

EFFEKTEN VAN INTENSIEVE VEEHOUDERIJBEDRIJVEN OP HUN OMGEVING

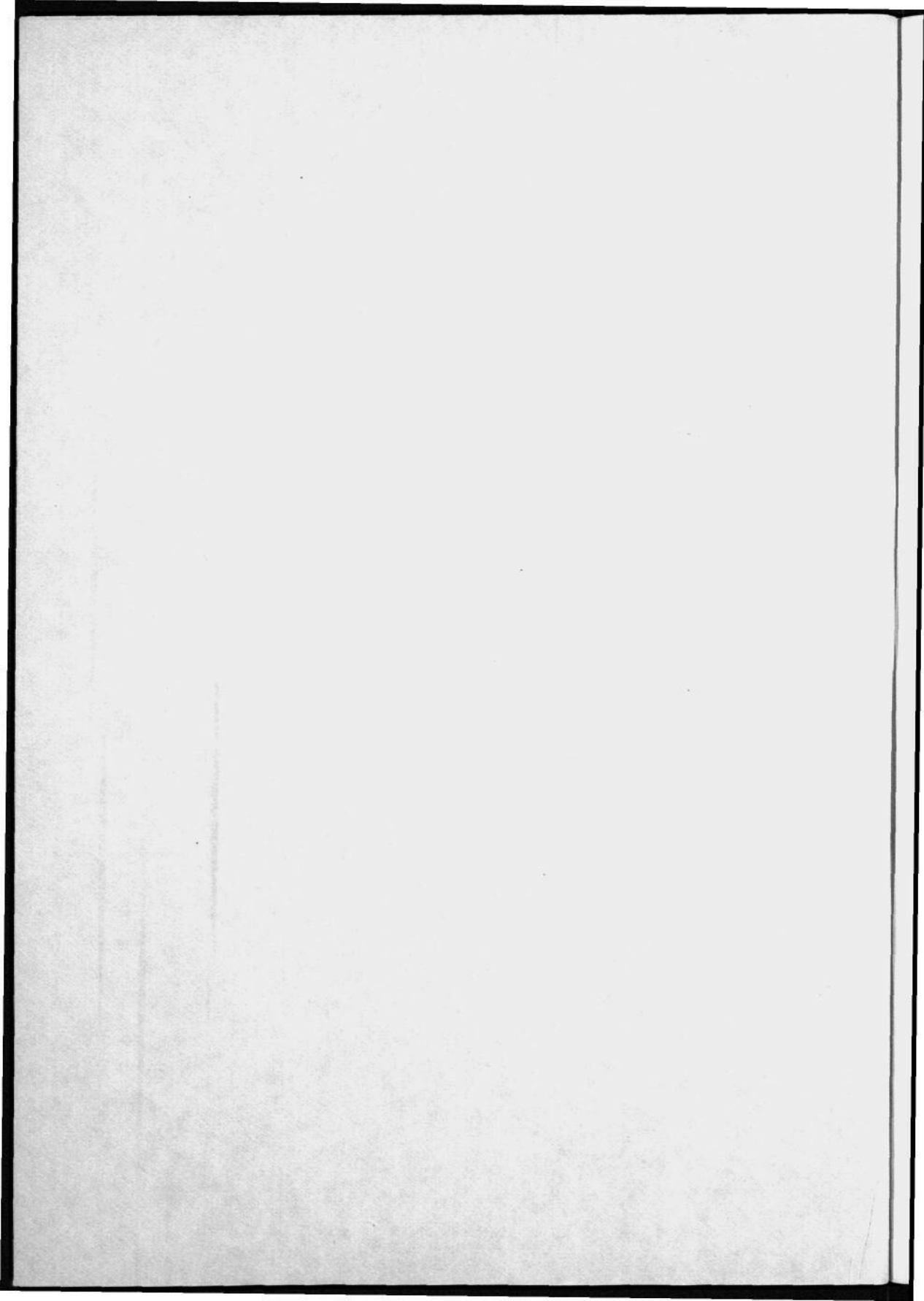
Kwantificering van de ammoniakproblematiek in het kader van
de Hinderwet

E. van der Voet

H.A. Udo de Haes

Centrum voor Milieukunde Leiden

juli 1985



INHOUDSOPGAVE

| | pag. |
|---|------|
| VOORWOORD | 3 |
| | |
| Deel I ALGEMEEN | 5 |
| 1. Inleiding | 5 |
| 2. Het ingreep-effekt-schema | 7 |
| 3. Beoordeling | 13 |
| 4. Mitigerende maatregelen | 14 |
| 4.1 Algemene klassifikatie | 14 |
| 4.2 Overzicht van denkbare mitigerende maatregelen | 16 |
| | |
| Deel II MILIEUSCHADE DOOR AMMONIAK | 22 |
| 1. Inleiding | 22 |
| 2. Emissie van ammoniak | 26 |
| 2.1 Stikstofgehalte van de mest | 26 |
| 2.2 Emissie per diersoort uit verschillende bronnen | 27 |
| 2.2.1 Emissie vanuit stal en mestopslag | 27 |
| 2.2.2 Emissie vanaf het land | 30 |
| 2.2.3 Totale emissie | 31 |
| 2.3 Totale emissie in Nederland | 32 |
| 2.4 Konklusie | 33 |
| 3. Verspreiding van ammoniak | 36 |
| 4. Direkte ammoniakschade: Stallucht en planten | 41 |
| 4.1 Inleiding | 41 |
| 4.2 Optreden van ammoniakschade rondom een stal | 41 |
| 4.3 Invloed van naastliggende stallen | 46 |
| 4.4 Konklusie | 47 |
| 5. Indirekte schade door ammoniak | 49 |
| 5.1 Inleiding | 49 |
| 5.2 Depositie van ammoniak | 51 |
| 5.3 Verzuring | 53 |
| 5.3.1 Ammoniakdepositie rondom een stal | 53 |
| 5.3.2 De invloed van omliggende stallen | 57 |
| 5.3.3 Achtergronddepositie | 58 |
| 5.3.4 De relatie tussen ammonium- en sulfaatdepositie | 61 |

| | pag. |
|--|------|
| 5.3.5 Normering | 66 |
| 5.3.6 Een simpele methode | 71 |
| 5.3.7 Toepassing van de methode in een rekenvoorbeeld | 81 |
| 5.3.8 Konklusie | 86 |
| 5.4 Eutrofiëring | 87 |
| 5.4.1 Stikstofdepositie rondom een stal | 87 |
| 5.4.2 Normering | 87 |
| 5.4.3 Een simpele methode | 94 |
| 5.4.4 Konklusie | 98 |
| | |
| Deel III AANTASTING VAN HET LANDSCHAP DOOR IVH-BEDRIJVEN | 100 |
| | |
| 1. Inleiding | 100 |
| 2. Doelvariabelen met betrekking tot het landschap | 100 |
| 3. Normering | 101 |
| 3.1 Bestemming | 101 |
| 3.1.1 Nationale bestemming | 101 |
| 3.1.2 Regionale bestemming | 102 |
| 3.1.3 Lokale bestemming | 103 |
| 3.2 Ontstaansgeschiedenis en huidige bestand | 103 |
| 3.2.1 Zandgronden van Oostelijk Brabant | 103 |
| 3.2.2 De Peel | 104 |
| 3.2.3 De Veluwe | 105 |
| 3.2.4 De Achterhoek | 105 |
| 4. Konklusie | 106 |
| | |
| Deel IV SAMENVATTING EN KONKLUSIES | 107 |
| | |
| Literatuur | 110 |
| | |
| Bijlagen | |

VOORWOORD

Sinds de wetwijziging van 1981 is voor een aanvraag voor een Hinderwetvergunning een weigeringsgrond aanwezig, indien verwacht wordt dat de betreffende inrichting niet inpasbaar is in het milieu. Deze milieuschade wordt in de Memorie van Toelichting (MvT) bij de wetwijziging gespecificeerd als: "aantasting van landschappelijke, ecologische, natuurwetenschappelijke en recreatieve waarden". Hierdoor zijn problemen ontstaan bij de vergunningverlening: in een paar gevallen is een Hinderwetvergunning voor de oprichting van een intensieve veehouderij geweigerd op grond van aantasting van bovengenoemde waarden. Bij gebrek aan een harde onderbouwing van deze weigering zijn de aanvragers hiertegen echter in beroep gegaan.

Dit heeft geleid tot een opdracht van de Hoofdinspekteur van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne aan het Centrum voor Milieukunde te Leiden, om voor drie van deze beroepszaken voor zover mogelijk een deskundigenoordeel te geven. Het in besloten kring verspreide rapport "Effekten van intensieve veehouderijbedrijven op hun omgeving" is hiervan het resultaat. Het voorliggende rapport is een vervolg op het bovengenoemde. De opdracht van de Hoofdinspekteur luidde, de bij de beroepszaken gebruikte methode te generaliseren tot een algemeen toepasbare methode om milieuschade door een intensieve veehouderij te voorspellen. Een kopie van de opdrachtbrief is toegevoegd als bijlage 1 bij deel I.

De begeleiding van de kant van de opdrachtgever was in handen van drs. E.W.J. Ford (Hoofdinspectie Milieuhygiëne) en ing. J. Grit (afdeling Beroepen Milieuhygiëne).

Voorts zijn wij dank verschuldigd aan vele mensen, die door hun kommentaar, hun mee-denken, of anderszins, een positieve bijdrage aan het rapport hebben geleverd. Onder andere kunnen genoemd worden: ir. M. Bovenkerk en ir. D.M. van Zuidam, beiden van de directie Lucht, d.g. MH, ministerie V.R.O.M.; ir. W.J.M. Pieterse, directie Veehouderij en Zuivel, d.g. Landbouw en Voedselvoorziening, ministerie Landbouw en Visserij; dr. R.M. van Aalst, MT-TNO Delft;

dhr. J.G.M. Roelofs, Laboratorium voor Aquatische Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen;

dr. ir. H. Harssema, vakgroep Luchthygiëne en -verontreiniging van de Landbouwhogeschool Wageningen;

ir. J.J.M. van Grinsven, vakgroep Bodemkunde en Geologie van de Landbouwhogeschool Wageningen;

ir. P. Winkel en ir. F. Tromp, Centrum voor Milieukunde der Rijksuniversiteit Leiden

en tenslotte drs. N.E. Kösters, Bureau Kösters.

Hun bijdrage - en die van vele anderen - was van wezenlijk belang bij het stand komen van dit rapport.

I. ALGEMEEN

1. INLEIDING

In dit rapport is een poging gedaan een methode op te stellen die aangeeft of van een op te richten intensieve veehouderij (IVH) aantasting van milieuwaarden te verwachten is.

Uitgangspunt hierbij is steeds de Hinderwet geweest: de methode is bedoeld om bij de vergunningverleningsprocedure desgewenst een beeld te geven van de milieu-aantasting door een op te richten of uit te breiden bedrijf, voor zover deze valt onder de reikwijdte van de Hinderwet. Dit betekent, dat een groot deel van de aantasting van milieuwaarden buiten beschouwing blijft. Slechts de schade die vanuit de inrichting zelf (de stal of de mestopslag) aan het milieu wordt toegebracht valt onder de Hinderwet, terwijl de mestverspreiding, die bij uitrijden en zeker bij dumping tot grotere milieu-problemen leidt, volgens de huidige jurisprudentie niet als onderdeel van de Hinderwet wordt gezien.

De opbouw van het rapport is als volgt:

Deel I is een algemeen, inleidend gedeelte. Hierin komt de problematiek van de intensieve veehouderij als geheel aan de orde. Op kwalitatieve wijze wordt een overzicht gegeven van alle relevante milieu-effekten die een bedrijf met zich mee kan brengen, van de normen en streefwaarden die er bestaan ter beoordeling daarvan, en van de technische mogelijkheden deze effecten te verminderen of te voorkomen.

Het tweede deel, het meest uitgebreide, handelt over de ammoniakproblematiek. Getracht wordt een kwantitatief beeld te geven van de emissie, de verspreiding en de depositie van ammoniak (NH_3), met de tot nu toe daarvoor beschikbare onderzoeksresultaten. Het is waarschijnlijk dat nader onderzoek (dat nu in volle gang is) een veel nauwkeuriger beeld zal opleveren.

De verzuring die het gevolg is van de ammoniakdepositie wordt beoordeeld aan de hand van door de overheid geformuleerde streefwaar-

den. Voor de eutrofiëring door NH_3 bestaan dergelijke streefwaarden niet. In dit rapport worden enkele aanzetten tot een mogelijke beoordelingsmethode gegeven.

Deel III houdt zich bezig met de mogelijke aantasting van landschappelijke waarden door een IVH-bedrijf. Aanknopingspunten daarbij zijn het functiepatroon en de verschijningsvorm van het landschap, beide gezien in relatie tot de ontstaansgeschiedenis van het landschap en niet de nu geldende bestemmingen.

In deel IV tenslotte worden de belangrijkste punten uit de voorgaande delen nog eens weergegeven.

In dit rapport wordt niet aan de orde gesteld:

- milieuaantasting die niet onder de Hinderwet valt (zoals de genoemde mestverspreiding)
- milieuaantasting die relatief onbelangrijk is, bijvoorbeeld geluidsoverlast of ziektekiemverspreiding
- aantasting van recreatieve waarden. Hiervoor zijn weinig aanknopingspunten aanwezig. Vaak zijn recreatieve waarden afhankelijk van andere waarden, zoals bijvoorbeeld het landschap of de zwemwaterkwaliteit, en komen op die manier indirect aan de orde.

2. HET INGREEP-EFFEKT-SCHEMA

Bij het bepalen van de effecten van een intensieve veehouderij op de omgeving is het van belang als eerste stap een kwalitatief overzicht te maken van alle effecten die op kunnen treden. Dit overzicht kan dienen als basis voor kwantificering van de effecten, maar is ook op zichzelf relevant omdat het inzicht geeft in alle mogelijke optredende effekterelaties.

Een schematisch overzicht van deze effecten is toegevoegd als figuur 2.1.

In dit schema is stapsgewijs weergegeven, hoe bepaalde deelhandelingen, die te maken hebben met het oprichten of het in werking houden van een IVH-bedrijf, tot bepaalde effecten leiden, en welke gevolgen dat heeft voor de waarden die door de Hinderwet worden beschermd. De indeling van het schema in kolommen wordt hieronder besproken. De horizontale indeling van het schema is bepaald door de deelactiviteiten. Dit heeft enige voordelen vergeleken met een indeling naar milieukompartimenten: ten eerste wordt op deze manier een helder beeld verkregen van de effecten die voortvloeien uit één bepaalde deelactiviteit, zodat ook de aanknopingspunten voor maatregelen ter voorkoming van schade duidelijker zijn. Een ander voordeel is, dat nu ook effecten die niet aan een milieukompartiment gebonden zijn, in het schema een plaats kunnen vinden. Tenslotte is deze indeling meer in overeenstemming met het karakter van de Hinderwet, die een integrale milieuwet is, en niet zoals andere milieuwetten milieukompartimentgebonden.

De indeling van het schema naar kolommen is als volgt:

Kolom 1 bevat de deelactiviteiten, die samengaan met het oprichten en in werking houden van een intensieve veehouderij. De oprichting van een bedrijf gaat samen met diverse bouwactiviteiten, zoals het bouwrijp maken van het terrein, de aanbouw van nieuwe gebouwen of de aanleg van wegen en bedrijfspaden.

Voor het in werking houden van een bedrijf zijn activiteiten nodig die te maken hebben met het stallen en verzorgen van dieren en de verwerking van de door hen geproduceerde mest.

In kolom 2 staat vermeld, tot welke milieurelevante ingrepen deze activiteiten kunnen worden herleid. Deze kunnen direkt of via verspreidingsprocessen het milieu beïnvloeden en daarom weergegeven worden door de term 'ingrepen in het milieu'. Het kan een ingreep in het landschap betreffen, bijvoorbeeld door de aanbouw van een stal of het kappen van een bosje; maar ook een toevoeging van stoffen aan de omgeving, bijvoorbeeld door het ontsnappen van ammoniak uit de stal.

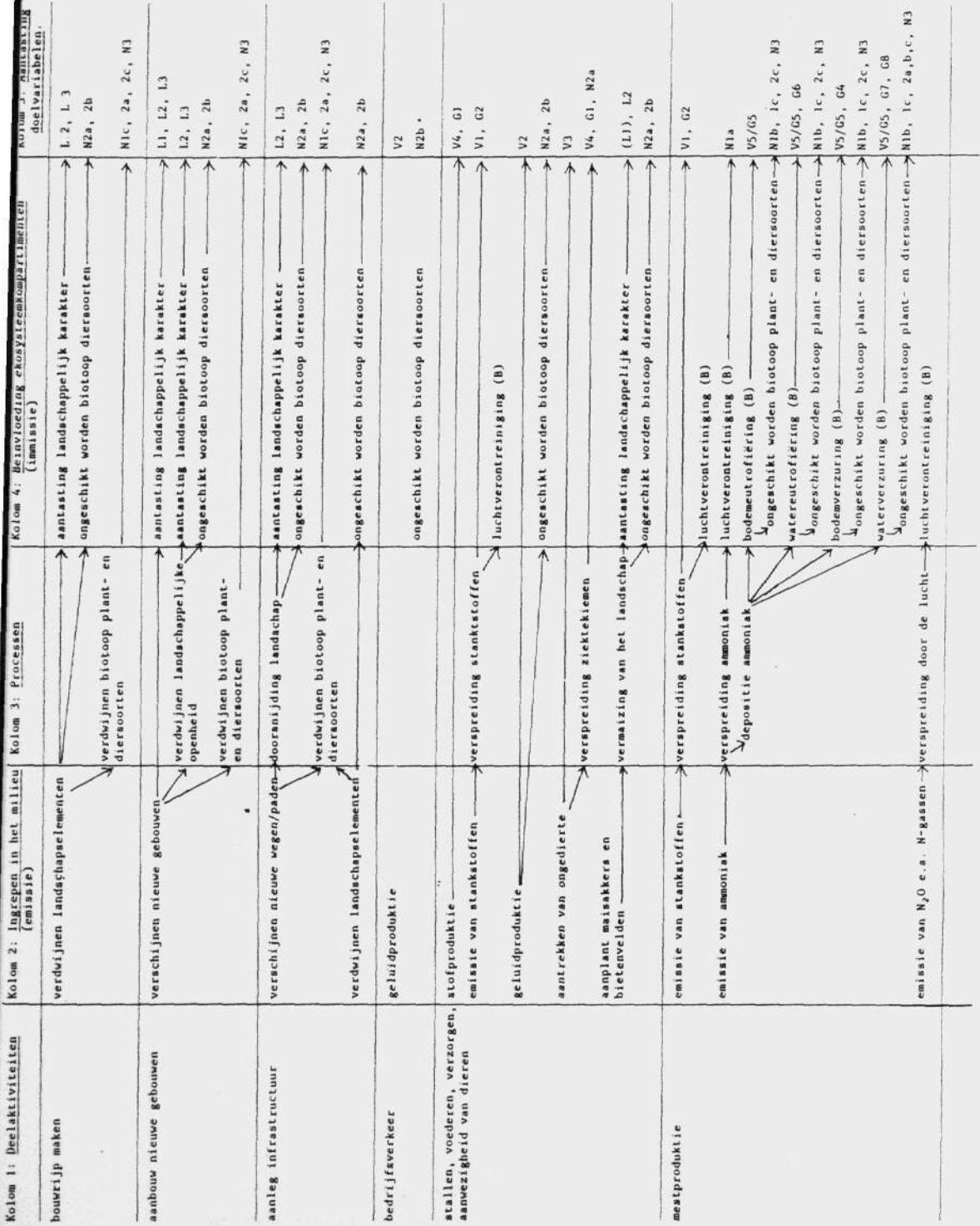
In kolom 3 worden de processen genoemd die optreden als gevolg van de in kolom 2 genoemde ingrepen. De processen beschrijven de verspreiding van de geëmitteerde stoffen in het milieu. Ook de gevolgen die de ingrepen uit kolom 2 voor de kenmerken en functies van het landschap kunnen hebben, worden in deze kolom genoemd.

Kolom 4 toont de uiteindelijke beïnvloeding van de milieukompartimenten als direkt of indirekt resultaat van de deelactiviteiten. Deze beïnvloeding wordt omschreven in termen van aantasting, verontreiniging, eutrofiëring, verzuring en ongeschikt worden, en geeft dus een zekere mate van kwaliteitsaantasting weer. De kwalitatieve effektbeschrijving is met deze kolom feitelijk compleet. De beoordeling van deze effecten geschiedt vooral aan de hand van criteria die betrekking hebben op de doelvariabelen uit kolom 5.

