in het gebied en volgens de startinventarisatie zitten er geen vleeskuikens binnen een straal van 1 km. Dat komt omdat volgens de LBT het betreffende bedrijf binnen de 1 km zone ligt en volgens de startinventarisatie alleen het adres van de veehouder; de stallen liggen in de zone van 1 tot 1,5 km.

Tabel 3.22 Dierequivalenten per diergroep, zoals gebruikt in de MB berekeningen, op bedrijven die binnen 1 km en op LBT-bedrijven die tussen de 1 en 1,5 km van het centrale meetpunt liggen.

Omschrijving	< 1 km		1 – 1,5 km
	LBT	A&F	LBT
Aantal dierequivalenten:			
- Jongvee	235	225	304
- Melk- en kalfkoeien	386	416	602
- Stal vleesvee	¹²	-	-
- Vleeskalveren	¹²	-	¹²
- Vleeskuikens	¹²	-	¹²
- Vleesvarkens	8.689	4280	6.477
- Weidend Vleesvee	¹²	¹²	71
- Zeugen	1852	1269	684

¹² In verband met de privacy van de bedrijven worden er geen aantallen vermeld als die op minder dan drie bedrijven zijn gebaseerd

Het aantal melk- en kalfkoeien en jongvee in de LBT van 2002 komt goed overeen met de startinventarisatie. Het is mogelijk dat ten tijde van de startinventarisatie een deel van het jongvee gekalfd heeft, waardoor er wat meer melkkoeien zijn en er minder jongvee is.

Op basis van de LBT hebben bedrijven die binnen de 1 km zone zijn gelokaliseerd 71 ha (26%) meer cultuurgrond dan op basis van de startinventarisatie. De oorzaak daarvan is dat die bedrijven de cultuurgrond wel hebben maar dat die gelegen is buiten het onderzoeksgebied.

In de Milieubalans wordt niet gerekend per diersoort, maar worden vergelijkbare diersoorten samengevoegd tot diergroepen. Om per bedrijf het aantal dieren in een diergroep juist te kunnen berekenen, worden de diersoorten per bedrijf omgerekend naar diergroepen, op basis van de forfaitaire fosfaatexcretie. De dieren aantallen in tabel 3.22 zijn daardoor deels lager dan in tabel 3.23.

Niet getelde grond is grond die niet voor de LBT wordt opgegeven, maar dat wel bemest mag worden. Dit areaal wordt landelijk geschat op 150.000 ha en wordt voor de berekeningen verdeeld over bedrijven via een verdeelsleutel. De niet getelde grond telt niet mee voor de plaatsing van de eigen mest, maar alleen voor de aanvoer van dierlijke mest.

Stikstofbemesting

Op alle bedrijven uit de LBT in het gehele onderzoeksgebied is gemiddeld 197 kg stikstof per ha gegeven. In een straal van 1 km rond het centrale meetpunt is bij de LBT-gegevens en de A&F-gegevens respectievelijk 195 en 207 kg stikstof per ha uit dierlijke mest gegeven. In het onderzoeksgebied daarbuiten (1 tot 1,5 km) is bij de LBT-gegevens 198 kg stikstof per ha uit dierlijke mest gegeven.

Ammoniakemissie

De ammoniakemissie binnen 1 km van het centrale meetpunt is 46,67 ton op basis van de LBT-gegevens en 31,46 ton op basis van de startinventarisatie (tabel 3.23). Voor het gebied tussen de 1 km en 1,5 km van het centrale meetpunt is de ammoniakemissie 40,68 ton op basis van de LBT-gegevens.

Tabel 3.23 Emissie per locatie bij dieren aantallen en oppervlakten volgens de LBT en de startinventarisatie (A&F) binnen 1 km van het centrale meetpunt (1000 kg jaar⁻¹)

Emissielocatie	< 1 km		1-1,5 km
	LBT	A&F	LBT
Stal	36,48	23,23	27,74
Opslag	0,48	0,19	0,65
Weide	1,37	1,35	2,14
Mesttoediening	7,37	5,83	8,76
Kunstmest	0,97	0,86	1,39
Totaal ammoniak	46,67	31,46	40,68

De grootste emissies vinden plaats in de stal en tijdens de mesttoediening (tabel 3.23), waarbij vooral een 73% hogere stalemissie van 36,5 ton bij de LBT t.o.v. 23 ton bij het A&F opvalt. Dat komt vooral door het grote verschil in aantallen vleesvarkens en zeugen.

Het verschil in ammoniakemissie bij de opslag is absoluut gezien niet groot en volledig toe te schrijven aan het verschil in dieren aantallen. Bij de startinventarisatie is de externe

mestopslag niet meegenomen, waardoor in beide gevallen is gerekend met dezelfde percentages aan externe mestopslag per diergroep als bij de LBT.

De weide-emissie is gelijk, doordat het aantal stuks rundvee weinig verschilt tussen de LBT en de startinventarisatie.

Bij de mesttoediening is bij beide berekeningen de mesttoedieningstechniek gelijk, omdat dit niet is meegenomen in de startinventarisatie. Daardoor is het verschil in ammoniakemissie tussen de LBT en A&F bij de mesttoediening bepaald door de dieraantallen en arealen.

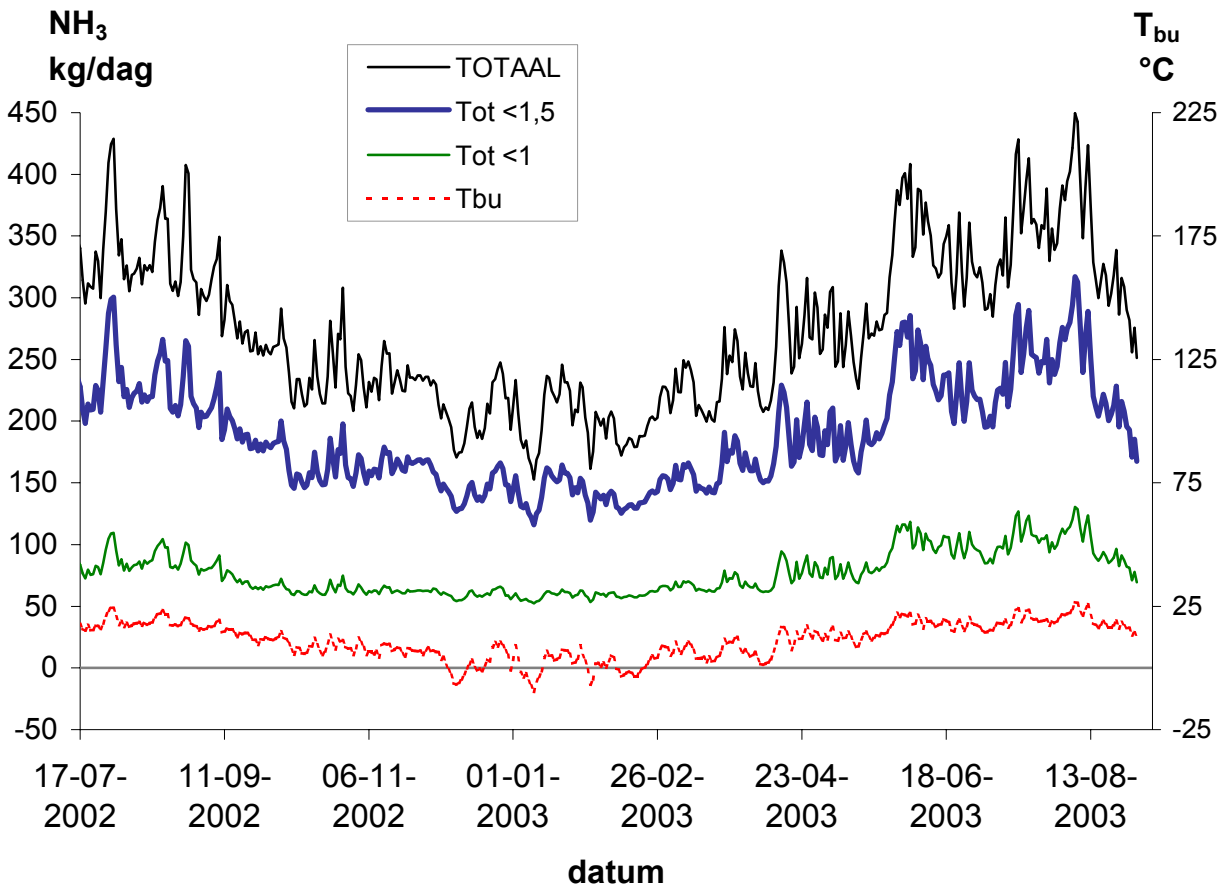
De resultaten van de berekeningen van het MAM en het A&F worden vooral verklaard door de dieraantallen. Het verschil in dieraantallen wordt bepaald door het feit dat in de LBT alle dieren en alle stallen, behorende bij een bedrijfsnummer, als een geheel worden gezien, terwijl uit dit onderzoek blijkt dat binnen een beperkt gebied stallen, grond en dieren buiten het onderzoeksgebied kunnen vallen. Wat tevens meespeelt is het verschil in tijdstip tussen de startinventarisatie en het moment dat bedrijven de gegevens voor de LBT op hebben moeten geven. Dit geeft echter een relatief klein verschil.

Bij de startinventarisatie is gekeken naar het aantal dieren per diersoort en de staltypen op een bedrijf. Aspecten zoals mesttoedieningstechniek, tijdstip van toedienen, en hoeveelheid aangewende mest zijn in de gedetailleerde registratie gedurende ruim een jaar vanaf de startinventarisatie geïnventariseerd.

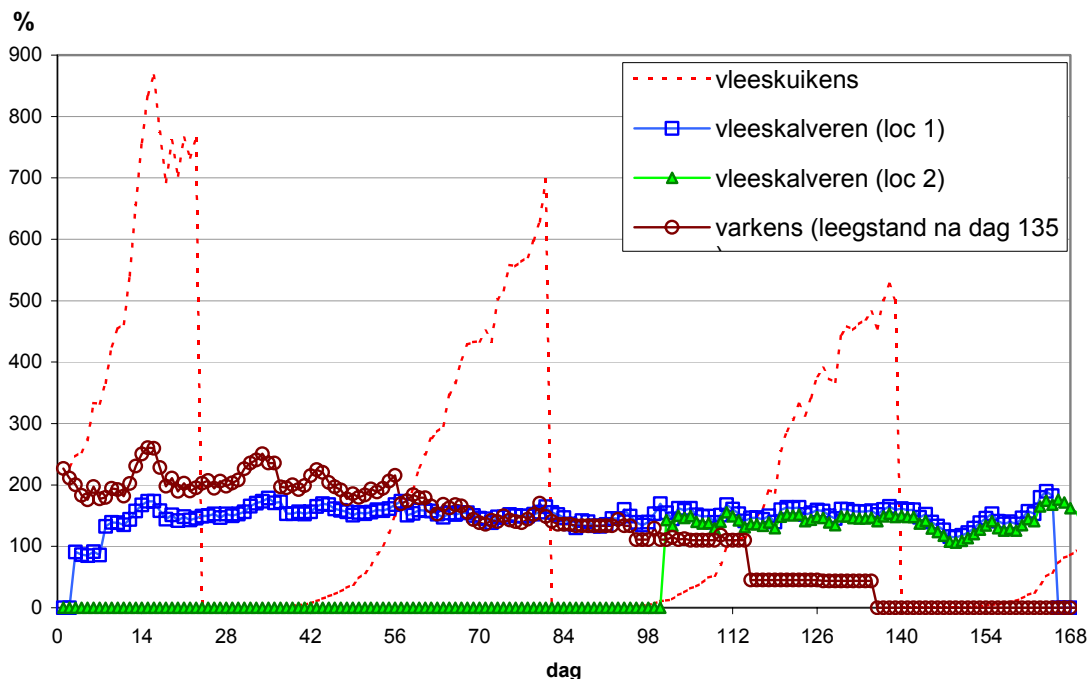
3.3.2 Emissies op basis van gedetailleerde berekeningen

3.3.2.1 Stalemissies

De stalemissie is uitgedrukt in kilogrammen ammoniak. Voor omrekening naar kilogrammen stikstof moet vermenigvuldigd worden met de factor 14/17. In figuur 3.9 is het verloop van de berekende totale stalemissie per dag weergegeven. De totalen van alle in het onderzoek betrokken stallen, de stallen binnen een straal van 1,5 km (kern + schil) en de stallen binnen een straal van 1 km (kern) zijn apart weergegeven. De meeste stallen zijn vrij constant bezet. Variaties treden vooral op onder invloed van de buitentemperatuur. De meest variabele emissies treden op in stallen waarin vleeskuikens en vleeskalveren per mestronde worden gehouden en in varkensstallen die tijdelijk leeg staan. In figuur 3.10 is dit voor enkele zeer variabele situaties geïllustreerd in een deel van de onderzoeksperiode.



Figuur 3.9 Het verloop van de berekende totale stalemissie per dag van alle in het onderzoek betrokken stallen ('TOTAAL'; bovenste lijn), de stallen binnen een straal van 1,5 km ('<1,5 km'; dikke lijn), de stallen binnen een straal van 1 km ('< 1 km'; op één na onderste lijn) en de buitentemperatuur (onderste lijn en schaalverdeling op rechter y-as)



Figuur 3.10 De berekende ammoniakemissies van enkele zeer variabele stallen in een willekeurige periode, rekening houdend met de feitelijke bezetting en de invloed van de temperatuur. Bij vleeskuikens en vleeskalveren is tevens rekening gehouden met de startdatum van de mestronde (leeftijd van de dieren). De aldus berekende emissie is uitgedrukt als percentage (%) van de jaargemiddelde emissie (per dag) volgens de milieubalans met dieraantallen volgens de landbouwtelling en emissiefactoren.

In tabel 3.24 is de totale jaaremissie van ammoniak uit alle stallen in de kern, de schil en daarbuiten weergegeven. Het grootste deel van de ammoniak is afkomstig van stallen met varkens.

In tabel 3.25 is de totale emissie afzonderlijk weergegeven voor de perioden van 22 juli 2002 t/m 31 december 2002; 1 januari 2003 t/m 21 juli 2003 en 22 juli 2003 t/m 31 augustus 2003.

Tabel 3.24 Berekende stalemissies van bedrijven in de kern van het onderzoekgebied ($r < 1$ km), in de schil (1-1,5 km) en buiten de schil ($r > 1,5$ km) in de periode van 22-7-02 tot 22-7-03; jaartotalen. Tevens is aangegeven welk aandeel (%) de varkens hebben in de berekende stalemissies.

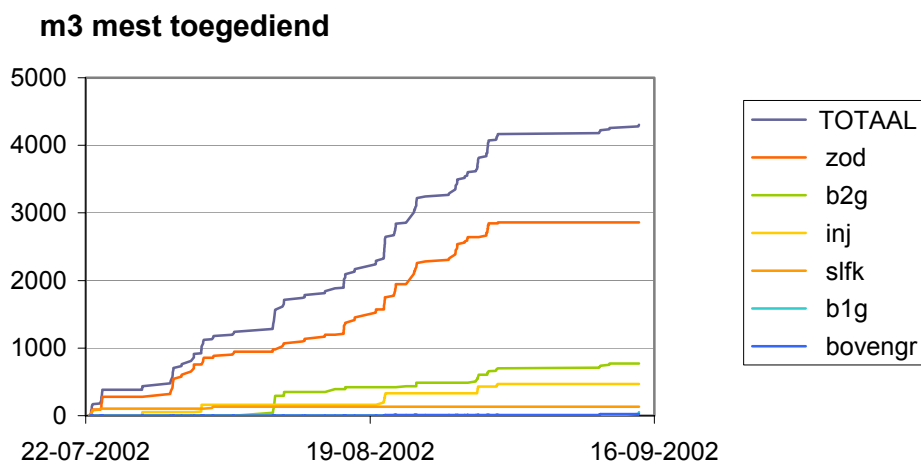
	<1	1-1,5	>1,5
stalemissies totaal (kg NH ₃)	27103	39494	29874
waarvan door varkens (%)	80	69	48

Tabel 3.25 Stalemissies van bedrijven in de kern van het onderzoekgebied ($r < 1$ km), in de schil (1-1,5 km) en buiten de schil ($r > 1,5$ km). De registratieperioden in 2002 (van 22-7-02 t/m 31-12-02) in 2003^A (01-1-2003 t/m 21-7-03) en 2003^B (22-7-2003 t/m 31-8-2003) zijn afzonderlijk weergegeven. Tevens is aangegeven welk aandeel (%) de varkens hebben in de berekende stalemissies.

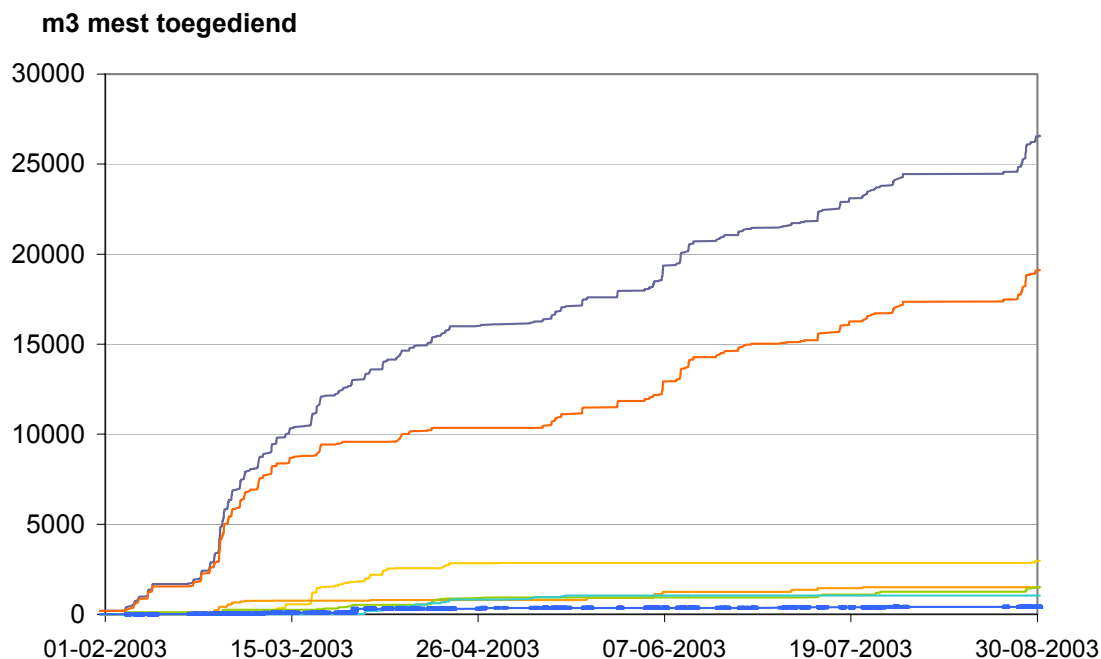
	2002			2003 ^A			2003 ^B		
	< 1km	1-1,5	>1,5	< 1km	1-1,5	>1,5	< 1km	1-1,5	>1,5
stalemissies totaal (kg NH ₃)	11539	18403	13488	15565	21091	16386	4064	5675.4	4400.3
waarvan door varkens (%)	80	69	48	79	68	49	83	67	48

3.3.2.2 Toedienemissies

In figuur 3.11 en 3.12 is het verloop van de toegediende hoeveelheden dierlijke mest per methode weergegeven. In tabel 3.26 is de verdeling van de toegediende hoeveelheden mest over de maanden weergegeven. Circa 70% van alle mest wordt tussen 1 augustus 2002 en 1 augustus 2003 toegediend met de zodebemester; 5,5 % met de sleufkouter. Op bouwland wordt de meeste mest toegediend met de bouwlandinjecteur; gevolgd door bovengronds toedienen en daarna onderwerken in 2 gangen (B2g). Bovengrondse toediening (zonder onderwerken) heeft vooral betrekking op vaste mest die ook op deze wijze mag worden toegediend. Toedieningen op grasland vinden op grote schaal plaats in februari en maart en daarna minder massaal (en veelal ook wat kleinere hoeveelheden per ha) na de verschillende maai- of weidesnedes. Toedieningen op bouwland vinden vooral plaats in maart en april en in augustus en september. In augustus 2003 is er vanwege droogte een aantal weken geen mest toegediend; pas in de laatste week van augustus is er weer veel mest toegediend; vooral met de zodebemester.



Figuur 3.11 Verloop van de toegediende hoeveelheden dierlijke mest per methode vanaf 22 juli tot en met 15 september 2002 (percelen in kern, schil en enkele percelen buiten de schil van bedrijven binnen de schil).



Figuur 3.12 Verloop van de toegediende hoeveelheden dierlijke mest per methode in 2003 (percelen in kern, schil en enkele percelen buiten de schil van bedrijven binnen de schil). De bovenste lijn is de totale hoeveelheid toegediende mest (alle methoden opgeteld); de op één na bovenste lijn geeft de hoeveelheid die met een zodebemester is toegediend. Zie verder de legenda bij figuur 3.11.

Tabel 3.26 Verdeling van de toegediende hoeveelheden mest (m³) per toedienmethode in het gehele onderzoekgebied.

Maand/jr	Bovengronds	B1g	B2g	Injectie	Sleufkouter	Zodebemester	Maand Total
07/02 ^q				54	105	604	763
08/02	10		700	415	27	2254	3406
09/02	16	50	70				136
02/03	27		245	120	539	5428	6172
03/03	281	187	279	1864	228	4159	6998
04/03	43	636	418	851	24	765	2739
05/03		221		23	129	1498	1870
06/03					321	3178	3499
07/03	61		320		269	2336	2986
08/03 ^x						113	113
08/03 ^z			251	117		1650	2018
TOTAAL							
8/02-7/03	438	1094	2032	3274	1538	19618	27993
%	1.6	3.9	7.3	11.7	5.5	70.1	100

^q: alleen laatste week juli 2002

^x: tot laatste week augustus 2003

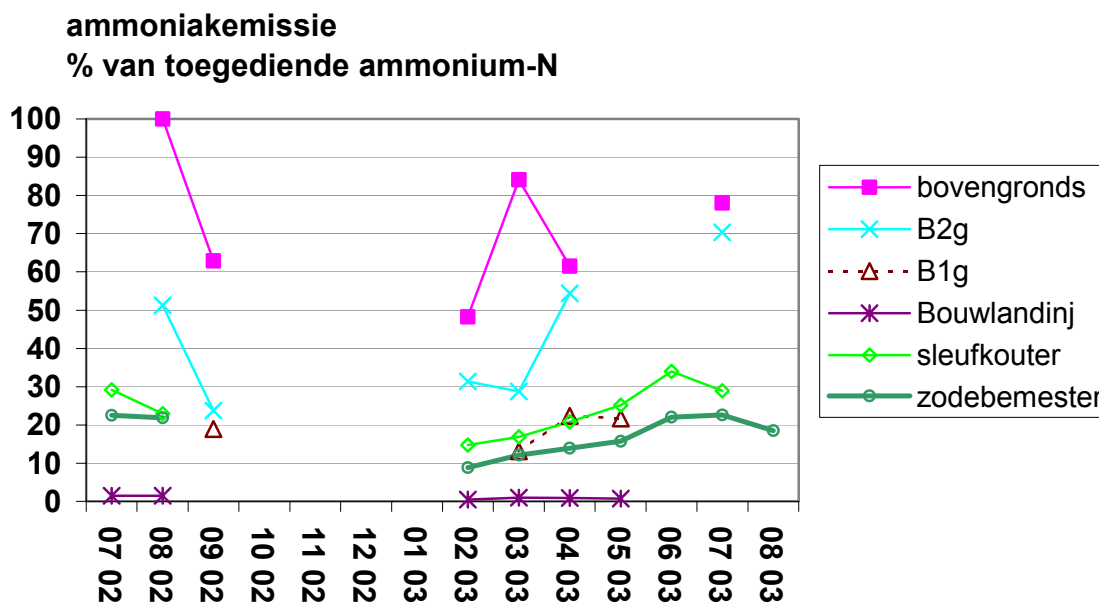
^z: alleen laatste week augustus 2003

De per techniek gemiddelde vervluchtigingspercentages over de periode van 1 augustus 2002 tot 1 augustus 2003 zijn weergegeven in tabel 3.27.

Tabel 3.27 Per techniek, de gemiddelde vervluchtigingspercentages (% van N_{min}) over de periode van 1 augustus 2002 tot 1 augustus 2003, uitgaande van het bouwlandmodel (inclusief de daarmee benaderde emissies op grasland).

Bovengronds	B1g	B2g	Injectie	Sleufkouter	Zodebemester
78	21	48	1,0	23	16

De percentages zijn gedurende het jaar niet constant, maar afhankelijk van o.a. het weer. Het verloop van de per maand gemiddelde vervluchtigingspercentages per toedieningstechniek is weergegeven in figuur 3.13. In de maanden oktober, november, december en januari is mesttoediening niet toegestaan (zandgronden). De emissie als percentage van de toegediende hoeveelheid ammoniumstikstof neemt toe van het voorjaar tot in de zomer; in de nazomer neemt de emissie procentueel weer af.



Figuur 3.13 Per toedienmethode, het verloop van de maandgemiddelden van de ammoniakemissie als percentage van de toegediende hoeveelheid ammoniumstikstof in Vragender (percelen in kern en schil en enkele percelen buiten de schil waarvan het bedrijf erbinnen is gelegen). Berekeningswijze: bouwlandmodel met ingevoegde coëfficiënten voor toedieningen op grasland met de sleufkouter en de zodebemester.

In tabel 3.28 zijn de belangrijkste karakteristieken van de mesttoedieningen en de berekende toedienemissies (bouwlandmodel) weergegeven. De toedienemissie is uitgedrukt in kilogrammen stikstof. Voor omrekening naar kilogrammen ammoniak moet vermenigvuldigd worden met de factor 17/14.

In de laatste week van augustus is relatief veel mest toegediend. In de voorafgaande periode van ca drie weken werd vrijwel geen mest toegediend vanwege langdurige droogte (hittegolf).

Tabel 3.28 Karakteristieken van mesttoedieningen en toedienemissies van bedrijven in de kern van het onderzoekgebied ($r < 1$ km) en van alle percelen die geregistreerd zijn. De registratieperiode in 2002 (van 22-7-02 t/m 15-9-02) en die in 2003 (01-1-2003 t/m 22-8-03) zijn afzonderlijk weergegeven.

Karakteristiek	2002		2003	
	r < 1km	Alle registraties	r < 1km	Alle registraties
bemeste percelen (ha)	114	279	182 (190)	557 (580)
hoeveelheid mest (m ³)	1849	4305	8929 (9744)	24564 (26582)
Gedoseerde TAN (kg N)	5178	11878	23869 (26268)	66377 (71993)
NH ₃ emissie (kg N)	1295	2845	4600 (4958)	10782 (>11591)
Dierlijke mest (m ³ /ha)	16	35	49 (51)	44 (46)
Gedoseerde TAN (kg N/ha)	45	43	131 (138)	119 (124)
NH ₃ emissie (kg N/ha)	11.4	10.2	25 (-)	19 (-)

- de registratieperiode in 2002 betreft alleen de nazomer vanaf 22 juli
- tussen haakjes staan de registraties in 2003 van 1/1 t/m 31/8 (inclusief de laatste week van augustus); de emissies na toedieningen in de laatste week van augustus konden niet compleet berekend worden omdat de daartoe benodigde meteorologische gegevens (vanaf 1 september) ontbraken.

De cijfers voor 2003 in tabel 3.28 weerspiegelen vrijwel alle toedieningen van dierlijke mest in het jaar 2003. Dit afgezien van enkele toedieningen die na 31 augustus nog toegestaan werden tot 15 september 2003. Vanaf half september is mesttoediening op zandgrond niet meer toegestaan. De meeste mesttoedieningen vinden in eerdere fases van het groeiseizoen plaats.

kunstmestemissies

De toediening van kunstmest is niet overal geregistreerd omdat het als een kleine bron van emissie beschouwd wordt die vrijwel in het niet valt ten opzichte van andere emissiebronnen. In de kern van het onderzoekgebied is de kunstmesttoediening wel voor de meeste percelen geregistreerd. In de schil slechts door enkele bedrijven. In tabel 3.29 zijn de belangrijkste karakteristieken weergegeven van de kunstmesttoedieningen en de daarbij berekende ammoniakemissies van bedrijven in de kern van het onderzoekgebied ($r < 1$ km) en in de schil ($r > 1$ km). De registratieperiode in 2002 (vanaf 22 juli) en die in 2003 (tot 1-9-03) zijn afzonderlijk weergegeven.

Tabel 3.29 Karakteristieken van de kunstmesttoedieningen en de daarbij berekende ammoniakemissies van bedrijven in de kern van het onderzoekgebied ($r < 1$ km) en in de schil ($r > 1$ km); totalen voor de registratieperiode in 2002 (vanaf 22 juli) en die in 2003 (tot 1-9-03).

Karakteristiek	2002 (>22/7)		2003 (<1/9)	
	$r < 1$	$r > 1$	$r < 1$	$r > 1$
Bemeste percelen (ha)	56	61	130	117
hoeveelheid kunstmest (kg N)	2349	3675	17096	23160
NH ₃ -emissie (kg N)	33	62	274	387
Dosering kunstmest (kg N/ha)	42	60	131	199
NH ₃ -emissie (kg N/ha)	0.6	1.0	2.1	3.3

De opsplitsing tussen bedrijven in de kern en daarbuiten is arbitrair aangezien de percelen van die bedrijven soms verdeeld over kern en schil (en soms ook deels buiten het onderzoeksgebied) liggen. De kunstmesttoedieningen van bedrijven in de schil ($r > 1$ km) hebben vooral betrekking op percelen die in de kern van het onderzoekgebied gelegen zijn. Bedrijven in de kern hebben zowel van percelen in de kern als in de schil een registratie bijgehouden.

In de nazomer wordt nog maar weinig kunstmest gestrooid. In 2002 werd de laatste kunstmesttoediening geregistreerd op 10 september. In 2003 werd de laatste kunstmesttoediening geregistreerd op 10 augustus. Daar het onderzoek op 1 september 2003 gestopt is, mag aangenomen worden dat de cumulatieve waarden van 2003 enkele procenten hoger zijn dan de in tabel 3.29 vermelde waarden.

Bij in de kern gelegen bedrijven is de berekende ammoniakemissie als gevolg van kunstmesttoedieningen lager dan bij bedrijven in de schil (zowel in totaal als per hectare). Dit hangt samen met een lagere N-gift uit kunstmest per hectare. Daarnaast hangt het samen met het vaker toepassen van kunstmesttypes waarbij de N langzamer vrijkomt (Entec en N-plus) door bedrijven in de kern ten opzichte van daarbuiten gelegen bedrijven. Alleen de emissie gedurende de eerste 10 dagen na toediening is berekend. In de berekeningen is aangenomen dat uiteindelijk 2% van de kunstmest-N als ammoniak vervluchtigt. Van die 2% is 70 tot 85% in de eerste 10 dagen vervluchtigt.

3.3.2.3 Weide-emissies

In tabel 3.30 zijn de belangrijkste karakteristieken weergegeven van de beweidingen en de daarbij berekende ammoniakemissies van bedrijven in de kern van het onderzoeksgebied ($r < 1$ km) en in de schil ($r > 1$ km). De registratieperiode in 2002 (vanaf 22 juli) en die in 2003 (tot 1-9-03) zijn afzonderlijk weergegeven.

Tabel 3.30 Karakteristieken van de beweidingen en de daarbij berekende ammoniakemissies van bedrijven in de kern van het onderzoeksgebied ($r < 1$ km) en in de schil ($r > 1$ km); totalen voor de registratieperiode in 2002 (vanaf 22 juli) en die in 2003 (tot 1-9-03).

Karakteristiek	2002 (>22/7)		2003 (<1/9)	
	$r < 1$	$r > 1$	$r < 1$	$r > 1$
Beweide percelen (ha)	171	67	116	57
NH ₃ -emissie (kg N)	225	104	237	226
NH ₃ -emissie (kg N/ha)	1.3	1.6	2.0	4.0

De meeste bedrijven buiten de kern hebben alleen beweidingen geregistreerd van percelen die in de kern gelegen waren. Een deel van de percelen wordt niet beweid omdat er zomerstalvoeding of summerfeeding wordt toegepast. Daarnaast worden de bouwlandpercelen uiteraard ook niet beweid.

3.3.2.4 Totale bijdrage bronnen aan emissie in kern onderzoeksgebied

In tabel 3.31 is de emissie van de afzonderlijke bronnen weergegeven die door bedrijven in het kerngebied per jaar wordt geproduceerd op basis van een nagenoeg complete registratie. Tevens is de emissie per bron weergegeven van bedrijven buiten de kern voor zover dit buiten de kern geregistreerd is.

Een deel van de bedrijven buiten de kern heeft percelen in de kern. In een aparte kolom is weergegeven hoeveel emissie binnen de kern plaats vindt vanuit alle stallen en percelen die in de kern gelegen zijn. Dit laatste is dus inclusief percelen in de kern van bedrijven die (qua adres van woonhuis en stallen) buiten de kern gelegen zijn. Voor de verklaring van de gemeten ammoniakconcentraties in de kern zijn alle percelen en stallen in de kern uiteraard van belang. Bij de verwerking is rekening gehouden met de exacte ligging van de percelen en de stallen zodat de berekende emissies per bron op de juiste wijze ingecalculereerd kunnen worden qua omvang, afstand en windrichting ten opzichte van de meetpunten voor de ammoniakconcentratie.

Tabel 3.31 De bijdrage van de afzonderlijke bronnen aan de totale emissie (kg N per jaar) van bedrijven in het kerngebied. Tevens is de emissie per bron weergegeven van bedrijven buiten de kern voorzover die bedrijven buiten de kern dit geregistreerd hebben. In de rechter kolom is weergegeven hoeveel emissie binnen de kern plaats vindt vanuit alle stallen en percelen die in de kern gelegen zijn. Dit laatste is inclusief percelen in de kern van bedrijven die (qua bedrijfsadres van woonhuis en stallen) buiten de kern gelegen zijn.

Bron	Bedrijven <1 km		Bedrijven 1-1,5 km		Stallen & percelen <1km	
	kg N	(%)	kg N		kg N	(%)
stal	22318	79	32529		22318	75
toediening dierlijke mest	5300	19	7000		6544	22
toediening kunstmest	275	1.0	385		533	1.8
beweiding	361	1.3	191		521	1.7
TOTAAL	28254	100	40105		29915	
	ha		ha		ha	
toediening dierlijke mest	182		375		249	
toediening kunstmest	147		117		208	
beweiding	200		96		259	

Een groot deel van de registraties van bedrijven buiten de kern heeft betrekking op percelen binnen de kern. Sommige percelen zijn in 2002 beweid, maar in 2003 niet; andere percelen zijn in 2003 wel beweid, maar in 2002 niet. Deels gaat het hierbij om verandering van grasland in bouwland of andersom. Op een deel van de graslandpercelen ('natuurgras') is geen mest toegediend maar uitsluitend vee geweid. Ook zijn er gras- en bouwlandpercelen waar wel dierlijke mest maar geen kunstmest is gedoseerd. Eerder (boven tabel 3.29) is al opgemerkt dat de registratie van kunstmest niet op alle percelen heeft plaatsgevonden.

De ammoniakemissies uit de stal zijn veruit de grootste emissiebron. De emissie na toediening van dierlijke mest is ook een aanzienlijke emissiebron. Toediening van kunstmest en beweiding zijn zeer kleine bronnen in vergelijking met de andere bronnen.

3.3.2.5 Onzekerheden binnen gedetailleerde emissieberekeningen

Onzekerheden emissie mesttoediening

In tabel 3.32 is het effect van verandering van een parameter op de ammoniakemissie bij toediening van dierlijke mest weergegeven uitgaande van het model voor mesttoediening op bouwland van Huijsmans (2003). Bij mesttoediening is per mesttype steeds een vaste waarde aangenomen: 2,6 kg ammoniumstikstof per m³ voor alle toegediende runderdrijfmest; 4,2 kg ammoniumstikstof per m³ voor alle toegediende vleesvarkensmest (zie tabel 3.17). In werkelijkheid kan dit variëren binnen en tussen bedrijven doordat de dieren meer of minder dan gemiddeld N in de urine en/of faeces uitscheiden vooral onder invloed van de diervoeding; de verdeling tussen urine en faeces kan daardoor ook variëren; ook omzettingen in de mest en vervluchtiging van ammoniak in de stal en opslag kunnen afhankelijk van het staltype, klimaat en verdere omstandigheden variëren. Daarnaast kan de mest minder of meer verdund worden met water (reiniging stallen, melkinstallatie en andere materialen) afhankelijk van de werkwijze van de agrariër. Uit tabel 3.32 blijkt dat een 0,3 kg/m³ lager of hoger ammoniumgehalte tot een 9 of 10% hogere ammoniakemissie leidt.

Tabel 3.32 Effect van verandering van een parameter op de ammoniakemissie bij toediening van dierlijke mest (berekend met het model voor mesttoediening op bouwland van Huijsmans, 2003) ten opzichte van een referentieniveau (Ref) waarvan de emissie op 100% is gesteld.

Parameter	Eenheid			Ref					Ref	
TANact	N (g/kg)	2	2.3	2.6	2.9	3.3	3.9	4.2	4.5	
emissie	%	82	91	100	110	126	91	100	110	
Dosering	m ³ /ha	15	20	25	30	40				
emissie	%	61	78	100	128	212				
Windsnelheid	m/s	1	2	3	3.3	4	5	6		
emissie	%	66	81	100	107	123	152	188		
Temperatuur	°C	0	5	10	15	20	25	30		
emissie	%	55	74	100	135	182	246	332		

In tabel 3.33 is ter indicatie de samenstelling weergegeven van enkele steekproefsgewijs op willekeurige momenten in het voorjaar en de zomer bepaalde gehalten in monsters van runderdrijfmesten die toegediend zijn door 4 bedrijven die gelegen waren in de nabijheid van de uurmeetpunten in het onderzoekgebied. Het blijkt dat het werkelijke ammoniumgehalte in deze monsters meestal niet veel afwijkt van de in de berekeningen aangenomen waarde van 2,6 voor runderdrijfmest, maar soms wel. In het onderzoekgebied zullen afwijkingen van het gemiddelde wel vaker voorkomen. Op bedrijf 2 zijn de gehalten in de mest veel lager. Dit is waarschijnlijk het gevolg van verdunning met water in de mestput: de andere gehalten in de mest van dit bedrijf indiceren dat ook: laag as gehalte; laag ds gehalte; per kg drogestof is het

ammoniumgehalte niet laag. In de meeste gevallen is ruim de helft van alle stikstof in de mest aanwezig als minerale (ammoniakale) stikstof (zie NH₄N:N_{totaal} in tabel). De overige stikstof is organische stikstof die langzaam beschikbaar komt. Alleen in het tweede monster van bedrijf 3 is minder dan 50% van de stikstof als ammoniumstikstof aanwezig. Het derde monster op bedrijf 3 is afkomstig uit een stal met uitsluitend jongvee en heeft het hoogste ammoniumstikstofgehalte. Op K&K bedrijven had jongveemest overigens gemiddeld een iets lager ammoniumgehalte dan melkveemest. Op veel bedrijven wordt een mengsel van jongveemest en melkveemest gebruikt.

Tabel 3.33 De samenstelling van enkele steekproefsgewijs -op willekeurige momenten in het voorjaar en de zomer- genomen monsters van runderdrijfmest van 4 bedrijven in de kern van het onderzoeksgebied. De bedrijven zijn geanonimiseerd weergegeven met een volgnummer. Daarnaast zijn ter vergelijking gemiddelde gehalten weergegeven uit het Handboek Melkveehouderij (HM), van BLGG en van Koeien en Kansen (steeds gebaseerd op grotere aantallen runderdrijfmestmonsters).

Stof	eenheid	1		2		3 (*)			4		HM	BLGG	K&K
totaal-N	g/kg	4.75	5	2.84	3.42	4.51	4.38	5.8	4.48	4.63	4.9	4.39	4.05
NH₄N	g/kg	2.48	2.58	1.61	2.14	2.53	1.96	3.24	2.48	2.57	2.6	2.24	2.04
totaal-P	g/kg	0.70	0.72	0.50	0.46	0.68	0.72	1.00	0.58	0.61	0.79	0.72	0.66
droge stof	g/kg	88.2	92.6	42.9	43.0	84.5	95.3	114.0	72.8	75.0	90	86	84
as	g/kg	22.2	22.5	10.7	11.7	19.8	15.8	32.0	17.9	18.9	24.0		
NH ₄ N/ds	g/kg	28.1	27.9	37.5	49.8	29.9	20.6	28.4	34.1	34.3	28.9	26.0	24.3
NH ₄ N:N _{tot}	%	52.2	51.6	56.7	62.6	56.1	44.7	55.9	55.4	55.5	53.1	51.0	50.4

HM: Handboek melkveehouderij 1997

BLGG: Bedrijfslaboratorium voor grond en gewasonderzoek; gemiddelde van 01/1999-03/2001

K&K: Gemiddelde van Koeien & Kansen bedrijven 1999-2001 (den Boer *et al.*, 2002)

(*): Dit betreft een afzonderlijk monster van drijfmest uit een jongveestal.

Deze jongveemest is op dezelfde dag toegediend als de bemonsterde melkveemest met ammoniumgehalte 1.96 van bedrijf 3. Deze op dezelfde dag bemonsterde mestvrachten zijn toegediend op twee afzonderlijke percelen die aan elkaar grenzen en in dezelfde windstreek gelegen zijn, op een afstand van circa 900 meter van de uurmeetpunten. Het hoger dan gemiddelde gehalte van de ene mest wordt hier min of meer gecompenseerd door het lager dan gemiddelde gehalte van de andere mest (gemiddelde van beide gehalten komt overeen met het in de berekeningen aangenomen ammoniumgehalte, namelijk 2,6 g/kg).

Bij de dosering (m³/ha) bestaat er enige onzekerheid ten aanzien van de exacte hoeveelheid mest (m³) die per ha is toegediend. Door agrariërs die zelf mest toedienen wordt dit geschat op basis van het effectieve volume (85 tot 90% van het bruto volume) van de mesttank en het aantal tanken mest dat op een perceel gebracht wordt. Door de loonwerker wordt het verpompte en gedoseerde volume mest gemeten. Naar verwachting zal de fout in de schatting van het aantal m³/ha meestal minder dan 10% zijn. Een 10% hogere dosering resulteert in een 13% hogere ammoniakemissie.

Bij de windsnelheid kunnen meetfouten en fouten bij windrichtingsafhankelijke correcties naar andere hoogte dan de gemeten hoogte een rol spelen. Verder kunnen de meteorologische omstandigheden lokaal variëren ten opzichte van de meetlocatie aan de Huttendijk. Een 10% hogere windsnelheid leidt tot een 7% hogere ammoniakemissie.

Naar verwachting is er geen sprake van een systematische overschatting of onderschatting van de windsnelheid.

Rond de gemeten temperatuur bestaat weinig onzekerheid; ook lokale verschillen zullen gering zijn. Wel kan de werkelijke verdeling van de mest over de dag afwijken van de verdeling die in de berekeningen is aangenomen. Als een deel van de mest een uur eerder of later toegediend is, zullen de meteocondities daarbij ook anders zijn. Tussen de meteo-waarden van opeenvolgende uren bestaat overigens i.h.a. een hoge correlatie. Een veehouder kan wel proberen om hoge temperaturen tijdens mesttoediening en de eerste uren daarna te mijden door op warme dagen pas in de avond mest toe te dienen. Een 10% hogere temperatuur geeft een 9% hogere emissie.

Modelvariant met invloed globale straling bij zodebemesting

Hoewel het graslandmodel van Huijsmans (2003) niet extrapoleerbaar is, zijn toch oriënterende berekeningen uitgevoerd. Belangrijk verschil met het bouwlandmodel is dat er in dit graslandmodel door Huijsmans een significante invloed van de globale straling in de regressie werd beschreven bij zodebemesting en bij bovengrondse toediening op grasland. Opmerkelijk was dat daarentegen bij de sleufkouterstechniek door Huijsmans (2003) geen significante invloed van de globale straling werd gevonden.

De invloed van variabelen op de ammoniakemissie (F , kg N ha⁻¹ uur⁻¹) is in het regressiemodel voor zodebemesting op grasland door Huijsmans (2003) beschreven op exponentiële schaal:

$$F_{(t)} = e^{(-2.42 - 0.66 \cdot \ln(t) + 0.23 \cdot \text{TAN} + 0.03 \cdot \text{Kuub} + 0.12 \cdot v_{(t)} + 0.04 \cdot T_{(t)} + 0.0041 \cdot Q_{(t)})}$$

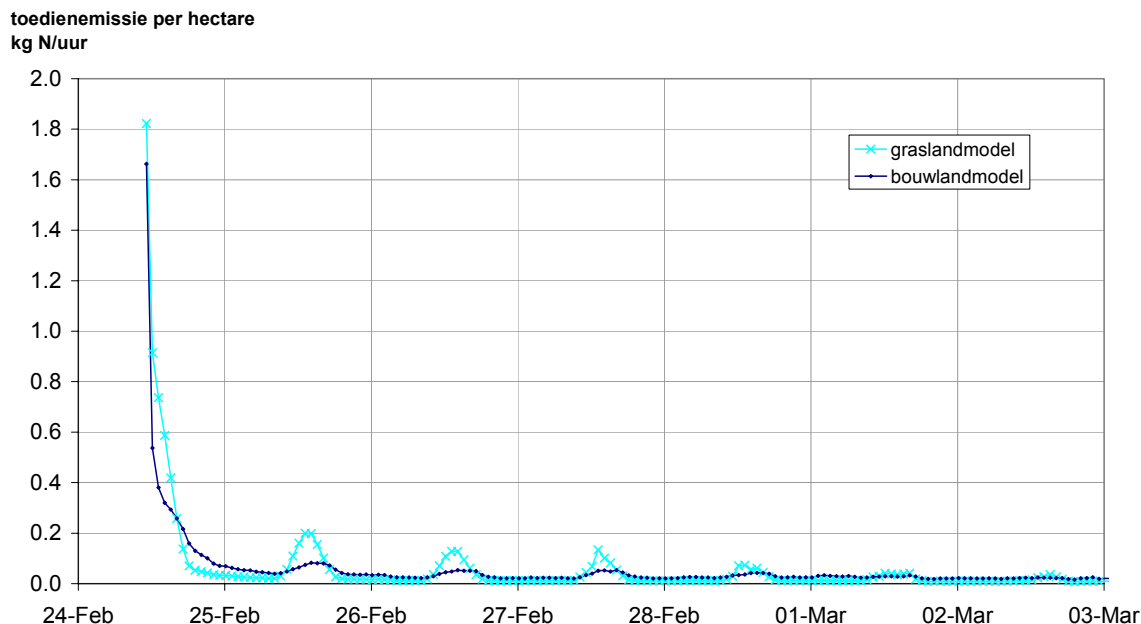
hierbij is Q de globale straling (W/m²) en TAN de ammoniumconcentratie in de mest bij aanvang van de mesttoediening (kg/m³). Deze TAN wordt niet in tijdstappen gecorrigeerd voor de emissie die in voorgaande tijdstappen reeds is vervluchtigd. Dit in tegenstelling tot de TANact in het bouwlandmodel van Huijsmans.

Elke variabele in het model moet gecorrigeerd worden voor de gemiddelde waarde van de variabele in de dataset waarop de regressie gebaseerd is.

Figuur 3.14 geeft een voorbeeld van hoe de emissie verloopt uitgaande van het graslandmodel van Huijsmans (2003) en uitgaande van het eerder beschreven bouwlandmodel van Huijsmans (2003) met de daarin opgenomen coëfficiënten voor zodebemesting op grasland (tabel 3.18).

Het stralingseffect in het graslandmodel vertaalt zich in hogere emissies rond 12 uur 's middags (als de globale straling het hoogst is) en lagere emissies gedurende de nacht (als de globale straling het laagste is). De amplitude hangt uiteraard af van de hoogte van de globale straling; op heldere zonnige dagen is deze amplitude het grootst.

De stralingsinvloed kan bijdragen aan een groter verschil in ammoniakemissie tussen dag en nacht.



Figuur 3.14 Voorbeeld van het emissieverloop voor zodebemesting van grasland (op 24 februari 2003) uitgaande van het graslandmodel van Huijsmans en uitgaande van het bouwlandmodel van Huijsmans met de daarin opgenomen coëfficiënten voor zodebemesting op grasland.

Vergelijking met Europees model

Voor mesttoediening op grasland is in een aparte analyse uitgegaan van het Europese model 'ALFAM' (Sogaard et al, 2002) voor bovengrondse toediening, waarna op basis van Nederlandse cijfers van mesttoedieningsexperimenten (Huijsmans, 2003) vermenigvuldigd is met een reductiefactor, afhankelijk van de toedienmethode (tabel 3.34). De reductiefactor is gebaseerd op proeven waarbij steeds een emissie-arme toedieningsmethode werd vergeleken met een simultane bovengrondse toediening op een nabij gelegen proefveldje. Gemiddeld rapporteerde Huijsmans een emissie van 68% van de toegediende ammoniakale stikstof bij bovengronds toedienen en van 10% bij gebruik van een zodebemester. Dit komt neer op een emissiereductie van 85%. Er is in het onderhavige project rekening gehouden met een enigszins lagere effectiviteit van emissie-arme technieken onder praktijkomstandigheden dan onder 'ideale' proefomstandigheden, omdat onder proefomstandigheden vaak scherper op een goede uitvoering wordt gelet.

Tabel 3.34 Per emissie-arme mesttoedieningsmethode, de emissiereductie (%) ten opzichte van bovengrondse mesttoediening

Toedieningsmethode	Emissiereductie (%)
Zodebemester	80
Sleufkouter	70

In het ALFAM model wordt de emissie bij bovengrondse toediening beschreven als functie van de volgende variabelen:

- natte of droge bodem;
- temperatuur;
- windsnelheid;

- drijfmesttype (varkens of rund);
- %DS in mest;
- TAN van toegediende mest (kg/m³);
- toegediende hoeveelheid (m³/ha);
- toedienmethode

Het Europese model ALFAM komt op lagere emissieniveaus uit dan de berekeningswijze met het bouwlandmodel dat in 3.2.3.2 uiteen is gezet. Omdat dit laatste model gebaseerd is op Nederlandse proeven is aangenomen dat dit ook beter bij de Nederlandse omstandigheden aansluit dan het Europese model. Daarom zijn alle berekeningen in eerste instantie uitgaande van dit Nederlandse bouwlandmodel gerapporteerd.

Later in dit rapport (hoofdstuk 6) zal blijken dat de gemeten ammoniakconcentraties in het voorjaar structureel hoger zijn dan de berekende waarden op basis van de standaard berekeningswijze (3.2.3.2). Omdat daarbij in hoofdstuk 6 aanwijzingen zijn verkregen dat de toedienemissie onderschat kan zijn, zijn afzonderlijke berekeningen uitgevoerd waarbij ter oriëntatie is aangenomen dat alle mest tussen 1 februari en 1 mei 2003 bovengronds is toegediend. Ter vergelijking zijn die berekeningen zowel met het bouwlandmodel als met het ALFAM model uitgevoerd. Daarna zijn deze berekende emissies gebruikt om de ammoniakconcentraties met OPSkt te schatten en dit te vergelijken met de gemeten ammoniakconcentraties op de meetpunten. Voor de resultaten van deze vergelijking wordt verwezen naar hoofdstuk 6.

Onzekerheden stalemissieberekeningen

De stalemissie is berekend als functie van de temperatuur en de dierbezetting. Over de dierbezetting in de kern van het onderzoekgebied bestaat weinig onzekerheid. De deelnemende bedrijven hebben dit i.h.a. nauwkeurig bijgehouden; variaties in bezetting zijn op de meeste bedrijven beperkt behalve op enkele bedrijven met een all in all out systeem. Op bedrijven in de schil die dit systeem toepassen en waar geen dierbezetting is geregistreerd zou de actuele dierbezetting tijdelijk wel sterk kunnen afwijken van de aangenomen aantallen op die bedrijven op basis van de landbouwtelling 2002. De gevolgde aanpak heeft naar verwachting niet geleid tot structurele onderschatting of overschatting; alleen particulieren met enkele hobbydieren zijn buiten beschouwing gelaten. Ten opzichte van de beroepsmatige dieren die wel in beeld zijn, gaat het hierbij echter om niet meer dan promillen.

