Effecten van ammoniak op planten in de directe omgeving van stallen

Update van een risico-schatting

P.H.B. de Visser & L.J.M. van der Eerden

ab-dlo

Rapport 72, Wageningen
december 1996

Het DLO-Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek (AB-DLO) is onderdeel van de Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
Het instituut is opgericht op 1 november 1993 en is ontstaan door de samenvoeging van het Wageningse Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO) en het in Haren gevestigde Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB-DLO).

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

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

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

Adres

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

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

Inhoudsopgave

	pagina
Summary	1
1. Samenvatting	3
2. Inleiding	5
3. Ammoniakemissies in Nederland	7
3.1. Emissies per diergroep	7
3.2. Bronnen van variatie	7
3.3. Variaties per stal	11
Conclusies	13
4. Immissie en blootstelling	15
4.1. Inleiding	15
4.2. Achtergrondbelasting	16
4.2.1. Methode	16
4.2.2. Resultaten	17
4.3. Karakteristiek van concentratiefluctuaties	21
4.3.1. Methode	21
4.3.2. Resultaten	22
4.3.3. Betekenis van de fluctuaties voor blootstelling	26
Conclusies	26
5. Ammoniakverspreiding	27
5.1. Inleiding en modelkeuze	27
5.2. Uitgangspunten verspreidingsberekening	29
5.3. Resultaten verspreidingsberekening	29
5.4. Transformatie van percentiel naar aaneengesloten overschrijding	34
5.5. Optreden van schade	36
Conclusies	41
6. Effecten van ammoniak op planten	43
6.1. Inleiding	43
6.2. Beschrijvende benadering	44
6.3. Mechanistische benadering	45
6.3.1. Gesimuleerde processen	45
6.3.2. Berekeningsmethode voor N-opname en GS-activiteit	45
6.3.3. Resultaten	47
6.4. Mogelijkheden voor integratie van beschrijvende en mechanistische benadering	51
6.5. Discussie	52
Conclusies	53
7. Algemene discussie	55
7.1. Risico-analyse	55
7.2. Opmerkingen en suggesties voor verder onderzoek	56
Referenties	59

pagina

Bijlage I	Emissiefactoren voor de stalemissie	3 pp.
Bijlage II	Kwantificering van emissievariaties voor conventionele varkensstal	3 pp.
Bijlage III	Aanvullende informatie over het gebruikte groeimodel	2 pp.
Bijlage IV	NH_3-concentraties rond de standaardstal volgens het LTFD-model	6 pp.
Bijlage V	NH_3-concentraties rond de standaardstal volgens het OPS-model	2 pp.

Gebruikte afkortingen

A_c	Achtergrondconcentratie NH_3
DEADM	Dutch Empirical Acid Deposition Model
dp	Dierplaats
g_c	Stomataire geleidbaarheid
GS	Glutamine Synthetase
LML	Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging
LTFD	Long Term Frequency Distribution model
NOEC	No Observable Effect Concentration
NoEL	No Effect Level - concentratie
OPS	Operational atmospheric transport model for Priority Substances
r_c	Huidmondjesweerstand
z_o	Ruwheidslengte

Summary

Ammonia can be harmful to plants and natural vegetations have to be protected against the negative effects.
In the Netherlands ammonia is emitted from several thousands of sources (animal buildings, manured pastures, slurry storage facilities etc.). Obviously the ammonia concentrations are higher close to the source, yet the vegetation at this short distance has no special biological value and mostly exists of ammonia-resistant plants (predominantly agricultural crops). This report presents an estimation of the risk of ammonia damage to plants close to the source. Some attention is paid to risk-reducing measures. The ultimate goal is to provide information to regional and local officials and farmers who are dealing with environmental policy matters like stable relocations, claims for damages etc.

The risk of damage to plants depends on the strength of the emission source, ammonia transport, and plant vulnerability. These three variables can be quantified by a mean value and a large error term, predominantly depending on meteorological conditions. The largest risk of damage is present when a number of negative effects occur simultaneously and are interacting. This risk is subject of this report.

Recent measurements on farm emissions show that the emission factors used in the Dutch Interim Law on Ammonia and Animal Husbandry are still largely correct. These new measurements have also increased our understanding of the size and source of the emission variations. This is important for a proper risk estimate of plant damage. A number of sources of variations are examined in detail. This made it possible to estimate the ratio between maximum and average emission (m/a) on the basis of 95% confidence limits. For pigs and chickens the emission increases during the fattening period (daily average m/a = 1.7), there is a day and night variation (maximum about 2 times minimum) as well as a seasonal difference (monthly averages in summer about 30% higher than in winter). Apart from some distinct sources of variation, there is a certain amount of "noise" without specific cause in the emission rates. For pigs and chickens there is a rather large variation between stables with a similar slurry removal system and animal occupancy (m/a = 2 for the annual mean). Less research has been done on dairy farm emission but the results do not indicate any difference in between-stable variations for cows and for pigs.

The level of background pollution has to be determined in order to estimate the risks of plant damage. An important aspect is the duration of a continuous exposure before it levels off. This was determined for some time series of ammonia concentrations measured by the National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). The background concentration peaks are hard to predict, yet they do not reach any harmful, toxic level for the plant. Any damage will originate from the nearest ammonia source.

An empirical relationship was established between the frequency distribution of concentrations and the exposure period, using the results of a nationwide ammonia monitoring programme by RIVM. This relationship can be used to estimate the mean and maximum exposure period for any location in the Netherlands if a number of percentiles are given. This relation is used in the risk assessment.

Estimations of no-effect levels are usually based on laboratory experiments that might not be representative in field situations. This is why an additional risk assessment has been made on the basis of process-based growth modelling. Model results do agree with the laboratory results.

The results of the ammonia distribution models show concentrations that are of the same order of magnitude as the measured values. The critical levels for deposition, mainly based on eutrification effects on natural vegetations, are more frequently exceeded than those for critical concentrations that are based on damage to horticultural crops. Model calculations show that the risk of damage to horticultural crops is negligable at distances > 50 m from an average source. In a clean area (mean annual concentration 3 μg NH_3 m^{-3}) this damage might occur only if the source strength is equal to the emission from 3330 pigs under normal meteorological conditions. In more polluted areas (15 μg NH_3 m^{-3}) risk of damage at 50 m is present at emissions from 2810 pigs. Under less favourable weather conditions direct ammonia damage might occur at emissions from 795 pigs in a clean area to 670 pigs in a polluted region. In the Netherlands more than 17% of the pig farms hold more than 1000 pigs. In chapter 5.3 critical animal occupancy per source is calculated for other distances as well.

The distribution calculations can indicate the possible measures to be taken to decrease the risk of plant damage. The roughness of the surroundings has an effect on the resulting exposure concentrations. Extra buildings and higher vegetations create a higher degree of roughness, resulting in lower ammonia concentrations, especially up to 200 m from the source. At these distances a higher source exhaust is also an efficient way of decreasing concentrations close to the source. A row of trees close to the source absorbs only a small fraction of the ammonia from the air, but increases wind turbulence and height of the ammonia compounds, resulting in reduced concentrations directly behind the tree row.

The risk of plant damage by ammonia is small close to medium-sized animal buildings, and is only present in the first 50 m from the source. More detailed risk assessments can be produced if data on temporal emission variations and terrain characteristics are available.

1. Samenvatting

Het is algemeen bekend dat ammoniak schadelijk kan zijn voor planten en dat natuurlijke vegetaties beschermd moeten worden tegen deze effecten.
In Nederland wordt ammoniak geëmitteerd door enkele duizenden bronnen (stallen, bemeste percelen, mestopslag enz.). De ammoniakconcentratie is dicht bij de bron hoger dan er verder af, maar de begroeiing op korte afstand van de bron heeft meestal geen natuurfunctie en bestaat uit plantensoorten die niet erg gevoelig zijn voor ammoniak (over het algemeen tuinbouwgewassen). In dit rapport wordt voor zover mogelijk een schatting gemaakt van het schade-risico voor planten in de directe omgeving van ammoniakbronnen. Ook wordt enige aandacht besteed aan risico-beperkende maatregelen. Doel is diegenen te informeren die met deze problematiek te maken hebben, en dit betreft veelal schadeclaims, bedrijfsverplaatsingen, milieuvergunningen enz.

Het risico dat planten lopen om beschadigd te worden hangt af van de emissie, verspreiding en gevoeligheid van de plant. Deze drie variabelen hebben gemiddelden met een grote variatie die voor een aanzienlijk deel bepaald wordt door de weersomstandigheden. Het schade-risico wordt bepaald door de mate waarin ongunstige factoren in dezelfde richting werken; de kans daarop wordt in dit rapport behandeld.
Recente metingen van stal-emissies tonen aan dat de in de Interim-Wet Ammoniak en Veehouderij genoemde emissie-factoren nog steeds grotendeels correct zijn. Deze nieuwe metingen geven daarnaast inzicht in grootte en bronnen van variatie, hetgeen voor een risicoschatting van groot belang is. De emissie varieert als gevolg van veel factoren, waarvan er een aantal goed is onderzocht. Waar voldoende gegevens voorhanden zijn is de verhouding tussen maximum en gemiddelde (m/g) in dit rapport geschat bij een betrouwbaarheidsniveau van 95 %. Bij varkens en kippen vertoont de emissie een trend door de groei van de dieren (daggemiddelde m/g = 1,7), een dagritme (uurgemiddelde overdag 2x hoger dan 's nachts) en een seizoensfluctuatie (maandgemiddelde in de zomer 30 % hoger dan in de winter). Bovenop deze goed verklaarbare variaties is er 'ruis' in de metingen waarvan de oorzaak lang niet altijd duidelijk is. Bij varkens en kippen is een tamelijk grote variatie tussen stallen die op basis van staltype en diersoort dezelfde emissie zouden moeten hebben (jaargemiddelde m/g = 2).
De variaties bij rundveestallen zijn minder intensief onderzocht, maar lijken vergelijkbaar met variaties bij varkensstallen.
Voor schatting van de schade-risico's is het nodig te weten hoe hoog de achtergrondbelasting is en hoe lang periodes duren met aaneengesloten verhoogde concentraties. Dit kan worden afgeleid uit meetreeksen van het RIVM. De onzekerheid in deze schatting van de achtergrondbelasting heeft voor de kans op plantschade weinig betekenis, omdat deze kans voornamelijk bepaald wordt door de bijdrage van de dichtstbijzijnde bron.

Uit metingen van het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging is een relatie tussen concentratie-frequentieverdeling en blootstellingsduur afgeleid, waarmee voor een willekeurige locatie in Nederland de gemiddelde en maximale blootstellingsduur berekend kan worden als enkele percentielwaarden bekend zijn. Deze relatie is toegepast bij de verdere schade-schatting.

De schattingen van schadedrempels zijn gebaseerd op laboratoriumexperimenten waarvan de representativiteit voor de veldsituatie niet geheel duidelijk is. Daarom wordt in dit rapport daarnaast een benadering gepresenteerd waarin simulatiemodellen voor gewasgroei centraal

staan. Modelberekeningen bevestigen de juistheid van de effectgrenswaarden die afgeleid zijn uit de resultaten van laboratoriumexperimenten.

De uitkomsten van modelberekeningen van de lokale verspreiding hebben dezelfde grootteorde als gemeten waarden. Het kritische depositieniveau voor eutrofiëringseffecten wordt bij natuurlijke vegetaties veel meer overschreden dan het kritische concentratieniveau voor tuinbouwgewassen. Uit modelberekeningen blijkt dat de kans op directe schade aan tuinbouwgewassen op meer dan 50 m van de bron klein is. In een schone regio (jaargemiddelde concentratie 3 $\mu g\ m^{-3}$) beperkt zich deze schade onder normale omstandigheden tot bedrijven met een emissie-equivalent van 3330 mestvarkens. In meer vervuilde gebieden (15 $\mu g\ m^{-3}$) is dat 2810 mestvarkens. Onder meer ongunstige omstandigheden is directe schade mogelijk bij een emissie die gelijk is aan die van een stal met 795 mestvarkens in een schoon gebied en met 670 mestvarkens in een vervuild gebied. In Nederland heeft 17 % van de bedrijven meer dan 1000 mestvarkens. In hoofdstuk 5.3 wordt aangegeven hoe situaties met andere emissies en andere afstanden doorgerekend kunnen worden.
Met behulp van verspreidingsberekeningen kan ook nagegaan worden of er, afgezien van emissieverlaging, nog andere mogelijkheden zijn om het schade-risico te verkleinen. Het blootstellingsniveau wordt mede bepaald door obstakels in het windveld: de 'ruwheid' van het terrein.
Verhoging van de ruwheid leidt tot reductie van de concentratie op afstanden van minder dan 200 m van de bron (behalve bij lage windsnelheden). Verhoging van de bronuitlaat is een bijzonder effectieve manier om de N-belasting tot 200 m van de bron te verminderen. Een windhaag vlak bij de stal filtert slechts weinig ammoniak uit de lucht, maar heeft door versterking van de turbulentie en verhoging van het emissiepunt wel een sterk concentratie-verlagend effect vlak achter de windhaag.

Resumerend kan gesteld worden dat de kans op schade aan planten in de directe omgeving van middelgrote stallen klein is, en zich meestal beperkt tot de eerste 50 meter van de stal. Het is mogelijk meer gedetailleerde kans-schattingen te maken aan de hand van gegevens over emissie- en terrein-karakteristieken.

2. Inleiding

Ammoniak kan dicht bij de bron een direct schadelijk effect hebben op planten. Algemeen bekend is dat ammoniak schade kan toebrengen aan natuurgebieden via verzuring en vermesting. Dichterbij de ammoniakbron neemt de kans op schade uiteraard toe, maar de meest gevoelige plantensoorten komen daar van oorsprong al nauwelijks voor. Toch is er een aantal gevallen van schade bekend in de eerste 150 m van de stal (Hofmann et al., 1990). Vanwege het schade-risico zijn herhaaldelijk aanvragen voor een milieuvergunning door de Raad van State geweigerd. De indruk bestaat dat de kans op schade gering is. In dit rapport wordt alle recente, relevante kennis geïntegreerd om een evaluatie te maken van deze kans op schade.

Op grond van de bijdrage aan de zure depositie is de ammoniakuitstoot uit veehouderijbedrijven, de belangrijkste bron van ammoniak, sinds 1987 aan een wettelijk maximum gebonden. Deze emissierichtlijn is herhaaldelijk aangepast op grond van nieuwe onderzoeksbevindingen en is sinds 1991 vastgelegd in de Interimwet Ammoniak en Veehouderij. Een belangrijk gevolg is dat alle veehouders vergunningplichtig zijn. De richtlijn is gebaseerd op de indirecte effecten ten gevolge van ammoniakdepositie, terwijl de directe effecten van ammoniak niet zijn geïncorporeerd. Hierdoor is het mogelijk dat achteraf op grond van opgetreden directe schade een claim wordt ingediend door omwonenden, bijvoorbeeld tuinbouwers. Ter voorkoming van deze problemen is een deskundig advies nodig omtrent de veilige marges waarbinnen geen reële kans is op directe schade. De informatie kan behulpzaam zijn bij vergunningaanvraag maar ook bij de beoordeling van schadeclaims.

Deze studie bevat het meest recente onderzoeksmateriaal over directe effecten en een rekenwijze om de kans op directe schade te kwantificeren. Bovendien presenteert deze studie een aantal mogelijkheden voor ingrepen zonder noodzakelijkerwijs de veebezetting te verminderen. Het rapport is te beschouwen als een vernieuwde en tevens sterk uitgebreide versie van 'Stallucht en Planten' (Van der Eerden et al., 1981), welke door de recentelijk sterk toegenomen kennis over de ammoniakproblematiek (zie o.a. Acid Reign, 1996) verouderd is.

Ammoniak kent vier soorten effecten op planten: (1) groeistimulerend effect, (2) stikstofverzadiging en verhoogde stressgevoeligheid, (3) remming van interne biochemische processen, (4) etsing van het bladweefsel. De ammoniakconcentraties rond stallen geven vaak aanleiding tot eerstgenoemde twee effecten, het derde effect kan dicht bij de stal optreden, terwijl het vierde effect tot de uitzonderingen behoort. De ammoniak vindt ook via depositie en wortelopname zijn weg naar de plant. Dit draagt bij aan het schadelijke effect en daarom is de depositie hier ook bij de effectenstudie betrokken.

De eerste stap in dit rapport is het gemiddelde en de variatie te kwantificeren van alle variabelen en parameters die een rol spelen in de keten van emissie tot effect. Indien mogelijk geschiedt dit op basis van literatuuronderzoek, maar een aantal procesuitkomsten zal gesimuleerd moeten worden. Dit is noodzakelijk omdat er kennishiaten zijn of omdat voorgaand onderzoek een aantal processen slechts geïsoleerd heeft bestudeerd en niet heeft gekoppeld.

De procesketen loopt van emissie (hoofdstuk 3) via verspreiding (hoofdstuk 5) tot effect (hoofdstuk 6). De keten wordt aangevuld met schattingen van de achtergrondbelasting en met actuele blootstellingsmetingen (hoofdstuk 4). Het emissieniveau, verder genoemd bron-

sterkte, wordt geschat uit de stalbezetting voor een aantal staltypen met varkens, kippen en rundvee. Deze rekenwijze is bij de vergunningverlening goed uitvoerbaar en is een identieke benadering als in de Richtlijn van de Interimwet Ammoniak en Veehouderij. Variaties in de tijd van de ammoniakuitstoot worden betrokken uit onderzoek van het IMAG-DLO. Vervolgens wordt de ammoniakverspreiding tot 500 m rond de stal berekend met simulatiemodellen, gebaseerd op de gaussische pluim. Naast veeljarige gemiddelde concentraties, worden ook tijdfluctuaties, maximum concentraties, droge depositie en regionale achtergrondbelasting gerapporteerd. Het hoofdstuk Effecten (hoofdstuk 6) bestaat uit twee delen: het eerste deel betreft de vergelijking tussen voorspelde concentraties rond een stal en de effectgrenslijn voor directe ammoniakschade (Fangmeier et al., 1994); het tweede deel bestaat uit een berekening van de schade aan de hand van de betrokken fysiologische mechanismen en met behulp van een aangepast dynamisch plantengroeimodel (Van Laar et al., 1992). Deze mechanistische benadering is nog grotendeels conceptueel: de modelberekeningen laten hiaten in kennis zien en laten nog geen definitieve conclusies toe. De schade wordt geschat voor een aantal plantgroepen, ingedeeld op basis van gevoeligheid. Deze schade-evaluatie zal kunnen aangeven wat de toelaatbare stalgrootte is bij een gegeven plantensoort in afhankelijkheid van regionale kenmerken.

3. Ammoniakemissies in Nederland

De emissiegegevens in dit hoofdstuk zijn alle ontleend aan de literatuur. In verband met het schaderisico is hierbij de frequentie en duur van hoge emissiepieken meer van belang dan een exact cijfer over de jaargemiddelde emissie. Om die reden wordt veel aandacht besteed aan de grootte-orde van emissievariaties en de mogelijkheid om hiervan een empirische tijdcurve af te leiden die landelijk toepasbaar is voor stallen.

3.1. Emissies per diergroep

De gemiddelde emissie per veesoort is berekend door de werkgroep NH_3-Emissiefactoren, ingesteld door de ministeries van LNV en VROM. De resultaten zijn gepubliceerd als 'Richtlijn ammoniak en veehouderij' (1991) en zijn nadien toegevoegd aan de Uitvoeringsregeling van de Interimwet ammoniak en veehouderij (1994). De berekeningen zijn verricht op basis van de stikstof-massabalansmethode (De Winkel, 1988). Sinds 1991 zijn de emissiefactoren herhaaldelijk aangepast en uitgebreid op grond van actuele emissiemetingen. De meest recente cijfers, uit 1993, staan vermeld in bijlage I.
Van der Hoek en Snel (1989) hebben voor de diverse diertypen ook de emissiefactoren berekend en deze wijken weinig af van de richtlijn, met uitzondering van melkkoeien (12,9 i.p.v. 8,8 kg NH_3 per dierplaats per jaar), opfokzeugen (4,2 i.p.v. 2,1) en vleesvarkens op een halfroostervloer(2,0 i.p.v. 2,5). Op de variaties per diertype wordt in paragraaf 3.2 dieper ingegaan.
Aangezien de berekende emissiefactoren de diverse metingen in het algemeen goed benaderen, is in deze studie gesteld dat de cijfers uit de richtlijn de gemiddelde jaarlijkse emissie goed benaderen. In verband met mogelijke schade aan vegetaties vlakbij de stal zijn echter cijfers nodig over de te verwachten maxima in emissie, in afhankelijkheid van diersoort, staltype en jaargetijde.

3.2. Bronnen van variatie

De factoren die de emissie bepalen dragen direct bij aan de mate van variatie in de emissiegrootte. Het merendeel van deze factoren is goed kwantificeerbaar. In willekeurige volgorde zijn de volgende factoren van belang:

a. stikstofgehalte van het voedsel en de verhouding in aminozuren;
b. voederconversie (de mate van stikstofvastlegging);
c. waterconsumptie en water/voeding-ratio;
d. diersoort en leeftijd;
e. staltype;
f. type mestopslag;
g. staltemperatuur en ventilatiesnelheid.

ad a. Het merendeel van de varkens krijgt als basis hetzelfde, meest gangbare ruwvoer toegediend. De variatie wordt bepaald door hetgeen door de boeren wordt bijgevoerd in de vorm van restproducten en hierover bestaan geen gegevens.

ad b. Het stikstofgehalte in veevoer (vleesvarkens: 157 g kg^{-1}; zeugen: 125 g kg^{-1}) is de laatste jaren reeds sterk verlaagd, maar er kan nog meer: een zorgvuldige voeding met de 4 belangrijkste aminozuren kan de stikstofuitscheiding met 15 tot 20 % verminderen (De Haan et al., 1994). Toevoeging van anti-nutritionele factoren (ANF's) kan de conversie van lichaamseiwit en dus de uitscheiding verminderen.

ad c. Het gebruik van een brijbak dringt het waterverbruik van de dieren terug omdat er verhoudingsgewijs meer wordt gegeten en minder gedronken, en omdat er minder wordt gemorst. Een lagere water/voer-ratio heeft een lagere urineproductie tot gevolg, wat direct leidt tot een vermindering van de ammoniakemissie indien de ureumconcentratie in de urine niet teveel verandert. Mogelijkerwijs wordt dan meer stikstof met de faeces afgevoerd, maar deze stikstof vervluchtigt minder.

ad d. Diersoort en -leeftijd
Varkens: de eet- en waterbehoefte bij varkens hangt nauw samen met de leeftijd van het dier en dus van het tijdstip in de mestronde[1] (Aarnink et al., 1995). Deze voedsel- en wateropname heeft grote invloed op de ureumproductie. Als wordt aangenomen dat binnentemperatuur, ventilatiedebiet en diergedrag min of meer constant zijn, kan daarom de gemiddelde emissie 'E' per dier gedurende de mestronde als functie van de tijd (op dag t) worden beschreven:

$$\log E = a + b * \log (t + c) \qquad (1)$$

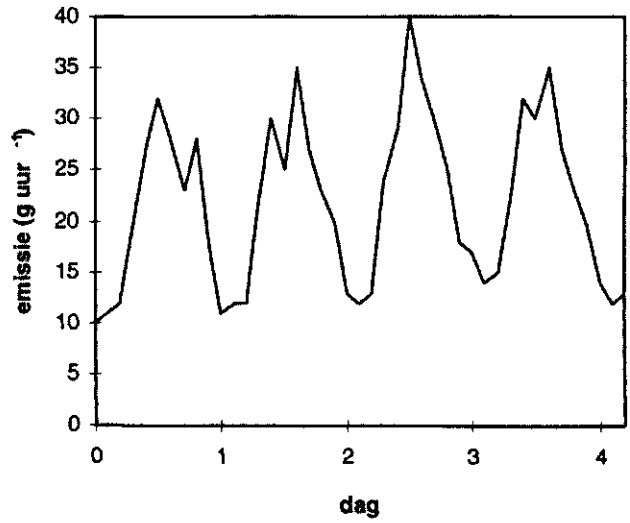
De constanten a, b en c worden door lineaire regressie bepaald aan de hand van gemeten daggemiddelde temperatuur en emissie gedurende een aantal mestronden.
Hiermee kan de emissie redelijk betrouwbaar geschat worden louter op basis van het aantal dieren en hun (tijdsafhankelijke) voedselconsumptie en dito ureumproductie. Deze schattingen worden ten behoeve van blootstellingsberekening (par. 5.5) en risico-analyse (hfdst. 7) in detail uitgewerkt in bijlage II.
Rundvee: De emissie bij rundveestallen is moeilijker te schatten dan bij varkensstallen, omdat:
a) er vrijwel nooit mechanisch geventileerd wordt, zodat de luchtstromingen nog complexer zijn,
b) het leefritme bij melkkoeien veel variabeler is dan bij varkens. Volgens recente metingen van het IMAG-DLO bedroeg de gemiddelde plas- en kelderemissie in een mechanisch geventileerde ligboxenstal ongeveer 1 kg N dp^{-1} mnd^{-1}. In de studie van De Boer et al. (1994) was de gemiddelde emissie 1,25 kg N dp^{-1} mnd^{-1} gedurende de periode nov/jan tot juni.

Kippen: hieraan zijn bij een groot aantal stal- en mestopslagsystemen emissiemetingen verricht. De tijdsvariatie betreft:
(a) de dagelijkse gang,
(b) het verloop tussen twee (band)mestverwijderingen en
(c) het seizoenseffect.

De twee eerstgenoemde variaties hebben soms een zelfde orde van grootte: Groot Koerkamp en Bleijenberg (1994) maten binnen de dag schommelingen van +/- 48 % (27 ± 13 g uur^{-1}; zie Fig. 3.1) in een afdeling van scharrelkippen met het Righs Boleg systeem en +/- 84 % (47,5 ± 40 g dp^{-1} $jaar^{-1}$) in een Multifloorsysteem met droogtunnel; Hol et al. (1995) maten tussen twee mestverwijderingen een verschil van +/- 70 % (1 tot 6 g dag^{-1}) in een bandbatterij met geoptimaliseerde mestdroging. Opvallend is dat de mest op de band bij het open volièresysteem van Groot Koerkamp en Bleijenberg (1994) eerder droogt en wekelijkse verwijdering weinig emissieverlagend effect meer heeft, in tegenstelling tot de sterke emissieverlaging na verwijdering volgens Hol et al. (1995).

---

[1] *Een mestronde is de periode tussen het opleggen en het verwijderen van de dieren ten behoeve van de slacht, en bedraagt bijvoorbeeld bij vleesvarkens ongeveer 110 dagen.*



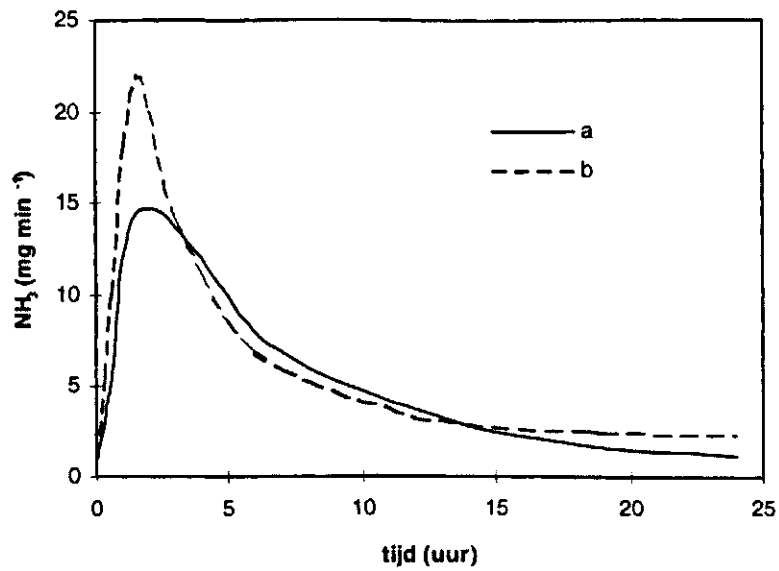
Figuur 3.1. Uurvariaties van ammoniakemissie (g uur^{-1}) uit een scharrelkippenstal, schetsmatige interpretatie van de Righs Boleg afdeling volgens Groot Koerkamp en Bleijenberg (1994)

Dergelijke forse emissieschommelingen zijn niet gevonden door Hol et al. (1994) in een traditionele kippenstal (vleeskuikenouderdieren met halfroostervloer) zonder mestband, waar de emissievariatie maximaal 20 % van het gemiddelde was in het tijdsbestek van enkele weken. Zij vonden echter wel grote verschillen tussen de perioden juli/augustus en oktober/november, met resp. emissies van 651 en 488 g dp NH_3 $jaar^{-1}$, die beide hoger zijn dan de richtlijn-emissiefactor van 300 gram voor de conventionele legbatterij. Deze resultaten wijzen vrij eenduidig op een mogelijke onderschatting door gebruik van de emissiefactor uit de richtlijn. Voor volièresystemen mèt dagontmesting in plaats van alleen grondhuisvesting zou de factor 3 x zo hoog moeten zijn, met piekwaarden door te nat strooisel van 200 g dp^{-1} $jaar^{-1}$, oftewel 5,7 maal de richtlijn-emissie (zie Groot Koerkamp en Bleijenberg (1994)) (aanname: gedurende maximaal 1 week). In een mestbandbatterij met opfokleghennen met geforceerde mestdroging vonden Van Niekerk en Reuvekamp (1994) steeds emissies onder de richtlijn. Op basis van Hol et al. (1995) zou voor mestbandbatterijen een wekelijkse variatie kunnen gelden van ±70 % en een seizoensvariatie van circa 15 %. De dagvariatie zou op basis van Groot Koerkamp en Bleijenberg (1994) 50 % zijn voor volièresystemen, welke vermoedelijk ook kan gelden voor de grondhuisvesting met strooisel, omdat in genoemde studie bleek dat de emissie vooral door het mengsel van mest en nat strooisel werd veroorzaakt. Als mestverwijdering met band bij scharrelkippen niet goed werkt, is de emissiefactor voor grondhuisvesting als gemiddelde emissie de best mogelijke schatting (178 g dp^{-1} $jaar^{-1}$).

ad e. De emissie varieert sterk per staltype. Dit is vaak het gevolg van de grootte van het emitterend oppervlak. In de tabel met emissiefactoren (zie bijlage I) is te zien dat rundvee in een loopstal meer ammoniak emitteert dan in een grupstal, wat vooral het gevolg is van het grotere oppervlak aan mest. Bij gebruik van een ligboxenstal is juist de dagelijkse variatie relatief groot, wat een gevolg is van het verschil in dieractiviteit tussen nacht en dag. De emissie vanuit stallen met volledige roostervloer is volgens een aantal studies hoger dan bij gedeeltelijke roostervloer (Oldenburg, 1989; Hoeksma et al., 1993). Dit verschil is niet verwerkt in de emissiefactoren (bijlage I, categorie D 2.1 en D 2.2). De emissie wordt significant gereduceerd indien de gangbare betonroosters in de vloer vervangen worden door metalen driekantroosters, die meer mest doorlaten naar de mestkelder. Dit komt door de grotere expositie aan turbulente lucht bij meer roosteroppervlak, gesteld dat mest op de resterende dichte vloer vaak wordt

verwijderd. Dit geschiedt meestal door de mest via een spleet aan de lage zijde van een hellende vloer in de mestkelder te schuiven.
De aanwezigheid van mechanische ventilatie en (bij kippen) geforceerde mestdroging betekent een verhoging van de emissie per dier en is goed te kwantificeren.

ad f. Een diepere mestkelder vermindert het aantal keren mestverwijdering. Als de mestkelder volledig wordt schoongemaakt tijdens de mestronde, zal de emissie een week lang maximaal 60 % minder zijn dan voorheen (Huis in 't Veld en Groenestein, 1995). Het verlagen van het mestniveau in de kelder lijkt geen effect te hebben. Het opvangen van mest en urine in een vloeistof, die tweemaal per dag wordt weggespoeld en gereinigd, blijkt de emissie met 60 % te reduceren (Hoeksma et al., 1993). Na enkele mestronden is het echter al mogelijk dat vloeren en wanden niet meer volledig gereinigd kunnen worden en de emissie toeneemt. Mestschuifsystemen in varkensstallen lijken de emissie niet significant te reduceren, hoewel de mest om de 3 tot 6 uur werd verwijderd (Reitsma et al., 1994). Gezien de hoge urease-activiteit is het zeer waarschijnlijk dat de ureum uit de urine binnen een aantal uren al volledig in ammoniak is omgezet (Fig. 3.2), zodat geen reductie ten opzichte van een conventionele stal wordt bereikt. Grondige schoonmaak van de keldervloer kan de bacterie-flora tijdelijk sterk reduceren, maar Reitsma et al. (1994) mat evenals Huis in 't Veld en Groenestein (1995) na ruim een week weer het oude emissie-niveau.
Het is van belang of er al dan niet een stankafsluiter is geplaatst. Dit wordt geïllustreerd door het eens bij toeval gemeten emissieverhogende effect bij het open laten staan van een stankafsluiter, hetgeen werd begroot op 65 % (Aarnink et al.,1995).