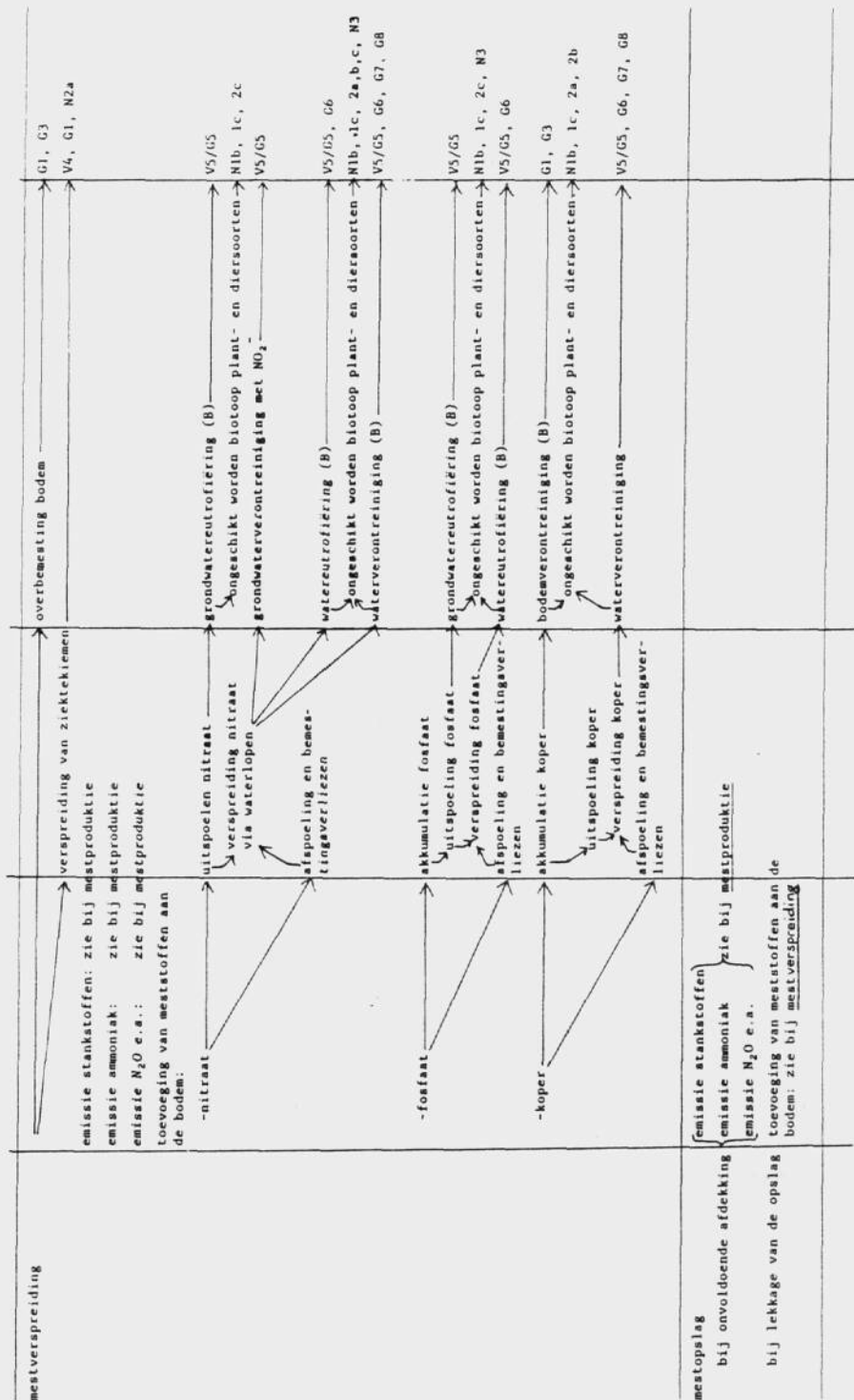
In kolom 5 wordt de aantasting van de milieukompartimenten vertaald naar aantasting van de doelvariabelen. Deze doelvariabelen zijn te omschrijven als waarden, die door de Hinderwet beschermd worden, en zijn onderverdeeld in 4 categorieën: (1) Basiswaarden, (2) waarden met betrekking tot de volksgezondheid, (3) waarden met betrekking tot gebruiksfuncties, en (4) waarden met betrekking tot natuur- en landschapsbehoud.

(1) De basiswaarden (B) hebben betrekking op de kwaliteit van water, bodem en lucht en zijn relevant te achten voor de hierna te noemen categorieën gezamenlijk, zonder dat de preciese relatie met elk van deze andere categorieën behoeft te zijn geëxpliciteerd. Omdat deze waarden ten grondslag liggen aan alle overige onderscheiden categorieën, is het niet noodzakelijk dat zij in kolom 5 van het schema nog eens afzonderlijk worden vermeld.

- (2) De waarden op het gebied van volksgezondheid (in het schema aangeduid met V) houden verband met eigenschappen van het milieu, die specifiek van betekenis zijn voor het instandhouden van de gezondheid van de bevolking en het vermijden van gevaar of hinder voor de mens. Zij hebben daarmee betrekking op het direkte fysiologische funktioneren van de mensen zelf. In het kader van de Hinderwet zal het hier bijvoorbeeld gaan om stank, lawaai, of het optreden van ongedierte.
- (3) De waarden met betrekking tot gebruiksfunkties (G) houden verband met praktische gebruiksmogelijkheden van het milieu, bijvoorbeeld ten behoeve van de landbouw, de waterwinning of de rekreatie. Hierbij zal dikwijls een financieel-economisch aspekt in het geding zijn. In het kader van de Hinderwet kan het bijvoorbeeld gaan om direkte schade aan landbouwgewassen of gebouwen, aan de houtproduktie van bossen, maar ook om de aantasting van de aantrekkelijkheid van een gebied voor de rekreatie.
- (4) De waarden op het gebied van natuur- en landschapsbehoud (N/L) houden verband met de kwaliteit van natuur en landschap los van een praktisch gebruik daarvan. Het gaat hier om een door de samenleving toegekende "eigen betekenis" aan het natuurlijk en cultureel milieu, die in die zin ook bescherming verdient. De hier voorgestelde indeling is niet scherp; tussen alle categorieën zijn overgangen aan te wijzen. Toch lijkt deze indeling zinvol, met name ook omdat hij goed aansluit bij verschillende onderscheiden beleidsvelden van de rijksoverheid.



Figuur 2.1 Het ingreep-effekt-schema



Figuur 2.1 Het ingreep-effekt-schema

V-Volksgezondheid

- V1-stankhinder
- V2-geluidoverlast
- V3-hinder van ongedierte
- V4-ziekte
- V5-aantasting drinkwaterkwaliteit

G -Gebruiksmogelijkheden

- G1-veeziekte
- G2-aantasting recreatiemogelijkheden
- G3-schade aan landbouwgewassen
- G4-schade aan bosbouwgewassen
- G5-aantasting kwaliteit drinkwater
- G6-aantasting kwaliteit zwemwater
- G7-aantasting kwaliteit viswater
- G8-aantasting kwaliteit beregeningswater

L-Landschappelijke waarden

- L1-aantasting kenmerkend functiepatroon van het landschap
- L2-aantasting kenmerkende ruimtelijke opbouw en verschijningsvorm van het landschap
- L3-aantasting cultuurhistorische waarden

N-Natuurwaarden

- N1-aantasting vegetatie
 - 1a-nivo individuen (schade, sterfte)
 - 1b-nivo plantesoorten (plaatselijk uitsterven)
 - 1c-nivo vegetatiestructuren
- N2-aantasting fauna
 - 2a-nivo individuen (ziekte, sterfte)
 - 2b-nivo diersoorten (migratie)
 - 2c-via aantasting vegetatie
- N3-aantasting gehele levensgemeenschappen.

3. BEOORDELING

In het schema (figuur 2.1) zijn de milieu-effecten op kwalitatieve wijze zo volledig mogelijk weergegeven. Bij de stap van het beschrijven van deze effecten naar de beoordeling ervan, is het allereerst noodzakelijk tot een kwantificering van de milieubelasting te komen.

Vervolgens moet de milieubelasting gekonfronteerd worden met richtlijnen of streefwaarden, die een bepaalde mate van aantasting van milieu-waarden weergeven. De aantasting van deze milieu-waarden zal direkt of indirekt betrekking hebben op de doelvariabelen uit kolom 5 van het schema. Richtlijnen of streefwaarden kunnen echter op elk punt in de effekt-keten voorkomen, vanaf de activiteit zelf, via emissie en immissie tot en met de aantasting van de doelvariabelen. Bij richtlijnen, streekwaarden e.d. kan worden gedacht aan:

- gebiedsbestemming op verschillende nivo's
- vastgelegde normen met betrekking tot de kwaliteit van de milieu-kompartimenten, op EG-nivo of van de kant van de nationale overheid
- in overheidspublikaties aangegeven richtlijnen of toelaatbaarheidsgrenzen.

Bij ontbreken van dergelijke beoordelingskriteria van overheidszijde, worden onderzoeksgegevens met behulp waarvan een zekere aantasting van milieuwaarden aantoonbaar is, toegepast. Waar in het geheel geen grenswaarden bestaan, zal de beoordeling op kwalitatieve wijze moeten geschieden.

Aantasting van natuurwaarden wordt beoordeeld met behulp van criteria zoals die ook gebruikt worden bij de milieu-effekt-rapportage.

In bijlage 2 wordt een overzicht gegeven van alle normen, richtlijnen, toelaatbaarheidsgrenzen en streefwaarden die van toepassing zijn. Om aan te geven op welke stap in de effekt-keten zij betrekking hebben, zijn ze gerangschikt volgens de kolommen van het schema. Bij elk is aangegeven welke de bron van herkomst is.

4. MITIGERENDE MAATREGELEN

Onder mitigerende maatregelen wordt verstaan: maatregelen die genomen worden om schade aan het milieu door een bepaalde activiteit, in dit geval het oprichten en in werking houden van een IVH-bedrijf, te voorkomen, te beperken of te herstellen. Bij de vergunningverlening kunnen zulke maatregelen als voorwaarde worden gesteld. Daarbij moet vanzelfsprekend rekening gehouden worden met de kosten en de eenvoud van toepassing van de maatregel, die moeten worden afgewogen tegen de effectiviteit uit milieu-oogpunt.

In het geval dergelijke voorschriften in economisch opzicht niet haalbaar zijn of in milieu-opzicht te kort schieten zou geen Hinderwetvergunning verleend moeten worden.

Zonder volledigheid na te streven - er zijn voortdurend nieuwe ontwikkelingen - worden hieronder mitigerende maatregelen opgesomd. De opsomming geeft inzicht waaraan vanuit milieu-oogpunt gedacht kan worden. Het bestuurlijk nivo waarop mitigerende maatregelen genomen moeten worden verschilt van maatregel tot maatregel. Hieronder wordt daar niet op ingegaan.

4.1 Algemene klassifikatie

Mitigerende maatregelen kunnen in een aantal categorieën worden ingedeeld:

a) Mitigerende maatregelen met betrekking tot landschap en lokatie

Hieronder vallen o.a. het instellen van een beschermende zone rondom een kwetsbaar gebied, de aankleding van een gebouw om het beter in het landschap in te passen, en de situering van een gebouw in het agrarisch bouwblok. Dergelijke maatregelen hebben een beperkt nut. Plaatselijk gezien kan er sprake zijn van nut, wanneer bijvoorbeeld direkte ammoniakschade kan worden voorkomen. De bijdrage aan de verzuring kan echter nauwelijks door een beschermende zone worden beperkt, tenzij deze buitengewoon breed (> 500 m) zou zijn. Landschappelijke inpassing van een bedrijf is in de meeste gevallen wel zinvol.

b) Mitigerende maatregelen aan de bron

Een voorbeeld hiervan is: het verbieden van de toevoeging van koper aan varkensvoer. Uit milieu-oogpunt zijn dergelijke maatregelen zeer zinvol. Uit bedrijfseconomisch oogpunt zijn er echter vaak nogal wat bezwaren. Er is discussie over de vraag, in hoeverre deze bezwaren reëel zijn. Ook wordt steeds meer de mening gehoord dat de milieuproblemen die ontstaan, uiteindelijk wel eens meer kosten zouden kunnen opleveren dan de opbrengstverliezen die het direkte gevolg zijn van zo'n maatregel.

c) Mitigerende maatregelen gericht op emissiebestrijding

Voorbeelden hiervan zijn het gebruik van biofilters of het toepassen van mestinjectie. Deze maatregelen kunnen zinvol zijn, wanneer daarbij voorkomen wordt, dat door toepassing van deze maatregelen geen andere, even grote milieuproblemen ontstaan. Ook hierbij speelt het kostenaspect een grote rol. Voordat een dergelijke maatregel kan worden voorgeschreven, moet eerst een zorgvuldige afweging gemaakt worden van de voor- en nadelen ervan.

d) Mitigerende maatregelen gericht op aanvaardbare verwijdering

Hierbij kan gedacht worden aan het afsluiten van een kontrakt met de mestbank. Afhankelijk van de schaal van de maatregel zal dit voor kleinere of grotere gebieden een verlichting betekenen. De hoeveelheid mest blijft echter even groot, zodat het werkelijke probleem er niet door wordt opgelost. Voor het oplossen van knelpunten zijn deze maatregelen echter zeker zinvol.

e) Zuiveringsmaatregelen m.b.t. bodem en water

In beginsel zijn deze zinvol, maar in de praktijk moeilijk uitvoerbaar, vanwege de enorme omvang van de operatie en vanwege de ongetwijfeld hoge kosten. Toch is het niet ondenkbaar, dat bij gebrek aan andere mogelijkheden tot zuivering zal moeten worden overgegaan. Als mitigerende maatregel is een dergelijke zuivering echter ongewenst.

De effectiefste mitigerende maatregelen lijken die te zijn, die de emissie van afvalstoffen voorkomen (categorie b en c). Maat-

regelen uit deze categorieën lijken de meest interessante voor nadere studie, en bieden ook de meeste toekomstmogelijkheden. Maatregelen uit categorie d hebben een beperkter nut. Dit geldt ook voor de maatregelen uit categorie a. De maatregelen uit categorie e zijn alleen als reële mogelijkheid te beschouwen wanneer sprake is van ernstige verontreiniging, die niet meer op andere wijze oplosbaar is.

4.2 Overzicht van denkbare mitigerende maatregelen

Hieronder volgt in tabel 4.1 een lijst met denkbare mitigerende maatregelen die mogelijk milieuschade door een IVH-bedrijf kunnen voorkomen of verhelpen. De maatregelen zijn gerangschikt volgens de kolommen van het ingreep-effekt-schema (figuur 2.1), zodat duidelijk wordt op welk punt in de effectketen zij ingrijpen. Bij elke maatregel staat tussen haakjes aangegeven, in welke categorie deze geplaatst kan worden. (Zie § 4.1).

Tabel 4.1: Mogelijke mitigerende maatregelen, gerangschikt volgens de kolommen van het ingreep-effekt-schema. De letters tussen haakjes wijzen terug naar de categorieën uit § 4.1.

Kolom 1: deelactiviteiten

- aanpassing van de lokatiekeuze (a)
- aanpassing van de gebouwhoogte, de materiaalkeuze e.d. (a)
- ontzien van waardevolle landschapselementen (a)

Kolom 2: ingrepen in het milieu

- eisen met betrekking tot de stalhygiëne (d)
- eisen met betrekking tot de ventilatie (systeem, tijden van inwerkingstellen e.d.) (d)
- eisen met betrekking tot de samenstelling van veevoeder (vermindering koper, cadmium, fosfaten, eiwitten, stank veroorzakende bestanddelen) (b)
- eisen met betrekking tot de voederopslag (c)
- gebruik van biowassers of biofilters (c)
- eisen met betrekking tot het mestopslagsysteem:
 - drogen van de mest alvorens opslag (c)
 - mestopslag buiten de stal (c)
 - goede afdekking, geen lekkagemogelijkheid (c)
- eisen met betrekking tot de mestverwerking:
 - tijdstip van uitrijden (c, d)
 - direkt onderploegen van de mest na uitrijden (c)
 - mestinjectie (c)
 - kontrakt met mestbank of andere mestverwerkende instelling (d)
 - verbeteren mestkwaliteit voor betere verhandelingsmogelijkheden via scheiden en zuiveren (d)
 - (centrale) mestvergisting (c)
 - aansluiten op mestriool, rioolwaterzuivering (c)
 - afvoer naar tekortgebieden in het buitenland (d)
- stalisolatie tegen geluidhinder (c)

Kolom 3: processen

Geen mitigerende maatregelen.

Kolom 4: aantasting milieukompartimenten

- aanpassing van de lokatiekeuze (a)
- in acht nemen van een beschermende zone (a)
- zuivering van bodem en water (e)

Kolom 5: aantasting doelvariabelen

- aanpassen of opstellen van normen of regels voor aantasting van milieuhygiënische waarden en van waarden met betrekking tot natuur en landschap, voor zover deze nu ontbreken of onbevredigend zijn.

Maatregelen van de eerste categorie (a) zijn vooral gerelateerd aan de gebiedsbestemming. Bij de bepaling van de gebiedsbestemming moet dan rekening worden gehouden met de bescherming van de natuur- en landschapswaarden die er zijn.

Kategorie b-maatregelen, die emissie van afvalstoffen moeten voorkomen, zijn zeldzaam. Een werkelijke vermindering van het afvalstof-fenprobleem kan alleen bereikt worden door een vermindering van het aantal dieren. Dit kan alleen bewerkstelligd worden door de nationale overheid (bijvoorbeeld een verscherping van de vergunningsvoorwaarden) of zelfs de EG (vleesprijsverlaging, vgl. melkheffing). In tabel 4.1 wordt maar één technische categorie b-maatregel genoemd: wijzigingen in de samenstelling van het veevoeder.

Maatregelen uit categorie c, de grootste groep, zijn momenteel het meest in de aandacht. Er is onderzoek gaande naar mogelijkheden tot vermindering van ammoniakemissie, zowel vanaf het land als vanuit de stal en mestopslag.

Er wordt nu geëxperimenteerd met nieuwe methoden van mestopslag. Bij varkens- en kipstallen lijkt een zeer grote reductie van de NH_3 -emissie bereikt te kunnen worden door afvoer van de geproduceerde mest via mestbanden naar een gesloten mestopslag buiten de stal. Bij kippen kan de NH_3 -emissie zelfs nog verder teruggedrongen worden door het drogen van de mest alvorens deze af te voeren.

Ook de reiniging van stallucht staat in de aandacht. Er is al enige ervaring opgedaan met biowasser- en biofiltersystemen.

Bij biofiltratie wordt NH_3 -rijke lucht door bakterierijk slib of kompost geleid, waarbij de NH_3 wordt omgezet tot NO_3^- , nitraat. Proeven hebben uitgewezen, dat in sommige gevallen een gedeelte van het nitraat uiteindelijk denitrificeert en als N_2 ontwijkt. Welke oorzaak aan dit proces ten grondslag ligt, is onbekend (mond. med. R. van Lint). Het slib kan samen met de mest worden verwerkt. Hierbij vindt een verschuiving plaats van NH_3 -emissie naar extra nitraatvorming, waarbij het voordeel is gelegen in het feit dat de verwerking van de nitraat wél kan worden gecontroleerd.

Biowassers, bakterierijk water waarin ammoniak kan worden omgezet tot nitraat, werken in principe op dezelfde manier. Het afval, de

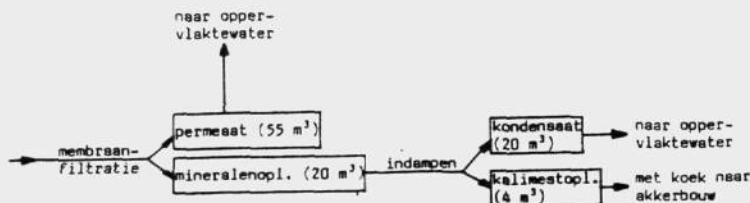
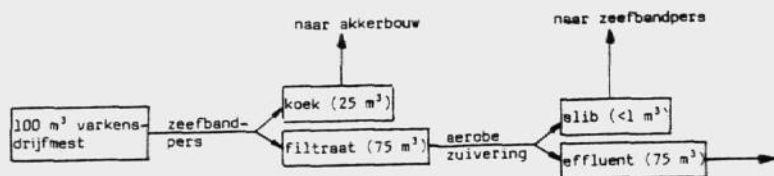
nitraatrijke spui, is hierbij echter vloeibaar en dus moeilijker te verwerken. Tot nu toe wordt het geloosd in het oppervlaktewater.

Bij vermindering van de NH_3 -emissie vanuit mest die op het land is uitgereden, wordt gedacht aan maatregelen als: uitrijden bij koud en vochtig weer; direkt onderploegen van de uitgereden mest; toepassen van mestinjektie. In al deze gevallen vindt weliswaar vermindering van de NH_3 -emissie plaats, maar daartegenover staat een verhoogde nitraatvorming in de bodem. Ook hierbij is dus sprake van een verschuiving van het probleem van NH_3 -emissie naar extra NO_3^- -vorming en daarmee een extra (over)belasting van bodem en grondwater, en via uitspoeling ook van het oppervlaktewater, met meststoffen.

Ook categorie d-maatregelen staan momenteel in de belangstelling. Er is hierbij geen sprake van vermindering van de hoeveelheid afvalstoffen, slechts van een betere verdeling. Het is de bedoeling hiermee probleemgebieden te verlichten, of het ontstaan van piekbelastingen met NH_3 te voorkomen. Een kontrakt met een mestbank is hiervan een voorbeeld, maar ook een door de overheid gevoerd spreidingsbeleid past in deze categorie. De enige maatregel die werkelijk zou bijdragen tot oplossing van het mestoverschotprobleem, is de afvoer van mest naar tekortgebieden in het buitenland.

Bij de mestverspreiding via mestbanken is het grootste probleem gelegen in de afzetmogelijkheden van met name varkensdrijfmest. Om deze wat op te voeren, wordt gedacht aan vergisting (tegen de stank), en vervolgens aan het scheiden van de drijfmest in een vloeibare en een vaste fraktie. De vaste fraktie is dan beter verhandelbaar. De vloeibare fraktie moet worden gezuiverd. Een schema van een dergelijk proces, dat als proef al enige jaren in uitvoering is, staat op de volgende pagina.

Schematisch weergegeven bij verwerking van 100 m³:



Bron: Stuurgroep Mestproblematiek Noord-Brabant.

De haalbaarheid, dit alles op grote schaal uit te voeren, moet nog worden onderzocht.

Bij de verspreiding via mestbanken zijn er naast het bovengenoemde ook andere problemen, zoals bijvoorbeeld de veel grotere benodigde mestopslagcapaciteit. Deze lijken echter bij een daarop gericht beleid zeker oplosbaar te zijn.

In tabel 4.1 staat maar één maatregel genoemd van categorie e: zuivering van water en bodem. Deze maatregel is zowel kostbaar en ingewikkeld als onwenselijk. In het uiterste geval (bijvoorbeeld bij een optredende bodemvergiftiging door opeenhoping van koper) is het echter denkbaar dat daartoe zal moeten worden overgegaan.