Per diercategorie is steeds een vaste temperatuurcorrectie per graad Celsius toegepast. Tussen stallen kan het effect van de temperatuur op de emissie enigszins variëren. Bij vleeskuikens en vleeskalveren is voor het VELD project de invloed van de leeftijd (of tijd vanaf opstart ronde) geanalyseerd naast de temperatuurinvloed. Dit op basis van één dataset per diercategorie. Als metingen op meer bedrijven beschikbaar komen, kan wellicht een beter generaliseerbare relatie verkregen worden.

Data van stalmetingen in de nabije toekomst kunnen voor validatie en verbetering van de veronderstelde temperatuureffecten leiden en eventueel tot een verdere detaillering van de temperatuurinvloeden.

Onzekerheden weide-emissie

De weide-emissie is slechts een kleine emissiebron. De emissieschatting is vooral gebaseerd op metingen en regressies van Bussink bij intensieve beweiding op kleigrond. De extrapolatie naar beweiding (veelal gedurende een beperkt aantal uren per dag) op zandgrond zou gevalideerd kunnen worden evenals de extrapolatie naar

jongvee en zoogkoeien. De meteo-invloed is t.b.v.het VELD project gelijk verondersteld aan die bij mesttoediening volgens het bouwlandmodel van Huijsmans. Het lijkt niet aannemelijk dat meteo-omstandigheden een veel grotere invloed hebben bij beweiding dan bij mesttoediening. Gezien het geringe belang van beweiding zou zelfs een verdubbeling of halvering van de emissie geen grote impact op het totaalbeeld hebben.

Onzekerheden kunstmestemissie

Ook de emissie uit kunstmest is een kleine bron. Er is geen rekening gehouden met meteo-invloeden. In werkelijkheid heeft de meteo waarschijnlijk wel een kleine invloed. Doordat de ammoniumstikstof slechts geleidelijk beschikbaar komt is een snelle vervluchtiging van veel ammonium uit de toegepaste kunstmestsoorten echter niet aannemelijk. Ten opzichte van toediening van dierlijke mest en stallen speelt kunstmest een marginale rol.

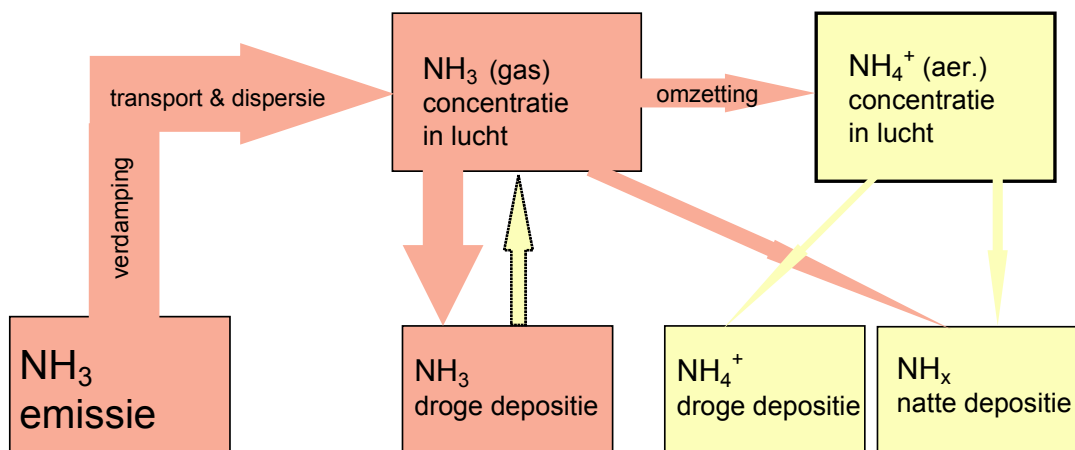
4 Concentratieberekeningen

In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de wijze waarop de ammoniakconcentratie in de lucht in het onderzoeksgebied is berekend. Hiervoor is een atmosferisch, numeriek computerrekenmodel -een zogeheten luchtkwaliteitsmodel- gebruikt. In de eerste vier paragrafen wordt dit model beschreven. In de daaropvolgende paragrafen zal in meer detail beschreven worden op welke manier de verscheidene gegevens voor het model als invoer hebben gediend, inclusief enkele uitweidingen over de modelinstellingen die relevant waren voor de correcte nabootsing van de specifieke omstandigheden.

4.1 Introductie model

De atmosferische cyclus van ammoniak (NH₃) is schematisch gegeven in figuur 4.1. Vergelijken met andere luchtverontreinigende stoffen kenmerken de emissie en verspreidingsprocessen van ammoniak zich, doordat een belangrijk deel van deze processen zich afspelen aan of dichtbij de bodem. Daarnaast is de droge en natte depositie van ammoniak relatief snel en is ook de omzettingssnelheid hoog. Dit alles maakt, dat de verblijftijd van ammoniak in de atmosfeer erg kort kan zijn. Wanneer de verspreiding van ammoniak wordt gesimuleerd met een model dan dient zo'n model met name de processen in de onderste meters van de atmosfeer goed te kunnen beschrijven. Bijna alle grootschalige modellen voor verzurende stoffen hebben een zodanig verticale resolutie dat de verspreiding en (lokale) depositie van ammoniak er niet of niet goed mee gemodelleerd kan worden. In veel modellen voor lokale verspreiding worden depositieprocessen genegeerd. In anderen zijn droge depositieprocessen slechts zeer globaal opgenomen.

In Nederland wordt voor de berekening van zure depositie reeds vele jaren het *Operationeel Atmosferisch Transportmodel voor Prioritaire Stoffen* (OPS) gebruikt (Van Jaarsveld, 1990; 1995, 2004). Dit computermodel combineert een pluimmodel voor lokale verspreiding met een trajectoriemodel voor meer grootschalige verspreiding en is daardoor in staat zeer lokale broninvloeden (< 100m) te combineren met bijvoorbeeld buitenlandse bijdragen. Het algemene gedrag van dit model, zoals de beschrijving van meteorologische invloeden, is getoetst aan de hand van zwaveldioxide en stikstofdioxide metingen van het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML). Het is daarbij gebleken dat het model zowel de ruimtelijke verdeling van concentraties in Nederland als het verloop in de tijd (maand, seizoen, jaar) goed beschrijft.



Figuur 4.1 De atmosferische cyclus van ammoniak (NH₃). De dikte van de pijlen weerspiegelen het relatieve belang van de processen. De donker gekleurde processen worden gemodelleerd in het OPS-KT model, de overige ook in het OPS-LT model.

Verspreiding van ammoniak is al sinds 1989 in het OPS-model opgenomen. Voor de toetsing van het model voor deze stof zijn minder datasets met meetgegevens voorhanden. Asman & Van Jaarsveld (1992) hebben de toenmalige versie van het model uitgebreid vergeleken met metingen in binnen- en buitenland. Recentelijk is in het kader van een analyse van het *zgn.* ammoniakgat het model op een aantal punten uitgebreid en verbeterd (Van Jaarsveld *et al.*, 2000a; Van Jaarsveld, 2004). Hoewel de bestaande modeltoetsing vooral op regionale en landelijke schaal is uitgevoerd, bevat zij impliciet ook een toetsing van lokale verspreiding. Immers, er wordt bij deze toetsing vergeleken met metingen welke allen meer of minder zijn beïnvloed door lokale bronnen. Een (beperkte) validatie van het model voor specifieke, lokale emissie-concentratie-depositie-relaties is uitgevoerd op basis van meetmateriaal dat is verzameld in het project STOP-II (Erisman *et al.*, 2000; Van Jaarsveld *et al.*, 2000b).

Het doel van de huidige ammoniakverspreidingsberekeningen is de verbinding te leggen tussen enerzijds de lokale landbouwactiviteiten die een ammoniakuitstoot tot gevolg hebben en anderzijds de ammoniakconcentraties in het gebied. Door deze relaties onder verschillende meteorologische omstandigheden en in verschillende seizoenen te beschouwen, kan inzicht worden verkregen in, ten eerste, welke activiteiten en omstandigheden voor de verspreiding van belang zijn en ten tweede, of deze relaties op de goede wijze worden gemodelleerd. Een interessante vraag daarbij is, of het zogenaamde ammoniakgat ook in het emissie-intensieve onderzoeksgebied wordt teruggevonden. Immers, een van de verklaringen voor het 'gat' is dat de droge depositie in zijn algemeenheid te hoog wordt ingeschat. Als dit zo is dan moet dat in een gebied met grote lokale invloeden een veel kleiner effect hebben.

Het OPS-model is van oorsprong een lange-termijn model in de zin dat het wel is gebaseerd op uurlijkse meteorologische gegevens, maar alleen uitspraken doet over de set van uurwaarden als geheel of hooguit over typische meteorologische omstandigheden die een relatie (kunnen) hebben met bepaalde tijdstippen (bijv. dag/nacht). Dit lange-termijn model (verder aangeduid als OPS-LT) is dus niet geschikt om uurgemiddelde concentraties te simuleren. Bijna alle experimenten die zijn gedaan om bron-receptor relaties te kwantificeren, blijken eerder op uurbasis uitgevoerd te zijn dan op weekbasis of langer. Dit fenomeen is een belangrijke reden geweest om een korte termijn versie van het OPS-model (verder aange-

duid als OPS-KT) te ontwikkelen. In deze zin is dit model ook in het huidige project ingezet: als een middel om experimentele gegevens van beperkte duur te vertalen naar andere (gemiddelde) omstandigheden en andersom: als een middel om het lange-termijn model te kunnen testen/valideren op basis van korte meetreeksen.

4.2 Het OPS korte-termijn model

Aangezien het bestaande OPS-LT model zich altijd al heeft gebaseerd op uurlijkse meteorologische gegevens en uurgemiddelde parameterisaties, was het maken van een versie op uurbasis relatief eenvoudig: bijna alle modules (verticale dispersie, pluimstijging, menghoogte, droge en natte depositie) konden ongewijzigd worden gebruikt. Deze versie wordt verder aangeduid als OPS-KT. In feite is alleen het gedeelte met lokale verspreiding uit OPS-LT overgenomen. Het langeafstandsgedeelte van OPS-LT leent zich niet voor korte-termijn toepassingen. OPS-KT is dus een model voor lokale verspreiding (tot op 10–30km van de bron). Toegevoegd is een module waarin de horizontale dispersie wordt berekend.

Het OPS-KT model beschrijft in het onderhavige geval alleen de lokale verspreiding en droge depositie van ammoniak. Chemische omzetting wordt (nog) niet gemodelleerd, omdat dit op de lokale verspreidingschaal van weinig invloed wordt geacht. Het OPS-KT model is beschreven in Van Jaarsveld *et al.* (2000b). Daarnaast is een gebruikersbeschrijving beschikbaar.

4.3 Validatie OPS-KT model

Het OPS-model berekent concentraties en deposities als functie van de afstand tot de bron op analytische wijze. Deze concentraties (en deposities) zijn op hun beurt mede afhankelijk van de verliesprocessen als droge en natte depositie. De basisbenadering in het OPS-model is verspreiding vanuit een puntlozing op een bepaalde hoogte boven het maaiveld welke met een Gaussische pluimformule wordt beschreven. Anders dan in de standaard pluimbenadering wordt de atmosfeer niet als isotroop beschouwd, maar zijn dispersie en transportsnelheid beide een functie van de hoogte boven het maaiveld en afhankelijk van de transportafstand. Voor ammoniakverspreiding is vooral de onderste laag van de atmosfeer (0–50m) van belang. Aan de bodem treedt een concentratieverlaging op ten gevolge van droge depositie (z.g. bodemdepletie). Een analytische beschrijving van het transport en depositieproces is vanwege voorgaande niet recht-toe-recht-aan te geven. De meeste pluimmodellen passen zogenaamde brondepletie toe. Hierbij wordt het verlies aan de bodem verondersteld zich onmiddellijk te verdelen over de gehele hoogte van de pluim. Daarnaast (althans in OPS) wordt aan de pluim een verticaal (bodem)profiel opgelegd die de bodemdepletie vertegenwoordigt. Een en ander gebeurt afhankelijk van meteorologische omstandigheden en bodemruwheid.

Voor zover verliesprocessen nog geen belangrijke rol spelen, is de primaire validatie van het pluimmodel mogelijk met behulp van dispersieproeven. Voor zeer lage bronnen (zoals ammoniak uit mesttoediening) zijn de z.g. Prairiegrasproeven bruikbaar (Barad, 1955). Dit zijn een aantal gecontroleerde lozingen van zwaveldioxide op 0.46m hoogte in een vlakke, met grasbegroeide omgeving, waarbij concentraties zijn gemeten op afstanden van 50, 200 en 800m en in verschillende meteorologische omstandigheden. Dit soort testen zeggen vooral iets over de parameterisaties van de transportsnelheid, verticale dispersie en menghoogte, maar weinig over het effect van droge of natte depositie. De validatie van het OPS-KT model en een nadere beschrijving zijn te vinden in Van Jaarsveld *et al.*, (2000b).

4.4 Modelinvoer

Het OPS-KT model maakt van hetzelfde soort invoerbestanden gebruik als de lange termijn versie. Dat houdt in, dat onder andere een bestand met meteorologische gegevens nodig is. Verder kan voor de invoer van emissiebronnen gekozen worden voor twee typen invoerbestanden: een zogenaamd constant bronnenbestand of een zogenaamd variabel emissieinvoerbestand. Het bestand bevat slechts records van een of meerdere, verschillende punten/ of oppervlaktebronnen met een continue bronsterkte. Het tweede bestand kan daarentegen records van een of meerdere punt- en/of oppervlaktebronnen bevatten waarvan de bronsterkte(n) variabel in de tijd kunnen zijn. Naast dat de concentraties voor een vooraf gedefinieerd modelgrid berekend kunnen worden, kan ook in de plaats daarvan voor een zogeheten receptorinvoerbestand gekozen worden. Dit bestand bevat records van een of meerdere, specifieke receptorpunten waarvoor de concentraties zullen worden berekenen.

Wat betreft het meteorologisch invoerbestand, maakt OPS-KT in principe gebruik van dezelfde infrastructuur met uurlijkse KNMI-waarnemingen als de lange termijn versie, zij het met dit verschil dat voor het OPS-LT model een voorbewerking op uurlijkse data wordt toegepast. Voor het VELD-project is gebruik gemaakt van lokale waarnemingen van windsnelheid, -richting, temperatuur en globale straling. De lokaal gemeten windsnelheden zijn gecorrigeerd voor de lokale meetomstandigheden welke via windrichtings- en seizoensafhankelijke ruwheidslengten zijn gekarakteriseerd. Deze terreinruwheden zijn afgeleid van de lokaal gemeten standaarddeviatie van de windsnelheid. De procedure is in bijlage I beschreven. Bij ontbrekende lokale waarnemingen is de data aangevuld met regionale KNMI-meetgegevens.

Het OPS-KT model kan worden gebruikt met de standaard emissiebestanden die ook in het OPS-LT model worden toegepast. Op deze (jaargemiddelde) emissies worden dan in het model variaties toegepast als functie van temperatuur en andere meteorologische grootheden. Daarnaast kan het model ook gebruik maken van uurlijkse emissies. In het laatste geval worden alle meteorologische afhankelijkheden van de emissies geacht te zijn verwerkt in de uurlijkse gegevens.

De eigenschappen van de receptorlocaties zijn in het model gekarakteriseerd door de Amersfoortse coördinaten, de hoogte en de lokale omgevingsruwheid. In principe zijn de receptorlocaties dezelfde als de meetlocaties.

In de volgende vijf paragrafen zal dieper ingegaan worden op de invoerbestanden en de totstandkoming van hun gegevens die voor dit project zijn gebruikt. Zonodig zal worden uitgeweid naar gebruikte modelinstellingen die relevant waren voor een correcte berekening van de situatie.

4.5 Meteorologische data

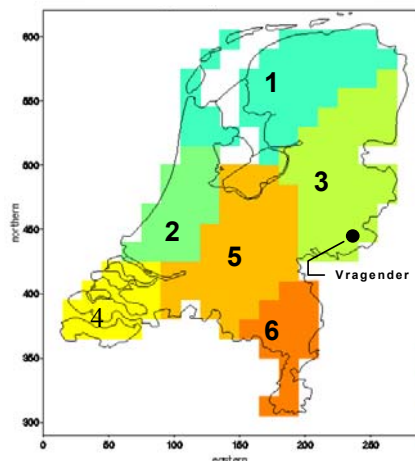
Het bestand met meteorologische data moet minstens uit regionale data bestaan. Tabel 4.1 geeft in dit verband aan uit welke gegevens dit bestand kan bestaan. Hierin staat in de meest rechter kolom welke meteorologische parameters minimaal nodig zijn om het model te kunnen gebruiken.

Tabel 4.1 Meteorologische parameters en hun specificaties zoals noodzakelijk voor de preprocessor van het OPS-model. De data is afkomstig van uurlijkse KNMI-observaties.

	Meteorologische parameter	schaal ⁽³⁾	Observatie hoogte	eenheid	Minimaal nodig
<i>een keer per dag</i>					
<i>a</i>	Datum (CET) ⁽²⁾			jimmdd	ja
<i>b</i>	Sneeuwindicator	regionaal		0=nee 1=ja	nee
<i>c</i>	Duur van regen events	regionaal		0.1 uur	nee
<i>d</i>	Neerslagintensiteit	regionaal		0.1 mm/uur	nee
<i>e</i>	Neerslagintensiteit	lokaal		0.1 mm/uur	nee
<i>ieder uur</i>					
<i>f</i>	Globale straling	regionaal	1.5 m	J/cm ²	ja
<i>g</i>	Temperatuur	regionaal	1.5 m	0.1 °C	ja
<i>h</i>	Neerslagduur	regionaal	1.5 m	0.1 uur	ja
<i>l</i>	Neerslagduur	lokaal	1.5 m	0.1 uur	ja
<i>j</i>	Windrichting	regionaal	200 m ⁽¹⁾	graden	nee
<i>k</i>	Windsnelheid ⁽⁴⁾	regionaal	200 m ⁽¹⁾	0.1 m/s	nee
<i>l</i>	Windrichting	regionaal	10 m	graden	ja
<i>m</i>	Windsnelheid ⁽⁴⁾	regionaal	10 m	0.1 m/s	ja
<i>n</i>	Windrichting	lokaal	10 m	graden	nee
<i>o</i>	Windsnelheid ⁽⁴⁾	lokaal	10 m	0.1 m/s	nee
<i>p</i>	Rel. vochtigheid	regionaal	1.5 m	%	nee

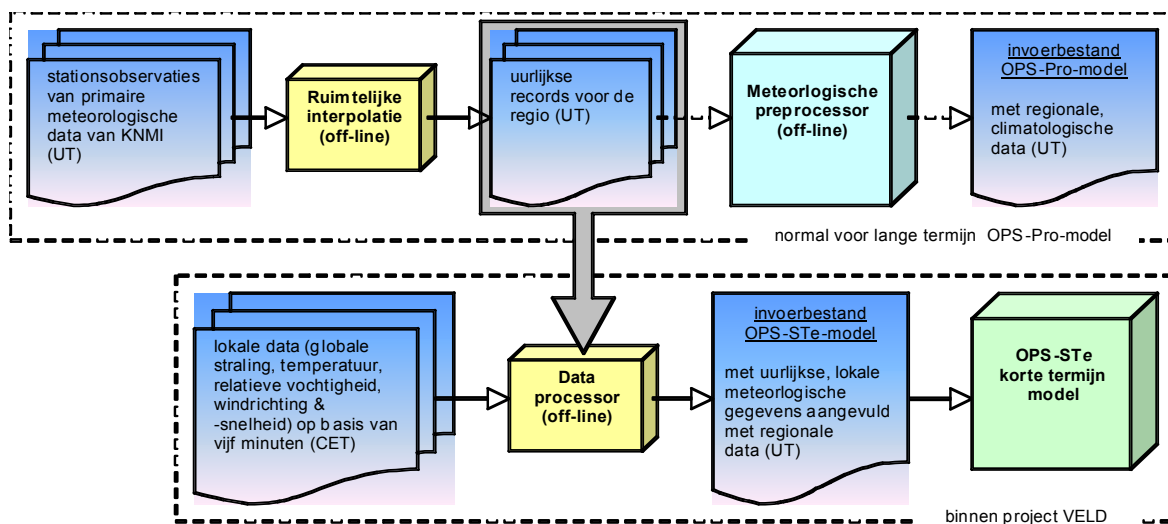
Gezien het zeer klein schaalniveau in ruimte en tijd (25m resolutie in uren) waarbinnen dit project is gewerkt, is het voor de nauwkeurigheid van de berekende ammoniakconcentraties wenselijk de regionale meetgegevens door zoveel mogelijk lokale data te vervangen. Tijdens de meetcampagne zijn daarom met de meetopstelling bij het meetstation Huttendijk (nr. 740) een aantal primaire (en secundaire) meteorologische gegevens op basis van vijf minuten verzameld, namelijk: globale straling Q , temperatuur t , relatieve vochtigheid RH , windsnelheid en -richting, resp. u en θ . De uurgemiddelden van de gegevens, waarbij minimaal acht van de twaalf 5-minutenwaarden aanwezig moesten zijn, hebben als basis gediend voor het meteorologisch bestand voor het OPS-model. Met andere woorden, parameters f , g , n , o en p uit de tabel konden worden ingevuld met de lokale gegevens.

De resterende gegevens en eventueel ontbrekende, lokale data (door *bijv.* storingen, uitval, *e.d.*) zijn aangevuld met regionale, meteorologische data. Hiervoor is teruggegrepen naar regionale data die normaliter voor OPS-LT wordt gebruikt. Voor dit lange termijn model wordt Nederland voornamelijk op basis van het gemiddelde windsnelheidsregime in zes meteorologische gebieden verdeeld. Het onderzoeksgebied rond Vragender ligt in dit verband in regio 3, zoals in figuur 4.2 wordt aangegeven.



Figuur 4.2 Zes meteorologische gebieden voornamelijk opgesplitst op basis van het gemiddelde windsnelheidsregime zoals in het lange termijn OPS-model wordt toegepast, inclusief de plaatsaanduiding van het onderzoeksgebied van het project VELD rondom Vragender

Het is gebruikelijk voor het lange termijn model om met behulp van een meteorologische preprocessor uurlijkse records voor elk van de zes regio's om te zetten naar een bestand met klimatologische data voor de desbetreffende regio. Dit klimatologisch bestand dient vervolgens als invoer van het model. Voor gedetailleerde informatie over de meteorologische preprocessor voor het lange termijn OPS-model wordt verwezen naar Van Jaarsveld (2004). In dit project zijn dezelfde uurlijkse records met regionale data gebruikt om de berekende lokale uurwaarden met behulp van een dataprocessor aan te vullen. De bewerkingstappen worden in figuur 4.3 nogmaals schematisch in beeld gebracht.



Figuur 4.3 Bewerkingstappen om de lokale meteorologische data van meetstation Huttendijk uit het project aan te vullen met de operationele, regionale data voor het OPS-model

De windgegevens konden niet op de standaardhoogte van 10 m worden gemeten. Hier valt als secundaire parameter ook de standaarddeviatie van de windrichting, σ_θ , onder. Het model vraagt echter om gegevens van windsnelheid en –richting op een standaardhoogten van 10m en 200m (zie tabel 4.1), opdat de gegevens representatief kunnen worden beschouwd voor het gebied er omheen. Om ervoor te zorgen dat het model met de standaardwaarde van de windsnelheid kan rekenen, is er voor gekozen om de windsnelheid op basis van de ruwheidslengte naar de standaardhoogte te vertalen. De procedure is overgenomen uit Hanna (1981) en gebruikt de standaarddeviatie van de windrichting als maat voor de lokale ruwheidslengte. De ruwheidslengte op deze wijze verkregen vertoont een typisch richting- en seizoenseffect. De windsnelheidscorrectie is om praktische redenen in het model opgenomen in plaats van in de dataprocessor (zie figuur 4.3). In bijlage I is een verdere beschrijving opgenomen.

4.6 Stalemissies in het model

De ammoniakemissies van stallen in het lange termijn OPS-model worden geacht te komen uit punt- of oppervlaktebronnen met een constante emissie. Alleen systematische effecten b.v. in de zin van gemiddelde emissie dagverlopen konden daardoor worden meegenomen. In het korte termijn model kan ook het effect van actuele emissies worden verwerkt. Dit actuele emissiegedrag kent verschillende aspecten:

- het *tijds*aspect: de tijdsresolutie van de stalemissies;
- het *ruimtelijke* aspect: differentiatie op basis van de individuele kenmerken van de stallen (*d.i.* type ventilering, uitlaathoogte en diertype) en detaillering van de nabijgelegen stallen rondom de twee continue meetstations;
- het *meteorologische* aspect: de (gemiddelde) temperatuursafhankelijkheid van de stalemissies gedurende de dag;
- het *veehouderijtechnische* aspect: het emissiegedrag gedurende een dag ten gevolge van het (gemiddeld) aantal dieren in een stal en de (gemiddelde) activiteit van de dieren;

Met betrekking tot het eerstgenoemde punt is ervoor gekozen om de stalemissies binnen dit project op uurlijkse basis met het model te simuleren. Dit had tot gevolg dat een nieuw type emissie-invoerbestand moest worden ontworpen. In dit bestand is als extra opgenomen het diertype en het ventilatietype. Stallen zijn in het bestand als punt- of oppervlaktebron opgenomen. Grote stallen, dichtbij de 2 intensieve meetpunten, zijn gesplitst in een aantal subbronnen om de invloed van de afmetingen te kunnen meenemen. Hierbij is gebruik gemaakt van GIS-programmatuur om de omvang van de stallen te bepalen. In figuur 4.4 wordt een voorbeeld getoond. Daarnaast is in bijlage IV een schematische kaart van het onderzoeksgebied gegeven zoals die in dit project is gebruikt. Op de kaart worden met gele vierkante vlakjes de posities van alle emissiebronnen vermeld, die representatief moeten zijn voor de geïnventariseerde stallen in het gebied.



Figuur 4.4 Schematische weergave van de ruimtelijke detaillering (positionering & dimensionering) van een erf, zoals deze in het korte termijn model is ingevoerd, waar de stallen zijn opgedeeld in meerdere, kleinere oppervlaktebronnen te vergelijken met dezelfde bronkarakteristieken als hun grotere equivalent.

Met betrekking tot de meteorologische invloed wordt de stalemissie, Q , het sterkst beïnvloed door het verloop van de buitentemperatuur, t_{bui} , en de lokale windsnelheid, v_{lok} , (hier: op 10m hoogte). De eerstgenoemde staat in direct verband met de binnentemperatuur van de stal en de tweede heeft invloed op de mate van natuurlijke ventilatie van de stal. De binnentemperatuur en het ventilatietype bepalen vervolgens de grootte van de stalemissie. Het model — in de uitgangssituatie — hield reeds rekening met het effect van de temperatuur. Echter was zij beperkt uitgewerkt: de emissie was rechtevenredig met de buitentemperatuur, waarbij geen rekening werd gehouden met de diercategorie en evenmin met het ventilatietype. Hierdoor kon het model bij lage temperaturen de concentraties onderschatten. Voornamelijk in situaties met temperaturen onder het vriespunt kon de stalemissie niet-realistische, lage waarden krijgen. De formule zag in niet-aangepaste vorm er als volgt uit (Van Jaarsveld *et al.*, 2000a):

$$Q_{bron} = Q_0 * \underbrace{(1 + 0.04 [t_{bui} - t_{avg}])}_{\text{temperatuurterm}} \quad [1]$$

waarbij:

- Q_{bron} = gecorrigeerde stalemissie [g/s];
- Q_0 = ongecorrigeerde stalemissie [g/s];
- t_{avg} = gemiddelde jaartemperatuur (= 10 (voor NL)) [°C];
- t_{bui} = buitentemperatuur [°C].

Formule [1] werd daarom op drie punten aangepast. Ten eerste, is de stalemissie bij variëns onder een bepaalde drempelwaarde losgekoppeld van de buitentemperatuur, zodat de stalemissie onder die waarde constant blijft. Ten tweede, was het nodig om de invloed van de lokale windsnelheid met betrekking tot de natuurlijke ventilatie in de formule te implementeren. Het bleek, tenslotte, nodig om onderscheid te maken naar de diersoort in een stal, aangezien dit invloed heeft op de emissiesterkte in relatie tot de twee voornaamste meteo-

rologische parameters (o.a. ventilatieregeling afhankelijk van diercategorie). Formule [1] werd uiteindelijk aangepast tot de volgende twee correctieformules:

als $t_{bui} > t_{min}(at)$:

$$Q_{bron} = Q_0 * (1 + C_1(at) * [t_{bui} - t_{min}(at)]) * (1 + 0.1 * frNV * [V_{lok} - V_{avg}]) \quad [2a]$$

anders,

$$Q_{bron} = Q_0 * (1 + C_2(at) * [t_{bui} - t_{min}(at)]) * (1 + 0.1 * frNV * [V_{lok} - V_{avg}]) \quad [2b]$$

natuurlijke ventilatieterm
(als $frNV > 0$)

waarbij:

Q_{bron}	=	gecorrigeerde stalemissie [g/s];
Q_0	=	ongecorrigeerde stalemissie [g/s];
at	=	diertypecategorie (<i>Eng.</i> animal type) [-];
$C_1(at), C_2(at)$	=	constante [-];
$frNV$	=	fractie natuurlijke ventilatie [-];
t_{bui}	=	buitentemperatuur [°C];
$t_{min}(at)$	=	minimum waarde waarbij t_{bui} nog effect heeft op emissie [°C];
V_{lok}	=	lokale windsnelheid op 10m [m/s];
V_{avg}	=	gemiddelde jaarlijkse gemeten windsnelheid (voor Vragender 3.5) [m/s].

In beide formules is de temperatuurterm nog steeds herkenbaar. Echter zijn twee nieuwe variabelen toegevoegd: het diertype, at , en een daarmee samenhangende constante, $C_x(at)$. Daarnaast is de gemiddelde jaartemperatuur t_{avg} vervangen door een minimum temperatuur, $t_{min}(at)$. Dat is de hiervoor genoemde drempelwaarde. Het diertype bepaalt zo welke waarden $t_{min}(at)$ en $C_x(at)$ krijgen. In de formules is het diertype, at , dus bepalend voor de mate waarin de stalemissie met de temperatuur, $C_x(at)$, stijgt en de temperatuur waaronder zij niet meer van invloed is op de emissie, $t_{min}(at)$. Daarnaast bepaalt de minimumtemperatuur, $t_{min}(at)$, welke constante $C_x(at)$ wordt gebruikt: als de buitentemperatuur groter is dan de minimum temperatuur, dan wordt formule [2a] gebruikt, anders formule [2b]. Het meest opvallende aan de nieuwe formules is echter de extra term die betrekking heeft op de invloed van de natuurlijke ventilatie. Hierin bepaalt de fractie natuurlijke ventilatie, $frNV$, in hoeverre men te maken heeft met natuurlijke ventilatie van de stal. In het geval dat $frNV$ gelijk is aan nul, valt deze term weg, opdat een mechanisch geventileerde stal wordt aangeduid. Daarmee is een onderscheid aangebracht in het ventilatietype. De mate van het effect van de natuurlijke ventilatie wordt in de term echter door de lokale windsnelheid, v_{lok} , bepaald.

Tenslotte is naar het veehouderijtechnische aspect gekeken. Hiervoor zijn de stalemissies afzonderlijk bestudeerd op basis van het aantal dieren dat in de loop van de tijd in de stallen aanwezig waren. Hieruit bleek, dat de emissies voor de meeste stallen niet significant van dag tot dag veranderden. Daarom is besloten om op basis van het gemiddeld aantal, geregistreerde dieren dat wekelijks in de stallen bevonden, een emissiebestand op wekelijkse basis te maken. Hieruit werd vervolgens door conversie een bestand op uurlijkse basis gemaakt. Dat houdt in, dat in een bepaalde week de uurlijkse stalemissies op basis van het gemiddeld dierenaantal van een specifieke stal in die week constant zijn gehouden. De emissies kunnen dan slechts nog beïnvloed worden door meteorologische omstandigheden in de vorm van formules [2a] en [2b]. In dit project is verder aandacht besteed aan de invloed van het gemiddeld dagverloop van de dieractiviteit in varkensstallen. Dit zou een verlagende invloed moeten hebben op de stalemissies gedurende de nachtelijke uren, aangezien de activiteit van de varkens tijdens dit gedeelte van de dag het laagst is. Dit zou vanwege een lagere excretie (minder verse urineplassen van waaruit ammoniak kan emitteren)

moeten leiden tot lagere emissies 's nachts en hogere overdag. Emissies van varkensstallen zijn daarom overdag tussen 7 en 19 uur met 8% verhoogd en 's avonds en 's nachts tussen 19 en 7 uur met hetzelfde percentage verlaagd.

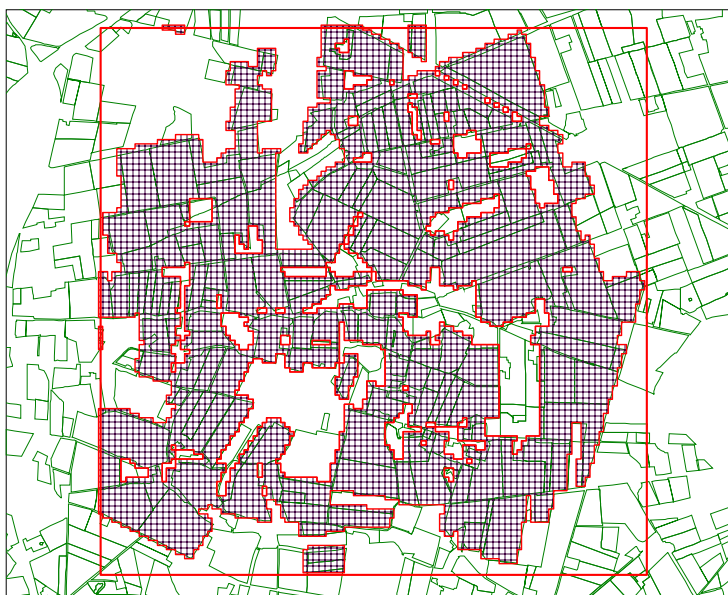
4.7 Emissies van percelen in model

Voor de simulatie van de ammoniakemissies afkomstig uit het onderzoeksgebied van landbouwactiviteiten op bouwland- en graslandpercelen, zijn drie typen emissiegegevens in het model ingevoerd: emissies door toediening van dierlijke mest (1) en kunstmest (2) en beweiding (3). Evenals bij de invoer van de stalemissies, is ook hier getracht de emissies (hier als gevolg van activiteiten op de percelen) zo gedetailleerd mogelijk in het model in te voeren. Daarbij moesten voor een aantal aspecten keuzes gemaakt worden over welke mate van detaillering moest worden toegepast. In grote lijnen werden nader uitgewerkt:

- het *tijdsaspect*: welke tijdsresolutie voor drie typen emissies in het model;
- het *ruimtelijke aspect*: welke geografische resolutie voor de percelen in het model;
- het aspect van *perceelsactiviteit*: het realiseren van een zo waarheidsgetrouw mogelijk verloop van de emissies in het model op de verschillende percelen door bemesting en beweiding;
- het aspect van *bronkarakteristieken*: welke warmte-inhoud en bronhoogte met standaarddeviatie voor de verschillende emissietypen in het model zijn toegepast;

Met betrekking tot het *tijdsaspect* was het streven om alle tijdsresoluties voor zowel stalemissies als emissies afkomstig van de percelen gelijk aan elkaar te houden. Net als de stalemissies, werden ook de emissies van de percelen op uurlijkse basis in het model ingevoerd.

De posities van de percelen worden in het model met een modelgrid aangeven. Elke gridcel hierin vertegenwoordigt een stuk landoppervlakte dat als emissiebron kan fungeren. De resolutie van dit grid werd in dit project gekozen op een rastergrootte van 25 x 25m. Om tot een zogenaamde modelkaart van de percelen in het onderzoeksgebied te komen, werd een GIS-kaart met perceelsbegrenzungen van het hetzelfde gebied gebruikt. Met behulp van GIS-programmatuur konden de percelen uit deze kaart geconverteerd worden naar het modelgrid met de gekozen geografische resolutie van 25 x 25m. In figuur 4.5 is een voorbeeld van dezelfde GIS-kaart te vinden waarover de hier gehanteerde modelkaart (grids) van de percelen is gelegd. In dit geval vertegenwoordigt de modelkaart in de figuur het totale landoppervlak waarop minimaal één geregistreerde ammoniakemissie heeft plaatsgevonden in de periode van begin februari tot eind april 2003.



Figuur 4.5 Gewasbegrenzingskaart van het onderzoeksgebied met er overheen gelegd een voorbeeld van een toegepast modelgrid met percelen waarop een geregistreeerde ammoniakemissie heeft plaatsgevonden tussen 1 februari en 1 mei 2003. Het vierkant laat de modelbegrenzing zien.

De tijdsresolutie en geografische resolutie in het model bepalen in hoeverre de *perceelsactiviteit* in het model in detail kan worden benaderd. Het verloop van de toedienemissies op de percelen is daarbij voor dierlijke mest en kunstmest op dezelfde wijze uitgewerkt. Om het verloop in de tijd en de ruimte zo realistisch mogelijk in het model te laten gebeuren, zou idealiter per toedieningsmoment van elk perceel in het gebied een viertal parameters bekend moeten zijn, namelijk:

- het *aanvangstijdstip* van eerste toediening;
- de *startpositie* op het perceel van toediening;
- de *verplaatsingssnelheid* van de toediening over het perceel;
- de *trajectorie* van de toediening over het perceel.

De startpositie, verplaatsingssnelheid en trajectorie binnen een perceel zijn echter niet geregistreerd omdat zo'n gedetailleerde registratie in ruimte en tijd op deze schaal niet praktisch uitvoerbaar was. De lokatie van elk bemest perceel en het aanvangstijdstip van eerste toediening (idem bij beweiding) zijn wel geregistreerd. In de emissieberekeningen (hoofdstuk 3) werd aangenomen dat de verdeling van de mest over de perceelsoppervlakte proportioneel verdeeld in de tijd (uren) plaatsvond, tussen het door de deelnemer geregistreeerde aanvangs- en beëindigingstijdstip van een mesttoedieningsactiviteit. Het verloop van de emissie op uurbasis werd daarbij met behulp van een emissiemodel (het Bouwlandmodel van Huijsmans of het model ALFAM) gemodelleerd. De emissie begon op het geregistreeerde aanvangstijdstip en doofde na het bereiken van een piekemissie geleidelijk uit. Voor de OPS berekeningen is ervoor gekozen om voor elk perceel de totale emissie per uur over de gehele perceelsoppervlakte uit te smeren. De tijdsduur waarbinnen op een perceel emissie plaatsvond, werd bepaald door het type emissiebron (dierlijke mest,

plaatsvond, werd bepaald door het type emissiebron (dierlijke mest, kunstmest of beweiding).

Zoals reeds eerder aangegeven, moesten voor de berekeningen daarnaast nog drie bronkarakteristieken gedefinieerd worden. Aangezien de uitwerphoogte van de emissies van percelen aan de bodem plaatsvindt, zou dat ook in het model moeten worden ingevoerd. Vanwege modeltechnische redenen is deze parameter niet op 0 m gezet maar op 0,50 m gesteld met een standaarddeviatie van de helft van deze waarde (0,25m). De warmte-inhoud van de emissies is daarbij op nul gesteld. Uit de gevoeligheidsanalyse (6.4) blijkt dat de uitkomsten niet erg gevoelig zijn voor de uitwerphoogte als deze tussen 0 en 0.5 m wordt gekozen.

De emissies als gevolg van beweiding en kunstmesttoediening zijn op dezelfde wijze verwerkt als die van toediening van dierlijke mest. In bijlage IV is een schematische kaart weergegeven van het onderzoeksgebied met de emissiebronnen (stallen en percelen) die in het model zijn ingevoerd. Op de kaart worden met een groene kleur de oppervlaktebronnen (percelen) weergegeven, waarvan in het voorjaar van 2003 ammoniakemissie heeft plaatsgevonden.

4.8 Meetlocaties in model

Om de concentratiemetingen van ammoniak met modelberekeningen te kunnen vergelijken, moeten de meetlocaties — de meetstations en de passieve monsternemers — als receptoren in OPS-KT worden ingevoerd. Hiervoor is een receptorbestand klaargemaakt met records van elke receptor. Ieder record bevatte de volgende receptorkarakteristieken: de Amersfoortse coördinaten, de meethoogte h en de ruwheidslengte z_0 .

De Amersfoortse coördinaten van elke meetlocatie zijn met behulp van gedigitaliseerde, topografische kaarten op 25m x 25m resolutie in GIS-programmatuur bepaald. Ter verduidelijking is in bijlage IV de ligging van alle meetlocaties op de kaart aangegeven zoals zij in het model zijn ingevoerd.

De ruwheidslengten zijn op twee manieren vastgesteld: allereerst met behulp van een computerprogramma van het KNMI, dat gebruikmaakt van het Landgebruiksbestand Nederland (LGN3+) van het onderzoeksinstituut Alterra (KNMI webadres). Dit bestand bevat informatie over het landgebruik voor heel Nederland op een resolutie van 25m. Het landgebruik is daarvoor gecategoriseerd naar meer dan 40 landgebruikstypen die allen een eigen ruwheidslengte zijn toebedeeld. Bijlage II geeft een overzicht van de landgebruiksklassen met hun bijbehorende ruwheden. Het programma extraheert van het LGN3+-bestand echter een ruwheidskaart voor Nederland met een minimale resolutie van 100m x 100m. Met andere woorden, de ruwheidslengte binnen zo'n gridcel van deze kaart vertegenwoordigt de gemiddelde ruwheid van maximaal zestien verschillende landgebruikstypen. Het middelen van de ruwheid vindt plaats aan de hand van de ruimtelijke middeling van de drag-coëfficiënten op een hoogte van 10m binnen deze gridcel volgens de theorie zoals die door Agterberg & Wieringa (1989) en Claussen (1990) zijn beschreven.

Daarnaast zijn de uitkomsten van het programma geverifieerd door de locaties van de meetpunten te bezoeken. Op elke locatie is vervolgens met een straal van ongeveer 200m rondom het meetpunt gekeken welke gewassen konden worden aangetroffen. Daaruit is een gemiddelde ruwheidslengte geschat dat zou moeten gelden voor het gebied rondom het desbetreffende receptorpunt. Uit deze verificatie bleek, dat slechts in enkele gevallen het programma van het KNMI een grote afwijking vertoonde met de geschatte ruwheidslengten. In de meeste gevallen waren de verschillen verwaarloosbaar klein. Voor de volledigheid is het gebruikte receptorbestand in bijlage V weergegeven.

4.9 Achtergrondconcentraties

De ammoniakconcentraties in het onderzoeksgebied zijn niet alleen het gevolg van lokale emissies maar ook van emissies in omliggende gebieden. Deze zogenaamde achtergrondconcentraties moeten in de modelberekeningen worden meegenomen; bij voorkeur in dezelfde tijdsresolutie als de berekeningen van de lokale bijdragen. In het vooronderzoek is de bijdrage van het buitenland geschat op ca. 10%, de bijdrage van Nederlandse landbouwemissies buiten het onderzoeksgebied van 3 x 3km op ca. 25% en de bijdrage van niet-landbouwemissies op ca. 1% van de gemiddelde concentratie op het centrale meetpunt. Deze achtergrondconcentraties zijn uiteraard afhankelijk van de weersomstandigheden.

Het OPS-LT model heeft niet de vereiste tijdsresolutie om voor deze studie de achtergrondconcentraties te berekenen. Het OPS-KT model is - in principe - qua verspreidingschaal ongeschikt om achtergrondconcentraties te berekenen bij afstanden groter dan ongeveer 30 km. De beperking van OPS-KT wordt vooral veroorzaakt doordat op grotere afstanden omzetting en natte depositie een rol gaan spelen. Bovendien kun je verspreidingsprocessen niet goed meer karakteriseren met of op basis van lokale meteogegevens. Zo kan het voorkomen dat NH₃ dat gedurende de nacht ergens wordt aangetroffen enkele uren eerder in totaal andere condities is geëmitteerd.

Als praktische oplossing is er voor gekozen om het OPS-KT model uit te breiden met de (verlies)processen chemische omzetting en natte depositie. Daarmee worden de verlieffecten in ieder geval gemiddeld verrekend. Verdere overweging is dat de emissies binnen een straal van 30km voor NH₃ verreweg de meeste invloed hebben op de achtergrondconcentraties. De (systematische) onnauwkeurigheid die wordt geïntroduceerd door de beperkingen van het model valt vrijwel in het niet door het veel kleinere aandeel dat deze concentraties op het totaal van de achtergrond hebben. Een en ander gaat wel minder goed op voor berekeningen waarbij de droge depositiesnelheid zeer laag wordt verondersteld, zoals bij de gevoeligheidsruns in 6.4

Berekeningen van achtergrondconcentraties zijn uitgevoerd op uurbasis en op basis van emissiebestanden met een resolutie van 500 x 500m, zoals toegepast voor de jaarlijkse Milieubalansberekeningen. De volgende emissiesoorten zijn daarbij onderscheiden:

- Stalgebonden emissies in Nederland buiten het VELD gebied
- Toediening-, beweiding- en kunstmestemissies in Nederland buiten het VELD gebied
- Niet-landbouw emissies in Nederland (w.o. industrie, verkeer en huishoudens)
- Buitenlandse emissies.

Aangenomen is dat de toediening-, beweiding- en kunstmestemissies een identiek tijdverloop (dag en seizoen) kennen als dezelfde emissiesoorten in het VELD gebied. Verder is het standaard meteorologisch invoerbestand gebruikt (zie eerder) omdat dat meer representatief is voor een groter gebied.

5 Gemeten ammoniakconcentraties en meteorologische grootheden

Dit hoofdstuk geeft in grote lijnen een beschrijving van de meteorologische omstandigheden en ammoniakconcentraties die tijdens de meetcampagne in het onderzoeksgebied zijn vastgesteld. Naast samenvattende meetresultaten worden ook de gebruikte meetinstrumenten beschreven.

5.1 Meteorologische omstandigheden

5.1.1 Apparatuur & opstelling

Voor de vaststelling van de meteorologische condities in de VELD-regio zijn op de meetlocatie Huttendijk een aantal meteorologische parameters gemeten. De meetsignalen zijn met behulp van een Campbell Scientific CR21X datalogger ingenomen en verwerkt tot 5-minuutgemiddelde waarden. In tabel 5.1 staat een overzicht van de gemeten parameters en de gebruikte apparatuur.

Tabel 5.1 Overzicht gebruikte meteorologische apparatuur

parameter	apparatuur	meethoogte
Windrichting en windsnelheid	Gill-Solent sonische anemometer	6 meter
Windrichting en windsnelheid*	R.M. Young 5103 wind monitor	6 meter
Globale straling	Kipp&Zonen CM11 pyranometer	5 meter
Temperatuur en relatieve luchtvochtigheid	Rotronic MP100	1.5 meter

**De RM Young is gebruikt als vergelijkende meting voor de sonische anemometer*

Vanwege het niet beschikbaar zijn van nauwkeurige hulpmiddelen voor het uitrichten van de windapparatuur, is de afwijking van de sonische anemometer vastgesteld door de metingen van de windrichting te vergelijken met die van de windrichting zoals gemeten op het nabijgelegen KNMI-station Hupsel (nr. 283), dat ca. 10km noordelijker van de locatie ligt. Hierbij zijn de waarnemingen geselecteerd waar de standaarddeviatie van de metingen minder dan 30 graden bedroeg en waarbij de windsnelheid in Hupsel groter was dan 2m/s. Uit de vergelijking van de waarnemingen in de periode van 9 juli tot 4 november 2002 is de afwijking van de sonische anemometer vastgesteld en zijn alle metingen gecorrigeerd.

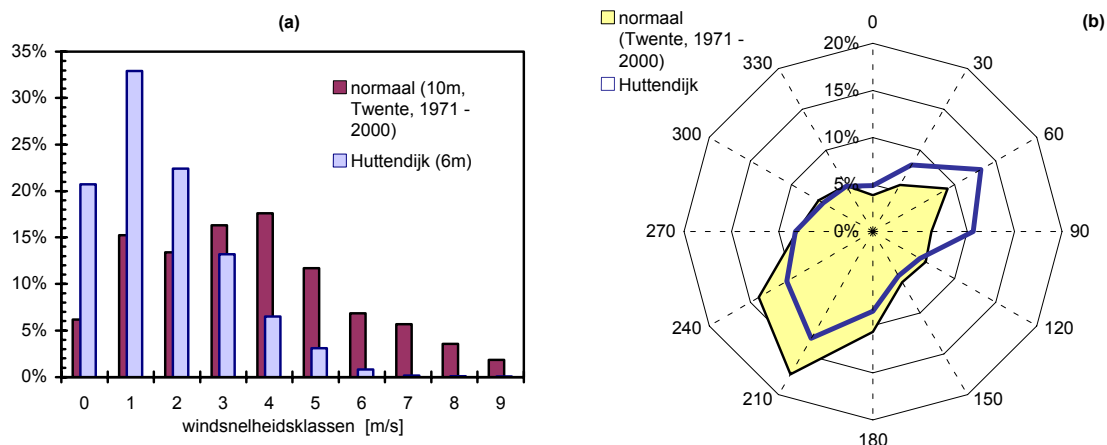
Uit de vergelijking kwam tevens naar voren dat de gemeten windsnelheid lager was dan de windsnelheid zoals gemeten in Hupsel. Voor een deel kan dit verklaard worden uit het verschil in meethoogte (10m vs. 6m). Daarnaast is in de omgeving van de locatie Huttendijk hoge begroeiing aanwezig. Aan de WMO*-voorwaarde, dat de afstand tot een object minimaal 10 maal de objecthoogte boven de anemometer dient te bedragen, kan hierdoor niet bij elke windrichting worden voldaan. Om meetfouten uit te sluiten, is vanaf eind april 2003 een

* World Meteorological Organisation

tweede windmeting met een RM Young windmeter uitgevoerd. De gemeten windsnelheden van dit apparaat bleken goed met de metingen van de sonische anemometer overeen te komen (regressielijn: Young = 0.97 * Gill Solent - 0.07; R² = 0.98).

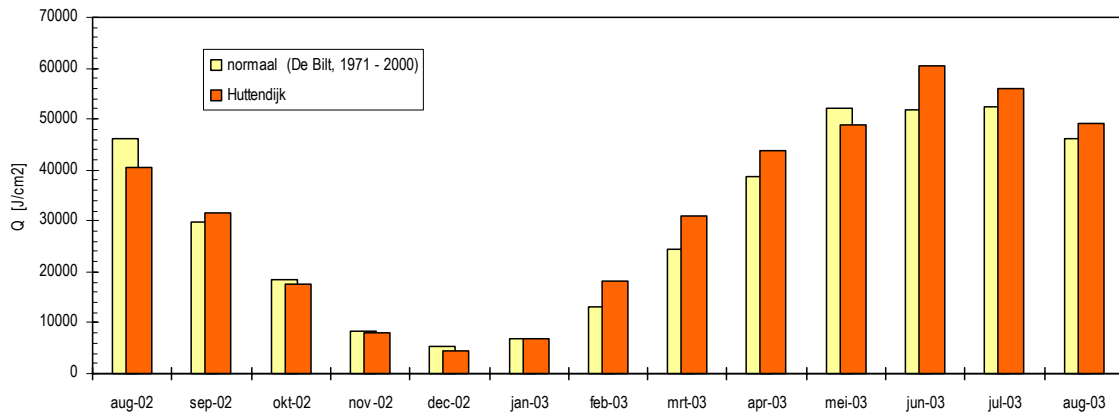
5.1.2 Resultaten

Met de uurgemiddelde windmetingen op 6m hoogte is voor de periode 1 september 2002 tot 1 september 2003 een procentuele frequentieverdeling van het aantal windwaarnemingen per windrichtingsector berekend. Daarnaast is op basis van dezelfde waarnemingen uit die periode (*incl.* augustus 2002) een procentuele frequentieverdeling naar windsnelheidsklassen gemaakt. Figuur 5.1 toont beide verdelingen, waarbij de linker (a) de procentuele verdeling naar windsnelheidsklassen in m/s en de rechter (b) naar windrichtingklassen van 30 graden weergeeft. Tevens tonen beide figuren de langjarig gemiddelde verdeling op KNMI-station Twente (nr. 290, periode 1971–2000). Omdat het linker (a) staafdiagram de windsnelheidsklassen tot 10m/s toont, wordt daarmee slechts ca. 98% van alle data voor het station Twente weergegeven.