Figuur 3.2. Ammoniakemissie na het aanbrengen van mest (a) en na het sproeien van 2 kg urine (b) op een rooster (naar Elzing et al., 1992)

ad g. Aangezien NH_3 sneller vervluchtigt uit oplossing bij hogere temperaturen, wordt in een warmere stal altijd een hogere emissie geconstateerd. Dit geldt met name als de buitentemperatuur hoger is dan de nagestreefde staltemperatuur. Varkensstallen worden 's winters verwarmd tot 16 à 20 °C (rundveestallen moeten alleen vorstvrij zijn), maar bij buitentemperaturen boven 20 °C in de zomer zal aanvoer van externe ventilatielucht tot verhoogde emissies leiden. Reitsma et al. (1994, p.17) laten zien dat bij staltemperaturen boven 25 °C een grotere ventilatie geen verkoeling meer veroorzaakt, maar wel meer ammoniak afvoert. De mate van

turbulentie boven mestkelder en stalvloer is net als de temperatuur zeer bepalend voor de emissie. Zowel bij natuurlijk als bij mechanisch geventileerde stallen zijn buitentemperatuur en luchtbeweging in de stal positief gecorreleerd. In natuurlijke omstandigheden zorgt een groter temperatuurverschil tussen binnen- en buitenlucht voor meer turbulentie, bij mechanische ventilatie moet het debiet omhoog als de oplopende buitentemperatuur die van de stal benadert. De effecten van temperatuur en ventilatie op de ammoniakemissie zijn o.a. gerapporteerd door Elzing et al. (1992).
Voor rundveestallen is nu een mechanistisch model ontwikkeld, waarin alle relevante abiotische factoren meegenomen zijn om een seizoensinvloed te kunnen kwantificeren (Monteny, pers. med.). Een dergelijk complex model zal voor elke individuele stal weer gecalibreerd moeten worden, zodat op grond van een beperkt aantal gegevens toch de voorkeur zal worden gegeven voor de relatie tussen aantal dieren en jaaremissie volgens bijlage I.

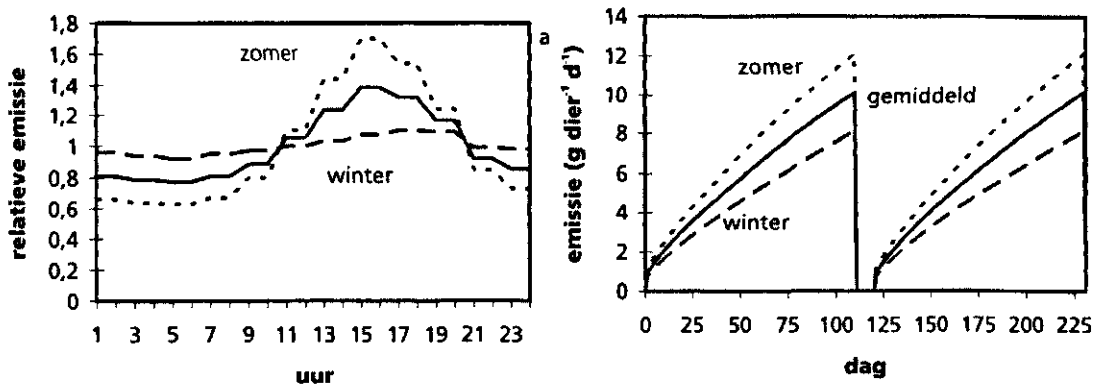
Een schone stal in combinatie met een goede ventilatie bevordert het welzijn van de dieren en dit uit zich direct in een gunstigere voederconversie en een lagere uitval. Als dit om een bepaalde reden niet het geval is, kan de situatie snel verslechteren. Zo werd door Groenestein en Montsma (1992) als gevolg van het optreden van diarree halverwege een mestronde een twee- tot driemaal hogere emissie gemeten dan voorheen. Het blijkt dat indirecte ventilatie financieel gunstiger is voor de veehouder dan directe ventilatie, gezien de hogere voedselbenutting en groei van de varkens (IKC/LEI, 1991).

3.3. Variaties per stal

Op grond van bovengenoemde literatuurgegevens is het mogelijke de emissievariatie in een empirische tijdcurve samen te vatten. De details van deze benadering staan voor mestvarkens in bijlage II; hieronder volgt een samenvatting hiervan en een extrapolatie naar andere diersoorten. Er is aangenomen dat de emissiegrootte per dierplaats per stal en per tijdseenheid normaal verdeeld is rond het gemiddelde en de maximum- en minimumwaarde het 95 %-betrouwbaarheidsinterval benaderen, i.e. μ +/- 2σ. Dit betrouwbaarheidsinterval voor de dagelijkse emissie uit een biggen- of vleesvarkensstal ligt circa 25 % boven en onder het gemiddelde (n = 3, zie Aarnink et al., 1995). Hierbij zijn winter- en zomersituaties samengevoegd, omdat de emissies in de betreffende studie ondanks een tweemaal zo hoog zomers ventilatiedebiet niet significant verschilden. Het betrouwbaarheidsinterval van het door Aarnink gebruikte voorspellingsmodel (formule 1) is veel groter: van -55 % tot +100 % van het gemiddelde. Dit toont aan dat extrapolatie van de gevonden parameters naar een andere stal niet houdbaar is. De schommelingen van 25 % zijn echter wel bruikbaar als maatstaf voor de variatie binnen één stal, indien de schatting van het gemiddelde via de emissiefactor-tabel juist is. Eén van de oorzaken van emissievariatie van 25 % is het verschil in wateropname en eindgewicht van de dieren tussen de stal-afdelingen. Ook een bron van variatie is het verwijderen van mest en schoonmaken van de mestkelder (1x per drie weken in genoemde proef), hetgeen ook zal gelden voor de praktijksituatie. Bij het algemeen toepassen van deze onzekerheidsmarge moet nog een schatting van het effect van calamiteiten toegevoegd worden. Toevalligheden als het optreden van diarhee (+50 %) of het niet functioneren van een afsluitklep (+65 %), kan de emissie verhogen. De verhouding tussen maximaal en gemiddeld is dus globaal 1,7 van het daggemiddelde. Als iets dergelijks bijvoorbeeld eens in de vier mestronden gebeurt, is er bij 95 % van de stallen elk jaar wel een situatie waar de emissie tweemaal zo hoog is als gemiddeld (μ * (1,50–1,65) * 1,25 = μ * (1,87 ~2,06)). Op grond van dit cijfer-

materiaal is voor de 5 % hoogste emissiewaarden geen nauwkeurige bovengrens aan te geven. Deze 5 % zijn namelijk reeds een extrapolatie door het ontbreken van metingen. Een staltype met meer roostervloer of een niet afgesloten mestkelder zal meer ammoniak emitteren, maar dit effect wordt reeds verdisconteerd in de emissiefactor (bijlage I). Het niet gebruiken van een brijbak en het bijvoeren met ander voedsel dan gebaseerd op graan, tapioca of soja kan de emissie naar schatting met 30 % verhogen, omdat dit de grootte-orde is zoals geschat voor de reductie door verbeterde voedertechnieken.

De emissie varieert sterk in de tijd, vooral tussen dag en nacht en in de loop van een mestronde. Deze effecten zijn empirisch vastgelegd in een curve (Fig. 3.3); voor details zie bijlage II. Deze variatie kent dus een tijdsresolutie van enkele uren, hetgeen voor de blootstelling van de plant bij hoge concentraties al relevant kan zijn.



Figuur 3.3. Geschematiseerde emissievariaties van een vleesvarkensstal gedurende de dag (a) en tijdens de mestronden (b)

Met name deze kortdurende schommelingen produceren de meest extreme emissiewaarden, met als uiterste minimum 0,020 g dp^{-1} uur^{-1} en hoogste waarde 1025,0 g dp^{-1} uur^{-1}. Dit maximum is 3,6 x emissiefactor voor vleesvarkens (zie bijlage I). Bovenop de variatie volgens een vast tijdsverloop komen de eerder vermelde afwijkingen van het gemiddelde, welke een tijdsspanne kennen van enkele weken (calamiteiten) tot volledige mestronden (ander voer) en die onafhankelijk zijn van dag- en seizoensverloop. De grootte van deze variatie is vrijwel onbekend maar lijkt met bijv. μ+65 % (zie boven) kleiner dan de emissieverschillen op basis van diergroeiverloop binnen de mestronde (μ+80 %, bijlage II).
Voor een kippenstal zijn vergelijkbare marges gerapporteerd. Het stalsysteem dat de meeste ammoniak emitteert is de conventionele leghennenbatterij met geforceerde mestdroging en een deeppit- of kanalenstal. Hier geldt een gemiddelde emissie van 0,386 en een maximum van circa 0,700 kg N dp^{-1} $jaar^{-1}$. Deze variatie van tweemaal het gemiddelde wordt overtroffen door dat van het volièresysteem; Groot Koerkamp en Bleijenberg (1994) vonden een gemiddelde emissie van 0,056 tot 0,096 afhankelijk van het volièresysteem, met maxima tot 0,200, terwijl de emissienorm 0,035 kg N dp^{-1} $jaar^{-1}$ is. Zij vonden grote schommelingen, die werden veroorzaakt door variatie van het vochtgehalte van het strooisel op de stalvloer.

De dag/nacht-schommelingen bij kippen zijn groter dan bij vleesvarkens: overdag circa 3 tot 4x zoveel emissie als 's nachts. De invloed van het schonen van de mestband lijkt beperkt (Van Niekerk en Reuvekamp, 1994), het vervangen van de houtkrullen verlaagt de emissie korte tijd wél, met circa 50 % (Groot Koerkamp en Bleijenberg, 1994). De duur van bovenmodale emissies lijkt voor de conventionele systemen beperkt tot één dagdeel (circa 10 uur), maar voor de

volièresystemen met strooisel en/of roostervloer kan dit meerdere dagen aanhouden. Voor de kans op schade (hoofdstuk 5 en 6) worden deze maxima verondersteld 10 uur, respectievelijk 1 week aan te houden.

Voor melkvee zijn alleen emissiescijfers beschikbaar uit geventileerde stallen. De meeste melkveestallen worden niet kunstmatig geventileerd. Door een betrekkelijk lage luchtsnelheid boven de stalvloer aan te nemen zijn de emissies op maand- of jaarbasis redelijk te extrapoleren van mechanisch naar natuurlijk geventileerde stallen. De vervluchtiging is in eerste instantie afhankelijk van staltemperatuur, pH en micobiële activiteit op de stalvloer (zie Elzing et al., 1992) en het effect van ventilatie is secundair. De micobiële omzetting van verse ureum is niet beperkend: binnen twee uur is dit omgezet in ammoniak (zie ook Fig. 3.2). De ventilatiesnelheid boven de mestlaag heeft slechts een kleine invloed op de ammoniakvervluchtiging (Elzing et al., 1992). De beperking wordt vooral veroorzaakt door de diffusiesnelheid van ammoniak in de mest zelf. Dit is niet afhankelijk van de stalventilatie. Deze diffusiesnelheid wordt sterk beïnvloed door de wijze van mestopslag, de aanwezigheid van een remmende korst en het type stalvloer, omdat dit het aan de lucht blootgestelde mestoppervlak (ratio volume/oppervlak) bepaalt. Deze factoren zijn al in beperkte mate opgenomen in de emissiefactor voor rundvee (bijlage I).

Beperking tot de variabelen luchttemperatuur en type spoelsysteem resulteert binnen één staltype in een 95 %-betrouwbaarheidsinterval van 8 tot 27 % van het gemiddelde (met n = 4, De Boer et al., 1994). Deze variatie binnen één staltype is dus vergelijkbaar met die voor varkens (25 % bij n = 3, Aarnink et al. 1995). De hoogste emissie binnen dit interval bedroeg 1,84 g N dp^{-1} uur^{-1} oftewel 16,2 kg N dp^{-1} $jaar^{-1}$. Dit maximum duurde nooit langer dan één dagdeel (10 uur). Het emissieplafond wordt bepaald door de ureumproductie per melkkoe. Deze bedraagt gemiddeld circa 8,9 g N dp^{-1} uur^{-1}, op basis van 60 L urine- en faecesproductie per dag met een ureumconcentratie van 7,65 g L^{-1} volgens recente metingen van het IMAG-DLO (pers.med. G.J. Monteny).

Conclusies

De meest recente emissiemetingen geven aan dat de stalemissie volgens de emissiefactor van de Interimwet ammoniak en veehouderij de gemiddelde praktijksituatie voor vleesvarkens, melkvee en kippen goed benadert (de enige uitzondering is het volièresysteem, waar de emissie hoger blijkt te zijn).
De metingen geven daarnaast inzicht in grootte en bronnen van variatie. De emissie varieert als gevolg van veel factoren, waarvan er een aantal goed is onderzocht. Waar voldoende gegevens voorhanden zijn is in dit hoofdstuk de verhouding tussen maximum en gemiddelde (m/g) geschat bij een betrouwbaarheidsniveau van 95 %. Bij varkens en kippen vertoont de emissie een trend parallel aan de groei en mestproductie van de dieren (daggemiddelde m/g = 1,7). Bovenop deze trend is er een dagritme (uurgemiddelde overdag 2x hoger dan 's nachts) en een seizoensfluctuatie (maandgemiddelde in de zomer 30 % hoger als in de winter). Over de emissievariatie veroorzaakt door verschillen in voersamenstelling en stalhygiëne is weinig bekend, maar deze lijkt wat kleiner dan bovengenoemde waarden.
Daarnaast is er een 'ruis' in de metingen waarvan de oorzaak lang niet altijd duidelijk is. Bij varkens en kippen is een tamelijk grote variatie tussen stallen die op basis van staltype en diersoort dezelfde emissie zouden moeten hebben (jaargemiddelde m/g = 2). De variaties bij rundveestallen zijn minder intensief onderzocht, maar de beschikbare gegevens geven eenzelfde orde van grootte aan als bij varkensstallen.

4. Immissie en blootstelling

Voor schatting van de schade-risico's moet de blootstelling van de plant aan ammoniak gekarakteriseerd worden. Daarvoor is het nodig te weten hoe hoog de achtergrondsbelasting is en hoe lang periodes duren met aaneengesloten verhoogde concentraties. Dat wordt in dit hoofdstuk geanalyseerd met behulp van meetreeksen van het RIVM.

4.1. Inleiding

In het voorgaande onderzoek naar de effecten van stallucht op planten (Van der Eerden et al., 1981) werd het luchtklimaat bij de plant beschreven op basis van een aantal eenvoudige aannamen. In dit rapport wordt op basis van nieuwe kennis dit blootstellingsklimaat wat realistischer beschreven. Een van de aannamen voorheen was dat de maximale tijdsduur van een concentratie-overschrijding (= run-duur) één week is. Dit is circa 10 % van de totale jaarlijkse duur van de wind uit één windsector van 30 graden. Deze fractie werd vervolgens niet alleen op dit lage percentiel, maar ook op alle hogere percentielen toegepast. De '10 %'-aanname is tot op heden niet geverifieerd. Een verbetering van deze methode zou zijn om windrichtingsreeksen te bestuderen om duur en frequentie van wind uit elke sector te kwantificeren. Elke combinatie van windsnelheid en -richting levert dan samen met luchtconcentraties een specifieke 'rook'-pluim op. De pluimconcentraties moeten dan in veldmetingen getoetst worden, wat buiten de orde van deze studie valt (zie hiervoor de fluxraammethode in Michorius et al., 1995). Hieronder wordt op basis van een meetreeks van het RIVM een vertaalslag naar constant aaneengesloten blootstellingsniveau of run-duur geformuleerd.

De beschikbare meetgegevens worden zodanig bewerkt, dat ze kunnen dienen als invoer voor blootstelling/respons-relaties. In de beschikbare blootstelling/respons-relaties is steeds sprake van een constante concentratie gedurende een bepaalde blootstellingsduur. De beschikbare meetgegevens worden echter meestal gepresenteerd in de vorm van een frequentieverdeling van één of meer jaren, zonder aan te geven hoe lang concentraties *aaneengesloten* verhoogd zijn.

Om de meetgegevens aan blootstelling/respons-relaties te kunnen relateren, moet een vertaalslag ingebouwd worden: een frequentieverdeling moet vertaald worden in een constant aaneengesloten blootstellingsniveau. Hierbij wordt de aanname gedaan dat een aaneengesloten periode van verhoogde concentraties (verder *run-duur* genoemd) het meest vergelijkbaar is met een constant blootstellingsniveau in een blootstelling/respons-relatie. Een aaneengesloten overschrijding is fysiologisch om meerdere redenen van groot belang voor de kans op schade. Een plant kan zich herstellen als de concentratie gedurende bepaalde tijd weer onder een kritische waarde zakt. Tevens kan fytotoxische accumulatie alleen optreden als de schadelijke blootstelling voortduurt.

4.2. Achtergrondbelasting

4.2.1. Methode

Modellering
De achtergrondconcentratie en -depositie is langs modelmatige weg geschat met twee RIVM-modellen: OPS (Operational atmospheric transport model for Priority Substances; Van Jaarsveld, 1990) voor de luchtconcentraties en DEADM (Dutch Empirical Acid Deposition Model; Erisman, 1993) voor de depositie. DEADM volgt dezelfde rekenprocedures als OPS, maar kan differentiëren naar ruwheidslengte per gridcel, terwijl OPS hier één waarde gebruikt voor elk van de zes regio's, variërend van 0,1 tot 0,2. De modellen zijn reeds gevalideerd op concentratie- en depositiemetingen.

Over het model OPS
OPS berekent de jaargemiddelde concentratie van ammoniak en natte en droge depositie van NHy per 5 x 5 km gridcel in Nederland. Een kleinere gridresolutie is niet mogelijk in verband met de te grote onnauwkeurigheid in de bepaling van de lokale weersomstandigheden en ammoniakbronnen. In OPS is de dispersie van stoffen gebaseerd op de gaussische formule, en aldus vergelijkbaar met het Nationaal Model en het LTFD-model (zie hoofdstuk 5). Belangrijke toevoegingen zijn o.a. de berekening van droge en natte depositie, en de toepassing van de ruimtelijke gegevens over emissie en weer. Voor details over OPS zie Van Jaarsveld (1990). De berekening van de gemiddelde NH_3-concentratie en NH_3- en NH_4-depositie vindt plaats op basis van windgegevens uit 6 regio's van 1977 tot 1988 en regenintensiteiten gemeten in De Bilt van 1981 tot 1988. Belangrijke invoer is de emissie uit ongeveer 4000 bronnen, met inbegrip van zowel stallen, mestopslag als landbouwgrond. De onzekerheidsmarge op lokale schaal van OPS is vrij groot: voor de depositie 34 % gemiddeld en 78 % in het slechtste geval en 120 % voor de concentratie in de lucht (Eindrapport APV III, 1995). Deze maxima gelden voor de concentratiegebieden en worden vooral veroorzaakt door onzekerheden in emissiegrootte en bronallocatie.

De berekening voor een lokale situatie is een gridgemiddelde en zodoende te beschouwen als een achtergrondwaarde die de resultante is van de menging van alle bronnen ter plekke.
De emissie van de stal in kwestie wordt hier later bij opgeteld (hoofdstuk 5).

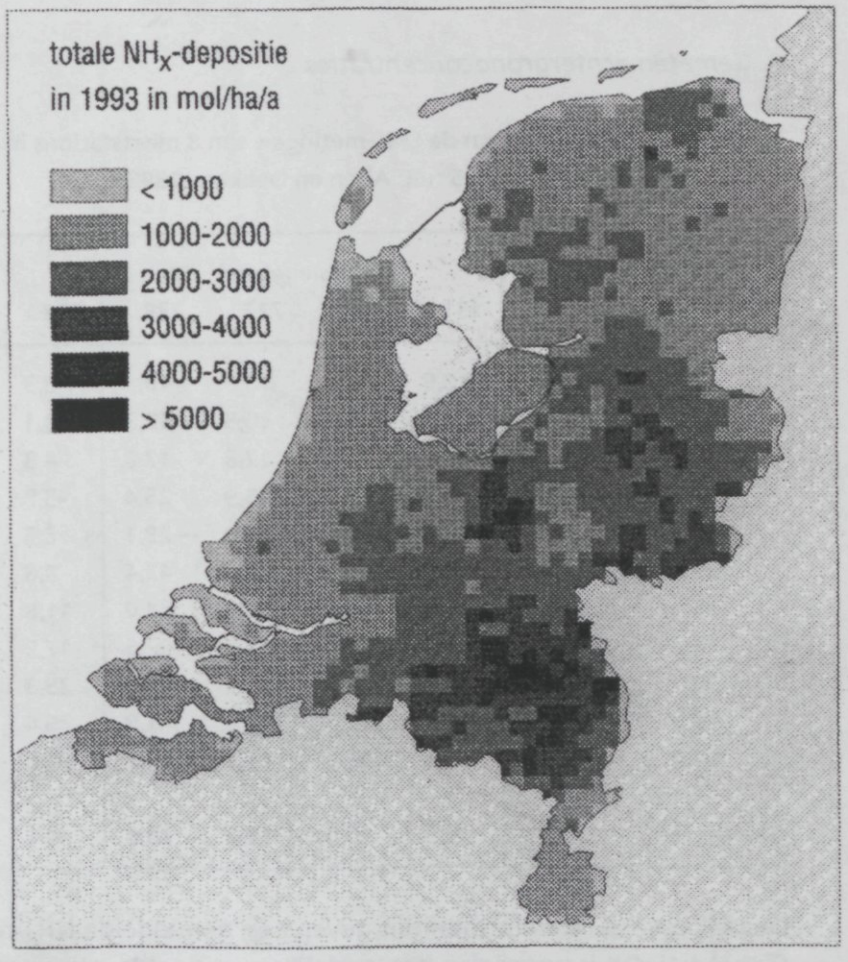
Metingen
Op basis van het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML), opgezet door het RIVM, is een globaal beeld te krijgen van de uurgemiddelde ammoniakconcentraties vanaf augustus 1992 in Nederland (Aben en Dekkers, 1996). De acht betrokken meetstations liggen verspreid over het land in respectievelijk vier emissie- en vier receptorgebieden. Alle meetpunten zijn relatief ver verwijderd van emissiebronnen, om niet door enkele bronnen overheerst te worden.
Dit is zowel van belang voor een representatief beeld van het ammoniakklimaat in geheel Nederland als voor toetsing van regionale verspreidingsmodellen voor ammoniak. De meetserie september '94 - september '95 is gebruikt om fluctuaties in de tijd en concentratieniveaus per regio te bepalen.
Om tot een juiste inschatting van de achtergrondbelasting te komen worden vervolgens de berekeningen van OPS vergeleken met de LML-gegevens. Dit is van belang omdat de emissiegegevens in OPS verouderd zijn. De recente invoering van emissie-beperkende maatregelen

zal bij eventuele verschillen een rol spelen. Het belang van de achtergrondbelasting in het functioneren van de plant wordt later in dit rapport (hoofdstuk 7) besproken.

4.2.2. Resultaten

A. Berekende achtergrondbelasting

OPS berekent voor 1993 een gemiddelde ammoniakconcentratie in Nederland van 5,3 µg m^{-3} voor NH_3 plus 5,2 µg m^{-3} voor NH_4-aerosol. De jaargemiddelde concentraties variëren in de veeteeltgebieden van 6,5 (Friesland) tot 22 µg m^{-3} NH_3 (de Peel). De door DEADM berekende totale depositie van ammoniak per gridcel (Fig. 4.1) is identiek aan de cijfers uit het Eindrapport APV III (1995) en geldt ook voor het jaar 1993. De maximale depositie varieert van 1480 droge en 530 natte NH_y-depositie in Friesland tot 3830 resp. 995 mol N ha^{-1} j^{-1} in de Peel. Droge depositie van NO_x varieert van 409 in Friesland tot 841 in de Randstad, natte depositie van 320 in Friesland en tot 367 mol N ha^{-1} j^{-1} aan de grens bij Twente. In de kustgebieden is vooral de depositie van NH_y een stuk lager. De resultaten zijn beschikbaar op floppy-disc.



Figuur 4.1. Totale depositie van NH_y (mol N ha^{-1} j^{-1}) in Nederland in 1993, zoals berekend met DEADM door het RIVM

De wat verouderde emissie-gegevens verhinderen een uitspraak voor 1995 en recenter. De emissie is in 1995 vermoedelijk circa 30 % gedaald ten opzichte van 1993 als gevolg van de effecten van verplicht emissie-arm uitrijden van mest en het afdekken van alle mestopslagen

jonger dan 15 jaar. In 1993 was de emissie (170 kTon NH_3) naar schatting ook weer 30 % lager dan in 1991, eveneens door invoering van enkele maatregelen (Van der Hoek, 1994). De totale emissie in Nederland is daarmee circa 120 kTon ammoniak, hetgeen gelijk is aan de beleidsdoelstelling van minimaal 50 % reductie in het jaar 2000 ten opzichte van 1980.
Voor het verdere modelgebruik in hoofdstukken 5 en 6 wordt aangenomen dat de totale emissies anno 1996 circa 30 % lager zijn dan met OPS berekend, ongeacht welke regio, en dat de achtergrondconcentraties lineair dalen met deze emissies. Verder moet voor landschapstypen die sterk in ruwheid verschillen van het gridcelgemiddelde, de depositie omgerekend worden. Hiervoor bestaat een empirische relatie tussen de depositiesnelheid en de ruwheidslengte z_0 (Erisman, 1995).

De jaargemiddelde concentratie (NH_3, NO_x) en depositie (NH_y, NO_x) per gridcel kunnen in het kader van deze studie worden beschouwd als achtergrondwaarden, aangezien dit een integraal effect vormt van alle bronnen in een 5x5 km vak in de vorm van diffuse belasting, waar bovenop het effect van een lokale bron (binnen 500 m van het gevoelige object) zal overheersen. De kans op een onjuiste inschatting van de lokale achtergrondbelasting is groter voor de concentraties dan voor de depositie (zie 4.2.1). Een vergelijking tussen modeluitkomsten en metingen komt aan de orde in 4.2.2.C.

B. Gemeten achtergrondconcentraties

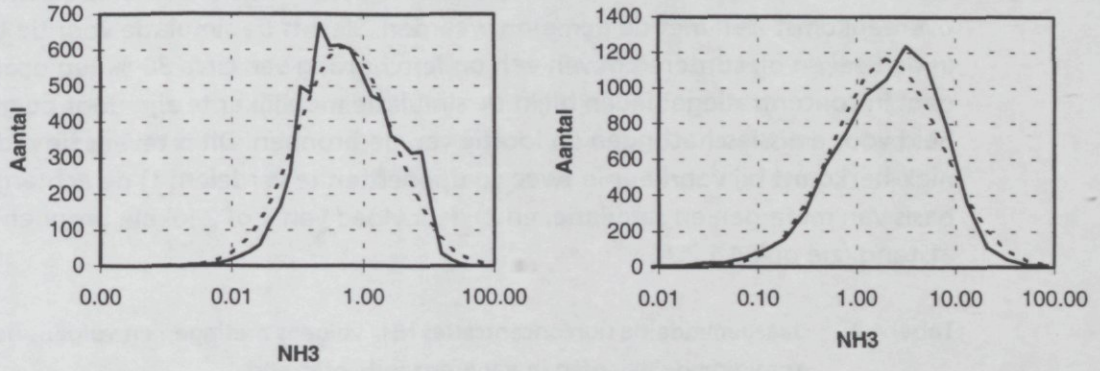
Tabel 4.1 Resultaten van de LML-metingen van 8 meetstations in de periode september 1994 - september 1995 (uit: Aben en Dekkers, 1996).

Percentielen	Duur	Emissiegebied				Immissie gebied				
	(uren)	131	633	722	738	538	444	928	235	
50	4380	12,6	7,0	8,	10,	2,3	0,	1,6	1,7	
60	3504	15,9	9,1	10,5	13,3	3,1	0,8	2,0	2,4	
70	2628	20,5	11,6	12,8	17,8	4,3	1,3	2,6	3,3	
80	1752	28,7	15,4	15,9	25,4	5,8	2,4	3,4	4,7	
83	1489	32,4	17,2	17,2	29,1	6,5	3,0	3,7	5,4	
90	876	44,8	23,6	22,0	42,4	8,6	5,1	5,0	8,0	
95	438	60,6	32,1	28,9	63,0	11,8	7,8	6,6	11,3	
98	175	84,6	44,4	37,5	92,6	17,9	10,1	8,7	14,8	
99	87,6	100,0	55,6	45,4	115,5	25,3	12,1	10,7	17,5	
99,5	43,8	118,8	68,5	51,2	141,9	36,4	15,2	12,7	20,3	
99,9	8,8	156,6	105,3	73,1	194,2	99,8	25,0	21,1	25,8	
										μ(8mtp)
gemiddeld		19,9	10,6	11,2	18,5	4,0	1,7	2,3	3,1	=8,9

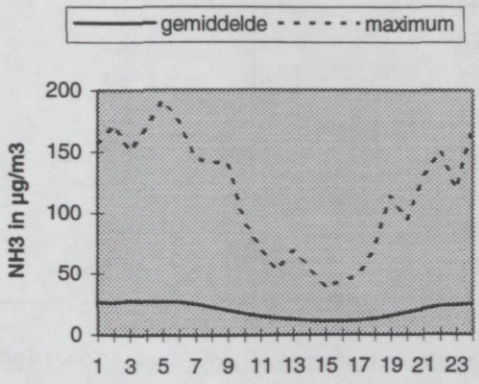
De LML-meetpunten in totaliteit geven een gemiddelde NH_3-concentratie van 9 μg m^{-3} (Tabel 4.1). Dit is hoger dan het landelijk gemiddelde, als wordt aangenomen dat de aërosolen de metingen niet beïnvloeden. Er bestaat een groot verschil tussen emissie- en imissiegebieden. De metingen in de emissiegebieden laten 5 maal hogere NH_3-concentraties zien dan in de immissiegebieden.

De data zijn zoals gebruikelijk lognormaal verdeeld, met een op logschaal redelijk symmetrische frequentieverdeling (Fig. 4.2). De iets naar rechts getrokken verdeling bij meetpunt 538

duidt wellicht op incidenteel sterke bron-effecten: het punt staat bij westenwinden onder invloed van twee sterke bronnen en de invloed van het mest-uitrijden is meetbaar (Aben en Dekkers, 1996). De weinig vloeiende verdeling bij meetpunt 444 kan veroorzaakt zijn door de optelsom van vele vrij kleine lokale bronnen gecombineerd met de standplaats aan de Noordzeekust.
In zijn algemeenheid zijn de concentraties rond het gemiddelde ongeveer gelijk aan het 70-percentiel. Dit niveau heeft een gemiddelde aaneengesloten overschrijdingsduur (run-duur) van circa 8 uur dat bijna dagelijks optreedt (350 per jaar) in de emissiegebieden en minder dan 240 maal per jaar in de imissiegebieden. In de emissiegebieden is een duidelijk dag/nacht-ritme aanwezig met de hoogste concentraties tussen 1 en 6 uur 's ochtends voor zowel uurgemiddelde als uurmaximum (Figuur 4.3).