Van overheidszijde wordt momenteel gezocht naar maatregelen om de ammoniakemissie en de dumping van mestoverschotten tegen te gaan. Naast een streven naar verscherping van de eisen bij de vergunningverlening voor individuele bedrijven wordt hierbij gedacht aan het bevorderen van het functioneren van de mestbanken, en daarbij toepassing van een aantal technische maatregelen ter bestrijding van de ammoniakemissie. Het streven is erop gericht de totale emissie rond de eeuwwisseling met 50% te hebben teruggedrongen.

Relevant voor dit rapport zijn alleen de maatregelen die de emissie vanuit de stal en de mestopslag beïnvloeden, aangezien alleen deze onder de reikwijdte van de Hinderwet vallen. Wanneer de effectiviteit van een maatregel bekend is, kan deze worden betrokken bij de berekening van de stalemissie van NH_3 . In dit rapport wordt daarop verder niet ingegaan.

II MILIEUSCHADE DOOR AMMONIAK

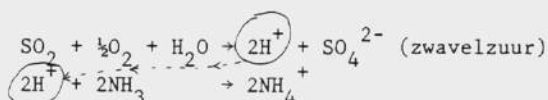
1. INLEIDING

De emissie van ammoniak in Nederland wordt voor het overgrote gedeelte veroorzaakt door de produktie van dierlijke mest. In vergelijking met andere landen is in Nederland de emissie - en daarmee ook de konsentrasie in de lucht - veel hoger. In gebieden binnen Nederland waar op grote schaal niet-grondgebonden veehouderij bedrijven worden kan deze tot buitengewoon grote hoogtes oplopen.

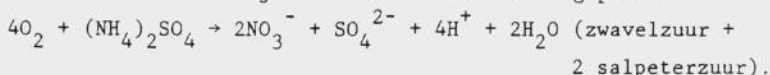
De verspreiding van ammoniakgas is, in vergelijking tot die van SO_2 en NO_x (naast NH_3 de belangrijkste luchtverontreinigende stoffen), gering. Het grootste gedeelte komt door natte of droge depositie binnen enkele kilometers van de emissiebron weer in de bodem terecht. Oorzaak hiervoor is de geringe emissiehoogte. Als gevolg hiervan is behalve de emissie en de luchtkonsentrasie ook de depositie van ammoniak in intensieve veehouderijgebieden zeer hoog.

Ammoniak heeft een aantal negatieve effecten op het natuurlijk milieu. Het onderzoek hiernaar is nog in volle gang. Op het moment is het schadebeeld het volgende:

- Bij heel hoge NH_3 -luchtkonsentrasies kan direkte schade aan planten optreden (V.d. Eerden e.a., 1981).
- Natte en droge depositie van NH_3 vindt voor het grootste deel plaats als ammoniumsulfaat (Van Breemen, 1982 en Roelofs, 1984). Depositie op het blad- en naaldoppervlak kan direkte schade aan naalden en/of bladeren opleveren, doordat ionenuitwisseling plaatsvindt, waarbij NH_4^+ wordt opgenomen en de noodzakelijke voedingsionen Mg^{2+} , K^+ en Ca^{2+} worden afgestaan.
- Indirekte schade aan planten (vooral bomen) kan ontstaan wanneer $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ in de bodem nitrificeert. Hoewel NH_3 aanvankelijk een neutraliserend effect heeft:



vindt in de bodem bij nitrifikatie zuurvorming plaats:



Aangezien in IVH-gebieden ammonium de bepalende faktor is voor de depositie van ammoniumsulfaat, mag gesteld worden dat ook de extra SO_2 -depositie op rekening van de NH_3 -emissiebron geschreven moet worden, en daarmee ook de additionele verzuring.

Volledige nitrifikatie vindt echter niet in elke bodem plaats. De mate van nitrifikatie is afhankelijk van bodemtype en begroeiing. Volgens Roelofs (1984) vindt in arme, van nature al zurige heidevelden op pleistocene zandgronden met pH in de buurt van 4,2 weinig tot geen nitrifikatie plaats, en evenmin in bossen die zijn aangeplant op voormalige heidegrond. Wanneer de bodem beter doorworteld is (zoals bijvoorbeeld in beukenbossen en hakhoutbosjes) vindt wel nitrifikatie plaats. Volgens Van Breemen (1984) vindt ook in heidegrond, en zeker in bossen op voormalige heidegrond nog steeds in meer of mindere mate nitrifikatie plaats. Genoemd worden percentages van 44-71.

Maar ook wanneer geen nitrifikatie plaatsvindt, heeft ammonium nog steeds een schadelijke werking in de bodem (Roelofs, 1984). Er vindt ionenuitwisseling plaats, waarbij NH_4^+ gebonden wordt en Ca^{2+} , K^+ en Mg^{2+} vrijkomen en uitspoelen. De opnamemogelijkheid van deze voedingsionen wordt daardoor vermindert. Ook wordt de Al/Ca, K en Mg-verhouding steeds ongunstiger, waardoor aluminium toxisch kan gaan worden. Indirekte schade via deze processen treedt vooral op in voedselarme zandbodems. Wanneer geen nitrifikatie plaatsvindt, hoeft met extra SO_x -schade geen rekening gehouden worden.*

* Sulfaat (SO_4^{2-}) in de bodem is op zichzelf zelden schadelijk. Onder anaerobe omstandigheden treedt reductie op tot sulfide (S^{2-}). In zure en verzuurde bodems is een verhoogde hoeveelheid S^{2-} beschikbaar. In sommige vennen is dit er mogelijk de oorzaak van, dat pH-daling optreedt voorbij de nitrifikatiegrens (pH=3,8); nadat door diffusie S^{2-} in de waterlaag terecht is gekomen, vindt oxidatie plaats waarbij pH-daling optreedt. Hierover is echter nog zeer weinig bekend (Leuven en Schuurkes, 1984).

Ook volgens Nihlgard (1985) treedt schade op zonder dat sprake is van zuurvorming: door een overdosis stikstof ontstaat een relatief tekort aan andere ionen, terwijl tegelijkertijd de groei wordt gestimuleerd, waardoor het relatieve tekort nóg groter wordt.

Al deze processen van directe en indirecte schade leiden tot bepaalde verschijnselen bij de vegetatie: aantasting van bladeren en naalden; groeistoornissen; grotere gevoeligheid voor kou, ziekte, schimmels en windworp; aantasting van het wortelsysteem; en sterfte. Het is vaak onmogelijk te zeggen welk proces de aanleiding is geweest voor een bepaald schadeverschijnsel. Vaak gaat het ook om een combinatie van processen van directe en indirecte schade.

De effecten zijn het grootst op voedselarme bossen en natuurgebieden op zandgrond. Wat betreft de oppervlaktewateren zijn de meeste effecten merkbaar op vennen: arme, van nature al licht zure wateren wier watertoevoer uitsluitend via neerslag geregeld wordt. Helaas zijn juist rondom deze levensgemeenschappen de grootste IVH-konsentraties te vinden.

- Depositie van NH_3 levert voorts een bijdrage aan de eutrofiëring van bodem en water. Ammoniak kan dienen als stikstofbron voor planten. Voedselarme biotopen in natuurgebieden lopen zo de kans te verdwijnen door bemesting vanuit de lucht (waarbij NH_x niet de enige, maar wel de grootste rol speelt).

In dit deel van het rapport wordt een methode ontwikkeld om directe en indirecte schade, die veroorzaakt wordt door de emissie van NH_3 vanuit de stal en mestopslag van één bedrijf, vast te stellen. In hoofdstukken 2 en 3 wordt een beeld geschetst van de mechanismen die de emissie en de verspreiding van NH_3 bepalen. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de directe schade die door ammoniak veroorzaakt kan worden. Hoofdstuk 5 handelt over de indirecte schade door NH_x , door verzuring en eutrofiëring van de bodem. Onder de term "verzuring" wordt in dit rapport naast pH-daling en H^+ -vorming ook de andere processen van indirecte schade begrepen, eutrofiëring uitgezonderd.

Ammoniakemissie vindt plaats bij de mestproduktie vanuit de stal; vanuit de mestopslag; vanaf het land na het uitrijden van de mest; en vanuit de wei direkt na mestproduktie. De emissie vanaf het land is de grootste van deze drie, maar valt niet onder de Hinderwet. In dit rapport wordt dan ook alleen de emissie vanuit de stal en de mestopslag in beschouwing genomen (samen circa 35% van het totaal). De aantasting door ammoniak afkomstig van één bedrijf is dus in werkelijkheid veel groter dan wordt aangegeven in de volgende hoofdstukken. De verwerking van mest - uitrijden, dumpen of naar de mestbank brengen - en de daarmee gepaard gaande NH_3 -emissie behoort immers net zo goed tot de bedrijfsvoering als mestopslag en stalhygiëne.

Bij de vergunningverlening zou daarmee in feite evenzeer rekening moeten worden gehouden.

2. EMISSIE VAN AMMONIAK

De emissie van ammoniak in Nederland wordt voor het overgrote deel veroorzaakt door emissie uit dierlijke mest. De hoogste emissiewaarden worden dan ook bereikt in gebieden, waar een grote concentratie van veehouderijbedrijven is (Buijsman 1983; Van Aalst 1983). Van de hoogte van de emissie, voor geheel Nederland en uitgesplitst naar gebied, zijn enkele schattingen aanwezig. Deze lopen echter nogal uiteen, vooral waar het emissies vanuit de stal en de mestopslagplaats betreft. Uit het oogpunt van de Hinderwet is dit echter juist een relevante emissie. In dit hoofdstuk wordt daarom een poging gedaan, hiervan toch een beeld te krijgen.

2.1 Stikstofgehalte van de mest bij verschillende diersoorten

Stikstof is in de mest aanwezig in minerale vorm (N_m) en in organisch gebonden vorm. Alleen de minerale stikstof kan op korte termijn vervluchtigen. Per diersoort is het gehalte aan minerale stikstof in de mest verschillend. In tabel 2.1 wordt per diersoort de jaarlijkse N-productie van 1 dier weergegeven. Daarnaast wordt vermeld, wat de jaarlijkse N_m -productie is per dier, en welk percentage van de totale N-productie dat in beslag neemt.

⁹ Tabel 2.1 Jaarlijkse totale (N_{tot}) en minerale (N_m) stikstofproductie van 1 dier voor verschillende diersoorten, in kg N/jaar.

| | N_{tot} | N_m | $N_m/N_{tot} \times 100\%$ |
|--------------|-----------|-------|----------------------------|
| koe (1 GVE) | 88 | 35 | 40% |
| mestvarken | 12 | 6 | 50% |
| fokzeug/beer | 30 | 15 | 50% |
| opfokvarken | 14 | 7 | 50% |
| legkip | 0,64 | 0,45 | 70% |
| slachtkuiken | 0,27 | 0,19 | 70% |
| mestkalf | 6,6 | 5,3 | 80% |

(Bron: Handboek Rundveehouderij en Buijsman, 1983).

2.2 Emissie per diersoort uit verschillende bronnen

Emissie van ammoniak vindt plaats vanuit de stal bij de mestproductie, vanuit de mestopslag en na uitrijden van de mest op het land. Bij rundvee vindt ook NH_3 -emissie bij mestproductie in de wei plaats. De mate waarin deze diverse emissies plaatsvinden is van allerlei factoren afhankelijk zoals: verspreiden op grasland of bouwland; opslag als natte of droge mest; frekwentie van mestafvoer, enzovoorts. In de volgende paragrafen wordt hierop nader ingegaan.

2.2.1 Emissie vanuit de stal en de mestopslag

Emissiemetingen aan stallen zijn, afhankelijk van de methode van mestopslag, in meer of mindere mate tevens metingen van emissies vanuit de opslag. Voor de ammoniakemissie vanuit de stal zijn geen landelijke gegevens bekend. Wel zijn er gedurende enige tijd metingen verricht bij een aantal kippe- en varkensstallen (Van der Eerden e.a., 1981 en Klarenbeek e.a., 1982). Tabel 2.2 geeft hiervan een overzicht.

Tabel 2.2 Ammoniakemissiesmetingen aan stallen, in $\text{mg NH}_3/\text{uur}$ en in $\text{kg NH}_3/\text{jaar}$ per stalplaats, bij volledige bezetting

| | I* | | II* | |
|-------------------------|------|-------|------|-------|
| | mg/u | kg/j | mg/u | kg/j |
| <u>Mestvarkens</u> | | | | |
| - Deense stal | 70 | 0,613 | 55 | 0,482 |
| - half roostervloer | 258 | 2,260 | 297 | 2,602 |
| - volledig roostervloer | 220 | 1,927 | 558 | 4,888 |
| - id. met putventilatie | - | - | 530 | 4,643 |
| - id. met spoelsysteem | - | - | 419 | 3,670 |
| <u>Legkippen</u> | | | | |
| - natte mestopslag | 20 | 0,175 | - | - |
| - dieppitsstal | 66 | 0,578 | - | - |
| - dagontmesting | 3 | 0,026 | - | - |

* I bron: Stallucht en Planten

II bron: IMAG-rapport 48

De in de tabel genoemde cijfers zijn gemiddelden. De emissies fluctueren sterk met het seizoen ('s zomers veel hoger) en met het dag-nacht-ritme (overdag hoger).

De emissies voor mestvarkenstallen van hetzelfde type zijn, wanneer men de twee bronnen vergelijkt, nogal verschillend. Volgens het IMAG zijn de metingen uit rapport 48 betrouwbaarder dan die uit Stallucht en Planten.

Voor koeien, mestkalveren en voor slachtkuikens zijn in 't geheel geen stalemissiemetingen beschikbaar.

De grote verschillen in emissie tussen de verschillende legkippe-staltypes kan verklaard worden door het aandeel van de mestopslag-emissie, dat per opslagmethode varieert.

Bij natte mestopslag wordt de drijfmest gedurende enkele maanden onder de stal opgeslagen en dan afgevoerd in een vacuumentank. Bij droge mestopslag in diepstalstallen blijft de mest tot enkele jaren onder de stal opgeslagen. Gedurende die tijd vindt een volumeverkleining plaats door indroging. Daarbij komt ook veel ammoniak vrij. Bij dagontmesting wordt de mest dagelijks afgevoerd naar een gesloten opslagplaats die gewoonlijk buiten de stal is gelegen, en van waaruit de emissie onbekend, maar vermoedelijk vrij gering is. Nieuwe dagontmestingsmethodes, waarbij de mest eerst door lucht gedroogd wordt en dan via mestbanden wordt afgevoerd, zouden een nog lagere NH_3 -emissie opleveren (ca 2 mg/u. dier, mond. med. Klarenbeek).

De in de tabel genoemde varkensstaltypes hebben allemaal drijfmestopslag in kelders onder de stal. De verschillen in emissie tussen de verschillende types hebben vooral te maken met de vervluchtigingsmogelijkheid van NH_3 .

Ook voor varkens bestaat nu een systeem van mestafvoer via banden naar een opslagplaats buiten de stal. Hoewel hierover nog geen meetgegevens beschikbaar zijn, zijn er wel duidelijke aanwijzingen dat de NH_3 -emissie aanzienlijk lager is dan bij andere staltypes.

Door Buijsman e.a. (1985) is een op literatuuronderzoek gebaseerde schatting gemaakt van de stal- en opslagemissies bij verschillende diersoorten, gebaseerd op vervluchtigingspercentages van de totale,

jaarlijkse stikstofproductie per diereenheid. In tabel 2.3 wordt deze gegeven.

Tabel 2.3 Emissie van NH_3 uit stal en mestopslag per diersoort (stalplaats), in kg NH_3 /jaar

| | |
|-------------|-----------------------------|
| koe (1 GVE) | 6,7 kg NH_3 /jaar |
| mestkalf | 1,0 kg NH_3 /jaar |
| mestvarken | 1,8 kg NH_3 /jaar |
| legkip | 0,15 kg NH_3 /jaar |

Bron: Buijsman e.a., 1985.

Ook hier ontbreken gegevens over slachtkuikens. De getallen die Buijsman geeft, zijn niet uitgesplitst naar staltypes. Als zodanig zijn ze minder geschikt om als uitgangspunt voor gedetailleerde berekeningen te dienen. Uit tabel 2.2 blijkt immers dat het staltype bepalend is voor de emissie van NH_3 van een bedrijf. Als gemiddelden echter, om grove, grootschalige berekeningen mee te doen, zijn ze mogelijk geschikter dan die uit tabel 2.2.

Wanneer we de getallen uit tabel 2.2 en 2.3 met elkaar vergelijken, zien we dat ze nergens met elkaar in tegenspraak zijn, ondanks de totaal verschillende uitgangspunten die aan beide tabellen ten grondslag liggen.

Bij berekeningen van NH_3 -emissies vanuit stallen wordt waar mogelijk gebruik gemaakt van tabel 2.2. Waar dat niet mogelijk is, bij mestkalveren en slachtkuikens, wordt een geschat emissiecijfer gegeven op grond van tabel 2.3 of, in het geval van de slachtkuikens, een percentage (17,5%) van het getal voor legkippen, dieppitsstal (bij slachtkuikens is altijd sprake van droge mestopslag, in de vorm van strooiselmest). In tabel 2.4 wordt dit alles overzichtelijk weergegeven. Vanzelfsprekend kan de tabel altijd aangevuld of verbeterd worden bij de ontwikkeling van nieuwe staltypes of het beschikbaar komen van nieuwe meetgegevens.

Tabel 2.4 Emissie van NH₃ uit stal en mestopslagplaats per diersoort (stalplaats), in kg NH₃/jaar, zoals in dit rapport gebruikt wordt voor bedrijfsemissieberekeningen

Mestvarken

| | |
|-----------------------|------------------------------|
| Deense stal | 0,5 kg NH ₃ /jaar |
| half roostervloer | 2,6 kg NH ₃ /jaar |
| volledig roostervloer | 4,9 kg NH ₃ /jaar |
| <u>Fokzeug</u> | 1,5 x <u>mestvarken</u> |
| <u>Opfokvarken</u> | als <u>mestvarken</u> |

Legkippen

| | |
|---------------------|-------------------------------|
| natte mestopslag | 0,18 kg NH ₃ /jaar |
| dieppitsstal | 0,58 kg NH ₃ /jaar |
| dagontmesting | 0,03 kg NH ₃ /jaar |
| <u>Slachtkuiken</u> | 0,10 kg NH ₃ /jaar |

Rundvee (1 GVE) 6,7 kg NH₃/jaar

Mestkalf 1,0 kg NH₃/jaar

2.2.2 Emissie vanaf het land

De NH₃-emissie vanaf het land is op te splitsen in twee categorieën:

- 1) De emissie vanuit de (rundvee-)mest, inclusief urine, die in de wei wordt geproduceerd. Deze emissie is niet te bestrijden.
• Landelijk gezien bedraagt deze ongeveer een kwart van het totaal.
- 2) De emissie vanuit de stalmest die op het land wordt gebracht. Momenteel is dit de grootste categorie en bedraagt ongeveer 40% van de totale emissie. Ook voor deze emissie bestaan meerdere schattingen, die niet altijd overeenkomen. En ook hierbij geldt, dat de werkelijke emissie sterk kan variëren, afhankelijk van seizoenen en weersomstandigheden, van de mestopslagmethode die bepaalt wat het N-gehalte van de mest is wanneer die op het land wordt uitgereden, van de wijze van uitrijden, en van de verwerking na het uitrijden, d.w.z. het al dan niet direkt onderploegen van de mest.

De emissiegetallen in onderstaande tabel, tabel 2.5, zijn gebaseerd op het rapport van Buijsman e.a. (1985); dit zijn de meest recente gegevens.

Tabel 2.5 Ammoniakvervluchtiging vanaf het land per diersoort, in kg NH₃/dier jaar

| | Emissie* |
|--------------|--------------------|
| koe | 18,2 (8,5 + 9,7)** |
| mestkalf | 2,6 |
| varken | 1,5 |
| legkip | 0,12 |
| slachtkuiken | 0,05 |

Bron: Buijsman (1985)

* Aangenomen wordt, dat de rundveemest allemaal op grasland wordt aangevoerd, terwijl de mest uit de IVH allemaal op bouwland terecht komt. Dit betekent een aanzienlijk verschil.

** 8,5 kg NH₃ vanuit stalmest die op het land wordt uitgereden, 9,7 kg NH₃ in de weideperiode.

2.2.3 Totale emissie

Het is nu mogelijk, een totaalbeeld te vormen van de jaarlijkse ammoniakemissie per diersoort en van de verdeling over emissie die wél en die niet onder de reikwijdte van de Hinderwet valt. Tabel 2.6 geeft dit beeld en is ontleend aan het rapport "Emissie van ammoniak in Nederland" van Buijsman e.a. De IMAG-meetgegevens zijn minder geschikt om een landelijk totaal op te baseren; bovendien zijn deze gegevens er niet voor de NH₃-emissie vanaf het land.

Tabel 2.6 Geschatte totale NH₃-emissie per diersoort (stalplaats) in kg NH₃/jaar

| | stal + opslag | land | totaal |
|-----------------|---------------|------|--------|
| rundvee (1 GVE) | 6,7 | 18,2 | 25 |
| mestkalf | 1,0 | 2,6 | 3,6 |
| mestvarken | 1,8 | 1,5 | 3,3 |
| legkip | 0,15 | 0,12 | 0,27 |

Bron: Buijsman, 1985

Bij rundvee bedraagt volgens deze tabel de stalemissie slechts een kwart van de totale emissie. Bij mestvarkens en legkippen bedraagt de stalemissie ruim de helft van het totaal. Bij de mestkalfcijfers is vermoedelijk van dezelfde aannames uitgegaan als voor rundvee gedaan is. Dit lijkt niet geheel terecht.