Figuur 5.1 (a) Procentuele frequentieverdeling van het aantal uurlijkse windwaarnemingen per windsnelheidsklasse op de meetlocatie aan de Huttendijk op 6m hoogte voor de periode 1-8-2002 tot 1-9-2003 met 99% van alle data van het langjarig gemiddelde van KNMI-station Twente op 10m hoogte (nr. 290, periode 1971-2000). (b) Idem als (a), maar dan per windrichtingsector van 30 graden voor de periode 1-9-2002 tot 1-9-2003 met nu 100% van alle data van KNMI-station Twente.

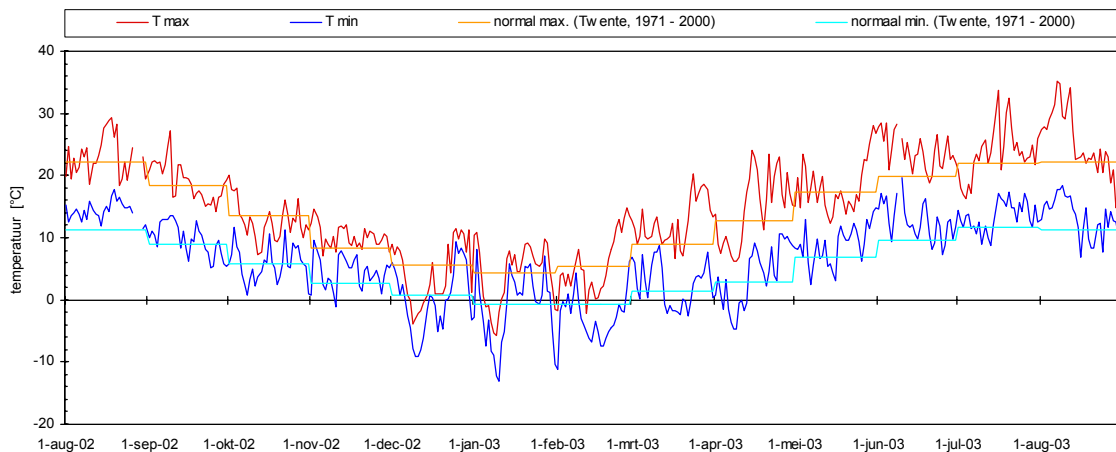
Het linker figuur (a) laat zien, dat op de meetlocatie Huttendijk iets minder dan 99% van de uurlijkse waarnemingen onder 6m/s vallen. Echter liggen meer dan 75% van alle metingen tussen de 0 en 3m/s, waarvan ruim 20% onder de 1m/s. Het rechter figuur (b) laat zien, dat tijdens de meetperiode de zuidwestelijke wind relatief minder vaak is voorgekomen, terwijl de wind uit oost tot noordoostelijke richting juist meer dan normaal is gemeten. Dit is met name veroorzaakt door de uitzonderlijke voorjaar- en zomerperiode van 2003, waarbij standvastige hogedrukgebieden zorgden voor lange perioden met droog en vaak warm weer, waarbij de wind in de oosthoek zat.



Figuur 5.2 Maandsommen en normalen (gemiddelde maandsommen periode 1971-2000) van de inkomende, globale straling (in J/cm²) voor respectievelijk het meetstation aan de Huttendijk voor de periode augustus 2002 tot en met augustus 2003 en KNMI-station De Bilt.

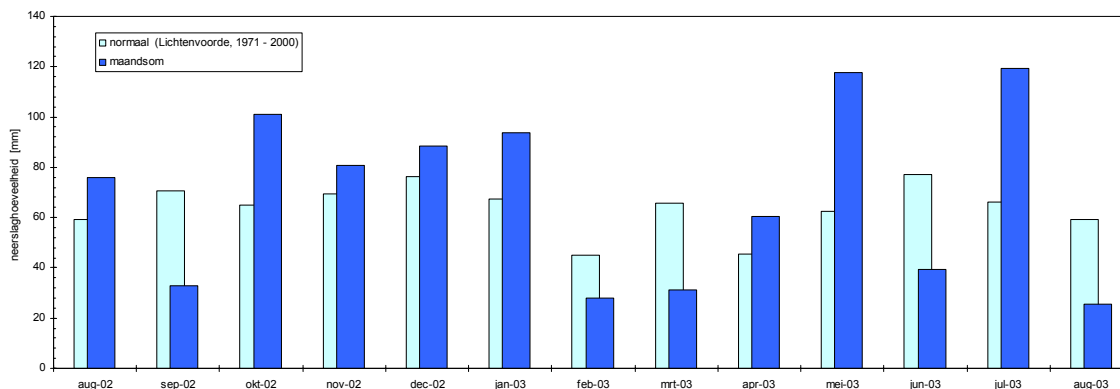
De maanden februari, maart, april en juni van 2003 behoorden hierdoor zelfs tot de zonnigste maanden sinds 1901. Dit is tevens terug te vinden in de globale straling van figuur 5.2, waarbij de maandsommen en normalen (gemiddelde maandsommen periode 1971-2000) van de inkomende, globale straling (in J/cm²) zijn weergegeven voor respectievelijk het meetstation aan de Huttendijk en het KNMI-station De Bilt (periode 1971-2000). Uit deze figuur blijkt verder dat ook in de maanden september 2002, juli en augustus van 2003 meer globale straling is gemeten dan normaal.

Dit heeft zich ook geuit in de gemeten, maximum en minimum temperatuur op het station aan de Huttendijk in de zomermaanden van 2003. Deze waren dan ook uitzonderlijk warm. Het verloop van de uurgemiddelde, minimum en maximum temperatuur is voor het meetstation aan de Huttendijk in figuur 5.3 weergegeven. Hierin is ook de maandgemiddelde, minimum en maximum temperatuur van het KNMI-station Twente voor de periode 1971-2000 weergegeven.



Figuur 5.3 Verloop van de uurgemiddelde, minimum en maximum temperatuur op het meetstation 740 aan de Huttendijk voor de periode augustus 2002 tot en met augustus 2003.

In de maanden september 2002 en februari, maart, juni en augustus van 2003 is zeer weinig neerslag gevallen, terwijl in oktober 2002 tot en met januari 2003 en mei en juli van 2003 juist meer dan normaal is gemeten. Ofschoon in 2003 naast in mei, ook in juli bijna twee keer meer neerslag is gemeten, bestaat de waarde voornamelijk uit een meting van een dag (17 juli 2003), waarop 60mm is gevallen. Figuur 5.4 toont voor de periode augustus 2002 tot en met augustus 2003 de maandsommen en de normalen voor het KNMI-station Lichtenvoorde, dat ca. 4km ten westen ligt van het dorp Vragender.



Figuur 5.4 Maandsommen en normalen (periode 1971 – 2000) van de neerslag van KNMI-station Lichtenvoorde

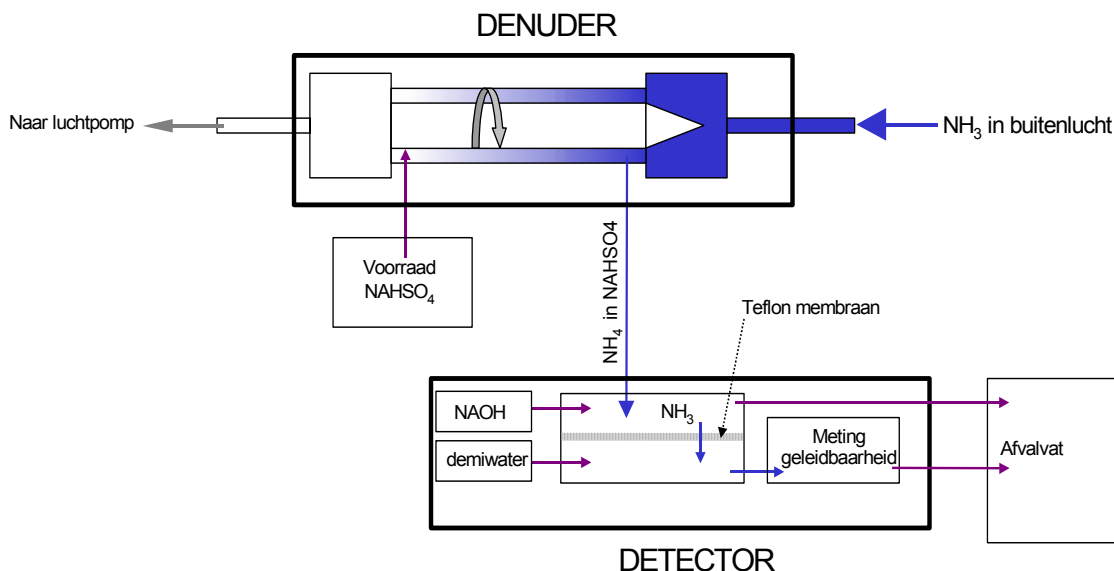
5.2 Meetresultaten AMOR

5.2.1 Techniek

Voor de metingen van de ammoniakconcentraties is op beide meetlocaties gebruikgemaakt van een ammoniakmonitor, genaamd AMOR. Dit type monitor wordt ook gebruikt bij de ammoniakmetingen in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) van het RIVM. Het instrument is voor het LML door het Energie Centrum Nederland (ECN) te Petten ontwikkeld in samenwerking met het RIVM. Zij wordt door ECN gefabriceerd. De detectielimiet van de monitor bedraagt $0,12\mu\text{g}/\text{m}^3$. Bij een betrouwbaarheidsinterval van 95% is de meetonzekerheid $3,0\mu\text{g}/\text{m}^3$ en $2,0\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor respectievelijk de uurwaarde en het jaargemiddelde. De temperatuurgevoeligheid van de monitor ligt daarbij tussen 10 en 30 °C. Meer informatie over de monitor: zie Blank (2003). Tijdens het VELD-project stonden de gebruikte monitoren ingesteld op een meetbereik van maximaal $500\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Voor de meting van ammoniak wordt er in de monitor buitenlucht door de tussenruimte van een dubbelwandige glazen buis (denuder) gezogen. In de tussenruimte wordt aan één zijde continu een absorptievloeistof met natriumbisulfaat (NaHSO_4) toegevoerd. Door de denuder te laten roteren, ontstaat op de wanden van de tussenruimte een vloeistoffilm, waarin het ammoniak als ammonium (NH_4^+) wordt geabsorbeerd. Aan de andere zijde van de denuder wordt de vloeistof afgevoerd naar het detectorgedeelte van de monitor. In het detectorgedeelte wordt aan de vloeistof natronloog (NaOH) toegevoegd, waardoor het NH_4^+ weer als ammoniak uit de vloeistof wordt verdreven. Het ammoniak diffundeert vervolgens door een teflon membraan en lost als NH_4^+ op in een demi-watervloeistof. Uit de toename van de geleidbaarheid van deze demi-watervloeistof kan vervolgens de buitenluchtconcentratie van

het ammoniak worden afgeleid. In figuur 5.5 is de werking van de monitor schematisch weergegeven.



Figuur 5.5 Schematische weergave van het meetprincipe van de ammoniakmonitor, genaamd AMOR, die tijdens de meetcampagne van het project is ingezet.

De acquisitie van de meetgegevens van de AMOR is gebeurd met behulp van een standaard stationsprocessor zoals ook wordt toegepast in het LML. Met deze stationsprocessor worden minuutgemiddelde concentraties bepaald, welke na acquisitie in het databestand van het LML worden opgeslagen. Uit de minuutgemiddelde concentraties zijn ten behoeve van het VELD-project 5-minuutgemiddelde concentraties berekend welke zijn opgeslagen in het VELD-project databestand.

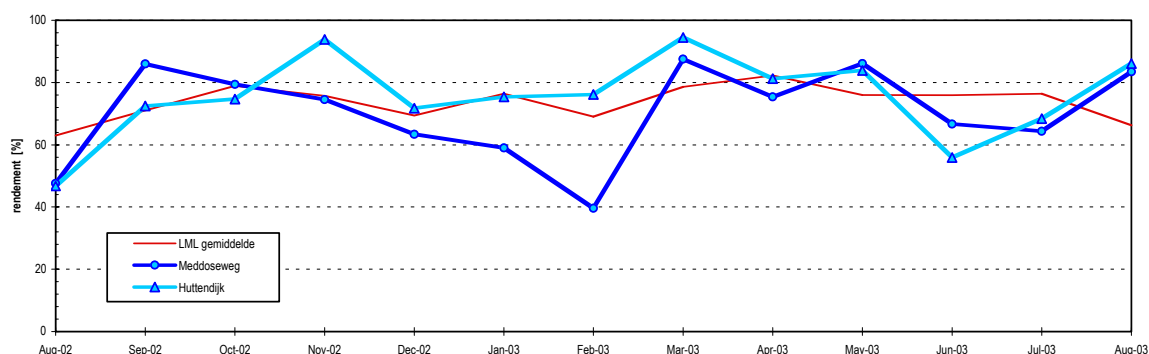
5.2.2 Kwalitatieve beschouwing

Om de kwaliteit van de metingen te kunnen garanderen, wordt door de AMOR een groot aantal interne parameters continu bewaakt. Bovendien wordt de gevoeligheid van het meetsysteem elke 83uur gecontroleerd door een aantal kalibratievloeistoffen aan het apparaat aan te bieden. Op het moment dat een parameter buiten de ingestelde bewakingsgrenzen valt, wordt een statusvlag bij de betreffende meetwaarden gezet en wordt een bericht naar het commandocentrum van het LML gestuurd, zodat een correctieve actie in gang gezet kan worden.

Zodra alle meetwaarden van één maand in het centrale LML-databestand verzameld zijn, vindt een validatieprocedure plaats. Hierbij worden alle uurgemiddelde concentraties en de bijbehorende statusvlaggen beoordeeld en eventueel afgekeurd. Bij afkeuring van een uurwaarde zijn alle onderliggende minuutwaarden ook afgekeurd. Het kan echter voorkomen dat als een uur goedgekeurd is, enkele onderliggende minuutwaarden toch niet correct zijn. Daarom is de standaard LML validatieprocedure uitgebreid met een extra beoordelingsstap voor de individuele minuutwaarden. De 5-minuutgemiddelde concentraties zijn in het projectdatabestand geplaatst als alle onderliggende minuutwaarden goedgekeurd zijn.

Omdat de AMOR een complexe, nat-chemische meetopstelling is, is het systeem gevoelig voor storingen. Om een indruk te krijgen van het functioneren van het meetsysteem, is het rendement (% goedgekeurde waarnemingen) van de opstelling berekend voor de periode 1 augustus 2002 tot 1 september 2003. De berekende rendementen staan vermeld in tabel 5.2 en deze zijn vergeleken met de rendementen van de andere stations in het LML. Uit de tabel blijkt, dat station Meddoseweg slechter heeft gefunctioneerd dan station Huttendijk. Gemiddeld genomen, komt het behaalde rendement overeen met dat op de LML meetstations.

Wanneer gekeken wordt naar het verloop van het rendement per maand (zie figuur 5.6), dan blijkt er nogal wat variatie in het rendement op te treden. Op station Meddoseweg ligt het rendement over het algemeen lager dan op de Huttendijk, met matige prestaties in augustus 2002 en februari 2003. Wat betreft de laatstgenoemde lag de oorzaak bij een groot aantal technische storingen aan de AMOR, gecombineerd met een uitval van het acquisitiesysteem. Het blijkt dat de prestatie van station Huttendijk daarentegen vrijwel de gehele meetperiode gelijk of beter is dan het gemiddelde op de LML-stations. Uitzonderingen zijn de maanden augustus 2002 en juni 2003. In deze maanden is de temperatuur in de meetbehuizing door het warme weer en de vele warmteproducerende apparatuur (erg) hoog opgelopen, wat leidde tot uitval van de meetopstelling (ook bij de Meddoseweg). Na installatie van krachtigere airconditioningapparatuur op beide stations begin juli 2003 was de situatie weer verbeterd.



Figuur 5.6 Verloop van het maandelijks rendement van de twee meetstations aan de Meddoseweg en de Huttendijk in het onderzoeksgebied tijdens de meetperiode van het project met als referentie het gemiddeld rendement van alle meetstations van het LML.

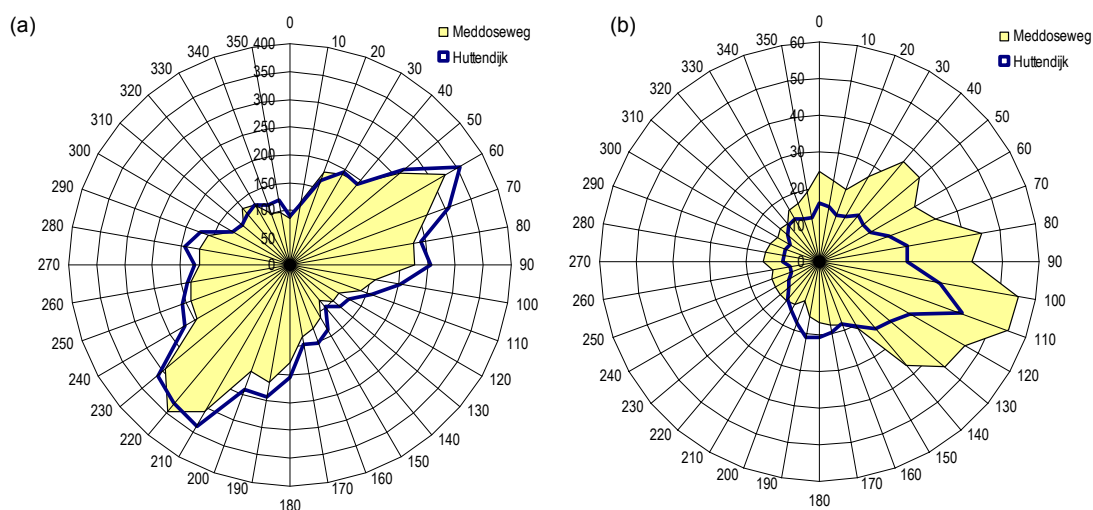
5.2.3 Resultaten

Om een indruk te krijgen van het ammoniakniveau in het onderzoeksgebied, zijn in tabel 5.2 van beide meetlocaties een aantal kengetallen vergeleken met de kengetallen van de meetstations in het Landelijke Meetnet Luchtkwaliteit. Het blijkt dat de niveaus overeenkomen met de niveaus zoals gemeten op andere stations die gelegen zijn in gebieden met intensieve veehouderij (Vredepeel, Wekerom). Bij de vergelijking van de kengetallen dient echter wel bedacht te worden, dat de meetlocaties in het LML dusdanig gekozen zijn dat zij representatief zijn voor een groot gebied eromheen en niet beïnvloed worden door bronnen in de directe omgeving. Bij de keuze van de meetlocaties in het onderzoeksgebied is er juist voor gekozen om hier wel door bronnen in de directe omgeving te worden beïnvloed.

Tabel 5.2 Rendementen en kengetallen van ammoniakmeetopstellingen in de periode 1-8-2002 tot 1-9-2003

station	rendement (%)	gemiddelde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	P50 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	P95 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	P98 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	maximum ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Meddoseweg	70	24	15	74	99	376
Huttendijk	75	17	12	49	68	305
Vredepeel	74	18	14	44	57	150
Wekerom	74	17	12	48	66	167
Eibergen	74	10	7	26	36	96
Wieringerwerf	68	6	3	19	28	78
Valthermond	68	4	3	12	16	52
Zegveld	72	4	3	13	20	78
Huijbergen	83	3	2	10	14	35
De Zilk	78	2	1	8	14	57

Ook is gekeken naar de verdeling van de concentraties per windrichtingsector. In de rechter grafiek (a) in figuur 5.7 is het aantal concentratiemetingen per windrichtingsector uitgezet voor de periode 1 september 2002 tot 1 september 2003. De verdeling is op beide locaties identiek en is vooral een afspiegeling van de tijdens de meetperiode opgetreden windrichtingen. Uit de figuur blijkt dat in de meetperiode de zuidwestelijke en de noordoostelijke stroming overheersend waren. In de linker grafiek (b) in dezelfde figuur is voor dezelfde periode de gemiddelde ammoniakconcentratie van beide stations per windrichtingsector uitgezet. Hier is te zien, dat de concentraties op locatie Meddoseweg bij vrijwel alle windrichtingen hoger is dan op de locatie Huttendijk. Voor beide locaties geldt dat de hoogste concentraties gemeten worden, wanneer de windrichting uit oostelijke richting komt. Dit heeft deels te maken met gemiddeld lagere windsnelheden bij wind uit oostelijke windrichtingen ten opzichte van westelijke windrichtingen. Daarnaast heeft het te maken met de positionering van de meetlocaties ten opzichte van de aanwezige bronnen in het gebied.



Figuur 5.7 (a) Aantal concentratiemetingen per windrichtingsector op beide meetlocaties in het onderzoeksgebied rondom Vragender voor de periode 1-9-2002 tot 1-9-2003. (b) De gemiddelde ammoniakconcentratie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) per windrichtingsector op beide meetlocaties in het onderzoeksgebied rondom Vragender voor de periode 1-9-2002 tot 1-9-2003.

5.3 Meetresultaten passieve monsternemers

5.3.1 Techniek

Om een gedetailleerd, ruimtelijk beeld van de ammoniakconcentraties in het onderzoeksgebied te krijgen, is op een vijftigtal locaties de ammoniakconcentratie gemeten met behulp van passieve monsternemers. Het type monsternemer, dat in dit project is gebruikt, was geheel uit kunststof. Het bestond uit een doorzichtig, klein buisje van ca. 4cm met een binnendiameter van ca. 1cm, dat aan een uiteinde is afgedicht. Aan de binnenkant van de afdichting bevond zich een chemisch absorbens dat alleen met ammoniak reageerde. De opnamesnelheid van het ammoniak is hierbij afhankelijk van de diffusiesnelheid van het ammoniak door het buisje en de dimensies van het gebruikte buisje. Uit de hoeveelheid, geabsorbeerd ammoniak kan vervolgens de gemiddelde ammoniakconcentratie tijdens de monsterperiode worden afgeleid. Deze methode is beschreven door Thijsse *et al.* (1998). In figuur 5.8 zijn foto's te zien van twee paar passieve monsternemers, bevestigd aan een zwarte aanzuigbuis van een meetstation van het LML.



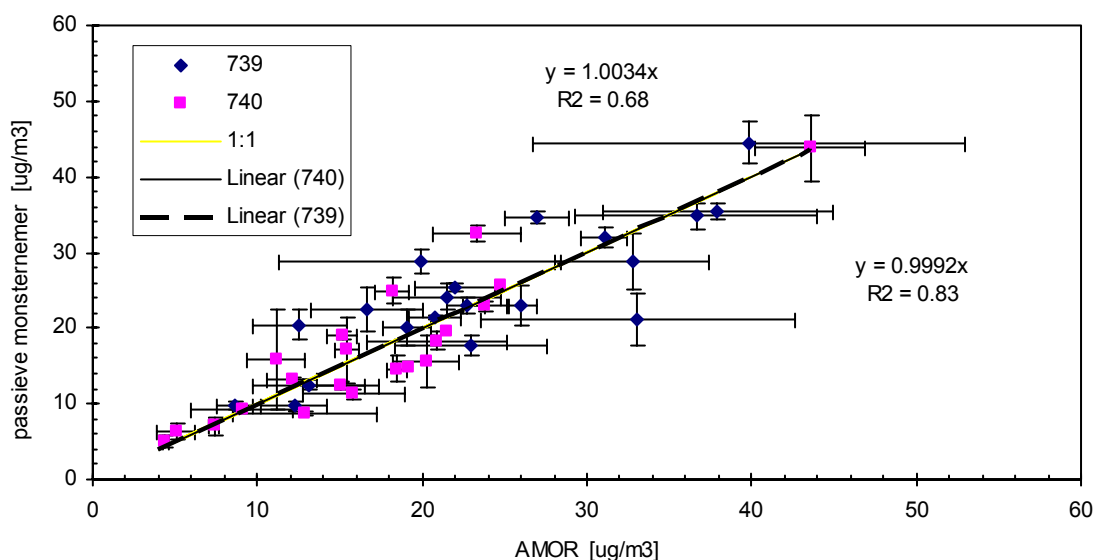
Figuur 5.8 Foto's van twee paar passieve monsternemers bevestigd aan een zwarte aanzuigbuis van een meetstation van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit van het RIVM (afkomstig uit een ander project!). Hetzelfde type is ook in dit project gebruikt.

Uit een vergelijking van metingen met passieve monsternemers en met de AMOR-meetopstellingen is in het verleden echter een afwijkende opnamesnelheid vastgesteld dan die door Thijsse *et al.* (1998) is beschreven. In dit project is gebruikgemaakt van deze aangepaste opnamesnelheid, omdat ook nu de passieve monsternemers worden vergeleken met de AMOR-metingen. De onderbouwing voor de aangepaste opnamesnelheid is beschreven in Duyzer en Weststra

te (2002). In het project zijn de passieve monsternemers gedurende de meetcampagne telkens twee weken blootgesteld. De blootgestelde monsternemers zijn vervolgens door TNO geanalyseerd en gerapporteerd. Hierdoor zijn uiteindelijk gemiddelde concentratiemetingen verkregen die elk representatief zijn voor de periode van twee weken waarin zij zijn blootgesteld.

5.3.2 Kwalitatieve beschouwing

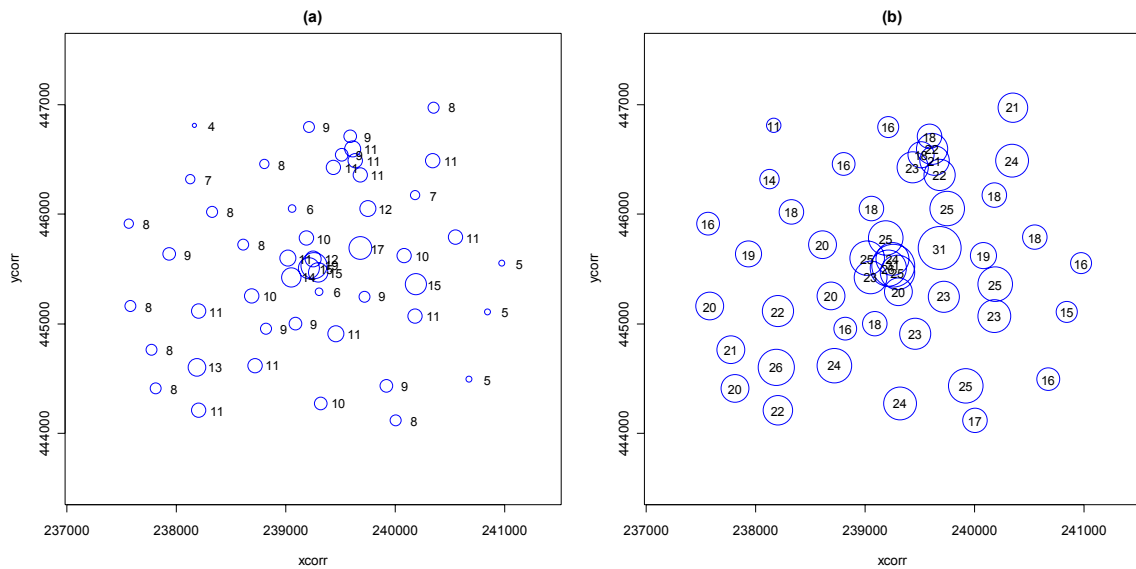
De kwaliteit van de passieve monsternemers is gecontroleerd door gedurende de gehele meetcampagne triplo metingen met de monsternemers bij beide meetstations uit te voeren. Hiervoor zijn zij aan de aanzuigbuizen van beide meetstations bevestigd, zoals in figuur 5.8 wordt weergegeven. In figuur 5.9 is de tweewekelijks gemiddelde concentratie van de AMOR (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) uitgezet tegen de gemiddelde concentratie van de triplo metingen van de passieve monsternemer (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Hierbij zijn uitsluitend de data gebruikt waarbij de monsterperiode van de passieve monsternemer voor meer dan 67% gedekt wordt door ammoniakmetingen van de AMOR. Uit de figuur blijkt, dat de metingen van de passieve monsternemers goed overeenstemmen met de AMOR-metingen.



Figuur 5.9 Tweewekelijks gemiddelde ammoniakconcentraties (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) gemeten op beide meetstations (739: centrale meetpunt Meddoseweg; 740: decentrale meetpunt Huttendijk) in het onderzoeksgebied gedurende de meetcampagne van het project, waarbij de metingen van de twee AMOR zijn uitgezet tegen de gemiddelden van elke triplo meting van de passieve monsternemers.

5.3.3 Resultaten

De twee kaartjes in figuur 5.10 laten het onderzoeksgebied in het Amersfoortse coördinatenstelsel zien met gemiddelde ammoniakconcentraties (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) op de vijftig meetlocaties op basis van de tweewekelijkse metingen met de passieve monsternemers. Hierbij wordt in het linker figuur (a) de gemiddelde situatie van buiten het toedieningsseizoen voor de periode 22 oktober 2002 tot en met 2 januari 2003 getoond. Het rechter figuur (b) geeft daarentegen de situatie binnen het toedieningsseizoen voor het tijdsvak van 28 januari 2003 tot en met 6 mei 2003. Hierin zijn de grootte van de bellen gerelateerd aan de hoogte van de concentratie die erbij vermeld staat.



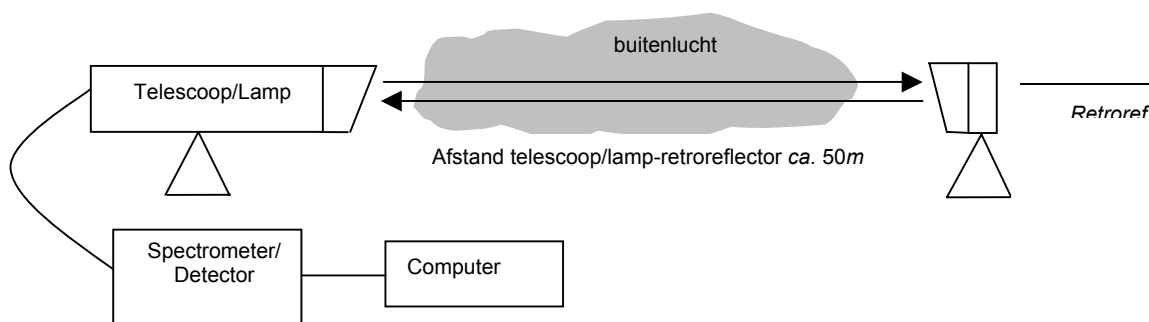
Figuur 5.10 Kaarten van het onderzoeksgebied in het Amersfoortse coördinatenstelsel met gemiddelde ammoniakconcentraties (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) op de vijftig meetlocaties o.b.v. tweewekelijkse metingen met passieve monsternemers, waarbij de gemiddelde situaties wordt getoond voor (a) 22 oktober 2002 tot 2 januari 2003 en (b) 28 januari 2003 tot 6 mei 2003.

Het is van belang om hier te benadrukken, dat de twee kaarten een gemiddelde verdeling van de ammoniakconcentratie over het gebied tonen van twee uiteenlopende perioden. De verschillen worden veroorzaakt door een verschil in meteorologische condities en een verschil in de bijdrage van de verschillende emissiebronnen (*d.i.* stallen, (kunst-)mest en beweiding). In het volgende hoofdstuk wordt hier uitgebreid op ingegaan.

5.4 Meetresultaten DOAS¹

5.4.1 Techniek

Tijdens het VELD-project is door RIVM een experimentele meettechniek getest voor het meten van ammoniakconcentraties in de buitenlucht. Deze techniek heet differentiële optische absorptie spectroscopie (DOAS). DOAS meet ammoniak door een lichtbundel door de atmosfeer te sturen en vervolgens te kijken naar het verzwakken van bepaalde golflengten door ammoniak. Een schematische voorstelling staat in figuur 5.11.



Figuur 5.11 Schematische voorstelling van de DOAS-meting. Licht wordt uitgezonden door een telescoop, gereflecteerd door een retroreflector, en weer opgevangen door dezelfde telescoop. Uit het verzwakken van bepaald kleuren licht wordt de ammoniakconcentratie op het lichtpad bepaald.

Eén DOAS-meting duurt slechts enkele seconden. In het VELD-project worden de meetresultaten in het algemeen gemiddeld tot 5-minuten waarden welke worden ondergebracht in de VELD-database. Het DOAS-meetsysteem is tijdens VELD opgesteld in de meetcontainer op de Huttendijk.



Figuur 5.12 Links de DOAS-telescoop in de meetcontainer, rechts de opstelling in het veld met op de voorgrond de retroreflector en op de achtergrond de meetcontainer. Rechtsboven in de container de uitgezonden lichtbundel.

¹ Auteurs van deze paragraaf zijn: Daan Swart en Dorien Lolkema (RIVM)

5.4.2 Kwalitatieve beschouwing

DOAS heeft in potentie een aantal belangrijke voordelen ten opzichte van de bestaande ammoniakmonitoren: Aanzuiging is niet nodig, het instrument gebruikt geen vloeistoffen, en bevat geen bewegende delen. Het kan hierdoor een aanzienlijk hogere up-time hebben, en minder behoefte aan service. RIVM is daarom in het eigen onderzoeksprogramma SOR bezig een DOAS-systeem te ontwikkelen voor ammoniak.

Het systeem dat ingezet is in VELD vormt hierop een voorloper, waarbij grotendeels gebruik gemaakt is van oude apparatuur. Het belangrijkste doel was om veld-ervaring op te doen met een DOAS-instrument, en het gedurende langere tijd parallel aan een AMOR-instrument te bedrijven. Dit doel is in veel opzichten bereikt, en heeft voor de verder ontwikkeling belangrijke resultaten opgeleverd. Deze zullen nader worden gerapporteerd in *Lolkema et al.* (in voorbereiding).

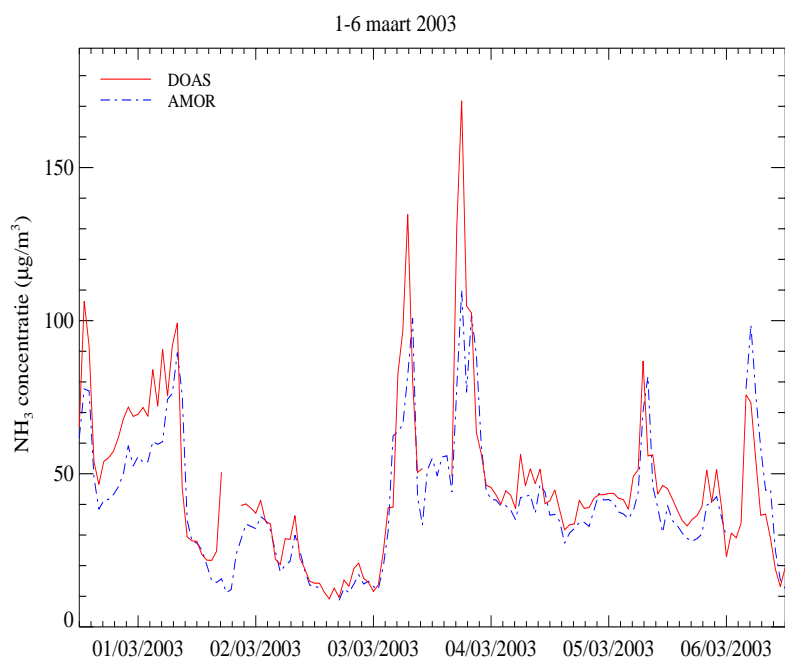
Het DOAS-systeem werd vooraf in het laboratorium gekalibreerd met behulp van doorstroomgascellen waarmee ijkgasen in bekende concentratie werden aangeboden. Hierbij werd voor ammoniak een detectielimiet van $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vastgesteld. In het veld kon deze nauwkeurigheid echter meestal niet worden gehaald, en lag dit getal eerder rond de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Hiervoor waren een aantal oorzaken die in de toekomst kunnen worden vermeden (beweging container, temperatuurseffecten detector).

5.4.3 Resultaten

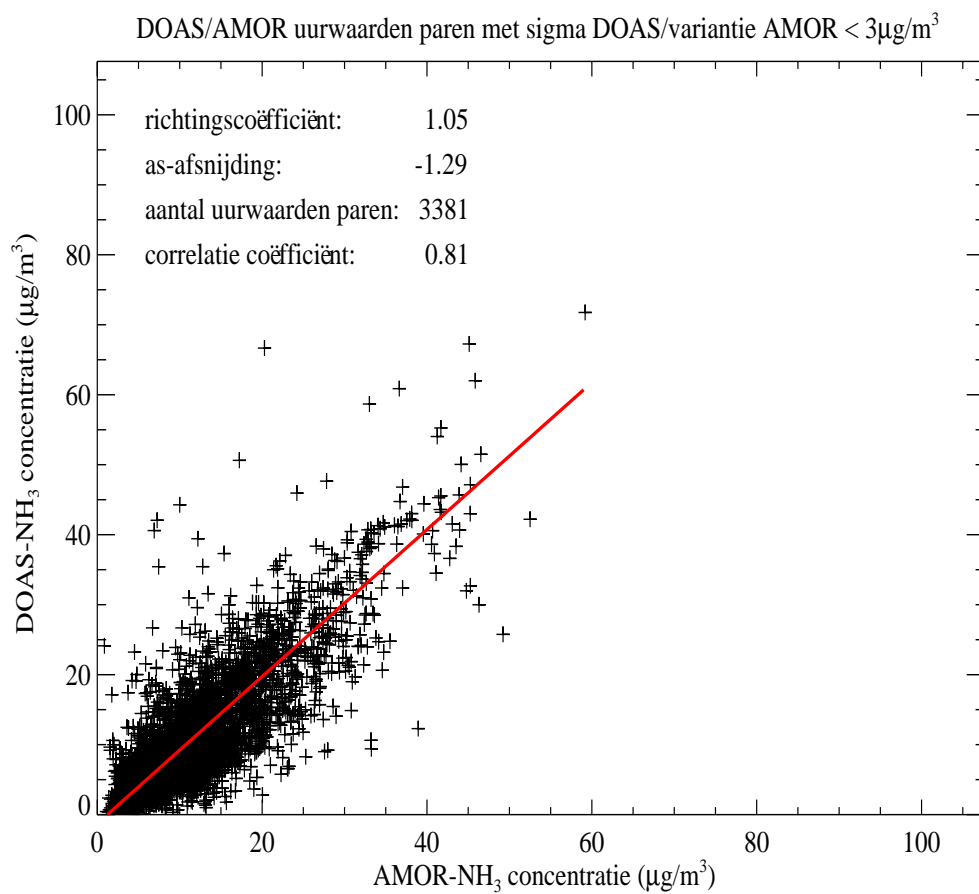
Belangrijk kental is een operationaliteit van 88% gedurende het eerste halfjaar van VELD. De uitval werd gedurende deze periode vooral veroorzaakt door het bewegen van de container onder invloed van temperatuurveranderingen. Hierdoor was de lichtbundel niet steeds goed gericht. In het tweede halfjaar werd 83% van de uurwaarden behaald. De telescoop werd in die periode actief op de retroreflector gericht gehouden, zodat om deze reden geen uitval meer plaatsvond. Helaas waren er in de tweede periode een aantal elektronische storingen in een 25 jaar oude detector, die aan het eind van de campagne zelfs geheel de geest gaf. Een modern en goed opgesteld systeem kan echter naar verwachting nagenoeg 100% operationaliteit halen.

De meetresultaten van DOAS en de AMOR op de Huttendijk bleken tijdens VELD in grote lijnen goed overeen te komen. Waar nodig kon daarom bij de analyse van VELD gebruik worden gemaakt van DOAS-data als AMOR-data ontbraken. In onderstaande figuur 5.13 staat een typisch tijdsverloop van de ammoniakmetingen van beide instrumenten. In het algemeen valt op dat de DOAS responstijd korter is, waardoor met name tijdens concentratiepieken hogere waarden worden geregistreerd.

Een scatterplot waarin DOAS- en AMOR-uurwaarden worden vergeleken wordt gegeven in grafiek (b) van figuur 5.13. Hierbij zijn alleen paren met een meetnauwkeurigheid (DOAS) en spreiding (AMOR) van $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ meegenomen. Voor een gedetailleerdere discussie verwijzen we naar *Lolkema et al.* (in voorbereiding).



Figuur 5.13^a Typisch tijdsverloop van DOAS en AMOR ammoniakconcentratiewaarden op uur-basis.



Figuur 5.13^b Uurwaarden van DOAS en AMOR met sigma DOAS en variantie AMOR < 3µg/m³

6 Vergelijking berekeningen en metingen

Dit hoofdstuk gaat in op de resultaten van de gedetailleerde modelberekeningen. Daartoe zijn berekeningen uitgevoerd met het OPS-KT model (zie hoofdstuk 4). Als invoer voor dit model zijn de resultaten van de gedetailleerde ammoniakemissieberekeningen (zie paragraaf 3.2.3 en 3.3.2) gebruikt. De aldus met OPS-KT berekende ammoniakconcentraties worden vergeleken met de gemeten concentraties. Allereerst worden twee karakteristieke perioden van de meetcampagne uitgelicht. Daarna worden de resultaten van de gehele meetcampagne beschreven. Steeds wordt het tijdsverloop gegeven en wordt op verschillen ingegaan die gerelateerd zijn aan meteorologische parameters. Zonodig wordt uitgeweid naar fenomenologische invloeden op de data door specifieke omstandigheden. Tenslotte wordt een gevoeligheidsanalyse van het OPS model beschreven.

6.1 Buiten toedieningsseizoen

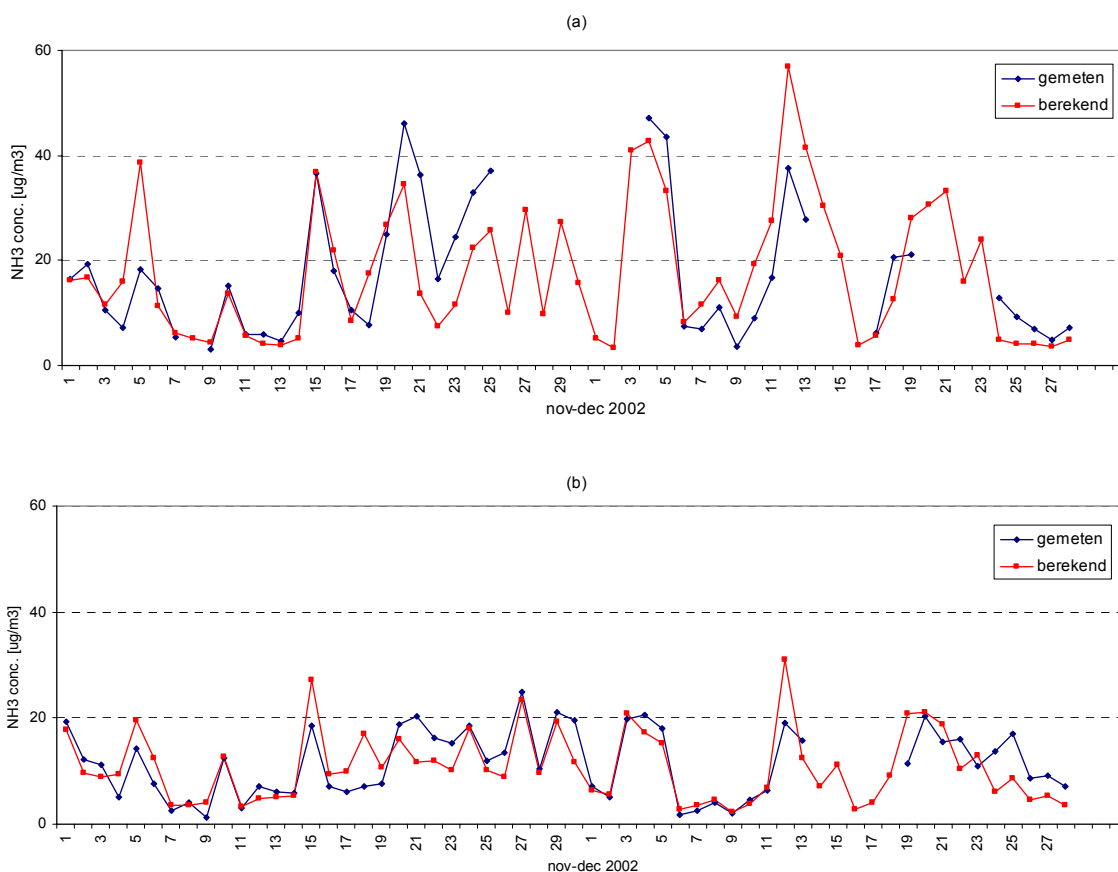
Om zoveel mogelijk emissiebronnen uit te sluiten, is eerst een periode buiten het toedieningsseizoen (tussen 23 september en 22 februari) gekozen. In deze periode moet nog wel rekening worden gehouden met beweiding van percelen. In het onderzoeksgebied werd tot in december daadwerkelijk beweiding toegepast, ofschoon in november en december slechts op enkele percelen. Door de onvoldoende kwaliteit van de meetgegevens van januari en februari 2003 kon echter niet naar deze maanden -waarin in het geheel geen beweiding plaats vond- worden uitgeweken (zie figuur 5.6). Daarom is alsnog gekozen voor bestudering van de maanden november en december 2002. In deze periode zouden alleen stalemissies en achtergrondconcentraties en in zeer beperkte mate beweiding invloed moeten hebben op de ammoniakconcentraties in de lucht. Aangezien het aandeel van de beweiding in de ammoniakemissies vele malen kleiner was dan dat van de stalemissies, kan worden verondersteld dat hiermee voornamelijk een beeld wordt verkregen van het effect van de stalemissies op de ammoniakconcentraties in het onderzoeksgebied.

6.1.1 Modelberekeningen

In figuur 6.1 wordt het tijdsverloop van de berekende en gemeten daggemiddelde ammoniakconcentratie van het meetstation aan de Meddoseweg (boven) en aan de Huttendijk (onder) weergegeven. Op beide stations is de concentratie gemeten met een ammoniakmonitor (AMOR). Helaas zijn minder meetgegevens van het centrale meetstation aan de Meddoseweg beschikbaar dan van het decentrale meetstation aan de Huttendijk (in 't vervolg Meddoseweg en Huttendijk genoemd). Verder kan worden geconstateerd, dat de waarden op de Meddoseweg vrijwel altijd hoger liggen dan op de Huttendijk. De gemeten waarden liggen tussen 4–55 µg/m³ voor de Meddoseweg en 2–24 µg/m³ voor de Huttendijk. Hoewel de gemiddelde concentraties op beide station sterk verschillen, tonen de concentraties wel een goed vergelijkbaar tijdsverloop: beide station laten concentratiepieken en -dalen op vrijwel dezelfde tijdstippen zien.

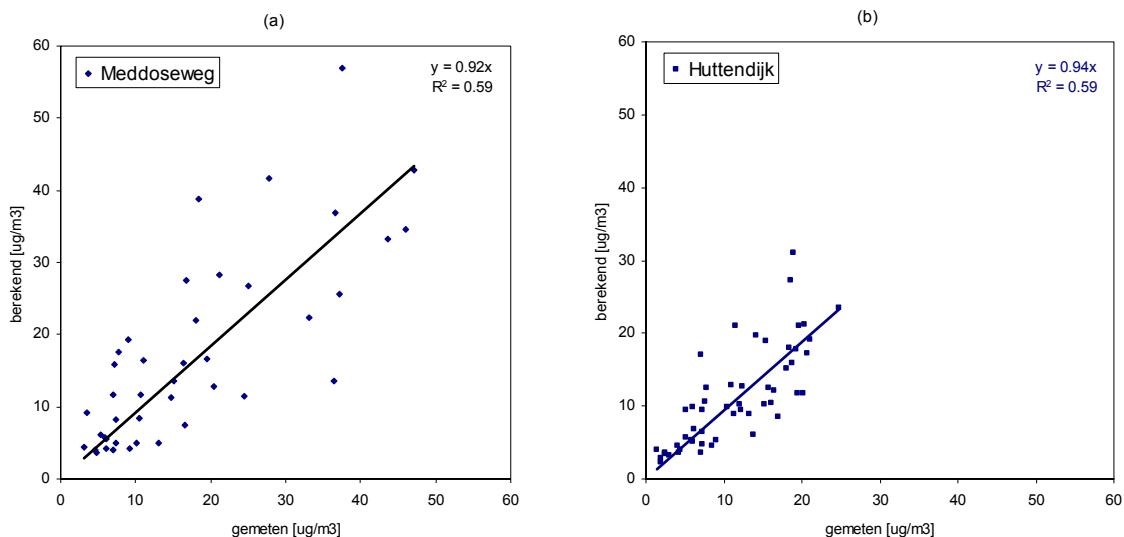
Op basis van vergelijking (figuur 6.1) kan worden geconstateerd dat het model de gemeten concentraties zeer goed reproduceert. Het model lijkt de situatie op beide meetstations niet systematisch te onder- of overschatten. Enkele perioden waarin het model langduriger de concentratie over- of onderschat, kunnen interessant zijn om nader te bestuderen. Voor-

beelden hiervan zijn de periode 20-25 november op beide meetstations en 7-13 december voor het station aan de Meddoseweg. De overschatting van 7-13 december valt samen met een specifieke koude periode met Noordoostenwind (zie bijlage VIII). Dit kan erop duiden dat de stalemmissies bij zeer koude omstandigheden ($T < 0\text{ }^{\circ}\text{C}$) lager zijn dan volgens de berekeningen. Dit kan specifiek betrekking hebben op nabijgelegen stallen ten noord-oosten van het meetpunt of meer in het algemeen (bijvoorbeeld doordat ventilatieopeningen van stallen deels afgesloten worden om bevriezing te voorkomen en doordat ventilatoren uitgezet worden om daling van de staltemperatuur te beperken). Ook is het mogelijk dat het geëmitteerde ammoniak zich bij de betreffende winterse condities anders gedraagt dan in het OPS model verondersteld wordt. Voor de onderschatte periode 20-25/11 is vooralsnog geen mogelijke oorzaak aan te wijzen.



Figuur 6.1 Berekende en gemeten daggemiddelde ammoniakconcentraties in november en december 2002 bij de meetstations 739 en 740, resp. aan de Meddoseweg (a) en de Huttendijk (b).

In figuur 6.2 zijn daggemiddelden van de berekende en gemeten concentraties tegen elkaar uitgezet. De resultaten van het centrale en decentrale meetstation worden in, respectievelijk, de linker en rechter grafiek weergegeven. Er blijkt nauwelijks verschil in de mate waarin de gemeten concentraties op beide meetstations worden gereproduceerd: de verklaarde variantie (R^2) is in beide gevallen 0.59 en de regressiecoëfficiënten zijn 0.92 en 0.94 voor respectievelijk de Meddoseweg en de Huttendijk.