Figuur 4.2. Lognormale verdeling van de NH_3-concentraties ($\mu g\ m^{-3}$) bij de LML-meetpunten 444 (links) en 538 (rechts). Het aantal frequentieklassen is 39. Doorgetrokken lijn: waarnemingen; onderbroken lijn: gaussische normaalverdeling op basis van de gemeten μ en σ.



Figuur 4.3. Gemiddeld dagverloop en uurmaxima van NH_3 van Peel-meetpunt ST131

Een maat voor de natuurlijke achtergrondbelasting, met zo weinig mogelijk invloed van een specifieke bron, is uiteraard de minimumconcentratie. Dit minimum hangt af van de middelingstijd: voor de uurwaarnemingen van de LML-meetreeks is dit 0,5 en 7 $\mu g\ m^{-3}$ NH_3 voor respectievelijk imissie- en emissiegebied (beide 4 jaarseries). Toch is de minimumconcentratie geen relevante parameter voor de achtergrondbelasting. De minimumconcentratie duidt op de minste invloed van ammoniakbronnen in de directe nabijheid en door luchtaanvoer uit de schoonste gedeelten, in combinatie met het weertype. Het gemiddelde is een betere maat, want dit staat onder invloed enerzijds van aanvoer uit concentratiegebieden, en anderzijds

van 'verdunningseffecten' door neerwaartse schone luchtstromen of wind uit immissiegebieden. De component in het gemiddelde welke afkomstig is van een lokale bron is klein: pas boven het 80-percentiel komen de concentraties 200 m noordoostelijk van een bovengemiddelde bron boven 2,8 µg uit (zie hoofdstuk 5). Bij de twee meest belaste meetpunten in de concentratiegebieden is momenteel de gemiddelde concentratie circa 20 (Tabel 4.1), de mediaan circa 15 µg m^{-3} NH_3. De 4 stations in de emissiegebieden samen hebben een gemiddelde van 15 µg m^{-3} NH_3. In 1989 was de gemiddelde achtergrondconcentratie in het concentratiegebied de Gelderse Vallei vergelijkbaar: 15 µg m^{-3} (Asman en Van Jaarsveld, 1990). De LML-meetpunten in de immissiegebieden hebben een gemiddelde concentratie van 3 µg m^{-3}.

C. Overeenkomsten tussen meting en modeluitkomst.
Modellering van de ammoniakconcentraties met OPS met als invoer de ammoniakemissie in een 25 km^2 areaal rondom de meetpunten laat voor 1993 (Aben en Dekkers, 1995) een goede overeenkomst zien met de gemeten waarden. Slechts de simulatie voor de twee meetpunten in de Peel en bij Lunteren geven een onderschatting van circa 30 % ten opzichte van de metingen. In concentratiegebieden blijkt de simulatie moeilijker te zijn door de grotere gevoeligheid voor emissieschattingen en locatie van de bronnen. Dit is tevens de reden om de ammoniak-herkomst bij voorkeur in twee componenten te verdelen: 1) de achtergrondbelasting op basis van metingen en simulatie, en 2) de invloed van 1 of 2 lokale bronnen op max. 500 m afstand (zie ook 4.1.2.A).

Tabel 4.2. Jaargemiddelde uurconcentraties NH_3 volgens metingen en volgens het OPS-model, met als spreiding de waarden in aangrenzende gridcellen.

LML-station	NH_3 (µg m^{-3})		
	meting	model	spreiding in model
444	1,7	1,3	0,8 - 3,2
928	2,3	5,1	2,9 - 5,8
235	3,1	2,8	2,0 - 4,3
538	4,0	1,2	0,7 - 1,8
633	10,6	6,3	3,8 - 7,8
722	11,2	14,1	11,5 - 14,6
738	18,5	15,6	7,9 - 17,2
131	19,9	19,7	11,2 - 20,1

De jaargemiddelden van de meetreeks van 1994/1995 blijken net als in 1993 redelijk overeen te komen met de OPS-berekeningen voor de gelokaliseerde gridcellen (Tabel 4.2). Dit zou betekenen dat emissies uit 1993 ook nog voor 1995 gelden; met andere woorden er is geen merkbare emissiereductie volgens het model!
Uit de NH_3-concentratie kan de gemiddelde droge achtergronddepositie worden berekend met behulp van de depositiesnelheid. Deze depositie is bij 20 µg m^{-3} NH_3 1860 mol ha^{-1} j^{-1} bij een depositiesnelheid v_d van 1,2 cm s^{-1} en een heidslengte z_0 van 0,2m. In de rekenmodellen wordt voor de gridcel met meetstation 131, dat ook 20 µg NH_3 als jaargemiddelde heeft, de gemiddelde droge en natte NH_y -depositie geschat op 3090 en 995 mol ha^{-1} j^{-1} door DEADM en 4610 en 950 mol ha^{-1} j^{-1} door OPS. Dit is aanmerkelijk meer, omdat (a) de modellen de concentraties op 4 m hoogte als uitgangspunt nemen, en (b) de gebruikte meteorologie invloed heeft op de aërodynamische en grenslaagweerstand en dus op de effectieve v_d, en (c) de con-

centraties boven het gemiddelde relatief meer bijdragen aan de depositie op jaarbasis. Gezien de kleinere foutenmarges bij schatting van depositie dan van concentratie met behulp van OPS (zie 4.2.1) en gezien argumenten a t/m c, is de keuze voor de berekende achtergrond-depositie van OPS en DEADM te verkiezen boven handmatige berekening uit een onzekere concentratieschatting. Dit geldt evenzeer voor de depositie rondom een puntbron, zoals in hoofdstuk 5 aan de orde komt. De gemodelleerde concentraties per gridcel lijken een redelijke schatting van het jaargemiddelde ter plekke (Tabel 4.2), mits een onzekerheidsmarge van -50 tot +200 % wordt betracht. In hoofdstuk 5 wordt verder ingegaan op de variatie van de achtergrondconcentratie in afhankelijkheid van de stabiliteit van het weer.

4.3. Karakteristiek van concentratiefluctuaties

4.3.1. Methode

In paragraaf 4.2 is met de LML-meetreeks een schatting van de achtergrondconcentraties gemaakt. In deze paragraaf zal de invloed van 1 tot 2 bronnen op de luchtkwaliteit de nadruk krijgen. De variatie in concentratie is daarbij zeer belangrijk voor het uiteindelijke schaderisico. Een goede indruk hiervan kan worden verkregen uit de LML-metingen. De aanname is dat bij bovengemiddelde concentraties altijd sprake is van beïnvloeding door slechts één enkele, sterke bron. Dit betekent dus wind uit één richting gedurende de piek, maar eventueel wel enkele bronnen achter elkaar in die richting. Alleen dan kunnen de gemeten variatie-patronen algemeen gebruikt worden voor een willekeurige ammoniakbron.

De data-analyse betreft het bepalen van aaneengesloten perioden van hogere concentraties op basis van een gegeven frequentieverdeling (= percentielverdeling). Hiernaast is de percentielverdeling vergeleken met de periodegemiddelden, omdat bijv. de 24-uurs en maandgemiddelden vaak gebruikt worden voor beschrijving van de luchtkwaliteit.
Met behulp van de LML-resultaten kan een kwalitatief beeld worden verkregen van de concentratiefluctuaties in de tijd en de mate van persistentie. Stel dat hoge waarden gedurende maximaal drie dagen duiden op de invloed van een beperkt aantal dichtbijgelegen bronnen. Indien de bronsterkte constant is zijn de concentratieverschillen dan vooral het gevolg van een combinatie van variatie in windsnelheid en wind uit de bron (vervuild) of zijn directe omgeving (dus schoner). Dan zorgt voornamelijk de meteorologie voor de concentratie-overschrijding. De frequentieverdeling van die overschrijdingen kan voor elke locatie binnen dezelfde regio gebruikt worden, vanwege gelijkbare meteo en terreinruwheid.

De analyse van de meetreeks sept. '94-sept. '95 is als volgt. Eerst (a) worden blootstellings- of run-duren herleid uit de overschrijdingsduren van een aantal percentielklassegrenzen. Deze run-duren kunnen later in het rapport (hfdst. 6) eenduidig in verband worden gebracht met plantschade door overschrijding van een kritische drempelwaarde. Deze benadering wordt op de percentielen toegepast om onafhankelijk te zijn van de absolute concentraties per meetpunt. Vervolgens (b) wordt uitgegaan van een voor de plant relevante tijdsduur (bijv. 1 dag) en worden gemiddelden, overschrijdingen en maxima binnen dat interval bestudeerd.

4.3.2. Resultaten

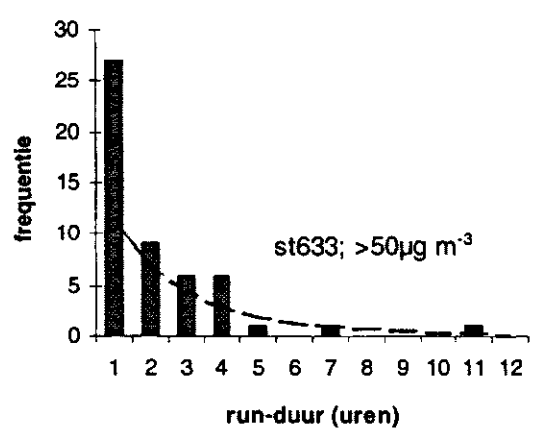
A. Algemeen

Nadruk is gelegd op de metingen uit de concentratiegebieden, dit zijn de stations 663, 722, 738 en 131. De invloed van nabije bronnen is daar het grootst. Dit geldt ook voor het meetpunt Wieringerwerf (nr. 538) uit een immissiegebied, want dit staat onder invloed van 2 sterke, dichtbijeenstaande bronnen op circa 1 km in westelijke richting. Van het meetpunt Vredepeel (nr. 131) is bekend dat er binnen een straal van 1 km slechts 6 bronnen zijn, met een gemiddeld forse bronsterkte van 3 ton NH_3 per jaar en gesitueerd in westelijke en noordelijke richting. Hieronder worden de tijdreeksen van een aantal specifieke meetpunten geanalyseerd. In de berekening van run-duren worden later alle meetstations betrokken.

B. Temporele variaties binnen de overschrijdingsperiode

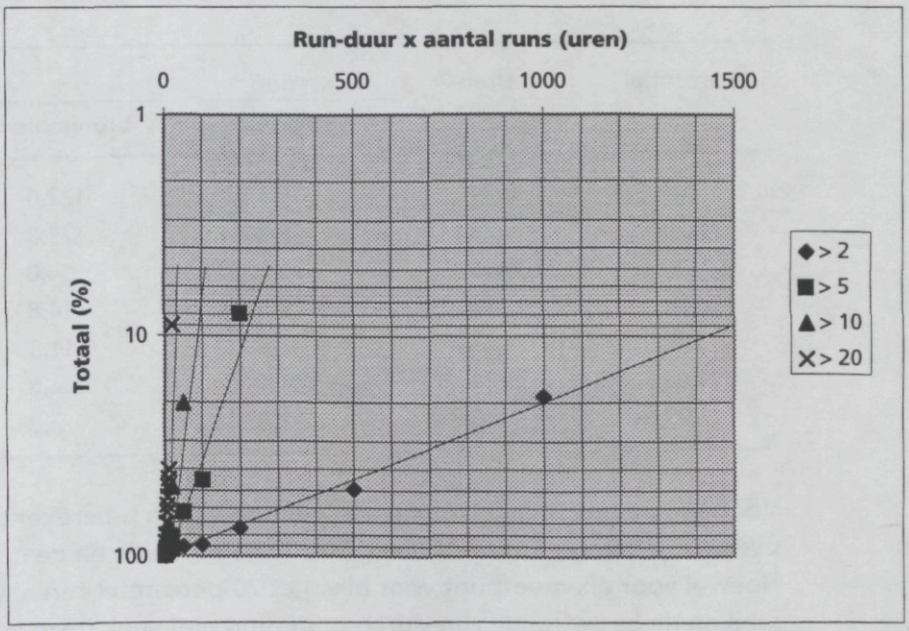
Voor een aantal meetpunten is bestudeerd wat de statistische verdeling van run-duren binnen een specifieke overschrijdingsduur of percentiel is. Gemiddeld is het aantal concentratie-overschrijdingen 6 voor de waarde behorend bij het 99,9 percentiel tot 340 x voor de concentratie van het 60 percentiel in het meetjaar 94/95. Voor station 663 heeft de run-duur-frequentieverdeling van de overschrijding van 50 µg (hier het 98,53 percentiel met een totale duur van 129 uur) een negatief-exponentieel verloop (Fig. 4.4). De piek van 1-uur-run-duren domineert omdat dit de sampling-frequentie is (uurgemiddelde waarnemingen). Slechts bij zeer lage percentielen (< 50) domineren 2-uur-runs omdat de bijbehorende concentraties dicht bij het minimum liggen. Als de run-duur tegen de cumulatieve overschrijding wordt uitgezet is een verband zichtbaar (Fig. 4.5a) dat lineair lijkt te zijn als de run-duur een normale as en de overschrijdingsfractie een lognormale as kent. Dit verband is vergelijkbaar met de Weibull-verdeling van windsnelheden (Wieringa en Rijkoort, 1983). Identiek aan die verdeling kan een schatting worden gemaakt van de frequentie van elke run-duur en van de 5 % langste run-duren met behulp van figuur 4.5b. Voor de overschrijdingen van 20 µg m^{-3} bij meetpunt 722 levert de regressie van run-duurlengte ten opzichte van cumulatieve frequentie bijv. een r^2 van 0,94 en zijn de 5 % langste run-duren ≥18,1 uur met een totaal per jaar van 55,9 uur (dus 55,9/18,1 = 3 runs).

Hoge concentraties worden uiteraard slechts weinig waargenomen. Voor een betrouwbare schatting van een frequentieverdeling van run-duren bij hoge concentratieniveaus zijn op dit moment nog te weinig concentratiegegevens beschikbaar (voor de schatting van het P_{95} (95-percentiel) van run-duren bij het P_{98} van concentraties zijn slechts 8,8 uur per jaar beschikbaar).

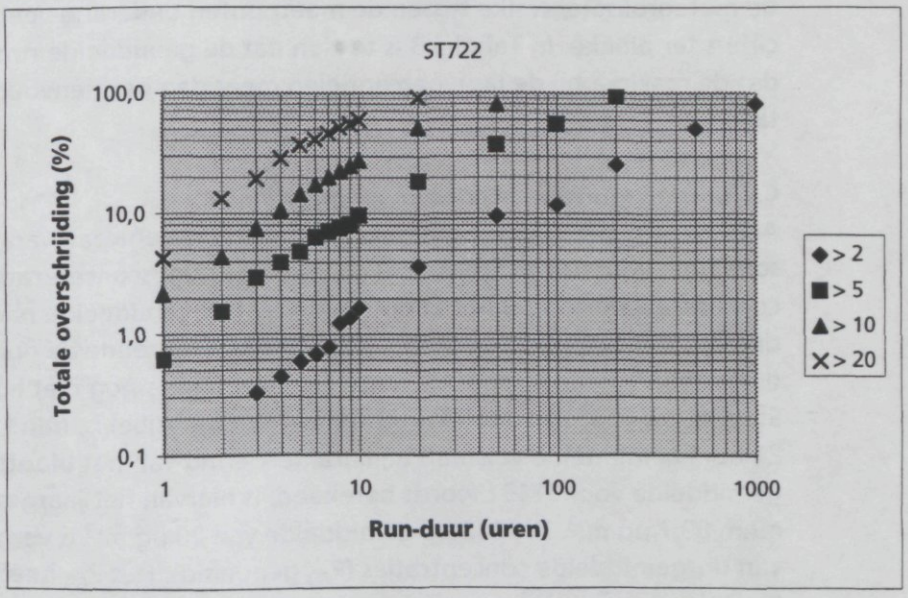


Figuur 4.4. Frequentieverdeling van run-uren voor de concentratieoverschrijding van 50 µg m^{-3} voor meetpunt st633

a



b



Figuur 4.5. Cumulatieve overschrijdingsduur van de runs als percentage van de gehele overschrijdingsduur voor 4 concentraties (µg m^{-3}) van ST722.
a. per run-duur-klasse op logaritmische schaal
b. totale tijd per run-duur-klasse op lineaire schaal

Tussen de meetpunten lijken verschillen o.a. verband te houden met de afstand tot de bron(nen). Zo zijn de run-duren voor de hoge percentielen bij station 538 het hoogst, omdat dit punt zich het dichtst bij twee sterke bronnen bevindt. Verder zal een minder stabiel windpatroon (zoals door verminderde zee-invloed of bij grotere terreinruwheid) de run-duur reduceren.

Tabel 4.3. Gemiddelde en maximale run-duur (in uren) van de LML-meetpunten voor 1 jaar

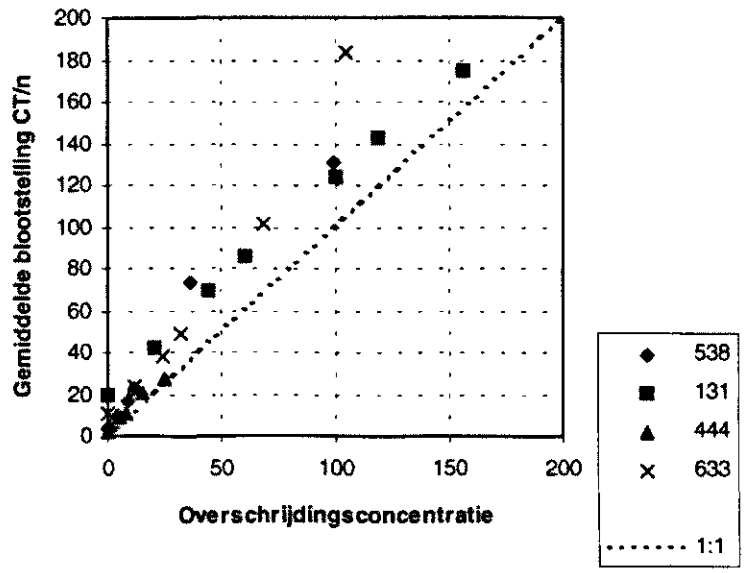
Percentiel	Uren	Run-duur	Run-duur maximaal		
		gemiddeld	brongebied	immissiegeb.	piekwaarde
60	3504	10,34	122,0	131,3	218
70	2628	8,35	79,8	112,3	140
80	1490	5,9	54,0	87,5	121
95	438	3,5	14,8	21,0	26
98	175	2,8	11,5	12,3	17
99,5	44	2,1	4,8	6,8	9
99,9	8,8	1,4	2,3	2,5	4

Voor alle data van de 8 LML-meetpunten tezamen is berekend, voor de meest gebruikelijke overschrijdingen of percentielen, wat de gemiddelde en de maximale run-duur zijn (Tabel 4.3). Hoewel voor elk meetpunt voor bijv. het 70-percentiel een andere concentratie geldt, verschillen de betreffende run-duren onderling niet veel. Deze is namelijk geheel afhankelijk van de meteorologie, welke tussen de meetpunten onderling veel minder verschilt dan de emissiecijfers ter plekke. In Tabel 4.3 is te zien dat de gemiddelde run-duren betrekkelijk kort zijn, en dat de maxima bij de lage percentielen meer dan het tienvoudige zijn van de hogere percentielen.

C. Concentratievariaties per middelingstijd

Als voor een bepaald tijdsinterval het concentratieniveau van het gemiddelde en de overschrijding vergeleken worden, is de overschrijdingsconcentratie logischerwijs lager. Immers het concentratieverloop duikt af en toe onder het gemiddelde naar de lagere overschrijdingsdrempel toe. Men kan vooronderstellen dat gedurende de episode met lagere concentraties de ammoniakschade door de hogere concentraties nog niet is uitgewerkt ('memory' effect). Stel dat dit voor perioden korter dan 24 uur plausibel is, dan kan bijv. een eenvoudig 5-, 10- of 24 uurs-gemiddelde volstaan bij karakterisering van het blootstellingsregime. Als het 24 uurs-gemiddelde voor ST131 wordt berekend, is hiervan het jaargemiddelde 20 en het jaarmaximum 89,7 µg m^{-3}. Dit 24uurs-gemiddelde van 20 µg m^{-3} is vergelijkbaar met het 69-percentiel van uurgemiddelde concentraties (P_{69} genoemd). Het P_{69} heeft een gemiddelde run-duur van 8 uur (en een maximum run-duur van 45 uur). Het niveau van dit 24-uurs gemiddelde komt dus overeen met een concentratie-overschrijding gedurende circa 7 á 8 uur (dit was ook te verwachten: het 69-percentiel is 31 % van 24 uur oftwel 7,5 uur). Belangrijk is dat bij de tijdgewogen gemiddelden de hogere concentraties meer meetellen dan de lagere: het gemiddelde is hoger dan de mediaan. Resumerend, de hoge waarden komen als overschrijdingen dus ongeveer 1/3 van de tijd voor met daarbij soms hoge uitschieters. Dit is kenmerkend voor een lognormale verdeling.

Als de berekende blootstelling wordt getoetst aan de effectgrenslijn, bestaande uit uurgemiddelde concentraties, zal niet de concentratieoverschrijding maar de gemiddelde concentratie gebruikt moeten worden. De blootstelling is gelijk aan concentratie x tijd (CT) en is altijd hoger dan overschrijdingsconcentratie x run-duur. Uit de meetseries blijkt dat er een min of meer lineair verband is tussen overschrijdings- en blootstellingsconcentratie in de verhouding 1:1.3 (Figuur 4.6). De blootstelling is dus gemiddeld 30 % hoger dan de overschrijdingsconcentratie.



Figuur 4.6. Gemiddelde concentratie of blootstelling (CT/n) per overschrijdingsduur T voor concentraties (µg m^{-3}) van de percentielen 0, 70, 90, 95, 99,5 en 99,9 voor 4 meetpunten

D. Koppeling van snel opeenvolgende runs

Bovengenoemde benaderingen zijn twee uitersten: een keuze voor de (aaneengesloten) duur van een concentratie of voor de gemiddelde (en dus variabele) concentratie bij een bepaalde duur. De eerste keuze levert exacte waarden over de blootstelling en verdient de voorkeur. Uitbreiding door run-duren die vrij snel op elkaar volgen als één run te beschouwen, geeft m.b.t. de fysiologische effecten een nog betere omschrijving. Deze koppeling is hier gemaakt voor (a) de aaneensluiting van de perioden met daglicht, waarbij eventuele onderbrekingen van een hoog concentratieniveau door dips in de nachtperiode niet tellen, en (b) voor perioden van 1 tot 8 uur onder de drempelwaarde.

Voor aaneensluiting van daglichtperioden is een verkorting van de run-duur gevonden, zoals bijvoorbeeld blijkt bij 12 µg m^{-3} (Tabel 4.4).

Tabel 4.4. Aantal en lengte van runs (uren) met een NH_3-concentratie > 12 µg m^{-3} voor meetpunt 538 (P_{95} of 438 uur per jaar). De runs zijn berekend voor de oorspronkelijke, onderbroken meetserie (+nacht) en voor runs die niet worden onderbroken door nachtelijke perioden en concentratiedips gedurende 1 tot 8 uur.

ST538	Aantal runs (per jaar)	Run-duur (uur)	
		maximaal	gemiddeld
+ nacht	94	26	4,01
– nacht	55	15	3,40
1 uur	82	26	4,60
2 uur	76	27	4,96
3 uur	71	29	5,31
5 uur	66	37	5,71
8 uur	61	46	6,18

Als de run door de nacht niet wordt onderbroken worden zowel run-duur als frequentie van de overschrijding minder. Juist het tegenovergestelde is logisch. Als alleen het 95- percentiel oftewel 438 uur per jaar als uitgangspunt wordt genomen moet de concentratie-drempel verlaagd worden tot 8,5 µg m^{-3} NH_3 om deze tijdspanne zonder nachturen te vullen. Deze verlaging levert natuurlijk meer en langere overschrijdingen op. Het overbruggen van kleine onderschrijdingen van de drempel levert zoals verwacht een langere run-duur op en een vermindering van het aantal runs. De overbrugging van meer dan 3 uur geeft een forse verhoging van de maximum run-duur op bij dit meetpunt. Verlenging van de runs betekent dat de frequentieverdeling uit figuur 4.5 vlakker zal worden. Meer korte runs worden opgeteld en verschuiven naar rechts. Dit effect is vergelijkbaar met een minder turbulent weerkarakter: de runs worden minder onderbroken.

4.3.3. Betekenis van de fluctuaties voor blootstelling

De kans op schade hangt sterk af van het type beschadiging, de plantensoort, omgevingsfactoren en van de concentratie en blootstellingsduur. De verschillende soorten van effecten zijn geïntegreerd in de effectgrenslijn. De effectgrenslijn vertegenwoordigt vele soorten, die ieder op een ander punt, dus tijdsduur, op de lijn gepositioneerd zijn (zie verder par. 5.5 en hoofdstuk 6). Zowel korte piekconcentraties als langdurige, betrekkelijk lage concentraties zijn dus van belang. De concentratie-tijd(CT)-curve van het blootstellingsklimaat is bol en de effectgrenslijn is hol, waardoor de kans op schade het grootst is in het midden waar de curven elkaar het eerst raken, i.e. bij tijdsduren van 10 tot 200 uren. De gemiddelde run-duren blijken nooit langer te zijn dan 10 uur (Tabel 4.1) en zijn niet relevant. De langste runs (circa 200 uur) komen voor bij het 60-percentiel en lager, hetgeen ook nooit een kritische concentratie oplevert. Dit geldt zowel voor de meetserie als voor de modelberekeningen voor 50 m van de standaardstal. De meeste kans op schade bestaat bij de percentielwaarden van 95 en hoger, waarbij runs van maximaal 26 uur voorkomen. Zelfs een verdubbeling tot 46 uur komt hierbij voor bij overbrugging van een 8-uur concentratiedip. Dit is 1/10 van 438 uur (95-percentiel gedurende 1 jaar) en komt dus overeen met de empirische factor van Van Hoof (1995). De hoogste concentraties in de meetserie zijn gevonden in de vroege ochtend en duren 1 tot 5 uur. Dit eenduidige tijdspatroon is zeer informatief bij de evaluatie van plantschade, omdat de gevoeligheid van de plant mede afhankelijk is van het tijdstip van de dag.

Conclusies

De resultaten van de RIVM-modellen en -databestanden zijn goed bruikbaar voor het inschatten van de achtergrondbelasting. De inherente onzekerheid in de schatting van de achtergrondconcentratie heeft, gezien diens grootte-orde, voor de kans op plantschade weinig betekenis. Deze kans wordt voornamelijk bepaald door de bijdrage van de sterke bronnen binnen 500 m afstand.

Uit analyse van de metingen van het Nationaal Meetnet Luchtverontreiniging blijkt dat de concentratieniveaus op de verschillende locaties weliswaar sterk verschillen, maar ook dat fluctuaties in de tijd onderling wel goed vergelijkbaar zijn. In dit hoofdstuk is de relatie beschreven tussen concentratie-frequentieverdeling en blootstellingsduur. Met deze relatie kan voor een willekeurige locatie in Nederland de gemiddelde en maximale blootstellingsduur berekend worden als enkele percentielwaarden bekend zijn. Deze relatie zal in de hoofdstukken 5 en 6 worden toegepast bij de schade-schatting.

5. Ammoniakverspreiding

In dit hoofdstuk worden verspreidingsmodellen toegepast om de veeljarige blootstelling rondom een gegeven stal voor meerdere landschapstypen te berekenen. Tevens is een schatting van korte-termijn blootstelling gemaakt met de kennis over variaties in emissie en immissieconcentraties zoals gepresenteerd in hoofdstuk 2 en 3. Afsluitend wordt het effect behandeld van het blootstellingsklimaat op de plant in kwalitatieve zin. Een kwantitatieve schatting van het risico op schade zal gemaakt worden in hoofdstuk 6.

5.1. Inleiding en modelkeuze

Tot op heden wordt voor verpreidingsberekeningen van luchtverontreinigings-componenten in Nederlandse situaties veelal gewerkt met het Nationaal Model (NM) of een afgeleide daarvan. Het NM is gebaseerd op afspraken die gemaakt zijn in de Werkgroep Verspreiding Luchtverontreiniging, ressorterend onder de Commissie Onderzoek Luchtverontreiniging (TNO, 1984). Het NM wordt op dit moment aangepast, maar deze aanpassingen hebben weinig betekenis voor de toepassingen waarvan in dit hoofdstuk sprake is. De basis van de berekening wordt gevormd door de formule van de gaussische pluim:

$$C_{x,y,z} = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} * \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y{}^2}\right) * \left\{ \exp\left(\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z{}^2}\right) + \exp\left(\frac{-(z+H)^2}{2\sigma z^2}\right) \right\} \qquad (2)$$

waarin:

$C_{x,y,z}$	concentratie op x m benedenwinds van een bron, y m vanaf de pluimas en z m boven de grond (µg m^{-3})
Q	emissie in µg s^{-1}
U	windsnelheid op 10 m hoogte, in m s^{-1}
σ_y , σ_z	dispersie-parameters (maat voor de horizontale resp. verticale breedte van de pluim op afstand x) in m
H	bronhoogte in m

Het LTFD(Long Term Frequency Distribution)-model is inhoudelijk gelijk aan het NM, maar voert de concentraties uit in percentielwaarden. Het gebruik van percentielen en van berekeningen met diverse ruwheidslengten zijn een belangrijke uitbreiding ten opzichte van het rapport 'Stallucht en Planten'. Voor de berekeningen is de bij de LUW-vakgroep Luchthygiëne beschikbare LTFD-versie 'FREQMO' gebruikt. De ingevoerde weerstatistiek bestaat uit tienjarige gemiddelden voor 6 regio's van voorkomende stabiliteitsklassen en windsnelheden, voor jaar-, zomer- en -winterperioden. Deze statistiek bepaalt de waarde van de varianties uit formule (2). Vervolgens wordt voor elke windsector van 30° een frequentieverdeling van de concentraties uitgerekend in de vorm van percentielwaarden. Daarnaast is met de modellen NM en OPS (Operational model for Priority Substances, zie voor details hoofdstuk 4) de gemiddelde concentratie berekend en met OPS de gemiddelde depositie van NH_x. Het model KTGAUSS, eveneens gebaseerd op formule (2), berekent concentraties voor een gegeven,

constante weersituatie. Dit model is toegepast voor de effecten van extreme weersituaties en bronhoogte-verandering.

In dit hoofdstuk zijn percentielen, concentraties en deposities berekend voor 50 tot 500 m afstand (stappen van minimaal 50 m) in alle windrichtingen van een fictieve varkensstal. Er is gerekend met twee ruwheidslengten, 0,1 (weiland met weinig hoge elementen) en 0,2 (gebied met afwisselend landbouwgrond en houtwallen) (zie Wieringa en Rijkoort, 1983). Tevens is berekend welke invloed de aanwezigheid van een groot ruwheidselement heeft, i.e. een bosrand of houtwal, dichtbij de receptor (< 50 m) aan de bronzijde. De aanwezigheid van een windsingel vlakbij een bron kan eenvoudig gesimuleerd worden door de emissiehoogte te verhogen. De onregelmatigheid van een bosrand of een ander groot obstakel in een vlak grasland (hoogte ≅ 0,1 x lengte grasveld) komt overeen met een ruwheidslengte (z_0) van circa 1,0. De z_0 van het bos als geheel is groter: 2 à 3. Hoewel uit windtunnelonderzoek inmiddels veel bekend is over stromingspatronen rond gebouwen e.d., bestaat er geen model voor verspreiding van contaminanten dat het verspreidingspatroon in een gebied met ingewikkelde topografie berekent, met bijv. variabele ruwheidslengten. Er zijn een aantal mogelijkheden om hieraan toch tegemoet te komen:

1 De berekende concentraties worden als invoer gebruikt in een nieuwe run met een andere z_0. Dit is niet mogelijk omdat hiervoor het rekenmodel met invoer-concentraties i.p.v. bronsterkte moet werken en deze aanpassing is niet eenvoudig te realiseren.