In elk geval wijst de tabel erop, dat voor de intensieve veehouderij het "Hinderwetplichtige" deel van de NH_3 -emissie, n.l. die uit stal en opslag, zeker de helft van het totaal bedraagt.

Wanneer cijfers nodig zijn van de totaal-emissie van NH_3 per dier, bijvoorbeeld voor de berekening van de achtergrondconcentratie van ammoniak, wordt gebruik gemaakt van de rechterkolom van tabel 2.6.

2.3 Totale emissie in Nederland

Om een idee te krijgen, welk percentage van de totale hoeveelheid ammoniakemissie uit dierlijke mest in Nederland nu afkomstig is uit stal en mestopslag, en dus onder de Hinderwet valt, is tabel 2.7 samengesteld. Deze tabel geeft een overzicht van de totale NH_3 -emissie in Nederland voor het jaar 1980. De getallen in de linkerkolom zijn gebaseerd op de emissiecijfers van Buijsman (1985). De getallen in de rechterkolom zijn afkomstig van Tangena (1984).

We zien, dat de emissie volgens Tangena veel lager uitvalt dan die volgens de meer recente gegevens van Buijsman. Met name de stal-emissies vertonen een sterk verschil. Ondanks de onzekerheid en variabiliteit van de stalemissies lijken deze gegevens erop te wijzen, dat de stalemissies toch groter zijn dan altijd werd aangenomen. Dit stemt overeen met de bevindingen van Van der Eerden e.a. (1981) en Klarenbeek e.a. (1982) zoals weergegeven in tabel 2.2.

Wanneer men de getallen in de linkerkolom als uitgangspunt neemt, blijkt dat 36% van het totaal bestaat uit stal- en opslagemissies, en dus over het algemeen onder de Hinderwet valt. De helft daarvan is afkomstig van rundvee, de andere helft van intensieve veehouderijstallen. Dit rapport heeft in feite slechts betrekking op deze laatste 18%. Hoewel dit slechts een klein gedeelte is van de totale emissie, is het waarschijnlijk dat dit deel verantwoordelijk is voor een veel groter percentage van de direkte en indirecte schade die optreedt door NH_3 . De meeste intensieve veehouderij wordt immers

bedreven op de hogere zandgronden die voor schade het meest gevoelig zijn. Bovendien worden de hoogste NH_3 -konzentraties aangetroffen rondom pluimvee- of varkensstallen.

N.B. Emissies vanaf het land en vanuit rundveestallen worden op een indirecte manier toch betrokken bij de afweging met betrekking tot de ekologischer inpasbaarheid van een bedrijf, doordat zij worden inbegrepen bij de achtergrondconcentratie in een gebied (zie § 5.3.3 en 5.4.1).

Tabel 2.7 Geschatte totale ammoniakemissie in Nederland, afkomstig van rundvee, varkens en pluimvee, voor het jaar 1980 (in ton NH_3 /jaar)

| | naar Buijsman | volgens Tangena |
|------------------------|---------------|-----------------|
| - mestproductie | | |
| in de wei | 32.700 | 32.700 |
| - stal + opslag | | |
| rundvee | 22.500 | 12.600 |
| mestkalveren | 600 | 300 |
| varkens | 12.000 | 8.300 |
| legkippen) | 8.600 | 1.400 |
| slachtkuikens) | | 800 |
| totaal | 43.700 | 23.400 |
| - verspreiding op land | | |
| grasland | 28.600 | 24.000 |
| bouwland | 18.000 | 21.300 |
| totaal | 46.600+ | 45.300+ |
| Totaal | 123.000 | 101.400 |

2.4 Konklusie

De NH_3 -emissies waarop dit rapport betrekking heeft, beslaan naar schatting 18% van het totaal in Nederland. Het dubbele daarvan, 36%,

is afkomstig van bedrijven die over het algemeen Hinderwetplichtig zijn; de hier behandelde IVH's vanwege de diersoorten die worden gehouden, en de rundveehouderijen vanwege het opgestelde elektromotorisch vermogen. Wanneer we alleen naar de intensieve veehouderij kijken, kunnen we konstateren dat de emissies uit stal- en mestopslag meer dan de helft van de totale emissie door deze bedrijven uitmaken.

Wanneer stalemissies per bedrijf berekend moeten worden, wordt in dit rapport uitgegaan van de emissiecijfers uit tabel 2.4. Deze cijfers zijn voor zover mogelijk ontleend aan metingen bij verschillende staltypes. Voor het berekenen van de achtergrondconcentratie worden de totaal-emissiecijfers per diersoort uit tabel 2.6 gebruikt, afkomstig van Buijsman (1985).

Het ontwikkelen van nieuwe staltypes, het beschikbaar komen van nieuwe meetgegevens en vooral ook het toepassen van emissiebeperkende maatregelen kan de getallen in deze tabellen mogelijk anders doen uitvallen. Aanpassing hiervan is in de toekomst zeker vereist, en kan gebeuren zodra de noodzaak zich voordoet. De beoordelingsmethode zoals die in de volgende paragrafen wordt ontwikkeld, verandert hierdoor niet.

Voor de volledigheid worden de tabellen 2.4 en 2.6 nog eens weergegeven als tabel 2.8:

Tabel 2.8 Emissie van NH₃ per diersoort (standplaats) in kg NH₃/jaar:
totaalemissie en emissie uit stal en mestopslagplaats

TOTAALEMISSIE

| | | |
|------------------------------------|------|--------------------------|
| rundvee (1 GVE) | 25 | kg NH ₃ /jaar |
| mestkalf | 3,6 | kg NH ₃ /jaar |
| mestvarken (incl. overige varkens) | 3,3 | kg NH ₃ /jaar |
| legkip (incl. slachtkuikens) | 0,27 | kg NH ₃ /jaar |

STAL- EN OPSLAGEMISSIE

| | | |
|-------------------------|-------|--------------------------|
| mestvarken | | |
| - deense stal | 0,5 | kg NH ₃ /jaar |
| - half roostervloer | 2,6 | kg NH ₃ /jaar |
| - volledig roostervloer | 4,9 | kg NH ₃ /jaar |
| fokzeug | 1,5 x | mestvarken |
| opfokvarken | | als mestvarken |

legkip

| | | |
|--------------------|------|--------------------------|
| - natte mestopslag | 0,18 | kg NH ₃ /jaar |
| - deeppitstal | 0,58 | kg NH ₃ /jaar |
| - dagontmesting | 0,03 | kg NH ₃ /jaar |
| slachtkuiken | 0,10 | kg NH ₃ /jaar |

| | | |
|----------|-----|--------------------------|
| rundvee | 6,7 | kg NH ₃ /jaar |
| mestkalf | 1,0 | kg NH ₃ /jaar |

3. VERSPREIDING VAN AMMONIAK

Er bestaan vele modellen om de verspreiding van stoffen door de lucht vanuit een bepaalde emissiebron te beschrijven. De meeste zijn echter bestemd voor de verspreiding over grote afstanden, terwijl in dit verband juist de verspreiding nabij de emissiebron van belang is.

In twee onderzoeken wordt de verspreiding van stallucht rondom een stal, juist op kortere afstand, aan de orde gesteld. Het onderzoek van Jansen (1977) berust op een proefopstelling van schaalmodellen in een windtunnel. Het onderzoek van Harssema (1980) bestaat uit praktijkmetingen, waarbij een vergelijking is gemaakt met de uitkomsten van het windtunnelonderzoek. Het doel van deze onderzoeken was aanvankelijk de verspreiding van stankstoffen rondom een stal te beschrijven, maar zij zijn eveneens van toepassing op de verspreiding van ammoniak. Over het algemeen bleken de resultaten van beide onderzoeken goed overeen te komen.

De verspreiding van stallucht is naar aanleiding van de meetresultaten geformuleerd volgens het Gaussisch Pluimmodel (Harssema, 1980). Dit model bestaat uit een basisformule waarin een aantal parameters voorkomen die variabel zijn en gewijzigd kunnen worden wanneer de verspreidingswijze daartoe aanleiding geeft. Van belang hierbij is o.a. de afstand waarover de verspreiding in beschouwing wordt genomen. Op deze manier kan de formule aangepast worden aan onderzoeksresultaten, en vormt zo een mengsel tussen een empirische en een beschrijvende benadering.

Volgens de Techniekenstudie MER geldt voor het Gaussische Pluimmodel (GPM) in het algemeen: "Ondanks de gebrekkige fysica van de beschrijving blijken de berekende grondkonsentraties, vooral van lange-termijn-modellen, vrij goed met meetgegevens overeen te komen". Voor de berekening van jaargemiddelde konsentraties wordt gerekend met een onnauwkeurigheidsfactor van circa 1,2. Berekeningen van tijdelijke piekkonsentraties, die gedurende een beperkt aantal uren per jaar (circa 50) voorkomen, zijn veel minder nauwkeurig. Hierbij wordt aangenomen, dat sprake is van een faktor 2 à 3 (mondelijke mededeling Harssema).

Voor de verspreiding over korte afstanden (enkele honderden meters) zijn ook andere modellen beschikbaar. De zogenaamde differentiaalmodellen kunnen met name voor het berekenen van piekkonzentraties nauwkeuriger zijn dan Gaussische pluimmodellen. Deze modellen zijn echter sterk toegespitst op plaatselijke situaties.

Gebruik voor een gemiddelde situatie maakt ze even onbetrouwbaar (zo niet onbetrouwbaarder) als GP-modellen omdat voor een aantal invoerfactoren waarvoor geen gemiddelde denkbaar is toch een aanname moet worden gedaan.

In het algemeen wordt ook voor korte afstanden gebruik gemaakt van Gaussische pluimmodellen. Op dit moment lijkt dit de beste mogelijkheid te zijn.

Er is weinig inzicht in de verschillen in betrouwbaarheid tussen de verschillende versies van het GPM. Mede gezien de toch redelijk grote onnauwkeurigheid in het basismodel, alsmede de grote mate van onnauwkeurigheid in de emissiegegevens en in de depositieformule (zie hoofdstuk 2 en 5), zal de keuze van een speciale versie van het GPM de betrouwbaarheid van de eindresultaten niet al te veel beïnvloeden.

In de volgende hoofdstukken wordt gebruik gemaakt van het door Harssema aangepaste GPM om de verspreiding van ammoniak rondom een stal te berekenen. De concentratie van NH_3 in de lucht op een bepaalde afstand van de emissiebron kan berekend worden voor verschillende windrichtingen, windsnelheden en klassen van atmosferische stabiliteit. Bekend moeten zijn:

- de emissie in $\mu\text{g/s}$ (Q in de formule). Deze wordt afgeleid van het aantal dieren in de stal. Tabel 2.8 wordt gebruikt voor de omrekening van het aantal dieren naar NH_3 -emissie in kg/jaar . Deze wordt weer omgerekend tot $\mu\text{g/s}$ ($1 \text{ kg/jaar} = 31,7 \mu\text{g/s}$).
- de hoogte van de emissiebron in m (H). Hiervoor wordt gewoonlijk de halve nokhoogte aangehouden. Wanneer deze niet bekend is, is 5 m een goede gok voor de nokhoogte, en dus $2,5 \text{ m}$ voor H .
- de meethoogte in m (z). Gewoonlijk wordt grondhoogte genomen ($z = 0$).
- de windsnelheid in m/s (U). Hiervoor kunnen KNMI-frekwentietabellen worden gebruikt. Deze geven de windsnelheid aan in knopen: $1 \text{ knoop} = 0,514 \text{ m/s}$.

- de windrichting en de ligging van het object ten opzichte van de stal: komen deze niet overeen, dan moet gerekend worden met een afwijking van de pluimas in m (y).
- de atmosferische stabiliteit, zodat de juiste dispersieparameters σ_y en σ_z berekend kunnen worden. Ook dit gegeven kan uit de KNMI-frekwentietabellen worden betrokken.

Hieronder volgt de formule van het Gaussisch Pluimmodel:

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

waarbij $C_{x, y, z}$ de NH_3 -konsentrasie is op x m vanaf de stal, z m boven de grond en y m vanaf de pluimas.

Voor de berekening van jaargemiddelde concentraties wordt de formule enigszins gewijzigd:

$$C = \frac{2Q}{\sqrt{2\pi} \sigma_z \cdot U \cdot 2\pi \cdot x/n} \cdot \exp \frac{-(H^2)}{2\sigma_z^2}$$

Invoergegevens en berekeningswijze zijn, evenals de tabel voor de berekening van σ_y en σ_z , bijgevoegd als bijlage 3 bij dit rapport.

Op diverse plaatsen is onderzoek gaande naar de verspreiding en depositie van ammoniak. Het beeld dat momenteel daaromtrent naar voren komt, is het volgende:

Vlakbij een emissiebron is de NH_3 -luchtkonsentrasie hoog, en is ook de depositie, met name de droge, hoog. De afname van konsentrasie en depositie is snel over de eerste honderden meters. Na 500 à 1000 m is de invloed van de emissiebron niet of nauwelijks meer meetbaar. In het gebied heerst echter een bepaalde achtergrondkonsentrasie. De depositie die door deze achtergrondkonsentrasie wordt veroorzaakt is relatief laag, met name de droge depositie.

Oorzaak voor dit verschil in depositiegedrag is gelegen in het verschil tussen gasvormig NH_3 en NH_4^+ dat opgenomen is in aerosoldeeltjes. Gasvormig NH_3 , zoals dat vanuit stallen wordt geëmitteerd, heeft een hoge droge-depositiesnelheid en een korte verblijftijd in

de atmosfeer (ca. 9 uur*). De droge-depositiesnelheid van aerosoldeeltjes, waarin gasvormig NH_3 al snel wordt opgenomen, is veel lager, en de verblijftijd in de atmosfeer veel langer (ca. 160 uur*), waardoor transport over veel grotere afstanden kan plaatsvinden. Als gevolg hiervan kan de concentratie van NH_4^+ in aerosolen over een groot gebied op een vrij stabiel nivo blijven, gegeven een diffuse spreiding van bronnen; terwijl de concentratie van gasvormig NH_3 bij elke bron een piekwaarde laat zien.

In het verband van dit rapport is vooral de verspreiding van NH_3 rondom individuele bronnen van belang, en daarmee het gedrag van gasvormig NH_3 . Deze verspreiding wordt, zoals vermeld, berekend met het door Harssema aangepaste GPM. De achtergrondconcentratie wordt beschouwd als een gebiedsgebonden grootte, die binnen een gebied niet varieert, en waarop het concentratie- en depositieverloop van een individuele bron kan worden gesuperponeerd. Figuur 3.1 geeft dit weer.

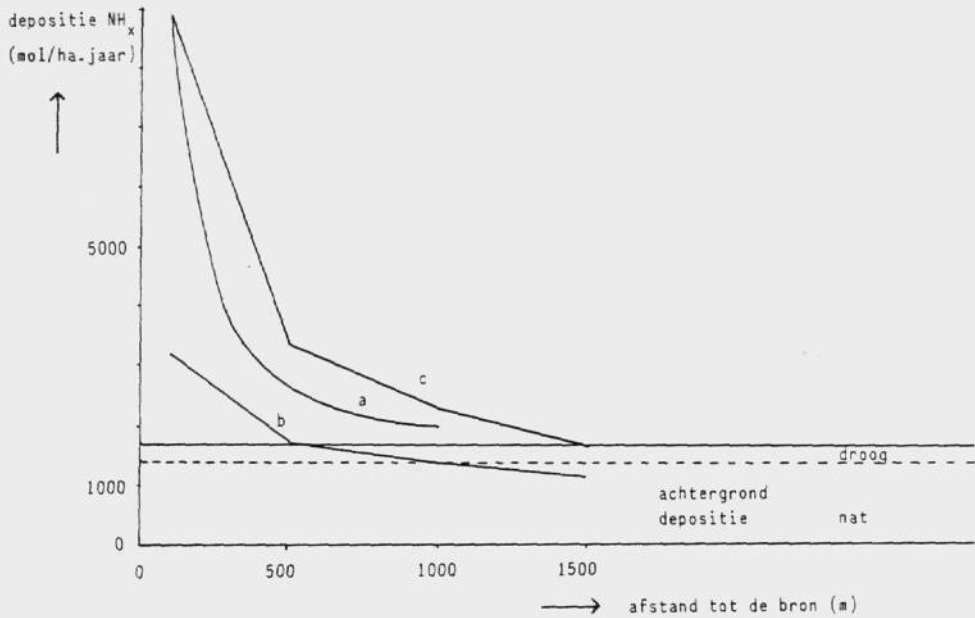
In deze figuur zijn drie lijnen weergegeven.

Lijn b is gebaseerd op een reeks metingen van natte NH_3 -depositie in het veld (Leuven en Schuurkes, 1984).

Lijn c stelt de totale NH_x -depositie voor, zoals die berekend kan worden op grond van lijn b. Hierbij is uitgegaan van de met de afstand tot de emissiebron variërende verhoudingsgetallen tussen droge en natte depositie, zoals gevonden door Leuven en Schuurkes (1984). Voor lijn a, de berekening met het GPM, is als uitgangspunt de totale depositie op 100 m vanaf de emissiebron genomen, zoals die bepaald is voor lijn c.

In hoofdstuk 5 wordt verder ingegaan op de verspreiding en depositie van ammoniak en ammonium.

* Buijsman e.a., in Adema en Van Ham, 1984



Figuur 3.1 Depositieverloop rondom een emissiebron, uitgaande van een vaste achtergronddepositie.

- a: totale depositie, berekend met GPM-Harssema
- b: natte depositie, gemeten.
- c: totale depositie, berekend op grond van b.

4. DIREKTE AMMONIAKSCHADE

4.1 Inleiding

Direkte ammoniakschade ontstaat door inwerking van ammoniak, die gedurende een bepaalde, aaneengesloten tijd in een bepaalde, hoge concentratie in de lucht voorkomt (Van der Eerden e.a., 1981). In het algemeen kan gesteld worden, dat alleen bijzonder hoge concentraties ($> 500 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ lucht) in de praktijk lang genoeg achter elkaar voorkomen om schade te kunnen veroorzaken. Deze bijzonder hoge concentraties treden alleen onder bepaalde omstandigheden op:

- de NH_3 -emissie is bijzonder groot en/of de afstand van de emissiebron tot het gevoelig object is bijzonder klein.
- de windsnelheid is zeer laag.
- de atmosferische stabiliteit is hoog.

4.2 Optreden van ammoniakschade rondom één stal: Stallucht en Planten

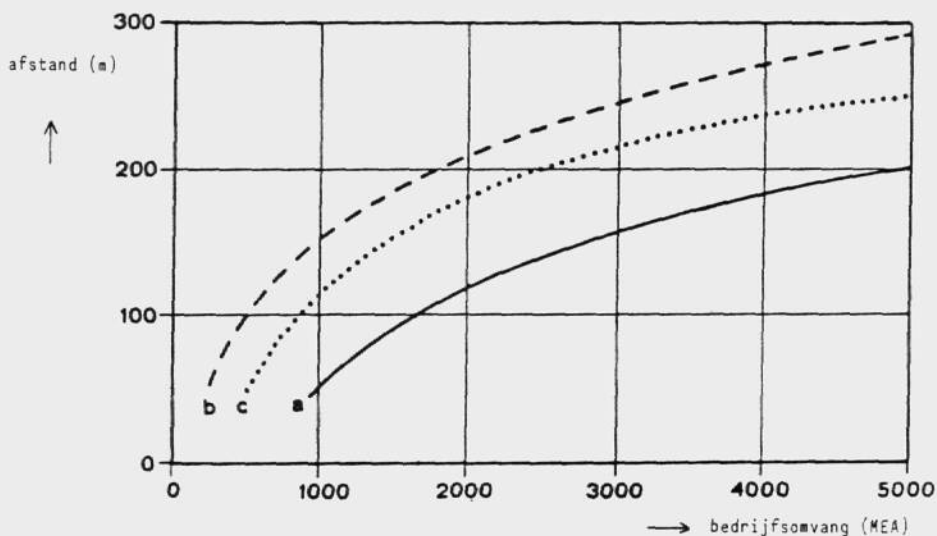
Van der Eerden e.a. (1981) hebben in het rapport "Stallucht en Planten" een methode ontwikkeld om te bepalen of van een stal directe ammoniakschade te verwachten is. In 't kort komt de methode neer op het volgende:

Met behulp van het GPM (zie hoofdstuk 3) en KNMI-gegevens* worden de concentraties NH_3 berekend, die gedurende een gemiddeld jaar onder de verschillende weersomstandigheden voorkomen. De tijdsduur dat deze concentraties onafgebroken voorkomen, wordt gekonfronteerd met een effectlijn, gebaseerd op begassingsproeven. Wordt deze lijn door de werkelijke tijdsduur overschreden, dan kan schade optreden. Op grond van dergelijke berekeningen is de zogenaamde veilige afstandsgrafiek samengesteld, welke is weergegeven als figuur 4.1.

Op de x-as is de bedrijfsomvang uitgezet, uitgedrukt in MEA (Mestvarken Eenheid Ammoniak). 1 MEA is gesteld op 235 mg NH_3/u , ofwel 2,1 kg NH_3/jaar als de stalemissie van een standaard varken. Op de y-as staat de afstand vanaf het zwaartepunt van de emissiebron tot aan het gevoelige project.

* De gegevens hebben betrekking op KNMI-meetpunt Eindhoven.

Figuur 4.1. "Veilige afstanden" tot het zwaartepunt van de bron als functie van de bedrijfsomvang.



- a. bepaald uit emissie-, verspreidings- en blootstelling/effectgegevens.
- b. grens van in de praktijk geconstateerde gevallen van gewasbeschadiging.
- c. als a., met een twee maal zo hoge emissie per MEA.

De lijn geeft de veilige afstand aan, die tussen bron en object minimaal in acht genomen moet worden om directe NH_3 -schade te voorkomen.