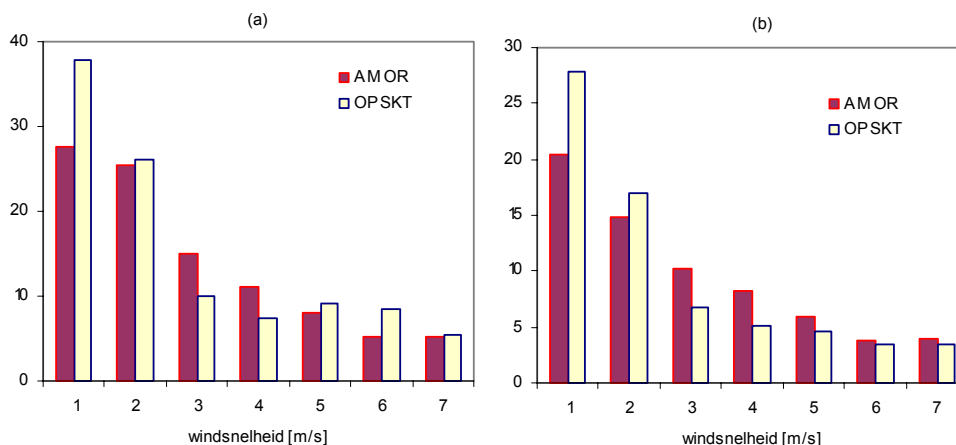


Figuur 6.2 Berekende vs. gemeten daggemiddelde concentraties ammoniak voor de periode november en december 2002 bij de meetstations aan de Meddoseweg (a) en de Huttendijk (b).

6.1.2 Nadere analyse

Voor een nadere analyse van de genoemde periode zijn vergelijkingen gemaakt, waarbij gekeken wordt of verschillen gerelateerd zijn aan meteorologische parameters, zoals windrichting, windsnelheid en atmosferische stabiliteit. Deze vergelijkingen zijn uitgevoerd op basis van uurgemiddelde gegevens.

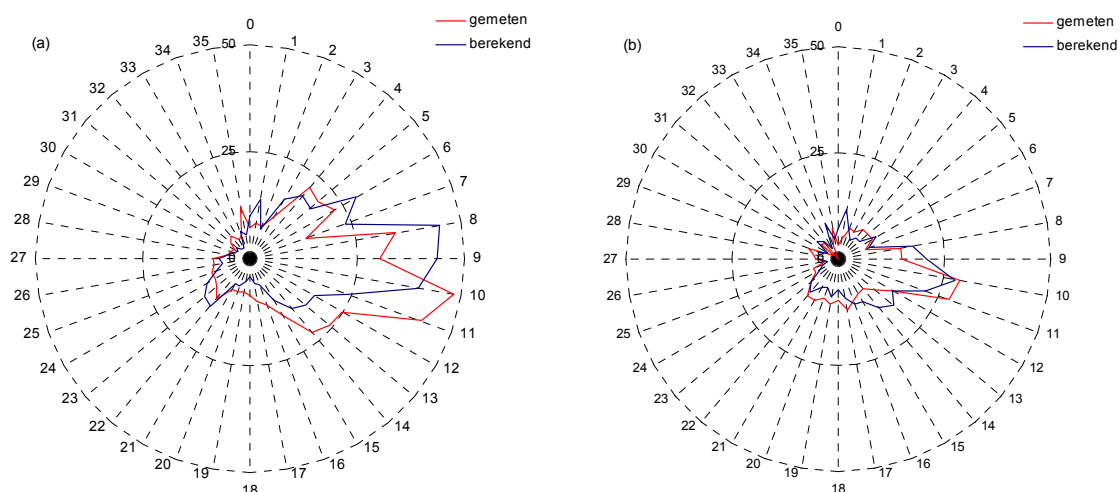
In figuur 6.3 zijn de gemiddelde gemeten en berekende ammoniakconcentraties uitgezet tegen de windsnelheidsklassen voor november en december 2002. Uit deze figuur blijkt, dat de concentraties gerelateerd zijn aan de windsnelheid, waarbij hoge concentraties bij lage windsnelheden voorkomen. Het model geeft een vergelijkbare relatie, hoewel bij de modelresultaten het verband relatief sterker is (zie windklassen van 1 en 2 m/s). Dit laatste werd ook geconstateerd in eerdere studies (Van Jaarsveld *et. al.*, 2000).



Figuur 6.3 Gemiddelde berekende en gemeten ammoniakconcentraties in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ op de meetstations aan de Meddoseweg (a) en de Huttendijk (b) uitgezet tegen windsnelheidsklassen in m/s voor november en december 2002.

Daarnaast laat het model voor de Meddoseweg bij hogere windklassen een iets afwijkende vorm zien ten opzichte van de metingen, terwijl dat bij de Huttendijk niet duidelijk herkenbaar is. Al met al, lijken de verschillen voor dit project het meest op te treden onder windklassen van 5 m/s, waarbij het model bij de windklassen 3 en 4 m/s onder de gemeten waarden berekend en bij lager dan 3 m/s juist hoger.

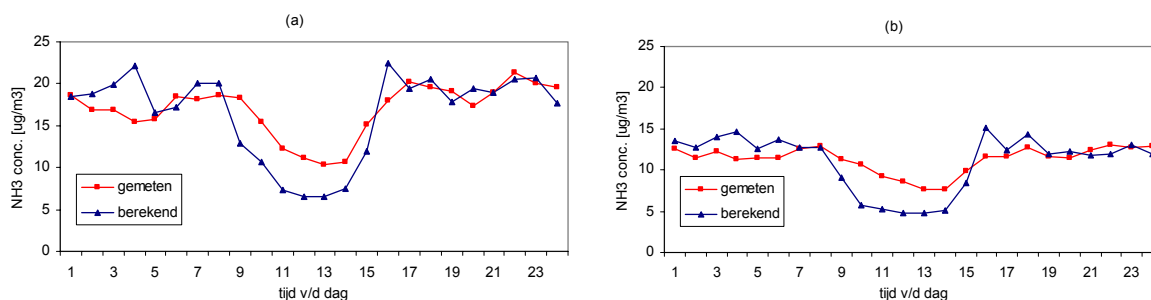
In figuur 6.4 zijn de berekende en gemeten ammoniakconcentraties per meetstation onderverdeeld naar windrichting in een concentratieroos weergegeven. Hierin geven de diagrammen de gemiddelde, gemeten en berekende ammoniakconcentraties in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per windsector van 10 graden aan voor de Meddoseweg en de Huttendijk in de periode november en december 2002. De dynamiek in de concentraties bij verschillende windrichtingen wordt door het model goed gesimuleerd. Anders dan in §5.2.3 werd getoond voor de jaargemiddelden, geven beide rozen met gemeten waarden duidelijk aan, dat in de periode november en december 2002 de hoogste concentraties uit het oostzuidoosten komen. Het model berekent de hoogste concentraties bij het meetpunt Meddoseweg echter meer bij oostelijke windrichtingen. Het verschil met de metingen kan er op wijzen dat de invloed van lokale stallen (emissie, lokatie, uitworphoogte) anders wordt berekend dan zij in werkelijkheid is.



Figuur 6.4 Gemiddelde berekende en gemeten ammoniakconcentraties in ug/m³ voor de meetstations aan de Meddoseweg (a) en aan de Huttendijk (b) uitgezet tegen de windsectoren per tien graden voor november en december 2002.

Het is tevens relevant om het berekende en gemeten gemiddeld dagverloop van de ammoniakconcentraties te bestuderen. Hieruit kan worden afgeleid in hoeverre het model het effect van de verschillende processen over de dag correct beschrijft. Tot deze processen moet ook worden gerekend het dagverloop van de emissies ten gevolge van temperatuur en ventilatieverschillen. De gepresenteerde vergelijkingen geven dus het totaaleffect weer van alles dat gerelateerd is aan het dagelijkse verloop van temperatuur, windsnelheid, globale straling en mogelijk dieractiviteiten. In termen van verspreiding is de grootste variatie over de dag te vinden in het mengvolume waarbij een range van een factor 20-30 mogelijk is (overdag hoog, 's nachts laag). Compenserende effecten komen vooral door het dagelijkse verloop van droge depositiesnelheid en emissies.

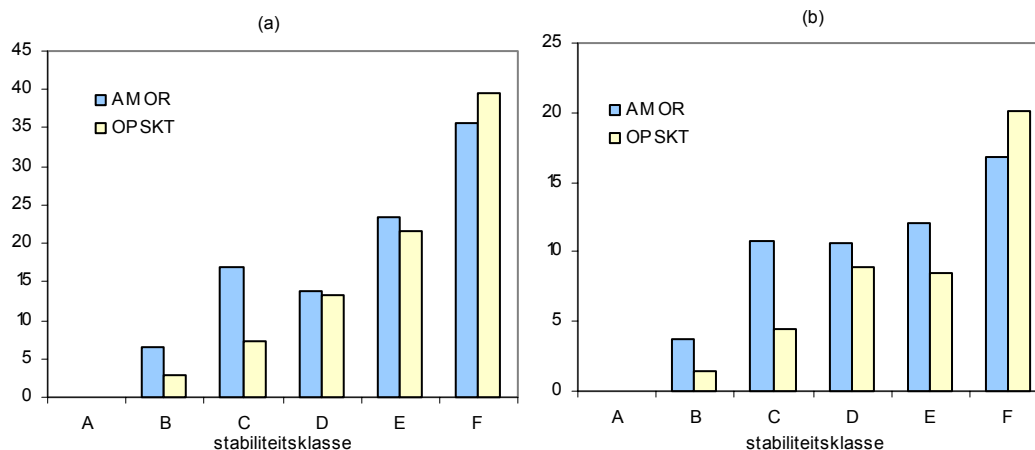
In figuur 6.5 wordt voor de periode 1 november 2002 tot 1 januari 2003 het berekende en gemeten gemiddelde dagverloop van de ammoniakconcentratie per meetstation in een diagram weergegeven. Qua orde van grootte, liggen de berekende concentraties voor beide locaties redelijk in lijn met de gemeten waarden ervan. Dit was te verwachten, gezien de resultaten in figuur 6.1. Verder is goed te zien, dat het model systematisch het concentratieverloop met een grotere dynamiek beschrijft, dan dat de gemeten waarden aangeven. Ook lijkt het erop dat er een verschuiving in de tijd optreedt, vooral in de ochtenduren. De gemeten concentratieveranderingen ijlen meer na op de meteorologische veranderingen dan die in het model.



Figuur 6.5 Het gemiddelde dagverloop in uren van de ammoniakconcentratie in µg/m³ op de meetstations aan de Meddoseweg (a) en de Huttendijk (b) voor de periode november en december 2002.

Dat het model de concentraties midden op de dag duidelijk meer onderschat dan in de nacht suggereert dat het model op de dag een groter mengvolume (= pluimdoorsnede maal transportsnelheid) berekent dan de werkelijkheid. Een parameter die specifieker onderscheid maakt in het mengvolume is de atmosferische stabiliteit indeling volgens Pasquill. Deze indeling kent 6 klassen, A t/m F, lopend van (A) onstabiel (mooi weer overdag, zeer groot mengvolume) tot (F) zeer stabiel (windstille nacht, zeer laag mengvolume).

Resultaten van deze vergelijking zijn per meetstation gegeven in figuur 6.6 voor de periode november en december 2002, waarbij de waarden per stabiliteitsklasse zijn gemiddeld.



Figuur 6.6 Gemiddelde berekende en gemeten ammoniakconcentraties in µg/m³ op de meetstationsaan de Meddoseweg (a) en de Huttendijk (b) uitgesplitst naar atmosferische stabiliteitsklassen volgens het Pasquill-schema voor de periode november en december 2002.

Uit deze rangschikking blijkt duidelijk, dat op beide meetlocaties de stabiliteitsklassen B en C (onstabiele weertypen) zich onderscheiden door te lage berekende concentraties. Klasse F (zeer stabiel) daarentegen laat een lichte overschatting zien. In de neutrale situatie komen metingen en berekeningen goed overeen. Hoewel de relatie tussen onderschatting en atmosferische stabiliteit duidelijk is, is het nog niet eenduidig aan te geven of er ook een oorzakelijk verband is. Een verklaring van dit gedrag kan namelijk ook nog gevonden worden in het verloop van de droge depositieflux (b.v. emissie overdag en depositie 's nachts) of in een

sterker effect van de temperatuur op de emissie dan in de berekeningen is aangenomen. Inderdaad blijkt de onderschatting gerelateerd te zijn aan de hoogte van de temperatuur.

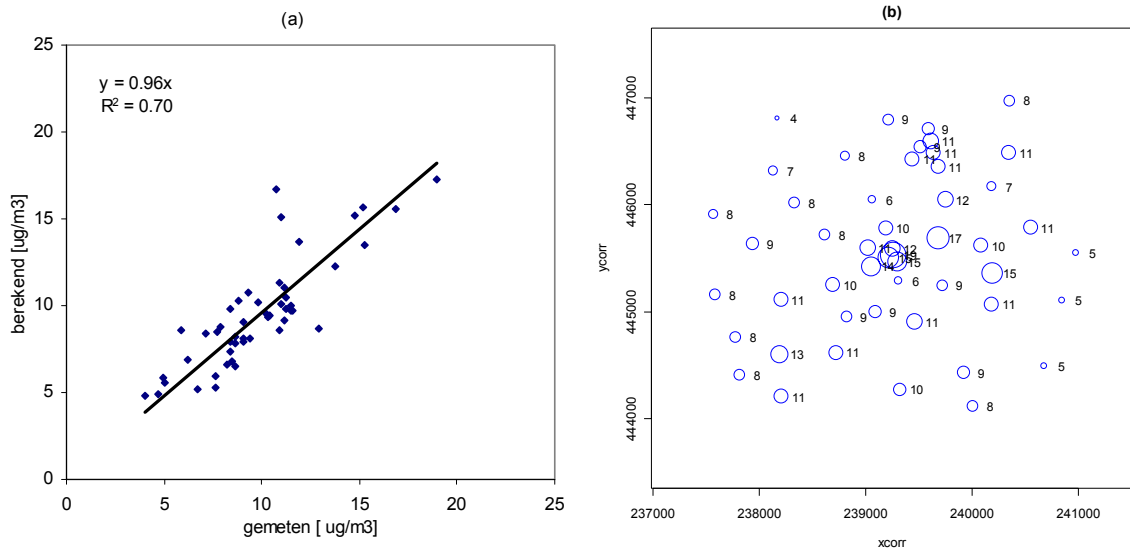
Een experiment waarmee mengvolumeaspecten bij uitsteking kunnen worden getoetst is het zogenaamde 'Prairiegrass' experiment. Toetsing van het model met gegevens uit dat experiment laten geen systematische verschillen zien in de mate waarin het model onstabiele en stabiele situaties beschrijft. De suggestie is daarom dat de emissie meer varieert als functie van meteorologische omstandigheden dan hier is aangenomen.

6.1.3 Ruimtelijke verdeling

Naast dat het gedrag in de tijd op beide meetstations bestudeerd wordt, is het tevens van groot belang dat het model in ruimtelijk zin de geografisch situatie zo correct mogelijk kan simuleren. Dit kan onder andere meer inzicht geven in hoe de concentratierozen uit figuur 6.4 zijn berekend. Echter moet het ook duidelijkheid verschaffen in hoeverre de verschillen uit de vergelijkingen uit de voorgaande paragraaf slechts tot beide meetstations beperkt zijn, of dat zij voor het gehele gebied gelden en dus aan de algemene gedrag van het model kunnen worden toegeschreven.

Om de ruimtelijke verdeling te kunnen bestuderen, zijn de tweewekelijkse meetresultaten van de passieve monsternemers uit het onderzoeksgebied nodig, naast de berekende tweewekelijkse concentraties op dezelfde locaties. In §5.3.3 is reeds een kaart getoond waarin de gemiddelde ammoniakconcentraties per meetlocatie in het onderzoeksgebied gemeten met de passieve monsternemers voor de periode 22 oktober 2002 t/m 2 januari 2003 staan vermeld. Dezelfde kaart wordt in figuur 6.7 nogmaals weergegeven ter verduidelijking van het scatterdiagram ernaast. In het scatterdiagram is de berekende ammoniakconcentratie uitgezet tegen de gemeten waarden, beide als gemiddelde voor de periode 22 oktober 2002 t/m 2 januari 2003.

Voor de set van 50 meetstations blijkt de regressiecoëfficiënt goed overeen te komen met die voor de 2 intensieve meetstations. De verklaarde ruimtelijke variantie is 70%, hetgeen als zeer goed kan worden gekenmerkt gezien de afmetingen van het gebied. De concentraties gemeten op het station Meddoseweg behoren tot de hoogste van het gebied en die van het station Huttendijk tot de middenmoot.

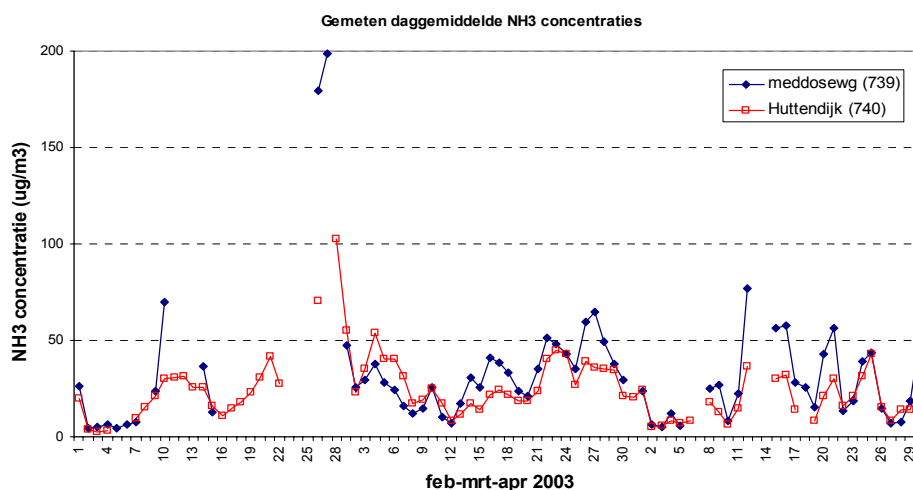


Figuur 6.7 (a) Ruimtelijke verdeling ammoniakconcentraties op basis van de passieve monsternemer metingen op de vijftig meetlocaties van 22 oktober 2002 t/m 2 januari 2003, waarbij de berekende tegen gemeten waarden zijn uitgezet. (b) Kaart van het onderzoeksgebied in Amersfoortse coördinatenstelsel met gemiddelde ammoniakconcentraties per meetlocatie gemeten met de passieve monsternemers voor dezelfde periode.

6.2 Toedieningsseizoen

6.2.1 Metingen

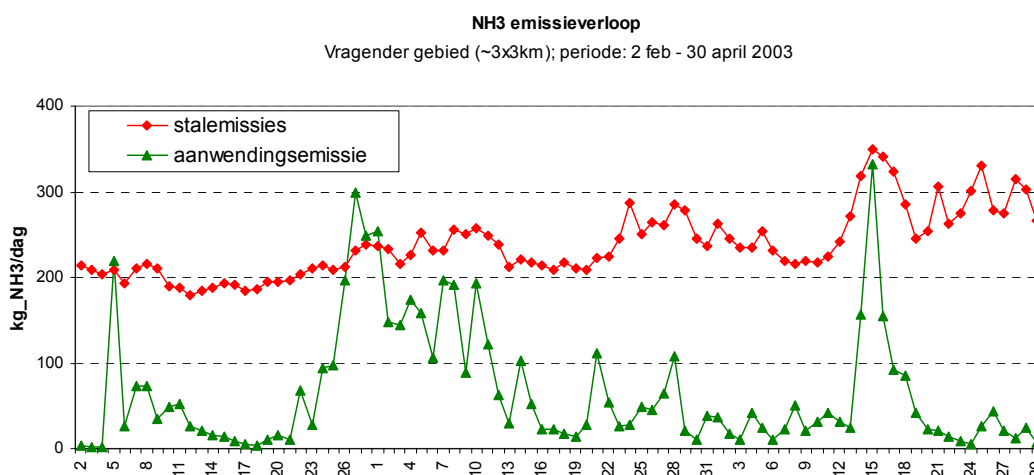
In figuur 6.8 zijn de gemeten concentraties gegeven voor de periode 1 februari tot en met 30 april 2003. Deze periode wordt gekenmerkt door zeer hoge concentraties van 25 februari tot en met 28 februari. Helaas is de uitval in de AMOR metingen hoog op beide meetpunten. Gelukkig zijn er wel DOAS metingen beschikbaar. Net als voor de winterperiode geldt hier ook dat de concentraties op beide meetpunten sterk gecorreleerd zijn.



Figuur 6.8 Verloop van gemeten ammoniakconcentraties in de periode van 1 februari tot en met 30 april 2003.

6.2.2 Emissies

Figuur 6.9 geeft het verloop van de toedieningsemissies in het Vragender gebied. Ter vergelijking is ook het verloop van de stalemissie (totaal in kg per dag) voor het gebied gegeven. Deze emissies zijn gebaseerd op de verfijnde berekening (zie paragraaf 3.2.3 en 3.3.2).

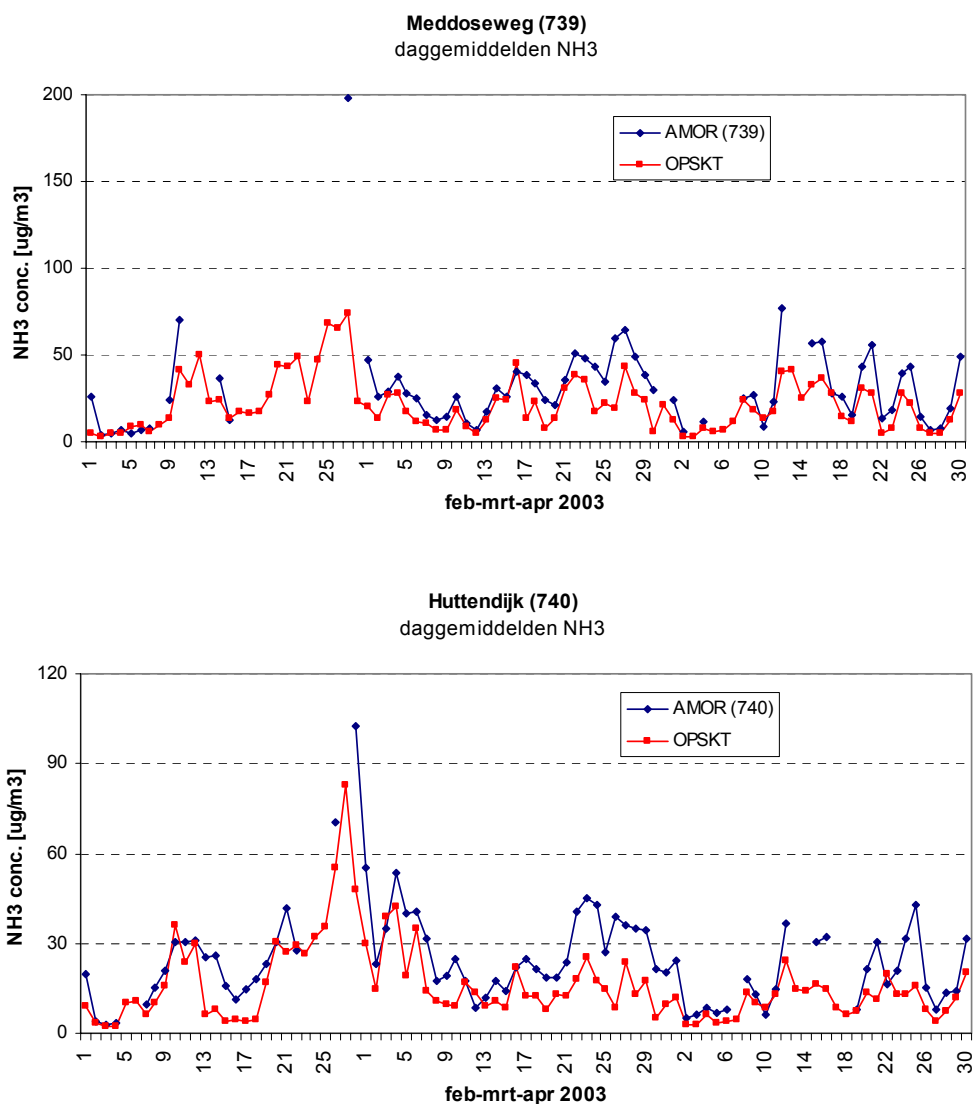


Figuur 6.9 Verloop van toedienings- en stalemissies in het 3x3km gebied (kg NH₃ per dag).

Het valt op dat er slechts twee episoden zijn waarin de toedieningsemissies de stalemissies overtreffen. Op het eerste gezicht komen pieken in de toedieningsemissie goed overeen met pieken in de gemeten concentraties.

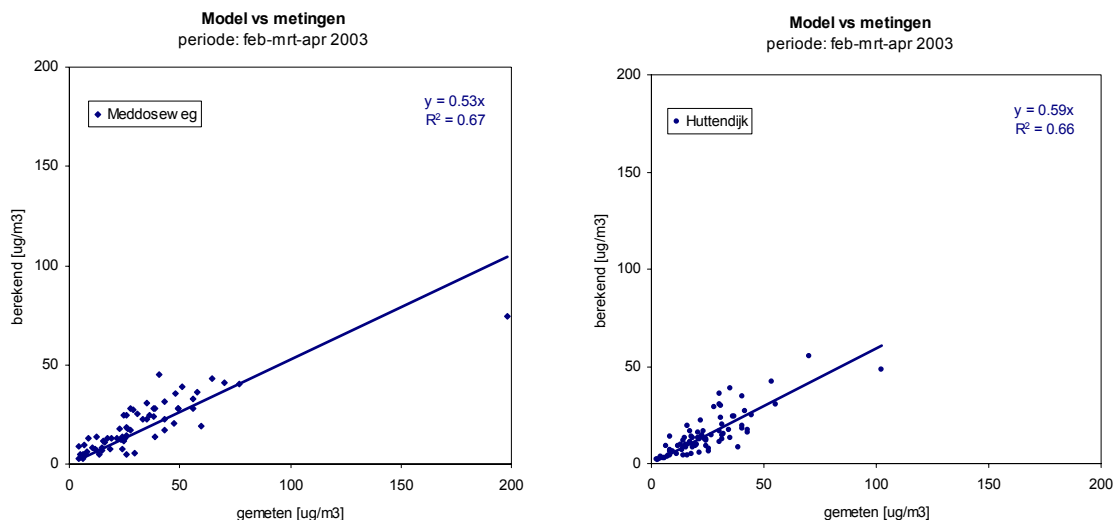
6.2.3 Modelberekeningen

Voor de periode februari tot en met april 2003 zijn berekeningen van ammoniakconcentraties uitgevoerd voor de verschillende emissiecategorieën. Het verloop van de berekende en gemeten concentraties is in figuur 6.10 weergegeven.



Figuur 6.10 Modelresultaten (OPSKT) op dagbasis vergeleken met metingen (AMOR) voor de toedieningsperiode februari tot en met april 2003.

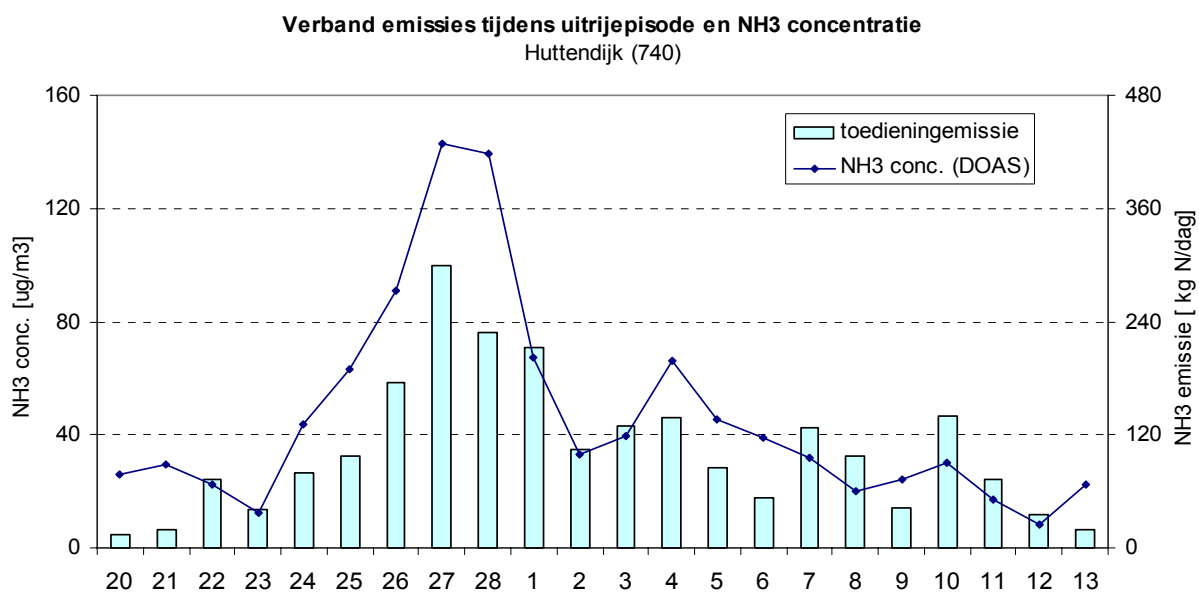
Uit figuur 6.10 blijkt dat de berekende ammoniakconcentraties aanzienlijk lager zijn dan de metingen. In figuur 6.11 zijn de gemeten en berekende dagwaarden tegen elkaar uit gezet. Op meetpunt Meddoseweg zijn de berekende concentraties slechts 53% van de gemeten concentraties en op meetpunt Huttendijk 59%. De dag tot dag variaties in concentraties worden op beide stations voor 67% verklaard door de modelresultaten.



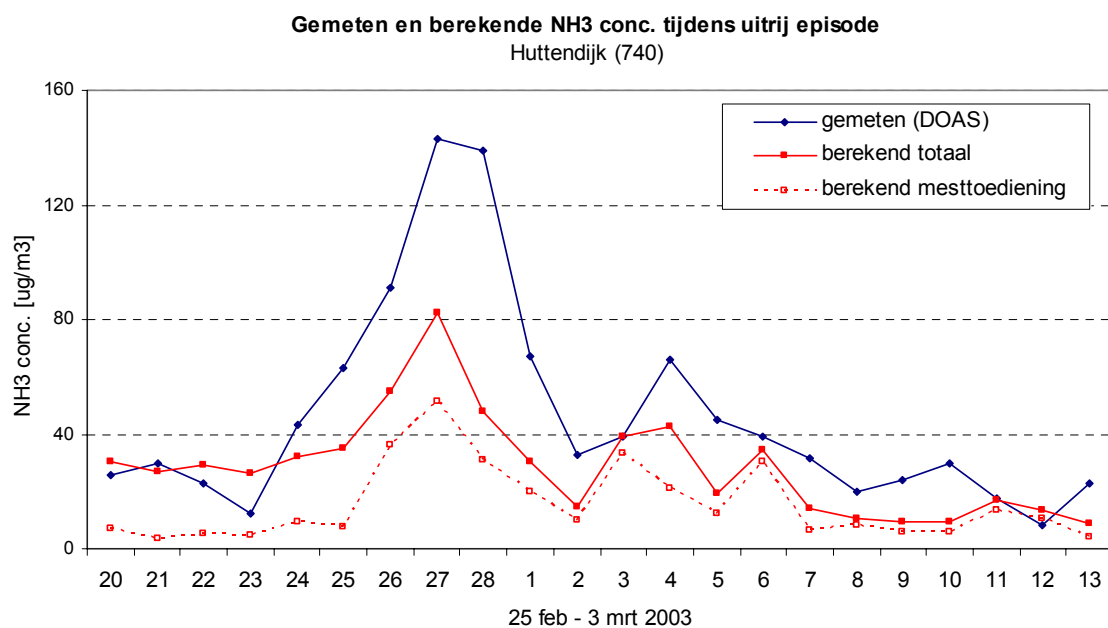
Figuur 6.11 Metingen versus modelresultaten voor daggemiddelde concentraties in de periode februari tot en met april 2003.

6.2.4 Nadere analyse

De onderschatting van de gemeten concentraties is voor deze periode aanzienlijk hoger dan voor de winterperiode. In figuur 6.12 is te zien dat op de dagen met de hoogste concentraties er ook relatief hoge toedieningsemissies zijn in het gebied. Uit de modelberekeningen blijkt dat de hogere concentratiewaarden vooral worden veroorzaakt door emissies binnen tientallen tot honderden meters vanaf de meetpunten. Op 26, 27 en 28 februari worden bij zeer hoge gemeten ammoniakconcentraties inderdaad ook percelen in de nabijheid van de meetpunten bemest. In figuur 6.13 is te zien dat de berekende bijdrage van toedieningsemissies aan de ammoniakconcentraties weliswaar ook relatief hoog is op deze dagen maar dat de absolute niveaus veel lager zijn dan de gemeten waarden.

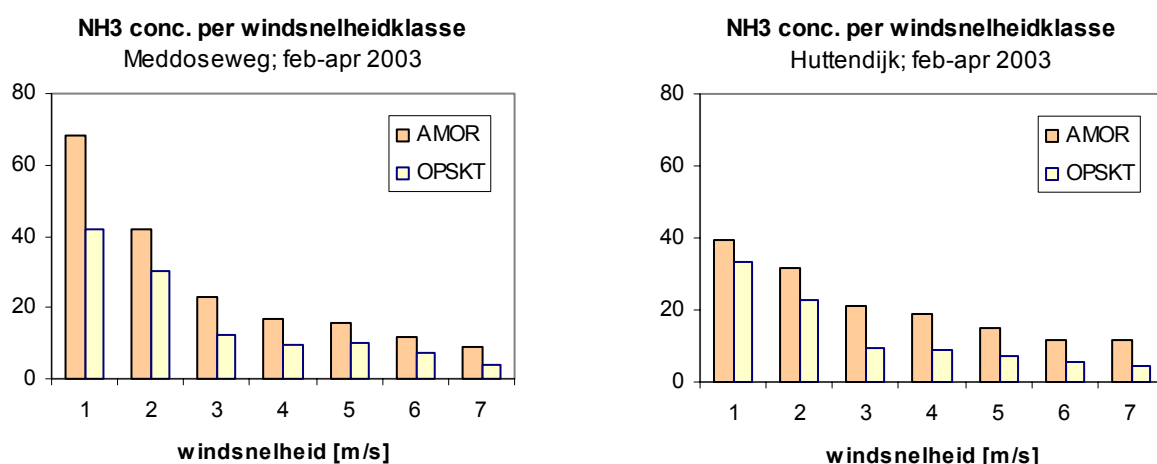


Figuur 6.12 Verloop van toedieningsemissies in het 3x3km gebied rondom Vragender en gemeten ammoniakconcentraties op het meetpunt Huttendijk in de periode 20 februari tot en met 13 maart 2003.



Figuur 6.13 Berekende ammoniakconcentraties (berekend totaal van alle bijdragen) en de berekende bijdrage van toedieningsemissies aan de concentraties (berekend mesttoediening). Tevens zijn de gemeten ammoniakconcentraties op het meetpunt Huttendijk in de periode 20 februari tot en met 13 maart 2003 nogmaals (zelfde als figuur 6.12) weergegeven.

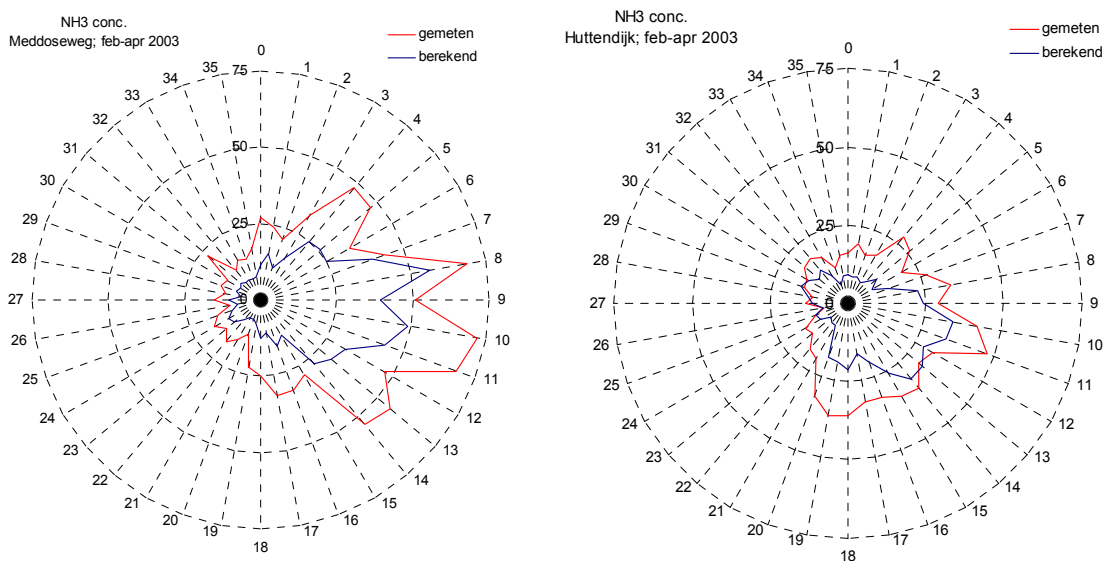
Om nader inzicht te krijgen in de verschillen tussen modelberekeningen en metingen zijn vergelijkingen gemaakt voor een aantal geselecteerde omstandigheden. Allereerst is gekeken of de onderschatting gerelateerd is aan meteorologische parameters zoals windrichting, windsnelheid en atmosferische stabiliteit. Deze vergelijkingen zijn uitgevoerd op basis van uurgemiddelde gegevens. In figuur 6.14 zijn gemeten en gemodelleerde concentraties gegeven welke zijn gerangschikt naar windsnelheid. Uit deze figuur blijkt dat hoge concentraties zijn gerelateerd aan lage windsnelheden. Het model geeft een vergelijkbare relatie hoewel relatief gezien de relatie iets minder sterk is bij de modelberekeningen.



Figuur 6.14 Gemeten en berekende concentraties ammoniak per windsnelheidsklasse.

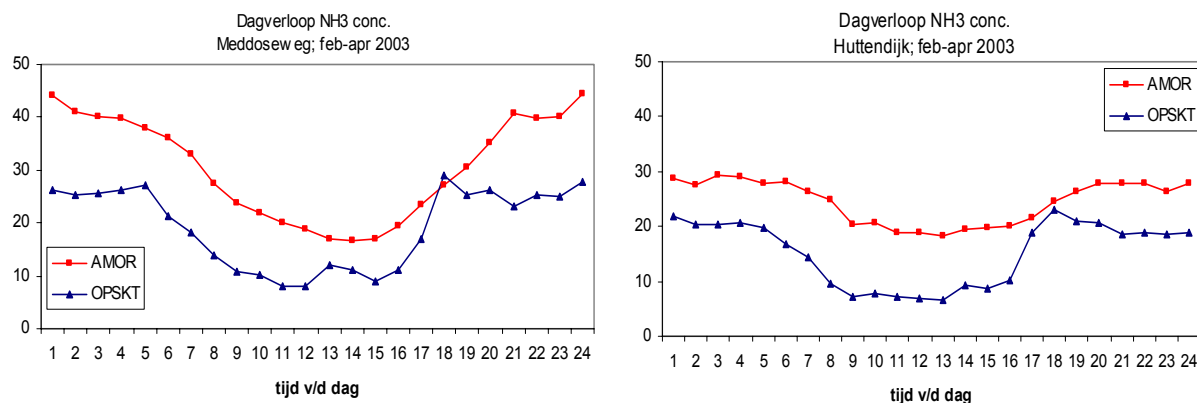
De concentraties uitgesplitst naar windrichting kunnen informatie bevatten over bronnen die over of onderschat zijn of over onbekende bronnen.

Uit figuur 6.15 blijkt dat zowel het model als de metingen de hoogste concentraties laten zien voor zuidoostelijke windrichtingen. Uit de figuur kan niet worden geconcludeerd dat de modelonderschatting is gerelateerd aan de windrichting. De onderschatting wordt dus niet veroorzaakt door een of meer lokale bronnen maar lijkt een meer algemene reden te hebben. Dit zouden onderschatte emissies kunnen zijn maar net zo goed ook modelparameters als dispersie of droge depositie. Verdere aanwijzingen kunnen volgen uit het verloop van concentraties over de dag aangezien atmosferische condities sterk kunnen verschillen tussen dag en nacht en zo ook de effecten op emissie, dispersie en depositie.



Figuur 6.15 Ammoniakconcentraties per windrichtingsector.

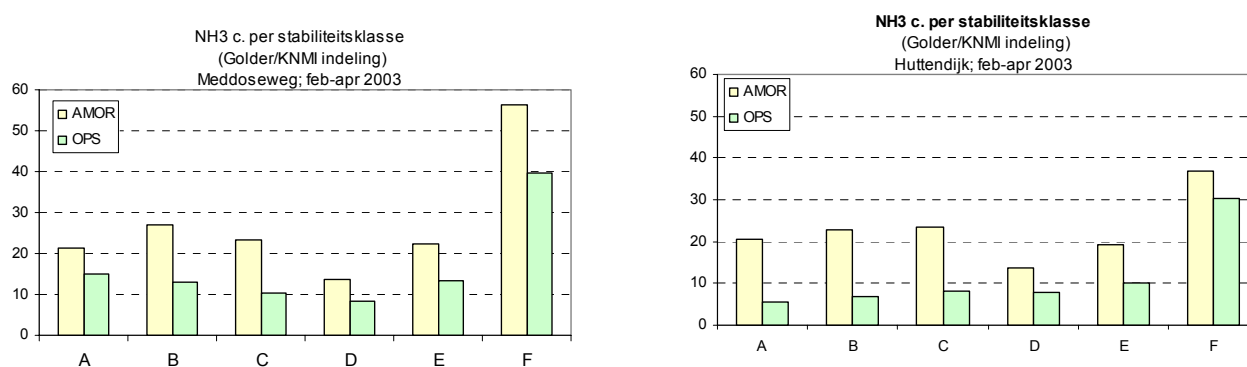
Het dagverloop van gemeten en berekende ammoniakconcentraties blijkt goed vergelijkbaar (figuur 6.16). Dit stemt overeen met de conclusie uit de vergelijking per windsnelheidsklasse; de windsnelheid is midden op de dag hoger dan s' nachts. Het verloop op het meetpunt Huttendijk is minder geprononceerd dan op de Meddoseweg en dit wordt ook zo door het model gesimuleerd. De reden is waarschijnlijk dat de bronnen gemiddeld dichter bij het meetpunt aan de Meddoseweg liggen dan bij het andere meetpunt. Het gemiddelde verloop van de emissies over de dag kan ook voor bronnen nabij het ene meetpunt meer geprononceerd zijn dan voor bronnen nabij het andere meetpunt. De toedieningsemissies zijn gerelateerd aan toedieningsactiviteiten welke typisch overdag plaats vinden. Deze emissies beïnvloeden de Huttendijk relatief sterker dan de Meddoseweg.



Figuur 6.16 Dagverloop van ammoniakconcentraties.

Verschillen tussen dag en nacht hangen deels samen met verschillen in verspreiding door de atmosferische stabiliteit. Een maat die nog specifiek het effect van atmosferisch gedrag

op verspreiding weergeeft is de zogenaamde Pasquill stabiliteit. Hierbij is klasse A de situatie waarbij de atmosfeer (zeer) onstabiel is (mooi weer overdag, weinig wind) en F de stabiele situatie (heldere hemel in de nacht, weinig wind). Het grote verschil tussen de A en F situatie is de verticale turbulentie. Horizontale transportsnelheden zijn vergelijkbaar. In figuur 6.17 is de vergelijking gemaakt. Het blijkt dat de stabiele nachtelijke situatie (F) zich duidelijk onderscheidt van de overige situaties. Ook het model ziet dat zo. Deze stabiele F situatie gaat gepaard met lage transportsnelheden, geringe dispersie en ook geringe depositiesnelheden, allemaal omstandigheden die het ontstaan van hoge concentraties bevorderen. De metingen laten hogere concentraties zien in instabiele (A, B, C) dan in neutrale omstandigheden (D). Het model is daar minder uitgesproken in.



Figuur 6.17 Uitsplitsing van gemeten en gemodelleerde concentraties naar atmosferische stabiliteit.

Dat het model in deze omstandigheden verkeerd gedrag vertoont wordt niet bevestigd door de vergelijking met de Prairiegrass gegevens (van Jaarsveld *et al.*, 2000b). Dit experiment betreft de verspreiding uit een lage (zwaveldioxide-) bron bij verschillende meteorologische omstandigheden, waaronder ook zeer stabiele situaties. Het OPS-model vertoont daarbij geen afwijkend gedrag voor die omstandigheden.

Dat de metingen minder sterk onderscheid laten zien tussen de diverse stabiliteitssituaties kan duiden op stabiliteitsafhankelijke emissies. Met name de hoogte van toedieningsemissies wordt mede bepaald door de mate waarin aan de bodem gevormd ammoniak naar de atmosfeer kan worden afgevoerd. In die zin is er dezelfde relatie met parameters die de droge depositiesnelheid bepalen.

Uit bovenstaande analyse kan worden geconcludeerd dat er geen bijzondere situaties zijn aan te wijzen waarin het model duidelijk meer afwijkt van de metingen dan gemiddeld. De onderschatting die voor de toedieningsperiode optreedt lijkt iets sterker bij mooi weer situaties. Dit laatste kan zowel aan modeleigenschappen (dispersie, depositie) liggen als aan het emissiegedrag (toedieningsmomenten, temperatuurafhankelijkheid, e.d.).

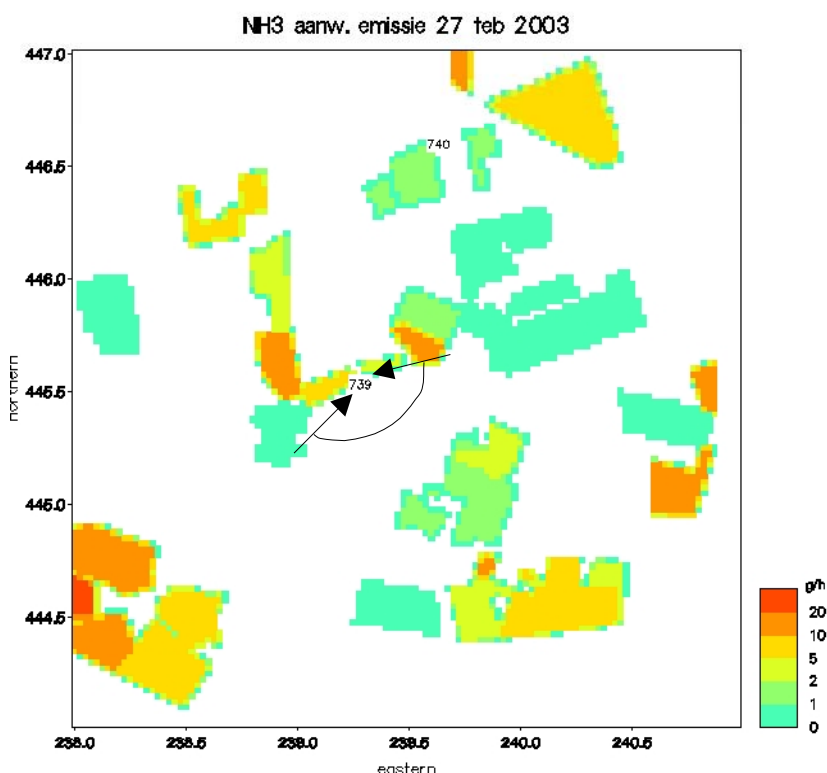
6.2.5 Analyse piekconcentraties

Zeer hoge concentraties worden gemeten in de periode 26-28 februari 2003. Het is interessant om te zien in welke omstandigheden deze concentraties optreden en in hoeverre deze concentraties zijn te relateren aan lokale omstandigheden. Het eerste dat opvalt is het gegeven dat op beide meetpunten de concentraties gelijktijdig hoog zijn. Dit duidt op gemeenschappelijke omstandigheden zoals slechte verspreidingscondities maar mogelijk ook op gebiedsbrede toedieningsactiviteiten. Dit laatste wordt bevestigd door het verloop van de

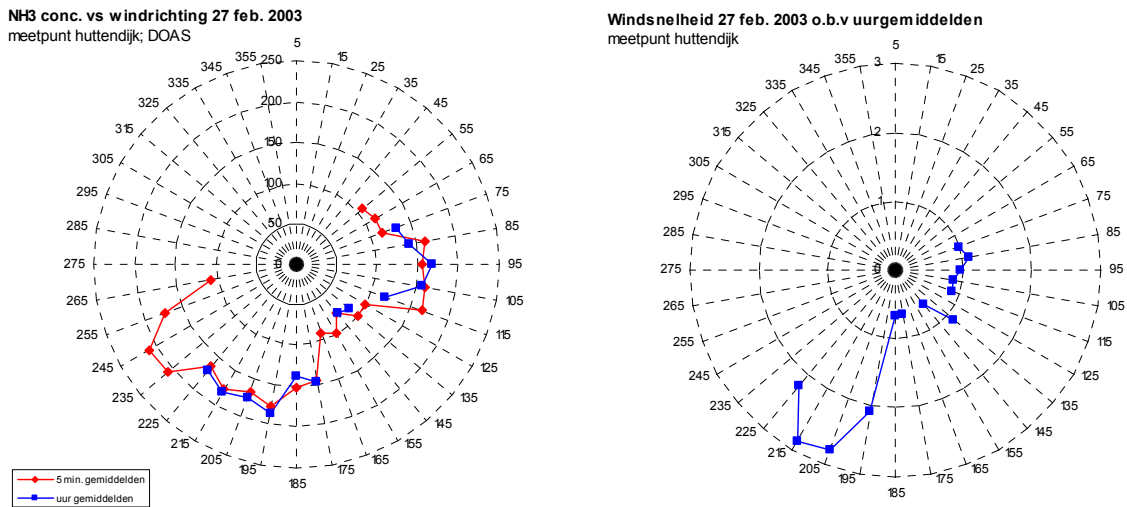
toedieningsemissies welke een duidelijk maximum hebben op deze dagen (zie figuur 6.9 en figuur 6.12). Toch wordt door het model veel lagere concentraties berekend dan de metingen aangeven, zie figuur 6.13. Omdat de ammoniak meetreeks voor het decentrale station (Huttendijk, 740) het meest compleet is, is dit station gekozen voor de verdere analyse.

De periode 26-28 maart wordt gekenmerkt door de afwezigheid van neerslag en een zwakke oosten tot zuidwesten wind. De windsnelheid op 6m hoogte is laag met 's nachts regelmatig snelheden onder de 1m/s.

Het (aanliggende) perceel ten zuidwesten van het meetpunt Huttendijk wordt op 25 februari bemest. Een perceel ca. 300m NO-O van het meetpunt wordt op 27 februari bemest. Verder wordt in het gebied op diverse andere percelen mest uitgereden. Figuur 6.18 geeft de emissieverdeling weer voor 27 februari en figuur 6.19 de ammoniakconcentraties als functie van de windrichting. Uit de combinatie van figuur 6.18 en figuur 6.19 valt af te leiden dat het perceel ten zuidwesten van het meetpunt waarschijnlijk een belangrijke bijdrage levert op deze dag. Een soortgelijke situatie geldt voor het meetpunt aan de Meddoseweg (739). Ook hier is er waarschijnlijk een grote invloed van twee lokale percelen. Het is daarom niet uit te sluiten dat het in deze episode vooral gaat om zeer lokale invloeden.