2 Een eerste run (i) gebruikt de z_0 van het traject tussen stal en obstakel, een tweede run (ii) gebruikt de z_0 van de combinatie obstakel+omgeving. De concentratie en depositie van run (ii) worden alleen toegepast op het gebied bij en achter dat object. Doordat in run (ii) grotere turbulentie wordt berekend in het traject vòòr het object, worden de pluimconcentraties te laag bij het bereiken van het object. De concentratie moet toch hoger zijn en gelijk zijn aan run (i), omdat in het voortraject de ruwheid lager is. Dit concentratieverschil wordt gelijkgetrokken door de bronsterkte kunstmatig te verhogen tot de concentraties bij het object gelijk zijn voor runs (i) en (ii). Een dergelijke aanpak is hetzelfde als de 'source depletion' door depositie (=wegvallen van deel van pluiminhoud) in OPS.
Dit is in overeenstemming met metingen bij de overgang van o.a. grasland naar bos, waar de NH_3 -concentratie onveranderd bleef, terwijl de depositie hoger werd door hogere turbulentie-intensiteit en verhoogd contactoppervlak. Aan de bosrand (0,25 x boomlengte) is de totale depositie voor NH_y circa 1,87 x hoger dan binnen in het bos (5 x zo diep als de boomlengte) (Draaijers, 1993). In het bos is de depositie iets hoger dan op grasland. Dit bosrandeffect is overigens kleiner voor fijne deeltjes, zoals ammoniak, dan voor zwaardere deeltjes als Na, Cl en Mg.

Een derde mogelijkheid is ook doorgerekend:

3 Handmatige depositieberekening voor een hogere depositiesnelheid, afhankelijk van de z_0 van het windobstakel. De gebruikte concentraties zijn in een run met lagere ruwheidslengte berekend. Nadeel is dat de modeluitvoer van OPS en LTFD alleen concentraties op een vaste hoogte (4 m resp. 0 m) bevat. De extra nulvlaksverplaatsing bij de nieuwe z_0 betekent dat eigenlijk de concentraties van de nieuwe hoogte ingevoerd moeten worden. Deze fout zal echter kleiner zijn dan die voor de schatting van de v_d. Voor het traject achter het ruwheidselement zijn geen berekeningen mogelijk, tenzij de ruwheidslengte gelijk blijft.

5.2. Uitgangspunten verspreidingsberekening

De ammoniakbron die in dit hoofdstuk als basis-scenario is gekozen is een vleesvarkensstal met 1000 dieren. Dit aantal is nog goed hanteerbaar en economisch rendabel voor één werkkracht (pers. med. N. Verdoes). Indien uitkomsten gewenst zijn van andere bronsterkten kunnen de berekende concentraties naar bronsterkte-ratio worden aangepast. 18 % van de varkens wordt gehouden op bedrijven met meer dan 1000 varkens (Backus, 1996). Dit zijn circa 1000 bedrijven, terwijl er 7500 bedrijven zijn met minder dan 200 vleesvarkens. Het gemiddeld aantal varkens per bedrijf is 356. Ook meer dan 4000 varkens per bedrijf komen voor, uiteraard verspreid over meerdere stallen. De stal wordt in de berekeningen als puntbron beschouwd, hoewel er bij deze stalgrootte altijd meerdere afdelingen zijn, met ieder een eigen luchtafvoer. De bronsterkte van deze standaardstal is gebaseerd op het gemiddelde van 2,5 kg NH_3 per dierplaats per jaar volgens de emissierichtlijn (hoofdstuk 3). Hier is 10 % leegstand bij inbegrepen, maar dit is voor het onderdeel run-duur berekeningen niet van toepassing. Deze jaaremissie per 1000 dieren is equivalent aan 0,079 g NH_3 s^{-1}.
De totale overschrijdingsduren zijn met behulp van LTFD berekend met de weersgegevens van de periode 1977-1988 van de stations Eindhoven en Schiphol. De overschrijdingsduren zijn berekend voor de afstanden 50 t/m 500 m in stappen van 50 m voor de percentielen 60, 70, 80, 90, 95, 98, 99, 99,5 en 99,9. Er zijn 3 ruwheidslengten gebruikt: 0,1, 0,2 en 1,0. Droge en natte depositie van NH_y is met dezelfde invoercondities berekend met OPS. De gevoeligheid van zowel LTFD als OPS is getest voor genoemde z_0's en voor verandering van bronhoogte van de uitgangshoogte van 3 m naar 1,5 en 6 m.

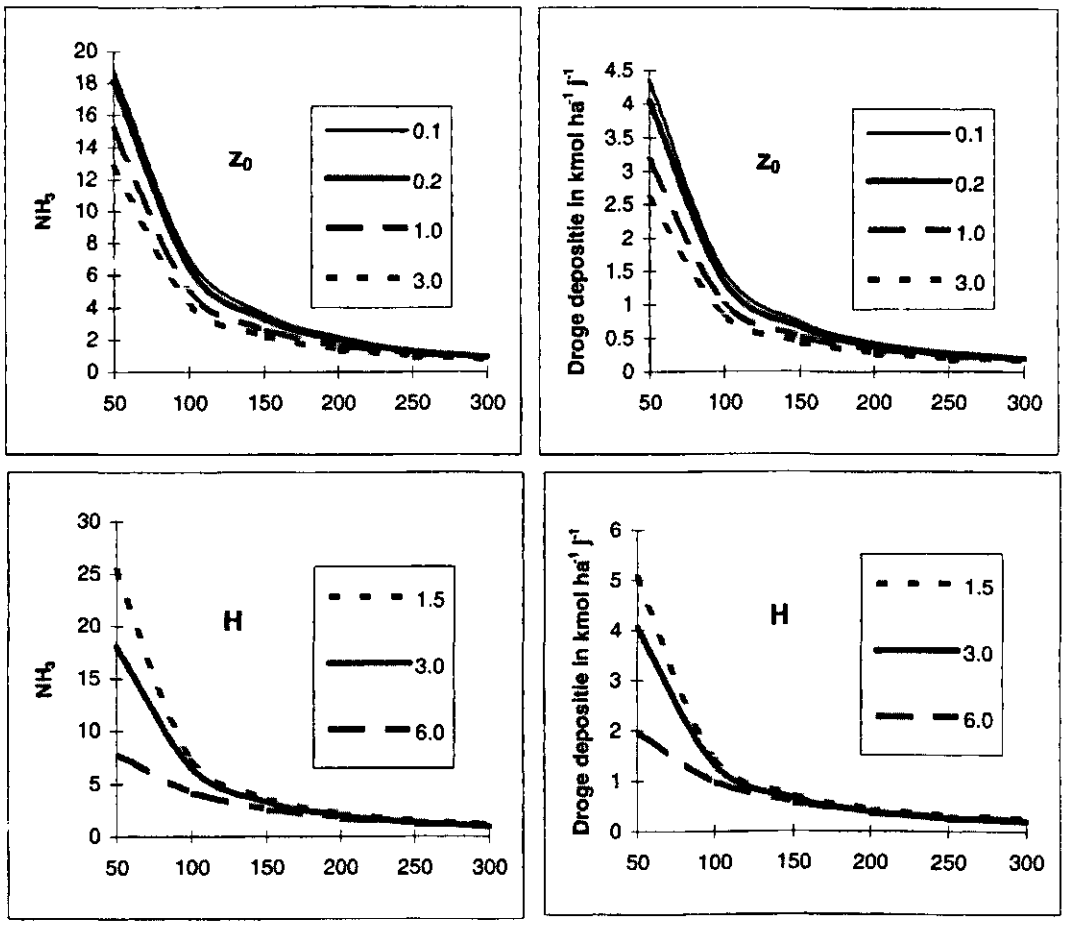
5.3. Resultaten verspreidingsberekening

De gevoeligheidstest van OPS laat een vermindering zien van de NH_3-concentratie van 18 % dichtbij (50 m) tot 30 % verder weg van de bron (Figuur 5.1) bij verhoging van z_0 van 0,1 naar 1,0 m. De effectieve v_d wordt hierbij verlaagd van 0,976 naar 0,933 cm s^{-1}. Verminderde concentratie en v_d leiden tot een verlaging van 26 % van de droge depositie (van 4350 naar 3200 mol ha^{-1} j^{-1}) op 50 m van de bron en van 29 % op 300 m afstand. De gekozen bronhoogte beïnvloedt in sterke mate de modeluitkomsten in de eerste 150 m: variatie van 1,5 tot 6 m hoogte betekent op 50 m afstand een concentratievariatie van +41 % tot -57 % en een depositievariatie van +26 % tot -51 % ten opzichte van de uitgangshoogte 3 m (Figuur 5.1).
De pluim trekt bij hoogteverdubbeling meer over de eerste 150 m heen. Aangezien het effect van bronhoogte in het traject 3 tot 6 m zo groot is, is dit verder onderzocht voor de uurconcentraties van OPS (veeljarige gemiddelden) en KTGAUSS (korte perioden met een constante weersituatie) (Tabel 5.1). Zowel OPS als KTGAUSS, voor een veel voorkomend weertype (u_{10} = 3 m s^{-1}; stabiliteitsklasse D), laten meer dan een halvering van de concentratie zien bij hoogteverandering van 1,5 naar 6 m. Er is geen effect op 300 m. Voor een zeer stabiele situatie berekent KTGAUSS hoge concentraties in de pluimas. In dat geval lijkt een concentratieverhoging op te treden van hoogte 3 naar 4 en 5 m op de afstanden >150 m. De bronhoogte 1,5 m kent de hoogste concentraties (zie ook Fig 5.7). Harssema (1980) vond soortgelijke reducties, met bijv. een factor 3 in de eerste 150 m bij een toeneming van bronhoogte van 4 naar 12 á 15 m.

In LTFD worden de NH_3-concentraties berekend op basis van percentielen voor een periode van 10 jaar. Per run zijn 9 percentielwaarden berekend en tegen de overeenkomstige overschrijdingsduren op jaarbasis uitgezet in bijlage IV (voor station Eindhoven en een z_0 van

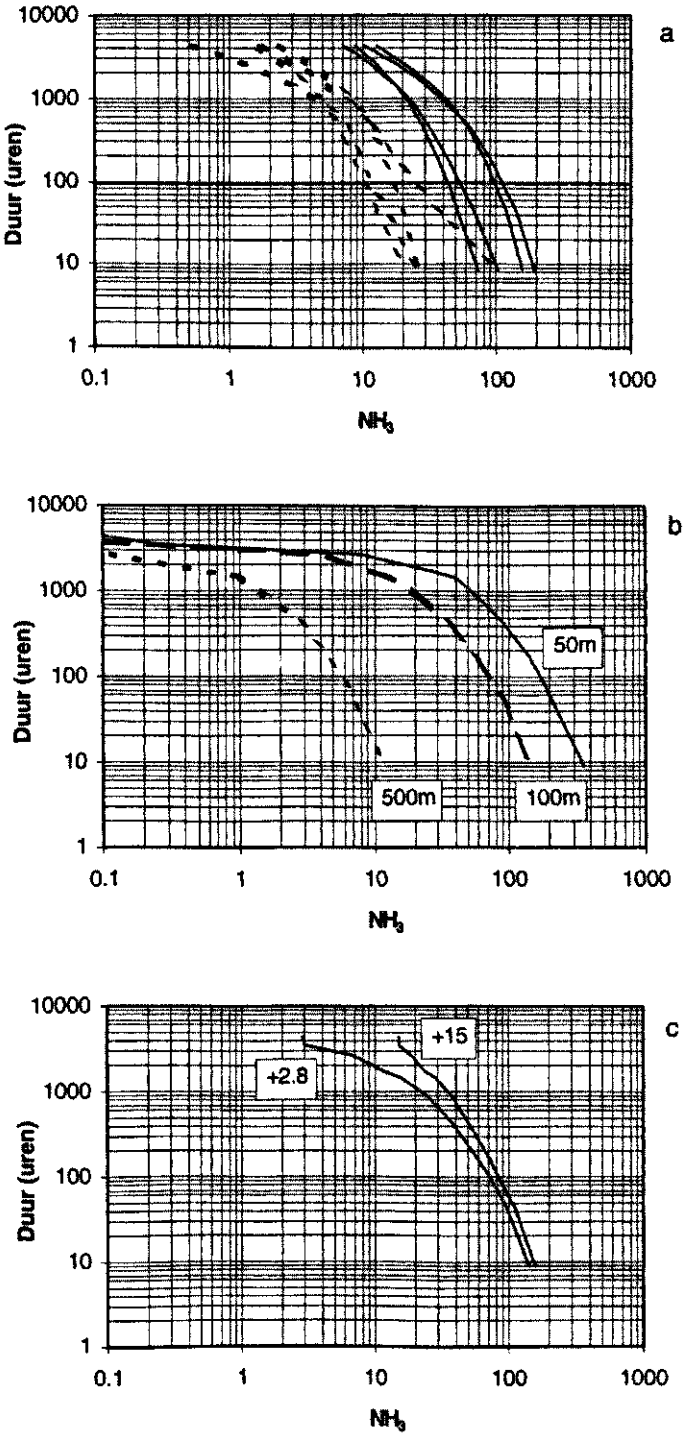
0.2 m). De uitkomsten voor 100 en 500 m noordoostelijk van de standaard varkensstal zijn samen met de duurlijnen van de LML-meetreeks uitgezet in Figuur 5.2.

Het blijkt dat de orde van grootte goed overeenkomt tussen de gemodelleerde waarden op 100 m van de stal en de LML-data uit de concentratiegebieden, mits een achtergrondconcentratie tussen 2,8 en 15 µg gekozen wordt. In de komende berekeningen is daarom uitgegaan van een gemiddelde achtergrondconcentratie (A_c) van 10 µg NH_3 m^{-3}. Op 500 m van de stal



Figuur 5.1. Gevoeligheid van OPS-berekening van NH_3-concentratie (µg m^{-3}) en droge depositie van NH_y voor ruwheidslengte z_0 en bronhoogte H (in m)

zijn de concentraties bij de kortere tijdsduren lager dan bij de meeste meetpunten, maar verhoging met 10 µg of verdubbeling van de berekende waarden kan een aanzienlijk beter resultaat geven. Deze forse concentratie-bijstelling kan erop duiden dat LTFD het effect van de bron onderschat door bijv. onjuiste dispersie-parameters. Dit kan voor onstabiele weersomstandigheden gelden, omdat dan bij het pluimmodel de dispersie te groot is loodrecht op de windrichting op korte afstanden (Harssema, 1980) (voor stabiel weer geldt het tegenovergestelde en blijven de concentraties hoog in de pluimas). Een andere mogelijkheid is dat er een aantal bronnen bij de meetpunten ligt binnen 500 m of sterke bronnen verder weg. Dit is met LTFD terug te rekenen voor bijvoorbeeld meetpunt 538, waar pas op circa 1 km afstand twee sterke bronnen aanwezig zijn. De concentratie boven 100 µg is daar 10 uur in totaal, bij een lage minimumconcentratie van 2-3 µg m^{-3}. De LTFD-uitkomst op die afstand is ongeveer 4 µg bij 10 uur (99,9 percentiel). De bronsterkte zou dus 25x standaard (62,5 ton NH_3 per jaar!) moeten zijn om 100 µg te bereiken.



Figuur 5.2. Overschrijdingsduurlijnen van NH_3-concentraties (µg m^{-3}) voor (a) de meetpunten van het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML), (b) LTFD-simulaties op 50, 100 en 500 m van de standaardstal, en (c) de simulatie 100 m van de stal inclusief de gemiddelde achtergrondconcentratie in immissie- resp. emissiegebied.

Tabel 5.1. Gevoeligheid van NH_3-concentraties (µg m^{-3}) voor de bronhoogte. Bovenaan voor bronhoogte 1,5 m op 50 tot 300 m van de standaard-stal volgens OPS (veeljarig gemiddelde) en Ktgauss (1: u_{10} = 3 m s^{-1}; stabiliteitsklasse D, z_0 = 0,2 m; 2: u_{10} = 1 m s^{-1}; stabiliteitsklasse F, z_0 = 0,1 m). Daaronder voor de bronhoogten 0 t/m 6 m, berekend als fractie van de 1,5m-bron concentratie.

Model	Bron-hoogte	Afstand					
	(m)	50	100	150	200	250	300
		NH_3 (µg m^{-3})					
OPS	1,5	25,5	7,4	3,5	1,9	1,2	0,9
Ktgauss1	1,5	107	35	18	12	8	6
Ktgauss2	1,5	1244	537	304	199	143	108
		fracties t.o.v. 1.5m:					
OPS	0	1,12	1,01	0,97	0,95	0,92	1,00
	3	0,71	0,88	0,84	0,99	1,00	1,00
	4	0,54	0,77	0,87	0,94	0,98	1,00
	5	0,41	0,66	0,78	0,88	0,97	0,99
	6	0,31	0,56	0,70	0,81	0,88	0,94
Ktgauss1	3	0,85	0,94	1,00	0,92	1,00	1,00
	4	0,72	0,89	0,94	0,92	1,00	1,00
	5	0,58	0,83	0,94	0,92	1,00	1,00
	6	0,44	0,74	0,89	0,83	1,00	1,00
Ktgauss2	3	0,29	0,61	0,41	0,49	0,55	0,60
	4	0,08	0,37	0,56	0,67	0,75	0,80
	5	0,02	0,19	0,38	0,52	0,62	0,69
	6	0,002	0,09	0,24	0,38	0,49	0,57

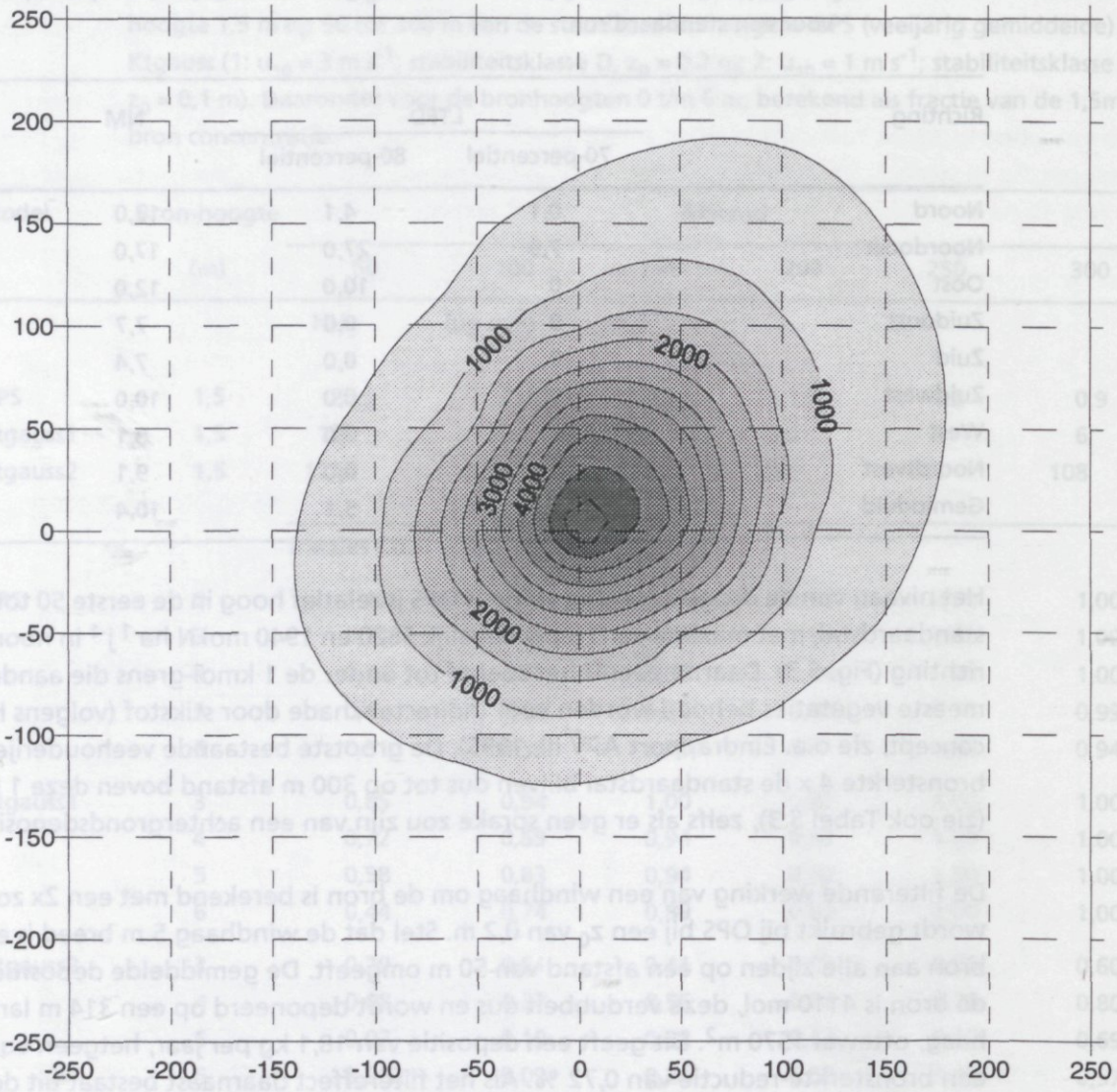
Vergelijking van LTFD met OPS is alleen mogelijk voor de jaar-gemiddelde concentraties. De weersperioden komen globaal overeen (77-88 vs. 79-89). Aangezien de LTFD-resultaten alleen in de vorm van percentielen zijn, is gekozen voor het 70-percentiel, omdat dit overeenkomt met de jaargemiddelde concentratie (hoofdstuk 4). Daarnaast zijn de modeluitkomsten van het NM meegenomen. Dit model is in alle opzichten gelijk aan het LTFD-model (zelfs de weerinvoer) maar voert alleen jaargemiddelden uit. Als uitgangspunt is bij deze vergelijking gekozen voor een z_0 van 0,2 en een standaardbron in de regio N. Brabant en te berekenen concentratie op 50 m van de bron (rechthoekig OPS-grid werd hiervoor aangepast). Het blijkt dat het LTFD-model in alle windsectoren een lagere concentratie berekent dan de andere modellen (Tabel 5.2), zelfs als het 80-percentiel wordt gekozen. Alleen voor de noordoost-richting (45°) is de orde van grootte vergelijkbaar met de andere twee modellen.

Tabel 5.2. Vergelijking van de modeluitkomsten van gemiddelden (NM, OPS) met percentielen (LTFD) voor een standaard run.

Richting	LTFD		NM	OPS
	70-percentiel	80-percentiel		
Noord	0,1	4,1	12,0	19,9
Noordoost	7,9	27,0	17,0	25,4
Oost	0	10,0	12,0	18,1
Zuidoost	0	0,0	7,7	11,3
Zuid	0	0,0	7,4	13,1
Zuidwest	0	0,0	10,0	13,6
West	0	0,0	8,1	13,0
Noordwest	0	0,0	9,1	24,1
Gemiddeld	1,0	5,1	10,4	17,3

Het niveau van de droge depositie volgens OPS is relatief hoog in de eerste 50 tot 100 m van de standaardstal, met maxima van respectievelijk 5820 en 1940 mol N ha^{-1} j^{-1} in noordoostelijke richting (Fig. 5.3). Daarna neemt het snel af tot onder de 1 kmol-grens die aanduidt dat de meeste vegetaties behoed worden voor indirecte schade door stikstof (volgens het critical load concept, zie o.a. Eindrapport APV III, 1995). De grootste bestaande veehouderijen met een bronsterkte 4 x de standaardstal blijven dus tot op 300 m afstand boven deze 1 kmol-grens (zie ook Tabel 5.3), zelfs als er geen sprake zou zijn van een achtergrondsdepositie.

De filterende werking van een windhaag om de bron is berekend met een 2x zo hoge v_d dan wordt gebruikt bij OPS bij een z_0 van 0,2 m. Stel dat de windhaag 5 m breed is en deze de bron aan alle zijden op een afstand van 50 m omgeeft. De gemiddelde depositie 50 m rondom de bron is 4110 mol, deze verdubbelt dus en wordt deponeerd op een 314 m lange, 5 m dikke haag, oftewel 1570 m^2. Dit geeft een depositie van 18,1 kg per jaar, hetgeen equivalent is aan een bronsterkte-reductie van 0,72 %. Als het filtereffect daarnaast bestaat uit de directe opname van NH_3 kan worden uitgegaan van een gemiddelde concentratie van 17,3 µg m^{-3} volgens OPS (bijlage V). Volgens de berekeningen in hoofdstuk 6 is een maximale opname mogelijk van 1,163 µg g^{-1} dag^{-1} per µg NH_3. Bij een SLA(Specific Leaf Area) van 10 m^2 kg^{-1} en een LAI(Leaf Area Index) van 5 betekent dit een opname op 50 m afstand van 5,73 kg NH_3 per jaar. Op de halve afstand (25 m) is het haagoppervlak 2x zo klein en de concentratie circa 2x zo hoog, hetgeen resulteert in een opname van 5,33 kg NH_3 per jaar.
Deze resultaten duiden op een verwaarloosbare zuiverende werking van een windhaag op de lucht rondom een stal. Een ander effect van een windhaag is dat door turbulentieverhoging de concentratie direct achter de haag daalt (tot op 150 m, zie 5.3) en de verontreiniging verdund over een groter gebied wordt verspreid. Voor bebouwing in de eerste 100 m geldt eenzelfde effect en zijn de concentraties in de pluimas 2 á 3 maal lager dan zonder bebouwing (Harssema, 1980).

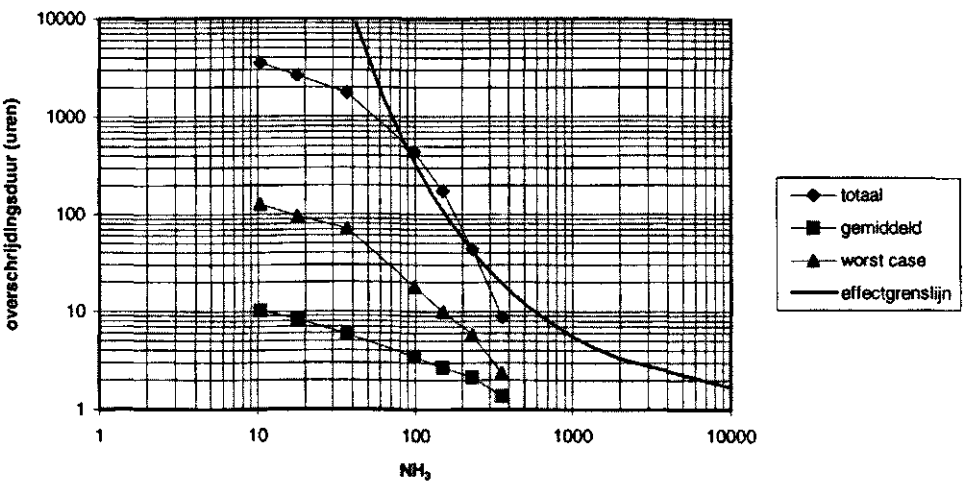


Figuur 5.3. NH_3-depositie (mol N ha^{-1} $jaar^{-1}$) tot 250 m rond de standaardstal volgens het model OPS, op basis van een weerreeks van 10 jaar.

5.4. Transformatie van percentiel naar aaneengesloten overschrijding

De aaneengesloten overschrijdings(run)duren zijn uit de jaaroverschrijdingsduren geschat. Hiervoor zijn de fracties gebruikt zoals berekend in hoofdstuk 4 (Tabel 4.3). De gemiddelde en maximum aaneengesloten tijdsduur zijn gemiddelden van acht meetstations. Er komen pieken voor die tweemaal zo lang zijn als het gemiddelde maximum. Theoretisch kunnen run-duren in een enkel jaar wel eens langer zijn dan de LTFD-overschrijdingsduur, aangezien dat een 10-jarig gemiddelde is. Het 99,9 percentiel bijvoorbeeld is 8,8 uur lang per jaar (zie Tabel 4.3), maar de maximum run in 1994/95 is al 4 uur. De kans op een 17,6-urige run eens in de twee jaar is te schatten indien de meetserie meerdere jaren bevat.

De meetpunt-gemiddelde maximum run-duur is gekozen i.p.v. meetpunt-specifieke maxima, omdat de schade-berekening voor elke regio in Nederland moet gelden. Bovendien kent de bovengenoemde run-duur van 4 uur geen herhalingen binnen het meetjaar en is dus niet goed reproduceerbaar t.b.v. risico-analyses. De totale overschrijdingsduur per jaar wordt bij de gevolgde benadering gedeeld door de factor 4 (99,9-percentiel) tot 28 (60-percentiel) voor de maximum run, en door 6 tot 339 voor de gemiddelde run. Het resultaat is afgebeeld in Figuur 5.4. Vervolgens is de bronsterktevariatie in de NH_3-verspreiding verdisconteerd op grond van de gemiddelde en bovengemiddelde (bovenwaarde 95%-betrouwbaarheidsinterval) emissie uit hoofdstuk 3. De duur en hoogte van de bovengemiddelde emissie is afhankelijk van de gekozen diersoort.



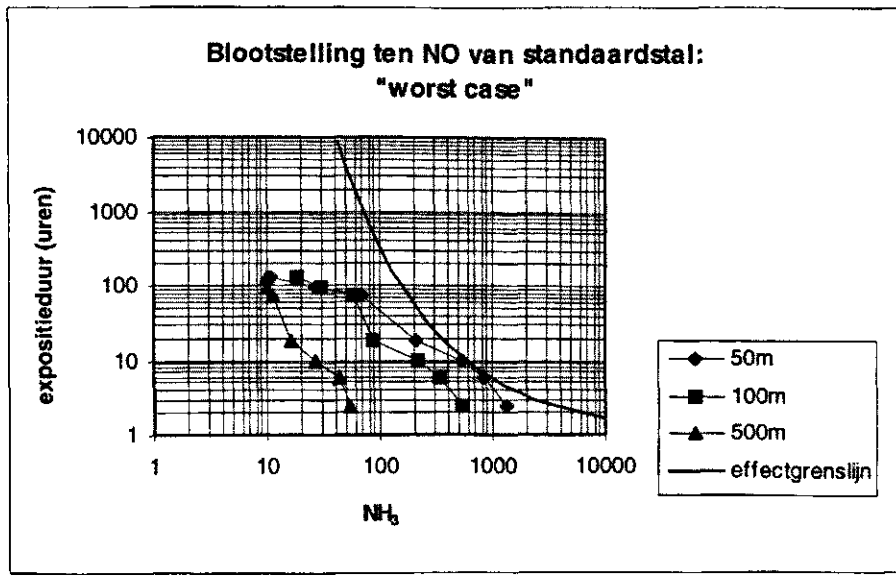
Figuur 5.4. Totale overschrijdingsduur van NH_3 ($\mu g\ m^{-3}$) op jaarbasis voor 50 m van de standaardstal en de hiervan afgeleide gemiddelde en maximum (worst case) blootstellings-(run)duren, bij een jaargemiddelde emissie en achtergrondconcentratie van 10 NH_3 $\mu g\ m^{-3}$

De vraag is of een bovengemiddelde emissie zonder meer gekoppeld kan worden aan een maximum run-duur. In hoofdstuk 7 volgt hierover een evaluatie. Hier wordt de bovengemiddelde emissie voor twee categorieën uitgewerkt: a) er is sprake van een korststondige piek in emissie, en b) langdurig, waarbij de hoge emissie verband houdt met een min of meer permanente situatie, zoals stalhygiëne of voersamenstelling. Voor vleesvarkens is zij een factor 3,6 voor "a" (duur < 10 uur) en een factor 2 voor "b" (maximaal 50 dagen) maal de jaargemiddelde emissie. Bij een langdurige bovengemiddelde emissie wordt de verhoogde bronsterkte gekoppeld aan de veeljarige LTFD-berekeningen. De kortstondige bovengemiddelde emissie kan in principe niet met het lange-termijn LTFD worden berekend. Wel kan een indruk verkregen worden door de concentraties van de percentielklassen < 24 uur evenredig te verhogen met de toegenomen bronsterkte.
Ook kan een orde van grootte verkregen worden voor kortstondige hoge emissies door gebruik van een steady-state gaussisch pluimmodel als KTGAUSS. Dit wordt voor een aantal vaste meteorologische situaties gebruikt.