Aan deze methode kleeft een aantal onnauwkeurigheden, die ook door de opstellers ervan worden weergegeven in het rapport 'Stallucht en Planten', maar waarop ook hier in het kort zal worden ingegaan:

- 1) de onnauwkeurigheid in de omvang van de NH_3 -emissie per dier, en de omrekening in MEA's.

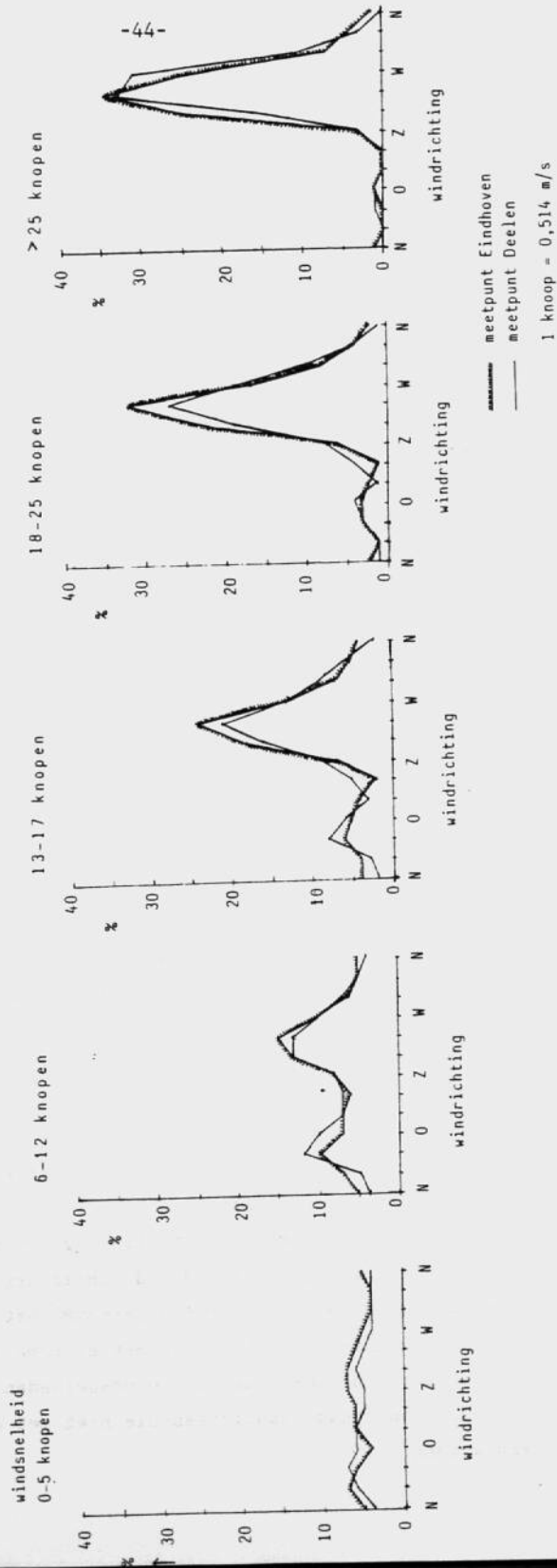
Metingen wijzen uit, dat deze emissie nogal variabel is (zie ook hoofdstuk 2). Vooral van belang zijn mestopslagmethode en staltype, maar ook kan onderscheid gemaakt worden naar seizoen en naar dag of nacht. Meer metingen zouden deze onnauwkeurigheid,

zeker als het gaat om een gemiddelde emissie in een gemiddeld jaar, kunnen verminderen. Zoals blijkt uit hoofdstuk 2, kunnen de gemiddelde stalemissies bij varkensstallen veel hoger uitvallen, en kunnen oplopen tot meer dan het dubbele van de hier gekozen eenheid van 235 mg/u dier.

- 2) De onnauwkeurigheid van het GPM (zie ook hoofdstuk 3). Het model is niet toepasbaar voor windsnelheden < 1 m/s. Het feit dat hoge NH_3 -konzentraties juist bij lage windsnelheden voorkomen, suggereert dat dit een ernstige onnauwkeurigheid zou kunnen zijn, en dat gedurende de windstille periodes of de periodes met zeer lage windsnelheid juist schade zou kunnen optreden. Bij het ontbreken van konsekvente metingen rondom een stal kan alleen opgemerkt worden, dat de schadebepaling vermoedelijk te weinig gevoelig uitvalt.

Volgens Bultjes (1982) is het ook mogelijk de verspreiding bij zeer lage windsnelheden (< 1 m/s) te beschrijven met het GPM. Er moeten dan wel andere waarden voor σ_y en σ_z worden aangenomen. Dit zou verder onderzocht moeten worden.

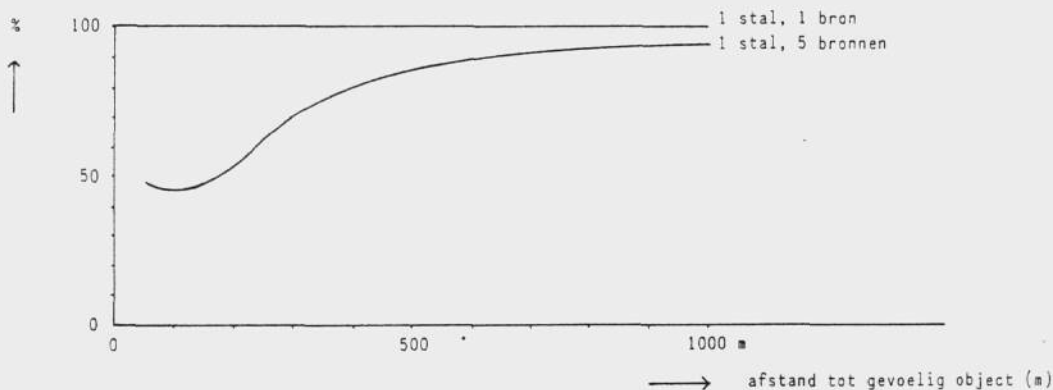
- 3) De onnauwkeurigheid van de duureffektlijn. Deze heeft vooral te maken met de invloed van het seizoen en het dag/nachtritme: 's winters en in het donker schijnen met name coniferen sneller schade te ondervinden dan 's zomers en overdag. Aan de andere kant zijn de NH_3 -emissies 's nachts en 's winters ook lager. Mogelijk heffen deze twee verschijnselen elkaar (althans voor een gedeelte) op. Bovendien is de lijn gebaseerd op een groot aantal begassingsexperimenten. Al met al is deze onnauwkeurigheid vermoedelijk niet groot.
- 4) De onnauwkeurigheid die optreedt bij de berekening van het aantal aaneengesloten uren, waarin een bepaalde concentratie jaarlijks voorkomt. Deze onnauwkeurigheid kan erg groot zijn. Niet alleen is de schatting van het gemiddeld aantal uren bijzonder grof, maar bovendien zullen de afwijkingen van het gemiddelde jaarlijks erg groot kunnen zijn. Een jaar met extreme omstandigheden wat betreft het voorkomen van lage windsnelheden of lange koudeperiodes kan schade aanrichten die niet met de grafiek voorspeld kan worden.



Figuur 4.2. De relatie tussen de windsnelheid en de verdeling van voorkomende windrichtingen over de windroos.

- 5) De onnauwkeurigheid die optreedt bij het opstellen van de veilige afstandsgrafiek. De grafiek is gebaseerd op zeer specifieke omstandigheden: het gevoelige object bevindt zich in het verlengde van de nok van een stal, in ONO-richting, bij WZW-wind. Gesteld kan worden, dat de windrichting bij het bepalen van directe NH_3 -schade verwaarloosd mag worden, aangezien bij lage windsnelheid de verschillende windrichtingen ongeveer even vaak voorkomen. Figuur 4.2 laat dit zien. De figuur is gebaseerd op KNMI-gegevens die over een groot aantal jaren gemiddeld zijn.

De verwaarlozing van de staloriëntatie is echter niet zonder meer terecht. Volgens berekeningen met het GPM is op korte afstand van een stal de hoogst voorkomende concentratie meer dan twee maal zo hoog in het verlengde van een stal als dwars erop. Pas op grotere afstand (> 300 m) valt dit verschil enigszins weg, zoals te zien is in figuur 4.3.

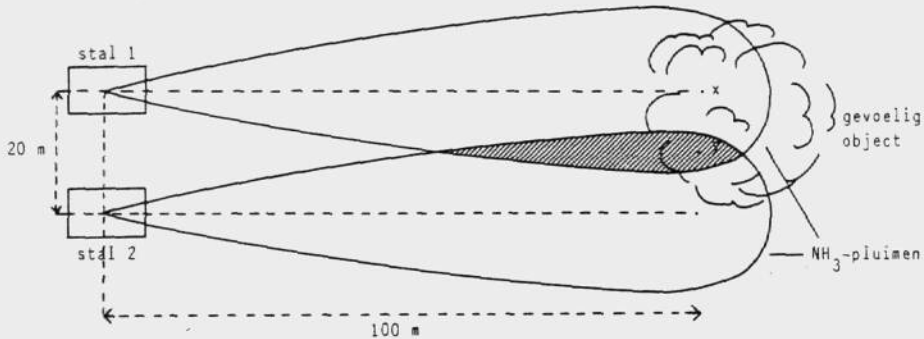


Figuur 4.3. Hoogst voorkomende concentraties NH_3 in de lucht, afkomstig van 1 stal, 5 bronnen (onderlinge afstand 10 m) vergeleken met die van 1 stal van gelijke grootte, 1 bron; in percentages; afhankelijk van de afstand tot de stal.

Men kan voor deze gevallen een vermenigvuldigingsfactor toepassen gebaseerd op figuur 4.3. In het licht van de overige onnauwkeurigheden lijkt dit echter weinig zinvol: de onnauwkeurigheden genoemd onder 1), 2) en 4) werken in de tegenovergestelde richting en zouden veel groter kunnen zijn; zij zijn alleen niet kwantificeerbaar.

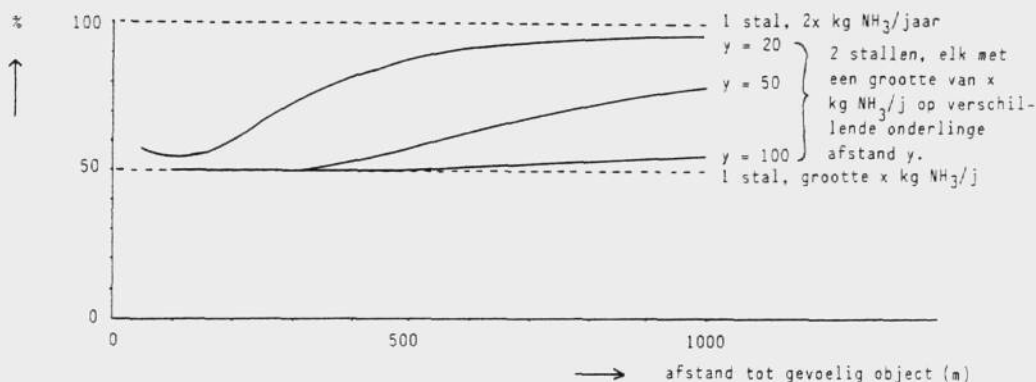
4.3 De invloed van naastliggende stallen

De mate waarin naastliggende stallen de NH_3 -concentratie, afkomstig van één bepaalde stal beïnvloeden, is uit het oogpunt van directe NH_3 -schade zeer beperkt. Door een even grote stal zeer dichtbij, op 20 m afstand, te plaatsen, wordt de NH_3 -concentratie op 100 m afstand van de stallen met 6% verhoogd. Op 300 m afstand is dat 25%, op 500 m 75%, maar op die afstand is de hoogte van de concentratie zelfs bij grote stallen zo gering, dat er geen sprake meer kan zijn van directe NH_3 -schade. Figuur 4.4 geeft een beeld van bedoelde situatie.



Figuur 4.4. Invloed van naastliggende stallen op het NH_3 -luchtconcentratieverloop. In punt y is de NH_3 -concentratie 106 % van die in punt x.

Hoe groter de onderlinge afstand tussen de stallen is, des te geringer is de invloed die zij op elkaars NH_3 -pluimen hebben. Uit figuur 4.5 blijkt, dat bij een onderlinge afstand van 100 m er geen sprake meer is van beïnvloeding, zelfs niet op een kilometer afstand van de stallen, een afstand waarop de concentraties bovendien zeer laag zijn geworden.



Figuur 4.5. Hoogst voorkomende concentraties NH_3 in de lucht afkomstig van:

- 1 stal van x kg NH_3 /jaar
 - 2 stallen van elk x kg NH_3 /jaar met onderlinge afstand y
 - 1 stal van $2x$ kg NH_3 /jaar
- met elkaar vergeleken in percentages afhankelijk van de afstand tot de bron.

Mede in het licht van de overige onnauwkeurigheden mag gesteld worden, dat er geen ernstige fout gemaakt wordt, wanneer bij de directe schadebepaling de invloed van andere stallen buiten beschouwing blijft. Ditzelfde geldt voor het betrekken van de achtergrondconcentratie bij de schadebepaling, aangezien deze ook in concentratiegebieden zeer veel lager is dan de concentraties waarbij schade te verwachten is ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ten opzichte van $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.4 Konklusie

Door de in § 4.2 genoemde onnauwkeurigheden is de voorspellende waarde van de veilige afstandsgrafiek niet erg groot. De benadering van het probleem via een gemiddeld jaar is juist bij directe schadebepaling niet optimaal, aangezien directe schade vooral onder uitzonderlijke omstandigheden plaatsvindt. Om de grafiek verder te onderbouwen zou nog veel veldonderzoek gedaan moeten worden.

De onnauwkeurigheid in de aangenomen emissie per MEA kan ondervangen worden door toepassing van lijn c in plaats van lijn a uit figuur 4.1, de lijn die gebaseerd is op een emissie van 470 mg/u varken in plaats van 235 mg .

Het verwaarlozen van de staloriëntatie ten opzichte van de wind die vanaf de stal in de richting van het gevoelige object waait, kan

ondervangen worden door toepassing van figuur 4.3 waar dat nodig is. De onnauwkeurigheid van de duureffektlijn is vermoedelijk niet groot. De verwaarlozing van de windrichting leidt, evenals de verwaarlozing van de omliggende stallen bij de konsentratieberekeningen, niet tot grote fouten.

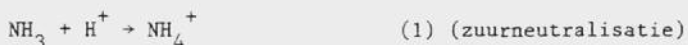
De overige onnauwkeurigheden kunnen niet worden gekwantificeerd. Gekonstateerd moet worden, dat het niet meetellen van de zeer lage windsnelheden (< 1 m/s) en het uitsluiten van de "extreme" jaren ertoe kan leiden dat schade optreedt zonder dat de grafiek figuur 4.1 dat zou voorspellen.

Om werkelijk alle schadegevallen te voorkomen, zouden vermoedelijk grotere afstanden in acht genomen moeten worden dan de veilige afstandsgrafiek aangeeft. Het is echter niet mogelijk dit te kwantificeren. Wanneer men figuur 4.1 niet voorspellend maar indicatief gebruikt, zoals de opstellers ervan ook aangeven, is er vooralsnog geen betere methode om gevaar voor direkte NH_3 -schade in te schatten beschikbaar.

5 INDIREKTE SCHADE DOOR AMMONIAK

5.1 Inleiding

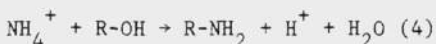
Ammoniak die door droge en natte depositie in de bodem terecht komt, kan een bijdrage leveren aan de verzuring van de bodem en water door middel van microbiologische omzetting tot NO_3^- , waarbij H^+ -ionen vrijkomen. De volgende chemische reacties spelen hierbij een rol:



Netto wordt hier 1 mol zuur geleverd door 1 mol NH_3 -molekulen:



Bij opname van NH_4^+ door de vegetatie wordt één H^+ -molekuul gevormd:



zodat het netto-resultaat neutraal is:



Bij afbraak van het organisch materiaal, de omgekeerde reactie van reactie (4), komt opnieuw NH_4^+ vrij, dat opnieuw de kans heeft te nitrificeren. Netto zal, in een natuurgebied waar geen toename van de biomassa plaatsvindt, de opname in evenwicht zijn met de afgifte van NH_4^+ .

In een bodem waar volledige nitrifikatie plaatsvindt, zal 1 mol oorspronkelijk NH_3 dan ook 1 mol H^+ -ionen opleveren. In de praktijk is de nitrifikatie echter vaak niet volledig. Van Breemen (1983) noemt voor de verzurende werking van ammoniumsulfaat een percentage van 44-88% van de potentieel verzurende werking.

Volgens Roelofs (1984) is dit percentage in bodems van heidevelden en bossen op voormalige heidegrond nog veel lager. Bij pH 4,1 zou de nitrifikatie zelfs geheel ophouden. Maar ook wanneer geen nitri-

fikatie plaatsvindt, treedt volgens Roelofs indirecte schade op door ammoniumsulfaat, ten gevolge van verdringing van voedingsionen uit het bodemadsorptiecomplex door NH_4^+ -ionen (zie hoofdstuk II.1). Ook volgens Nihlgard (1985) is voor bomen een overdosis stikstof, ongeacht de verzurende werking, op zichzelf al schadelijk doordat een relatief tekort aan andere ionen ontstaat.

Tenslotte kan ook eutrofiëring van voedselarme biotopen beschouwd worden als indirecte schade.

Indirecte schade is, in tegenstelling tot de directe NH_3 -schade, ook te verwachten bij lage concentraties van NH_3 in de lucht. Ook bij deze lage concentraties vindt immers depositie plaats en de schade treedt op door cumulatie van de depositie. De weersomstandigheden spelen hierbij dus een veel geringere rol, en de in een bepaald gebied heersende achtergrondconcentratie een veel grotere. Dit laatste geldt eveneens voor de bijdrage van NH_3 aan de eutrofiëring van voedselarme gebieden. Het verband tussen NH_3 -depositie en eutrofiëring is eveneens direct: 1 mol NH_3 komt overeen met 1 mol stikstof, en uitgedrukt in kg (bij stikstof de gebruikelijke maat) is 1 kg NH_3 equivalent aan $\frac{14}{17} = 0,82$ kg N.

Tabel 5.1 geeft een overzicht van de bijdrage van NH_3 aan de verzuring en eutrofiëring vanuit de lucht, gemiddeld over Nederland. In gebieden waar veel IVH bedreven wordt, is deze bijdrage veel groter.

Tabel 5.1 Depositie van (potentieel) verzurende en eutrofiërende stoffen in Nederland

| | SO_2 | NO_x | NH_3 | totaal |
|-----------------------------|---------------|---------------|---------------|--------|
| verzuring (mol/ha.jaar) | 2500 | 1300 | 2000 | 5800 |
| eutrofiëring (kg N/ha.jaar) | - | 19 | 27 | 46 |

Bron: Van Aalst, 1983.

5.2 Depositie van ammoniak

De depositie van stoffen uit de lucht verloopt volgens twee mechanismen: de natte en de droge depositie. Bij natte depositie worden stoffen in de neerslag (regen, sneeuw, mist, dauw) opgelost en komen zo in de bodem terecht. De hoeveelheden van de stoffen die door middel van natte depositie aan de bodem worden toegevoegd, zijn globaal bekend via neerslagmetingen van het KNMI.

Bij droge depositie worden stoffen uit de lucht geadsorbeerd door de bodem en de vegetatie. Over de omvang van de droge depositie van NH_3 is nog niet zo erg veel bekend. Deze is, in tegenstelling tot die van de natte, sterk afhankelijk van bodemstructuur, aanwezigheid en aard van de vegetatie, van de vochttoestand en van de bemesting van de bodem: op sterk bemeste percelen kan sprake zijn van een netto opwaarts transport (Van Aalst, mondelinge mededeling). In dit verband gaat het echter vooral om onbemeste natuurgebieden, die door verzuring en eutrofiëring worden bedreigd.

In de rapportenserie "Verzuring door atmosferische depositie" (Ministeries L & V en VROM, 1983) wordt voor de droge depositiesnelheid van NH_3 een gemiddelde van 0,5-1 cm/s gegeven. Recente metingen tonen echter aan, dat in natuurgebieden en met name in bossen de droge depositiesnelheid veel hoger ligt. Van Aalst (1985) noemt voor heide een waarde van 1,8 cm/s. Voor bossen wordt geschat dat de droge depositiesnelheid tussen 2 en 8 cm/s ligt, vele malen hoger dan het "gemiddelde" van 0,5-1 cm/s (mond. med. Van Grinsven, op basis van Van Breemen, 1984).

Recente metingen bevestigen dit beeld (Van Aalst, mond. med.).

Ammonium-aerosolen hebben een aanmerkelijk lagere depositiesnelheid: 0,05 cm/s op onbegroeid terrein wordt gegeven als laagste waarde; 0,5 cm/s in bossen als hoogste.

Bij gasvormig NH_3 is de omvang van de droge depositie aanmerkelijk groter dan die van de natte; bij NH_4^+ -aerosolen is dat omgekeerd.

Na emissie uit een stal wordt binnen een halve dag alle gasvormig NH_3 omgezet in NH_4^+ , gebonden aan aerosoldeeltjes. Vlakbij de stal is dan ook een hoge depositie te verwachten, die vooral bepaald wordt door gasvormig NH_3 . Met toenemende afstand tot de bron neemt

deze snel af tot een bepaald achtergrondnivo, dat vooral toe te schrijven is aan NH_4^+ -aerosolen. Door de lage depositiesnelheid hiervan is dit achtergrondnivo vrij konstant, en kan ook transport over grotere afstanden plaatsvinden. Zie ook hoofdstuk II.3: verspreiding van ammoniak.

Onderzoek aan de K.U.N. (Leuven & Schuurkes, 1984) laat zien, dat dichtbij een emissiebron (100 m) de verhouding tussen natte en droge depositie ongeveer 1 : 2 is, terwijl deze op grote afstand (2500 m) nog maar 1 : 0,2 is.