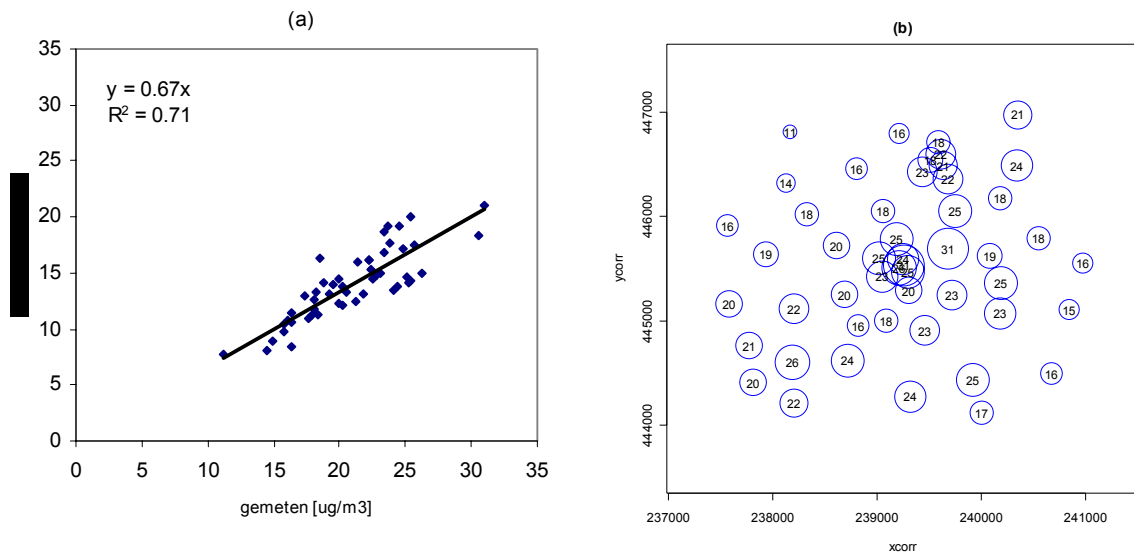
Figuur 6.18 Ruimtelijke verdeling van toedieningsemissies ten opzichte van de meetlocaties op 27 februari 2003. Het bereik van de windrichting op deze dag is met pijlen aangegeven.



Figuur 6.19 Windrozen van gemeten ammoniakconcentraties en windsnelheden voor 27 februari 2003 voor het meetpunt Huttendijk.

6.2.6 Ruimtelijke verdeling

De ruimtelijke verdeling van ammoniakconcentraties op basis van vijftig meetlocaties is gegeven in figuur 6.20^(b). In dezelfde figuur is ook aangegeven hoe de modeluitkomsten zich verhouden tot de metingen (figuur 6.20^(a)). Ook hier zien we dat het model voor de toedieningsperiode de metingen aanzienlijk onderschat. De eerder gevonden onderschatting voor de meetpunten Huttendijk en Meddoseweg blijkt dus niet een lokaal effect te zijn, hoewel de onderschatting daar groter is. Dit laatste kan worden veroorzaakt door ontbrekende data als gevolg van de relatief grote uitval bij de intensieve metingen.



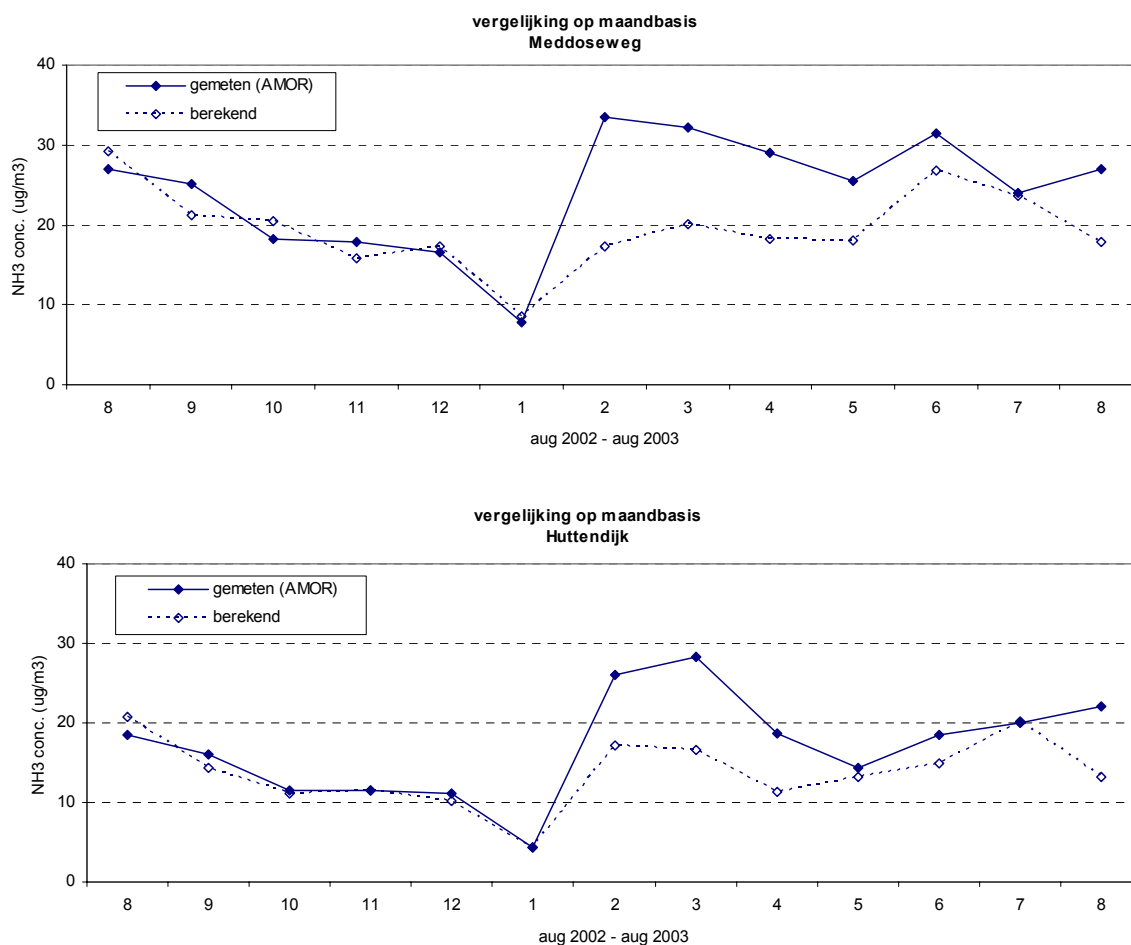
Figuur 6.20 (a) Vergelijking van model en meetresultaten voor de periode 28 januari 2003 tot en met 6 mei 2003. (b) Ruimtelijke verdeling van de gemeten ammoniakconcentratie voor dezelfde periode.

Het model verklaart voor de betreffende periode 71% van de ruimtelijke variantie. Voor een gebied van ca. 3 x 3km is dit als (zeer) goed te kwalificeren. Dit is vooral dankzij de ruimtelijke detaillering van de emissies.

6.3 Jaaroverzicht

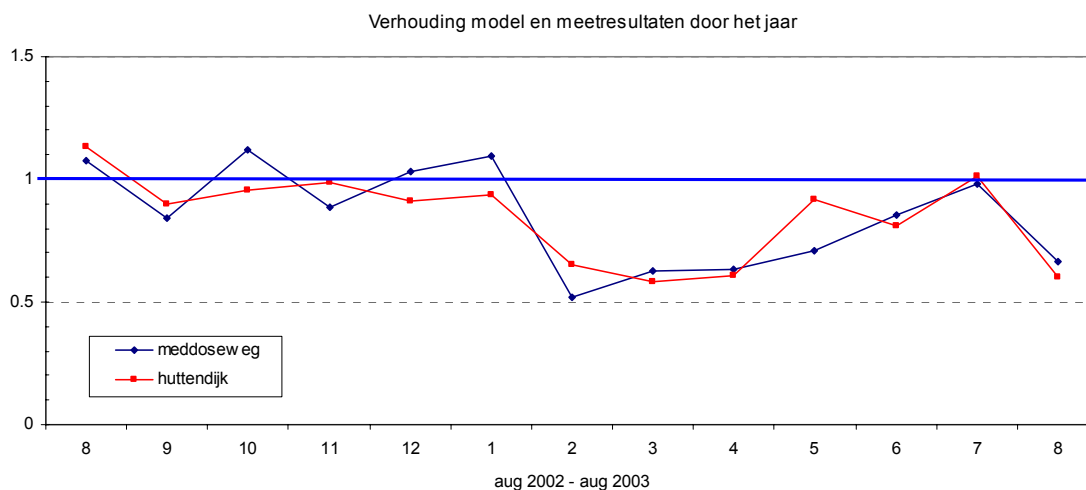
6.3.1 Meetstations

In dit onderdeel worden de resultaten over de gehele meetperiode beschouwd. Voor dit doel zijn berekeningen op maandbasis gedaan en vergeleken met de metingen op beide meetpunten. De resultaten staan in figuur 6.21. Bij de analyse van de winterperiode november en december 2002 is al gebleken dat metingen en modelberekeningen elkaar weinig ontlopen. Uit figuur 6.21 blijkt dat ook de overeenkomst voor de overige maanden waarin weinig mest wordt uitgereden (september, oktober, januari) goed tot zeer goed is. De typische toedieningsmaanden geven een onderschatting welke kleiner wordt richting zomer. Augustus 2003 wijkt in dit patroon echter sterk af. In figuur 6.22 is de verhouding modelresultaat en meetresultaat gegeven waar dit duidelijker blijkt.



Figuur 6.21 Vergelijking van gemeten en berekende concentraties op maandbasis voor de gehele meetperiode. Boven: meetpunt Meddoseweg; onder: meetpunt Huttendijk

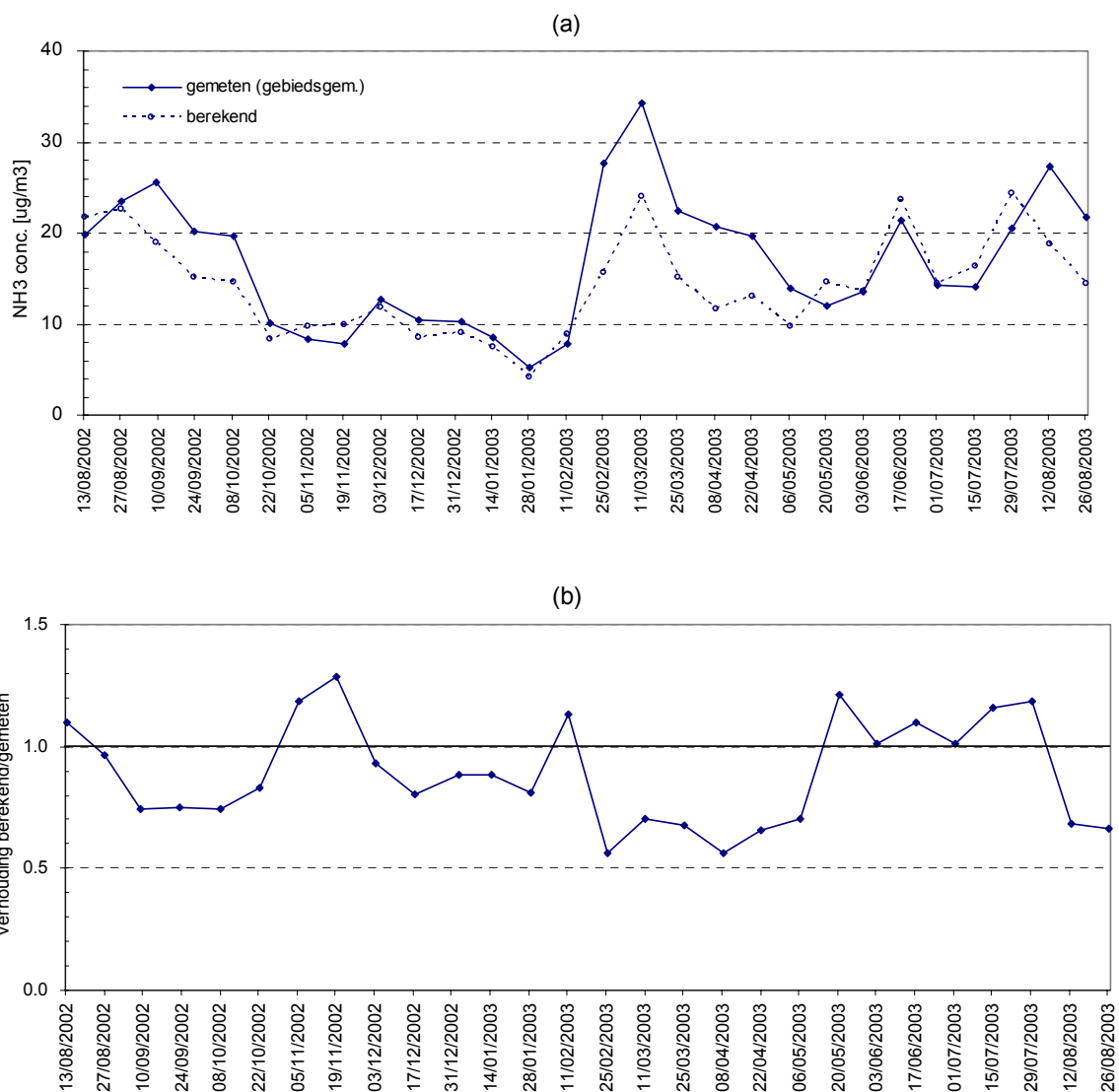
Uit figuur 6.22 kan worden geconcludeerd dat buiten het toedieningsseizoen de verhouding tussen model en metingen voor beide meetpunten in de buurt van één ligt. De onderschatting in de voorjaarsperiode is groot (in de orde van 40%) en valt qua timing samen met het begin van het mesttoedieningsseizoen. Het betreft hier twee meetpunten die ca. 1000m van elkaar liggen.



Figuur 6.22 Verloop van de verhouding tussen berekende en gemeten ammoniakconcentraties over de gehele meetperiode.

6.3.2 Gebiedsgemiddeld verloop

Aangezien ammoniakconcentraties sterk worden beïnvloed door lokale emissies kan er sprake zijn van toevalligheden in die lokale emissies. Het is daarom van belang om te zien of het hiervoor beschreven verloop op de twee meetlocaties met intensieve metingen ook wordt gevonden in de vergelijking met de vijftig meetlocaties met passieve metingen (per veertien dagen). Dit is gedaan in figuur 6.23. In grote lijnen wordt het beeld voor de twee intensieve meetpunten bevestigd door het beeld gevonden op de 50 meetlocaties. Ook hier is de onderschatting het hoogst (en vergelijkbaar) in de periode vanaf eind februari tot begin april. In die periode zijn de gemeten concentraties het hoogste van het jaar (figuur 6.23^(a)). In de winterperiode zijn de concentraties het laagst hetgeen ook door het model bevestigd wordt. In relatieve zin is de afwijking in november en december echter vrij groot (figuur 6.23^(b)).



Figuur 6.23 (a) Vergelijking van gebiedsgemiddelde ammoniakconcentraties voor het Veld gebied. De metingen betreffen de passieve meetsystemen op vijftig locaties met een middelingduur van veertien dagen. (b) Verhouding tussen de berekende en gemeten gebiedsgemiddelde ammoniakconcentratie als gegeven in (a).

6.3.3 Nadere analyse

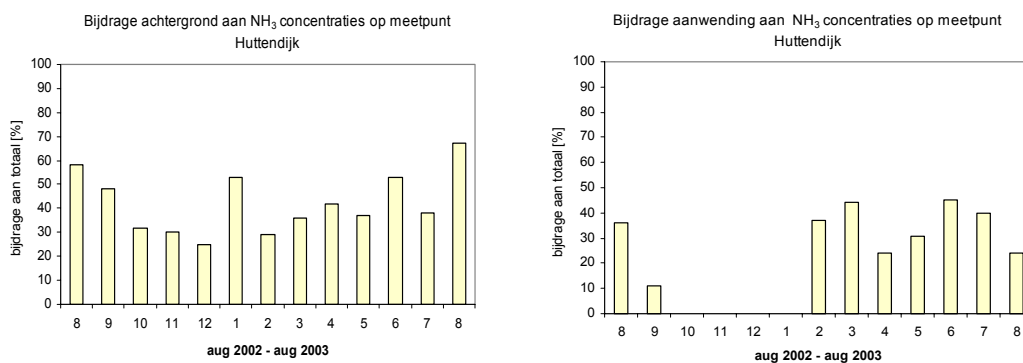
Opvallend is de grote onderschatting van de ammoniakconcentraties in augustus 2003 terwijl deze onderschatting niet optreedt in augustus 2002. Het blijkt dat augustus 2003 in een aantal opzichten bijzonder is. Bijvoorbeeld was het de warmste augustusmaand sinds zeer lange tijd. In de eerste twee weken van augustus waren de daggemiddelden van de buitentemperatuur boven de 20 °C (met uurmaxima tot 35 °C). Vanwege de droogte en de hitte werd tot de laatste week van augustus vrijwel geen mest toegediend op de percelen. Door hittestress van varkens in stallen kan het mest- en urinegedrag van deze varkens gaan afwijken, waardoor een groot deel van de stallen en de dieren zelf bevuild kunnen worden met excreta; hierdoor kan de emitterende oppervlakte sterk zijn toegenomen. Als een koppel

dieren eenmaal afwijkend mest- en urineergedrag vertoont, wordt dit afwijkende gedrag veelal ook na een periode van hittestress voortgezet. In de emissieberekeningen is geen rekening gehouden met dit fenomeen van bevuilding bij langdurige hitte. Dit kan de hoge gemeten concentraties en het verschil met de berekende concentraties wellicht deels verklaren.

De maand augustus kenmerkt zich verder door een dominerende westelijke windrichting waardoor lokale bronnen relatief weinig bijdragen en de concentratie vooral bepaald wordt door de bijdrage van bronnen buiten het 3 x 3km gebied. Het percentage van de bijdragen buiten het gebied is per maand weergegeven in figuur 6.24. Bijdragen van verafgelegen bronnen zijn relatief gevoelig voor de droge depositiesnelheid die mogelijk zeer laag is bij de hoge temperaturen in augustus 2003. Een ander kenmerk van de situatie in augustus 2003 is de relatief geringe neerslag.

Figuur 6.22 (en ook figuur 6.23) laat een sterke onderschatting van concentraties in februari, maart en april 2003 zien. Dit suggereert een relatie met toedieningsemissies omdat die traditioneel in deze periode hoog zijn. In figuur 6.22(b) wordt echter aangegeven dat de relatieve bijdrage van deze emissies ook in andere maanden vergelijkbaar hoog is, bijvoorbeeld in juli 2003. De berekende concentraties laten voor deze maand geen duidelijke afwijking zien ten opzichte van de metingen. Deze constatering lijkt strijdig met de suggestie van onderschatte toedienemissies. De relatief hoge toedienemissies in juli zijn mede het gevolg van de hoge temperaturen in die maand ten opzichte van februari en maart. Een ander karakteristiek verschil is de hoeveelheid neerslag in juli t.o.v. die in het voorjaar (zie figuur 5.4). Over het effect van neerslag op de verdamping van ammoniak uit uitgereden mest is kwalitatief wel wat bekend maar kwantitatief is het niet in kaart gebracht². Een ander verschil (hoewel deels met de neerslag samenhangend) is de relatieve vochtigheid tijdens en direct na het toedienen van mest: de periode eind februari kenmerkt zich door zeer lage relatieve vochtigheden overdag (35-40%). Deze factoren kunnen invloed hebben op de vervluchtiging van NH₃ uit mest, maar in de huidige emissieberekening kon alleen het effect van temperatuur en windsnelheid meegenomen worden. Ook het effect van neerslag op de droge depositiesnelheid van ammoniak is in deze studie niet meegenomen. Aannemelijk is echter dat in perioden met frequente neerslag de depositiesnelheid toeneemt. Een en ander kan betekenen dat emissies worden overschat in juli en de depositiesnelheid juist onderschat. De stelling dat toedieningsemissies zijn onderschat, kan daarom voor het voorjaar wel opgaan maar voor de zomerperiode niet of minder.

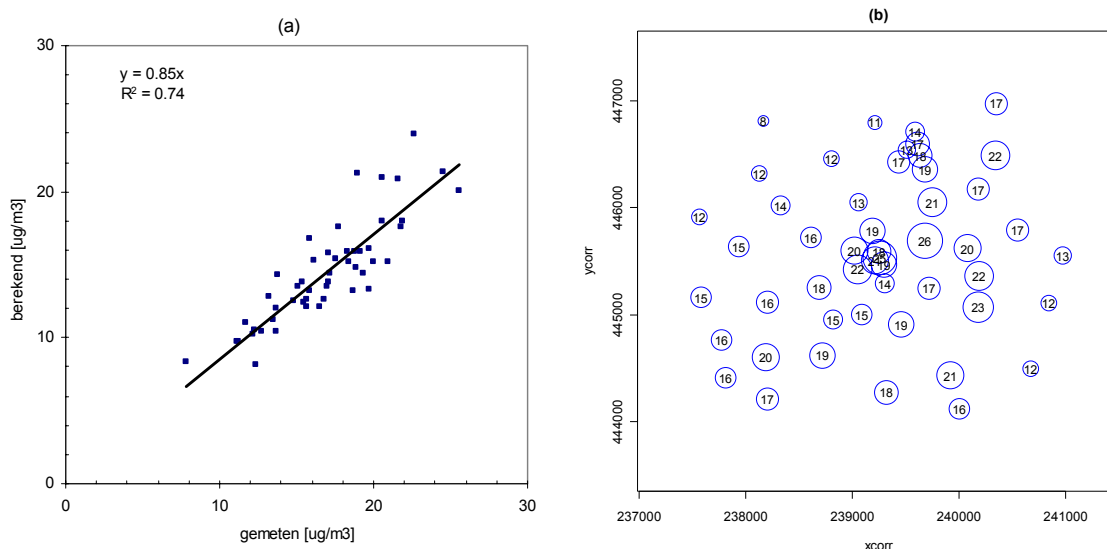
² Het effect van neerslag op emissie is niet eenduidig te berekenen: enerzijds kan de toegediende mest verdund worden waardoor de ammoniumconcentratie in de mest afneemt; anderzijds kan de emitterende oppervlakte toenemen. Dit laatste hangt af van de mate waarin de mest en regen in de bovenste bodemlaag trekken, uitspoelen, afspoelen of op de bodemoppervlakte blijft staan. Verder beïnvloedt de neerslag de uitwisseling van ammoniak tussen de emitterende oppervlakte en de luchtlaag daarboven. Tenslotte is de verdeling van de neerslag in de tijd (ten opzichte van het moment van mesttoediening en de uren en dagen daarna) van belang: een hoosbui zal anders uitwerken dan wat 'losse' regenbuitjes of een continu miezeren.



Figuur 6.24 (a) Procentuele bijdragen van bronnen buiten het 3x3km emissiegebied aan de ammoniakconcentratie op het meetpunt Huttendijk in de verschillende maanden. (b) Procentuele bijdrage mestaanwending (lokaal + landelijk).

6.3.4 Ruimtelijke verdeling

In figuur 6.25 is de vergelijking gegeven van de berekende en gemeten ammoniakconcentratie in het gebied. Uit de vergelijking blijkt dat op jaarbasis de ruimtelijke concentratieverdeling beter wordt beschreven dan voor de winter- of voorjaarsperiode afzonderlijk. Vooral dankzij de ruimtelijk gedetailleerde emissies kan 74% van de ruimtelijke variatie wordt verklaard. Opvallend zijn de grote concentratieverschillen in het gebied: een factor vier verschil tussen hoogste en laagste concentratie. Het model geeft een vergelijkbare dynamiek in concentraties. De onderschatting van gemeten concentraties op jaarbasis ligt voor het gebied op ongeveer 15%.



Figuur 6.25 (a) Vergelijking van de gemeten en berekende ammoniakconcentraties voor de vijftig locaties van het passieve meetsysteem netwerk. De middelingperiode is van 1 augustus 2002 tot 26 augustus 2003. (b) Kaart van het onderzoeksgebied in Amersfoortse coördinatenstelsel met gemiddelde ammoniakconcentraties per meetlocatie gemeten met de passieve monsternemers voor dezelfde periode.

6.4 Gevoeligheidsanalyse modelberekeningen

Een volledige gevoeligheidsanalyse vereist een zeer grote rekeninspanning omdat het aantal te variëren parameters groot is. In het onderhavige geval is getracht op basis van ervaring de relevante parameters te kiezen en de invloed ervan te beoordelen op basis van realistische variaties. De analyse is in eerste instantie beperkt tot processen en invloeden die zich op lokale schaal afspelen. Er zijn echter ook parameters die vooral grote invloed hebben op de achtergrondconcentraties. Het betreft dan alle parameters die de verblijftijd van ammoniak in de atmosfeer bepalen: droge depositie (inclusief eventuele re-emissie), natte depositie en chemische omzetting. Hiervan is de droge depositie de meest bepalende.

De analyse is gedaan voor een episode binnen de voorjaarstoedieningsperiode waarin hoge concentraties zijn gemeten (25 februari tot en met 3 maart 2003), voor een periode in de zomer (juli 2003) waarin toedieningsemissies ook aanzienlijk zijn en voor een periode waarin stalemissies domineren (november 2002). Voor de hier gekozen episodes is de verhouding tussen lokale bijdrage en achtergrondbijdrage steeds zodanig dat de achtergrond geen grote rol speelt (achtergrondbijdrage 25-40%). In andere omstandigheden bijvoorbeeld bij hoge temperaturen en/of westelijke windrichtingen kan de achtergrond veel meer bepalend zijn. De periode midden augustus 2003 is daar een voorbeeld van (achtergrondbijdrage 60%). Zo'n periode is echter niet opgenomen in de huidige analyse.

Als referentie voor de beoordeling van de resultaten is gekozen voor de concentratiereeks zoals is gemeten met de DOAS-apparatuur op het meetstation Huttendijk. De gemeten concentraties op deze lokatie blijken redelijk representatief te zijn voor het gemiddelde niveau in het gebied. Beoordelingsparameters zijn de verklaarde variantie ($=R^2$) en de regressiecoëfficiënt. De 'base case' is de parametersetting zoals die bij alle berekeningen in dit rapport is toegepast. De rekenopties zijn onder te verdelen in de categorieën:

- Emissies en broneigenschappen
 - toepassing van toedieningsemissiemodellen BLM of ALFAM
 - keuze van uitworphoogte
- Terreineigenschappen
 - keuze van de ruwheidslengte van het gebied
- Meteorologische parameters
 - de gemeten windsnelheid wel of niet voor ruwheid te corrigeren
 - modellering van secundaire meteorologische parameters als menghoogte, Monin-Obukhov lengte en wrijvingsnelheid geschied op basis van een energiebalans aan het aardoppervlak; de invloed van afwijkingen in de energiebalans wordt gesimuleerd door de inkomende globale straling te variëren.
 - effecten van afwijkingen in windrichting;
- Verspreidingsparameters
 - de parameterisaties van verticale en horizontale dispersie in het verspreidingsmodel
- Droge depositiesnelheid
 - Het effect van de waarde van de bulk oppervlakte weerstand R_c . De droge depositiesnelheid heeft vooral invloed op bijdragen van veraf gelegen bron-

nen. Daarom is voor deze categorie niet alleen de lokale invloed bepaald maar is de bijdrage van alle bronnen in binnen- en buitenland steeds opnieuw berekend. De waarde van R_c waarmee in deze studie is gerekend is 50 s/m. Een realistische bovengrens voor gemiddelde waarden is ca. 100 s/m. In bepaalde omstandigheden zouden episoden met 200 s/m nog tot de mogelijkheden behoren. De variant met $R_c=10000$ s/m geeft de situatie weer waarbij droge depositie praktisch afwezig is. Verder zijn een tweetal varianten door-gerekend waarbij de R_c aan meteorologische parameters als temperatuur en relatieve vochtigheid is gekoppeld. Dit zijn de RIVM parameterisatiemodule DEPAC en een soortgelijk schema welke in het nieuwe EMEP verspreidingsmodel wordt gehanteerd. In Velders *et al.* (2003) zijn de twee schema's vergeleken.

6.4.1 Toedieningsperiode voorjaar

In tabel 6.1 zijn de resultaten gegeven voor de toedieningsepisode. Cases 1 en 2 hebben betrekking op specifieke eigenschappen van de toedieningsemissies. In het geval dat wordt gerekend met emissies volgens het ALFAM model blijkt met name de correlatie met de metingen veel slechter te worden. De oorzaak hiervan is dat het ALFAM minder emissie berekent dan het bouwlandmodel (BLM) tijdens en vlak na het toedienen van mest en meer in latere uren. Dit uit zich in een ander dagverloop van berekende concentraties. Dit resultaat onderstreept het belang van het kennen van het actuele emissieverloop.

Voor de cases 3 tot en met 14 is alleen het effect van de variaties op de bijdrage van de lokale toedieningsemissies doorgerekend. Effecten op de bijdrage van lokale stalemissies kunnen beoordeeld worden aan de hand van de resultaten in tabel 6.3, ondanks dat het daar een winterepisode betreft. Gemiddeld is voor de gekozen periode de bijdrage van de lokale toedieningsemissies aan de ammoniakconcentratie 45%. Als algemene conclusie kan gesteld worden dat geen van de opties het verschil met de metingen in deze periode substantieel kleiner doet worden. Een uitzondering wordt gevormd door de optie dat er geen ondergrens wordt gesteld aan de windsnelheid. De verklaarde variantie neemt in dat geval echter af, hetgeen aangeeft dat het model voor de betreffende (nagenoeg windstille) uren weinig realistische waarden gaat berekenen. Een tweede gevoelige parameter is de verticale dispersie. Met de gekozen bereikgrenzen zou de vergelijking van het model met de 'Prairie-grass data' (zie 4.3 Validatie OPS-KT model) echter zeer veel slechter worden.

Voor het effect van een veranderende depositiesnelheid (cases 15 tot en met 20) zijn ook de bijdragen van lokale stallen en de achtergrondbijdragen steeds opnieuw berekend. We zien hier dat de keuze van de R_c - waarde of het R_c - parameterisatieschema van grote invloed is. Echter, geen van de gekozen varianten doet het verschil met de metingen naar nul naderen. De variant waarbij de droge depositie nagenoeg nul wordt gesteld ($R_c = 10000$) is bedoeld om een grens af te bakenen en mag niet beschouwd worden als een realistische optie.

Tabel 6.1 Bijdrage van mesttoedieningsemissie aan de ammoniakconcentratie op meetpunt Huttendijk bij verschillende rekenopties. Periode: 25 februari tot en met 3 maart 2003. Als referentie dienen ammoniakconcentratiemetingen met DOAS op uurbasis.

Case	Optie	Conc. bijdrage lokale mesttoediening ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Vergelijking met metingen [#]		
			Correlatie Coeff. (R^2)	Regressie Coeff.	Regressie t.ov. base case
0	Base case (BLM emissies, $Z_0=0.1$ m; $R_c=50$ s/m)	19.5	0.18	0.50	1.00
	<i>Emissies en broneigenschappen</i>				
1	ALFAM emissies	24.8	0.06	0.54	1.08
2	Uitworphoogte van 0.5 naar 0.1 m	18.7	0.17	0.49	0.98
	<i>Terreineigenschappen:</i>				
3	Ruwheidslengte van 0.1 naar 0.05 m	20.3	0.18	0.51	1.02
4	Ruwheidslengte van 0.1 naar 0.2 m	17.7	0.18	0.48	0.96
	<i>Meteorologie:</i>				
5	Geen ruwheidscorrectie windsnelheid	19.1	0.16	0.49	0.98
6	Geen ondergrens windsn. en Monin-Obukhov lengte	32.1	0.16	0.66	1.32
7	Globale straling *0.5	21.3	0.20	0.52	1.04
8	Albedo van 0.16 naar 0.3	20.0	0.18	0.51	1.02
9	Windrichting – 5 graden	18.5	0.17	0.49	0.98
10	Windrichting + 5 graden	20.5	0.18	0.51	1.02
	<i>Model (verspreiding):</i>				
11	Horizontale dispersie*1.5	13.7	0.17	0.50	1.00
12	Horizontale dispersie/1.5	18.5	0.18	0.49	0.98
13	Verticale dispersie*1.5	13.7	0.17	0.44	0.88
14	Verticale dispersie /1.5	25.5	0.19	0.57	1.14
	<i>Depositie:</i>				
15	Rc parameterisatie DEPAC	18.7	0.22	0.48	0.96
16	Rc parameterisatie EMEP	21.3	0.24	0.67	1.34
17	Rc=25 s/m	18.4	0.19	0.45	0.90
18	Rc=100 s/m	20.9	0.16	0.58	1.16
19	Rc=200 s/m	22.4	0.14	0.70	1.40
20	Rc=10000 s/m (geen droge depositie)	28.1	0.13	1.42	2.40

[#] op basis van alle lokale en achtergrondbijdragen

6.4.2 Toedieningsperiode zomer

Tabel 6.2 geeft de resultaten voor juli 2003. In deze zomermaand is de berekende bijdrage van lokale mesttoediening relatief hoog (40%, zie figuur 6-24). Het karakteristieke verschil met de voorjaarepisode is de meteorologische toestand. Naast een hogere temperatuur kent juli 2003 ook veel neerslag (zie figuur 5-4). In dit geval is uitsluitend gekeken naar het effect van de depositiesnelheid, de invloed van andere parameters is vergelijkbaar met die in de voorjaarepisode.

De bijdrage van niet-lokale bronnen is in deze maand relatief laag (40%, zie figuur 6-24). Veranderingen in depositiesnelheden resulteren mede om deze reden in relatief kleine concentratieveranderingen.

Tabel 6.2 Vergelijking van berekende ammoniakconcentraties op meetpunt Huttendijk bij verschillende droge depositieopties. Periode: juli 2003. Als referentie dienen ammoniakconcentratie metingen met AMOR op uurbasis.

Case	Optie	Conc. bijdrage lokale mesttoediening ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Vergelijking met metingen [#]		
			Correlatie Coeff. (R^2)	Regressie coeff.	Regressie t.o.v base case
0	Base case (BLM emissies, Z0= 0.1 m; Rc=50 s/m)	5.04	0.37	0.89	1.00
	Depositie:				
15	Rc parameterisatie DEPAAC	4.86	0.38	0.83	0.93
16	Rc parameterisatie EMEP	5.08	0.31	0.99	1.11
17	Rc=25 s/m	4.92	0.38	0.84	0.94
18	Rc=100 s/m	5.17	0.34	0.98	1.10
19	Rc=200 s/m	5.20	0.29	1.10	1.24
20	Rc=10000 s/m (geen droge depositie)				

[#] op basis van alle lokale en achtergrondbijdragen

6.4.3 Winterperiode

Tabel 6.3 geeft de resultaten voor de winterperiode. De invloed van terreineigenschappen, meteorologie en verspreidingsparameters blijkt niet wezenlijk anders dan bij de toedienings-emissies in de voorjaarsperiode. Anders dan bij de voorjaarepisode komt het niveau van de gemeten ammoniakconcentraties bij verschillende model- en parameteropties binnen bereik. De gevonden onderschatting op deze plaats en in deze periode kan dus niet eenduidig aan emissieonderschatting worden toegeschreven.

Tabel 6.3 Bijdrage van stalemissies aan ammoniakconcentratie op meetpunt Huttendijk bij verschillende rekenopties. Periode: 1 november tot en met 30 november 2002. Als referentie dienen ammoniakconcentratie metingen met AMOR op urbasis.

Case	Optie	Conc. bijdrage lokale stallen ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Vergelijking met metingen [#]		
			Verklaarde variantie (R^2)	Regressie Coëff.	Regressie t.o.v. base case
0	Base case (BLM emissies, $Z_0 = 0.1$ m; $R_c=50$ s/m)	8.03	0.36	0.86	1.00
	<i>Emissies en broneigenschappen</i>				
1	Bronhoogte*1.5	6.61	0.44	0.80	0.93
2	Bronhoogte/1.5	8.86	0.34	0.94	1.09
	<i>Terreineigenschappen:</i>				
3	Ruwheidslengte van 0.1 naar 0.05 m	8.79	0.37	0.93	1.08
4	Ruwheidslengte van 0.1 naar 0.2 m	6.98	0.34	0.77	0.89
	<i>Meteorologie:</i>				
5	Geen ruwheidscorrectie windsnelheid	9.85	0.40	1.02	1.19
6	Geen ondergrens windsn en Monin-Obukhov lengte	10.50	0.30	1.11	1.29
7	Globale straling *0.5	8.33	0.36	0.89	1.00
8	Albedo van 0.16 naar 0.3	8.11	0.36	0.87	1.01
9	Windrichting - 5 graden	8.22	0.34	0.87	1.01
10	Windrichting + 5 graden	7.81	0.33	0.84	0.98
	<i>Model (verspreiding):</i>				
11	Horizontale dispersie*1.5	8.35	0.26	0.84	0.98
12	Horizontale dispersie/1.5	7.50	0.40	0.87	1.01
13	Verticale dispersie*1.5	5.29	0.30	0.63	0.73
14	Verticale dispersie /1.5	11.38	0.38	1.15	1.34
	<i>Depositie:</i>				
15	Rc parameterisatie DEPAC	7.12	0.36	0.74	0.86
16	Rc parameterisatie EMEP	7.92	0.35	0.85	0.99
17	Rc=25 s/m	7.50	0.36	0.79	0.92
18	Rc=100 s/m	8.68	0.34	0.97	1.13
19	Rc=200 s/m	9.38	0.29	1.12	1.30
20	Rc=10000 s/m (geen droge depositie)	11.41	0.07	2.35	2.73

[#] op basis van alle lokale- en achtergrondbijdragen

6.4.4 Nadere analyse

De algemene conclusie uit de gevoeligheidsanalyse is dat een aantal varianten wel een betere overeenkomst met de metingen laten zien maar dat de grote verschillen in met name de toedieningsperiode niet kunnen worden verklaard door een variatie in de OPS modelparameters. Zo blijken de modeluitkomsten gevoelig te zijn voor de verticale dispersie parameterisatie en ook voor de keuze van de ondergrens in windsnelheid. Hiermee wordt echter niet het verschil tussen voorjaar en winter verklaard omdat de gevoeligheid in alle seizoenen ongeveer gelijk is.

Een parameter welke wel grote invloed heeft op het niveau van de berekende concentraties is de droge depositiesnelheid welke in dit geval wordt gekarakteriseerd door de bulk canopy weerstand R_c . Helaas is de waarde van R_c erg onzeker. In de literatuur wordt een grote verscheidenheid aan R_c waarden gevonden welke bovendien afhankelijk zijn van gewas of bodemtype en van de weersgesteldheid. 'Gemiddelde' waarden zijn daarom moeilijk te geven. In het verleden is in Nederland experimenteel werk gedaan om droge depositie en de depositiemechanismen te bepalen. Het betrof hier vooral metingen boven een boslocatie (Speuld). Depositie van NH₃ naar agrarisch grasland is onderzocht door Plantaz (1998) en Mosquera et al. (2000). Bij agrarisch grasland worden er naast depositiefluxen ook emissiefluxen aangetroffen. Omdat in de huidige methodiek wordt gewerkt met emissie en depositie als afzonderlijke processen zijn gegevens uit genoemd werk niet toepasbaar in het OPS model. De gevoeligheid van modeluitkomsten voor depositiesnelheden is eerder onderkend (o.a. van Jaarsveld *et al.*, 2000a) en is aanleiding geweest tot het opzetten van nieuw experimenteel werk, met name voor droge depositie naar (onbemest) grasland. Dit onderzoek wordt inmiddels bij WUR (Leerstoelgroep Meteorologie en Luchtkwaliteit) uitgevoerd.

In deze gevoeligheidsstudie is gewerkt met een aantal constante R_c waarden maar ook met 2 parameterisatie schema's. DEPAC is ontwikkeld op basis van metingen in Nederland (Erisman *et al.*, 1994) en is tot op heden gebruikt voor berekeningen van zure depositie in Nederland. Het EMEP schema is opgenomen in het Unified EMEP model (EMEP, 2003) en gebaseerd op het werk van Smith et al. (2000).

De waarde van de bulk canopy weerstand R_c lijkt wel verschil te maken in de verschillende seizoenen. Wanneer hiervoor waarden worden genomen die afhangen van b.v. relatieve vochtigheid en temperatuur (zoals bij de DEPAC en EMEP parameterisaties) dan blijkt dit in de bewuste toedieningsepisode 25 februari tot 3 maart 2003 tot grotere verschillen te leiden dan in de zomer of in de winter. Bovendien verbetert de overeenkomst tussen metingen en model opmerkelijk in de toedieningsepisode. Een deel van de discrepantie in de toedieningsepisode kan dus verklaard worden uit de manier waarop de depositiesnelheid is geparаметeriseerd. Het tekort in genoemde episode zou bij het EMEP schema dan gaan van 50% naar 33%, terwijl in andere maanden er geen overschattingen van enige betekenis gaan optreden. Nadrukkelijk dient hierbij te worden opgemerkt dat de R_c waarden van de EMEP parameterisatie (200 s/m als gemiddelde voor alle oppervlakken en gewassen) wel aan de bovenkant liggen van de range die in de literatuur wordt gevonden. Het is echter mogelijk dat in bepaalde perioden de droge depositie wordt verminderd doordat op grote schaal in de omgeving mest wordt uitgereden op gras - en bouwland. Immers de bodem mag als verzadigd worden beschouwd met ammoniakaal stikstof voor die percelen waarin emissie optreedt en er zal daarom niet tegelijkertijd ook depositie plaatsvinden. In kwalitatieve zin zal de atmosferische verblijftijd van ammoniak in zulke situaties langer worden waardoor de invloed van emissies buiten het onderzoekgebied Vragender groter wordt en er dus hogere concentraties worden gemeten. In kwantitatieve zin is het effect moeilijk te kwantificeren mede omdat mesttoedieningsgegevens buiten het onderzoekgebied Vragender ontbreken. Het is echter onwaarschijnlijk dat genoemde depositievermindering zou leiden tot een gemiddelde R_c waarde - geldend voor alle oppervlakken in Nederland - van meer dan 200 s/m. De recent gestarte meetinspanningen zullen hier meer duidelijkheid in kunnen bieden.

Drie situaties zijn onderzocht: een toedieningsepisode in het voorjaar, een zomermaand en een wintermaand. Aangenomen wordt dat dit voldoende representatief is voor het gedrag in de rest van het jaar. De gevoeligheid van achtergrondconcentraties voor droge depositie is meegenomen. Niet meegenomen in de gevoeligheidsanalyse is de meteorologische afhankelijkheid van aanwendingsemissies voor wat betreft het effect van neerslag, zonnestraling en relatieve vochtigheid. Hoewel effecten van deze grootheden op de emissies vaak wel worden genoemd in kwalitatieve zin, is er vooralsnog onvoldoende kwantitatieve informatie

beschikbaar. Mogelijk wordt de emissie in de toedieningsepisode in het voorjaar onderschat omdat het mooie weer met lage relatieve vochtigheid in werkelijkheid tot hogere verdamping leidt. Andersom kan de emissie in juli nog zijn onderschat door de grote neerslaghoeveelheid in die maand. Deze onderwerpen behoeven nog nader onderzoek.

6.4.5 Schatting van emissietekorten

In dit hoofdstuk is gebleken dat met name in de voorjaarsepisode de berekende concentraties veel lager zijn dan de metingen. Deze periode wordt gekenmerkt door veel toedieningsactiviteiten. Anderzijds, in perioden met verwaarloosbare toedieningsemissies blijken de berekende concentraties wel redelijk de metingen te benaderen. In emissietermen doet dit sterk vermoeden dat met name de toedieningsemissies te laag zijn. Een andere belangrijke parameter is de droge depositiesnelheid. De gevoeligheidsanalyse geeft aan dat de waarde hiervan van grote invloed is op de berekende concentraties. Uit de analyse blijkt echter ook dat het verschil tussen berekeningen en metingen niet kan worden opgeheven met de keuze van een gemiddelde Rc waarde binnen een realistische range (bovengrens tot 200 s/m). De conclusie die hieruit kan worden getrokken is dat het tekort toch voor een belangrijk deel moet worden gevonden in te lage toedieningsemissies.

Om tot een schatting van de tekorten te komen is het belangrijk om vast te stellen dat wanneer er een tekort in toedieningsemissies is dat vooral gevonden moet worden in de emissiefactoren en minder in de lokaal uitgereden hoeveelheden mest omdat deze hoeveelheden lokaal zijn geregistreerd. Dit betekent dat het tekort naar verhouding ook in de rest van Nederland optreedt en dus van invloed is op de achtergrondconcentraties. Op basis van deze veronderstelling is berekend met welke factor de toedieningsemissies moeten worden verhoogd om het (gemiddelde) verschil met de metingen weg te werken. In tabel 6.4 zijn de resultaten voor enkele situaties gegeven. Opmerkelijk is dat uit de verschillende vergelijkingen een redelijk stabiele factor volgt. Evenzo is een schatting gemaakt van hoe groot deze factor is wanneer een bovengrens wordt gekozen voor de Rc parameterisatie. Wanneer deze bovengrens wordt gelegd bij 200 s/m dan gaat de factor op basis van de 50 meetstations van 2.4 naar 1.2.

Deze resultaten vertalen naar jaarbasis en naar de landelijke schaal is zonder expliciete aannamen niet mogelijk.

- Ten eerste moet verondersteld worden dat de situatie in het Vragender gebied vergelijkbaar is met die in geheel Nederland voor wat betreft de landbouwpraktijk, de invloed van depositie en klimatologie.
- Ten tweede is de veronderstelling dat de onderschatting alleen in de maanden februari, maart en april plaatsvindt.

In de bewuste maanden van 2003 vindt in het Vragender gebied ca. 40% van de jaarlijkse toedieningsemissie plaats. Op landelijke schaal is de toedieningsemissie volgens de MB 41 kton per jaar. Als hiervan ook 40% in dezelfde periode wordt geëmitteerd dan kan de bovengrens van de verhoging worden berekend als: $0.4 \cdot 41 \cdot (2.4 - 1) = 23$ kton en de ondergrens als $0.4 \cdot 41 \cdot (1.2 - 1) = 3$ kton.

Tabel 6.4 Verklaarde fractie van gemeten concentraties en de factor waarmee de toedieningsemissies verhoogd moet worden (verhogingsfactor) om het verschil met de metingen weg te werken, voor verschillende meetlocaties en meettechnieken.

meetlocatie	Meettechniek	periode	Verklaarde fractie	Verhogingsfactor toedieningsemissies
Huttendijk	DOAS	25/2 – 3/3	0.50	2.5
Huttendijk	AMOR	feb-apr	0.63	2.6
Huttendijk	Passief	feb-apr	0.68	2.2
50 stations	Passief	feb-apr	0.67	2.4

6.4.6 Vergelijking resultaten VELD project met Milieubalans berekeningen voor het gebied rond Vragender

In dit hoofdstuk zijn resultaten van berekende en gemeten ammoniakconcentraties beschreven met hoge temporele en ruimtelijke resolutie. De ammoniakconcentraties zijn berekend met het OPS KT model. Als invoer voor dit model zijn de resultaten van de gedetailleerde ammoniakemissieberekeningen (zie paragraaf 3.2.3 en 3.3.2) gebruikt. Deze benadering wordt hierna als “*de VELD methode*” aangeduid

In figuur 6.25 is de vergelijking gegeven van de aldus berekende en gemeten ammoniakconcentraties in het Vragender gebied voor de periode 1 augustus 2002 tot 26 augustus 2003. Uit die vergelijking volgt dat de berekende concentraties op jaarbasis 15 % lager zijn dan de metingen terwijl de verklaarde variantie 75 % is. Om dit resultaat te kunnen beoordelen, wordt in deze paragraaf beschreven in welke mate de standaardmethodiek, zoals die gebruikt wordt voor de Milieubalans, de gemeten concentraties kan verklaren.

De standaardprocedure voor MB emissieberekeningen is voornamelijk gebaseerd op dieraantallen per gemeente en gemiddelde emissiefactoren. De vertaling naar jaargemiddelde ammoniakconcentraties en deposities gebeurt met het OPS lange termijn model. Vergelijkingen met gemeten concentraties ter bepaling van de grootte van het ‘ammoniakgat’ worden gedaan op basis van 500x500 m emissiegegevens.

Voor de vergelijking zijn voor de landbouwemissies in het 3x3 km gebied de emissies voor het jaar 2002 gekozen zoals toegepast voor het Milieucompendium 2004. Overige emissies en buitenlandse emissies zijn identiek aan die toegepast in dit project voor de berekening van de achtergrondconcentraties (zie hoofdstuk 4.9). De meteorologische gegevens werden speciaal voor de betreffende periode geselecteerd.

Resultaten

Het resultaat van de vergelijking is gegeven in figuur 6.26. De MB rekenwijze levert een onderschatting op t.o.v. de metingen van 33%, terwijl de verklaarde variantie slechts 52% is. De verminderde verklaarde variantie is gemakkelijk te verklaren uit de veel lagere ruimtelijke detaillering bij de MB emissies. Voor de grotere systematische onderschatting is de verklaring veel complexer omdat er veel verschillen zijn tussen beide methoden:

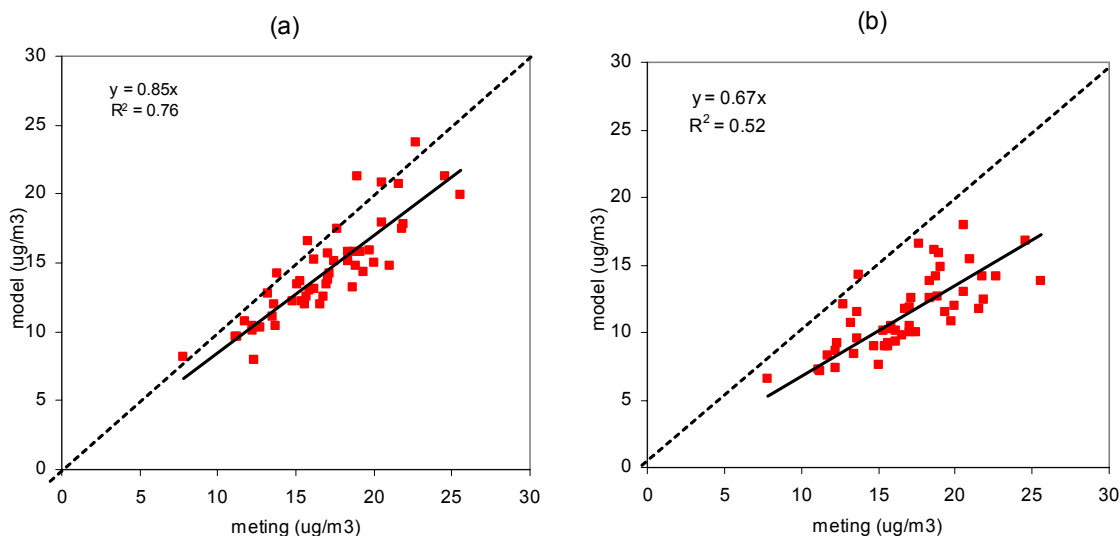
- Meteogegevens. De VELD methode gaat uit van lokaal gemeten waarden terwijl het OPS LT model regionale gegevens gebruikt. Dit kan leiden tot systematische verschillen;
- Emissieverloop gedurende het jaar. Het OPS-LT model houdt (bij de MB rekenwijze) geen rekening met seizoensgebonden activiteiten zoals mesttoediening maar rekent

met jaargemiddelde emissies. De correlatie van deze activiteiten met bepaalde meteorologische omstandigheden kan van invloed zijn op de resultaten. De omvang is niet bekend;

- Temperatuurafhankelijkheid van emissies. De emissies bij de VELD methode zijn anders afhankelijk van de temperatuur (zie paragraaf 3.2.3) dan bij het OPS-LT model. Op jaarbasis (gemiddeld) levert dit naar verwachting geen groot verschil op;
- De ruimtelijke toewijzing van LBT gegevens en andere emissiegegevens aan het 3x3 km gebied kan verschillen opleveren. De omvang en impact hiervan zou nader onderzocht moeten worden;
- Parameterisatie van droge depositie. De MB methode gaat uit van de DEPAC schema terwijl bij de VELD methode een constante waarde voor R_c van 50 s/m is gehanteerd. Dit verklaart mogelijk een substantieel deel van het verschil tussen de uitkomsten van de twee methoden.

Conclusie

Uit bovenstaande volgt dat het ammoniakgat in Vragender bij toepassing van de MB methode ongeveer gelijk is aan wat landelijk wordt gevonden (ca. 30%). Bij de VELD methode reduceert dit gat ruwweg met een factor 2. Een volledige vertaling van deze verbetering naar landelijke schaal (en andere perioden) is zonder een gedegen analyse van de factoren die de verschillen veroorzaken niet goed te maken. Het effect van de droge depositieparameterisatie is echter wel naar landelijke schaal te vertalen: hierdoor zal naar verwachting minimaal de helft van de 'verbetering' ook landelijk tot uiting zal komen.