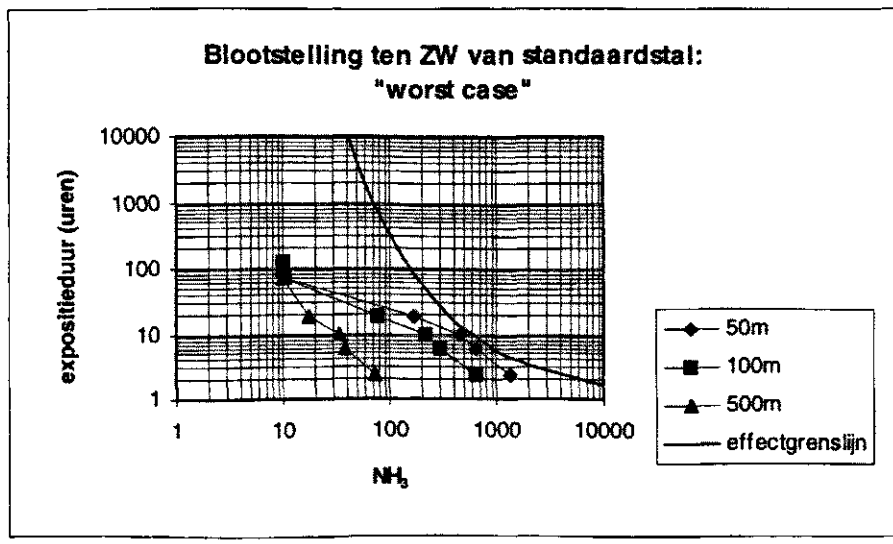
5.5. Optreden van schade

In figuur 5.4 betekenen punten rechts boven de effectgrenslijn directe gewasschade. De sterkste 'worst case' bestaat uit de combinatie van maximum blootstellingsduur (Fig. 5.4) én bovengemiddelde emissie (lange-termijn of korte-termijn), en wel in noordoostelijke richting van de stal. De CT-curve (Figuren 5.5a en b) en de effectgrenslijn raken elkaar net niet in zo'n worst case situatie bij de standaardstal. Het meest waarschijnlijke raakpunt bevindt zich bij 10 uur blootstellingstijd bij 582 µg. Een deel van deze blootstelling wordt veroorzaakt door de achtergrondbelasting. Uit figuur 5.2 blijkt dat de achtergrondconcentratie (A_c) niet constant is, maar vermoedelijk hoger is onder stabiele weersomstandigheden. Een dergelijk weertype resulteert tevens in de langste expositieduren van de lokale bron. Hier is voor emissiegebieden een A_c gebruikt van 10 (> 60 uur) tot 100 µg NH_3 m^{-3} (duren 3-40 uur), en voor immissiegebieden een Ac van 3 tot 10 µg NH_3 m^{-3}. Gezien de vorm van de curven is de concentratie bij 10 uur expositie het meest kritisch. Een blootstelling van 582 µg NH_3 m^{-3} gedurende 10 uur komt dan overeen met een bronsterkte van 904 en 1090 mestvarkens voor een Ac van 100 resp. 10 µg in geval van een worst-case situatie. Onder gemiddelde omstandigheden is een grote stal met 3130 dan wel 3700 dieren kritisch op 50 m afstand. De kritische concentraties kunnen voor elke afstand teruggerekend worden naar bronsterkte en dus naar stalgrootte, zoals ook in Stallucht en Planten werd gedaan. In Tabel 5.3 is de vermenigvuldigingsfactor ten opzichte van 1000 varkens te zien voor 3 afstanden in 8 windrichtingen. De maximaal toegestane stalgrootte geldt hier voor de worst case run-duren met twee soorten emissie. De factor hangt ook samen met de meegenomen achtergrondconcentratie, hier 100 µg NH_3 m^{-3}.

Het is waardevol te weten welke weersomstandigheden heersen tijdens de hoogste percentielwaarden. Het blijkt dat gedurende een worst-case emissie de concentratie op 50 m afstand niet wordt overschreden bij een windsnelheid volgens het jaargemiddelde (3 m s^{-1}) maar slechts als U < 2 m s^{-1}. Zelfs een gemiddelde emissie uit de standaardstal kan schade veroorzaken indien U < 0,5 of als U < 1 m s^{-1} én de bronhoogte 1,5 m is. In al deze situaties overheerst het weertype van stabiliteitsklasse F zonder inversielaag. De invloed van bronhoogte en ruwheidslengte op de concentraties volgens model KTGAUSS is weergegeven in Figuur 5.7 voor een standaardstal. Bij lage windsnelheid heeft de hogere ruwheid dus wel een concentratieverhogend effect in de eerste 100 m. Verder weg is er geen verdunningseffect aanwezig zoals bij gemiddelde snelheden (zie Fig. 5.1).

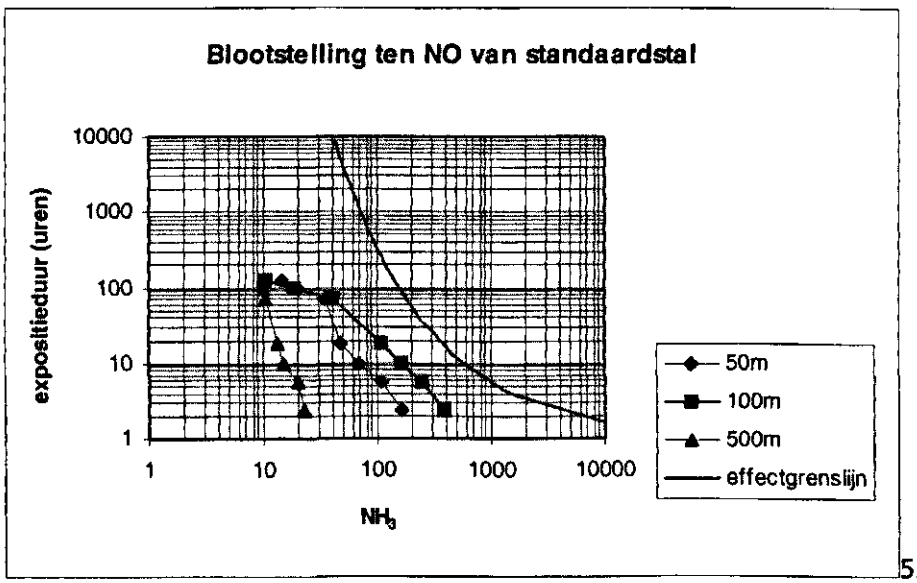


5.5.a

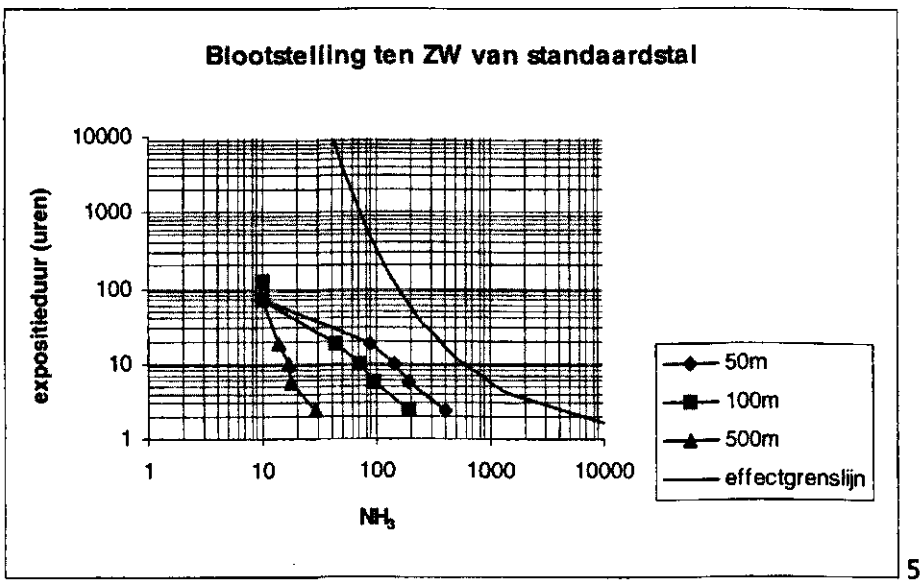


5.5.b

Figuur 5.5a en b. De geschatte aaneengesloten maximale (='worst case') tijdsduur van de ammoniak-concentratie (in µg m^{-3}) 50 tot 500 m ten noordoosten en ten zuidwesten van de vleesvarkens-standaardstal



5.5.c

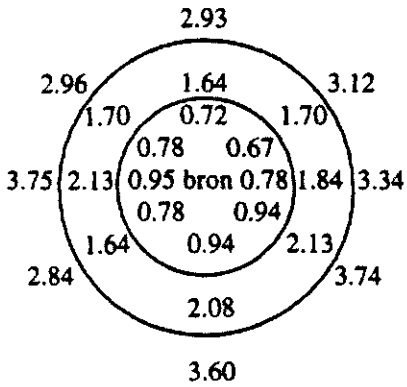


5.5.d

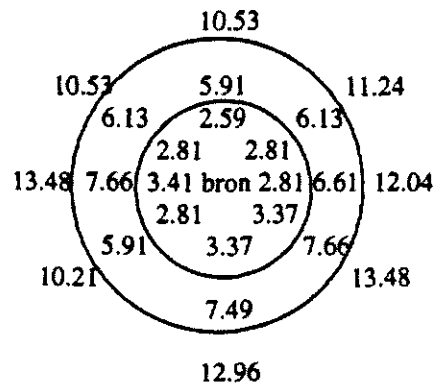
Figuur 5.5c en d. De geschatte aaneengesloten gemiddelde tijdsduur van de ammoniakconcentratie (in $\mu g\ m^{-3}$) 50 tot 500 m ten noordoosten en ten zuidwesten van de vleesvarkens-standaardstal

Tabel 5.3. Vermenigvuldigingsfactor voor afstanden 50 tot 150 m van de standaardbron (bronsterkte Q = emissie van 1000 mestvarkens) ter verkrijging van het maximum toelaatbare aantal plaatsen (x1000) ter voorkoming van directe plantschade.
CLE (critical level) is 582 µg m^{-3} gedurende 10 uur, CLO (critical load) = 1 kmol N ha^{-1} j^{-1}
Achtergrondconcentratie bij CLE-benadering is 100 µg m^{-3} .

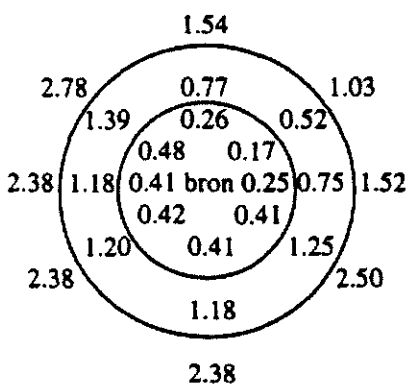
Volgens CLE, worst case emissie (gem.x3.6)



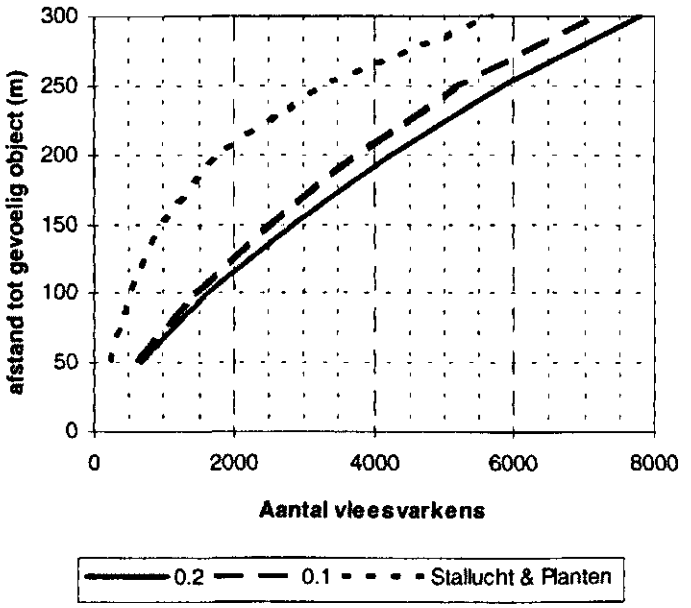
Volgens CLE, gemiddelde emissie



Volgens CLO voor droge depositie



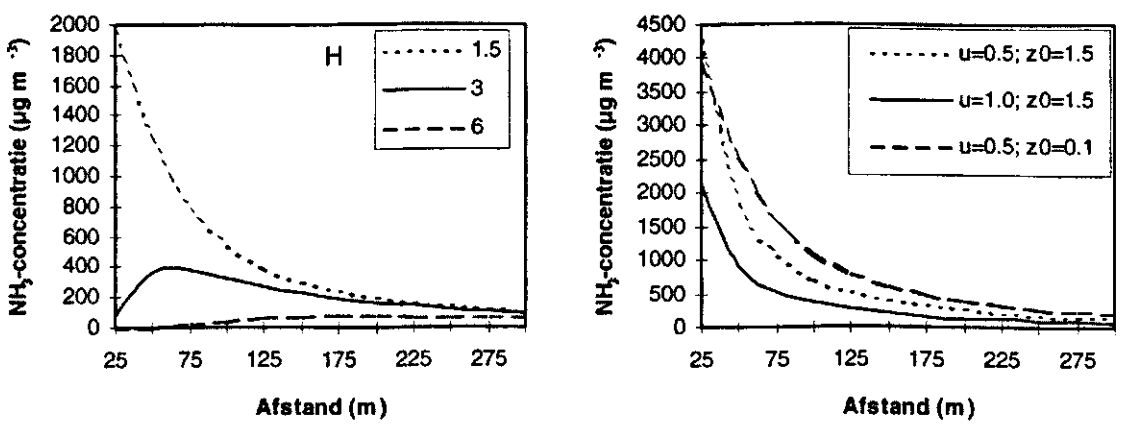
Indien de schade door langdurige laagdrempelige belasting wordt veroorzaakt, geldt volgens de effectgrenslijn bij een jaar lange expositie (ca. 10.000 uur) een concentratie van 40 µg. Aanpassing van de effectgrenslijn voor oligotrofe vegetaties (Van der Eerden, 1992) levert een verlaging op tot 8 µg. Deze schade geldt voornamelijk eutrofie-effecten en kan ook via de jaargemiddelde depositie berekend worden. Als de CLO voor deze vegetaties 1 kmol N ha^{-1} j^{-1} is, kan analoog aan de luchtconcentraties een factortabel voor depositie worden gemaakt (Tabel 5.3). Hieruit blijkt dat de CLO veel kritischer is dan de CLE. De CLO op 50 m NO van de bron tolereert slechts 170 dierplaatsen (Tabel 5.3). Hier komt de achtergrondbelasting dan nog bij. Dit is zelfs kritischer dan de bovengenoemde CLE voor lange blootstellingsduren, minimaal 8 µg het gehele jaar; toelaatbaar is daarbij een jaargemiddelde emissie van 1000 vleesvarkens met inbegrip van 10% leegstand. Dit worden 625 varkens als er een lichte achtergrondbelasting is met een A_c van 3 µg, hetgeen nog steeds 3.7 maal het aantal varkens is volgens de CLO. De achtergrondbelasting in concentratiegebieden alleen al resulteert in een overschrijding van de 1 kmol grens (zie Fig. 5.3).



Figuur 5.6. Minimumafstand tot gevoelige vegetatie ter voorkoming van directe ammoniakschade, in relatie tot het aantal vleesvarkens per stal. De curven zijn voor twee ruwheidslengten (in m) samen uitgezet met de curve met veldwaarnemingen uit Van der Eerden et al. (1981).

De kritische afstand van een varkensstal tot een gevoelige vegetatie is voor alle afstanden tot 300 m geïnterpoleerd uit de 50 m intervallen en voor twee ruwheidslengten uitgezet in Figuur 5.6. De grafiek is samengesteld uit de waarden van alle windrichtingen, welke in noord-oostelijke en zuidwestelijke richting het meest kritisch zijn. De kritische afstanden blijken 15 tot 100 % lager te zijn dan vermeld in 'Stallucht en Planten'.

De berekende concentratieverschillen op basis van weersomstandigheden, terreinruwheid en windrichting geven de marges aan die in de boerenpraktijk benut kunnen worden om een risico-situatie te vermijden. De mogelijkheden bij een gegeven emissie bestaan o.a. uit de plaatsing van de stal in een gunstige windrichting, het verruwen van het tussenliggende terrein door bossages of grote objecten, of het verhogen van de schoorsteenhoogte (zie Fig. 5.7).



Figuur 5.7. Concentraties volgens KTGAUSS benedenwinds van de standaardstal tijdens constante windrichting en -snelheid (links u_{10m} = 1 m s^{-1} en z_0 = 0,1 m; rechts: zie legenda) en stabiliteits-klasse F. Links het effect van de bronhoogte (in m), rechts het effect van u en z_0 (beiden in m)

Conclusies

De immissieconcentratie (en dus ook het schaderisico) wordt mede bepaald door obstakels in het windveld: de 'ruwheid' van het terrein. Gemiddeld leidt verhoging van de ruwheid tot reductie van de concentratie (en in nog sterkere mate van de depositie) op afstanden van minder dan 200 m van de bron. Maar bij lage windsnelheden (< 1 m s^{-1}) kan de verhoogde ruwheid averechts werken met zeer hoge concentraties dichtbij de bron. Verhoging van de bronuitlaat is een bijzonder effectieve manier om de N-belasting tot 200 m van de bron te verminderen. Een windhaag filtert slechts weinig ammoniak uit de lucht, maar heeft door verhoogde turbulentie een sterk concentratie-verlagend effect vlak achter de windhaag. Dit geldt ook voor de aanwezigheid van bebouwing rond de stal.

De percentielverdeling van de LML-meetwaarden en de LTFD-berekening voor 100 m van de bron komen goed overeen, mits een achtergrondconcentratie van 10 µg m^{-3} wordt aangehouden. Voor grotere afstanden lijkt het model de concentraties te onderschatten. De modellen NM en OPS zijn meer in overeenstemming met de metingen dan LTFD.

Transformatie van de totale overschrijdingsduren naar aaneengesloten blootstellingsduren geeft aan dat bij 670 mestvarkens in emissiegebieden en bij 795 mestvarkens in immissiegebieden er kans op directe schade is op 50 m ten NO van de stal in een 'worst-case' situatie. Onder normale omstandigheden beperkt deze schade zich tot bedrijven met meer dan 2810, respectievelijk 3330 mestvarkens.

In de omgeving van ammoniakbronnen wordt het kritische depositieniveau voor eutrofiëringseffecten bij natuurlijke vegetaties veel meer overschreden dan het kritische concentratieniveau voor tuinbouwgewassen.

6. Effecten van ammoniak op planten

De kans op directe plantschade door een gegeven ammoniakconcentratie is tot op heden vaak getoetst aan een effectgrenslijn. Deze lijn bestaat uit een verzameling veld- en kaswaarnemingen en de methode is dus empirisch van aard. Hieronder wordt een poging gedaan deze lijn te verifiëren met een mechanistische benadering. Bovendien wordt een model gepresenteerd dat in potentie zowel de directe (toxiciteit) als de indirecte (eutrofiëring) effecten van ammoniak kan kwantificeren.

6.1. Inleiding

Het proces van ammoniakschade is onder te verdelen in een viertal categorieën van afnemende plantschade:

1. etsing bladoppervlak,
2. ammoniumtoxiciteit,
3. verstoorde voedingsbalans door stikstofovermaat,
4. bijdrage aan de N-voorziening.

ad 1. Dit is vooral een pH-effect. De schade treedt alleen op bij zeer hoge concentraties die vooral door incidenten veroorzaakt worden. De concentraties zijn > 3300 µg m^{-3} gedurende 1 uur.
ad 2. De toxische werking wordt veroorzaakt door hoge NH_4-concentraties in het celvocht. Deze accumulatie is een gevolg van een te lage assimilatie-capaciteit. De fotosynthese en enkele processen die via membranen werken worden geremd. De effectieve concentratieniveaus zijn 100 tot 2000 µg m^{-3} voor het jaargemiddelde.
ad 3. De plant is al (meer dan) optimaal van N voorzien. Meer stikstof leidt niet tot meer groei maar wel tot verhoogde gevoeligheid voor stress. Deze stress kan zowel abiotisch (droogte, vorst) als biotisch (ziekten, plagen) zijn. Vaak hebben planten bij dit N-niveau de neiging meer blad en minder vrucht of wortel te produceren. De grens waar boven N supra-optimaal wordt verschilt per soort en ligt tussen 1,8 en 3 % N in het blad. Oorzaak zijn luchtconcentraties van 20 tot 400 µg m^{-3} jaargemiddeld.
ad 4. Dit is een bemestende werking en geeft een positieve groeirespons. Bij agrarische gewassen leidt dit niet tot negatieve effecten. Bij oligotrofe vegetaties vindt er een ongewenste verandering plaats in de soortensamenstelling doordat snelle groeiers meer van de N profiteren.

Er zijn in het kader van deze studie vier categorieën van gevoelige planten onderscheiden:

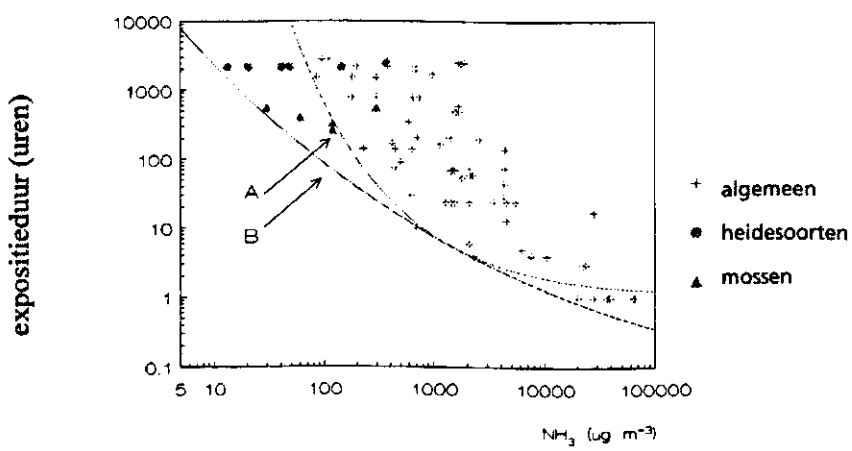
a. Kasgewassen
   Deze zijn door teelt-optimalisatie zeer gevoelig en hun economische waarde daalt meestal sterk bij een beschadiging. De No Effect Level concentratie (NoEL) ligt bij de lage waarden van schadecategorie 2.
b. Fruitteelt
   De vruchtvorming en afrijping worden afgeremd door teveel N in het blad. Ook wordt een rimpeling van de schil waargenomen. De NoEL is nooit vastgesteld, maar zal boven het optimale gehalte van 3 % liggen.

c. Coniferenkwekerijen
Over het algemeen wordt schade in het voor- en naseizoen zichtbaar, hetgeen duidt op onvoldoende ammonium-assimilatie of op verhoogde vorstgevoeligheid. Deze vorstgevoeligheid neemt bij naaktzadigen toe boven ongeveer 2,5 % N, wat o.a. blijkt uit werk van Clement (1996). Hij vond geen verhoogde gevoeligheid bij zaailingen tot 2,3 % N, maar wel bij een 30-jr dennenbos met 3 % N. Andere aspecten zoals K-gehalte en NH_3-concentraties gedurende afharding zijn ook van belang. Een NoEL van 2,5 % is redelijk voor vorstgevoeligheid, voor de ophoping van NH_4^+ als gevolg van een te laag assimilatievermogen kan met een koolstofmodel een kritische concentratie (CLE) berekend worden (zie 6.3).

d. Voedselarme vegetaties
Deze vegetaties worden in geheel Nederland, met uitzondering van een smalle kuststrook, reeds bedreigd door de achtergrondbelasting (5-10 µg m^{-3}; 20-40 kg ha^{-1} jr^{-1}). In die zin is de extra schade door een lokale bron niet relevant. Bovendien komen deze vegetaties niet voor binnen 250 m van bronnen.

6.2. Beschrijvende benadering

Voor de evaluatie van kritische concentraties in relatie tot luchtverontreiniging wordt hier een zgn. 'envelope'-benadering gebruikt. Deze benadering is internationaal geaccepteerd en is specifiek geschikt voor luchtverontreiniging (Posthumus et al., 1989), dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld bodemverontreiniging. Voor een reeks van expositieduren worden effectieve concentratie niveaus onderscheiden. Hiermee kan een lijn met NOEC (no observable effect concentrations)-waarden geconstrueerd worden, waaronder geen luchtverontreinigingseffect verwacht wordt. In deze benadering gaat het om de eerste, soms subtiele effecten van luchtverontreiniging, dit in tegenstelling tot benaderingen die bijv. de LC50 (lethale concentratie voor 50 % van de populatie) hanteren.
Door Van der Eerden et al. (1992) is een verfijning van de methode geïntroduceerd met behulp van het model Ecotox. De gemiddelde NOEC voor een bepaalde expositieduur, afgeleid van een aantal soorten, wordt gedeeld door een veiligheidsfactor, die afhangt van de spreiding in NOEC-waarden en het gewenste percentage beschermde soorten. Het resultaat voor de effecten van NH_3 is uitgezet samen met de gesignaleerde schadegevallen (Fig. 6.1).



Figuur 6.1 Verzameling van schadelijke effecten van NH_3 op meerdere plantensoorten bij een aantal expositieniveaus. De doorgetrokken lijn (B) is getrokken onder alle effectieve blootstellingsniveaus, de onderbroken lijn (A) sluit de heidesoorten uit.

De effectgrenslijn A is al in hoofdstuk 5 toegepast en wordt beschreven door:

$$(1 + \log t) * (1 + \log C) = 4{,}0089 \qquad (3)$$

waarbij t de expositieduur in uren en C de concentratie in $\mu g\ m^{-3}$.
Volgens het Ecotox-model wordt bij een jaargemiddelde concentratie van 8 $\mu g\ m^{-3}$ 95 % van de in Nederland aanwezige plantesoorten beschermd.
Deze benadering wordt vergeleken met de modelresultaten (zie 6.3) in paragraaf 6.4.

6.3. Mechanistische benadering

6.3.1. Gesimuleerde processen

De abiotische omstandigheden spelen een belangrijke rol in de uiteindelijke NH_3-effecten op de plant. De weersomstandigheden hebben invloed op zowel de NH_3-opname als op het NH_3-assimilatievermogen. Meer wind en dus meer turbulentie verminderen de grenslaagweerstand boven het blad, zodat meer NH_3 (en CO_2) kan worden opgenomen. Zowel luchtvochtigheid als windsnelheid worden in SUCROS2, een dynamisch koolstofmodel (Van Laar et al., 1992), ingevoerd in de Penman-verdampingsfunctie. Hoe gunstiger de groeiplaats, hoe groter de assimilatie door het aanbod van water of voedingsstoffen. De plant kan meer N verwerken indien de CO_2-assimilatiesnelheid hoog is. Een voldoende aanbod aan koolhydraten is nodig om het opgeloste ammonium te assimileren in aminozuren. Dit proces wordt gestuurd door het enzym glutamine synthetase (GS). De enzymactiviteit van GS is al voor een aantal situaties bekend (Pérez, 1995), en is sterk temperatuur-afhankelijk. Het is mogelijk om een model te maken, waarin de koolstofhuishouding, de water- én de ammoniakopname en -verwerking dynamisch worden gesimuleerd. Een aanzet hiertoe is ook al ondernomen met het opstandsmodel FORGRO (Mohren et al., 1992). Hieronder wordt een model gepresenteerd, waarvan de basis bestaat uit het koolstofmodel SUCROS2. Dit model bevat een goede simulatie van de koolstofassimilatie op basis van straling, temperatuur en luchtvochtigheid. Er ontbreken wel een aantal belangrijke processen in SUCROS2, zoals de invloed van voedingsstoffen, de stikstofregulering van de spruit/wortel-verhouding, het effect van luchtvochtigheid op huidmondjesopening, etc. De simulatie wordt gedaan aan grove den met een 30-jaar weerreeks en zonder voedingstekorten.
Het doel van de modelexcercitie is:

1. schatting van de N-opname via de stomata,
2. berekening van de koolstofproductie,
3. schatting van de GS-activiteit,
4. vergelijking schadedrempel, op basis van te lage GS-activiteit, met effectgrenslijn, en
5. risicoschatting droogteschade als gevolg van verhoogde spruit/wortel-verhouding.

6.3.2. Berekeningsmethode voor N-opname en GS-activiteit

De basismodule bestaat uit de simulatie van de plantengroei in afhankelijkheid van licht, temperatuur en waterbeschikbaarheid volgens de SUCROS2-versie waarbij waterlimitering is ingebracht (Spitters et al., 1989; Van Keulen et al., 1992). De gesimuleerde groeiprocessen zijn onafhankelijk van de ammoniakopname. Deze opname wordt berekend en alleen geregis-

treerd. Er is gekozen voor een simulatie met actuele weersgegevens, omdat dit de mogelijkheid biedt om NH_3-stress gedurende extreem weer (droogte, temperatuur) te bestuderen. Zo kan bijvoorbeeld getoetst worden of bij lage assimilatiesnelheden de plant wel voldoende van de opgenomen NH_3 kan verwerken.

Huidmondjessluiting reduceert zowel het waterverlies als de opname van CO_2 en NH_3. De factor CPEW in SUCROS2 geeft deze sluiting aan en is gelijk aan de ratio T_a/T_p (actuele vs. potentiële transpiratie). Deze factor wordt in het model al gebruikt voor reductie van de bruto fotosynthese. Op dezelfde wijze wordt een uit experimenten bepaalde potentiële NH_3-opname verrekend tot actuele opname via die factor. De potentiële NH_3-opname is betrokken uit het experiment van M. Pérez-Soba en L.J.M. van der Eerden (1993) met geïrrigeerde zaailingen van grove den (*Pinus sylvestris*). Aangezien reeds veel parameters over zowel de koolstofhuishouding als het N-metabolisme van grove den aanwezig waren, is de modeltoepassing hiertoe voorlopig beperkt.

Bovengenoemd experiment toonde een toename aan van N in de naaldmassa van 0,5 % in de eerste 4 maanden van de begassing. Dit percentage is een minimumschatting en wellicht een onderschatting, omdat geen rekening gehouden is met translocatie en naaldval. Hierop wordt later in dit hoofdstuk teruggekomen. Hiermee is voor deze studie een dagelijkse opnamesnelheid geschat. Om een juiste verhouding tussen N- en C-vastlegging (= het N-gehalte) te kunnen modelleren, zijn de snelheden van koolstofvastlegging, respiratie en allocatie gecalibreerd met de metingen. Met het gecalibreerde model is vervolgens de opname- en verwerkingssnelheid getest voor de weersomstandigheden van 1963 tot 1994.