Wanneer men bij deze meetgegevens een vaste achtergronddepositie veronderstelt, blijkt de bijdrage van NH_3 uit de emissiebron op elke afstand voor ongeveer tweederde te bestaan uit droge depositie. Voor de bijdrage van de achtergronddepositie is dat, vanzelfsprekend eveneens op elke afstand, slechts ongeveer een vijfde deel.

Een onderzoek aan de LH-Wageningen (Zuurtje, 1984) geeft voor de achtergronddepositie een verhouding tussen natte en droge depositie van 1 : 1,3. Uit deze twee onderzoeken kan geen algemeen geldig getal worden gevonden. In de praktijk zullen ook verschillen optreden bij verschillende vegetaties, en zelfs binnen eenzelfde vegetatietype. Toch zullen hiervoor aannames worden gedaan in de komende hoofdstukken. Na het beschikbaar komen van nieuwe onderzoeksresultaten zullen deze mogelijk moeten worden bijgesteld.

Bij de berekeningen en grafieken in de volgende paragrafen is met betrekking tot individuele stallen uitgegaan van het volgende:

- een gemiddelde droge depositiesnelheid van 1,8 cm/s voor heidegebieden, en van het dubbele, 3,6 cm/s voor bossen. (Voor grasland en akkers kan 0,5-1 cm/s aangehouden worden, maar voor dit rapport is dat van minder belang)
- een natte depositie die de helft bedraagt van de droge
- een verwaarlozing van de NH_4^+ -aerosolen.

Voor de achtergronddepositie zijn de natte depositiegegevens als uitgangspunt genomen. Door middel van een opslagpercentage hierop kan een getal voor de totale depositie verkregen worden (zie § 5.3.3).

5.3 Verzuring

Onder de term "verzuring" wordt in dit rapport niet alleen H^+ -vorming verstaan, die de zuurneutraliserende capaciteit van de bodem vermindert en op de duur tot pH-daling kan leiden, maar ook andere vormen van indirecte schade die via bodemprocessen verlopen. De enige uitzondering hierop is eutrofiëring. Deze wordt apart behandeld in hoofdstuk 5.4. Eutrofiëring kan weliswaar ook gerekend worden tot indirecte schade, maar is toch van een andere aard: de werking is niet via aantasting van individuele bomen of planten, maar via een vervanging van de ene levensgemeenschap door een andere.

De term verzuring zou daarom beter vervangen kunnen worden door "indirecte schade via bodemprocessen door atmosferische depositie van luchtverontreinigende stoffen", of desnoods "potentiële verzuring". "Verzuring" is echter zo'n ingeburgerd begrip, dat hieraan toch de voorkeur wordt gegeven.

In de komende paragrafen zal aandacht worden besteed aan de depositie van NH_x rondom een stal, de bijdrage van de omliggende stallen en de bijdrage van de achtergrondconcentratie. De totale depositie moet, samen met de extra SO_x -belasting, tenslotte worden gekonfronteerd met een bepaalde grenswaarde.

5.3.1 Ammoniakdepositie rondom een stal

Om de ammoniakdepositie rondom een stal te berekenen voor een gemiddeld jaar, is als volgt te werk gegaan:

- 1) Met behulp van het GPM (tweede formule) en KNMI-gegevens* zijn voor elke windrichting de NH_3 -concentraties in de lucht berekend bij alle voorkomende windsnelheden en atmosferische stabiliteitscondities, op verschillende afstanden vanaf de emissiebron. De betrouwbaarheid van het GPM wordt voor deze berekeningen een stuk groter geacht dan voor de directe schadebepalingen (zie hoofdstuk 3 en bijlage 3).
- 2) Per windrichting is, uitgaande van de windsnelheidsverdeling per windrichting, een jaargemiddelde NH_3 -concentratie berekend voor

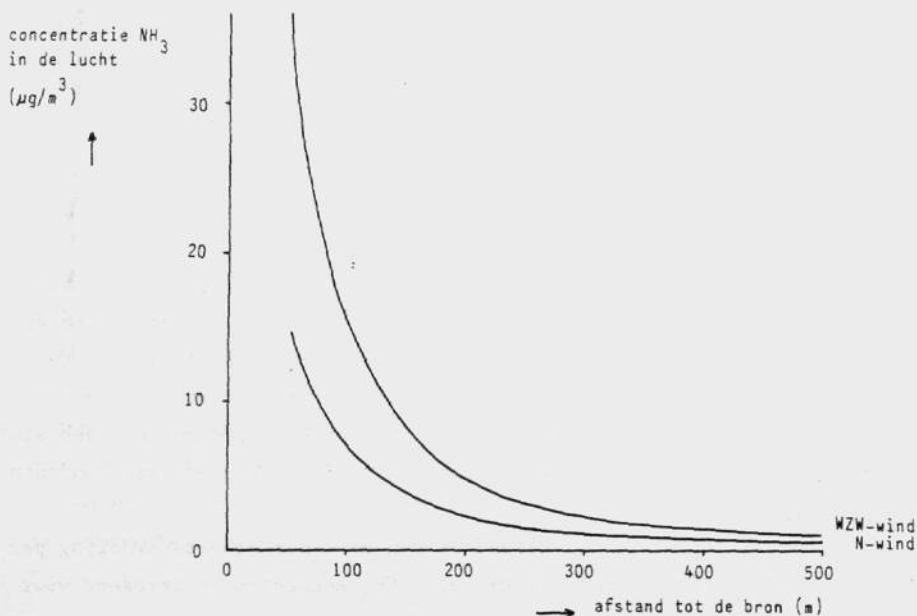
* De KNMI-gegevens hebben betrekking op het meetpunt Eindhoven.

verschillende afstanden vanaf de bron, op grond van het voorkomen van deze windrichting, gesommeerd over de diverse windsnelheden en atmosferische stabiliteitsklassen.

Omdat het hier niet gaat om de uitzonderlijk hoge concentraties, maar om jaargemiddelden, speelt bij deze berekeningen de windrichting een grotere rol. Uit de berekeningen blijkt ook, dat de meest voorkomende windrichting op 100 m vanaf de bron een tweemaal zo hoge gemiddelde concentratie laat zien als de minst voorkomende. Op grotere afstand neemt dit verschil af.

Met moet hierbij in gedachten houden, dat de afstanden waarover hier gesproken wordt, relatief erg klein zijn (< 1 km). De invloed van de plaatselijke weersomstandigheden is dan ook groter dan bij grote afstanden. Omdat de laagste windsnelheid, die min of meer gelijkelijk verdeeld is over alle windrichtingen, toch nog een relatief grote bijdrage levert aan het totaal van de NH_3 -depositie nabij een stal, is de invloed van de windrichting klein vergeleken met die bij een transport over echt lange afstanden.

- 3) Het verloop van de concentratie in de lucht is voor de verschillende windrichtingen uitgezet in een grafiek, figuur 5.1.



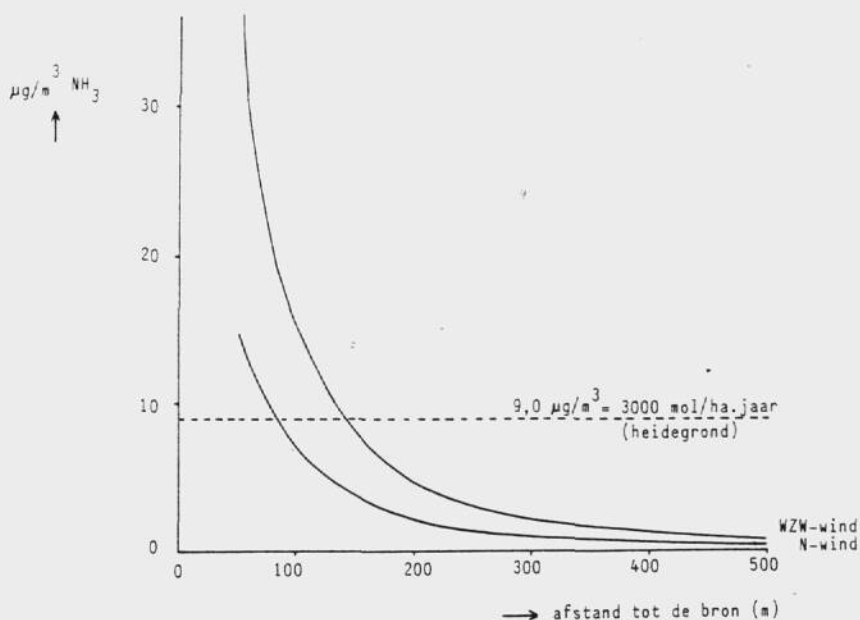
Figuur 5.1. Jaargemiddelde concentratie van NH_3 in de lucht veroorzaakt door een bron van 5000 kg NH_3 /jaar, afhankelijk van de afstand tot de bron, bij WZW-wind in ONO-richting en bij N-wind in Z-richting.

In deze grafiek zijn de hoogste en de laagste berekende gemiddelde concentraties uitgezet, respectievelijk afkomstig van WZW- en van N-windrichting. Bij alle andere windrichtingen is het concentratieverloop tussen deze lijnen in gelegen.

Als voorbeeld is een stal gekozen van 5000 kg NH_3 /jaar. Het verloop is echter rondom elke stal gelijk.

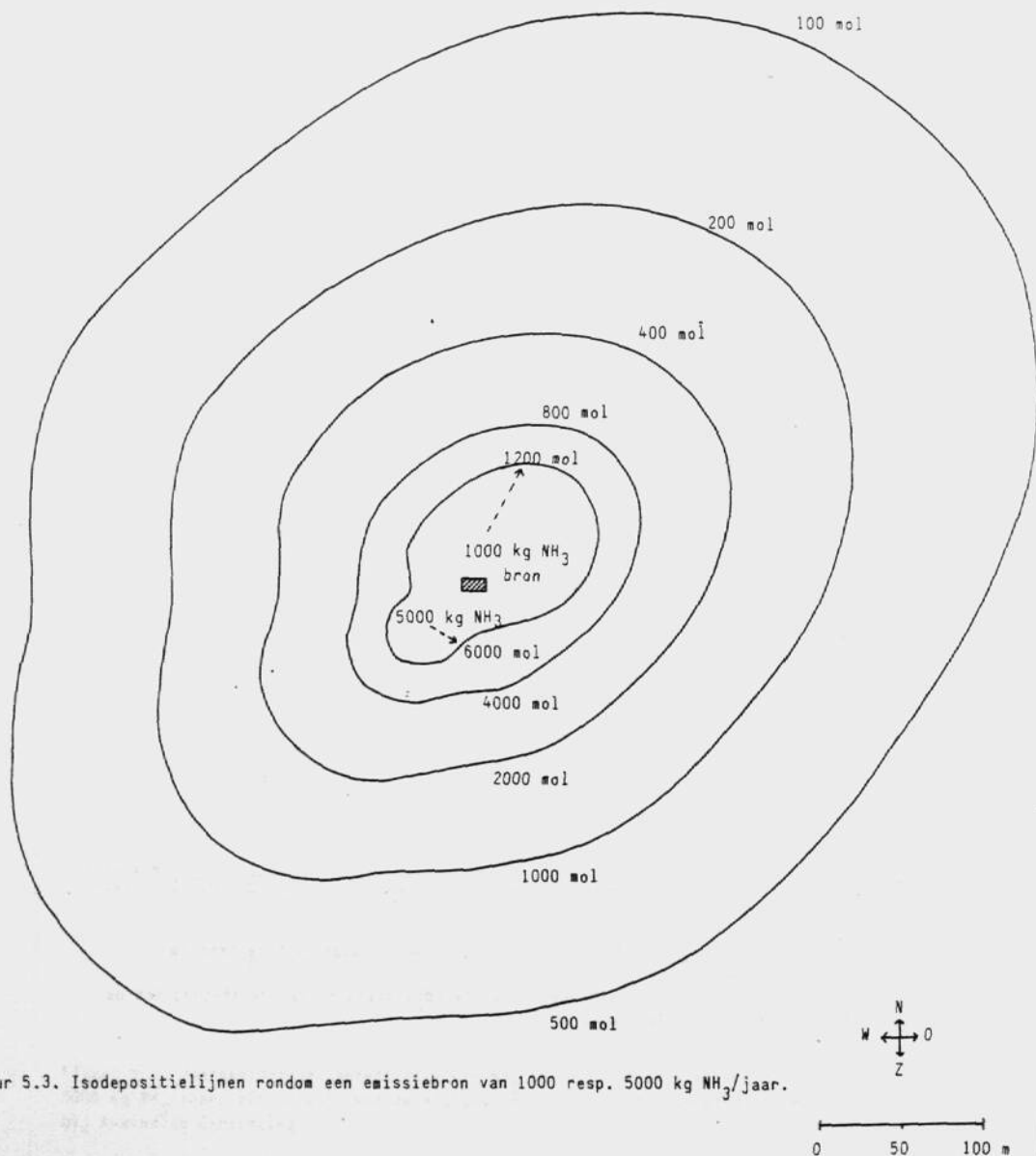
- 4) Per windrichting is nagegaan, op welke afstand van de bron een bepaalde NH_3 -depositie wordt bereikt. Wanneer door grafiek figuur 5.1 een lijn wordt getrokken bij een bepaalde concentratie (bijvoorbeeld $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, welke in heidevelden een depositie van 3000 mol/ha.jaar levert), kan per windrichting afgelezen worden, op welke afstand van de bron deze concentratie bereikt wordt.

In onderstaand figuur, figuur 5.2, wordt dit gedemonstreerd.



Figuur 5.2. Depositie van NH_3 afhankelijk van windrichting en van de afstand tot de emissiebron (5000 kg NH_3 /jaar).

5) Onderstaand figuur (figuur 5.3) is de samenvatting van al deze stappen. Rondom een bron van een bepaalde emissie-omvang lopen iso-depositielijnen, dat wil zeggen lijnen die een bepaalde hoeveelheid depositie weergeven. De figuur kan gebruikt worden voor diverse brongrootten. In figuur 5.3 staan twee voorbeelden verwerkt. Uit de figuur blijkt de relatief geringe invloed van de windrichting.



Figuur 5.3. Isodepositielijnen rondom een emissiebron van 1000 resp. 5000 kg NH₃/jaar.

5.3.2 De invloed van omliggende stallen

Hoewel de NH_3 -depositie slechts op korte afstand van de stal extreem hoge waarden kan bereiken, is deze tot op relatief grote afstand van de stal nog aanzienlijk. Een stal van 30.000 mestkuikens bijvoorbeeld kan op een afstand van 1 km nog voor een zuurdepositie van circa 300 mol NH_x /ha.jaar zorgen.

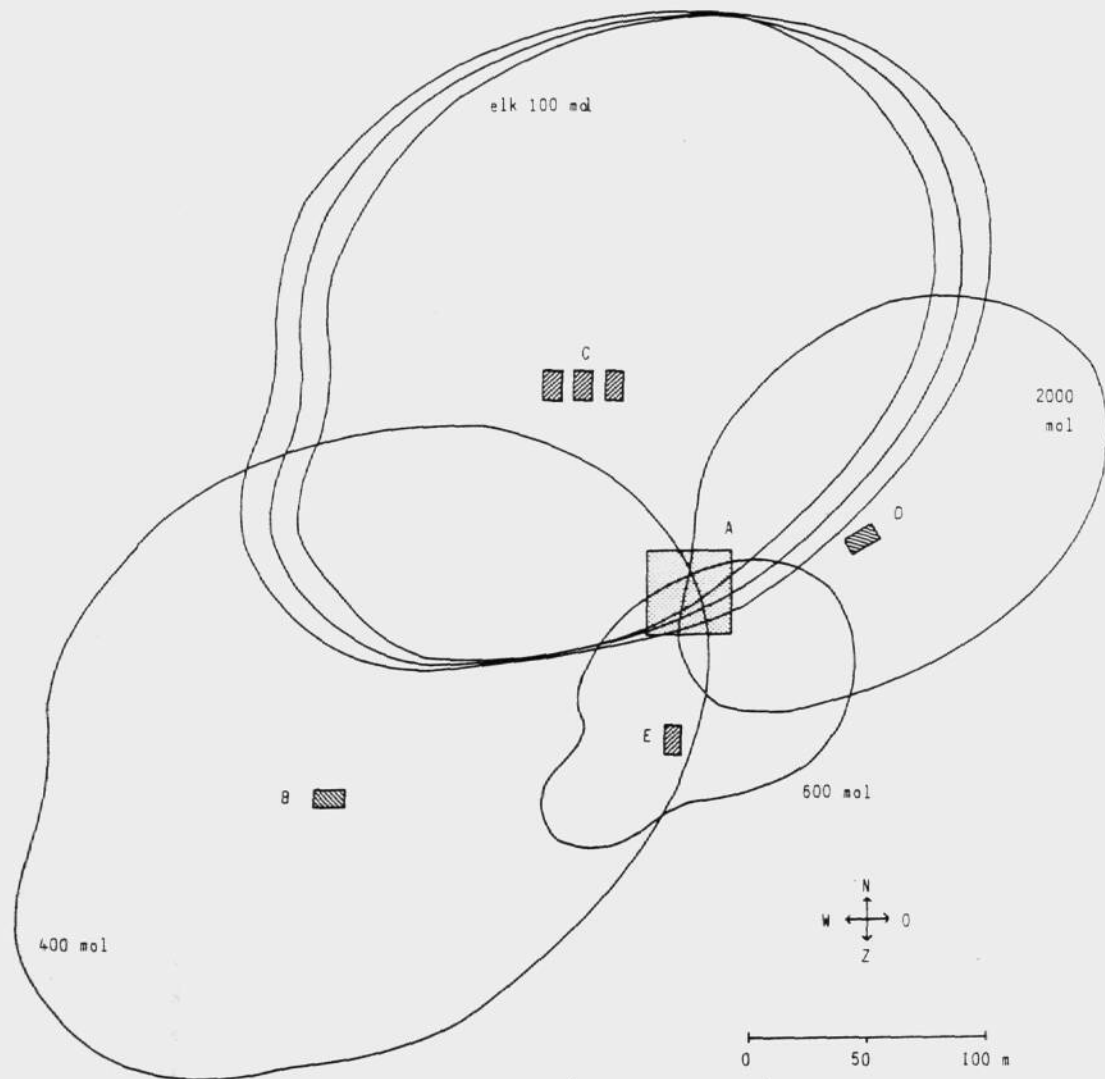
In tegenstelling tot bij het bepalen van directe schade kan dus de bijdrage van andere stallen niet verwaarloosd worden, zelfs niet op grotere afstand. Dit houdt echter niet in, dat twee bronnen die niet al te ver uit elkaar liggen, automatisch kunnen worden beschouwd als één bron.

In dit rapport wordt uitgegaan van het volgende:

een stallenkompleks, twee of meer stallen die op niet meer dan ca. 20 m afstand van elkaar liggen, wordt beschouwd als één bron. Voor het overige worden alle stallen als aparte bronnen beschouwd.

In figuur 5.4 is een uitwerking gemaakt van de belasting van een bepaald gevoelig object vanuit diverse stallen. Afhankelijk van de afstand tot het object is rondom elke stal een isodepositielijn ingetekend. De depositiewaarden die ter plaatse van het object worden bereikt, kunnen simpelweg worden opgeteld.

Uit de figuur blijkt, dat al vrij snel hoge depositiewaarden bereikt worden. Het is te verwachten, dat in gebieden met veel IVH ook de achtergrondconcentraties van NH_x hoger liggen dan in andere gebieden. Deze achtergrondconcentraties zullen ook zeker aanzienlijk bijdragen tot de depositie van potentieel zuur en kunnen daarom niet verwaarloosd worden. Hierop wordt ingegaan in de volgende paragraaf.



Figuur 5.4. Ammoniakdepositie bij een gevoelig object door stalemissies afkomstig van verschillende bedrijven.

- A: gevoelig object
- B: stal, 1000 kg NH₃/jaar
- C: stallen, elk 250 kg NH₃/jaar
- D: stal, 2500 kg NH₃/jaar
- E: stal, 500 kg NH₃/jaar

Belasting van het gevoelig object:

| | |
|----------------------------|----------|
| afkomstig van B: | 400 mol |
| afkomstig van C: 3 x 100 = | 300 mol |
| afkomstig van D: | 2000 mol |
| afkomstig van E: | 600 mol |
| <hr/> | |
| TOTAAL | 3300 mol |

5.3.3 Achtergronddepositie

Onder achtergronddepositie wordt verstaan: de depositie van NH_x die optreedt als gevolg van emissiebronnen die niet in de directe omgeving zijn gelegen. Zoals ook al vermeld in hoofdstuk II.5.2 zal deze achtergronddepositie voor het grootste deel zijn toe te schrijven aan NH_4^+ -aerosolen.

Als gevolg daarvan zal de droge depositie kleiner zijn dan de natte. De concentratie van NH_3 en NH_4^+ in de lucht is in Nederland niet systematisch gemeten, zoals wel is gedaan met SO_2 en NO_x . Het enige meetpunt is Delft, waar een gemiddelde concentratie van $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wordt gemeten. Gemiddeld over Nederland wordt uitgegaan van een concentratie van $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en een totale depositie van $2000 \text{ mol}/\text{ha.j.}$ (Van Aalst, 1983).

In streken waar veel IVH bedreven wordt, is deze depositie aanzienlijk hoger. Gebaseerd op neerslagmetingen kan gesteld worden, dat deze anderhalf tot tweemaal zo hoog is als het Nederlands gemiddelde. Plaatselijk kan deze, bij grote bedrijfsconcentraties, oplopen tot meer dan vijf maal zo hoge waarden.

Hoewel het dus nu nog niet mogelijk is een empirisch verband vast te stellen tussen de NH_x -luchtconcentratie en depositie, is het wel mogelijk een dergelijke relatie aan te tonen tussen NH_3 -emissie en -depositie. Onderstaande grafiek, figuur 5.5, geeft de relatie weer tussen de emissie van NH_3 en de depositie van NH_x vanuit de lucht.