Figuur 6.26 Vergelijking van metingen uitgevoerd op 50 locaties in het Vragender gebied met resultaten van: (a) het OPS-KT model op basis van de gedetailleerde emissieinventarisatie (de VELD methode); (b) het OPS-LT model op basis van MB emissiebestanden (de MB methode).

7 Integrale analyse van N-stromen op 10 bedrijven¹

In het VELD-rapport staat ammoniak centraal. Ammoniak is echter slechts een onderdeel in de keten van N-stromen op veehouderijbedrijven. Beheersing van de N-stromen op bedrijfs- of gebiedsniveau kan ook leiden tot vermindering van de ammoniakemissie. Analyse op gebiedsniveau viel buiten de scope van dit project. De integrale N-analyse van tien bedrijven in het onderzoeksgebied op basis van hun MINAS-aangifte over 2002 geeft een beeld van alle N-stromen op die bedrijven. Dit betreft geaggregeerde gegevens waarbij (per bedrijf op jaarbasis) de N-stromen in samenhang met het productieproces worden beschreven en de N-verliezen naar bodem/grondwater en lucht (naast ammoniak ook lachgas) op basis van rekenregels worden gekwantificeerd. In een afzonderlijk rapport (Van der Meer *et al.*, in druk) zijn de resultaten uitvoerig beschreven. In dit hoofdstuk wordt een samenvatting gegeven.

7.1 Gegevens en modelberekeningen

7.1.1 MINAS-gegevens

Om de inkomende en uitgaande N-stromen integraal te kwantificeren op bedrijfsniveau en op perceelsniveau (gemiddeld per hectare), zijn voor een tiental bedrijven berekeningen uitgevoerd. De bedrijven hebben hiertoe vrijwillig gegevens uit hun MINAS-aangifte van 2002 ter beschikking gesteld. Dit als aanvulling op de gegevensregistratie voor de ammoniakemissieberekeningen die in hoofdstuk 3 is beschreven. De MINAS-aangifte heeft betrekking op het hele kalenderjaar 2002. De in hoofdstuk 3 beschreven gedetailleerde gegevensregistratie is pas halverwege het jaar 2002 opgestart. Die gegevens zijn daardoor niet geheel uitwisselbaar met de MINAS-aangifte. In een aantal gevallen moest voor de integrale N-analyse de situatie in de eerste helft van 2002 ingeschat worden op basis van de situatie zoals die daarna in detail is geregistreerd of door bepaalde aannames te doen.

De MINAS-gegevens zijn door bedrijven die deelnamen aan het VELD-project beschikbaar gesteld onder voorwaarde dat deze gegevens geanonimiseerd gerapporteerd zou worden. De MINAS-gegevens van enkele andere bedrijven konden ook verkregen worden, maar waren voor de beoogde analyse niet goed bruikbaar aangezien de aangifte voor een niet kwantificeerbaar deel betrekking had op een andere (neven-)vestiging van het bedrijf of omdat het bedrijf niet of nauwelijks grond-gebonden was zodat alle of bijna alle mest moest worden afgevoerd naar derden.

De integrale N-berekeningen hebben betrekking op een willekeurige groep bedrijven binnen het project waarmee geen representativiteit voor het gebied is beoogd. Zowel de gemiddelde situatie in het gebied als de voorkomende ranges kunnen dus afwijken. De berekeningen zijn gedaan om naast een beeld van de ammoniakemissies (zoals in voorgaande hoofdstukken gedetailleerd beschreven) ook een indruk van de andere N-stromen en -verliezen te verkrijgen en om mogelijkheden voor managementverbetering te duiden.

De volgende gegevens uit de MINAS-aangifte zijn voor deze N-analyse gebruikt:

- het aantal dieren per diercategorie;

¹ Auteurs van dit hoofdstuk zijn H.G. van der Meer, F.K. van Evert en M.C.J. Smits.

Dit hoofdstuk is een samenvatting van een satelliet projectactiviteit die in Van der Meer *et al.* (Plant Research International, in druk) uitvoeriger wordt beschreven.

- de stikstofaanvoer in 2002 (kg N) via mengvoer, ruwvoer, dieren, dierlijke mest en kunstmest;
- de stikstofafvoer in 2002 (kg N) via dierlijke producten (voornamelijk melk), dieren, ruwvoer en dierlijke mest;
- oppervlaktes (ha) grasland, bouwland en natuurterrein met beheerregime. Deze werden in MINAS voor 'droge' en 'natte' zandgrond afzonderlijk gespecificeerd;
- de toegestane verliezen bij de gegeven arealen (kg N) en dieraantallen per categorie.

In het MINAS-systeem zijn de toegestane N-verliezen afhankelijk van het verbouwde gewas en de uitspoelingsgevoeligheid van de grond. Ook toegestane (deels onvermijdbaar geachte) verliezen per dier worden in het systeem verdisconteerd. Het N-overschot is het verschil tussen aanvoer en afvoer van N. Het N-overschot mag niet groter zijn dan de toegestane verliezen, anders moet heffing worden betaald. Naast de MINAS-gegevens is gebruik gemaakt van aanvullende gegevens die in het ammoniakproject 'VELD' verzameld werden, zoals

- beweidingssysteem en –duur voor melkvee en jongvee;
- mesttoedieningsmethodes op grasland en bouwland;
- verhouding tussen gras en maïs in het zomerrantsoen en in het winterrantsoen (volgens schatting van de veehouder); zo mogelijk aangevuld met een indicatie van de voeropname.

7.1.2 FARMMIN-berekeningen

Voor de integrale N-analyse zijn met het model FARMMIN van 'Plant Research International' (PRI, een onderzoeksinstituut van Wageningen UR) berekeningen uitgevoerd om de volgende N-stromen per bedrijf te kwantificeren:

- (1) de hoeveelheid N die in het geproduceerde ruwvoer wordt vastgelegd en daarvan de veldverliezen bij beweiding (gras) en oogst (gras en maïs) en bewaringsverliezen bij conservering (silage);
- (2) de vastlegging van N in dierlijke producten en de excretie in faeces en urine op stal en in de weide;
- (3) gasvormige N-verliezen (naast ammoniak ook N₂O en N₂);
- (4) de hoeveelheid N in de beschikbare dierlijke mest en de werking daarvan bij toediening op gras- en maïsland (afhankelijk van de samenstelling en toedieningsmethode).
- (5) de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater op basis van de hoeveelheid minerale N in de bodem in het najaar

ad (1) de ruwvoerproductie (gras, snijmaïs) is hiertoe berekend in afhankelijkheid van de productieomstandigheden en de N-voorziening uit de bodem en de bemesting.

ad (2) de samenstelling van de rantsoenen van de verschillende diercategorieën is berekend in afhankelijkheid van het productieniveau van de dieren, de beschikbare voeders van het eigen bedrijf (hoeveelheid, samenstelling), en de beschikbare voeders in de handel.

Voor meer informatie over het model FARMMIN en resultaten van eerdere berekeningen op melkveebedrijven (andere projecten) wordt verwezen naar van Evert *et al.* (2003), Schoumans *et al.*, (2002) en Huijsmans *et al.* (2004). Voor het onderhavige project is een berekening van de verdeling van de N-excretie over faeces en urine toegevoegd.

Tevens zijn modules voor berekening van de lachgasemissie en de nitraatuitspoeling aan FARMMIN toegevoegd (van der Meer *et al.*, in druk).

Lachgasemissie

FARMMIN berekent de lachgasemissie met behulp van emissiefactoren die zijn ontleend aan een overzichtspublicatie uit 1997 (Velthof & Oenema, 1997) en ook recent nog zijn gebruikt in een verkenning naar mogelijkheden tot beperking van de emissie van broeikasgassen in de melkveehouderij (Schils *et al.*, in press). De volgende bronnen van lachgasemissie worden in de berekeningen meegenomen: bodem (vaste hoeveelheden voor minerale en organische gronden), runderen (functie van de N-opname), beweiding (functie van de N-excretie minus ammoniakemissie), mestopslag (functie van de N-excretie op stal), uitgereden mest (functie van de hoeveelheid N in de mest minus ammoniakemissie), kunstmest-N (functie van de hoeveelheid N minus ammoniakemissie), biologische N-binding (functie van de hoeveelheid gebonden N), silage (functie van de hoeveelheid nitraat in het in te kuilen product) (Schils *et al.*, in press).

Nitraatuitspoeling

FARMMIN berekent de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater in 2 stappen. Eerst wordt de hoeveelheid minerale N in de bodem aan het eind van het groeiseizoen (residuaire N_{\min} uit mineralisatie, depositie en bemesting) berekend met behulp van een in het project Sturen op Nitraat afgeleide vergelijking (ten Berge *et al.*, 2002; vergelijking 3.15 op pag. 45). Daarbij wordt rekening gehouden met:

- de bijdrage uit mineralisatie en atmosferische depositie, die wordt afgeleid uit de hoeveelheid minerale N in de bodem onder een niet met N bemest veld (bodem- en gewasafhankelijk);
- de totale gift aan werkzame N (A_{tot});
- de gift werkzame N waarbij de recovery van de toegediende N begint af te nemen (A_{crit} , afhankelijk van gewas, productievermogen en grondsoort);
- de neerslag in het groeiseizoen (afhankelijk van de groeiduur van het gewas).

Met name het verschil tussen A_{tot} en A_{crit} draagt sterk bij aan de hoeveelheid residuaire N_{\min} in het najaar. Bij die berekende hoeveelheid residuaire N_{\min} uit mineralisatie, depositie en bemesting wordt op grasland nog een bijdrage uit de urine van het weidend vee berekend. Hierbij wordt aangenomen dat 60% van de urine-N in de bodem komt en bijdraagt aan de N-opname door het gewas en de hoeveelheid residuaire N_{\min} ; de overige 40% gaat verloren door ammoniakvervluchtiging en mogelijke gasvormige verliezen die samengaan met de nitrificatie (van der Meer & Whitehead, 1990). De bijdrage van urine-N aan de hoeveelheid residuaire N_{\min} is afhankelijk van de periode waarin de urine wordt geproduceerd. De urine-N die in de periode tot 1 juli wordt geloosd draagt niet bij, terwijl de urine-N die na 1 oktober wordt geloosd (na aftrek van genoemde 40% verliezen) volledig bijdraagt aan de hoeveelheid residuaire N_{\min} . Tussen 1 juli en 1 oktober neemt de bijdrage lineair toe van 0 tot 100% van de urine-N die over is na aftrek van genoemde verliezen. De totale hoeveelheid residuaire N_{\min} die zich in het najaar in de bodem bevindt komt door denitrificatie-verliezen slechts voor een deel in het grondwater terecht. Daarom wordt deze hoeveelheid eerst met de zogenaamde denitrificatiefactor vermenigvuldigd (dit is het deel dat na denitrificatie overblijft). Deze factor is 0,65 voor gewone zandgronden en 0,83 voor droge zandgronden. Vervolgens wordt met behulp van het neerslagoverschot het nitraatgehalte in het bovenste grondwater berekend. Het gemiddelde neerslagoverschot in Nederland is 273 mm jaar⁻¹ voor grasland en 327 mm jaar⁻¹ voor maïsland (Kroes, 2001). In Oostelijk Noord

Brabant, Noord Limburg en delen van de Achterhoek zijn deze waarden resp. 183 en 219 mm jaar⁻¹. Bij de berekeningen voor dit project is in eerste instantie uitgegaan van 0,65 als denitrificatiefactor en de gemiddelde neerslagoverschotten. Omdat dit waarschijnlijk een onderschatting van de nitraatconcentratie in het grondwater oplevert, worden in de discussie van het rapport van Van der Meer *et al.* (in druk) ook cijfers voor droge omstandigheden gepresenteerd.

Hierna worden de resultaten van de integrale N-analyse op hoofdlijnen beschreven. Voor een gedetailleerde beschrijving van het model en de uitwerking voor dit project wordt verwezen naar Van Evert *et al.* (2003) en Van der Meer *et al.* (in druk).

7.2 Resultaten MINAS en integrale N-analyse

In tabel 7.1 zijn de belangrijkste MINAS-gegevens per bedrijf samengevat. Hieruit blijkt dat er grote verschillen waren tussen de bedrijven in veebezetting, N-aanvoer, N-afvoer en toegestane N-verliezen. Vier bedrijven hadden uitsluitend melkvee en de overige zes hadden tevens varkens. De veebezetting varieerde van ongeveer 2 GVE/ha op de vrij extensieve melkveebedrijven B, C en D tot 7,6 GVE/ha op bedrijf H waar de melkveestapel slechts 34% van de veebezetting uitmaakte. Samenhangend met de veebezetting was er een grote variatie in aanvoer van N in ruwvoer en mengvoer en in de afvoer van N in dierlijke mest en ruwvoer (tabel 7.1). Deze posten op de N-balans geven een indicatie van de grondgebondenheid van de dierlijke productie. Op de bedrijven A en C was het N-overschot groter dan toegestaan en deze bedrijven moesten dus over het betreffende jaar N-heffing betalen. Beide bedrijven hadden een relatief grote N-aanvoer in kunstmest en hadden door vermindering hiervan aan de MINAS-norm kunnen voldoen (van der Meer *et al.*, in druk). Op de andere acht bedrijven was het N-overschot 42 tot 99 kg/ha onder de norm. De bedrijven H, I en J konden aan de MINAS-normen voldoen door veel mest af te voeren (tabel 7.1). De meeste bedrijven die mest afvoerden hadden binnen de geldende MINAS-normen (voor N en P) een deel van die mest nog op het eigen land kunnen toedienen en daarmee kosten van mestafvoer besparen (van der Meer *et al.*, in druk).

In tabel 7.2 zijn de met FARMMIN berekende N-stromen en –verliezen weergegeven die aansluiten bij de MINAS-gegevens uit tabel 7.1. In figuur 7.1 zijn deze N-stromen en –verliezen in onderlinge samenhang gevisualiseerd voor één melkveebedrijf. In figuur 7.2 is hetzelfde gedaan voor een bedrijf met een varkenstak naast de melkveetak. Beide figuren zijn uitgewerkt rondom een bedrijfsinterne cyclus van N tussen de ‘compartimenten’ vee, mest, bodem en gewas:



Aan deze bedrijfsinterne cyclus wordt N van buiten het bedrijf toegevoerd, vooral via aangekocht (kracht)voer en (kunst)mest. Er wordt N afgevoerd via nuttige producten (melk, afgevoerde dieren, afgevoerde dierlijke mest) en via verliezen zoals ammoniak, lachgas, en potentiële nitraatuitspoeling door in de herfst opgehoopte minerale N in de bodem.

Tabel 7.1 Samenvatting van de MINAS-gegevens van de 10 doorgerekende bedrijven. Om de gegevens te anonimiseren zijn ze uitgedrukt per hectare (kg N/ha), is de veebezetting van diverse diercategorieën omgerekend in grootvee-eenheden per hectare (GVE/ha) en zijn onder aanvoer en afvoer sommige posten gecombineerd. De bedrijven zijn in de kolomkop gecodeerd met een letter.

	<i>Eenheid</i>	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Veebezetting	GVE/ha	4.8	2.0	2.1	1.8	2.6	3.1	2.7	7.6	5.4	4.3
%(melk)rundvee van GVE	%	79	100	100	100	100	59	69	34	51	45
<u>AANVOER 2002</u>											
Voer (mengvoer en ruwvoer)	kg N/ha	312	93	126	106	162	174	185	706	482	413
Dieren	kg N/ha	12	0	0	0	0	0	8	2	32	27
Meststoffen (kunstmest en dierlijke mest)*	kg N/ha	247	147	192	136	180	155	95	203	99	110
TOTAAL	kg N/ha	570	241	317	242	343	329	288	911	613	550
<u>AFVOER 2002</u>											
dierlijke mest & ruwvoer**	kg N/ha	18	0	0	3	36	10	0	323	169	161
dieren & dierlijke producten	kg N/ha	137	78	79	77	119	111	127	306	231	201
TOTAAL	kg N/ha	155	78	79	79	155	121	127	628	399	363
N-overschot (Aanvoer – Afvoer)	kg N/ha	414	163	239	163	188	209	161	282	213	187
<i>toegestaan overschot</i> ***	kg N/ha	265	216	214	214	286	250	227	346	285	258
Verschil	kg N/ha	149	-53	25	-51	-99	-42	-66	-64	-72	-71

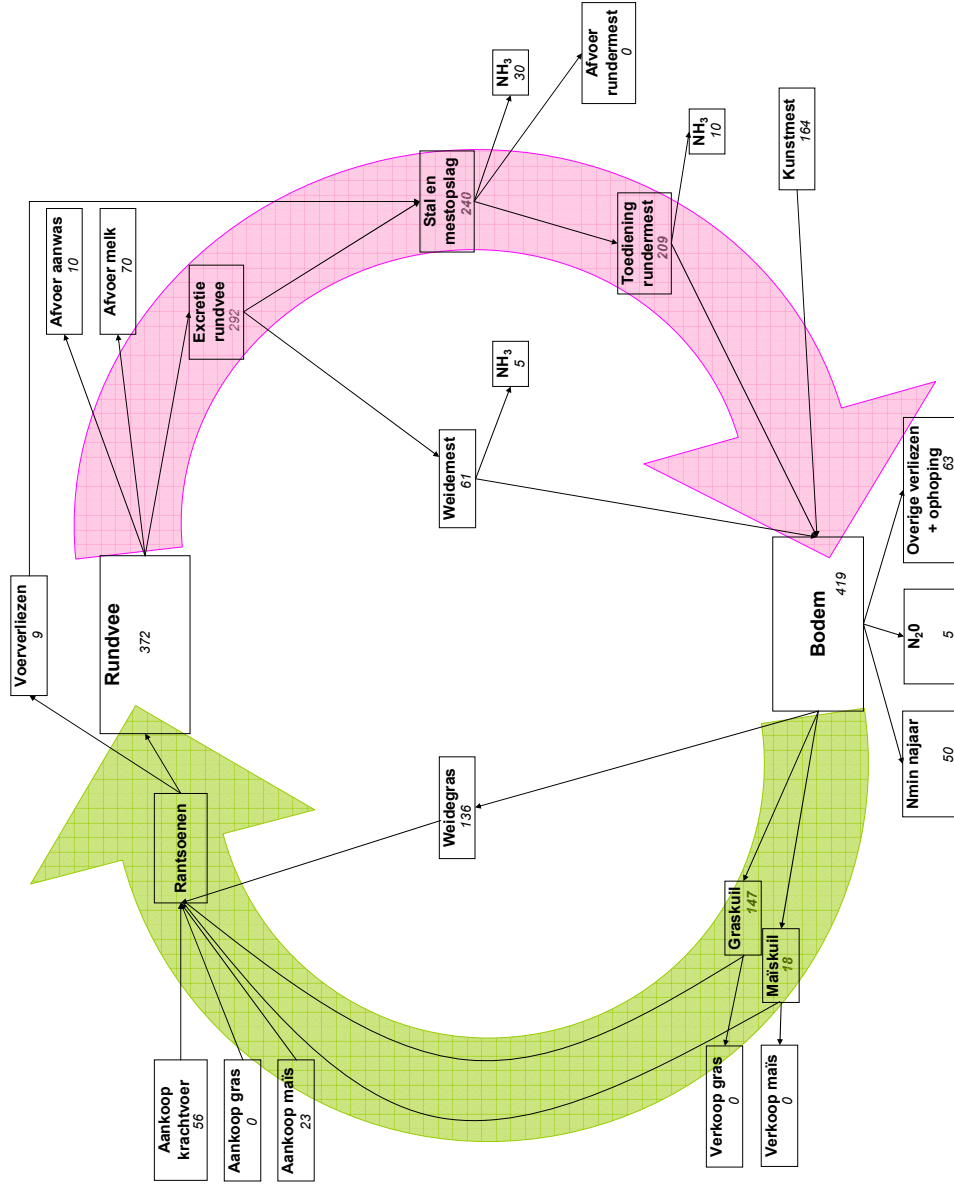
* de bedrijven C, E en I voeren respectievelijk 24, 3 en 9 kg N/ha uit dierlijke mest aan; de overige bedrijven voeren geen dierlijke mest aan.

** slechts twee bedrijven voeren enig ruwvoer af, verder is deze post N-afvoer in dierlijke mest.

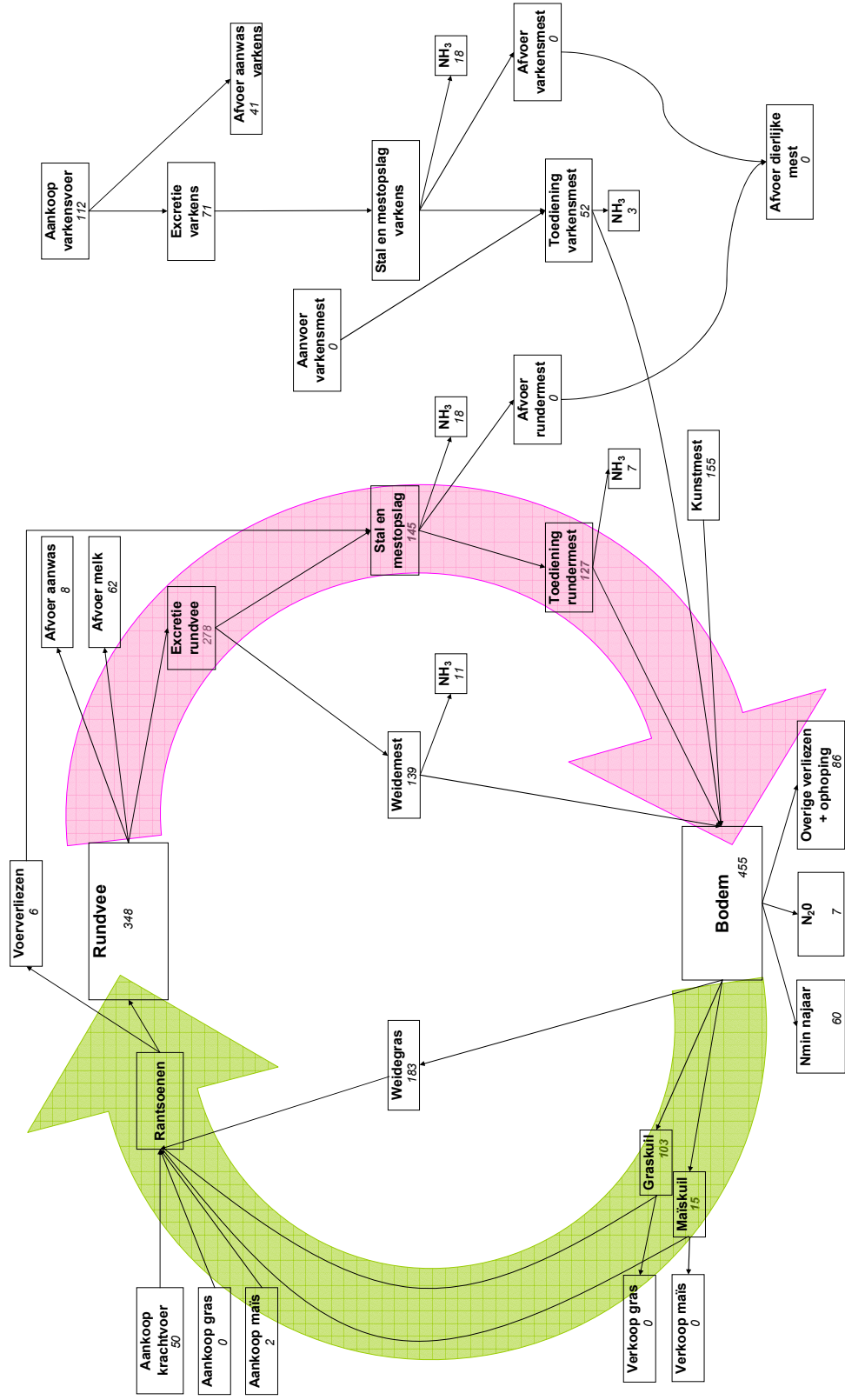
*** dit betreft de *toegestane verliezen (verliesnorm)*, incl. toegestaan N-verlies dieren (diercorrectie) na correctie voor oppervlakte grasland (graslandcorrectie), conform de MINAS-systematiek.

Tabel 7.2 Berekende N-stromen en -verliezen per jaar op de 10 bedrijven (FARMMIN-resultaten op basis van de MINAS-aangifte 2002).

	eenheid	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Bemesting en opbrengsten											
Grasland, gift werkzame N	kg N/ha	534	301	386	311	369	285	274	339	259	346
Grasopbrengst, drogestof	kg DS/ha	9411	10975	9454	9887	11664	9476	9734	9902	10306	11317
Grasopbrengst, N	kg N/ha	396	337	363	334	384	327	316	350	309	367
Maïsland, gift werkzame N	kg N/ha	198	151	159	125	148	122	107	138	123	126
Maïsoopbrengst, drogestof	kg DS/ha	12075	14356	12070	12030	14342	12021	11971	12053	14177	14201
Maïsoopbrengst, N	kg N/ha	169	178	164	156	177	155	149	160	166	168
N-excretie											
Melkkoeien	kg N/dier	136	132	141	146	127	158	135	136	94	123
Kalveren	kg N/dier	37	38	40	41	37	40	37	38	38	37
Pinken	kg N/dier	96	81	90	90	85	89	86	89	78	96
Gasvormige N-verliezen											
NH ₃ emissie (bedrijfstotaal)	kg N/ha	98	57	62	58	65	66	72	168	114	104
NH ₃ emissie excl. stal en opslag	kg N/ha	37	27	29	28	28	30	26	28	23	23
Lachgasemissie	kg N/ha	8,0	5,2	5,9	5,0	5,4	6,5	4,3	5,6	4,4	4,0
Residuaire N_{min}											
Gras, bodem + bemesting	kg N/ha	99	28	51	37	35	36	32	41	25	33
beweiding	kg N/ha	21	15	19	11	14	23	9	14	15	13
totaal	kg N/ha	120	43	70	48	49	59	41	55	40	46
Maïs, bodem + bemesting	kg N/ha	95	63	79	66	62	64	58	71	52	53
Bedrijf, gemiddeld	kg N/ha	117	46	73	50	53	60	46	58	45	50
Nitraat in grondwater											
Bedrijfs-gemiddelde	mg NO ₃ ⁻ /liter	121	47	73	51	53	62	46	59	44	47



Figuur 7.1 Met FARMMIN berekende N-stromen en -verliezen (cijfers zijn kg N per ha bedrijfsoppervlakte) op melkveebedrijf D in 2002. Voor de berekeningen is het N-overschot volgens de MINAS-aangifte 2002 aan het model opgelegd waardoor de werkelijke situatie in dat jaar zo goed mogelijk is benaderd.



Figuur 7.2 Met FARMMIN berekende N-stromen en -verliezen op bedrijf F met melkvee en varkens, in 2002. De vermelde cijfers zijn kg N per ha bedrijfsoppervlakte. Voor de berekeningen is het N-overschot volgens de MINAS-aangifte 2002 aan het model opgelegd waardoor de werkelijke situatie in dat jaar zo goed mogelijk is gesimuleerd.

Uit tabel 7.2 blijkt dat er tussen de bedrijven flinke verschillen in N-gift waren, zowel op grasland als op maïsland. Verder hebben de bedrijven B, E, I en J in 2002 volgens de berekeningen relatief hoge gewasopbrengsten gerealiseerd. Beide aspecten beïnvloeden de hoeveelheid residuaire N_{min} in de bodem in het najaar. De bedrijven A, C en H hadden relatief hoge N-giften en niet zo hoge gewasopbrengsten en als gevolg daarvan relatief veel residuaire N_{min} in de bodem in de herfst. Daarentegen hadden de bedrijven E en J zowel hoge N-giften als hoge gewasopbrengsten en duidelijk minder N_{min} in de bodem dan de eerder genoemde bedrijven. De bijdrage van beweiding aan de hoeveelheid residuaire N_{min} varieerde van 9 tot 23 kg/ha, maar blijkt volgens de berekeningen relatief klein te zijn ten opzichte van de bijdrage uit bodem, depositie en bemesting. Verder blijkt dat de hoeveelheid residuaire N_{min} op maïsland meestal hoger was dan op grasland. Vermindering van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater lijkt dus vooral mogelijk door vermindering van de N-gift op grasland en maïsland, door verhoging van de gewasopbrengsten en door beperking van de beweiding in de laatste maanden van het groeiseizoen. Enkele bedrijven leken op basis van de FARMMIN-berekeningen met de MINAS-gegevens van 2002 nog een te hoge nitraatuitspoeling te realiseren, maar de meeste bedrijven benaderden volgens tabel 7.2 de 50 mg/l nitraat in het grondwater (EU-norm Nitraatrichtlijn) reeds of zaten er zelfs al iets onder. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de uitkomsten van deze berekeningen, door de aannamen met betrekking tot de denitrificatiefactor en het neerslagoverschot, waarschijnlijk iets te optimistisch zijn (zie paragraaf 7.1.2).

De berekende N-excretie van de melkkoeien varieerde van 94 tot 158 kg/jaar (tabel 7.2). Deze variatie werd voor een deel veroorzaakt door het productieniveau van de dieren, dat relatief laag was op de bedrijven A, C en I en hoog op de bedrijven D, E, H en J en verder door de samenstelling van het rantsoen en de rantsoencomponenten (van der Meer *et al.*, in druk). Zo hadden de bedrijven A, D, F en H een klein maïsareaal (en dus relatief veel N-rijk gras in de rantsoenen) en de bedrijven E, I en J een groot maïsareaal.

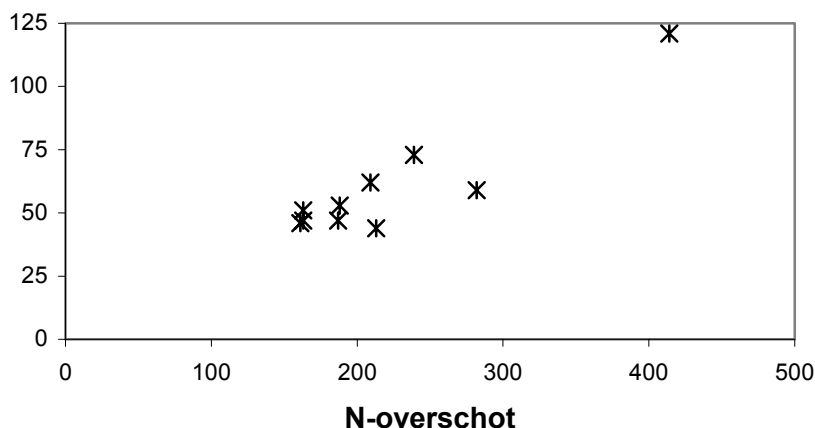
Op basis van de FARMMIN-berekeningen en de MINAS-gegevens van 2002 varieerde de berekende ammoniakemissie van 57 tot 168 kg N/ha. Deze variatie werd hier vooral door de veebezetting (GVE/ha) veroorzaakt. Verder was de ammoniakemissie hoger naarmate het aanwezige vee een groter deel van het jaar op stal verbleef. Maatregelen om de ammoniakemissie te verminderen moeten zich daarom vooral richten op de emissie uit de mest die op de stal geproduceerd wordt. N-arme rantsoenen en emissiearme toediening van mest kunnen daartoe bijdragen. Bij nieuwbouw of renovatie kunnen emissie-arme stalsystemen overwogen worden.

Naast het bedrijfstotaal van de ammoniakemissies is in tabel 7.2 ook de ammoniakemissie exclusief die uit stal en opslag vermeld. Deze verliezen verschillen opmerkelijk weinig tussen de 10 bedrijven en hangen vooral af van de hoeveelheid mest per ha en de toedieningsmethode.

De berekende emissie van lachgas varieerde van 4,0 tot 8,0 kg N/ha. De variatie werd vooral veroorzaakt door verschillen in het gebruik van meststoffen (tabel 7.1) en in beweiding.

In figuur 7.3 is het berekende nitraatgehalte in het grondwater uitgezet tegen het N-overschot (MINAS-aangifte 2002). In de berekening van het nitraatgehalte is het berekende N-overschot verwerkt. De gegevens zijn dus niet onafhankelijk en de figuur dient alleen ter illustratie. Bij een hoog N-overschot mag een hoog nitraatgehalte verwacht worden.

**nitraat in grondwater
(mg/l)**



Figuur 7.3 Berekende nitraatgehalte in het grondwater in relatie tot het berekende N-overschot in 2002. Het N-overschot is berekend als de N-aanvoer minus de N-afvoer, zoals weergegeven in tabel 7.1.

Modelresultaten in perspectief

Voor de berekening van de ammoniakemissie uit stallen, mestopslagen en bij beweiding zijn in FARMMIN de vervluchtigingspercentages van Oenema *et al.* (2000) toegepast. Bij mesttoediening gaat FARMMIN bij de meeste toedieningsmethoden uit van de door Huijsmans (1999) gerapporteerde vervluchtigingspercentages. Deze zijn bij toediening met de zodebemester en bij bovengrondse toediening en daarna onderwerken in 2 gangen (B2g) lager dan de vervluchtigingspercentages in de gedetailleerde emissieberekeningen in hoofdstuk 3 (tabel 7.3). Bij hogere ammoniakemissies resteert minder N voor opname door het gewas en resteert er waarschijnlijk ook iets minder residuaire N in de bodem. Daardoor zal de nitraatuitspoeling dan iets lager zijn dan de in tabel 7.2 vermelde cijfers. Het gaat hierbij overigens om geringe effecten: de orde van grootte blijft ongeveer hetzelfde.

Tabel 7.3 Per techniek aangenomen vervluchtigingspercentages in FARMMIN in vergelijking met de in voorgaande hoofdstukken berekende gemiddelde vervluchtigingspercentages (tabel 3.27)

	Bovengronds	B1g	B2g	Injectie	Sleufkouter	Zodebemester
FARMMIN	67		19,7	9,0	25,6	10,2
Tabel 3.27	78	21	48	1,0	23	16

In de uitvoerige rapportage van de N-stromen (van Van der Meer *et al.*, in druk) wordt naast de hiervoor geschetste situatie in 2002 ook een optimalisatie beschreven van de bedrijven binnen de in 2002 door MINAS toegelaten N- en P-overschotten en een optimalisatie van de bedrijven binnen de eindnormen van MINAS voor N en P. Ook wordt de gevoeligheid voor een hoger stikstofleverend vermogen van de bodem (NLV-waarde) dan in de standaardberekening verkend op bedrijven met een hoge veebezetting. Bij een hogere NLV-waarde is in principe meer N beschikbaar voor het gras en de maïs en zal bij een niet aangepaste N-gift en een gelijk productieniveau er

dus meer residuaire N in de herfst overblijven. Op die bedrijven volgt dan ook een wat hogere berekende nitraatuitspoeling dan in tabel 7.2 is vermeld. Benadrukt moet hier worden dat het gaat om berekeningen op basis van geaggregeerde gegevens, waarbij een aantal aannames gedaan zijn. De resultaten kunnen als richtinggevend (indicatief) beschouwd worden.

7.3 Slotopmerkingen en conclusies

Van de 10 met FARMMIN doorgerekende bedrijven hadden er 4 alleen melkvee en 6 melkvee en varkens. De gemiddelde bedrijfsoppervlakte was 31,2 ha; op bijna 24% hiervan werd snijmaïs verbouwd, de rest was grasland. Gemiddeld werd er op de 10 bedrijven in dit jaar 14.450 kg meetmelk ha⁻¹ geproduceerd en 8.137 kg koe⁻¹. Dat was resp. ongeveer 20 en 10% meer dan het landelijke gemiddelde.

De berekende gemiddelde N-excretie van de melkkoeien op de 10 bedrijven was 131 kg jaar⁻¹ (Tabel 7.2). Dat is minder dan de 136,7 kg N koe⁻¹ jaar⁻¹ die door Tamminga *et al.* (2004) als gemiddelde voor Nederland in 2006 werd berekend. De gemiddelde N-excretie was het hoogst op bedrijf F (158 kg koe⁻¹ jaar⁻¹), waar onbeperkte beweiding werd toegepast en de rantsoenen dus veel weidegras bevatten. De gemiddelde N-excretie was het laagst op bedrijf I (94 kg koe⁻¹ jaar⁻¹), waar de melkproductie van de koeien vrij laag was en de rantsoenen veel snijmaïs bevatten.

Op 8 van de 10 bedrijven was het N-overschot in 2002 aanzienlijk lager dan toegestaan binnen de MINAS-normen (Tabel 7.1). Op deze bedrijven was de gift werkzame N op grasland gemiddeld 307 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ en op maïsland gemiddeld 130 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Bij deze relatief lage N-giften was de berekende nitraatconcentratie in het bovenste grondwater op de meeste bedrijven toch nog iets hoger dan 50 mg liter⁻¹. Dit terwijl er relatief gunstige aannamen werden gedaan bij de berekening van de nitraatconcentratie in het grondwater (vrij hoge neerslagoverschotten en relatief grote N-verliezen door denitrificatie). Op de bedrijven die de verliesnorm voor N overschreden (A en C), was de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater veel hoger (Tabel 7.2).

In 2002 werd er op 7 van de 10 doorgerekende bedrijven mest afgevoerd (Tabel 7.1). Uit de berekeningen met FARMMIN blijkt dat mestafvoer op de bedrijven D, E en F niet strikt nodig was. Op de bedrijven F en G kon binnen de MINAS-normen voor N en P alle varkensmest op het eigen bedrijf worden geplaatst (zie ook Figuur 7.2). Daarentegen moest op de bedrijven H, I en J vrijwel alle varkensmest worden afgevoerd. Bij de introductie van de gebruiksnormen voor dierlijke mest (vanaf 2006) zullen bij onveranderde veebezetting en mestproductie alle 10 bedrijven mest moeten afvoeren. Als alleen naar de melkveetak wordt gekeken, is slechts op de bedrijven G en J de mestproductie minder dan 250 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ (deze 250 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ is de maximaal toegestane hoeveelheid die bij toekenning van de derogatie voor bedrijven met meer dan 70% grasland zal gelden). Door aanpassingen van de bedrijfsvoering is de mestproductie wel enigszins te verlagen. Het is echter nog niet duidelijk of dit met de beoogde rekensystematiek (die momenteel voor het nieuwe mestbeleid getoetst wordt) hard gemaakt kan worden.

De berekende ammoniakemissie is sterk afhankelijk van de veebezetting (Tabellen 7.1 en 7.2). Als de veebezetting op het huidige peil blijft, zal emissiereductie vooral gericht moeten worden op maatregelen in de stal (emissiearme stalsystemen, eiwitarme

voeding en eventuele andere voermaatregelen). De stal is immers de grootste bron van ammoniakemissie en voor zover de geproduceerde mest ter plaatse wordt toegediend, gebeurt dit veelal reeds met een emissiearme toedieningsmethode.

8 Discussie

Het VELD project had bij aanvang een aantal doelstellingen (zie hoofdstuk 1). We zullen hier per doelstelling de belangrijkste bevindingen bediscussiëren. Daarna geven we enkele belangrijke aandachtspunten voor de aanpak van toekomstige inventarisaties die we uit deze pilot geleerd hebben.

8.1 Hoe vergelijkt de nieuwe emissiemethodiek met de huidige Milieubalans methodiek?

Berekende emissies LBT versus startinventarisatie VELD

Er zijn berekeningen uitgevoerd met het MAM-model volgens de uitgangspunten van de huidige Milieubalans methodiek. Daaruit blijkt een aanzienlijk verschil in de ammoniakemissie in het VELD-studiegebied ($r < 1$ km) op basis van enerzijds de 'startinventarisatie' uitgevoerd door A&F bij aanvang van het project en anderzijds de Landbouwtelling (LBT): ca. 31 ton ammoniak versus ca. 47 ton. Dit verschil wordt voornamelijk verklaard door verschillen in de dieraantallen en vloeit voort uit het feit dat in de LBT alle dieren en stallen, behorende bij een bedrijfsnummer, als een geheel worden gezien. Uit de A&F startinventarisatie in een beperkt gebied blijkt dat stallen, grond en dieren deels buiten het onderzoeksgebied kunnen vallen, zodat de lokale dieraantallen worden overschat. Wat ook mee kan spelen, zij het in mindere mate, is het verschil in tijdstip tussen de startinventarisatie en het moment dat bedrijven de gegevens voor de LBT op hebben moeten geven; dit vooral bij tijdelijke leegstand (bijvoorbeeld vanwege een verbouwing of vanwege lage opbrengstprijzen).

Berekende emissies op basis van continue registratie VELD

Volgens de gedetailleerde emissieberekeningen die nadien zijn uitgevoerd op basis van een continue registratie gedurende een jaar in hetzelfde gebied was de totale ammoniakemissie uit het gebied $r < 1$ km circa 36 ton in een jaar. Bij die gedetailleerde emissieberekeningen was het jaartotaal slechts een samenvattend resultaat. Uiteindelijk was dit onderzoek vooral gericht op de vraag of variaties in ter plaatste gemeten ammoniakconcentraties (per dag of per uur) verklaard konden worden uit de berekende concentraties (zie 8.2) die met de gedetailleerde emissieberekeningen gekwantificeerd zijn.

Kwantitatief waren stallen (vooral varkens) en toediening van dierlijke mest de belangrijkste emissiebronnen in dit onderzoek. De overige emissiebronnen speelden slechts een kleine rol. De aandacht richtte zich daarom vooral op de emissies uit stallen en na mesttoediening. In de gedetailleerde berekening van deze emissies kunnen een aantal onzekerheden geïdentificeerd worden. Bij de stalemissie zijn de toegepaste formules afgeleid uit kennis van het emissieproces en/of aan onderzoek aan één of enkele experimentele eenheden; in de praktijk kan variatie rond de gemodelleerde emissies bestaan. Hierover kan meer duidelijkheid verkregen worden door op grotere schaal emissies te meten onder verschillende omstandigheden op praktijkbedrijven.

Bij de toedienemissie is er onzekerheid ten aanzien van een aantal modelinputgegevens. Het ammoniumgehalte van de toegediende mest is per diercategorie aangenomen. Tijdens de uitvoering van het project is gebleken dat het praktisch onmogelijk is om op grote schaal toegediende mest te (laten) bemonsteren, vooral vanwege hygiëne, tijdsbeslag en technische belemmeringen. Uit een kleine steekproef in dit project en uit cijfers van andere projecten blijkt dat de aangenomen gehalten gemiddeld waarschijnlijk redelijk overeenstemmen met de werkelijkheid. Het actuele ammoniumgehalte van toegediende mest kan echter per toedienactiviteit

variëren. Als het ammoniumgehalte voorafgaand aan elke mesttoediening automatisch bepaald zou kunnen worden ('on line' bij het vullen van de mesttank) zou de mestgift daarop afgestemd kunnen worden. Bijvoorbeeld door bij een 20% hoger gehalte, 20% minder volume toe te dienen. Daarmee zou de mest beter benut kunnen worden. Bij zo'n 'on line' bepaling van het werkelijke ammoniumgehalte zou ook het emissieniveau beter berekend kunnen worden. On line bepaling van het ammoniumgehalte is dus zowel voor de praktijk als voor monitoring wenselijk.

In het model waarmee de toedienemissies berekend zijn (het bouwlandmodel), is geen invloed van globale straling opgenomen. In een ander model van Huijsmans (het graslandmodel) werd bij zodebemesting wel een invloed van de globale straling gevonden. Dit zou de dag/nacht variaties wellicht beter kunnen verklaren. Het graslandmodel is echter gebaseerd op een te beperkte onderzoekdataset om het voor dit project verantwoord te kunnen gebruiken. Inmiddels wordt door Huijsmans (2005) gewerkt aan een uitgebreide dataset, inclusief data van een Belgisch collega-instituut. Bij de analyse van die data zal kwantificering van de stralingsinvloed speciale aandacht krijgen. Dit naast andere meteorologische invloeden (met name wind en temperatuur).

8.2 Wat is de kwaliteit van de gedetailleerde emissie-inventarisatie op basis van de vergelijking van gemeten en berekende ammoniakconcentraties?

Ammoniakconcentraties berekend via keten van modelmatige stappen

Bij de beantwoording van deze vraag is het belangrijk dat men zich realiseert dat de berekende ammoniakconcentraties gebaseerd zijn op een keten van modelmatige stappen: (1) verzameling van praktijkgegevens; (2) conversie (vertaalslag) van die praktijkgegevens naar input voor emissieberekeningen; (3) toepassing van rekenregels voor bepaling van de ammoniakemissie; (4) conversie van berekende emissies en bronkarakteristieken (emitterende oppervlakte, uitworphoogte e.d.) naar input voor concentratieberekeningen en ten slotte (5) concentratieberekeningen. De resultaten van de aldus berekende concentraties worden vergeleken met de gemeten concentraties. In verschillende schakels van deze keten kunnen fouten en gevoeligheden een rol spelen; de exacte bijdrage van één schakeltje in de keten aan het eindresultaat is lastig te adresseren. Door de resultaten in verschillende perioden te vergelijken en met behulp van de gevoeligheidsanalyses kunnen kritische onderdelen wel geïdentificeerd worden en kan een indruk van de kwantitatieve effecten verkregen worden.

Rekenmodellen zijn een beperkte beschrijving van de werkelijkheid; zowel bij de emissie- als bij de concentratieberekeningen zouden bepaalde invloedsfactoren die niet gemodelleerd zijn toch een rol kunnen spelen of zou de werkelijke invloed groter of kleiner kunnen zijn dan gemodelleerd. Voor zover daar aanwijzingen voor verkregen zijn, worden deze aspecten hierna bediscussieerd.

Overall gemiddeld beeld

Uit de vergelijking van de gemeten en berekende ammoniakconcentraties blijkt dat de berekende ammoniakconcentratie over de gehele periode gemiddeld met ca. 15% onderschat wordt. Dit is minder dan de onderschatting van 33% die gevonden wordt op basis van de Milieubalans-systematiek. Aangezien de gedetailleerde benadering slechts in één gebied is uitgetest, mag de halvering van de onderschatting op jaarbasis niet direct op landelijke schaal vertaald worden. In andere gebieden kan de bijdrage van locale bronnen aan de ammoniakconcentratie anders zijn alsook het relatieve belang van verschillende diercategorieën, staltypen, mesttoedieningsmethoden, etc. Met de gedetailleerde inventarisatie en berekening van emissies kan het verloop in de tijd en

het ruimtelijk patroon van de ammoniakconcentraties goed tot zeer goed worden beschreven. Dit blijkt ondermeer uit de figuren 6.10 en 6.25. Ook in andere gebieden zal een gedetailleerde benadering tot een betere beschrijving van de variaties in tijd en ruimte leiden.

Verschillen tussen seizoenen

In de winterperiode is de overeenkomst tussen de gemeten en berekende concentratie goed en is er sprake van een zeer geringe onderschatting (gemiddeld slechts ca. 5% onderschatting). Uit deze constatering en uit de gevoeligheidsstudie van de belangrijkste modelparameters in het OPS model (paragraaf 6.4) volgt dat er geen reden is om aan te nemen dat de stalemissies (hier voornamelijk door de varkenshouderij) een aanzienlijke onzekerheid bevatten. Uit een eerdere vergelijking tussen metingen en OPS-modelberekeningen op nationale schaal kwam al naar voren dat er geen significant verband is tussen de gevonden ruimtelijke verdeling van de onderschatting door het OPS model en de stalemissies (van Pul *et al.*, 2004).

Tijdens de voorjaarsperiode van februari t/m april 2003 is de onderschatting van de ammoniakconcentraties door de modelberekeningen ten opzichte van de metingen beduidend hoger: ca. 35%. In deze voorjaarsperiode zijn de toedienemissies hoog. De onzekerheden in de modelberekeningen zijn tijdens deze periode maar ten dele anders dan tijdens de rest van het jaar, behalve voor de droge depositie van ammoniak. Doordat zeer waarschijnlijk op grote schaal in de regio rondom Vragender en de rest van Nederland mest toegediend is, zou gedurende deze maanden de depositie verminderd kunnen zijn doordat gras- en bouwland verzadigd zijn met ammoniakaal stikstof. Deze verminderde depositie zou leiden tot een langere atmosferische verblijftijd van ammoniak en daardoor een grotere bijdrage van emissies buiten de regio aan de ammoniakconcentraties rondom Vragender. Dit is niet in de modelberekeningen meegenomen. Hoeveel de depositie verminderd is, valt niet te zeggen. In de gevoeligheidsstudie voor een deel van deze voorjaarsperiode (februari/maart, zie 6.4.1) is de situatie met verminderde depositie gesimuleerd door een, voor Nederland, lage depositiesnelheid te nemen. Als dit toegepast wordt in de gevoeligheidsstudie blijft er desalniettemin een discrepantie bestaan tussen gemeten en berekende concentraties. Dit wijst in de richting van een onderschatting van de toedieningsemissies in deze periode. Als we het verschil tussen gemeten en berekende concentraties geheel toeschrijven aan de toedieningsemissies dan zouden deze voor de voorjaarsperiode ongeveer een factor 2,5 onderschat zijn. Als we aannemen dat de depositie aanzienlijk onderdrukt is dan gaat de onderschatting naar circa een factor 1,2 (zie 6.4.5). Als verondersteld zou worden dat de omstandigheden en de landbouwpraktijk in het VELD-project representatief zijn voor Nederland, dan zou de factor 1,2 à 2,5 onderschatting op nationale schaal betekenen dat in het voorjaar van 2003 tussen de 3-23 kton meer ammoniak vrijgekomen zou zijn.

Dat de toedieningsemissies onderschat kunnen zijn is eerder gesuggereerd (Erismen en Monteny, 1999; Van Jaarsveld *et al.*, 2000; Duyzer *et al.*, 2001). In Duyzer *et al.*, is dit ook gebaseerd op een vergelijking van metingen en modelberekeningen met OPS van de ammoniakconcentratie in een agrarisch gebied in Nederland. Dit overigens bij een veel lagere tijdsresolutie dan in het onderhavige project en uitgaande van vaste vervluchtigingspercentages terwijl die in dit project berekend zijn afhankelijk van o.a. temperatuur en wind (zie figuur 3.13 voor maandgemiddelden). In het algemeen vonden Duyzer *et al.*, een onderschatting van de gemeten concentraties met een factor twee en vermoeden dat dit door een onderschatting van de toedieningsemissies komt. Door

Duyzer *et al.* is echter geen kwantitatieve evaluatie uitgevoerd om de grootte van emissieonderschattingen of mogelijke modelonzekerheden in te schatten.

Onzekerheden toedienemissies

De onderschatting van de toedieningsemissies op jaarbasis is moeilijk aan te geven. Opvallend is dat in de maanden juni en juli 2003 ongeveer een zelfde hoeveelheid ammoniakemissie door mesttoediening plaatsvindt als in de voorjaarsperiode. Ook de berekende relatieve bijdrage van deze emissies aan ammoniakconcentraties is vergelijkbaar met die in de voorjaarsperiode. Uit vergelijking van de gemeten en berekende ammoniakconcentratie blijkt voor juni en juli 2003 echter in tegenstelling tot het voorjaar bijna geen onderschatting. De berekende toedieningsemissies zijn dus waarschijnlijk niet voor het hele jaar te laag ingeschat, maar vooral in het voorjaar.

Nadere beschouwing van de omstandigheden in beide perioden laat zien dat de periode eind februari neerslagloos was met een zeer lage relatieve vochtigheid en een vrij hoge globale straling bij een vrij lage temperatuur. Daarentegen was juli zeer nat. In de emissieschattingen zijn deze omstandigheden afgezien van de temperatuur niet verdisconteerd.

Het "bouwlandmodel" van Huijsmans (2003) is gebaseerd op proefdata. In die data is het stralingseffect waarschijnlijk deels verstrengeld met de temperatuur: hogere temperaturen gaan vaak samen met een hogere globale straling. Het stralingseffect was in het regressiemodel niet significant en werd daarom buiten beschouwing gelaten. Het stralingseffect wordt daardoor alleen voor zover dit samengaat met hoge(re) temperaturen enigszins in de regressie verdisconteerd. Door de combinatie van relatief lage temperaturen met relatief veel straling (helder en droog weer) in het voorjaar van 2003 kan de emissie daardoor wellicht onderschat worden. In het "graslandmodel" van Huijsmans *et al.* (2001) is bij bovengrondse mesttoediening en bij toediening met de zodebemester wel een stralingseffect gevonden, maar bij de sleufkouter niet. Ook hier kan de verstrengeling van temperatuur en straling in de proefdata een rol spelen. Het graslandmodel is door Huijsmans (2004) als niet generiek toepasbaar aangeduid. Daarom is in het onderhavige onderzoek een gemodificeerde variant van het bouwlandmodel toegepast bij mesttoediening op grasland.