De NOEC voor NH_3 kan geschat worden uit de opnameflux en de verwerkingscapaciteit. De strengste NOEC is die waarbij de assimilatiesnelheid vrijwel nihil is en de schadedrempel ligt bij de maximaal te tolereren NH_y-concentratie in de plant. Voor een aantal perioden in het jaar en voor enkele expositieduren wordt deze NOEC berekend. De NOEC's zijn lager, indien de plantensoort in nachtelijke en winters perioden wél een substantiele GS-activiteit bezit. De verwerkingssnelheid of GS-activiteit is dan afhankelijk van de temperatuur, straling en de pH van het celvocht (Pérez-Soba en Van der Eerden, 1996). De temperatuursafhankelijkheid van GS is nog niet kwantificeerd in de vakliteratuur. Een aantal hypothetische waarden van de Q_{10}, van 1,5 tot 3 (vergelijkbaar met de Q_{10} voor SO_2-assimilatie), wordt in dit hoofdstuk gebruikt om de gevoeligheid van de modeluitkomsten te onderzoeken.(Het gebruik van koolhydraten voor ammoniakassimilatie wordt in de modelruns nog niet verrekend in de koolstofbalans).

In windstille perioden zal de grenslaagweerstand R_b groter zijn dan de stomataire weerstand R_s en zal de NH_3-opname volgens de bovenvermelde rekenwijze overschat worden. Het effect van het meenemen van de R_b in de opnameschatting is voor een aantal meteo-jaren berekend. Hiervoor is drempelwaarde van de windsnelheid genomen waaronder R_b groter is en de opname 0 wordt gesteld. Deze waarde is als volgt aan Van Hove (1989) ontleend. Eerst de relatie tussen R_b en windsnelheid U:

$$R_b = \alpha * (W/U)^{0,5} \qquad (4)$$

met $\alpha = 94$ en W = lengte blad = 5 cm. Bij windsnelheden < 0,35 m s^{-1} verandert de exponent 0,5 in 1,5; dit betekent een snellere stijging van de weerstand bij verlaging van U. R_s is in grove den gemiddeld ongeveer 100 s m^{-1}. Pas bij U < 0,2 m s^{-1} is de R_b groter dan de gemiddelde R_s. Een hogere stikstofstatus van de plant verhoogt de spruit/wortel-verhouding. Dit kan het risico op droogteschade verhogen. In het model is dit zeer complexe functionele evenwicht niet op-

genomen. Wel is een S/R-ratio van 0,8 ingevoerd, gemeten aan Douglas-zaailingen met optimale stikstofstatus (hfdst. 6 in De Visser, 1994), en is met de 30-jarige meteo-reeks berekend in welke mate droogtestress voorkomt.

6.3.3. Resultaten

Ammoniakopname-berekening
De ammoniakopname bij een constante concentratie van 53 µg m^{-3} had in de proeven van Pérez een N-verhoging in de nieuwe naalden van 0,5 % van het drooggewicht tot gevolg. Hieruit kan de opnamesnelheid per uur als volgt worden berekend (in massa NH_3):

1. een verhoging van 5 mg N g^{-1} DW in 4 maanden, dit is ongeveer 6 mg NH_3 g^{-1},

2 49,99 µg g^{-1} dag^{-1} bij 53 µg NH_3 m^{-3} of 1,163 µg g^{-1} dag^{-1} bij 1 µg NH_3 m^{-3},

3 stel er is 3 maal zoveel opname overdag dan 's nachts, dan is de opname: overdag 72,7 en 's nachts 18,2 ng g^{-1} uur^{-1} bij 1 µg NH_3 m^{-3},

4 de opname overdag is bij een SLA (specific leaf area) van 5 m^2 kg^{-1}: 14,54 µg m^{-2} uur^{-1} of 4,04 ng m^{-2} s^{-1}.

Deze opname is iets lager dan gemeten voor boon en populier (Van Hove, 1989). Een heel andere aanpak is de berekening via de optimale, laagste huidmondjesweerstand R_s, dus zonder transpiratiereductie, van 100 s m^{-1} voor grove den. Dit levert een stomataire geleiding g_c = 1/ R_s van 10 mm s^{-1}. Dit resulteert in een maximale NH_3-opname van 10 ng m^{-2} s^{-1} per µg NH_3 m^{-3}. De gemiddelde g_c in een proef met Douglas (Van Hove en Bossen, 1994) was lager, 3 mm s^{-1}, en dit geeft een opnamesnelheid van 3 ng m^{-2} s^{-1} per µg NH_3 m^{-3}.

NOEC-berekening
De opgenomen NH_3 zit in de waterfase en wordt snel omgezet in NH_4^+. Dit wordt door glutamine synthetase (GS) geassimileerd. Na 1 uur bij 3300 µg m^{-3} (de NOEC) is het kritische niveau van NH_y in de cellen bereikt. Het kritische niveau is door Van der Eerden (1981) geschat op 150 µg NH_y g^{-1} DW. Bij een opnamesnelheid van 1,163 µg g^{-1} dag^{-1} per µg NH_3 m^{-3} (zie boven) is de opname in dat uur 3300 * 1,16/24 = 160 µg g^{-1} . Bij 3300 µg m^{-3} is dus ook hier de limiet in een uur bereikt. Hieruit moet geconcludeerd worden dat de NOEC voor een blootstelling van één uur gebaseerd is op een situatie zonder GS-activiteit (: mét GS-activiteit houdt de plant het langer dan een uur vol). Om NH_y onder het kritische niveau van 150 te houden, moet de plant ofwel een voldoende lage NH_3-concentratie aangeboden krijgen, ofwel een voldoende hoge GS-activiteit kunnen ontwikkelen. Situaties met een zeer lage GS-activiteit zijn de nacht en perioden met temperaturen rond het vriespunt. In deze perioden is de NH_3-opname ook laag (zie boven). Uitgaande van opname van NH_3 in planten met een zeer lage GS-activiteit kunnen de NOEC's voor een aantal relevante tijdsduren berekend worden:
nacht: de opname is maximaal 18,2 ng g^{-1} uur^{-1} per µg NH_3 m^{-3}, dit is in 8 uur tijd 0,146 g NH_4 g^{-1}; stel het basisgehalte in het begin van de nacht is 30 en het maximum is 150 µg NH_y g^{-1} DW. Dus (150 - 30)/0,146 = 822 µg m^{-3} is de maximaal toelaatbare 8-uur-gemiddelde concentratie.

lage temperatuur: indien de opnamesnelheid vergelijkbaar is met een nachtelijke periode, is de maximaal toelaatbare concentratie gedurende een dag 276 µg m^{-3}, en voor bijv. 10 aaneengesloten dagen met lage temperatuur maximaal een gemiddelde van 28 µg m^{-3}.
Samenvattend, de schattingen van NOEC zijn voor een aantal tijdsduren en gebaseerd op de maximaal toelaatbare NH_4-accumulatie bij zeer geringe GS-activiteit:

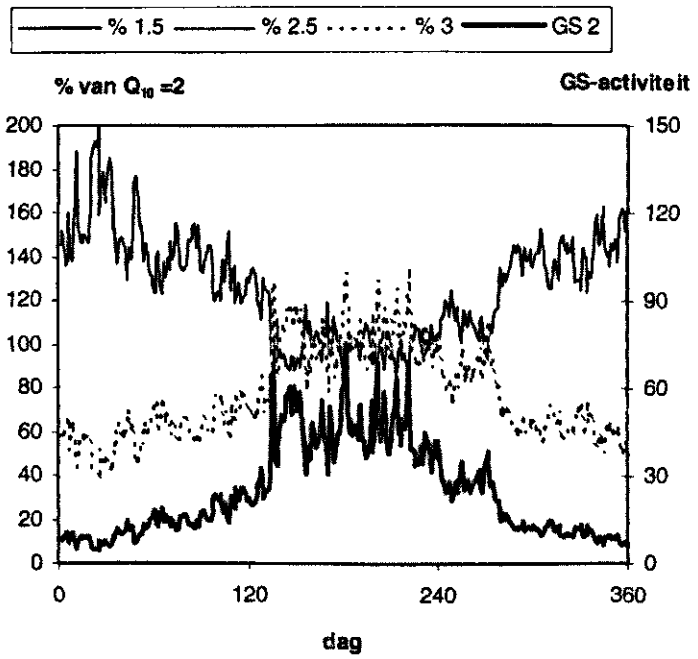
1 uur:	3300 µg m^{-3}
8 uur:	1000
1 dag:	276
10 dagen:	28

Deze waarden komen goed overeen met die welke af te lezen zijn uit de effectgrenslijn B, zoals 270 µg m^{-3} voor 1 dag en 23 µg m^{-3} voor 1 maand.

Temperatuurafhankelijkheid GS
Voor het jaar 1992 is gemodelleerd wat het effect van de temperatuur is op de GS-activiteit. Bij hogere Q_{10}-waarden is de activiteit in de koudste maanden relatief laag maar bij de waarde 1,5 veel hoger dan bij de Q_{10} van 2 (Figuur 6.2). In de warmste maanden zijn er slechts kleine onderlinge verschillen. De hierboven berekende NOEC's resulteren in NH_3-opnamefluxen die, indien GS werkt, binnen korte tijd verwerkt kunnen worden. De NOEC voor 8 uur geeft een flux van 0,146 µg NH_4 g^{-1} uur^{-1} DW, terwijl de GS-activiteit bij 20° C 2800 µg g^{-1} uur^{-1} is in door Pérez gemeten naaldmonsters (1995, hfdst. 3, fig. 3.1b). Deze waarde varieert met de temperatuur. Bij 4 Q_{10}-waarden en bij 2 temperaturen zijn zij voor een 8-urige dag berekend (Tabel 6.1).

Tabel 6.1. Schatting GS-activiteit (mg g^{-1} d^{-1}), afhankelijk van waarde Q_{10} en temperatuur

	GS bij 20° C = 22.4	
Q_{10}	5 °C	10 °C
1.5	12.2	14.9
2	7.9	11.2
2.5	5.7	9.0
3	4.3	7.5



Figuur 6.2. GS-activiteit (g kg^{-1} d^{-1}) gedurende het rekenjaar 1992. Absolute activiteit voor Q_{10} = 2 (GS2, dikke lijn) en percentage hiervan voor Q_{10} 1,5, 2,5 en 3.

De in naaldmonsters bepaalde GS-activiteit is zelfs in de wintermaanden hoog genoeg om de dagelijkse opname van NH_3 te assimileren. De opname is gemiddeld 42 mg kg^{-1} d^{-1} (januari tot/met april 1992) bij 53 µg NH_3 m^{-3}, bij een GS-activiteit van circa 2500 mg kg^{-1} d^{-1} (minima in Fig. 6.2). De GS-activiteit is bij de Q_{10} 1,5 tot 3,0 eveneens ruim voldoende. Het kan dat GS in deze periode niet werkzaam is, omdat er geen fotosynthese is om koolhydraten te leveren. In dat geval loopt de ammoniumconcentratie in het celvocht op tot de fytotoxische niveau van 35 mM L^{-1} op dag 32 en tot 179 mM L^{-1} bij de groeistart. Als de buitenlucht gemiddeld 10,4 µg NH_3 m^{-3} bevat, is er geen risico op schade door NH_4-ophoping vóór de aanvang van de groei.

Modelresultaten

De calibratie van het SUCROS2 model voor grove den (*Pinus sylvestris*) is uitgevoerd met de meetresultaten van Marta Pérez (1995). Een correcte simulatie van de gemeten naaldbiomassa was daarbij het uitgangspunt. De gecalibreerde grootheden zijn de parameter A_{max} en de koolstofallocatie naar wortel, spruit en stam (zie bijlage III). Veel parameters waren reeds beschikbaar via het model voor grove den SUCROSPS van F. Mohren. In het model wordt met dagstappen gewerkt en geldt de potentiële N-opname van 1,163 µg NH_3 (zie boven) oftewel 0,969 µg N g^{-1} dag^{-1} per µg NH_3. Er wordt aangenomen dat de opname constant is gedurende de proefperiode van 1 jaar, bij optimale watervoorziening en (alleen) bij daglicht. De N-opname AMMUP is dan:

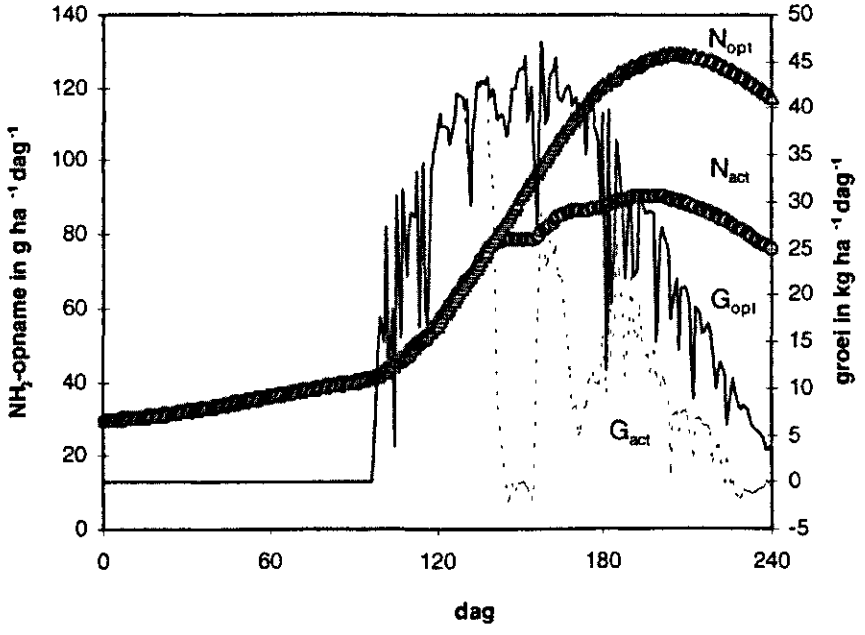
$$AMMUP = 0{,}969 * WNDL * DAYL / 12 * PCEW * AMM \text{ in mg N } kg^{-1} \text{ } dag^{-1} \qquad (5)$$

Hierbij is WNDL de naaldbiomassa (in kg DW), AMM is de daggemiddelde NH_3-concentratie (in µg NH_3 m^{-3}), en PCEW is de huidmondjesopening (waarde tussen 0 en 1).
Variatie van SLA geeft een sterke verandering in LAI, koolstofvastlegging en ammoniakopname te zien. De relatieve N-opname per kg droge stof (RAMM) blijft vrijwel gelijk (Tabel 6.2).

Tabel 6.2. De gevoeligheid van naaldproductie, absolute en relatieve N-opname voor SLA-variatie

SLA	LAI	Naaldaanwas, kg ha^{-1}	N-opname, kg ha^{-1}	RAMM, g g^{-1}
3	1,05	2907	15,2	0,0064
4	1,86	4048	23,3	0,0064
5	2,74	4878	31,9	0,0068

De invloed van de ratio T_a/T_p (PCEW) op de NH_3-opname is eerst bepaald voor het proefjaar 1989. Vanaf dag 140 vindt er een sterke transpiratiereductie plaats bij de actuele vochtvoorziening via beschikbaar bodemvocht en regenval. De PCEW-factor verlaagt vervolgens koolstofassimilatie in sterke mate en NH_3-opname in mindere mate (Fig. 6.3). De jaartotalen geven hetzelfde beeld: reductie van naaldaanwas van 46 % en van N-opname van 15 %. Dit verschil wordt met name veroorzaakt door het verschuiven van de koolstofallocatie naar de wortels tijdens droogte. Dit proces heeft een concentratie van de direct opgenomen N in de naalden tot gevolg.



Figuur 6.3. Simulatie van de naaldproductie ('G'; rechter Y-as) en NH_3-opname ('N'; linker Y-as) in 1989: bij optimale en actuele watervoorziening

De invloed van de ratio T_a/T_p (PCEW) op de NH_3-opname is ook bepaald door het berekenen van de totale jaarlijkse N-opname op basis van weersgegevens van 30 jaar (1964-1993). Hiervoor zijn de biomassa- en bodemgegevens ingevoerd zoals gebruikt in het generieke model voor grove den (zie Tiktak et al., 1995) Een constante NH_3-concentratie van 53 µg m^{-3} is aangehouden. Er blijkt geen relatie te zijn (r^2 = 0,185) tussen de transpiratie-reductie en de relatieve NH_3-opname RAMM in g kg^{-1}. In het extreem droge jaar 1976 blijkt RAMM nog altijd 4 g kg^{-1} te bedragen, ondanks de hoge transpiratiereductie (T_a/T_p = 210/896 => 23 % van het optimum). De 30-jaar-gemiddelde RAMM is 5,00 ± 0,48 en varieert nauwelijks. Dit betekent dat indien de CO_2-opname sterk gereduceerd wordt door de huidmondjessluiting, de koolstofvastlegging en de NH_3-opname evenredig gereduceerd worden.

Het remmend effect van een hoge R_b op de ammoniakopname bij lage windsnelheden kan verwaarloosd worden. Er blijkt dat windsnelheden < 0,2 m s^{-1} zelden voorkomen (1 à 2 dagen per jaar). De berekende R_s is voor grove den relatief laag, voor Douglas bijv. is zij 3x zo hoog, Dit betekent dat voor andere plantesoorten een nòg lagere windsnelheid nodig is voor opnamebeperking door R_b.

Naast de assimilatiecapaciteit 'sec' is van belang of er een stikstofovermaat ontstaat. De koolstofproductie kan achter lopen op de N-assimilatie. In principe is voor elke 0,5 % N-verhoging 25 % extra drooggewicht nodig. Als wordt aangenomen dat de plant op korte afstand van de bron al een optimale N-voorziening heeft door N-depositie, is 2 % N een aannemelijk gehalte. Volgens de simulatie voor 1992, met 53 µg NH_3 m^{-3} blootstelling, wordt in het eerste kwartaal de oude naaldjaargang verrijkt met N, en gaat na 1 april de directe opname alleen door voor de nieuwe naalden. De eindgehalten per periode (%N van DW) zijn dan:

1 april	2,017 %	2340 kg naaldmassa	oude naalden; begin groei
23 aug	2,407 %	1521 kg naaldmassa,	nieuwe naalden; einde groei
31 dec	2,786 %	1521 kg naaldmassa,	nieuwe naalden; jaareinde

Minstens drie mechanismen zullen in de praktijk deze hoge N-gehalten tegengaan: (a) de directe opname zal de wortelopname van stikstof remmen (Pérez en Van der Eerden, 1992), (b) de extra N zal niet alleen in de jonge naalden, maar ook in beperkte mate in andere plantcompartimenten worden opgeslagen, (c) een optimale N-voorziening wordt in nieuwe naalden niet binnen circa 3 maanden gerealiseerd doordat de opname wat achter loopt op de groei (bijv. door gebrekkige toelevering van nitraat tijdens droogte).
Volgens een NoEL van 2,5 % kan de plant (indien bovenvermelde cijfers juist zijn) 65 µg NH_3 m^{-3} tolereren (0,5/0,407*53) tijdens het groeiseizoen, en 33 µg NH_3 m^{-3} tussen augustus en december dat jaar.

6.4. Mogelijkheden voor integratie van beschrijvende en mechanistische benadering

Uit de voorgaande paragraaf blijkt dat de NOEC-schattingen op basis van ammonium-accumulatie zonder GS-activiteit redelijk overeenkomen met de empirische effectgrenslijn. De aanname dat GS nauwelijks werkt in de winter en in nachtelijke perioden zal met verder onderzoek onderbouwd moeten worden. Het verschil in effectgrenslijn tussen heide- en overige soorten zou hieruit mogelijk verklaard kunnen worden. Een andere reden voor dit verschil kan zijn dat in heidebodems vooral ammonium als N-bron domineert, zodat de planten meer ammonium moeten assimileren en meer problemen hebben met hun interne zuur/base-regulatie (Raven, 1988). De schadeberekening via een lage GS-activeit is een 'worst case' benadering en geldt maar voor een beperkte tijd gedurende het jaar. Als in de rest van het jaar daardoor geen schade zal optreden, zal een mechanistische benadering verder niet nodig voor de risicoanalyse. Deze benadering is echter wel nodig als het gaat om verstoorde voeding en extra N-voorziening (de effecten 3 en 4 uit paragraaf 6.1).

In wezen is alle theoretische kennis aanwezig om de NH_3-opname af te zetten tegen de koolstofproductie. Voor de acute opname van CO_2 en NH_3 is kennis van de A_{max} en de g_c voldoende, en deze zijn voor veel soorten bekend, zodat daarvoor de opname berekend kan worden.

De beperking wordt vooral ingegeven door het gebrek aan gegevens over de bodemeigenschappen en de meteorologie in de omgeving van de stal. Voor berekening van wortelopname van N en water is meer nodig dan kennis van de bodemsoort, namelijk worteldiepte, fracties minerale en organische N, waterretentie-curve, etc. Voor een rijke en natte bodem zou volstaan kunnen worden met meteorologie, die via weerstations goed te kwantificeren is.

Als dan eenmaal bekend is hoeveel N boven- en ondergronds is opgenomen, is veel kennis nodig van de plantesoort om N-verzadiging en mineralen-onbalans te kwantificeren. Onbekend is bijvoorbeeld hoe groot de fractie is van de assimilatieproducten die nodig is om de overmaat aan N te 'detoxificeren'. Bovendien heeft N effect op de S/W-ratio en hiervoor ontbreekt een overzichtelijke database.
Veldwaarnemingen van ammoniakschade, waarop de beschrijvende benadering is gebaseerd, omzeilen bovengenoemde problemen en kunnen zeer waardevol zijn, mits de duur en hoogte van de blootstelling bekend zijn. Observatie van een combinatie van stress-effecten, bijv. eerst een teken van N-verzadiging, dat pas bij vorst leidt tot schade, is nog belangwekkender voor kennis van de blootstelling-effect relatie.

6.5. Discussie

In het groeimodel wordt een NH_3-opnamesnelheid gebruikt, welke is gecalibreerd aan één waarde voor een jaarlijkse directe NH_3-opname (Pérez-Soba, 1995). Een validatie aan ander begassingsonderzoek is noodzakelijk om een meer algemeen bruikbaar model te verkrijgen. Enkele weersomstandigheden die de ammoniakopname kunnen beïnvloeden zijn bij de bovengenoemde waarde al impliciet meegenomen. Dit geldt voor de verhoogde stomataire NH_3-geleiding ten opzichte van H_2O en CO_2 bij hoge luchtvochtigheid en temperaturen onder 15 °C, wat vermoedelijk een gevolg is van ammoniakoplossing in de dan aanwezige waterfilm (Van Hove, 1989). De weerstand voor NH_3-opname via deze vloeistoffase is vervolgens vrij klein, zowel via de apoplast als via de cuticula (Sutton et al., 1995). Het empirische opnamecijfer bevat in principe ook de stimulerende effecten van NH_3 op de stomataire opening (Van der Eerden en Pérez-Soba, 1992). Onbekend is in hoeverre gewijzigde pH of NH_4/K-ratios, die van belang zijn voor de huidmondjesregulatie, hieraan debet zijn.

Inzicht in de ammoniakschade rond een stal via mechanistische processen moet zowel stikstofdepositie als opname onder- en bovengronds bevatten. In het opstandsmodel Forgro, gebaseerd op fotosynthese en waterlimitering, zijn deze aspecten aanwezig (zie o.a. Tiktak et al., 1995). Dit model behoeft echter veel invoergegevens en expertise, vanwege het detail van de gesimuleerde processen. Forgro kan de verhouding direct vs. indirect opgenomen stikstof goed bepalen voor de opstand Speuld, waarvoor het gecalibreerd is. Voor de N-belasting van een bepaalde stal, met behulp van globale cijfers van emissie, verspreiding en bodemgesteldheid (in de onderhavige studie of bij de Natuurplanner van het RIVM) is een eenvoudiger model gewenst. Daarbij is de simulatie van de stikstofvoorziening vanzelfsprekend nodig; licht en water kunnen als veeljarige gemiddelden met betrouwbaarheids-interval worden ingevoerd. De stikstofdynamiek wordt het best beschreven volgens het nutrient productivity concept (Ingestad, 1988). Dit concept wordt o.a. gebruikt in SoilVeg-3, maar dit is net als Forgro een opstandsmodel met veel parameters. Eenvoudiger modellen op ecosysteem- en regionaal niveau als de veel toegepaste ReSAM en SMART hebben echter geen procesmatige simulatie van de plantengroei en zijn dus minder waardevol voor plantschade-berekeningen. Deze

modellen hebben voldoende standplaatsgegevens voor simulatie van de plantegroei. Wat kan een groeimodel met schade-module hier mee doen?

In het gangbare SUCROS2 wordt verondersteld dat er tijdens droogte meer assimilaten naar de wortel gaan, ten behoeve van het functioneel equilibrium van de plant. Droogte kan zodoende de effecten van luchtverontreiniging (in de vorm van directe opname) verzachten door enerzijds huidmondjessluiting en anderzijds door verkleining van bovengrondse groei en LAI. Een soortgelijk equilibrium als voor water geldt voor de stikstofopname: hoe minder N beschikbaar is, hoe meer wortels noodzakelijk zijn. Twee andere belangrijke macronutriënten, P en K, hebben geen invloed op deze koolstofallocatie. In een aantal recente multiple stress modellen zijn deze functionele relaties verwerkt (SoilVeg-3, Forgro). In verdere studie is een goede procesmatige simulatie van de spruit/wortel-verhouding van groot belang omdat hiermee (a) het effect op de droogtegevoeligheid op de korte termijn (puur het effect van groter verdampend oppervlak bij relatief klein wortelstelsel, dus nog zonder mogelijke adaptatie, en (b) een indicatie kan worden gegeven van de concurrentiekracht van de betreffende soort op basis van lichtonderschepping. De dominantie van soorten als bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) zou zo gesimuleerd kunnen worden op basis van beschikbaar licht, water en stikstof.

Conclusies

De effectgrenslijn bevat een samenbundeling van waardevolle kennis omtrent directe plantschade door ammoniak. De invloed van een nabije ammoniakbron kan direct aan deze grenslijn getoetst worden met behulp van eenvoudige rekenmethoden (zie hoofdstukken 4 en 5). Een nieuwe benadering op basis van toxische ammonium-accumulatie in plantenweefsel blijkt ongeveer dezelfde NOEC's te berekenen als de grenslijn, gesteld dat de assimilatie-vermogen voor ammonium nihil is. De ammoniakopname dichtbij stallen is zo hoog, dat bij normale groei binnen een groeiseizoen oververzadiging van N in het blad optreedt. De NOEC voor dit proces is eveneens conform de effectgrenslijn.

Een geheel mechanistische berekening van de effecten van ammoniak, vorst, droogte en dergelijke is nog niet mogelijk. Er ontbreekt nog kennis over met name ammonium-detoxificatie, relatie tussen N-opname (direct en via de wortels), N-status en spruit/wortel-verhouding, en de relatie tussen N-beschikbaarheid en actuele opname. Voor een procesgerichte evaluatie van het schaderisico bij een stal, is het echter minstens zo belangrijk dat er gedetailleerde kennis is over de standplaatseigenschappen.

7. Algemene discussie

7.1. Risico-analyse

Via een keten van processen zijn de emissie en het schade-risico voor de plant gekoppeld. Per deelproces is er een gemiddelde (μ) en een standaardafwijking (σ). Hieronder volgt een opsomming van deze processen en een verwijzing naar de waarden van gemiddelde en standaardafwijking zoals in voorgaande hoofstukken gerapporteerd. Daarbij worden de volgende begrippen gebruikt en functionele verbanden gedefiniëerd:

schade-risico	=	f (plantgevoeligheid, NH_3-blootstelling)
plantgevoeligheid	=	f (soort, temperatuur, straling, waterstatus, groeifase) bepaling via groeimodel (zie H.6.3) of via empirische effectgrenslijn (zie H.6.2)
NH_3-blootstelling	=	f (expositieduur, concentratie)
concentratie	=	f (emissie, verspreiding (zie H.5))
emissie	=	f (aantal dieren, staltype, hygiëne, voer (zie H.3)),
expositie-duur	=	uit percentielen en berekende run-duur-verdeling (zie H.4)

Voor zover de diverse stappen in de keten onafhankelijk van elkaar zijn kunnen de gekwadrateerde variaties (σ^2) gesommeerd worden. Dit leidt dan theoretisch tot een gekwantificeerde variatie in schadelijk effect, hetgeen het doel is van de risico-analyse. Dit is niet haalbaar gebleken in deze studie, doordat over de invloed van omgevingsfactoren op de plantgevoeligheid nog te weinig bekend is. De variatie in blootstelling is daarentegen goed inschatbaar, mede via empirie met LML-gegevens. Deze data zullen op representativiteit rond stallen verder onderzocht moeten worden, maar zijn op dit moment wel de beste informatiebron.

De risico-analyse beperkt zich tot de kans op voorkomen van bepaalde concentraties, de schadekans is dan simpelweg 1 of 0, namelijk wel of geen overschrijding van de effectgrenslijn. Deze grenslijn moet gezien worden als een 'worst case' beschrijving (Van der Eerden et al., 1994), omdat een specifiek punt op de grenslijn wellicht niet voor elke weersomstandigheid geldt, of alleen voor bepaalde plantensoorten. Blootstelling en gevoeligheid moeten dus voor hetzelfde 'weer' gelden. Onjuist is bijvoorbeeld de hoogste emissies (voorkomend in de zomer), zonder meer te koppelen aan de hoogste plantgevoeligheden (winter). Verder onderzoek naar plantgevoeligheden in relatie tot weersgesteldheid is gewenst.

De kans op schade kan met de rapportgegevens als volgt berekend worden. Gekozen wordt voor de concentraties waarvan in de blootstellingscurven al duidelijk is dat daar de hoogste kans op schade aanwezig is. Dit is het 98-percentiel, waarbinnen de 5 % langste run-duren gemiddeld > 10 uur zijn (Tabel 4.3). Als voorbeeld wordt hier een meetpunt genomen dat representatief is voor een bronnengebied (ST633) en waarvan de run-duur-frequentieverdeling voor het 98-percentiel bekend is (Fig. 4.4). Met inachtneming van de nog betrekkelijk grote afstand tot een individuele bron (> 200m), kan voor dit punt het schaderisico geschat

worden. Van de 110 waarnemingen werden 27 1-uur-runs geteld en één maximum run-duur van 11 uur. De 10-uur-run ontbreekt, maar via curve-fitting kan een kans 1 op 200 geschat worden. Dit is één 10-uur-run op 2000 uur. Aangezien dit percentiel 175 uur per jaar beslaat, gebeurt dit ééns in de 11 jaar. Als een range van run-duren, bijv. 8 tot 12 uur, wordt genomen, zal de kans ongeveer proportioneel het aantal uren toenemen (4 run-duurklassen), dus 1x per 3 jaar. Als dit tijdsgedrag van ST663 op ruim 200 m van alle grote ammoniakbronnen in Nederland van toepassing zou zijn, wordt de ernst van de situatie duidelijk. Er zijn alleen al meer dan 1000 grote varkenshouderijen (meer dan 1000 vleesvarkens), die bovendien aan het eind van hun mestronden maximaal emitteren (ca. 30 dagen per jaar), dus bovengenoemde overschrijdingen komen op 200 m van de bron dan landelijk tientallen keren per jaar voor. Deze overschrijding van het 98-percentiel is binnen 200 m synoniem aan schadelijke concentratieniveaus. Deze concentraties nemen bij kortere afstand meer dan evenredig toe en zijn volgens het OPS-model bij dezelfde overschrijdingsduur op 100 m vijf en 50 m tien maal hoger dan bij 200 m. De blootstelling bij andere run-duren (< 5 uur en > 12 uur) zal waarschijnlijk òf te kort zijn òf te lage concentraties hebben om de effectgrenslijn te overschrijden en dit geldt met name voor situaties op meer dan 200 m van een gemiddelde stal.

7.2. Opmerkingen en suggesties voor verder onderzoek

Blootstellingsschatting.
De weersgesteldheid beïnvloedt de frequentie en duur van een concentratie-overschrijding. Met deze frequentie en duur, bepaald aan de LML-gegevens van één jaar, werden de 10-jaar-gemiddelde gesimuleerde percentielen omgerekend in afzonderlijke run-duren (H.4). Langere LML-meetseries zijn gewenst voor een meer representatieve run-duur-verdeling. Hoge percentielen komen alleen voor bij bepaalde weersomstandigheden, welke ook een specifieke run-duur-verdeling kennen. Het is wenselijk om de invloed van het weer (stabiliteit, windsnelheid) op de run-duren te analyseren. De duur van een concentratie-overschrijding is waarschijnlijk ook afhankelijk van de afstand tot de bron: een plant zit langer in de pluim indien dichter bij de bron. De data van de bronnengebieden zijn hierbij meer representatief voor de directe omgeving rond stallen dan de gegevens uit de immissiegebieden. Een grotere ruwheid van het tussenliggende terrein kan door sterkere turbulentie ook de duur van een concentratie-overschrijding verminderen.