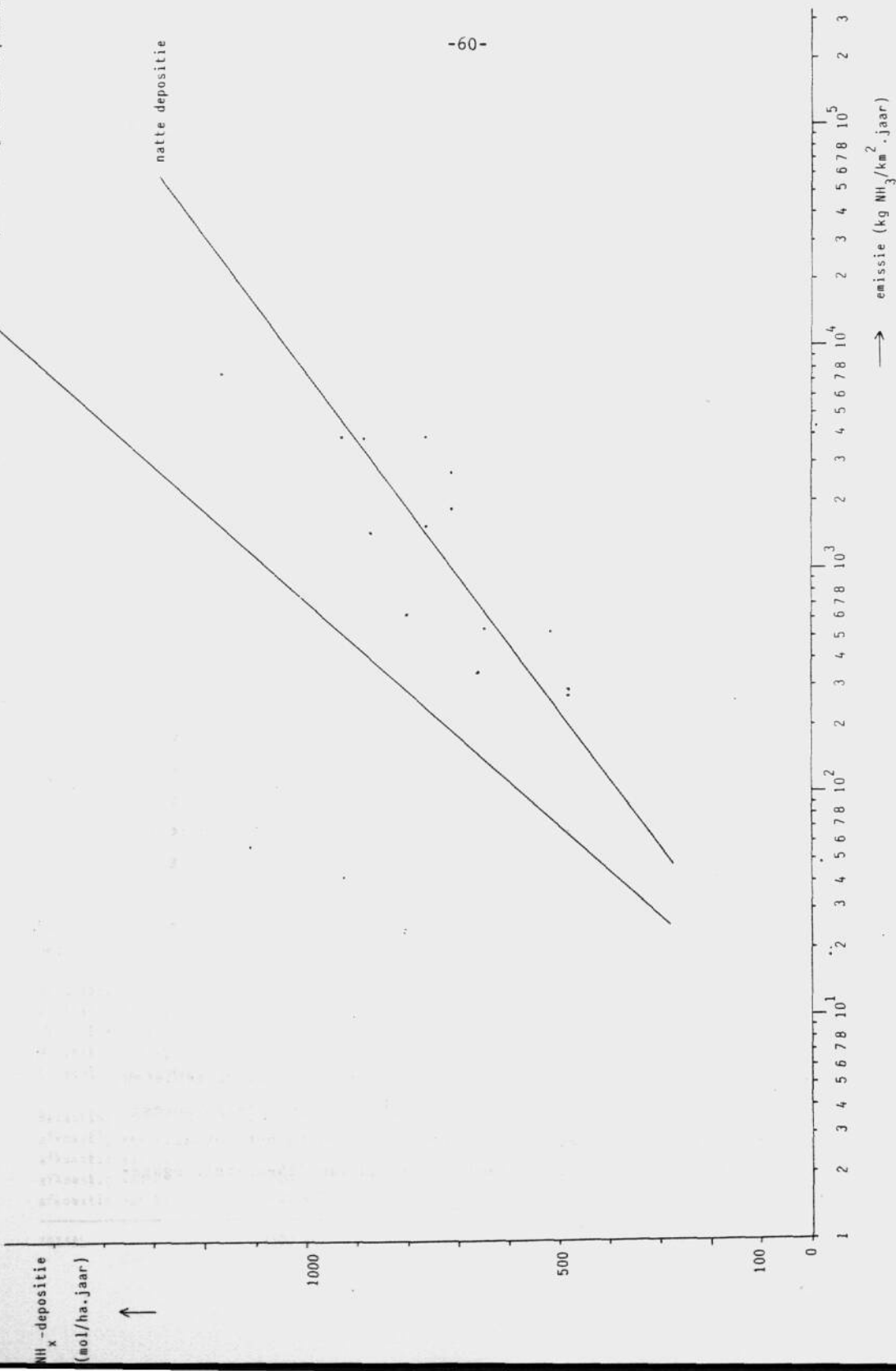
Hierbij geldt:

| | |
|------------------|-------------------------|
| 1 varken | - 3,3 kg NH_3 |
| 1 stuks pluimvee | - 0,27 kg NH_3 |
| 1 mestkalf | - 3,6 kg NH_3 |
| 1 koe (GVE) | - 25 kg NH_3 |

De overige vormen van veehouderij zijn buiten beschouwing gebleven, deels vanwege de beperkte beschikbare informatie en deels vanwege het relatief geringe aandeel van deze bedrijven in het totaal.

De NH_3 -emissie per km^2 is berekend op grond van CBS-meetingsgegevens per gemeente.

totale depositie = $1\frac{1}{2}$ x natte depositie



Figuur 5.5. Achtergronddepositie van NH_x als functie van de gemiddelde ammoniakemissie per km².

De depositie van NH_x is gebaseerd op KNMI-neerslagmetingen. De natte depositie die daaruit af te leiden is, is vermenigvuldigd met 1,5 om een getal voor de totale depositie te verkrijgen.

N.B. Dit is in feite een te grote versimpeling van de relatie tussen droge en natte depositie. Aangezien geen luchtkonsentratiewaarden beschikbaar zijn, is een betrouwbaarder manier, via droge depositie-snelheid, niet toepasbaar. Binnen Nederlandse marges is echter de fout in de totale depositie waarschijnlijk niet al te groot, mede gezien het feit dat de natte depositie het voornaamste deel van de achtergronddepositie vormt.

Bij het bepalen van de achtergronddepositie met als doel deze op te tellen bij de depositie veroorzaakt door één bedrijf en de omliggende stallen, verdient het aanbeveling om hierbij van een redelijk grote oppervlakte uit te gaan, bijvoorbeeld van een gemeente. De fout die gemaakt wordt door het "dubbeltellen" van de emissie van een aantal bedrijven is dan kleiner. Bovendien is het in de praktijk het gemakkelijkst, gegevens per gemeente te verzamelen.

5.3.4 De relatie tussen ammonium- en sulfaatdepositie

Zoals ook al aangeduid is in hoofdstuk II.1, vindt depositie van NH_x , zowel droog als nat, grotendeels plaats als $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$. De mate waarin $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$ -depositie plaatsvindt, is in IVH-rijke gebieden vooral afhankelijk van de NH_x -luchtkonsentratie.

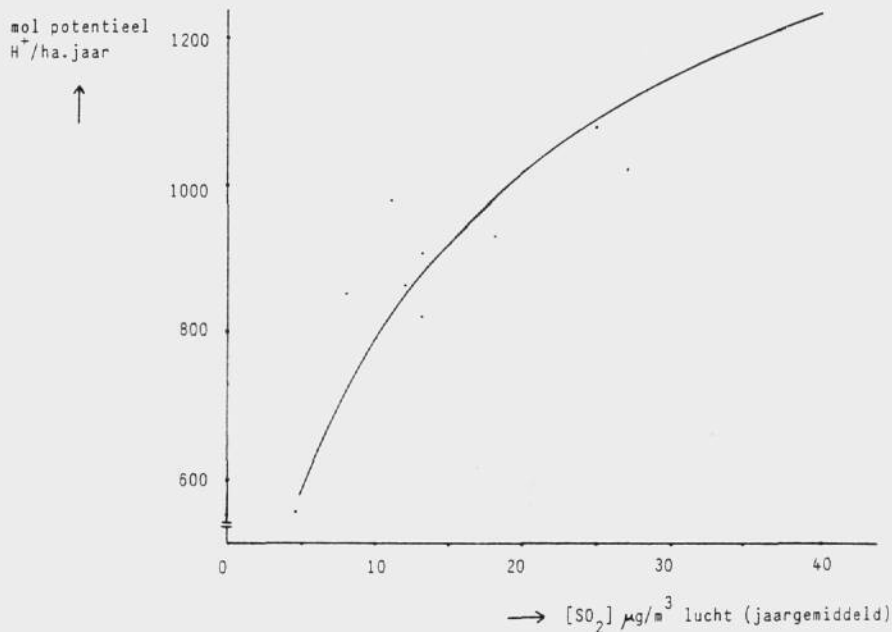
In gebieden met veel intensieve veehouderij blijkt de korrelatie tussen de depositie van NH_x en SO_x dan ook hoog te zijn ($r = 0,62$). In gebieden waar weinig IVH is en bijgevolg de NH_3 -emissie veel lager, is deze relatie veel minder duidelijk ($r = 0,19$). Dit wordt veroorzaakt door het feit dat bij lage NH_x -konsentraties de onafhankelijke SO_x -depositie een relatief veel grotere rol speelt. De SO_x -depositie vertoont in dat geval een veel grotere afhankelijkheid van de SO_2 -luchtkonsentratie ($r = 0,85$).

Wanneer men wil bepalen, welke hoeveelheid SO_x -depositie veroorzaakt wordt door de aanwezigheid van NH_3 , moet eerst nagegaan worden wat de depositie zou zijn. Hiervoor zijn twee grafieken gekonstrueerd.

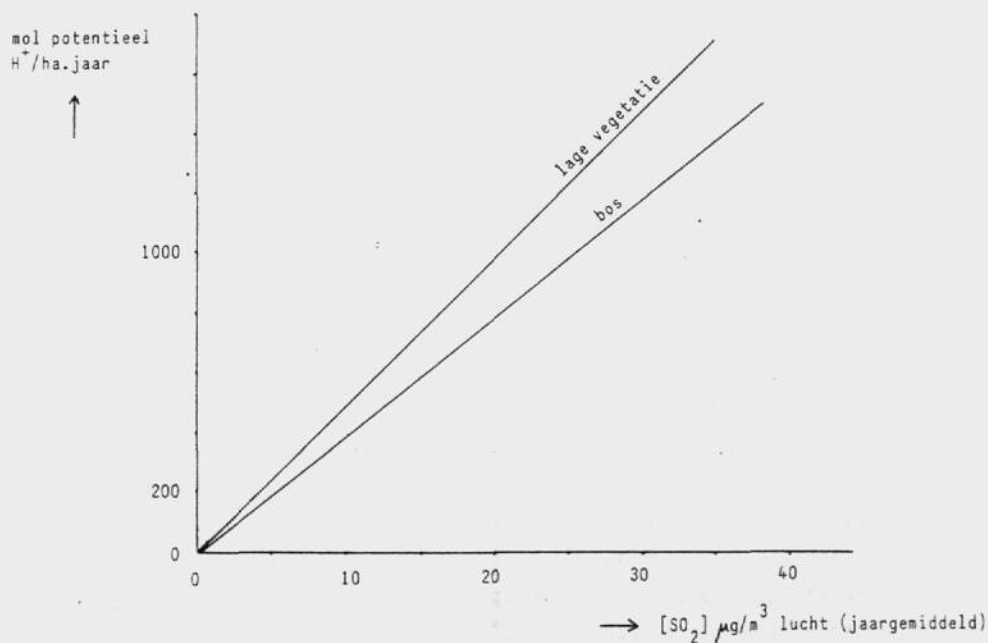
Figuur 5.6.a geeft de relatie weer tussen de luchtkoncentratie van SO_2 en de natte sulfaatdepositie. Deze figuur is gebaseerd op neerslagmetingen in binnen- en buitenland (Ulrich, Granat; beide in Ulrich & Pankrath 1983; en KNMI, 1981). De Nederlandse metingen hebben betrekking op gebieden met een relatief lage NH_4^+ -depositie. Een bepaald achtergrondnivo is hierbij natuurlijk toch aanwezig. Er wordt echter in deze gebieden geen korrelatie aangetroffen tussen NH_x^- en SO_x -depositie, terwijl er wél een duidelijke korrelatie is tussen SO_x -depositie en SO_2 -luchtkoncentratie.

Figuur 5.6.b laat het verband zien tussen de luchtkoncentratie van SO_2 en de droge SO_2 -depositie. Dit - rechtstreekse - verband is gebaseerd op diverse buitenlandse onderzoeken (Hicks, in Ten Brink 1984; Sehmel, in Van Aalst 1984; Höfken, Granat, in Ulrich & Pankrath 1983) naar de droge depositiesnelheid van SO_2 . Uiteindelijk is voor bossen de depositiesnelheid gesteld op 0,4 cm/s en voor lage vegetaties op 0,5 cm/s. Een onzekere faktor hierbij is de depositie van SO_4^{2-} -aerosolen. Over het algemeen is de droge depositiesnelheid van aerosolen laag vergeleken bij die van gassen. In bossen echter geldt dit niet altijd, deze kunnen een sterke "sink"-functie hebben voor aerosolen. Er zijn snelheden gemeten van meer dan 1 cm/s (Höfken, 1983). Door de onbekendheid van de hoeveelheid SO_4^{2-} die in aerosolen in de lucht aanwezig is, is het echter niet mogelijk een schatting te maken van de depositie ervan. Waarschijnlijk bedraagt deze in totaal niet meer dan 10% van de totale SO_x -depositie (Van Aalst, 1984), zodat verwaarlozing niet tot erg grote fouten leidt.

Wanneer de luchtkoncentratie van SO_2 bekend is (en die kan altijd geschat worden met behulp van een SO_2 -verspreidingskaartje, dat hierbij als figuur 5.7 te zien is), kan men met behulp van de figuren 5.6.a en b de "onafhankelijke" SO_x -depositie bepalen; dat wil zeggen, de SO_x -depositie die zou plaatsvinden wanneer geen of slechts weinig NH_x aanwezig zou zijn.

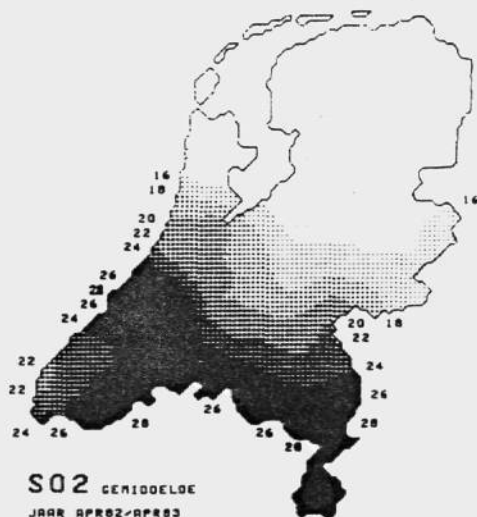


Figuur 5.6.a. Relatie tussen de luchtconcentratie van SO_2 en de natte depositie van SO_4^{2-} in gebieden met relatief weinig NH_x .



Figuur 5.6.b. Relatie tussen de luchtconcentratie van SO_2 en de droge depositie van SO_x voor verschillende vegetatie-typen.

Figuur 5.7. Jaargemiddelde luchtconcentratie van SO_2 in Nederland ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).



In gebieden met veel IVH mag men ervan uitgaan, dat de werkelijke $\text{SO}_2/\text{SO}_4^{2-}$ -depositie in mol/ha.jaar ruwweg de helft bedraagt van de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -depositie. Dat wil zeggen, dat uitgedrukt in mol potentieel H^+ de SO_x -depositie gelijk is aan de NH_x -depositie. Wanneer we de totale NH_x -depositie als gevolg van bedrijf, omgeving en achtergrond hebben bepaald, kunnen we de SO_x -depositie daarvan afleiden. Het verschil dat er is tussen de aldus bepaalde werkelijke depositie en de "onafhankelijke" depositie zoals berekend via de grafieken 5.7.a en b, is dan te beschouwen als extra- SO_x en toe te schrijven aan de veehouderij.

Met een rekenvoorbeeld moge bovenstaande nog wat verduidelijkt worden:

In een bepaald gebied bedraagt de luchtkonsentratie van SO_2 $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Volgens figuur 5.7.a is de onafhankelijke natte depositie bij een dergelijke konsentratie $\pm 1100 \text{ mol } \text{H}^+/\text{ha.jaar}$. De droge depositie in het nabijgelegen bos is, volgens figuur 5.7.b, $\pm 950 \text{ mol}$. In totaal bedraagt de onafhankelijke SO_x -depositie dan dus $1100 + 950 = 2050 \text{ mol}$ (potentieel) $\text{H}^+/\text{ha.jaar}$.

In het betreffende bos wordt gerekend op een NH_x -depositie van

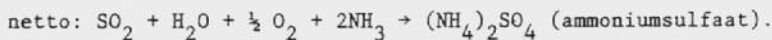
| |
|--------------------------------|
| 1200 mol/ha.jaar (achtergrond) |
| 1000 mol/ha.jaar (omgeving) |
| + 1800 mol/ha.jaar (bedrijf) |
| 4000 mol/ha.jaar (totaal). |

De werkelijke SO_x -depositie zal dus eveneens in de buurt van de 4000 mol H^+ /ha.jaar liggen. Er is dan 1950 mol (4000 - 2050) van de SO_x -depositie op rekening van de (intensieve) veehouderij te schrijven, uitgedrukt in mol potentieel H^+ .

In hoeverre dit potentieel H^+ ook wordt omgezet tot daadwerkelijk H^+ , is sterk afhankelijk van de bodem. Wanneer nitrifikatie plaatsvindt, waarbij ammonium wordt omgezet tot nitraat, treedt daarbij tevens zuurvorming op. Daarbij komen per ammoniumsulfaatmolekuul 4 H^+ -ionen vrij (zie ook II.1 en II.5.1):



Op bodems waar weinig nitrifikatie plaatsvindt en dus ook weinig H^+ -vorming optreedt, kan wel schade verwacht worden van NH_4^+ zoals beschreven in hoofdstuk II.1, maar veel minder van SO_4^{2-} (zie II.1 voetnoot). Het is in dergelijke gebieden dan ook weinig zinvol een schatting van de extra SO_x -belasting te maken. Het is zelfs mogelijk, dat door de vorming van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ de grotere hoeveelheid SO_x die de bodem bereikt, minder H^+ -ionen oplevert dan wanneer alleen "onafhankelijk"- SO_2 -depositie plaatsvond, door de bufferende werking van NH_3 . In reactievergelijking:



Voor de bepaling van de hoeveelheid extra- SO_2 , die, afhankelijk van het nitrifikatiepercentage van de bodem bijdraagt tot de verzuring, wordt verwezen naar § 5.3.6.

5.3.5 Normering

Verzuring van de bodem is een kompleks proces. De mate waarin depositie van potentieel zuur ook leidt tot zodanige veranderingen in de bodem, dat schade aan de vegetatie gaat optreden, verschilt sterk per bodemtype. Bepalend zijn de verschillende buffermechanismen die in de bodem aanwezig zijn. In het algemeen kan gesteld worden, dat de meer voedselarme zandgronden het slechtst in staat zijn, potentieel zuur te neutraliseren. Depositie van luchtverontreinigende stoffen leidt op deze gronden al snel tot uitspoeling van voedingsstoffen, vrijkomen van zware metalen en Al^{3+} -ionen, en pH-daling. Hierdoor ontstaat schade aan de vegetatie, bekend van vele voorbeelden.

Van overheidszijde zijn op het gebied van verzuring (al dan niet door NH_3) geen normen vastgesteld. Wel kunnen enkele beleidsvoorname en streefwaarden worden genoemd:

- 1) In het kader van de internationale bestrijding van zure regen bestaat het beleidsvoornemen, de totale ammoniakemissie vóór het jaar 2000 met de helft terug te dringen. Over de manier, waarop dit moet gebeuren, heerst nog onduidelijkheid. Het is niet onwaarschijnlijk, dat er ook gezocht zal worden naar maatregelen die bij de vergunningverlening voor de individuele bedrijven toegepast zullen moeten worden.
- 2) In het IMP-lucht 1985-1989 wordt op basis van Zweedse en Canadese onderzoeken een streefwaarde genoemd voor de depositie van potentieel zuur op de Nederlandse zandgronden (de voor verzuring meest kwetsbare grondsoort). Gesteld wordt, dat een belasting van ≤ 1400 mol/ha.jaar door de bodem schadeloos kan worden verwerkt. Een hogere belasting zou de zuur-neutraliserende capaciteit van de bodem overschrijden en leiden tot aantasting van vegetatie en fauna. Daarnaast wordt gesteld, dat de depositie van stikstofbevattende stoffen (NO_x en NH_3) tot een hoogte van 1600 mol/ha.jaar op deze zandgronden geen bijdrage levert aan de verzuring, tenminste wanneer er sprake is van plantegroei. De planten zouden deze stoffen als voedingsbron gebruiken vóóordat omzetting tot zuur heeft plaatsgevonden; bovendien zou in de bodem in zekere mate denitrifikatie plaatsvinden waarbij zuur verdwijnt.

Voor de "effektieve depositie" van verzurende stoffen wordt in het IMP-lucht de volgende formule gegeven:

$$\text{dep}_{\text{eff}} = \text{dep}_{\text{SO}_2} + (\text{dep}_{\text{NO}_x} + \text{dep}_{\text{NH}_3} - 1600),$$

waarbij de effectgrens voor dep_{eff} ligt op 1400 mol/ha. jaar.

Over de geldigheid van bovengenoemde getallen bestaat veel twijfel. De waarde van 1400 mol zuur-equivalent per hektare per jaar is op zeer grove aannames gebaseerd en wetenschappelijk onvoldoende onderbouwd. Toch wordt deze 1400 mol in dit rapport als uitgangspunt genomen, ten eerste om aansluiting te vinden bij de beleidsvoorstellen, en ten tweede omdat het op dit moment nog niet mogelijk is een betere waarde, gebaseerd op zinniger aannames, vast te stellen. Ook de onschuldigheid van 1600 mol stikstofverbindingen per hektare per jaar kan niet zonder meer worden aangenomen. Het argument dat de vegetatie stikstof opneemt vóóordat omzetting tot zuur heeft plaatsgevonden, is in elk geval niet geldig voor natuurgebieden waarin gemiddeld geen toename van de biomassa plaatsvindt. Elke opname van stikstof wordt hier immers gekompenseerd door een even grote afgifte. Denitrifikatie, het andere argument om een bepaald onschadelijk stikstofnivo te veronderstellen, speelt alleen op natte gronden een rol van betekenis.