Naast de droge heldere weersomstandigheden eind februari kan ook een na-effect van de daaraan voorafgaande koude periode een rol spelen. De eerste weken van februari 2003 waren erg koud met 's nachts matige tot strenge vorst. De bodem was hierdoor tot in de derde week bevroren. Daardoor kon pas in de laatste week van februari op grote schaal mest uitgereden worden. Wellicht was de toestand van de graszode door de koude voorafgaande periode slechter dan onder gemiddelde omstandigheden en werd de emissie door mesttoediening met de zodebemester of de sleufkouter mede daardoor minder beperkt dan in de berekeningen (tabel 3.16 en figuur 3.13) is verondersteld.

De beschreven omstandigheden in het voorjaar van 2003 kunnen niet als gemiddeld beschouwd worden; de onderschatting zou mogelijk gemiddeld over een reeks van jaren kleiner zijn.

Mogelijk zijn in een aantal gevallen de toedieningsemissies in juni en juli overschat omdat een deel van de te vervluchtigen ammoniak met de mest door regen in de bodem verdwijnt. Overigens kan door regen de mest zich ook over een grotere emitterende oppervlakte verspreiden en de emissie hierdoor juist toenemen. Voor deze (zomer) periode is geen heldere uitspraak te doen over de kwaliteit van de toedieningsemissies.

Naast de meteo-omstandigheden kan een rol spelen dat de kwaliteit van de uitvoering van de mesttoedieningen tijdens de strak geregisseerde proeven waaruit het regressiemodel van Huijsmans (2003) afgeleid is, beter was dan tijdens de normale uitvoering in de praktijk.

Een definitieve uitspraak over de hoogte van de toedieningsemissies gedurende het jaar en de effectiviteit van de technieken in de landbouwpraktijk kan alleen door metingen onder diverse omstandigheden (zoals de hiervoor beschreven combinaties van 'koud & zonnig' en 'warm & nat' weer) achterhaald worden.

Onzekerheid depositie in verspreidingsberekeningen

Uit de gevoeligheidsstudie komt duidelijk naar voren dat de depositiesnelheid een zeer belangrijke parameter is. De grootte van depositiesnelheid is ook buiten dit project onderwerp van discussie. Met name de depositie op landbouwgebied is zeer onzeker: zowel depositie als emissie (nalevering) zijn mogelijk. Daarom is het van groot belang dat naast onderzoek van emissies er onderzoek naar de depositie op agrarisch gebied plaatsvindt. Onderzoek naar de ammoniakdepositie op agrarisch grasland wordt inmiddels bij WUR (Leerstoelgroep Meteorologie en Luchtkwaliteit) uitgevoerd.

8.3 Aanzet tot een ammoniakmeetlat

Voor agrarische ondernemers is het wenselijk om grip te krijgen op de ammoniakemissie van hun bedrijf (Smits *et al.*, 2002). Bij veehouders zal het handelen zich meer richten op verlaging van de ammoniakemissie als de effecten direct zichtbaar zijn. In het ideale geval zouden direct afleesbare sensoren op het bedrijf de verlaging of verhoging van de ammoniakemissie aangeven, zoals met een thermometer de temperatuurveranderingen in de stal door aanpassing van de klimaatregeling weerspiegeld worden. Overigens is gebleken dat de ammoniakemissie onder invloed van meteorologische condities grote korte en lange termijn variaties kan vertonen. Al te snelle conclusies op basis van een korte meting met een sensor zijn daardoor niet mogelijk; er moet gecorrigeerd worden voor afwijkende omstandigheden alvorens het effect van een maatregel goed zichtbaar gemaakt kan worden. Aangezien de ammoniakemissie zeer variabel is en bovendien langs verschillende wegen het bedrijf verlaat is een benadering met voorspellende formules vooralsnog realistischer. Daarmee kan tevens de gevoeligheid voor andere keuzes en omstandigheden verkend worden.

In het onderhavige onderzoek is evenals in eerder onderzoek gebleken dat de ammoniakemissie uit stallen en bij toediening van dierlijke mest de dominante bronnen zijn, terwijl de ammoniakemissie bij beweiding en bij toediening van kunstmest slechts kleine bronnen zijn. Naar verwachting zal de beweidingsduur onder invloed van het nieuwe mestbeleid verder afnemen en ook de kunstmestgift zal met name op intensieve bedrijven waarschijnlijk nog afnemen.

Vanwege de kwantitatieve impact zal een ammoniakmeetlat op bedrijfsniveau zich vooral moeten richten op de twee grote bronnen: stal en mesttoediening. Op sommige bedrijven wordt vrijwel geen mest in de stal opgeslagen. Op dergelijke bedrijven moet ook rekening gehouden worden met de emissie van de mestopslag(en) buiten de stal. Normaliter is de emissie van afgedekte mestopslagen klein; bij een zeer grote oppervlakte van mestopslagen kan die emissie er echter wel toe doen. In Vragender werd de mest op veel bedrijven volledig onder de stallen opgeslagen. De bijdrage van mestopslagen buiten de stal was hier dus gering.

Voor bedrijven die hun mest (vrijwel) geheel afvoeren is alleen de stal als emissiebron in beeld. Dit komt vooral voor op varkens-, pluimvee- en vleeskalverbedrijven. Voor deze bedrijven is alleen inzicht in factoren die de stalemissie kunnen verlagen dus direct van belang. Stalsysteem, klimaat, voermethode en voerbestanddelen zijn hier de belangrijkste factoren die de emissie kunnen beïnvloeden.

Een eenvoudige meetlat zou voor elk van deze factoren een reductiepercentage (RF) moeten kwantificeren op basis van gegevens die de boer kan invullen of aanleveren:

Emissie per dier (g/d) =
Basisflux * RF_Stalsysteem * RF_Klimaat * RF_Voermethode * RF Voersamenstelling

Bij snelgroeiende dieren kan daarnaast gecorrigeerd worden voor de leeftijd of het gewicht. Voor vleeskuikens en vleeskalveren is die invloed naast de invloed van het klimaat (via de buitentemperatuur) beschreven in hoofdstuk 3.

De reductiefactoren zijn niet per definitie onafhankelijk: de effecten van klimaat en voeding zullen bij verschillende stalsystemen niet altijd hetzelfde zijn.

Voor een goede kwantitatieve invulling bij verschillende stalsystemen kan op basis van expert judgement uitgaande van de mechanistische kennis van het emissieproces een inschatting gemaakt worden. Voor de RAV zijn van veel stalsystemen alleen emissiemetingen onder gangbare 'gemiddelde' zoötechnische omstandigheden uitgevoerd. Daardoor is een statistische onderbouwing bij de meeste emissie-arme stallen nog niet mogelijk.

Bij varkens is reeds in onderzoek aangetoond dat verlaging van eiwitniveaus in het voer tot substantiële daling van de ammoniakemissie uit de stal (in experimenten tot maximaal ca. 50%) kan leiden (Bakker *et al.*, 2004^a en 2004^b; Canh, 1998). Door gerichte aanpassingen in het voer zoals toevoeging van urineverzurende zouten en verteerbare overige organische stof kan de ammoniakemissie ook verminderd worden (maximaal enkele tientallen procenten). Door verschillende voermaatregelen te combineren zijn in experimenten reducties tot ca 70% gebleken (Smits en Aarnink, 2002). In de praktijk moet rekening worden gehouden met wat lagere reducties omdat o.a. vanwege de diergezondheid veiligheidsmarges in de voersamenstelling gehanteerd worden. Vooralsnog worden emissieverlagende voermaatregelen niet door de overheid gehonoreerd. Waarschijnlijk wordt benzoëzuur als emissieverlagend voederadditief wel binnen afzienbare tijd erkend.

In de jaren negentig is door de voeding van varkens beter af te stemmen op de groeifase (fasenvoeding) en de diercategorie een lagere N-opname bewerkstelligd dan voorheen. Uit onderzoek van Jongbloed *et al.* (2005) is gebleken dat de N-gehalten van het varkensvoer in Nederland de laatste jaren niet verder gedaald zijn. Om verdere verlaging van N-gehalten te stimuleren zou de overheid dit met gericht beleid kunnen aanmoedigen. Vooralsnog ontbreekt een dergelijke aanmoediging. Verlaging van N-overschotten kan bijdragen aan verlaging van nitraatuitspoeling en ammoniakemissie.

Op melkveebedrijven die hun mest grotendeels op eigen gras- en bouwland gebruiken, zijn zowel de stal als de mesttoediening als grote emissiebronnen in beeld. Bij melkvee kan voor de stal uitgegaan worden van de in figuur 3.2 vermelde relatie tussen melkureum en ammoniakemissie. Door te corrigeren voor de buitentemperatuur (in OPS 4% per graad Celsius beneden of boven 10 C) en de lichtsnelheid (in OPS 10% per m/s beneden of boven de 4 m/s) kan de actuele emissie berekend worden. Door dit bij verschillende melkureumgehalten te doen kan een indruk verkregen worden van het effect van een lager of hoger eiwitniveau in het rantsoen. In hoofdstuk 3 is al gewezen

op het vooralsnog ontbreken van voldoende data van praktijkbedrijven om de invloed van temperatuur en windsnelheid voor een willekeurig melkveebedrijf statistisch verantwoord te voorspellen. Deze benadering is dan ook indicatief bedoeld. Het *procentuele* effect van een verandering van het melkureumniveau zal overigens waarschijnlijk voor ieder willekeurig melkveebedrijf ongeveer hetzelfde zijn; het absolute emissieniveau kan variëren afhankelijk van de ventilatie (o.a. de dimensionering van ventilatieopeningen en de ligging van de stal).

Voor mesttoediening kan per afzonderlijk toedienmoment de te verwachten emissie berekend worden met de formule in paragraaf 3.2.3.2 (p 41). Daarmee kan tevens verkend worden wat die emissie zou zijn bij toepassing van een andere toedienmethode of een andere dosering (minder of meer m³/ha of minder of meer ammonium per ton mest), of onder andere weersomstandigheden (temperatuur of windsnelheid). Op jaarbasis kan een indruk verkregen worden van de emissie bij een bepaalde toedienmethode door de vervluchtigingspercentages (gemiddeld per maand of per jaar) te vermenigvuldigen met de jaargift. Gezien de onzekerheden die in dit rapport zijn beschreven ten aanzien van de berekeningswijze van toedienemissies en de matige match tussen gemeten en berekende ammoniakconcentraties in het voorjaar -die wijzen op een mogelijke onderschatting van de ammoniakemissie in het voorjaar- kan dit slechts voor indicatieve doeleinden gebruikt worden; nader onderzoek bij toedienemissies is nodig om een generaliseerbare formule te kunnen introduceren voor praktisch gebruik.

Het nieuwe mestbeleid zal er waarschijnlijk toe leiden dat bij een gelimiteerde mestgift per hectare gestreefd zal worden naar een zo goed mogelijke benutting van dierlijke mest op grasland en bouwland. Een vermindering van de ammoniakemissie uit de stal en bij de toediening wordt belangrijker naarmate de toegelaten hoeveelheid mest (op basis van de excretie per dier en per ha) afneemt. Dit vooral als het verschil tussen de nutriëntenbehoefte van de gewassen en het toegestane aanbod via bemesting zo klein wordt dat het vermijden van ammoniakstikstofverliezen (voor zover dit op een individueel bedrijf technisch mogelijk is) zich vertaalt in een betere gewasgroei en bodemtoestand.

Op het web is al een zogenaamde melkureumwijzer van het praktijkonderzoek beschikbaar² die een indruk geeft van de nitraatuitspoeling en de ammoniakemissie uit de stal van een melkveebedrijf, afhankelijk van door de veehouder in te vullen bedrijfsspecifieke gegevens.

Indien de hiervoor beschreven verbanden tussen bedrijfsspecifieke variabelen en ammoniakemissie voldoende met metingen zijn onderbouwd, zou de voorgestelde berekeningswijze op een website voor agrarische bedrijven toegankelijk gemaakt kunnen worden in de vorm van een gebruiksvriendelijke webapplicatie met grafische presentatie van emissies bij verschillende keuzes.

8.4 Aandachtspunten bij opzet toekomstige inventarisaties

In het onderhavige pilot-project is vanuit de onderzoeksvragen die er lagen gekozen voor een gedetailleerde verzameling van gegevens met een hoge resolutie in tijd en ruimte. Indien elders een inventarisatie uitgevoerd gaat worden, zal de gegevensverzameling -uitgaande van een minder diepgravende vraagstelling- wellicht

² <http://www.pv.wur.nl/Producten/Software/Websoftware/Melkureumwijzer/index.asp>

minder intensief behoeven te zijn. Uit de resultaten van het VELD project volgt dat de bijdrage van toediening van dierlijke mest aan de ammoniakconcentratie in de lucht het meest variabel is; zowel in de tijd als in de ruimte. De mesttoedieningsactiviteiten vinden in het voorjaar op grasland massaal plaats zodra het weer en de bodem dit na 1 februari toelaten; op bouwland vinden de toedieningsactiviteiten vooral in maart en april plaats. Later in het zomerseizoen vinden mesttoedieningsactiviteiten op grasland meer gespreid in de tijd, steeds op andere percelen plaats (na de eerste maai- of weidesneden en na latere sneden). Op bouwland vindt alleen als er voor 1 september geoogst is nog een mesttoediening na die oogst plaats. Na 1 september is mesttoediening op zandgrond in Nederland verboden. Soms wordt de uiterste datum bij ministerieel besluit 'opgerekt' tot 15 september vanwege extreme weersomstandigheden waarbij mesttoediening niet mogelijk is.

Afhankelijk van de vereiste nauwkeurigheid kunnen de mesttoedieningsactiviteiten met kennis van de agrarische praktijk ingeschat worden aan de hand van de weersomstandigheden of door een beperkt aantal grondgebruikers en/of coöperaties met mesttoedieningsapparatuur (loonwerkers) te monitoren. Een goed beeld van de toegepaste methode(n) van mesttoediening (penetratiegraden) is daarbij wel belangrijk. Uit de resultaten volgt dat de bijdrage van stalemissies aan de ammoniakconcentratie het hoogst is. Veel stallen vertonen slechts geringe variaties in bezetting; de emissie varieert vooral als functie van meteorologische omstandigheden. Stallen waar 'all in - all out' (batchgewijs aanvoeren en afvoeren van de dieren in de stal) wordt toegepast en stallen met langdurige leegstand verdienen de hoogste prioriteit om gedetailleerder in beeld gebracht te worden omdat de emissie en dus ook de bijdrage aan de ammoniakconcentratie hier sterk kan variëren.

Beweiding en toediening van kunstmest dragen in een gebied als Vragender slechts in beperkte mate bij aan de ammoniakemissie en aan de daaruit voortvloeiende variatie in ammoniakconcentraties. Tenzij een zeer hoge nauwkeurigheid wordt nagestreefd, behoeven daarover dus geen gedetailleerde gegevens verzameld te worden.

In Vragender was overigens de rol van beweiding en toediening van kunstmest kleiner dan gemiddeld in Nederland doordat er meer hokdieren (niet grondgebonden veehouderijbedrijven) waren dan gemiddeld. In een gebied met overwegend grondgebonden veehouderij kan de relatieve bijdrage van beweiding en kunstmest aan de ammoniak wel beduidend groter zijn.

Als er lokaal ammoniakconcentraties gemeten worden is het van belang dat nabijgelegen bronnen wel gedetailleerd geïnventariseerd worden aangezien de invloed van die bronnen het grootst is; bij sommige weersomstandigheden zelfs overheersend. In gebieden met een grote bijdrage van achtergrondconcentraties is het onderscheidend vermogen van de lokale bijdrage gering. In zo'n situatie is een inventarisatie gericht op verklaring van lokaal gemeten ammoniakconcentraties dus minder zinvol.

De bijdrage aan de ammoniakconcentratie van verschillende ammoniakbronnen (varkensstallen versus melkveestallen versus pluimveestallen versus mesttoedieningen op grasland versus mesttoedieningen op bouwland, versus beweidingen etc.) kan in een ander gebied verschillen van die in Vragender. De vereiste gegevensverzameling zal dan ook per situatie afgewogen moeten worden.

9 Conclusies en aanbevelingen

Het project had bij aanvang een aantal doelstellingen. De conclusies uit het project presenteren we hier per gesteld doel. Daar waar mogelijk hebben we aanbevelingen naar aanleiding van de conclusies cursief aangegeven.

1) Hoe vergelijkt de nieuwe emissiemethodiek met de huidige Milieubalans methodiek

Het verschil in de ammoniakemissie in het VELD-studiegebied tussen enerzijds de nieuwe emissiemethodiek op basis van een gedetailleerde inventarisatie en anderzijds de huidige Milieubalans methodiek (MAM-model) is aanzienlijk: ca. 36 ton versus ca. 47 ton.

Het verschil tussen beide methodieken is grotendeels terug te voeren op een overschatting door de Milieubalansmethodiek van het aantal varkens in het studiegebied, doordat geen hoofd- en nevenvestigingen worden onderscheiden. In werkelijkheid zijn veel varkens op een nevenvestiging elders gehuisvest.

Bij lokale analyses van ammoniakdepositie (b.v. bij analyse effectiviteit van verplaatsingen) kunnen hiermee aanzienlijke fouten gemaakt worden.

Het is raadzaam bij gebiedsgerichte benaderingen informatie over hoofd- en nevenvestigingen te achterhalen via I&R-bureau of door bij de landbouwtelling een LBT-nummer en –registratie per locatie in te voeren.

Lokale penetratiegraden van stalsystemen, mesttoedien-technieken en beweidingssystemen kunnen sterk afwijken van provinciale cijfers (zoals in MB gebruikt). *Regionale berekeningen vereisen specifieke regionale data. Doorvertaling naar kleine gebieden is anders niet realistisch.*

Informatie is nodig over welke mestsoort waar, wanneer en op welke wijze wordt toegediend; dit is van invloed op (veronderstelde) toedienemissies in Milieubalans-berekeningen. Toedieningen op grasland en bouwland worden anders verdeeld over het jaar.

Gezien de invloed van TAN³ op de toedienemissie is informatie over TAN in dierlijke mest per toedienmoment wenselijk; i.v.m. totale ammoniakemissie, regionale verschillen en bedrijfsinterne benutting.

De ontwikkeling van een praktische, snelle mestsensor (gehalten per toediening) is zowel voor monitoring als voor de agrarische praktijk wenselijk.

2) Wat is de kwaliteit van de gedetailleerde emissieinventarisatie op basis van de vergelijking van gemeten en berekende ammoniakconcentraties?

Het OPS-model is goed in staat om de ruimtelijke en temporele verdeling van de ammoniakconcentraties in het VELD-gebied te beschrijven. Deze beschrijvingen zijn beter dan op landelijk niveau voor de LML-meetlocaties wordt gevonden. Dit komt

³ TAN= totaal ammoniaktaal stikstof in mest (NH₃ en NH₄⁺)

voornamelijk door de betere en gedetailleerde inventarisatie van de ammoniakemissies in het gebied.

Over de gehele periode wordt op basis van de nieuwe emissiemethodiek met het OPS-model een onderschatting ten opzichte van de gemeten ammoniakconcentraties berekend van ca. 15%. Deze onderschatting is substantieel lager dan die op basis van de milieubalanssystematiek.

De berekende ammoniakconcentraties zijn in de winterperiode, die gedomineerd worden door de stalemissies, ca. 5% lager dan de gemeten concentraties. De stalemissies in Vragender zijn voor een groot deel afkomstig uit de varkenshouderij. Er is hiermee dus geen aanwijzing verkregen dat de stalemissies uit de varkenshouderij in deze periode een aanzienlijke onzekerheid bevatten. Onzekerheden ten aanzien van de stalemissies van melkvee konden in dit project niet goed onderscheiden worden omdat die maar een klein deel van de totale stalemissies uitmaken.

De onderschatting van de gemeten ammoniakconcentraties is ca. 35% in de voorjaarsperiode waarin veel mest wordt toegediend (februari-april 2003). Dit is substantieel hoger dan de onderschatting in de winterperiode.

De belangrijkste oorzaak is waarschijnlijk een onderschatting van de toedieningsemissies tijdens de perioden met droog en zonnig weer. Daarnaast is de grootte van de droge depositie van ammoniak gedurende deze periode zeer onzeker en mogelijk aanzienlijk lager doordat op grotere schaal in de nabije omgeving van het gebied en de rest van Nederland gras- en bouwland met ammoniak-stikstof verzadigd is. Het effect hiervan is een verhoogde invloed van emissies buiten het gebied en daardoor verhoogde concentraties binnen het gebied. Dit kan een aanzienlijk deel van de onderschatting verklaren.

Het is van groot belang dat onderzocht wordt hoe groot de verlaging van de depositie is voor verschillende typen agrarisch gebied.

Als het verschil tussen gemeten en berekende concentraties tijdens de voorjaarsperiode geheel toegeschreven wordt aan de toedieningsemissies dan zouden deze ongeveer een factor 2,5 onderschat zijn. Als we aannemen dat de depositie aanzienlijk onderdrukt is dan zou de onderschatting van de toedieningsemissies circa een factor 1,2 bedragen. Als verondersteld zou worden dat de omstandigheden en de landbouwpraktijk in het VELD-project representatief zijn voor Nederland, dan zou dit op nationale schaal betekenen dat in het voorjaar van 2003 tussen de 3-23 kton meer ammoniak vrijgekomen zou zijn.

De resultaten uit het VELD-project onderstrepen eens te meer dat de toedieningsemissies sterk afhankelijk zijn van de meteorologische omstandigheden. De nationale jaartotalen van de toedieningsemissies kunnen daarom van jaar tot jaar aanzienlijk variëren.

De onderschatting van de toedieningsemissies is niet aantoonbaar over het hele jaar. In de maanden juni en juli 2003 waar een zelfde hoeveelheid ammoniakemissie plaatsvond als in de uitrijperiode februari-april, is geen substantieel verschil tussen de berekende en gemeten ammoniakconcentraties aanwezig.

In het VELD-project is de mesttoedieningspraktijk zo exact mogelijk vastgelegd in het gebied. Een onderschatting van de toedieningsemissies in het voorjaar is daarmee dus eerder een gevolg van onzekerheden in de emissieberekeningen dan van de hoeveelheden toegediende mest. De onzekerheden in de emissieberekeningen komen

enerzijds voort uit weersomstandigheden die in experimenten en de daarop gebaseerde regressiemodellen niet of onvoldoende meegewogen zijn. Anderzijds kunnen ze voortkomen uit verschillen in effectiviteit van emissiebeperkende technieken door verschillen in de uitvoering in de praktijk ten opzichte van experimenten. De effectiviteit van emissiebeperkende technieken kan in het voorjaar deels ook door de toestand van de graszode suboptimaal geweest zijn.

De vertaalslag naar praktijkomstandigheden die in het onderhavige project is gemaakt uitgaande van het emissiemodel op basis van metingen op proefveldjes (het gemodificeerde bouwlandmodel dat ook voor dierlijke mesttoediening op grasland is toegepast) dient gevalideerd/geverifieerd te worden door (volveldse) metingen in de praktijk; vooral bij combinaties van omstandigheden die in eerdere experimenten niet of beperkt in beeld zijn gebracht.

3) Ammoniakmeetlat

Uit de gedetailleerde emissieberekeningswijze die in dit rapport is gepresenteerd kunnen rekenregels voor een ammoniakmeetlat gedestilleerd worden. Voor praktijkintroductie dienen echter nog modelonzekerheden, vooral ten aanzien van de toedienemissie, onderzocht te worden.

Ammoniakemissie uit stallen en bij toediening van dierlijke mest zijn kwantitatief de belangrijkste bronnen; emissiebeperkende maatregelen dienen dan ook vooral op deze bronnen gericht te worden. Hoewel de effectiviteit van maatregelen niet in het VELD project is onderzocht, kunnen op basis van eerder onderzoek en aanwijzingen uit het VELD project wel concrete emissiebeperkende tips genoemd worden.

Concrete tips voor veehouders om de ammoniakemissie te beperken:

- Bij nieuwbouw en renovatie van stallen kunnen emissiearme stalsystemen overwogen worden. Hiermee kan een grote emissiereductie bereikt worden;
- Bij zowel melkvee als varkens kan eiwitarmere voeren tot daling van zowel de stalemissie als de emissie bij toediening van de geproduceerde mest leiden. Verlaging van het eiwitgehalte van mengvoeders is daarbij een mogelijkheid. Door de kunstmestgift op grasland te verminderen, kan ook het eiwitgehalte van gras verminderen. Verlaging van de kunstmestgift en verlaging van het eiwitgehalte van aangekocht (kracht)voer hebben meestal ook een gunstig effect op de verdere N-stromen en –verliezen (daling N-overschot en daling van de potentiële nitraatuitspoeling).
- Bij varkens kan daarnaast toevoeging van een urineverzurend zout in het voer overwogen worden (zoals benzoëzuur).
- Als bij het toedienen van mest vooraf het ammoniumgehalte bepaald kan worden ('on line' bij het vullen van de mesttank) kan de mestgift daarop afgestemd worden (bijvoorbeeld bij een 20% hoger gehalte, 20% minder m³/ha toedienen) en kan de stikstofeffectiviteit van de mest daarmee vergroot worden;
- Hoewel de precieze invloed van zonnestraling nog niet bekend is, zou al rekening kunnen worden gehouden met die straling, door zoveel mogelijk mest pas in de loop van de middag ("als de zon minder sterk is") of in de avond toe te dienen en als het bewolkt is. Ook kan mest vlak voor of tijdens een regenbui toegediend worden, mits er geen grote hoeveelheid neerslag verwacht wordt. Bij grote hoeveelheden neerslag kan de mest uitspoelen.

Literatuur

Aarnink, A.J.A., 1997. Ammonia emission from houses for growing pigs as affected by pen design, indoor climate and behaviour. Proefschrift Wageningen UR / IMAG, 175 pp

Aarnink, A.J.A., 2004. Persoonlijke mededelingen.

Agterberg, R., en J. Wieringa, 1989: Mesoscale terrain roughness mapping of the Netherlands, Technisch Rapport TR-115, KNMI.

Asman W.A.H. and Jaarsveld J.A. van, 1992. A variable-resolution transport model applied for NH_x in Europe. Atmospheric Environment 26A, 445-464.

Bakker, G.C.M., Smits, M.C.J., Beelen, G.M. en Jongbloed, A.W., 2004^a. De additiviteit van voedingsmaatregelen om de ammoniakemissie te verlagen uit varkensstallen. Proef 1: Balansmetingen en in vitro ammoniakemissie. Rapport 03/0000010, Nutrition & Food ASG, Lelystad.

Bakker, G.C.M., Hol, J.M.G. en Smits, M.C.J., 2004^b. De additiviteit van voedingsmaatregelen om de ammoniakemissie te verlagen uit varkensstallen. Proef 2: Stalmetingen en in vitro ammoniakemissie bij drie rantsoenen. Rapport 03/0000003, Nutrition & Food ASG, Lelystad.

Barad M.L. (ed.), 1958. Project Prairie Grass, a field program in diffusion. Volume 1, Geophysics Research Paper no. 59. Geophysics Research Directorate, Air Force Cambridge Research Center, Cambridge MA, USA.

Beck, J.P., R.J.M. Folkert en W.L.M. Smeets, 2004. Beoordeling van de Uitvoeringsnotitie Emissieplafonds verzuring en grootschalige luchtverontreiniging 2003. RIVM 500037003/2004.

Berge, H.F.M. ten (ed.), 2002. A review of potential indicators for nitrate loss from cropping and farming systems in the Netherlands. Report 31, Plant Research International, Wageningen UR, Wageningen, 143 pp. + annexes.

Beurskens, A.G.C. en J.M.G. Hol, 2004. Onderzoek naar de ammoniak- en geuremissie van stallen LXI; stal voor vleeskalveren (witvlees productie). Agrotechnology & Food Innovations, Rapport 220, Wageningen, 45 pp

Blank, F.T., 2003. Meetonzekerheid Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML), rapport 50050870-KPS/tcm 01-3063, KEMA Power Generation & Sustainables.

Boers, G.J., R.D. Meester, J. Dijk, 1995. LBT in vergelijking met andere bronnen. Den Haag, LEI. Onderzoeksverslag 141.

Bussink, D.W., 1996. Ammonia volatilization from intensively managed dairy pastures. PhD-thesis, Agricultural University Wageningen, 177 pp

Canh, T.T., 1998. Ammonia emission from excreta of growing-finishing pigs as affected by dietary composition. PhD thesis Wageningen University & IMAG, 163 pp

Claussen, M., 1990. Area-Averaging of Surface Fluxes in a Neutrally Stratified, Horizontally Inhomogeneous Atmospheric Boundary Layer, Atmospheric Environment 24A, p. 1349-1360.

Den Boer, D.J., R.F. Bakker en W.N. Vergeer, 2002. Minder verliezen door betere benutting. Bemesting 'Koeien & Kansen' 1999-2001. Koeien & Kansen Rapport 13, ASG/Praktijkonderzoek Lelystad en NMI Wageningen, 68 pp

Dril, A.W.N. van, en H.E. Elzinga, 2005. Referentieramingen energie en emissies 2005-2020. ECN, Petten & Milieu- en Natuurplanbureau - RIVM, Bilthoven.

Duinkerken, G. van, G. André, M.C.J. Smits, G.J. Monteny, K. Blanken, M.J.M. Wagemans en L.B.J. Sebek, 2003. Relatie tussen voeding en ammoniakemissie vanuit de melkveestal. PV Praktijk Rapport Rundvee 25, i.s.m. IMAG, Lelystad, 66 pp

Duyzer, J., Nijenhuis, B. and H. Weststrate, 2001. Monitoring and modelling of ammonia concentrations and deposition in agricultural areas of The Netherlands. Water, Air and Soil Pollution (Focus 1): 131-144

Duyzer, J.H. en J.H. Weststrate, 2002. Kartering van het concentratieveld van ammoniak over Nederland. TNO-MEP, rapport R2002/074.

EMEP, 2003. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe PART I, Unified EMEP Model Description. EMEP Report 1/2003.

Erismans J.W., Versluis A.H., Verplanke T.A.J.W., Haan D. de, Anink D., Elzakker B.G. van, Aalst R.M. van, 1989. RIVM Rapport 228601002, Monitoring the dry deposition of SO₂ in the Netherlands [Automatisch meten van de droge depositie van SO₂ in Nederland.] in English - 28 pp.

Erismans, J.W., van Pul W.A.J. en Wyers P., 1994. Parameterization of surface resistances for the quantification of atmospheric deposition of acidifying pollutants. Atmospheric Environment, 28, p. 2592-2607

Erismans, J.W. & L. van der Eerden, 1999. Stikstofonderzoekprogramma (STOP); de stikstofproblematiek op lokale en regionale schaal nader onderzocht. RIVM rapport No. 725601002, 100 p

Erismans, J.W., en G.J. Monteny, 1999. Mogelijke oorzaken van tegenvallende afname van de ammoniakemissie in Nederland. Milieu (1): 2-10

Evert, F.K. van, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer, B. Rutgers, A.G.T. Schut & J.J.M.H. Ketelaars, 2003. FARMMIN: Modeling Crop-Livestock Nutrient Flows. In: Annual Meetings Abstract, November 2-6, 2003, Denver, CO. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI (on CD).

- Groenestein, C.M., J.M.G Hol, H.M. Vermeer, L.A. den Hartog and J.H.M. Metz, 2001. Ammonia emission from individual and group housing systems for sows. *Neth. J Agr. Sci.* (49): 313-322
- Groenwold, J.G., D. Oudendag, H.H. Luesink, G. Cotteleer en H. Vrolijk, 2002. Mest en Ammoniakmodel. Den Haag LEI. Rapport 8.02.03.
- Hanna S.R., 1981. Diurnal variation of horizontal wind direction fluctuations in complex terrain at Geysers, California. *Boundary-Layer Meteorol.* 21, 201-213.
- Hicks, B.B., Baldocchi, D. D., Mayers, T. P., Hosker, R. P. Jr. and Matt, D. R., 1987. A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities. *Water Air Soil Pollution* (36): 311-330
- Hoek, K.W. van der, 2002. Uitgangspunten voor de mest- en ammoniakberekeningen 1999 tot en met 2001 zoals gebruikt in de Milieubalans 2001 en 2002, inclusief dataset landbouwemissies 1980-2001. RIVM, Bilthoven. Rapport 773004013.
- Hol, J.M.G. en P.W.G Groot Koerkamp, 1998. Praktijkonderzoek naar de ammoniak-emissie van stallen XXXX: Vleeskuikenstal met verwarming en koeling van de vloer met strooisel (vergeleken met traditionele stal). DLO rapport 98-1004, 15 pp
- Huijsmans, J.F.M., 1999. Mesttoediening. Hoofdstuk 4 in: Steenvoorden, J.H.A.M., W.J. Bruins, M.M. Van Eerd, M.W. Hoogeveen, N. Hoogervorst, J.F.M. Huijsmans, H. Leneman, H.G. Van Der Meer, G.J. Monteny & F.J. De Ruijter, 1999. Monitoring van nationale ammoniakemissies uit de landbouw, Op weg naar een verbeterde rekenmethodiek. Reeks Milieuplanbureau 6, SC-DLO, Wageningen, p. 65-75.
- Huijsmans, J.F.M., 2003. Manure application and ammonia volatilization. Proefschrift Wageningen UR, 160 pp.
- Huijsmans, J.F.M., 2004. Persoonlijke mededelingen.
- Huijsmans, J.F.M., J.M.G. Hol & M.M.W.B. Hendriks, 2001. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilisation from manure applied to grassland. *Neth. Journal Agr. Sci.* 49: 323-342
- Huijsmans, J.F.M., J.M.G. Hol, M.C.J. Smits, B.R. Verwijs, H.G. van der Meer, B. Rutgers & F.P.M. Verhoeven, 2004. Ammoniakemissie bij bovengronds breedwerpige toediening; Project VEL & VANLA. Rapport 136. Agrotechnology & Food Innovations, Wageningen UR, 46 pp.
- Jongbloed, A.W., 2005. De forfaitaire excretie van N en P in de varkenshouderij. ASG Rapport in voorbereiding.
- Kroes, J.G., 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0. Alterra-rapport 298, Alterra, Wageningen.
- Leneman, H., D.A. Oudendag, K.W. van der Hoek en P.H.M. Janssen, 1998. Gevoeligheidsanalyse berekening ammoniakemissies; effecten van variatie in

penetratiegraden en emissiefactoren op de ammoniakemissie. LEI-DLO en RIVM. Mededeling 602, pp.58.

Lolkema, D.E., J.B. Bergwerff, J.P.J. Berkhout, C.J.M. Potma en D.P.J. Swart, 2005. Evaluatie van het RIVM DOAS-meetsysteem voor ammoniak, RIVM rapport (in voorbereiding).

Meer, H.G. van der, F.K. van Evert, B. Rutgers & M.C.J. Smits, in druk. Kwantificering van de stikstofstromen en –verliezen met FARMMIN op 10 bedrijven in het regio-project Vragender. Rapport in druk.

Meer, H.G. van der & D.C. Whitehead, 1990. The fate of nitrogen in animal excreta applied to grassland. Paper presented at the 13th General Meeting of the European Grassland Federation, Banská Bystrica, Czechoslovakia. Report 141, Centre for Agrobiological Research (CABO), Wageningen, 10 pp.

Mol, R.M. de, 2004. Evaluatie van de lijst van aanbevelingen in Steenvoorden *et al.*, 1999. Wageningen UR, A&F rapport 106; tevens Reeks Milieu en Landelijk Gebied rapport 23, 60 pp

Monteny, G.J., 2000. Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses. Proefschrift Wageningen UR, IMAG, 156 pp

Monteny G.J., Huis in 't Veld, J., Duinkerken, G. van, André, G. en F. van der Schans, 2001. Naar een jaarrond-emissie van ammoniak uit melkveestallen. IMAG-PV-CLM rapport, 27 pp

Mosquera, J., A. Hensen, W.C.M. van der Bulk, A.T. Vermeulen, H. Möls en J.W. Erisman, 2000. NH₃ flux measurements at Schagerbrug and Oostvaardersplassen, The Dutch contribution to GRAMINAE experiment. ECN-C-00-079.

NEC, 2001; COM 2001/81/EG. Richtlijn inzake nationale emissieplafonds voor bepaalde luchtverontreinigende stoffen. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, Luxemburg. L309/22-L309/30.

Plantaz M., 1998. Surface/atmosphere exchange of ammonia over grazed pasture. PhD-thesis, Wageningen University.

Pul, van A., H. van Jaarsveld, T. van der Meulen and G. Velders, 2004. Ammonia concentrations in the Netherlands: spatially detailed measurements and model calculations. Atmospheric Environment 38, pp. 4045-4055.

Oenema, O., G.L. Velthof, N. Verdoes, P.W.G. Groot Koerkamp, G.J. Monteny, A. Bannink, H.G. van der Meer & K.W. van der Hoek, 2000. Forfaitaire waarden voor gasvormige stikstofverliezen uit stallen en mestopslagen. Alterra rapport 107, gewijzigde druk. Wageningen UR, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 185 pp

Ouwerkerk, E.N.J. van, 2001. Model ANIPRO. <http://www.anipro.nl>

RIVM en DLO, 1999. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO). Evaluatie van het verloop van de ammoniakemissies met behulp van metingen en modelberekeningen. RIVM-notitie LLO/1058/99, 20 pp.

Schils, R.L.M., A. Verhagen, H.F.M. Aarts & L.B.J. Šebek, 2005. A farm level approach to define successful mitigation strategies for greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. Nutrient Cycling in AgroEcosystems (in press).

Schoumans, O.F., J. Roelsma, H.P. Oosterom, P. Groenendijk, J. Wolf, H. van Zeijts, G.J. van den Born, S. van Tol, A.H.W. Beusen, H.F.M. ten Berge, H.G. van der Meer & F.K. van Evert, 2002. Nutriëntenemissie vanuit landbouwgronden naar het grondwater en oppervlaktewater bij varianten van verliesnormen. Modelberekeningen met STONE 2.0. Clusterrapport 4: Deel 1. Alterra-rapport 552, Wageningen UR, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 148

Šebek, L.B.J., G.J. Gotink en G. van Duinkerken, *in voorbereiding*. Melkureum als schatter voor de stikstof-opname en stikstofexcretie van melkveestapels. ASG Rapport (in voorbereiding), Lelystad.

Smith, R., Fowler D., Sutton M.A., Flechard C. en Coyle C., 2000. Regional estimation of pollutant gas dry deposition in the UK: model description, sensitivity analyses and outputs. Atmospheric Environment, 34, p. 3757-3777.

Smits, M.C.J., D.A. Oudendag, J.A. van Jaarsveld, K.W. van der Hoek, J.F.M. Huijsmans, W.A.J. van Pul en G.J. Monteny, 2002. Naar een nieuwe methodiek voor monitoring van ammoniakemissie op regionaal niveau; haalbaarheidsstudie. IMAG Rapport 2002-03.

Smits, M.C.J. & A.J.A. Aarnink, 2002. Ammoniakemissie 'in vitro' versus 'in vivo': betekenis voor stallen in de praktijk. Themamiddag "Veevoeding en ammoniakemissie uit varkensstallen", Lelystad, 12 december 2002. In: Rapport ID-Lelystad no. 2174, p 36-49

Sogaard, H.T., S.G. Sommer, N.J. Hutchings, J.F.M. Huijsmans, D.W. Bussink, F. Nicholson, Ammonia volatilization from field-applied animal slurry-the ALFAM model, Atmospheric Environment [36 \(20\)](#) (2002) p. 3309-3319.

Sommer, S.G., Schjoerring, J.K., Denmead, O.T., 2004. Ammonia Emission from Mineral Fertilizers and Fertilized Crops. Advances in Agronomy (82): 557-622

Steenvoorden, J.H.A.M., W.J. Bruins, M.M. van Eerdt, M.W. Hoogeveen, N. Hoogervorst, J.F.M. Huijsmans, H. Leneman, H.G. van der Meer, G.J. Monteny & F.J. de Ruijter, 1999. Monitoring van nationale ammoniakemissies uit de landbouw. Reeks Milieuplanbureau 6. DLO-Staring Centrum, Wageningen, 141pp.

Staalduinen, L.C. van, M.W. Hoogeveen, H.H. Luesink, G. Cotteleer, H. van Zeijts, P.H.M. Dekker en C.J.A.M. de Bont, 2002. Actualisering landelijk mestoverschot 2003. LEI, Den Haag. Reeks Milieuplanbureau 18.

- Tamminga, S., A.W. Jongbloed, M.M. van Eerdt, H.F.M. Aarts, F. Mandersloot, N.J.P. Hoogervorst & H. Westhoek, 2000. De forfaitaire excretie van stikstof door landbouwhuisdieren. Rapport ID Lelystad 00-2040R.
- Tamminga, S., Aarts, H.F.M., Bannink, A., Valk, H., André, G., Šebek, L.B.J., Duinkerken, G. van, 2004. Het melkureumgehalte als voorspeller van N excreties in melkkoeien. In press
- Thijssen, Th.R., J.H. Duyzer, H.L.M. Verhagen, G.P. Wyers, A. Wayers, J.J. Möls, 1998. Measurement of ambient ammonia with diffusion tube samplers. Atmospheric Environment Vol. 32, No 3, pp. 333-337.
- UN-ECE, 1999. Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone, United Nations Economic Commission for Europe.
- Van Jaarsveld, J.A., 1990. An Operational atmospheric transport model for Priority Substances; specification and instructions for use. RIVM rapportnummer 222501002.
- Van Jaarsveld, J.A., 1995. Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. PhD thesis, Utrecht University. RIVM 722501005. Bilthoven.
- Van Jaarsveld, J.A. & A. Bleeker, 2000. Evaluation of the ammonia reductions in the Netherlands using measurements and the OPS model. In: Gryning, S-E., F.A. Schiermeyer (Eds.), Air Pollution Modeling and its Application, Boulder, CO. Kluwer Academic/Plenum Publishers, Dordrecht.
- Van Jaarsveld, J.A., Bleeker, A. en Hoogervorst, N.J.P., 2000a. Evaluatie ammoniakredukties met behulp van metingen en modelberekeningen. RIVM-rapport 722108025, RIVM, Bilthoven.
- Van Jaarsveld, J.A., A. Bleeker, J.W. Erisman, G.J. Monteny, J. Duyzer en D. Oudendag, 2000b. Ammoniak emissie-concentratie-depositie relaties op lokale schaal. RIVM-rapport 725601001.
- Van Jaarsveld J.A. en van Pul W.A.J., 2002. Berekende ammoniakconcentraties in Nederland vergeleken met de intensiveringsmetingen met passieve samplers, RIVM - rapport 725501006
- Van Jaarsveld, J.A., 2003. Meteorological Input For The Ops Model On The Basis Of Routine Observations, unpublished manual, RIVM, 2003.
- Van Jaarsveld J.A., 2004. The Operational Priority Substances model; Description and validation of OPS-Pro 4.1, RIVM-rapport 500045001.
- Velders, G.J.M., Waal, E.S. de, Van Jaarsveld, J.A. en J.F. de Ruiter, 2003. The RIVM-MNP contribution to the evaluation of the EMEP Unified (Eulerian) model. RIVM rapport 500037002 (in English), 32 p
- Velthof, G.L. & O. Oenema, 1997. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. Netherlands Journal of Agricultural Science 45, 347-360.

Ven, G.W.J. van de, 1992. Grasmog, a grassland managementmodel to calculate nitrogen losses from grassland. Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek Verslag nr 158

<http://www.knmi.nl/samenw/hydra/>

Bijlagen

bijlage I. Ruwheidslengtecorrectie windsnelheid

Windsnelheidsinformatie welke als invoer voor het OPS-KT model wordt gebruikt wordt geacht representatief te zijn voor het (lokale) modelgebied. Het modelgebied wordt daarbij gekarakteriseerd door een enkele representatieve ruwheid.

Metingen van windsnelheid (en ook windrichting) worden beïnvloed door lokale obstakels als bomen en bosschages. Het gedrag van het meetinstrument kent daardoor een richtingsafhankelijke component. Daarnaast is er ook een seizoensafhankelijke component omdat de begroeiing in de winter minder dicht is als in de zomer. Alvorens de gemeten windsnelheid als modelinvoer te kunnen gebruiken dient deze eerst te worden gecorrigeerd voor de lokale beïnvloeding. Deze correctie geschiedt door eerst de gemeten windsnelheid ($V_{W_{met}}$) met de meetruwheid ($z_{0_{met}}$) te vertalen naar een hoogte waar de invloed van de ruwheid niet meer merkbaar is (in dit geval is dit 60m) via een logaritmisch windsnelheidsprofiel en vervolgens deze snelheid weer terug te vertalen naar de meethoogte (z_{met}) maar dan bij de gewenste (gebieds-)ruwheid ($z_{0, geb}$) volgens:

$$V_{W_{geb}} = V_{W_{met}} \frac{\left[\ln\left(\frac{z_{met}}{z_{0_{geb}}}\right) \ln\left(\frac{60}{z_{0_{met}}}\right) \right]}{\left[\ln\left(\frac{60}{z_{0_{geb}}}\right) \ln\left(\frac{z_{met}}{z_{0_{met}}}\right) \right]} \quad [I-1]$$

Volgens Hanna (1981) kan de informatie over de lokale beïnvloeding wordt afgeleid uit de gemeten standaardafwijking van de windrichting σ_{θ} :

$$z_{0_{met}} = z_{met} \exp\left(\frac{-\kappa C_v}{\sigma_{\theta}}\right) \quad [I-2]$$

waarbij κ is de von Karman constante (= 0.4) en C_v een schalingparameter welke volgens Hicks *et al.* (1987) een waarde heeft van 2 in neutrale atmosferische condities. σ_{θ} is hier gedefinieerd in radialen. Waarden voor $z_{0_{met}}$ zijn bepaald voor ieder uur en vervolgens zijn daaruit representatieve waarden per maand en per windrichtingsector van 15^o afgeleid. Daarbij zijn alleen die uren meegenomen waarbij $V_{W_{met}}$ groter was dan 4 m s⁻¹ om de $z_{0_{met}}$ bepaling te beperken tot de neutrale condities. Per windrichtingsector is door de maandelijkse $z_{0_{met}}$ waarden een sinusoïde gefit, gekarakteriseerd op de volgende wijze:

$$z_{0_{met}} = A + B \sin\left[\pi \frac{(m-4.7)}{6}\right] \quad [I-3]$$

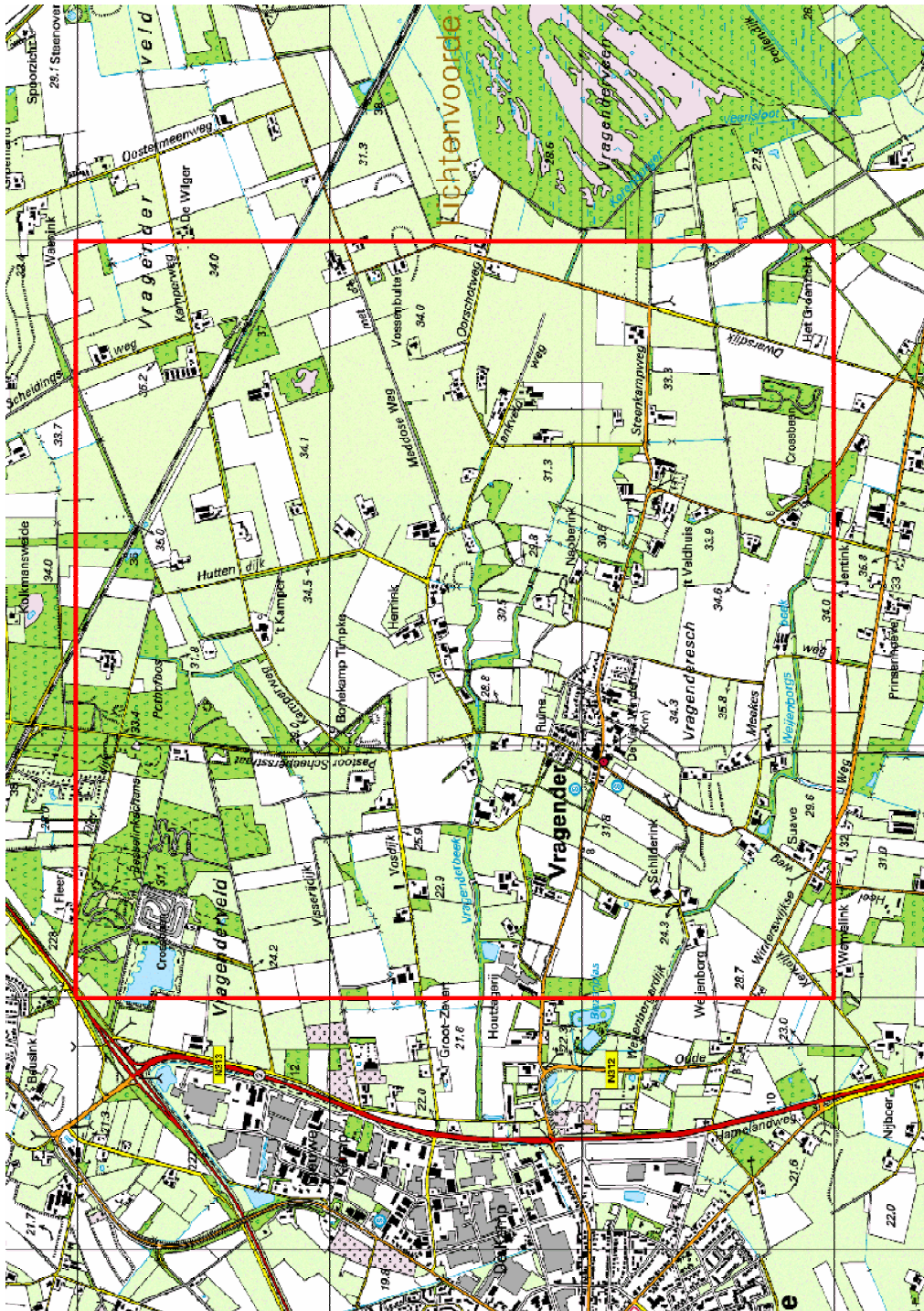
waarbij m is het maandnummer ($m=1-12$). De correctie op de windsnelheidsmeting vindt om praktische redenen plaats in het OPS-KT model.

bijlage II. Landgebruiksklassen met bijbehorende ruwheden in het Landgebruiksbestand Nederland (LGN3+)

Table II-1 ...