In de run-duurverdeling (hoofdstuk 4) kan impliciet een variatie in emissies verborgen zijn: als een benedenwinds meetpunt de maximum emissie meet van bijvoorbeeld een legbatterij (0,7 kg N dp^{-1} $jaar^{-1}$ niet langer dan ca. 10 uur), en deze bronsterkte vervolgens afneemt, geldt dit ook voor de concentratie bij het meetpunt, en dus voor de run-duur. Toch bestaat de indruk dat echt hoge meetwaarden van het LML nooit langer dan 10 uur voorkomen, en meestal slechts 1 - 6 uren tijdens stabiele weersomstandigheden tussen 1 en 6 uur 's ochtends (hoofdstuk 4). Ergo, op enige afstand van de bron (> 200m) is de wat langere duur van emissiepieken ondergeschikt aan de meestal kortdurende weersituatie. De hoogste blootstellingen van het jaar komen dus voor bij stabiele weersomstandigheden: 's ochtends, tijdens een hogedrukperiode, vooral in vorstperioden en op mooie zomerdagen. De hoogste emissies komen voor aan het eind van een mestronde, midden in de zomer, midden op de dag. Deze omstandigheden zijn impliciet verwerkt in de 'worst case' definities voor run-duren (hoofdstuk 4) en emissies (hoofdstuk 3). De combinatie hiervan (hoofdstuk 5) levert het grootste risico op

schade op: als de emissies hoog zijn vanwege hoge temperaturen (hoofdstuk 3) kan in warme, stabiele perioden met o.a. lage windsnelheden een hoge blootstelling ontstaan (hoofdstuk 5) in de eerste 75 m van de bron (Fig. 5.6). Langer durende blootstellingen aan lagere concentraties komen uiteraard veel meer voor, maar bereiken vrijwel nooit schadelijke nivo's.

Dag/nacht-ritmen zijn tegengesteld voor bronnengebied en imissiegebied. In een bronnengebied zijn de concentraties 's nachts hoger dan overdag als gevolg van stabielere lucht. Vanwege deze weercondities valt er zowel een relatief hoge bijdrage door de achtergrondbelasting te verwachten als een aanzienlijke blootstelling door de meestdichtstbijzijnde individuele stal. In een immissiegebied geldt dan 's nachts alleen laatstgenoemde blootstelling, en zal overdag de via een meer turbulente atmosfeer aangevoerde achtergrondbelasting weinig invloed hebben.

Achtergrondbelasting
In het onderhavige onderzoek was kennis van de achtergrondbelasting noodzakelijk en is gewerkt met het meest recente beschikbare materiaal. De achtergrondbelasting is alleen voor 1993 en niet voor een recentere situatie doorgerekend. Het is onbekend hoe sterk de emissiereducties doorwerken in het verschil tussen 1993 en nu. De emissie-effecten van nu verplichte milieumaatregelen als het inwerken van mest en het afdekken van mestopslagen zijn wel geschat, maar nog niet geverifieerd in bijvoorbeeld natuurgebieden. Het RIVM zal i.s.m. het LEI in de nieuwe milieuverkenning van 1996 de meest recente stikstofbelasting berekenen en heeft daarvoor de technische middelen en meetgegevens. De hier gebruikte schattingen zullen later aan de resultaten van de Milieuverkenning getoetst moeten worden.

Emissie
De stal wordt in de berekeningen als puntbron gebruikt. De afstand tussen de ventilatiekokers (vaak 1 per afdeling) van één stal is klein in vergelijking met de afstand tot de receptor. Voor zeer grote bronnen en grotere bronhoogten dienen de invoerparameters aangepast te worden. Voor de in dit rapport gebruikte kortste afstand (50 m) zal voor een lokale toepassing de halve bronhoogte ingevoerd moeten worden, en zullen de dispersieparameters aangepast moeten worden (zie Van der Eerden et al., 1981 en Harssema, 1980).
In dit rapport wordt aangenomen dat de gemiddelde stalemissies goed worden weergegeven met de emissiefactor (bijlage I). Het is echter raadzaam deze emissies te verifiëren in de boerenpraktijk om invloeden van stalhygiëne, voersamenstelling en andere aspecten mee te nemen, omdat die sterk kunnen verschillen tussen agrariërs onderling.

Effecten op de plant
De effectgrenslijn kan mechanistisch verklaard worden als aangenomen wordt dat de potentiële NH_3-opname gelijk is aan de opname bepaald aan grove den, douglasspar en boon, en de NH_3-assimilatie onder ongunstige omstandigheden gedurende 5 tot 24 uur vrijwel nul kan zijn. Deze aanames zijn nog onvoldoende geverifieerd. Verder onderzoek zou zich kunnen concentreren op de temperatuursafhankelijkheid van GS en het gedrag van de stomata bij diverse groeistadia en weersomstandigheden.
De huidige groeimodellen bieden veel mogelijkheden om de omgevingsinvloed op de NH_3-assimilatie procesmatig in te vullen. Gezien de sterk toegenomen kennis ten aanzien van NH_3-assimilatie (zie o.a. Acid Reign '95) is een verdere detaillering mogelijk, mits de betrokken processen beter gekwantificeerd worden. De verfijning zal met name moeten gelden voor de fysisch-chemische processen van NH_3-absorptie, NH_4- en H^+-gradiënten van apoplast naar symplast en vacuole, het gebruik van fotosynthese-producten voor detoxificatie en voor (via ATP) de protonenpomp die verantwoordelijk is voor de stomataire opening.

Een mechanistische benadering biedt ook de mogelijkheid de schade aan 10 %, 20 % etc. van de vegetatie te kwantificeren door processimulatie met als invoer een frequentieverdeling van GS-activiteiten en stomataire weerstanden, zoals gevonden binnen de betreffende vegetatie of plantensoort. Validatie zal moeten plaatsvinden aan nieuwe begassingsexperimenten, want de waarnemingen waaruit de effectgrenslijn bestaat zijn gebaseerd op het No Effect Level zonder inbegrip van schadegradaties.

Referenties

Aarnink, A.J.A., Keen, A., Metz, J.H.M, Speelman, L. & Verstegen, M.W.A.,1995.
Ammonia emission patterns during the growing periods of pigs housed on partially slatted floors. Journal Agricultural Engineering Research 62: 105-116

Aben, J.J.M. & Dekkers, A.L.M., 1996.
Some aspects of ammonia concentrations in the Netherlands. In: Proceedings of the Ammonia Emissions in Western Europe Symposium, October 1995, Culham, UK (in press)

Acid Reign'95?, 1996.
Proceedings of the 5th International Conference on Acidic Deposition: Science & Policy Göteborg, Sweden, 26-30 June 1995. Water Air Soil Pollut. 85: 1-2730

Asman, W.H.A., 1992.
Ammonia emissions in Europe: Updated emissions and emission variations. RIVM rapport no. 228471008, Bilthoven, 88 pp.

Asman, W.H.A. & Van Jaarsveld, H.A., 1990.
A variable resolution statistical transport model applied for ammonium.
RIVM rapport no. 228471007, Bilthoven, 144 pp.

Backus, G.B.C., 1996. Bedrijfsontwikkeling, stimulans voor het milieu. In: Frisse Kijk op Mest. Verslag studiedag-KLV/NBV, 8 mei 1996, Wageningen, 85 pp.

Blok, M.C., Nijsten, J.C., Tamminga, S., Schaper, S.J., Schutte, A., Verstegen, M.W.A. & Wever, C.J.G., 1992. Verkorte tabel 1992. Voedernormen landbouwhuisdieren en voedervoorwaarden veevoeders. Centraal Veevoederbureau, Lelystad

De Boer, W.J., Keen, A. & Monteny, G.J., 1994.
Het effect van spoelen op de NH_3-emissie uit melkveestallen: Het schatten van behandelingseffecten en nauwkeurigheden door tijdreeksanalyse. IMAG rapport 94-6, Wageningen, 32 pp.

De Haan, M.H.A., Ogink, N.W.M., Den Hartog, L.A., Voermans, J.A.M., Van Middelkoop, J.H. & Loonen, J.W.G.M., 1994.
Naar veehouderij en milieu in balans. Tien jaar FOMA-onderzoek. Ede: FOMA 1994.
3 delen 400 pp.

De Winkel, K., 1988.
Ammoniak-emissiefactoren voor de veehouderij. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu, Publicatiereeks Lucht no. 76, Den Haag, 60 pp.

Draaijers, G., 1993.
The variability of atmospheric deposition to forests: the effects of canopy structure and forest edges. Dissertatie Rijksuniversiteit Utrecht, ISBN 90-6266-098-3, 200 pp.

Eindrapport APV III (Additioneel Programma Verzuringsonderzoek, derde fase (1991-1994)), 1995.
In: G.J. Heij & T. Schneider (red.). APV rapport no. 300-05. RIVM, Bilthoven, 159 pp.

Elzing, A., Kroodsma W., Scholtens, R. & Uenk, G.H., 1992.
Ammoniakemissie-metingen in een modelsysteem van een rundveestal: Theoretische beschouwingen. IMAG-DLO rapport no. 92-3, Wageningen, 23 pp.

Erisman, J.W., 1993.
Acid deposition onto nature areas in the Netherlands; Part I. Methods and results. Water Soil Air Pollution 71: 51-80.

Erisman, J.W., 1995.
Dutch Acidification Research. Thematic report no. VI: Atmospheric Input. APV III, RIVM, Bilthoven, 87 pp.

Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L. & Jäger, H-J., 1994.
Effects of atmospheric ammonia on vegetation. A review. Enironmental Pollution 86: 43-82.

Groenestein, C.M. & Montsma, H., 1992.
Praktijkonderzoek naar de ammoniak-emissie van stallen VI: Vleesvarkenstsstal met diepstrooiselsysteem. IMAG-DLO rapport no. 92-1004, Wageningen, 20 pp.

Groot Koerkamp, P.W.G.& Bleijenberg, R., 1994.
Ammoniakemissie uit drie typen volièrestallen voor leghennen. Wageningen, IMAG-DLO Rapport 94-31, 37 pp.

Harssema, H., 1980.
Praktijkonderzoek naar de ventilatielucht rond stallen met behulp van een tracer. Vakgroep Luchthygiëne en -verontreiniging, publikatie R-14, Landbouwuniversiteit Wageningen, 33 pp.

Haslam, R.T., Hershey, R.L. & Keen, R.H., 1924.
Effect of gas velocity and temperature on rate of absorption. Industries and Engineering Chemistry 16: 1224-1231.

Hoeksma, P., Verdoes, N., Oosthoek, J. & Voermans, J.A.M., 1992.
Reduction of ammonia volatilization from pig houses using aerated slurry as recirculation liquid. Livestock Production Science 31: 121-132.

Hoeksma, P., Oosthoek, J., Verdoes, N. & Voermans, J.A.M., 1993.
Reductie van ammoniak-emissie uit varkensstallen door mestspoelen met beluchte spoelvloeistof. IMAG-DLO rapport 93-23, Wageningen, 56 pp.

Hofmann, G., Heinsdorf, D. & Krauss, H., 1990.
Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Keifern-Forstökosystemen. Beitrage für die Forstwirtschaft, Berlin, 24, 2: 59-73.

Hol, J.M.G., Bleijenberg, R. & Groenestein, C.M., 1994.
Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie van stallen XVII: Vleeskuikenouderdierenstal met halfroostervloer. Wageningen, in: IMAG-DLO Rapport 94-1008, 11 pp.

Hol, J.M.G., Huis in 't Veld, J.W.H. & Groenestein, C.M., 1995.
Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie van stallen. XXIII: Bandbatterij voor leghennen met geoptimaliseerde mestdroging. Wageningen, in: IMAG-DLO Rapport 95-1006, 12 pp.

Holtan-Hartwig, L. & Bockman, O.C., 1994.
Ammonia exchange between crop and air. Norwegian Journal of Agricultural Science Supplementary 14, 41 pp.

Huis in 't Veld, J.W.H. & Groenestein, C.M., 1995.
Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie van stallen. XXIV: Vleesvarkensstal met verdunning van mest door opvang in ammoniakvrije vloeistof. Wageningen, IMAG-DLO Rapport 95-1007, 15 pp.

IKC/LEI, 1991.
Structuur en mestproblematiek op varkensbedrijven. Informatie en Kennis Centrum Veehouderij, Ede, publikatie no. 17, 63 pp.

Ingestad, T., 1988. A fertilization model based on the concept of nutrient flux density and nutrient productivity. Scandenavian Journal Forestry Research 3: 157-173.

Interimwet Ammoniak en veehouderij, 1994.
Handreiking ammoniakreductieplannen. Wettekst Uitvoeringsregeling. Ministerie van VROM en Ministerie van LNV, 94655/h/12-94, 2096/045.

Janacek, J. & Prasil, I., 1991.
Quantification of plant frost injury by nonlinear fitting of an S-shaped function. Cryo-Letters 12, Cambridge, UK, 47-52.

Michorius, J.A.T., Hartog, K.D., Scholtens, R. & Harssema, H., 1995.
Ammoniakemissiemetingen aan stalcomplexen met de fluxraammethode en het Gaussische pluimmodel: een haalbaarheidsstudie. IMAG-DLO rapport 95-11, Wageningen, 39 pp.

Mohren, G.M.J., 1989.
Simulation of forest growth, applied to Douglas fir stands in the Netherlands. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen, 184 pp.

Mohren, G.M.J., Jorritsma, I.T.M., Vermetten, A.W.M., Kropff, M.J., Smeets, W.L.M. & Tiktak, A., 1992.
Quantifying the direct effects of SO_2 and O_3 on forest growth. Forest Ecologicy and Management 51: 137-150.

Van Niekerk, T.G.C.M. & Reuvekamp, B.F.J., 1994,
Mestdroging en NH_3-emissie (opfok) leghennen. Praktijkonderzoek Pluimveehouderij Beekbergen, uitgave 22, 35 pp.

Oldenburg, J., 1989.
Geruchs- und Ammoniak-Emissionen aus der Tierhaltung. KTBL-Schrift 333, Darmstadt-Kranichstein, BRD, 170 pp.

Pérez-Soba, M., 1995.
Physiological modulation of the vitality of Scots pine trees by atmospheric ammonia deposition. PhD thesis. Rijksuniversiteit Groningen, 111 pp.

Pérez-Soba, M., & Van der Eerden, L.J.M., 1993.
Nitrogen uptake in needles of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) when exposed to gaseous ammonia and ammonium fertilzer in the soil. Plant and Soil 153, 231-242.

Reitsma, B., Hol, J.M.G. & Groenestein, C.M.,1994.
Praktijkonderzoek naar de ammoniak-emissie van stallen. XVI: Vleesvarkensstallen met mestverwijdering door verschillende mestschuifsystemen. IMAG-DLO rapport no. 94-1007, Wageningen, 19 pp.

Richtlijn Ammoniak en Veehouderij, 1991.
Ministerie van LNV en Ministerie van VROM, Den Haag, 36 pp.

Raven, J.A., 1988.
Acquisition of nitrogen by the shoot of land plants: its occurrence and implications for acid-base regulation. New Phytology 109: 1-20.

Spitters, C.J.T., Van Keulen, H. & Van Kraalingen, D.W.G., 1989.
A simple and universal crop growth simulator: SUCROS87. In: R. Rabbinge, S.A. Ward and H.H. van Laar (eds), Simulation and Systems Management in Crop Protection. Simulation Monograph Series, PUDOC, Wageningen, 147-177.

Sutton, M.A., Fowler, D., Burkhardt, J.K. and Milford, C., 1995.
Vegetation atmosphere exchange of ammonia: canopy cycling and the impacts of elevated nitrogen inputs. Water, Air and Soil plooution 85, 2057-2063.

Tiktak. A., Van Grinsven, J.J.M, Groenenberg, J.E., Van Heerden, C., Jansen, P.H.M., Kros, J. Mohren, G.M.J., Van der Salm, C. Van der Veen, J.R. & De Vries, W., 1995. Application of three Forest-Soil-Atmoshere models to the Speuld experimental forest. APV-rapport nr. 792310002, RIVM, Bilthoven, 95 pp.

TNO, 1984.
Parameters in het Lange-Termijnmodel Verspreiding Luchtverontreiniging: nieuwe aanbevelingen. Werkgroep Verspreiding, Commissie Luchtverontreiniging, TNO-Delft

Van der Eerden, L.J.M., 1992.
Fertilizing effects of atmospheric ammonia on semi-natural vegetations. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam, 131 pp.

Van der Eerden, L.J.M. & Pérez-Soba, M.G.F.J., 1992.
Physiological responses of *Pinus sylvestris* to atmospheric ammonia. Trees: 6, 48-53.

Van der Eerden, L.J.M, Harssema, H. & Klarenbeek, J.V., 1981.
Stallucht en Planten: De relatie tussen bedrijsomvang en de kans op beschadiging van gewassen rondom intensieve veehouderijbedrijven. IPO rapport R-254, Wageningen, 23 pp.

Van der Eerden, L.J.M., Dueck, Th.A., Berdowski, J.M., Greven, H. & Van Dobben, H.F., 1991.
Influence of NH_3 and $(NH_4)_2SO_4$ on heathland vegetation. Acta Botanica Neerlandica: 4, 281-296.

Van der Eerden, L.J.M., Dueck, T.A., Posthumus, A.C. & Tonneijck, A.E.G., 1994.
Assessment of critical levels for air pollutant effects on vegetation: some considerations and a case study on NH_3. In: M.R. Ashmore and R.B. Wilson (eds.), Critical levels of air pollutant for Europe. Proceedings UN-ECE Workshop on Critical Levels, Egham, UK, 1992, 55-63.

Van der Hoek, K.W., 1994.
Berekeningsmethodiek ammoniakemissies in Nederland voor de jaren 1990, 1991 en 1992. RIVM-rapport 773004003, Bilthoven, 51 pp..

Van Hoof, T., 1993.
Directe effecten van ammoniak op planten. Stageverslag AB-DLO, Wageningen, 36 pp.

Van Hove, L.W.A., 1989.
The mechanism of NH_3 and SO_2 uptake by leaves and its physiological effects. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen, 155 pp.

Van Hove, L.W.A. & Bossen, M.E., 1994.
The physiological effects of a five months exposure to low concentrations of NH_3 and SO_2 on Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*). Physiologia Plantarium 92: 140-148.

Van Jaarsveld, J.A., 1990.
An Operational atmospheric transport model for Priority Substances; specification and instructions for use. RIVM report 222501002, Bilthoven, 101 pp.

Van Laar, H.H., Goudriaan, J. & Van Keulen, H., 1992.
Simulation of crop growth for potential and water-limited production situations (as applied to spring wheta). CABO-TT simulation report 27, Wageningen, 72 pp.

Wieringa, J. & Rijkoort, P.J., 1983.
Windklimaat in Nederland. KNMI, de Bilt, 263 pp.

Bijlage I

Emissiefactoren voor de stalemissie

Emissiefactoren voor de stalemissie, inclusief de emissie van de mest die in de stal is opgeslagen, zoals genoemd in de uitvoeringsregeling interimwet ammoniak en veehouderij

Diercategorieën			emissie in kg NH_3 per dierplaats per jaar
A	**Rundvee**		
	1.	Melk- en kalfkoeien (1) en zoogkoeien	
	1.1.	Grupstal met drijfmest (ammoniakverdampend oppervlak van grup en kelder max. 1,2 m^2 per koe)	3,0
	1.2.	Loopstal met hellende vloer en giergoot of met roostervloer; beide met spoelsysteem	4,4
	1.3.	Loopstal met hellende, gecoate vloer en giergoot; max. 3 m^2 mestbesmeurd oppervlak per koe	4,4
	1.4.	Overige bedrijven	8,8
	2.	Vrouwelijk jongvee tot 2 jaar (1)	3,9
	3.	Vleeskalveren van 0 tot 6 maanden	1,5
	4.	Vleesstieren (evenals overig vleesvee) tot 2 jaar	5,7
B.	**Schapen**		
	1.	Schapen inclusief lammeren tot 45 kg (2)	0,70
C.	**Geiten**		
	1.	Melkgeiten inclusief aanfok (3)	2,3
D.	**Varkens (4)**		
	1.	Fokzeugen inclusief biggen tot 25 kg (5)	
	1.1.	Biggenopfok (gespeende biggen)	
	1.1.1.	Vlakke, gecoate keldervloer met tandheugelschuifsysteem	0,18
	1.1.2.	Overige bedrijven	1,1
	1.2	Kraamzeugen (inclusief biggen tot spenen)	
	1.2.1.	Spoelgotensysteem met dunne mest	3,3
	1.2.2.	Kunststof schijnvloer met schuif onder de roosters	3,7
	1.2.3.	Overige bedrijven	8,3
	1.3.	Combinatiehokken (1.1. en 1.2.)	8,9
	1.4.	Guste/dragende zeugen	4,2
	2.	Opfokzeugen van ca. 25 kg tot eerste dekking (6)	
	2.2.	Volledig roostervloer	2,5
	2.2.	Gedeeltelijk roostervloer, gehele hok onderkelderd zonder stankafsluiter	2,5
	2.3.	Overig gedeeltelijk roostervloer	2,1

D.	**Varkens (4) (vervolg)**			
	3.	Dekberen, 7 maanden en ouder	5,5	
	4.	Vleesvarkens en opfokberen van ca. 25 kg tot 7 maanden		
	4.1.	Volledig roostervloer	3,0	
	4.2.	Gedeeltelijk roostervloer, gehele hok onderkelderd zonder stankafsluiters	3,0	
	4.3.	Mestopvang in en spoelen met NH_3-arme vloeistof	1,4	
	4.4.	Overige gedeeltelijk roostervloer	2,5	
	5.	Scharrelvarkens: zie bovenstaande categorieën, voor opfokzeugen van ca. 25 kg tot eerste dekking en vleesvarkens geldt een emissiefactor van 2,5 respectievelijk 3,0		
E.	**Kippen**			
	1.	Opfokhennen en hanen van legrassen; jonger dan 18 weken		
	1.1.	open mestopslag onder de batterij (flat-deck kooien, trapkooien en compactkooien voor natte mest)	0,045	
	1.2.	Mestbandbatterij met afvoer naar een gesloten put (dagontmesting)	0,020	
	1.3.	Batterij met geforceerde mestdroging (kanalenstal)	0,208	
	1.4.	Mestbandbatterij met geforceerde mestdroging	0,020	0,050*
	1.5.	Grondhuisvesting (strooiselvloer, roostervloer)	0,096	
	2.	Legkippen (evenals (groot-)ouderdieren van legrassen)		
	2.1.	Open mestopslag onder de batterij (flat-deck kooien, trapkooien en compactkooien voor natte mest)	0,083	
	2.2.	Mestbandbatterij met afvoer naar een gesloten put (dagontmesting)	0,035	
	2.3.	Batterij met geforceerde mestdroging (deeppitstal of highrise-stal, kanalenstal)	0,386	
	2.4.	Mestbandbatterij met geforceerde mestdroging	0,35	0,85*
	2.5.	Grondhuisvesting zgn. scharrelkippen (strooiselvloer + roostervloer)	0,178	
	3.	Ouderdieren van slachtrassen in opfok; jonger dan 19 weken	0,128	
	4.	Ouderdieren van slachtrassen	0,300	
	5.	Slachtkuikens		
	5.1.	Zwevende vloer en strooiseldroging	0,005	
	5.2.	Overige bedrijven	0,050	
F.	**Kalkoenen**			
	1.	Ouderdieren van slachtkalkoen in opfok; van 0 tot 6 weken	0,15	
	2.	Ouderdieren van slachtkalkoenen in opfok van 6 weken tot 30 weken	0,47	
	3.	Ouderdieren van slachtkalkoenen van 30 weken en ouder	0,59	
	4.	Slachtkalkoenen	0,40	

G.	**Eenden**		
	1.	Ouderdieren van slachteenden; van 0 tot 24 maanden	0,32
	2.	Slachteenden	
	2.1.	Binnen mesten	0,117
	2.2.	Buiten mesten (per afgeleverde eend)	0,019
H.	**Pelsdieren**		
	1.	Nertsen, per fokteef	
	1.1.	Open mestopslag onder de kooi	0,58
	1.2.	Dagontmesting met afvoer naar een gesloten put	0,25
	2.	Zilvervossen, per fokmoer	1,35
	3.	Blauwvossen, per fokmoer	2,7
I.	**Konijnen**		
	1.	Voedster inclusief rammen, opfokdieren en slachtkonijnen	1,0
J.	**Parelhoenders**		0,05
K.	**Paarden (7)**		
	1.	Volwassen paarden (3 jaar en ouder)	
	1.1.	Zonder grasland	9,3
	1.2.	Met grasland	4,6
	2.	Paarden in opfok (jonger dan 3 jaar)	3,9
L.	**Pony's (7)**		
	1.	Volwassen pony's (3 jaar en ouder)	
	1.1.	Zonder grasland	5,7
	1.2.	Met grasland	2,9
	2.	Pony's in opfok (jonger dan 3 jaar)	2,4

(1) de emissie heeft betrekking op een stalperiode van oktober tot mei
(2) de emissie heeft betrekking op een stalperiode van maximaal 3 maanden in de winter
(3) de emissie heeft betrekking op een stalperiode van 365 dagen; er wordt uitgegaan van 2 stuks aanfok per melkgeit
(4) als varkens op stro worden gehuisvest is bij de emissiefactor inbegrepen de emissie van de opslag van stromest
(5) indien er meer dan 33 biggenplaatsen voor gespeende biggen per 10 fokzeugenplaatsen aanwezig zijn, geldt voor de biggenplaatsen boven de 33 een emissiefactor voor de vleesvarkens
(6) voor opfokzeugen na de eerste dekking wordt de emissiefactor voor fokzeugen gehanteerd
(7) het onderscheid tussen paarden en pony's ligt bij de stokmaat (schofthoogte) van 148,0 cm; alle volwassen dieren (3 jaar en ouder) kleiner dan 148,0 cm zijn pony's
* als de mest vanuit het systeem op het terrein van de inrichting langdurig wordt opgeslagen onder een afdak, dan geldt dit getal voor de emissie van stal + mestopslag

Bijlage II

Kwantificering van emissievariaties voor conventionele varkensstal

1. Inleiding

Het doel van het bepalen van een verloop van de emissie in de tijd met bijbehorende variaties is het verkrijgen van een indruk van de maxima in afhankelijkheid van de tijd. Deze maxima zijn relevant voor mogelijke ammoniakschade aan vegetatie in de stalomgeving.

Er is uitgegaan van een geventileerde stal met 1000 mestvarkens, met een centrale ventilatiekoker. De reden is dat aan dit type stal reeds meerdere metingen gedurende meerdere seizoenen zijn verricht (zie o.a. Hoeksma et al., 1992, 1993; Aarnink et al., 1995). Voor het bepalen van een gemiddeld tijdsverloop van de emissie bij varkens zal eerst het verloop tijdens een mestronde gekwantificeerd moeten worden. Door Aarnink et al. (1995) is de relatie tussen emissie en tijd empirisch bepaald, volgens de formule:

$$\log(\text{emissie}) = a + b \log(t + c)$$

Hierbij is t = dag, en zijn a, b en c constanten. Op basis van de emissiemetingen aan drie afdelingen met mestvarkens vonden zij een gemiddeld emissieverloop van 1 tot 10,5 g d^{-1} per dierplaats (dp), oftewel 0,43 tot 4,56 kg dp^{-1} $jaar^{-1}$ in emissiefactor-eenheid. Deze metingen duiden op een groter verschil tussen begin en einde van de mestronde dan werd verwacht volgens de budgetmethode[2]; dit is waarschijnlijk een gevolg van het meenemen van praktijkomstandigheden, i.e. het verschil in hokbevuiling tussen begin en eind van de mestronde. De emissietotalen op jaarbasis verschillen echter maar weinig tussen de budgetmethode en de gebruikte praktijkcijfers.

Aarnink et al.(1995) beperkten zich tot een jaargemiddelde curve vanwege het kleine aantal herhalingen. Studies door o.a. Elzing et al. (1992) en Oldenburg (1989) tonen aan dat de emissies gemiddeld hoger zijn in de zomerperiode, door een sterkere NH_3-vervluchtiging als gevolg van hogere staltemperaturen. De hogere ventilatiedebieten zouden hierbij een belangrijke rol spelen door 1) het verdunnen van de lucht en het aldus vergroten van de concentratiegradiënt boven de mestvloer, en 2) het vergroten van de NH_3-overdrachtssnelheid k_{dif} of een verhoogde uitwisselcoëfficiënt v_e van vloeistof naar lucht. Voor proces 1 geldt de

---

2 *De emissieschatting volgens de budgetmethode (De Winkel, 1988) kan zonder daadwerkelijke metingen berekend worden uit gegevens over het vee. De stikstof-excretie wordt door middel van de voederconsumptie, groei en N-vastlegging geschat. De totale excretie is simpelweg het verschil tussen N-consumptie en N-vastlegging in vlees, melk, eieren, geworpen dieren e.d. Op zijn beurt is de emissie gelijk aan de excretie, vermenigvuldigd met een vervluchtigingsfactor. Op basis van het voederschema van de CVB (Centraal Veevoedersbureau)-richtlijn (Blok et al., 1992) berekent Van Hoof (1993) een groeiverloop en een mestproduktie bij mestvarkens die resulteert in een emissie van 1 kg per dierplaats per jaar in de eerste week van de mestronde, bij een opleggewicht van ongeveer 25 kg, tot 3.6 kg in de laatste week (week 17). Op basis van de CVB-cijfers zou de gemiddelde emissie worden geschat op 2.08 kg per dierplaats per jaar. Om tot een emissie volgens de emissiefactor te komen, is het geschatte verloop bij een gemiddelde van 2.5 kg dan: 1.3 (-48%) tot 4.3 (+73%).*

verdelingswet van Henry, die zowel met temperatuur als met concentratie rekening houdt. Hierbij is de Henry-constante H (zie o.a. Asman, 1992):

$$H = [NH_3.H_2O]/[\ NH_3]_{air} = 5{,}60 * 10\exp(4092(1/T-1/298{,}15))\ M\ atm^{-1}.$$

Voor proces 2 geldt dat k_{dif} voornamelijk afhangt van de luchtsnelheid u (in m s^{-1}), terwijl de invloed van de temperatuur in het traject van 0 tot 20 °C verwaarloosbaar is (Haslam et al., 1924):

$$k_{dif} = 0{,}0193 * v^{0,8}$$

In proces 2 kan de uitwisseling ook als een omgekeerde depositie worden beschreven (Asman, 1992) met behulp van de aerodynamische weerstand r_a en de laminaire grenslaagweerstand r_b (oppervlakteweerstand is verwaarloosbaar):

$$v_e = (r_a + r_b)^{-1}.$$

Hoewel de theoretische kennis van de NH_3-emissie weinig hiaten kent, blijken de model-berekeningen weinig overeen te komen met praktijkmetingen. Elzing et al. (1992) noemen met name het verschil van een mest- of urineplek met een 'goed geroerde' oplossing en de moeilijk te bepalen luchtsnelheid boven het mestoppervlak als mogelijke oorzaken. In de onderhavge studie wordt daarom de voorkeur gegeven aan praktijkmetingen. Via empirische factoren wordt per seizoen, per staltype en per mestronde-fase de emissie vastgelegd, zodat de processen in de stal in een onzichtbare 'black box' blijven. Deze eenvoudige benadering is mogelijk (gesteld dat er cijfers zijn per staltype en per seizoen), omdat: a) buitentemperatuur gekoppeld is aan dag/nacht- en seizoenswisselingen, b) buitentemperatuur en ventilatiedebiet sterk gecorreleerd zijn, c) ventilatiedebiet en emissie eveneens sterk gecorreleerd zijn, en d) de activiteit van de varkens een regelmatig dagpatroon heeft. Zodoende kan de bron van emissievariatie door toedoen van het buitenklimaat vastgelegd worden als functie van de tijd (Aarnink et al., 1995).

2. Berekening emissieverloop gedurende de mestronde

Door Hoeksma et al. (1993) is de emissie tijdens 8 mestronden bepaald aan 5 stalsystemen, maar hier blijkt de temperatuursinvloed als gevolg van de seizoenen maar ten dele uit de cijfers. De meest duidelijke gevolgen heeft de buitentemperatuur op de emissie bij de speciale staltypen met een spoelsysteem op de keldervloer. De metingen aan deze staltypen gaven reproduceerbare emissiecijfers door het eenduidige verband tussen urineproductie en momentane ammoniakemissie, althans zolang het spoelsysteem goed werkte. De ammoniakemissie verhoogde van 2,0 via 2,6 tot 4,0 g NH_3 dp^{-1} dag^{-1} van winter naar zomer bij het verdringings-systeem en van 4,4 via 6,2 tot 9,1 bij een spoelsysteem met hellende vloer, een toename van circa 100 %. Deze toename is te verklaren door de lagere oplosbaarheid van ammoniak in water bij hogere temperaturen in combinatie met het hogere ventilatiedebiet in de zomer (Elzing et al.,1992). De twee conventionele afdelingen laten volgens Hoeksma et al. (1993) geen duidelijke seizoensinvloed zien. De emissiemetingen worden minder reproduceerbaar

door de onvoorspelbare emissies uit de zich vullende mestkelder en de onregelmatige hokbevuiling (dit laatste geldt ook voor de andere stalsystemen).
Aan het einde van een mestronde komen de hoogste ammoniakemissies voor als gevolg van de hoge mest- en urineproductie. De te verwachten maxima worden in twee studies naar varkensstallen op betonroostervloer genoemd, namelijk voor de winterperiode 10,5 g dp^{-1} dag^{-1} uit Aarnink et al. (1995), voor de zomer 15 g dp^{-1} dag^{-1} uit Reitsma et al. (1994). Deze maxima zijn ongeveer 80 % hoger dan de gemiddelde emissie gedurende de mestronde, ongeacht het seizoen. Als het betrouwbaarheidsinterval van +/- 25 % (Aarnink et al., 1995) hierbij wordt betrokken, kan de emissie aan het eind 125 % meer bedragen dan de gemiddelde emissie.
Bij een doorsnee varkensstal met een emissie gelijk aan de emissiefactor komt dit neer op 17 g dp^{-1} dag^{-1} of 5,6 kg NH_3 per dierplaats per jaar (bij 10 % leegstand). Dit emissieniveau wordt in dit rapport aangehouden als 'worst case' emissie.
De standaardstal met 1000 vleesvarkens emitteert dus maximaal 5600 kg NH_3 op jaarbasis, maar dit niveau wordt alleen gehaald aan het eind van een mestronde.
De fluctuaties per dag zijn voor rundvee vrij klein in vergelijking met mestvarkens.

3. Berekening van het dagverloop van de emissie

De meest extreme wisselingen gedurende de dag worden gemeld door Asman (1992) en Oldenburg (1989) in de zomerperiode van 's nachts 42 % tot overdag 190 tot 216 % van het daggemiddelde. Deze wisselingen hangen af van de buitentemperatuur, het daarmee in verband staande ventilatiedebiet en het effect op de binnentemperatuur, de activiteit van de dieren, mede in afhankelijkheid van het staltype (bij ligboxen is dit verschil erg groot), etc. De dagverlopen in de zomer in stallen met gehele of gedeeltelijke roostervloer laten een verschil zien van een factor twee tussen minimum en maximum (Hoeksma et al.,1993; Groenestein en Montsma,1992 zie Fig. 3.1 in hoofdstuk 3) met een maximum tussen 1600 en 1800 uur (Aarnink et al.,1995) dat op 1.7 x het daggemiddelde wordt geschat. In de winter zijn de fluctuaties veel kleiner en variëren van -8 % tot +10 % (Aarnink et al., 1995) en +17 % (Asman, 1992) van het daggemiddelde.

4. Het totale tijdsverloop van de emissie

De variaties per dag en per seizoen worden gesuperponeerd op het emissieverloop per mestronde. In figuur 3.2 wordt in de golfpatronen deze variatie weergegeven. Het betrouwbaarheidsinterval wordt voornamelijk bepaald door de afwijkingen van het gemiddelde weer en door verschillen in hygiëne en voedselaanbod tussen veehouders. De studie van Aarnink et al. (1995) leent zich in beperkte mate voor het eerste, maar het tweede is tussen de behandelingen zoveel mogelijk constant gehouden. Alleen metingen in de boerenpraktijk kunnen de variaties tussen individuele veehouders aangeven.
De maximale emissie is volgens de bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval van het gestandaardiseerde verloop 17 g dp^{-1} d^{-1} of 17 kg voor de standaardstal; in de zomer. Hier komt de variatie van een zomerdag boven op (zie punt 3), waarbij overdag de emissie 2x zo hoog is als 's nachts, oftewel 4/3 van het daguurgemiddelde: 4/3x17000/24 = 944 g per uur voor de standaardstal. Dit komt globaal tussen 10 en 18 uur voor met uurpieken van 1.7x het daggemiddelde (zie punt 3), i.e. 1204 g uur^{-1} bij een dag aan het einde van de mestronde en zodoende bijna 4x de jaargemiddelde dagemissie. De emissie (zomers overdag) van 944 g uur^{-1}

wordt in het rapport 'bovengemiddeld' genoemd, i.e. de bovengrens van het betrouwbaarheids-interval voor de betreffende periode, en is ca. 3x de jaargemiddelde uuremissie. In de lente overdag is de emissie globaal 14 g dp^{-1} d^{-1} , dus met ca. 700 g uur^{-1} zo'n 25 % lager dan in de zomer overdag. De minimum-emissie zal vooral bij aanvang van de mestronde voorkomen en minder sterk van de buitentemperatuur afhangen, daar varkensstallen 's winters verwarmd worden. Eerdergenoemde waarde van 1 g dp^{-1} dag^{-1} resulteert bij 1000 varkens in 20 g per uur in de vroege ochtend.

Bijlage III

Aanvullende informatie over het gebruikte groeimodel

1. Waarde van grootheden en parameters in SUCROS2 voor Grove den:

Algemeen:
Op dagnummer 1 is er reeds biomassa aanwezig in de vorm van wortels, stam, takken en 1-ste jaars naalden, dit i.t.t. een landbouwgewas. De grootte van de biomassa verschilt tussen de versie voor de zaailingproef (PINUSMALL) en de bosopstand (PINUS3)(Tabel III-1). De vrij onzekere respiratie-parameters, afkomstig uit Mohren (1987), zijn voor de opstand-versie met een factor 10 verlaagd, aangezien anders een dergelijke hoge biomassa alle nieuwe assimilaten zal verbruiken.

Tabel bijlage III-1 Initiële biomassa (kg ha^{-1}) in de groeimodellen voor grove den.

versie	stam	takken	wortels-dik	wortels-fijn	naalden-1jr
Pinusmall	2000	500	1000	1000	2340
Pinus3	50000	10000	15000	2500	6000

De soortspecifieke kenmerken zijn voor beide modellen:
A_{max} = 15 kg CO_2 ha^{-1} blad uur^{-1}
SLA = 4 m^2 kg^{-1}
BADEN = 490 kg m^{-3} (soortelijk gewicht stamhout)
DRATE = 1000 mm dag^{-1} (zie bodem O1 Staringreeks)
ZRTI = 400 mm
EZRTC = 5 mm dag^{-1}
NFLUX = 0.0788 g N ha^{-1} uur^{-1} per µg NH_3 m^{-3}
LAIMIN = 0.5 (fractie van LAI actief bij transpiratie)

Tabel bijlage III-3 Volumetrisch vochtgehalte (cm^3 water cm^{-3} bodem) bij de verschillende vochtcondities.

Bodemlaag	1	2	3	4	kenmerk
Staringcode	B1	B2	B2	B2	
WCFC	0,20	0,12	0,12	0,12	veldcapaciteit: pF 2
WCST	0,36	0,35	0,35	0,35	verzadigd of porïenvolume
WCWET	0,35	0,32	0,32	0,32	pF luchtintreewaarde
WCWP	0,08	0,03	0,03	0,03	verwelkingspunt

Een aantal processen is afhankelijk van het ontwikkelingsstadium (DVS), hoewel bij heesters het 'groeistadium' een betere benaming is. De DVS wordt bepaald door de temperatuursom (TMPSUM). De DVS-afhankelijkheid van koolstofassimilatie (A_{max}) en koolstofallocatie naar scheut, blad, tak en wortels wordt via de FST-tabelfuncties als volgt vastgelegd (Tabel 3):

Tabel bijlage III-3 Afhankelijkheid van potentiële assimilatie en allocatie van temperatuursom (in °C dag) in fracties van potentieel

TMPSUM	0-200	200-1700	1700-3000	>3000	kenmerk:
DVS	0	1	2	3	
AMDVST	0,1	1	0,8	0 (na DVS 2,5)	A_{max}
FSHTB	0,7	0,75	0,7	0	spruit
FLVTB	0	0,8	0	0	blad
FBRTB	0,5	0,1	0,3	0	tak

Andere aanvullingen van SUCROS2 betreffen de berekening van de afsterving van fijne wortels (DFRT), dikke wortels (DCRT), takken (DBR) en naalden (DNL2) in kg dag_{-1}:

DFRT = WFRT * 1 / 360 * INSW (0,5-PCEW,1 , 1/(FAC1+PCEW))
DCRT = WCRT * 0,04 / 360
DBR = WBR * 0,04 / 1000
DNL2 = MAX1 (DFRT, 1/500 * WNDL2)

Het afsterven van de 1-ste-jaars naalden (NL2) is dus simpel evenredig met de naaldmassa, tènzij de fijne wortel sterfte hoog is als gevolg van hevige droogte, want dan DNL2 gelijk aan DFRT.

2. Berekening potentiële assimilatiesnelheid NH_3

Van Hove (1989) vond bij boon (*Phaseolus vulgaris* L. cv. 'witte zonder draad') en populier (*Populus euramericana* L. cv. 'Flevo') een daggemiddelde maximumopname van 6 en 5 ng NH_3 per m^2.s per $\mu g/m^3$ NH_3-blootstelling. De lichtintensiteit was overdag 75 W m^{-2} (280 µmol m^{-2} sec^{-1} PAR), de water- en nutriëntenvoorziening optimaal. Gesteld dat de opname overdag circa driemaal zo hoog is als 's nachts, is de opname overdag 7,5 - 9 ng m^{-2} sec^{-1} en 's nachts 2,5 - 3 ng m^{-2} sec^{-1}.

Stel nu dat de opname bij de concentratie van NoEL voor 1 uur, dit is 3300 µg. m^{-3}, een goede maat is voor de maximale verwerking van ammoniak. Tenslotte wordt boven deze waarde het blad beschadigd door etsing, en onder deze waarde wordt alle NH_3 verwerkt, mits het 24-uursgemiddelde niet hoger is dan 270 µg. m^{-3} (=dag-NoEL). De opgenomen NH_3 wordt als NH_4^+ alleen overdag verder verwerkt door GS (glutamine synthetase). De totaal opgenomen NH_3 is dan 3300 x 7,5-9,0 x 3600 sec = 89-107 mg m^{-2} bladoppervlak. Dit is 2,2-2,7 mg g^{-1} NH_4^+ bij een SLA van 25 m^2 kg^{-1} (40 g m^{-2}). Gedurende de dag moet dit teruggebracht worden tot 625 µg g^{-1}, de maximum NH_4^+- concentratie in plantenweefsel zonder fytotoxische werking (Holtan-Hartwig en Bockman, 1994). Na 24 uur is er globaal 10 uur daglicht geweest, en in die tijd is dus de verwerkingssnelheid 160 tot 210 µg NH_4^+ per g per uur. In het donker is de verwerkingssnelheid nul, omdat er geen koolhydraten als substraat aanwezig zijn. Het is zelfs mogelijk dat de concentratie NH_4+ toeneemt doordat eiwitten 's nachts dissociëren door respiratie. Dit proces is echter in de 24-uurs NoEL in principe verdisconteerd.
Voor meerdere soorten kan de potentiële NH_3-opname, hier berekend voor populier en boon, geschat worden via de grootte van de soortspecifieke Amax (maximale koolstof-assimilatie): deze moet gecorrigeerd worden ten opzichte van populier (met Amax = 20 kg uur^{-1} ha^{-1}, $g_{c,max}$ = 15 mm sec^{-1}). De Amax kan namelijk als een maat beschouwd worden voor de $g_{c,\,max}$, omdat deze afhangt van de potentiële CO_2-aanvoer, geregeld door stomataire en mesofyl-geleiding, bij ongelimiteerde lichtvoorziening en verwaarloosbare grenslaagweerstand. De maximale stomataire geleiding $g_{c,\,max}$ is soortsafhankelijk en hangt af van grootte, aantal en plaats van de stomata. Zodoende kan de $g_{c,\,max}$ als constant worden verondersteld. De Amax is wel, iin tegenstelling tot de g_c, afhankelijk van het ontwikkelingsstadium van de plant en de temperatuur. Een verfijning is gewenst indien er meer gegevens zijn over de leeftijdsafhankelijkheid van g_c (zie voor Douglasspar o.a. Mohren, 1987, fig. 4.2).

3. Ammoniakopname berekend via transpiratie en niet via CO_2-opname

Als gesteld wordt dat de NH_3-opname voornamelijk beperkt wordt door de grenslaagweerstand r_b en huidmondjesweerstand r_c en vrijwel niet door de oplossingssnelheid, zullen deze weerstanden gerelateerd moeten worden aan toestandsvariabelen in SUCROS2 (Van Laar et al., 1992). Daar wordt de CO_2-opname bepaald door straling en temperatuur, waaruit de r_c zou kunnen worden berekend. Omdat de CO_2-assimilatie niet lineair reageert op licht, en bovendien afhankelijk is van ontwikkelingsstadium van de plant en de luchttemperatuur, is deze niet altijd een maat voor de huidmondjesopening. In het watergelimiteerde model kan r_c beter worden gekoppeld aan de verdamping, die vooral via de stomata geschiedt.

4. Mogelijke modelaanvullingen

a Percentage beschadigde planten: de mate van schade wordt vervat in een aantal percentage-klassen. Het percentage biomassa dat is beschadigd betreft zowel individuen als populaties: 10 % schade aan een opstand of gewas per eenheid droge stof. Hoe?

b De vorstgevoeligheid inbrengen door de berekende verhoging in naald-N uit te drukken in een verhoogde vorstgevoeligheid en een tevens vertraagde afharding met resp. -1 °C en 1 dag per 0,1 % N-verhoging. Het risico op vorstschade, schadecategorie 2, wordt in het model voorlopig berekend door de kans op temperaturen onder de LT5, berekend

over de laatste 30 jaar. Dit geldt alleen voor de vorstgevoelige periode: 5 dagen voor gewasopkomst dan wel scheutuitloop, tot het einde van bladval of begin van de winterrust. Omdat de gevoeligheid hoger wordt, via een logistische verband, bij dalende temperatuur, kunnen ook de LT50 of LT95 worden ingevoerd, mits deze empirisch door metingen zijn vastgesteld.

c Indien per gram nieuwe structurele biomassa meer stikstof accumuleert dan het optimale niveau in de plant, zal een fractie van de totale drogestof worden onttrokken om deze N te 'detoxificeren'. Zo zal een deel van de nieuwe assimilaten worden onttrokken aan de groei, waarbij deze evt. negatief kan zijn (totaalgewicht wordt gereduceerd). In dit laatste geval zal ook schade gemeld worden, waarna de gebruiker moet beoordelen of deze vermindering van het gewicht de levensvatbaarheid of economische waarde beïnvloedt.

d Het ligt voor de hand in de toekomst het effect van N op de S/W-ratio procesmatig in het model te brengen. Dit is afhankelijk van de beschikbare kennis per soort over de invloed van N op de S/W, de minimum- en maximum-N-gehalten per plantcompartiment, de N-opnamesnelheid, etc.

e Bij hoge luchtvochtigheid is de huidmondjesweerstand lager (Van Hove, 1989) en is de directe opname van NH_3 groter dan onder droge omstandigheden, bij gelijkblijvende bodemvochtgehalten. Dit wordt verklaard door extra opname en transport door de aanwezigheid van een waterfilm in de stomataire holte. Data alleen voor populier en boon (Van Hove, 1989).

f Als de bovenvermelde opname van NH_3 per eenheid geleidbaarheid in het blad wordt uitgedrukt, kan voor andere soorten waarvan de g_c bekend is de opname ook berekend worden.

Bijlage IV

NH_3-concentraties rond de standaardstal volgens het LTFD-model

Hieronder zijn de door het LTFD-model berekende waarden van 8 percentielen (respectievelijk 60, 70, 80, 95, 98, 99, 99.5, 99.9) op 10 afstanden van de stal in 8 windrichtingen uitgezet. De percentielen zijn weergegeven als totale overschrijdingsduren per jaar (bijv. P_{60} is overschrijding gedurende 40 % van de tijd = 3504 uur per jaar). De bronsterkte is het equivalent van de emissie door een traditionele mestvarkensstal met 1000 dieren en bedraagt 2500 kg NH_3 per jaar.

Tabel bijlage IV-1 LTFDM-resultaten: ammoniakconcentraties in µg m^{-3} station Eindhoven, weer uit periode 1977-1988, jaargemiddeld z_0 = 0,2 m 1000 mestvarkens

Duur (uren)	Afstand (m)	Hoek in graden ten opzichte van noorden							
		0	45	90	135	180	225	270	315
3504	50	0	0,26	0	0	0	0	0	0
3504	100	0	0	0	0	0	0	0	0
3504	150	0	0,0053	0	0	0	0	0	0
3504	200	0	0	0	0	0	0	0	0
3504	250	0	0	0	0	0	0	0	0
3504	300	0	0	0	0	0	0	0	0
3504	350	0	0,0002	0	0	0	0	0	0
3504	400	0	0,00011	0	0	0	0	0	0
3504	450	0	0	0	0	0	0	0	0
3504	500	0	0	0	0	0	0	0	0
2628	50	0,037	7,9	0	0	0	0	0	0
2628	100	0,0012	0	0,058	0	0	0	0	0
2628	150	0,00014	0,74	0,013	0	0	0	0	0
2628	200	2,8E-05	0	0	0	0	0	0	0
2628	250	8E-06	0	0	0	0	0	0	0
2628	300	2,8E-06	0	0,00087	0	0	0	0	0
2628	350	0	0,092	0,00046	0	0	0	0	0
2628	400	0	0,065	0	0	0	0	0	0
2628	450	2,6E-07	0	0,00016	0	0	0	0	0
2628	500	0	0,036	0,0001	0	0	0	0	0

Vervolg Tabel bijlage IV-1

Duur (uren)	Afstand (m)	Hoek in graden ten opzichte van noorden							
		0	45	90	135	180	225	270	315
1752	50	4,1	27	10	0	0,023	0	0	0
1752	100	0,6	9,2	2,5	0,0034	0	0,015	0,024	0
1752	150	0,17	4,6	1	0	1,9E-06	0	0,0032	1,1E-05
1752	200	0,066	2,8	0	9,5E-05	2,5E-06	0,00032	0,00072	1,2E-06
1752	250	0,031	1,9	0	0	4,9E-07	8,5E-05	0	2,2E-07
1752	300	0,017	1,3	0,19	0	0	0	0	0
1752	350	0	1	0,13	4,5E-06	0	1,1E-05	0	0
1752	400	0	0,78	0	0	0	4,9E-06	1,5E-05	0
1752	450	0,0038	0,62	0,067	1,1E-06	0	2,3E-06	7,7E-06	0
1752	500	0	0,51	0,051	5,8E-07	0	1,2E-06	0	0
876	50	37	57	42	17	15	32	23	20
876	100	13	22	16	4,8	0	12	7,4	0
876	150	6,7	12	8,1	0	1,4	5,7	3,4	2,2
876	200	4	7,5	5,1	1,1	0,68	3,4	1,9	1,1
876	250	2,7	5,2	3,5	0	0,38	2,2	0	0,64
876	300	1,9	3,9	2,5	0	0	1,5	0	0,41
876	350	1,4	3	2,5	0	0	1,5	0	0,28
876	400	1,1	2,4	1,5	0	0,1	0,84	0,4	0,2
876	450	0,87	2	1,2	0,16	0,074	0,66	0,3	0
876	500	0,71	1,6	1	0,12	0,055	0,53	0	0,11
438	50	75	89	75	53	51	71	55	63
438	100	31	35	30	21	20	31	23	26
438	150	17	19	16	11	11	17	13	14
438	200	11	12	10	7	6,8	11	7,9	9,1
438	250	7,8	8,6	7,3	4,9	4,7	7,8	5,5	6,3
438	300	5,8	6,4	5,4	3,6	3,4	5,8	4,1	4,6
438	350	4,5	5	4,2	2,7	2,6	4,5	3,2	3,6
438	400	3,6	4	3,4	2,2	2,1	3,6	2,5	2,8
438	450	3	3,3	2,8	1,8	1,7	3	2,1	2,3
438	500	2,5	2,8	2,3	1,5	1,4	2,5	1,7	1,9
175,2	50	130	140	120	100	100	120	99	120
175,2	100	57	55	51	44	45	57	44	55
175,2	150	32	30	28	25	26	33	25	32
175,2	200	21	19	18	16	17	22	17	21
175,2	250	15	14	13	11	12	15	12	15
175,2	300	11	10	9,3	8,5	8,9	12	9	11
175,2	350	8,9	8	7,5	6,6	7	9,1	7	8,7
175,2	400	7,2	6,5	6,1	5,4	5,7	7,4	5,7	7
175,2	450	6	5,3	5	4,4	4,7	6,1	4,7	5,8
175,2	500	5	4,5	4,2	3,7	4	5,2	4	4,9

Vervolg Tabel bijlage IV-1

Duur (uren)	Afstand (m)	Hoek in graden ten opzichte van noorden							
		0	45	90	135	180	225	270	315
87,6	50	180	180	170	140	140	170	140	170
87,6	100	79	72	68	63	65	78	62	79
87,6	150	45	40	38	36	38	46	36	46
87,6	200	30	26	25	23	25	30	24	30
87,6	250	21	18	18	17	18	22	17	22
87,6	300	16	14	13	13	14	17	13	16
87,6	350	13	11	10	9,9	11	13	10	13
87,6	400	10	8,5	8,3	8	8,6	11	8,3	11
87,6	450	8,5	7	6,9	6,7	7,2	8,8	6,9	8,7
87,6	500	7,2	6	5,8	5,6	6,1	7,4	5,9	7,4
8,76	50	380	350	340	320	310	360	300	370
8,76	100	170	140	140	140	150	170	140	180
8,76	150	99	79	79	81	87	100	80	110
8,76	200	65	50	52	54	59	66	55	71
8,76	250	47	36	37	40	42	48	39	50
8,76	300	36	27	28	29	32	36	30	38
8,76	350	28	21	22	23	26	29	24	31
8,76	400	23	17	18	19	21	24	19	25
8,76	450	19	14	15	16	17	20	16	21
8,76	500	16	12	12	14	15	17	14	17

Tabel bijlage IV-2 LTFDM resultaten: ammoniakconcentraties in µg m^{-3} station Eindhoven, weer uit periode 1977-1988, jaargemiddeld z_0 = 0,1 m 1000 mestvarkens

Duur (uren)	Afstand (m)	Hoek in graden ten opzichte van noorden							
		0	45	90	135	180	225	270	315
3504	50	0	0	6E-06	0	0	0	0	0
3504	100	0	0	0	0	0	0	0	0
3504	150	0	0,0007	0	0	0	0	0	0
3504	200	0	0,00018	0	0	0	0	0	0
3504	250	0	6,4E-05	0	0	0	0	0	0
3504	300	0	2,7E-05	0	0	0	0	0	0
3504	350	0	1,3E-05	0	0	0	0	0	0
3504	400	0	6,5E-06	0	0	0	0	0	0
3504	450	0	3,6E-06	0	0	0	0	0	0
3504	500	0	2,1E-06	0	0	0	0	0	0
2628	50	0,0085	0	0,2	0	0	0	0	0
2628	100	0	0	0	0	0	0	0	0
2628	150	8,3E-07	0,37	0,00042	0	0	0	0	0
2628	200	0	0,17	0	0	0	0	0	0
2628	250	0	0,09	6,2E-05	0	0	0	0	0
2628	300	0	0,053	2,9E-05	0	0	0	0	0
2628	350	0	0,034	1,5E-05	0	0	0	0	0
2628	400	0	0,022	8,1E-06	0	0	0	0	0
2628	450	0	0,016	4,7E-06	0	0	0	0	0
2628	500	0	0,011	2,9E-06	0	0	0	0	0
1752	50	2,3	26	7,3	0,023	0,0055	0,18	0,22	0
1752	100	0	8,8	0	0,00036	0	0	0,0042	0
1752	150	0	4,3	0	0	0	0,00012	0,00031	0
1752	200	0,014	2,5	0,24	0	0	0	4,5E-05	0
1752	250	0	1,6	0	0	0	0	9,8E-06	0
1752	300	0,0025	1,2	0,078	0	0	0	0	0
1752	350	0,0013	0,85	0,05	0	0	0	0	0
1752	400	0,0007	0,65	0,034	0	0	0	0	0
1752	450	0,00042	0,51	0,024	0	0	0	0	0
1752	500	0,00026	0,41	0,018	0	0	0	0	0
876	50	35	60	42	14	12	30	21	17
876	100	12	24	16	3,4	-	11	6,2	-
876	150	6	13	8,4	-	-	4,9	2,6	1,3
876	200	3,5	8,2	5,1	-	-	2,8	1,3	-
876	250	2,2	5,7	3,5	-	-		0,76	0,33
876	300	1,5	4,2	2,5	-	0,091	1,2	0,48	0,2
876	350	1,1	3,2	1,9	0,14	0,055	0,81	0,32	0,087
876	400	0,85	2,6	1,5	0,1	0,035	0,6	0,23	0,061
876	450	0,66	2,1	1,2	0,072	0,023	0,46	0,17	0,045
876	500	0,52	1,8	0,98	0,054	0,016	0,36	0,13	0,034

Vervolg Tabel bijlage IV-2

Duur (uren)	Afstand (m)	Hoek in graden ten opzichte van noorden							
		0	45	90	135	180	225	270	315
438	50	77	96	80	54	51	71	55	63
438	100	34	40	34	22	21	33	24	27
438	150	19	22	18	12	11	18	13	15
438	200	12	14	12	7,2	6,9	12	8,4	9,4
438	250	8,5	9,9	8,2	4,9	4,7	8,3	5,8	6,4
438	300	6,3	7,4	6,1	3,6	3,4	6,2	4,3	4,7
438	350	4,9	5,7	4,7	2,7	2,5	4,8	3,3	3,6
438	400	3,9	4,6	3,8	2,1	2	3,8	2,6	2,8
438	450	3,2	3,8	3,1	1,7	1,6	3,2	2,1	2,3
438	500	2,7	3,2	2,6	1,4	1,3	2,6	1,8	1,9
175,2	50	140	150	140	110	110	130	100	130
175,2	100	64	63	59	49	50	62	50	61
175,2	150	37	35	33	28	29	37	29	35
175,2	200	25	23	21	18	19	24	19	23
175,2	250	17	16	15	13	13	18	14	17
175,2	300	13	12	11	9,7	10	13	10	13
175,2	350	10	9,4	8,8	7,5	7,9	10	8	9,9
175,2	400	8,6	7,5	7,1	6,1	6,4	8,4	6,5	8
175,2	450	6,9	6,2	5,8	5	5,3	7	5,4	6,6
175,2	500	5,8	5,2	4,9	4,2	4,5	5,9	4,5	5,6
87,6	50	190	190	180	160	150	180	140	180
87,6	100	90	83	80	72	73	88	70	88
87,6	150	53	47	45	42	43	52	42	52
87,6	200	35	30	29	27	29	35	28	35
87,6	250	25	21	21	20	21	25	20	25
87,6	300	19	16	16	15	16	19	15	19
87,6	350	15	13	12	12	12	15	12	15
87,6	400	12	10	9,8	9,3	10	12	9,7	12
87,6	450	10	8,6	8,1	7,7	8,3	10	8,1	10
87,6	500	8,4	7	6,8	6,5	7	8,6	6,8	8,5
43,8	50	250	240	230	210	200	230	190	240
43,8	100	120	110	100	97	100	12	94	120
43,8	150	70	59	58	57	59	69	56	71
43,8	200	46	38	38	37	40	46	37	47
43,8	250	33	27	27	27	29	34	27	34
43,8	300	25	20	20	20	22	26	21	26
43,8	350	20	16	16	16	17	20	16	21
43,8	400	16	13	13	13	14	16	13	17
43,8	450	13	11	11	11	12	14	11	14
43,8	500	11	8,9	9	9,1	9,8	12	9,3	12

Vervolg Tabel bijlage IV-2

Duur (uren)	Afstand (m)	Hoek in graden ten opzichte van noorden							
		0	45	90	135	180	225	270	315
8,76	50	410	390	380	350	340	370	320	400
8,76	100	200	170	370	170	170	190	160	210
8,76	150	120	92	95	97	100	120	95	120
8,76	200	78	61	63	66	71	78	65	82
8,76	250	57	43	45	48	50	57	46	59
8,76	300	43	33	33	35	39	43	36	46
8,76	350	33	25	26	28	31	34	28	37
8,76	400	27	20	21	23	25	28	23	30
8,76	450	23	17	18	19	21	24	19	24
8,76	500	19	14	15	16	18	20	16	21
8,76	1000	6,4	4,6	4,8	12	13	6,7	5,4	6,9

Bijlage V

NH_3-concentraties rond de standaardstal volgens het OPS-model

Tabel Bijlage V: OPS-ammoniakconcentraties ($\mu g\ m^{-3}$) en droge depositie ($mol\ ha^{-1}\ j^{-1}$) regio 5 (N. Brabant, Z. Gelderland), weer uit periode 1979-1989, jaargemiddeld z_0 = 0,2 m, stal met 1000 mestvarkens

Afstand	Hoek in graden ten opzichte van noorden							
(m)	0	45	90	135	180	225	270	315
	concentratie							
25	39	54,3	38,5	23,6	24,8	25,8	25	24,1
50	19,9	25,4	18,1	11,3	13,1	13,6	13	12,4
100	7,6	9,1	6,5	4,1	5,2	5,4	5,08	4,8
150	3,914	4,7	3,3	2,1	2,67	2,8	2,64	2,5
200	2,36	2,8	1,98	1,3	1,6	1,7	1,6	1,5
250	1,57	1,9	1,31	0,8	1,06	1,1	1,07	1
300	1,12	1,3	0,93	0,6	0,75	0,8	0,76	0,7
350	0,83	1	0,7	0,5	0,56	0,6	0,57	0,5
400	0,64	0,8	0,54	0,4	0,43	0,5	0,44	0,4
450	0,51	0,6	0,43	0,3	0,34	0,4	0,35	0,3
500	0,42	0,5	0,35	0,2	0,27	0,3	0,29	0,3
				depositie				
25	8530	13510	9450	5640	4990	5400	5530	4630
50	3790	5820	4050	2410	2170	2400	2450	2070
100	1300	1940	1340	800	750	830	850	720
150	650	970	660	400	370	420	420	360
200	390	580	390	240	220	250	250	220
250	260	380	260	160	150	170	170	140
300	180	270	190	110	110	120	120	100
350	140	200	140	80	80	90	90	80
400	110	160	110	70	60	70	70	60
450	80	130	90	50	50	50	60	50
500	70	100	70	40	40	40	50	40