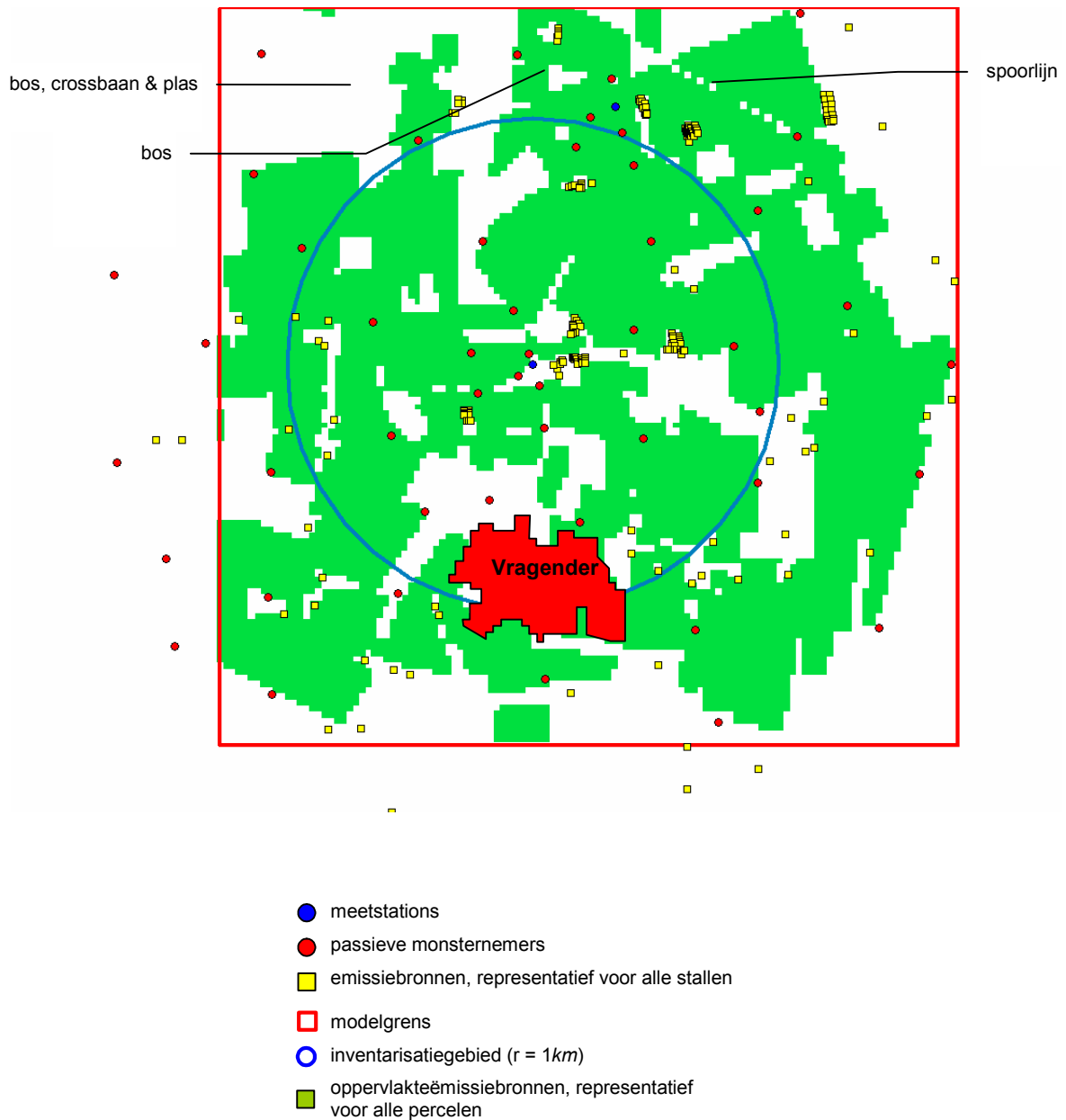
ID	Klasse	z0 (m)
0	no data	0.03
1	grass	0.03
2	maize	0.17
3	potatoes	0.07
4	beets	0.07
5	cereals	0.16
6	other agricultural crops	0.07
7	foreign land	0.15
8	greenhouses	0.1
9	orchards	0.39
10	bulb cultivation	0.07
11	deciduous forest	0.75
12	coniferous forest	0.75
16	fresh water	0.001
17	salt water	0.001
18	continuous urban area	1.6
19	built-up in rural area	0.5
20	deciduous forest in urban area	1.1
21	coniferous forest in urban area	1.1
22	built-up area with dense forest	2
23	grass in built-up area	0.03
24	bare soil in built-up area	0.001
25	main roads and railways	0.1
26	buildings in rural area	0.5
27	runways	0.0003
28	parking lots	0.1
30	salt marshes	0.0002
31	beaches and dunes	0.0003
32	sparsely vegetated dunes	0.02
33	vegetated dunes	0.06
34	heathlands in dune areas	0.04
35	shifting sands	0.0003
36	heathlands	0.03
37	heathlands with minor grass influence	0.04
38	heathlands with major grass influence	0.06
39	raised bogs	0.06
40	forest in raised bogs	0.75
41	miscellaneous swamp vegetation	0.03
42	reed swamp	0.1
43	forest in swamp areas	0.75
44	swampy pastures in peat areas	0.07
45	herbaceous vegetation	0.03
46	bare soil in natural areas	0.001

bijlage III. Kaart onderzoeksgebied rondom Vragender met modelbegrenzing



figuur III-1 Het onderzoeksgebied van het project met de modelbegrenzing (rode omkadering) waarvoor het model ammoniakconcentraties ten gevolge van mesttoediening berekent.

bijlage IV. Voorbeeld modelkaart meetpunten, stallen en percelen

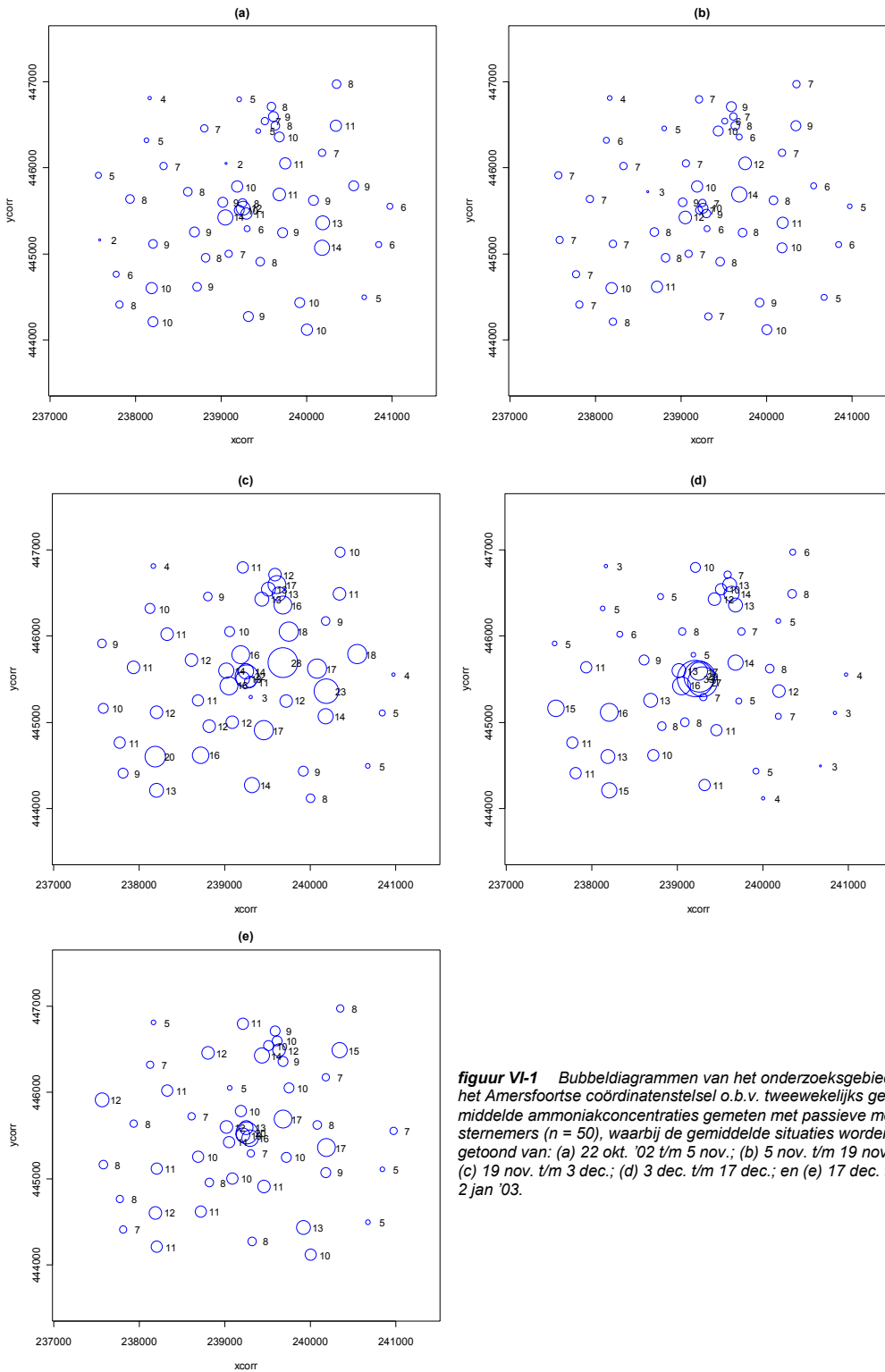


figuur IV-1 Ligging meetlocaties en (oppervlakte-)emissiebronnen die representatief zijn voor de geregistreerde stallen en percelen (met een resolutie van 25m x 25m) in het onderzoeksgebied voor de situatie februari tot mei 2003, inclusief de modelbegrenzing voor de toedieningsemissies en inventarisatiegrens met een straal van 1km rondom het centrale meetstation.

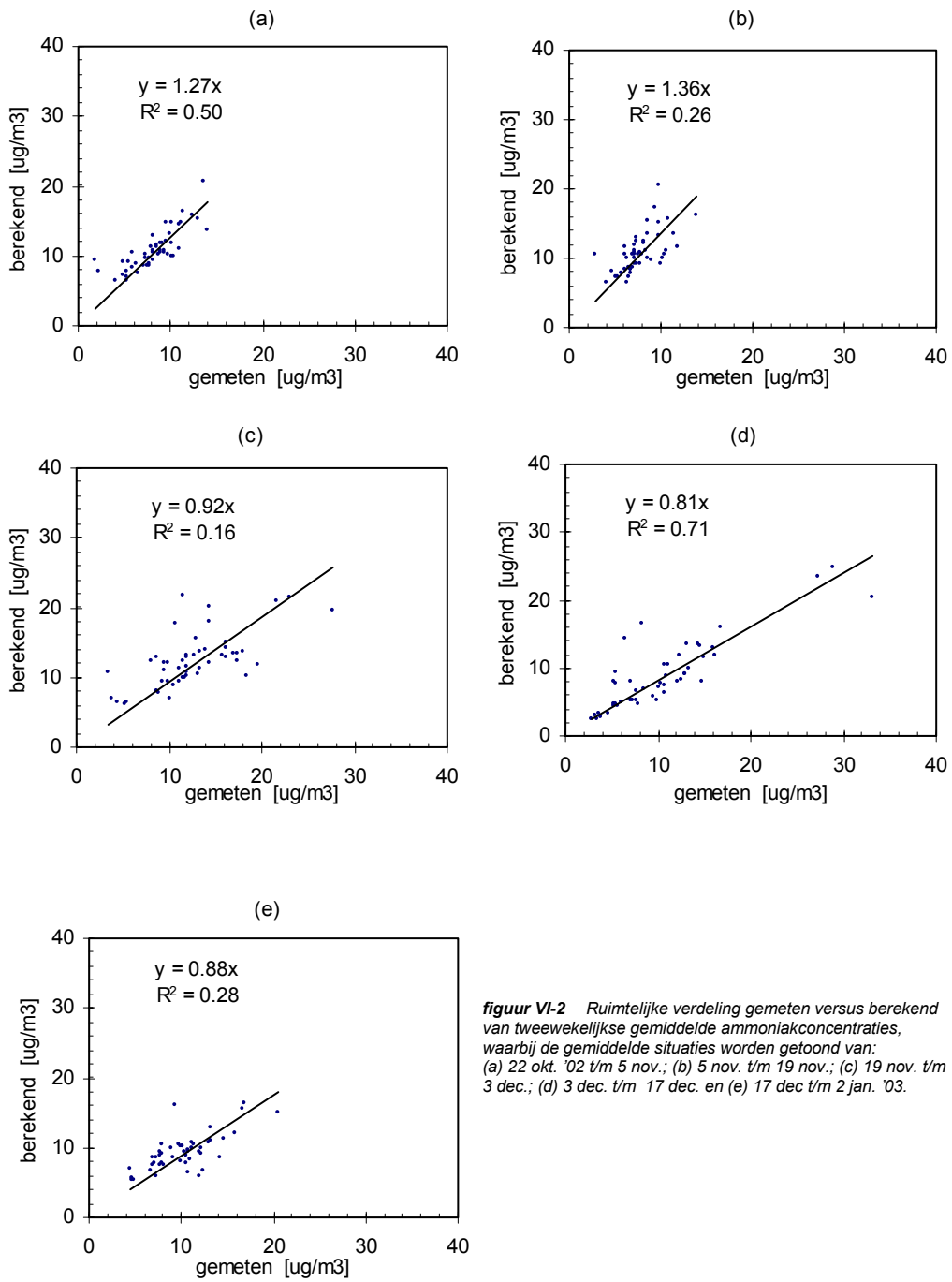
bijlage V. Toegepaste receptorgegevens voor de meetlocaties in het onderzoeksgebied

RNr	Receptornaam	x-coord	y-coord	zrcp	z0
1	v1_Vrgndrwg	237582	445149	2.0	0.300
2	v2_Vrgndrwg	238207	445111	2.5	0.100
3	v3_Vrgndrwg	238830	444948	2.2	0.350
4	v4_Hlwg	238721	444615	3.0	0.100
5	v5_Wnbrgrdk	238193	444600	2.9	0.150
6	v6_Wnbrgrdk	237779	444758	2.9	0.100
7	v7_Wntrswkwg	237817	444401	2.2	0.150
8	v8_Krkdck	238212	444206	1.9	0.030
9	v9_Mkswg	239320	444270	2.8	0.150
10	v10_Wntrs.wg	239461	444905	2.0	0.030
11	v11_Albrsstr	239094	444994	2.3	0.800
12	v12_Kplwg	238696	445257	3.0	0.270
13	v13_Frdr	239316	445288	2.1	0.089
14	v14_Frdr	239299	445462	2.2	0.260
15	v15_Mddswg	239255	445590	1.8	0.030
16	v16_v18(739)	239271	445547	3.2	0.130
17	v19_Mddswg	239213	445501	2.3	0.140
18	v20_Shprsstr	239046	445429	2.3	0.210
19	v21_Shprsstr	239020	445593	2.4	0.056
20	v22_Shprsstr	239191	445767	1.9	0.064
21	v23_Kmprwg	239065	446048	1.9	0.100
22	v24_Kmprwg	239447	446430	2.5	0.050
23	v25_Httndk	239633	446488	2.8	0.030
24	v26_v28(740)	239606	446597	3.2	0.040
25	v29_Httndk	239506	446553	2.0	0.064
26	v30_Httndk	239590	446710	3.0	0.300
27	v31_Schswg	240356	446975	2.5	0.030
28	v32_Kmprwg	240347	446476	2.8	0.054
29	v33_Kmprwg	239681	446357	2.8	0.035
30	v34_Httndk	239751	446048	2.5	0.030
31	v35_Httndk	240186	446173	2.0	0.030
32	v36_Httndk	239681	445690	3.0	0.046
33	v37_Mddswg	240086	445620	2.5	0.030
34	v38_Mddswg	240550	445785	2.8	0.059
35	v39_Dwrsdk	240972	445547	2.8	0.036
36	v40_Dwrsdk	240843	445101	2.6	0.036
37	v41_Mnschnwg	240679	444476	2.8	0.170
38	v42_Wntrs.wg	240025	444094	2.8	0.140
39	v43_Wntrs.wg	239929	444468	2.5	0.048
40	v44_Lnkvlidwg	240186	445068	2.8	0.200
41	v45_Lnkvlidwg	240194	445356	1.9	0.050
42	v46_Ftspd	239720	445246	3.0	0.054
43	v47_Schswg	239209	446806	2.8	0.170
44	v48_Vrgdrvld	238805	446459	2.8	0.054
45	v49_Vrgdrvld	238137	446323	2.3	0.044
46	v50_Schswg	238169	446811	3.0	0.400
47	v51_Hrngwg	237567	445910	2.8	0.043
48	v52_Vssrdk	238331	446021	3.0	0.030
49	v53_Vsrdk	238619	445720	3.0	0.044
50	v54_Vsrdk	237941	445634	2.8	0.064

bijlage VI. Tweewekelijkse kaarten & ruimtelijke verdelingen *buiten* toedieningsperiode (2002)

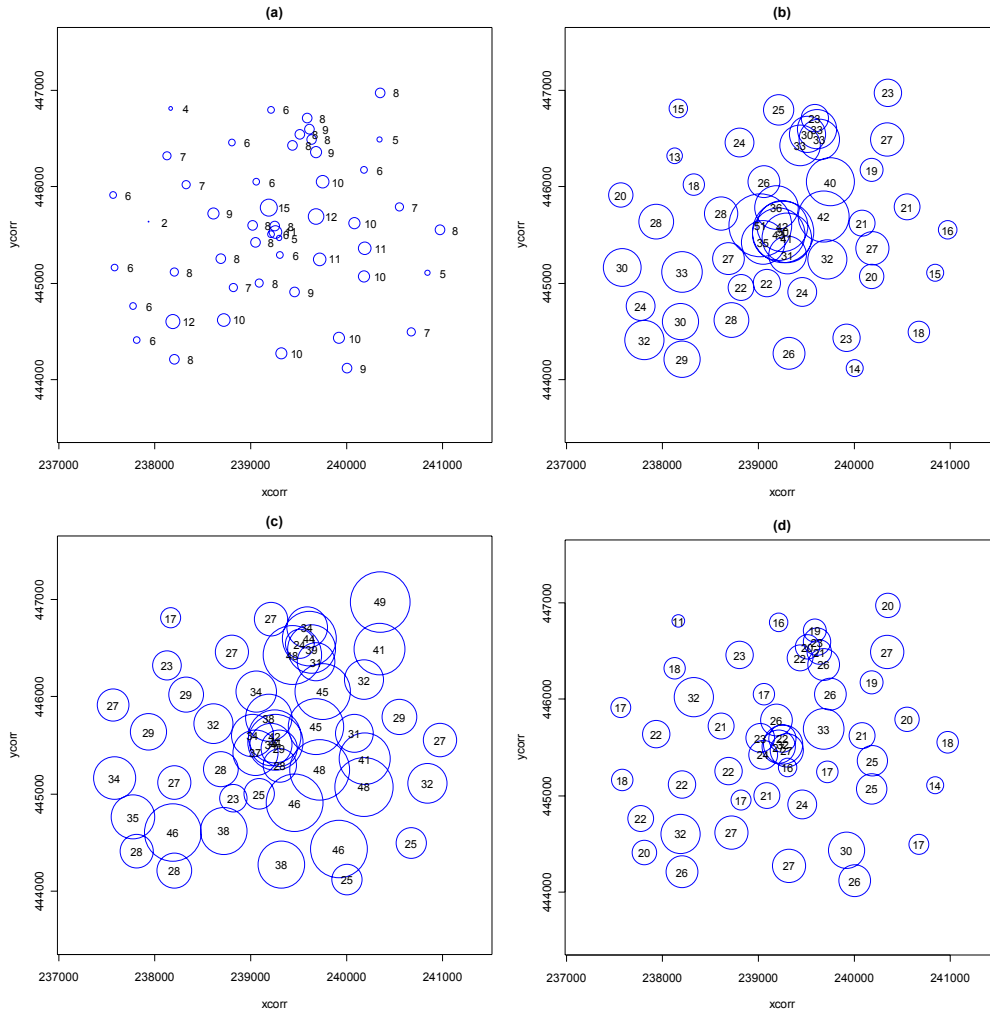


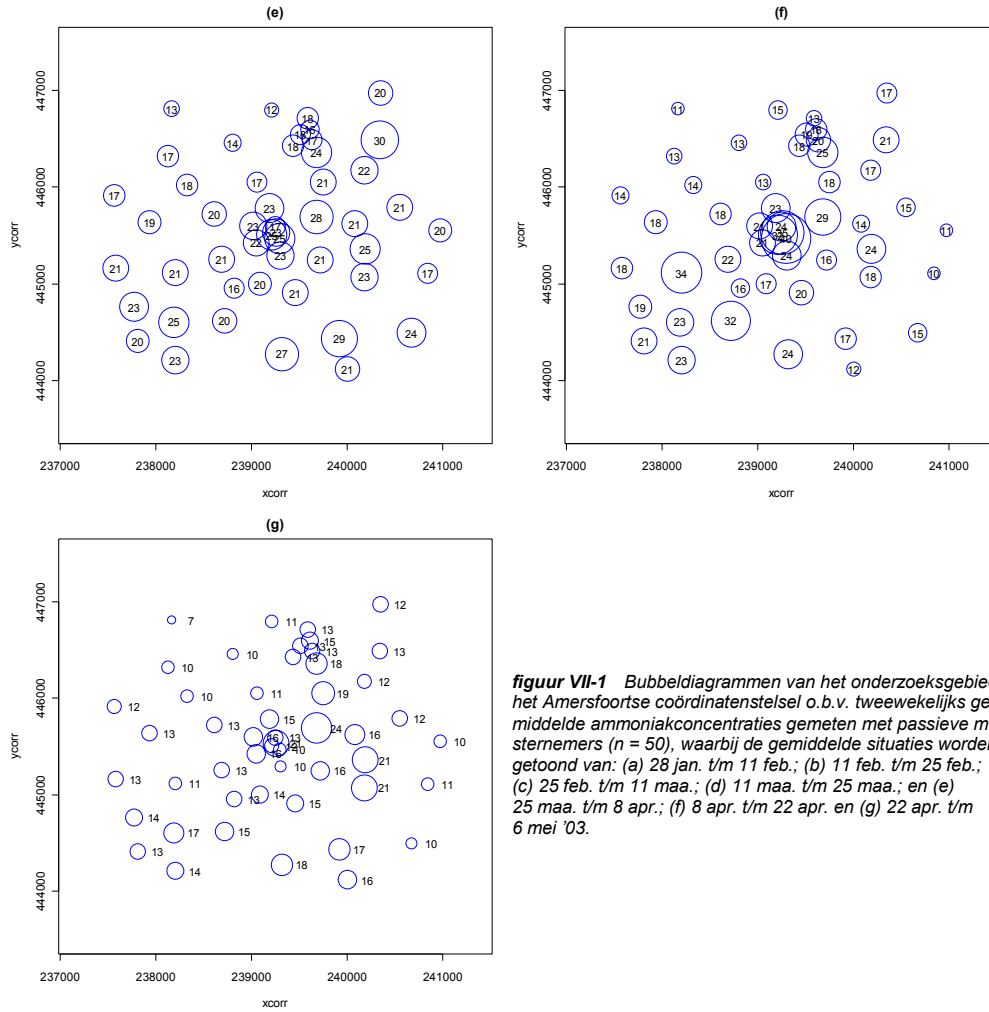
figuur VI-1 Bubbeldiagrammen van het onderzoeksgebied in het Amersfoortse coördinatenstelsel o.b.v. tweewekelijks gemiddelde ammoniakconcentraties gemeten met passieve monsternemers ($n = 50$), waarbij de gemiddelde situaties worden getoond van: (a) 22 okt. '02 t/m 5 nov.; (b) 5 nov. t/m 19 nov.; (c) 19 nov. t/m 3 dec.; (d) 3 dec. t/m 17 dec.; en (e) 17 dec. t/m 2 jan '03.



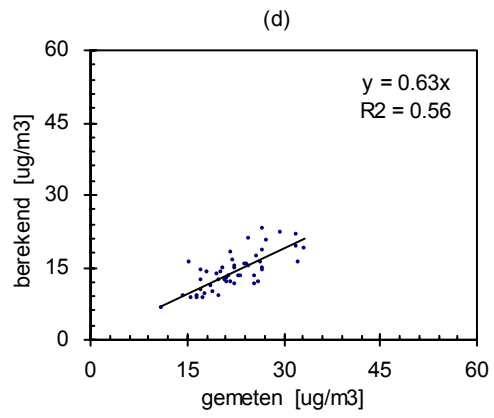
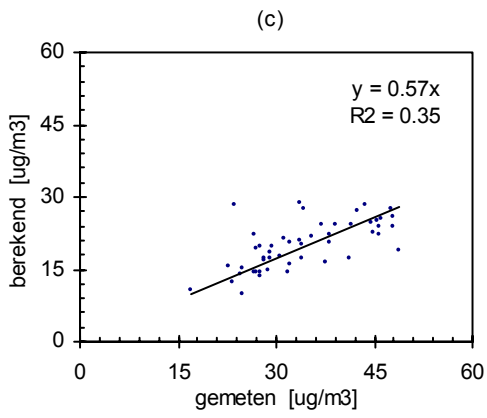
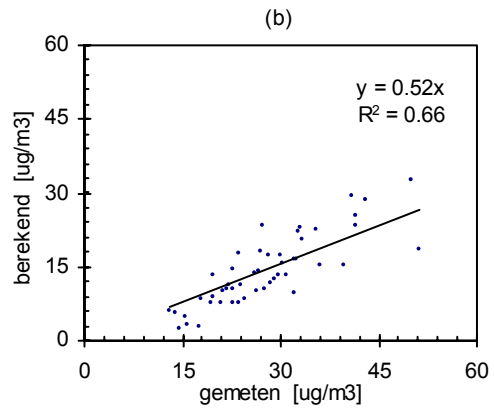
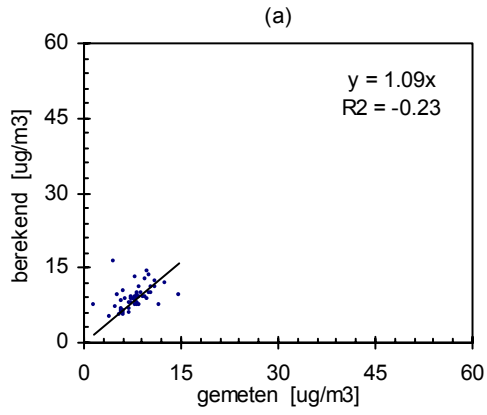
figuur VI-2 Ruimtelijke verdeling gemeten versus berekend van tweewekelijkse gemiddelde ammoniakconcentraties, waarbij de gemiddelde situaties worden getoond van: (a) 22 okt. '02 t/m 5 nov.; (b) 5 nov. t/m 19 nov.; (c) 19 nov. t/m 3 dec.; (d) 3 dec. t/m 17 dec. en (e) 17 dec t/m 2 jan. '03.

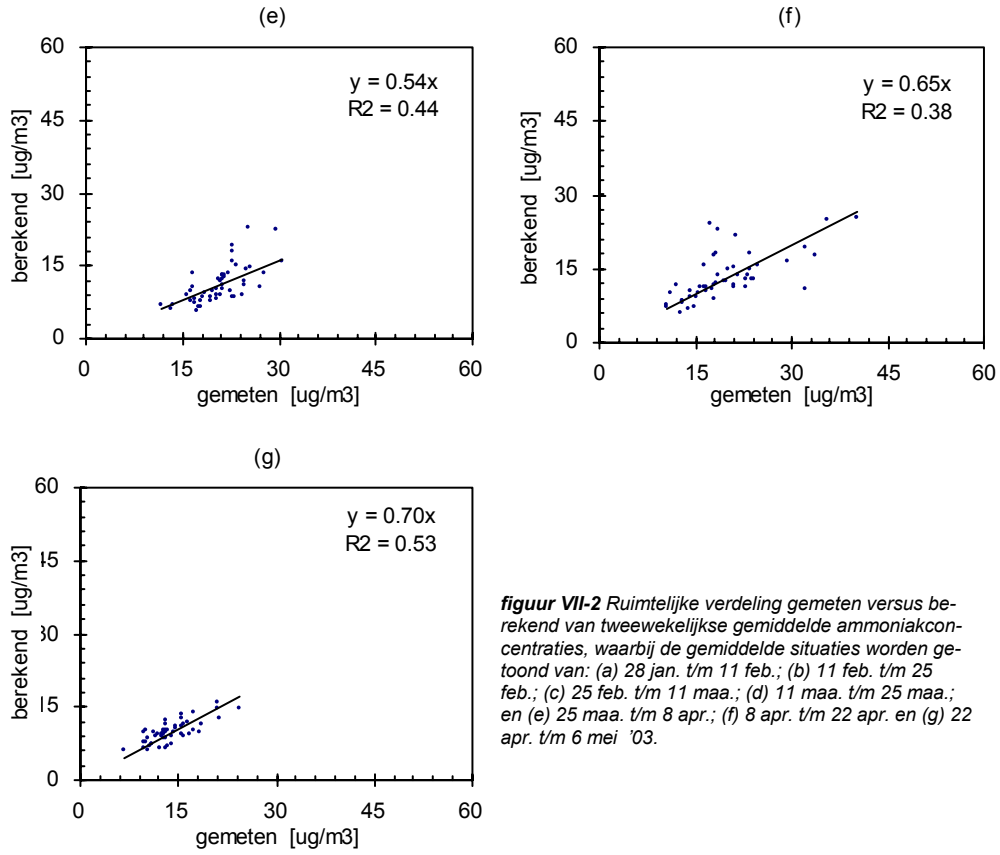
bijlage VII. Tweewekelijkse kaarten & ruimtelijke verdelingen *binnen* toedieningsperiode (2003)





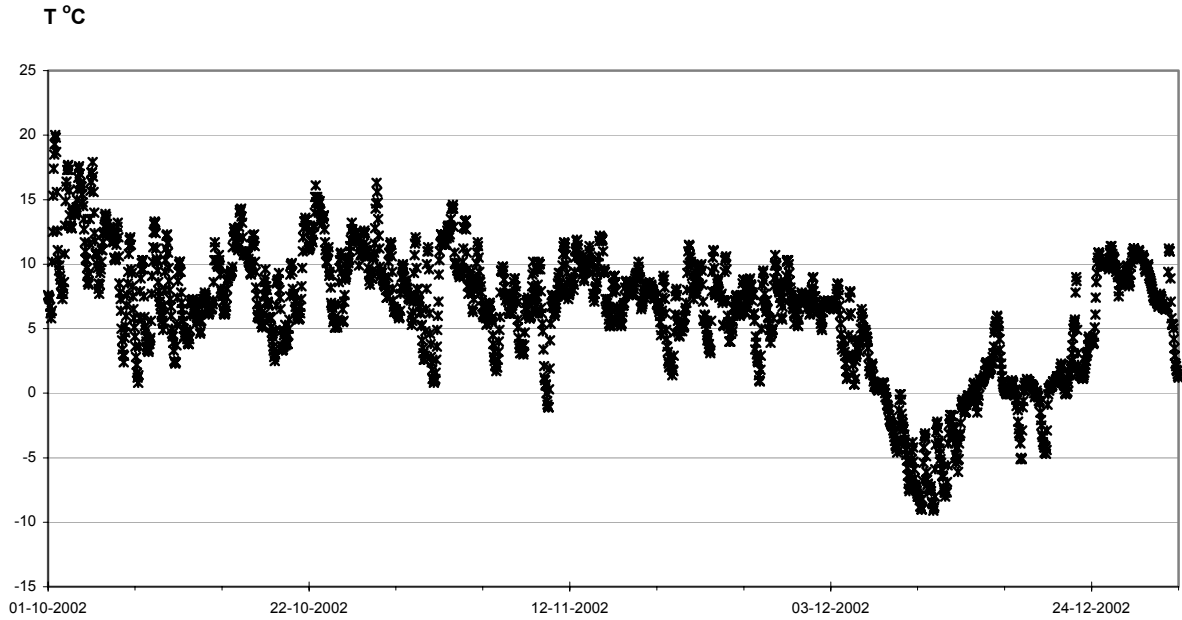
figuur VII-1 Bubbeldiagrammen van het onderzoeksgebied in het Amersfoortse coördinatenstelsel o.b.v. tweewekelijks gemiddelde ammoniakconcentraties gemeten met passieve monsternemers ($n = 50$), waarbij de gemiddelde situaties worden getoond van: (a) 28 jan. t/m 11 feb.; (b) 11 feb. t/m 25 feb.; (c) 25 feb. t/m 11 maa.; (d) 11 maa. t/m 25 maa.; en (e) 25 maa. t/m 8 apr.; (f) 8 apr. t/m 22 apr. en (g) 22 apr. t/m 6 mei '03.





figuur VII-2 Ruimtelijke verdeling gemeten versus berekend van tweewekelijkse gemiddelde ammoniakconcentraties, waarbij de gemiddelde situaties worden getoond van: (a) 28 jan. t/m 11 feb.; (b) 11 feb. t/m 25 feb.; (c) 25 feb. t/m 11 maa.; (d) 11 maa. t/m 25 maa.; en (e) 25 maa. t/m 8 apr.; (f) 8 apr. t/m 22 apr. en (g) 22 apr. t/m 6 mei '03.

bijlage VIII. Verloop van de temperatuur (T) in het laatste kwartaal van 2002



bijlage IX. Verslag Workshop VELD

De VELD-workshop (gehouden op 8-9-2004, bij EC-LNV te Ede) had als doel een selecte groep van betrokkenen bij het ammoniakemissiebeleid en -onderzoek te informeren over de resultaten van het project en de conclusies ter discussie voor te leggen. De vragen en discussiepunten die uit de discussie naar voren kwamen zijn voor zover mogelijk al in de rapportage van het VELD-project verwerkt.

Hier wordt een overzicht gegeven van I programma van de workshop, II Conclusies en Discussiepunten zoals voor de Workshop opgesteld door de projectgroep, III Interactie met deelnemers en IV Vervolg in de zin van Behandeling van de discussiepunten, de gevolgen ervan voor de rapportage en aanbevelingen.

NB. De resultaten zijn sinds de Workshop iets bijgesteld en komen dus niet geheel overeen met de resultaten die in de Workshop besproken zijn.

I Programma Workshop

13:00 Ontvangst met koffie

13.30 Introductie /setting project (Addo van Pul, RIVM)

Aandacht voor ruimtelijke en tijdsresolutie in emissie-inventarisatie en gemeten en berekende verspreiding van ammoniak

13.45 Emissie inventarisatie (Michel Smits, A&F)

- Locatie van stallen, percelen, meetpunten
- Gebiedsschets
- Inventarisatie agrarische activiteiten & emissieberekeningen

14:15 Verspreiding ammoniak: concentratieberekeningen & metingen (Hans van Jaarsveld, RIVM)

- meetresultaten (fenomenologie), incl.DOAS versus AMOR en meetbuisjes
- vergelijking metingen en berekeningen

14:45 Pauze

15:15 Discussie (discussieleider: Hay Hendriks, EC-LNV)

16:30 Drankje

De presentaties van Michel Smits en Hans van Jaarsveld waren gebaseerd op materiaal dat vastgelegd is in het onderliggende rapport. De presentaties hebben we daarom niet meer opgenomen in deze bijlage.

II Conclusies/stellingen, discussiepunten en aanbevelingen VELD-project

Opgesteld door het projectteam als input voor de workshop

A Ten aanzien van emissies

A1 De huidige milieubalans-systematiek geeft een overschatting van het aantal varkens in Vragender, doordat geen hoofd- en nevenvestigingen worden onderscheiden. In werkelijkheid zijn veel varkens op een nevenvestiging elders gehuisvest.

Implicatie:

Nationaal geen implicaties (optelsom blijft hetzelfde).

Bij lokale analyses van ammoniakdepositie (b.v. bij analyse effectiviteit van verplaatsingen) kunnen hiermee aanzienlijke fouten gemaakt worden.

Het is raadzaam bij gebiedsgerichte benaderingen deze info te achterhalen via I&R-bureau of door een LBT-nummer en –registratie per locatie in te voeren.

A2 Gezien de invloed op de toedienemissie is info over TAN¹ in dierlijke mest per toedienmoment wenselijk; i.v.m. totale ammoniakemissie, regionale verschillen en bedrijfsinterne benutting.

Ontwikkeling van een praktische, snelle mestsensor (gehalten per toediening) is daartoe wenselijk.

A3 Info is nodig over welke mestsoort waar, wanneer en op welke wijze wordt toegediend; dit is van invloed op (veronderstelde) toedienemissies in MB-berekeningen. Toedieningen op grasland en bouwland worden anders verdeeld over het jaar.

Er moet o.a. rekening worden gehouden met een trend: verschuiving in toedienmomenten (een betere verdeling van de mest tijdens het groeiseizoen afgestemd op de groei en minder mest aan het eind van het seizoen). Verder is er een verschil in de verdeling van mesttypes over afvoer en zelf toedienen. Dit laatste wordt overigens door MAM al goed benaderd.

Op graslandpercelen wordt bij scheuren soms mest toegediend in grote hoeveelheden met dezelfde technieken als op bouwland. De penetratiegraad van technieken is dus niet 1:1 gekoppeld aan het gewas.

A4 Lokale penetratiegraden van stalsystemen, mesttoedientechnieken en beweidingssystemen kunnen sterk afwijken van provinciale cijfers (in MB gebruikt). *Regionale berekeningen vereisen specifieke regionale data (zie ook A1). Doorvertaling naar kleine gebieden is anders niet realistisch.*

¹ TAN= totaal ammoniakaal stikstof in mest (NH₃ en NH₄⁺)

B Ten aanzien van de vergelijking gemeten en berekende ammoniakconcentraties

B1 Het OPS-model is goed in staat om de ruimtelijke verdeling van de ammoniakconcentraties in een meervoudige bronnenconfiguratie te beschrijven. Ook het verloop in de tijd (uur- en dagbasis) wordt redelijk goed beschreven.

B2 Er is echter een systematische onderschatting door het OPS model van de gemeten concentraties. Dit kan zowel aan de berekende emissies als aan het OPS model liggen. Voor wat betreft het OPS model zijn de voornaamste processen die een rol spelen op deze ruimtelijke schaal: de verspreiding en de depositie. De onzekerheden door deze twee factoren zijn kleiner dan 15%.

B3 De onderschatting door OPS van de gemeten ammoniakconcentraties is in de winterperiode, die gedomineerd worden door de stalemissies klein.

Stelling: Gezien de inherente onzekerheid in de verspreidingsberekeningen (B2) is het niet aannemelijk dat de stalemissies een aanzienlijke systematische fout bevatten.

B4 De onderschatting door OPS van de gemeten ammoniakconcentraties is voor de periode van februari tot april, waarin de meeste dierlijke mest wordt toegediend ca. 40% en is daarmee substantieel hoger dan de onderschatting in de winterperiode.

Stelling: De emissies bij mesttoediening zijn onderschat.

B5 In de OPS-berekening waarin aangenomen is dat alle toedienemissies bovengronds worden aangewend, is de onderschatting door het OPS model van de gemeten ammoniakconcentraties veel lager en ligt daarmee in de buurt van de onderschatting die tijdens de winterperiode is gevonden.

B6 In het VELD-experiment is de praktijk van mesttoedieningen zo exact mogelijk vastgelegd in het gebied.

Conclusie/stelling: De onderschatting van de toedieningsemissies (B4) zijn het gevolg van te lage emissiefactoren (o.a. doordat de uitvoerpraktijk niet geheel overeenkomt met die bij de proefveldjes en de emissiefactoren die daar theoretisch aan toegekend worden).

Aanbeveling: De vertaalslag die gemaakt is naar praktijkomstandigheden dient gevalideerd/geverifieerd te worden door (volveldse) metingen.

C Algemeen

C1 Een doorvertaling van de resultaten van het VELD-project naar nationale emissieschattingen is niet triviaal en is (nog) niet uitgevoerd.

C2 Een relatief kleine projectgroep waarin alle disciplines samenwerken werkt goed: het is slagvaardig en geeft veel inzicht in elkaars werk.

III Workshop interactie

Informatieve vragen (V) en antwoorden (A)

Naar aanleiding van de presentaties kwamen een aantal specifieke inhoudelijk vragen aan de orde. De belangrijkste geven we hieronder. Inhoudelijk zijn de vragen ook verwerkt in het rapport.

- 1) V: Kan verschil tussen gemeten en berekende concentratie in voorjaar te maken hebben met roeren/mixen?
A: Het effect van roeren/mixen op de emissie is beperkt; in stallen wordt vaak wel een lichte verhoging gemeten, maar die is van korte duur en qua omvang 'peanuts' in verhouding tot het te verklaren verschil.
- 2) V: Hoe verhoudt de MB systematiek voor stalemissies zich tot de RAV factoren?
A: Er zijn verschillen: deels door aggregatie van diercategoriën; deels omdat in de MB berekeningssystematiek uit wordt gegaan van de N excretie (jaarlijks geactualiseerd) vermenigvuldigd met een vast vervluchtigingspercentage (ontleend aan een meting in het verleden). In de RAV wordt de emissie per diercategorië gebaseerd op een of meerdere stalemissiemetingen volgens een protocol en een interpretatie van deskundigen.
- 3) V: Is er geen onderschatting van de stalemissies door structurele onderbezetting?
A: Vrijwel alle bedrijven hebben een normale bezetting (gevulde stal); in de loop der jaren richten de bedrijven zich eerder op uitbreiden (quotum aankoop) dan op krimpen. Voor de meeste stallen in Vragender is dus geen sprake van structurele onderbezetting.
- 4) V: Zijn de toedieningsemissies niet onderschat omdat er na acht dagen toch nog emissie is?
A: Het regressiemodel is gebaseerd op emissiemetingen gedurende de eerste 4 dagen; dan emitteert het overgrote deel. In de berekeningen hebben we geëxtrapoleerd t/m dag 8. De emissie dooft geleidelijk uit, maar is op dag 8 nog niet helemaal 0. Verhoudingsgewijs is emissieniveau dan echter bijna verwaarloosbaar en kan niet noemenswaardig meer bijdragen aan verklaring verschil berekend versus gemeten ammoniakconcentratie.
- 5) V: Is er buiten het gebied niet méér mest uit gereden?
A: De 2 wekelijkse metingen op en buiten de randen van het gebied wijzen daar niet op; buiten het onderzoeksgebied hebben we geen waarnemingen m.b.t. mesttoediening gedaan. De agrarische praktijk is daar waarschijnlijk niet veel anders geweest.
- 6) V: Er is 's nachts een kleinere onderschatting dan overdag, kan dit komen door een ander dag-nacht emissiepatroon maar ook door andere omzetting en depositie van ammoniak?
A: M.b.t. ammoniakemissie: Het dag/nacht patroon van de ammoniakemissie uit stallen is berekend als een functie van de temperatuur (zie tabel 3.14), de windsnelheid (bij natuurlijke ventilatie) en bij varkens tevens als functie van de dieractiviteit (overdag +8%; 's nachts -8%). In werkelijkheid verloopt de dieractiviteit geleidelijk over de dag. 's Ochtends en/of 's middags rond de voertijden zou dit gedurende een aantal uren hoger kunnen zijn en daarna wat lager; ook bij andere diercategoriëen zou de invloed van de dieractiviteit

nader onderzocht kunnen worden. Bij hoogproductief melkvee is er zowel overdag als 's nachts veelal activiteit en een grote emitterende oppervlakte. M.b.t. verspreiding van ammoniak vanaf de bron (OPS): 's Nachts is er veel vaker sprake van lage windsnelheden (bijna windstil) dan overdag. Onder bijna windstille condities is het atmosferisch gedrag van ammoniak het moeilijkst te simuleren mede omdat deze situaties gepaard gaan met variabele windrichtingen. Windrichtingseffecten zullen overigens geen systematische afwijkingen veroorzaken. In bijna windstille situaties kunnen potentieel de hoogste concentraties voorkomen. Het OPS model is getest met behulp van de zogenaamde Prairiegrass dataset. In deze dataset komen ook dergelijke (stabiele) situaties voor. Het OPS model laat voor die omstandigheden geen belangrijke systematische afwijkingen zien.

7) V: Beïnvloedt de lokale situatie bij de twee meetpunten niet het resultaat (onderschatting) te veel?

A: Het is waar dat de lokale situatie de concentratie op de meetpunten sterk beïnvloedt. Daar wordt ook specifiek naar gekeken. Het is tóch zo dat de onderschatting op basis van de twee meetpunten goed overeenkomt met wat gevonden wordt op basis van de 50 passieve metingen over het gehele gebied.

III b Discussiepunten

De discussie is in eerste instantie gevoerd naar aanleiding van punten van de workshopdeelnemers zelf. Daarna zijn de conclusies, stellingen en aanbevelingen die door de projectgroep opgezet zijn (zoals vermeld onder II) bediscussieerd.

De belangrijkste discussiepunten die door de deelnemers werden ingebracht geven we hier weer. Onder IV geven we weer wat wij als projectgroep daar richting de verwerking van de resultaten verder mee gedaan hebben en wat de aanbevelingen zijn.

- 1) Resultaten geven aanwijzingen dat de aanwendingsemissies onderschat zijn. Echter een deel van de discrepantie tussen model en meting kan ook aan het OPS model liggen.
- 2) Aangezien de onzekerheidsmarge van OPS (15%) in de buurt ligt van het verschil tussen berekende en gemeten concentraties in de winter (was ca 20% op basis van de voorlopige resultaten die tijdens de workshop getoond zijn) kun je op basis daarvan geen uitspraak doen over de juistheid van de stalemissieberekeningen.
- 3) Gezien het veel grotere aandeel van stalemissies in verklaring van ammoniakconcentratie kan een kleine fout in de berekeningen daarbij een veel grotere impact hebben dan een grovere fout bij mesttoediening. M.a.w. ook kritisch kijken naar berekeningen aangaande de stal (bronemissie en verspreiding).
- 4) Het lijkt niet aannemelijk dat de emissie-arme toedienpraktijk helemaal geen effect heeft ten opzichte van bovengrondse toediening.
- 5) De concentratieberekeningen o.b.v. de gedetailleerde emissies laten toch weer een gat zien ten opzichte van de metingen; vergelijkbaar met het eerder geconstateerde, landelijke amoniakgat? Heeft het onderzoek nu niets opgeleverd? (zie punt 12 onder IV)

IV Vervolg

- 1) Wij zullen beter moeten aangeven wat de modelonzekerheden zijn. In de discussie over het verschil tussen metingen en modelberekeningen worden twijfels over de modelberekeningen uitgesproken. Ook is er een verschil in perceptie over wat nog een verschil genoemd mag worden. Bijvoorbeeld het 20-25% verschil tijdens najaarperiode (voorlopige resultaten zoals op workshop getoond) wordt door een aantal deelnemers als significant gezien terwijl dat binnen de onzekerheidsmarge van de berekeningen ligt.
Vervolg is dan ook om middels een onzekerheidsanalyse het verschil tussen gemeten en berekende ammoniakconcentraties in perspectief te plaatsen (zie paragraaf 6.4). Met name zullen de gevoeligheid van het model met betrekking tot verspreiding (emissiehoogte, terreinruwheid), depositie en achtergrondsconcentratie aangegeven moeten worden. Zeker de droge depositiesnelheid is omgeven met relatief veel onzekerheid, vooral op lokale schaal; dit valt binnen de 20% marge in de winter (met alleen stalemissies). Om de marges van het OPS model te verkennen zullen enkele OPS runs met andere waarden voor deze variabele gedaan worden.
Ook voor de emissies zal een onzekerheidsanalyse uitgevoerd moeten worden (zie paragraaf 3.3.2.5). Bij de emissieberekeningen zal o.a. de impact van een hogere TAN (ammoniumstikstof in mest) verkend worden en van eventuele andere gevoelige parameters.
- 2) Naast de bestudeerde periode in het voorjaar waarin vrijwel steeds mest wordt toegediend is het ook interessant om in de zomermaanden perioden zonder toediening te vergelijken met perioden met mesttoediening. Tijdens de workshop is hierover nog niets gepresenteerd maar dit zal wel in de eindrapportage geschieden (zie paragraaf 6.2 en 6.3).
- 3) In de analyse van de discrepantie tussen meting en berekening kan ook aangegeven worden waar het niet aan kan liggen op basis van het onderzoek. Bijvoorbeeld de invloed van mest mixen is marginaal.
- 4) Op basis van onze conclusie dat de aanwendingsemissies in het gebied waarschijnlijk onderschat zijn, werd door de deelnemers geconcludeerd dat emissiemetingen bij aanwending onder praktijkomstandigheden uitgevoerd moeten worden. Dit werd breed gedragen.
- 5) In het rapport zullen we ook eerdere bevindingen ten aanzien van reductie bij emissie-arme toediening moeten vermelden: Hay Hendriks geeft bijvoorbeeld aan dat wij internationaal een uitzonderingspositie innemen met de hoge emissiereductiepercentages bij aanwending; artikelen van Jan Duyzer en Jan Willem Erisman hebben eerder al gewezen op de mogelijke rol van toedienemissie in het ammoniakgat.
- 6) Het onderzoek heeft aanwijzingen gegeven dat de toedienemissies in werkelijkheid aanzienlijk hoger zijn dan nu verondersteld. Kwantitatieve doorvertaling naar de landelijke uitstoot in kilotonnen ammoniak is niet goed mogelijk omdat de toedienemissies niet direct gemeten zijn. Bovendien zitten er onzekerheden in de emissie- en OPS-berekeningen; qua orde van grootte kan het echter wel gaan om tientallen kilotonnen. De situatie in Vragender kan kwantitatief afwijken van landelijk, denk o.a. aan specifieke lokale omstandigheden (bodemeigenschappen, gewassen, toegepaste technieken, etc) en evt. afwijkende meteo-omstandigheden in de bestudeerde periode.

- 7) Naast emissiemetingen bij toediening dient ook overwogen te worden om de uitrijpraktijk in den lande te beoordelen qua praktische uitvoering. Naast het goed meten van de emissies in de praktijk moeten daarbij de procesomstandigheden goed vastgelegd worden.
- 8) Deel van discrepantie tussen gemeten en berekende concentratie zou kunnen liggen in onbekende en ontbrekende emissieposten. Bijvoorbeeld paarden zijn niet meegenomen (en worden dit ook niet in de MB); er zijn in Nederland veel paarden (volgens recente gegevens ca 400.000), maar veel particulieren hebben slechts 1 of enkele paarden en die worden niet geregistreerd. In Vragender zijn niet veel losse paarden. Op korte afstand van het centrale meetpunt zitten veel grote agrarische emissiebronnen. De impact van een relatief klein aantal paarden op grotere afstand is gering. Het verkeer als emissiebron is meegenomen in de OPS- berekeningen.
- 9) MB berekeningswijze van de stalemissies is arbitrair op basis van N-excretie maal de Vervluchtigingspercentages en geeft waarschijnlijk onderschattingen en zou herzien kunnen worden.(afstemming met RAV).
- 10) In MB-berekeningen wordt geen rekening gehouden met toepassing van bouwland toedienwijzen (met een grote mestgift ineens) op grasland bij graslandvervanging op zandgrond. Meerdere toedienwijzen per bedrijf per gewastype (bijvoorbeeld najaar zelf toedienen in 2 gangen op bouwland; in voorjaar met bouwlandinjecteur van mechanisatiebedrijf) komen in de praktijk voor maar worden misschien in de MB niet correct meegenomen.
- 11) De MB heeft de laatste paar jaar de stalemissie van melkvee berekend op basis van een verband tussen het tankmelkureumgehalte en ammoniakemissie. Het verdient aanbeveling dit verband te verifiëren middels emissiemetingen aan één of meerdere praktijkstallen en de gemeten emissie (jaarrond) te relateren aan het gemiddelde melkureumgehalte van dat bedrijf.
- 12) Vanuit het onderzoek constateren wij wederom een gat en wel bij benadering zo groot als het landelijke gat (op basis van de gepresenteerde, voorlopige resultaten in de workshop). Zijn we met dit onderzoek nu verder gekomen? Ten opzichte van de MB berekeningswijze verschilde dit onderzoek nadrukkelijk zowel qua materiaal als qua methoden (o.a. qua ruimtelijke en tijdsresolutie; gedetailleerde agrarische dataverzameling, concentratiemetingen, emissiemodellering en OPS-kt modellering). Ondanks de andere aanpak kunnen we een (te) groot deel van de ammoniakconcentraties (vooral in het voorjaar) niet uit de nieuwe aanpak verklaren; we hebben dus nog steeds te maken met een ammoniakgat. Door de andere aanpak (zie o.a. de veelal hogere vervluchtigingspercentages zoals samengevat in tabel 3.25) is dit gat uiteraard niet hetzelfde als het berekende ammoniakgat volgens de MB. De overeenkomst van de grootte van het landelijke gat met dat uit VELD (volgens de voorlopige resultaten die op de workshop gepresenteerd werden) is dus enigzins toevallig. Zie paragraaf 8.2 voor de later uitgewerkte resultaten.
- 13) Communicatie over de resultaten en conclusies van het VELD project (incl. de workshop) dient zorgvuldig en goed gecoördineerd te gebeuren; richting Vragender (agrariërs) zijn we dat verplicht; landelijk en internationaal is dat ook van groot belang.