Het is echter wèl zo, dat depositie van NH_x niet altijd leidt tot nitrifikatie en daarmee tot H^+ -vorming. De mate waarin dit gebeurt, is afhankelijk van de bodem en de aard van de vegetatie. Zoals beschreven wordt in hoofdstuk II.1 is juist in arme, reeds van nature zure bodems de nitrifikatie onvolledig (Roelofs: nauwelijks of geen nitrifikatie; Van Breemen: 44-71% nitrifikatie). Uit oogpunt van verzuring bekeken, is het voor deze bodems dan ook redelijk te veronderstellen dat een bepaalde hoeveelheid NH_x inderdaad geen extra schade veroorzaakt. (Dit geldt overigens niet voor NO_x ; deze stof bereikt reeds als zuur de bodem en verzuurt dus altijd).

Naast schade door zuurvorming moet echter ook rekening worden gehouden met een ander type van indirecte schade, afkomstig van de intensieve veehouderij, namelijk de schade die ontstaat doordat (ongeni-

Voor de "effektieve depositie" van verzurende stoffen wordt in het IMP-lucht de volgende formule gegeven:

$$\text{dep}_{\text{eff}} = \text{dep}_{\text{SO}_2} + (\text{dep}_{\text{NO}_x} + \text{dep}_{\text{NH}_3} - 1600),$$

waarbij de effectgrens voor dep_{eff} ligt op 1400 mol/ha. jaar.

Over de geldigheid van bovengenoemde getallen bestaat veel twijfel. De waarde van 1400 mol zuur-equivalent per hectare per jaar is op zeer grove aannames gebaseerd en wetenschappelijk onvoldoende onderbouwd. Toch wordt deze 1400 mol in dit rapport als uitgangspunt genomen, ten eerste om aansluiting te vinden bij de beleidsvoornemens, en ten tweede omdat het op dit moment nog niet mogelijk is een betere waarde, gebaseerd op zinniger aannames, vast te stellen. Ook de onschuldigheid van 1600 mol stikstofverbindingen per hectare per jaar kan niet zonder meer worden aangenomen. Het argument dat de vegetatie stikstof opneemt vóórdát omzetting tot zuur heeft plaatsgevonden, is in elk geval niet geldig voor natuurgebieden waarin gemiddeld geen toename van de biomassa plaatsvindt. Elke opname van stikstof wordt hier immers gekompenseerd door een even grote afgifte. Denitrifikatie, het andere argument om een bepaald onschadelijk stikstofnivo te veronderstellen, speelt alleen op natte gronden een rol van betekenis.

Het is echter wèl zo, dat depositie van NH_x niet altijd leidt tot nitrifikatie en daarmee tot H^+ -vorming. De mate waarin dit gebeurt, is afhankelijk van de bodem en de aard van de vegetatie. Zoals beschreven wordt in hoofdstuk II.1 is juist in arme, reeds van nature zure bodems de nitrifikatie onvolledig (Roelofs: nauwelijks of geen nitrifikatie; Van Breemen: 44-71% nitrifikatie). Uit oogpunt van verzuring bekeken, is het voor deze bodems dan ook redelijk te veronderstellen dat een bepaalde hoeveelheid NH_x inderdaad geen extra schade veroorzaakt. (Dit geldt overigens niet voor NO_x ; deze stof bereikt reeds als zuur de bodem en verzuurt dus altijd).

Naast schade door zuurvorming moet echter ook rekening worden gehouden met een ander type van indirecte schade, afkomstig van de intensieve veehouderij, namelijk de schade die ontstaat doordat (ongeni-

trificeerd) NH_4^+ in het bodemadsorptiekompleks de voedingionen Ca^{2+} , Mg^{2+} en K^+ verdringt (zie hoofdstuk II.1 en II.5.3.1). Deze vorm van schade zal dus bij onvolledige nitrifikatie een rol gaan spelen.

Op bodems met een gering nitrifikatiepercentage (voedselarme, zure zandgronden, met name heidegrond) zal dit laatste proces de meeste schade opleveren. Bij een wat hoger percentage (de iets minder voedselarme gronden, die beter doorworteld zijn) moet met beide typen schade rekening worden gehouden. In bodems waar de nitrifikatie volledig is, is alleen de schade door H^+ -vorming van belang; in deze bodems geldt dus geen onschadelijk stikstofdepositienivo.

Rekening houdend met deze twee typen van schade moet er dan ook van twee verschillende streefwaarden worden uitgegaan. De eerste geldt voor de verzuring door H^+ -vorming bij nitrifikatie van NH_x en wordt gesteld op 1400 mol/ha.jaar. De tweede heeft betrekking op de NH_4^+ -schade wanneer geen nitrifikatie optreedt. Deze wordt in aansluiting bij het IMP-lucht gesteld op 1600 mol/ha.jaar.

Wanneer men van een bepaalde bodem weet wat het nitrifikatiepercentage is, kan men berekenen welke depositie is toegestaan om de grenswaarde niet te overschrijden.

N.B.: Voor alle duidelijkheid moet nog eens worden benadrukt, dat het hier in beide gevallen gaat om de voor "verzuring" gevoelige gronden, dat wil zeggen podzolgronden, beekerdgronden en duinvaaggronden. Klei en veen zijn door hun zeer veel grotere bufferkapaciteit ongevoelig.

De hoogte van de in het IMP-lucht gegeven schadegrensgetallen, 1400 respectievelijk 1600 mol/ha.jaar, is in elk geval onvoldoende onderbouwd. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen in hoeverre zij gewijzigd moeten worden.

De genoemde streefwaarden, zeker die voor zuurdepositie, worden waarschijnlijk overal in Nederland overschreden. De gemiddelde effectieve depositie zoals gedefinieerd in het IMP-lucht is drie maal zo hoog: 4200 mol/ha.jaar. Op zandgronden, waar veel IVH bedreven wordt, bedraagt deze gemiddeld 5400 mol/ha.jaar. Wanneer genoemde

streefwaarden als norm gehanteerd gaan worden, kan er in feite geen enkele uitbreiding meer worden toegestaan, en moet ook de huidige emissie zeer sterk worden teruggedrongen. Voor de IVH zou dit betekenen, dat er geen nieuwe bedrijven gevestigd kunnen worden, en dat bestaande bedrijven drastische maatregelen moeten nemen ter beperking van de emissie van NH_3 .

Voor de vestiging van een nieuw bedrijf blijkt het zodoende een bijzonder moeilijke opgave, een verzuringskriterium toe te passen. Het lijkt in elk geval zinvol, de depositie van potentieel verzurende stoffen die afkomstig is van de veehouderij onafhankelijk te beoordelen van de depositie uit andere bronnen (industrie, elektriciteitscentrales, huishoudens, buitenlandse bronnen).

Voorgesteld wordt, aansluitend bij het IMP-lucht en bij gebrek aan beter onderbouwde waarden, een depositiestreefwaarde aan te houden van 1400 mol/ha.jaar daadwerkelijk zuur, die in zijn geheel opgevuld mag worden door de veehouderij. Daarnaast mag depositie van 1600 mol niet-genitrificeerd NH_4^+ /ha.jaar plaatsvinden. Beide streefwaarden dienen van geval tot geval te worden ingevuld afhankelijk van het nitrifikatiepercentage van de bodem.

Wanneer dat bijvoorbeeld 20% bedraagt, betekent dat dat slechts 20% van de gedeponeerde $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ wordt omgezet tot NO_3^- , waarbij H^+ gevormd wordt. De daadwerkelijke verzuring is dan ook maar 20% van de depositie van potentieel zuur. Dat houdt in, dat, om de daadwerkelijke verzuring niet hoger te laten uitkomen dan 1400 mol, de potentiële zuurdepositie vijf maal zo hoog mag zijn, dus 7000 mol pot. H^+ /ha.jaar. De overige 80% blijft in de bodem aanwezig als NH_4^+ en SO_4^{2-} . Om de grenswaarde van 1600 mol NH_4^+ niet te overschrijden, mag dus $\frac{100}{80} \times 1600 = 2000$ mol NH_x /ha.jaar in de bodem terechtkomen.

Op zo'n manier kan per bodemtype de toegestane depositie worden berekend afhankelijk van het nitrifikatiepercentage.

Wanneer geen nitrifikatiepercentage bekend is of geschat kan worden, zou men gebruik kunnen maken van de volgende, zeer globale schattingen:

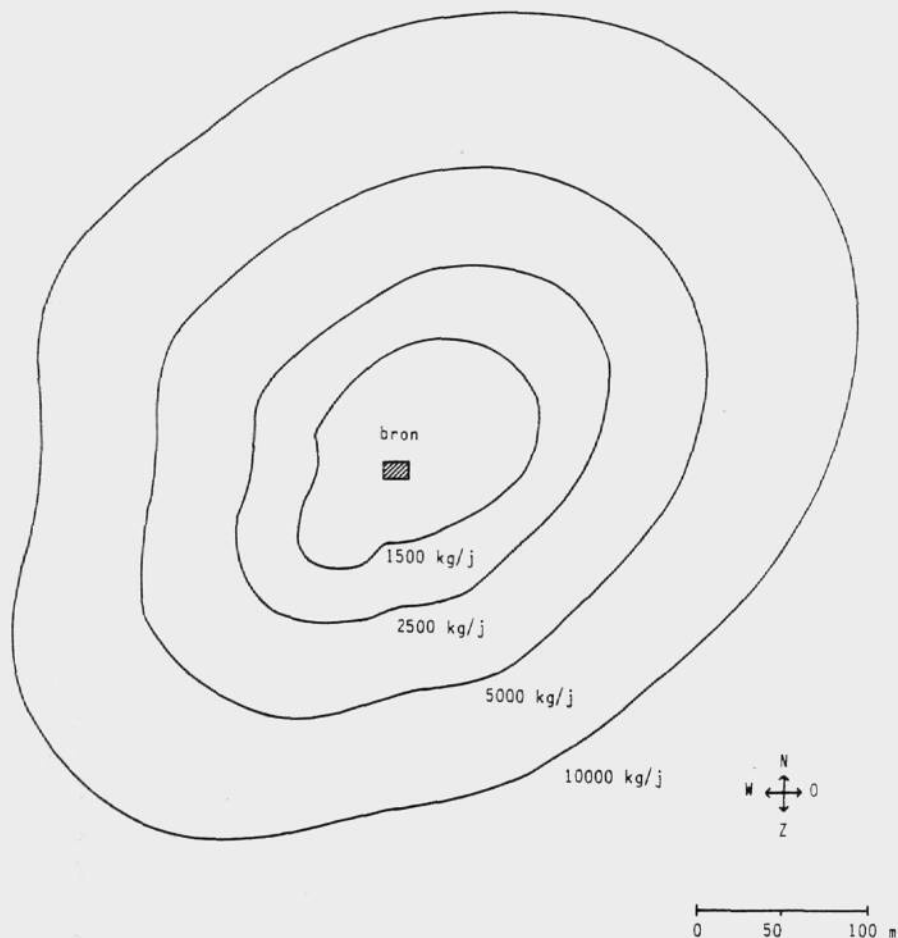
- voedselarme, zure heidegrond: geen nitrifikatie
- naaldbos op voormalige heidegrond: 25%
- overige (loofbos en ook naaldbos op iets rijkere, beter doorwortelde bodem): 75%.

Bij de beoordeling van een nieuw bedrijf (of de uitbreiding van een bestaand bedrijf kan als eerste stap nagegaan worden, tot op welke afstand de depositie van NH_3 en extra SO_x , die te verwachten is van het te vestigen of uit te breiden bedrijf individueel de 1400 respectievelijk 1600 mol zal overschrijden. Wanneer zich binnen deze afstand een gevoelig object bevindt, kan de vergunning in elk geval geweigerd worden op grond van milieuschade. Figuur 5.8 bijvoorbeeld laat zien, hoe de isodepositielijnen voor 1600 mol NH_x rondom een bron lopen voor verschillende emissienivo's.

Een tweede stap, een toepassing van de richtlijn waarbij ook rekening wordt gehouden met de inpasbaarheid van het bedrijf in de omgeving, zou bereikt kunnen worden door de depositie afkomstig van de bedrijven in de omgeving op te tellen bij de depositie die te verwachten is van het bedrijf zelf, en dan te zien of de 1400 respectievelijk 1600 mol/ha.jaar overschreden wordt. Op die manier ontstaat als het ware voor elk gevoelig gebiedje een "ammoniakstolp" die opgevuld mag worden tot 1400 respectievelijk 1600 mol/ha.jaar.

Als derde stap kan men nog de achtergronddepositie, zoals die bepaald kan worden volgens de grafiek in § 5.3.3, bij de beoordeling betrekken. Aangezien de depositie van NH_x als totaal voor het overgrote deel afkomstig is van de veehouderij, is het redelijk om ook de achtergronddepositie te betrekken bij het opvullen van de "stolp".

In de toekomst, als vierde stap, zal ook de zuurdepositie uit andere bronnen bij de beoordeling betrokken moeten worden. NH_3 afkomstig uit de veehouderij zal dan slechts een gedeelte van de streefwaarden in beslag mogen nemen.



Figuur 5.8. Isodepositielijnen van 1600 mol NH_3 /jaar afhankelijk van de grootte van de emissiebron.

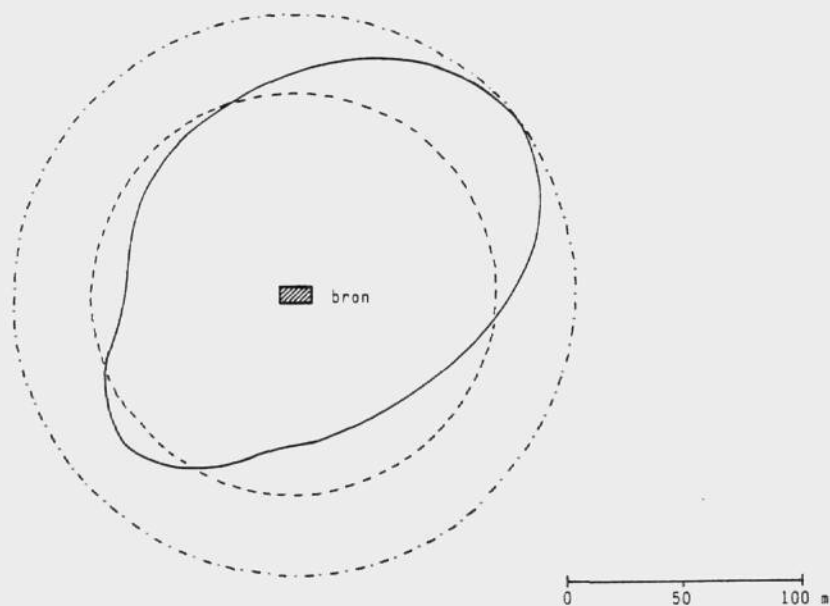
5.3.6 Een simpele methode voor de bepaling van de indirecte schade via bodemprocessen door een bedrijf en zijn omgeving

Om een snel toepasbare methode te krijgen, is het wenselijk de isodepositielijnen in de figuren 5.3 en 5.8 te vervangen door cirkels. De onnauwkeurigheid die hiermee wordt begaan is tamelijk groot, vooral in de directe omgeving van de stal, maar ook op grotere afstand (> 150 m) kan de afwijking van het gemiddelde oplopen tot $\pm 25\%$.

van de bron af.

lijnen.

Vanwege de gemakkelijke toepasbaarheid is toch een cirkelmethode uitgewerkt. Om de fout te ondervangen zijn twee soorten cirkels gemaakt: één op basis van de grootste afstand (WZW-wind) en één op basis van de gemiddelde afstand vanaf de isodepositielijn tot aan de emissiebron. In figuur 5.9 is dit weergegeven.

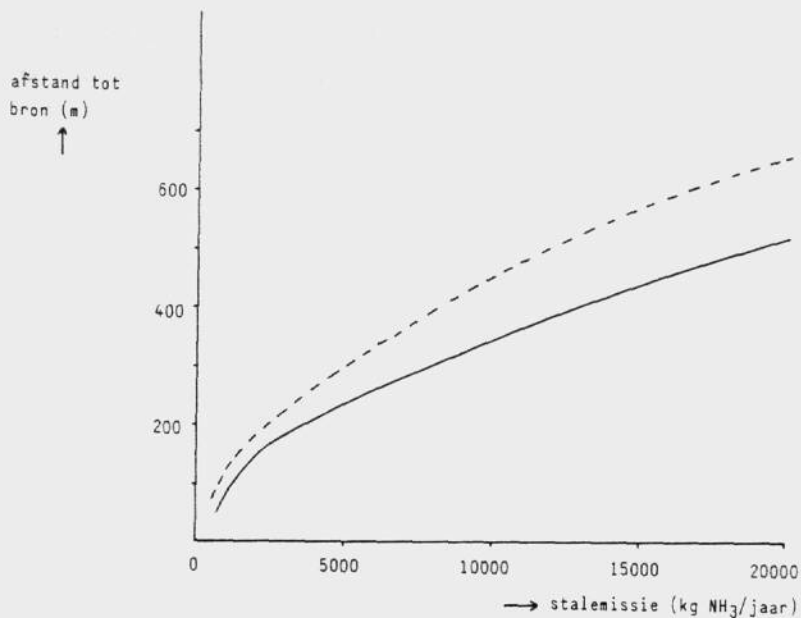


Figuur 5.9. Vervanging van isodepositielijnen door cirkels.

- isodepositielijn
- - - - - vervangende cirkel, gebaseerd op gemiddelde afstand tot de bron.
- .-.-.- - vervangende cirkel, gebaseerd op maximale afstand tot de bron.

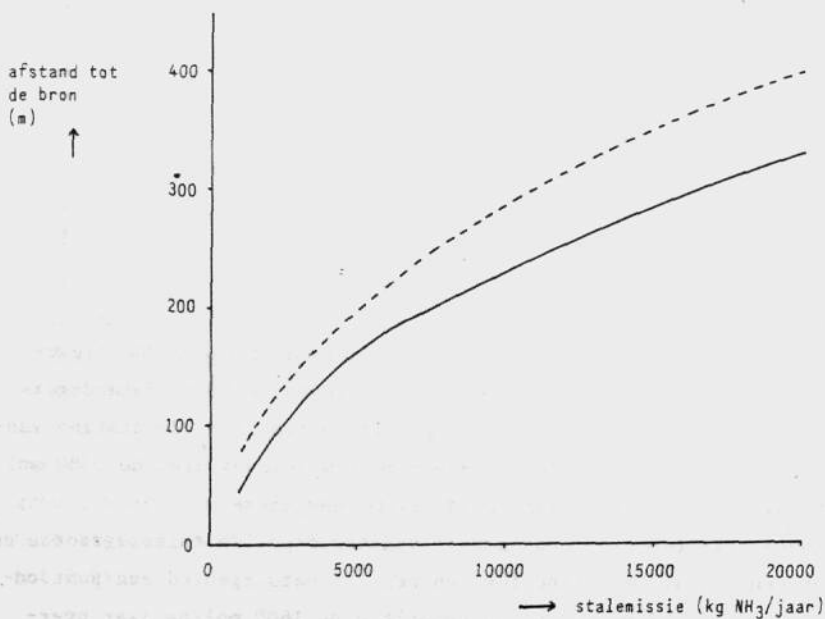
De volgende grafiek, figuur 5.10, is hiervan afgeleid. De figuur kan op dezelfde manier gelezen worden als de veilige afstandsgrafiek van Van der Eerden e.a. (fig. 4.1, pagina 42): de afstand vanaf het bedrijf die in acht genomen moet worden om niet de 1600 mol-depositie te overschrijden wordt erop weergegeven.

Wanneer bij toetsing een bedrijf van een bepaalde emissiegrootte en met een bepaalde afstand tot een bos- of natuurgebied een punt onder de lijn oplevert, zal de depositie de 1600 mol/ha.jaar overschrijden. Figuur 5.10.a is opgesteld voor bos, 5.10.b voor heide.



Figuur 5.10.a. Afstand vanaf de emissiebron waarop de depositie van NH_x 1600 mol/ha.jaar bedraagt, afhankelijk van de brongrootte, voor bosgebied.

— gebaseerd op "gemiddelde" cirkels.
- - - gebaseerd op "maximale" cirkels.



Figuur 5.10.b. Afstand vanaf de emissiebron, waarop de depositie van NH_x 1600 mol/ha.j bedraagt, afhankelijk van de brongrootte, voor heidegebied.

— gebaseerd op 'gemiddelde' cirkels
- - - gebaseerd op 'maximale' cirkels

De figuur is eigenlijk alleen te gebruiken als normoverschrijdings-toets wanneer men te maken heeft met bodems waarin geen nitrifikatie plaatsvindt.

Maar men kan de figuur ook, voor een eerste indicatie en uitgaande van de theorie dat NH_x^+ zowel bij H^+ -vorming als in de vorm van NH_4^+ schadelijk is, in andere gevallen toepassen.

Wanneer men op een meer gedetailleerde wijze wil toetsen, kan men dat doen met behulp van de figuren 5.11 en 5.12.

Figuren 5.11.a en b zijn eveneens gebaseerd op de vervangende cirkels. In deze grafieken is op de x-as de bedrijfsgrootte weergegeven uitgedrukt in NH_3 -productie (kg NH_3 /jaar). Op de y-as vindt men de depositie van NH_x in mol/ha.jaar. In de grafieken wordt het verband tussen deze beide voor verschillende afstanden weergegeven. Wanneer de bedrijfsgrootte bekend is en de afstand tot het gevoelige object, kan de bijbehorende depositie worden afgelezen op de y-as.

Figuur 5.11.a is afkomstig van de gemiddelde cirkels, figuur 5.11.b van de maximale. Welk van beide figuren men wil gebruiken kan afhangen van de situatie. Bijvoorbeeld: normaal gesproken kan 5.11.a gebruikt worden, maar bij zeer kwetsbare situaties 5.11.b.

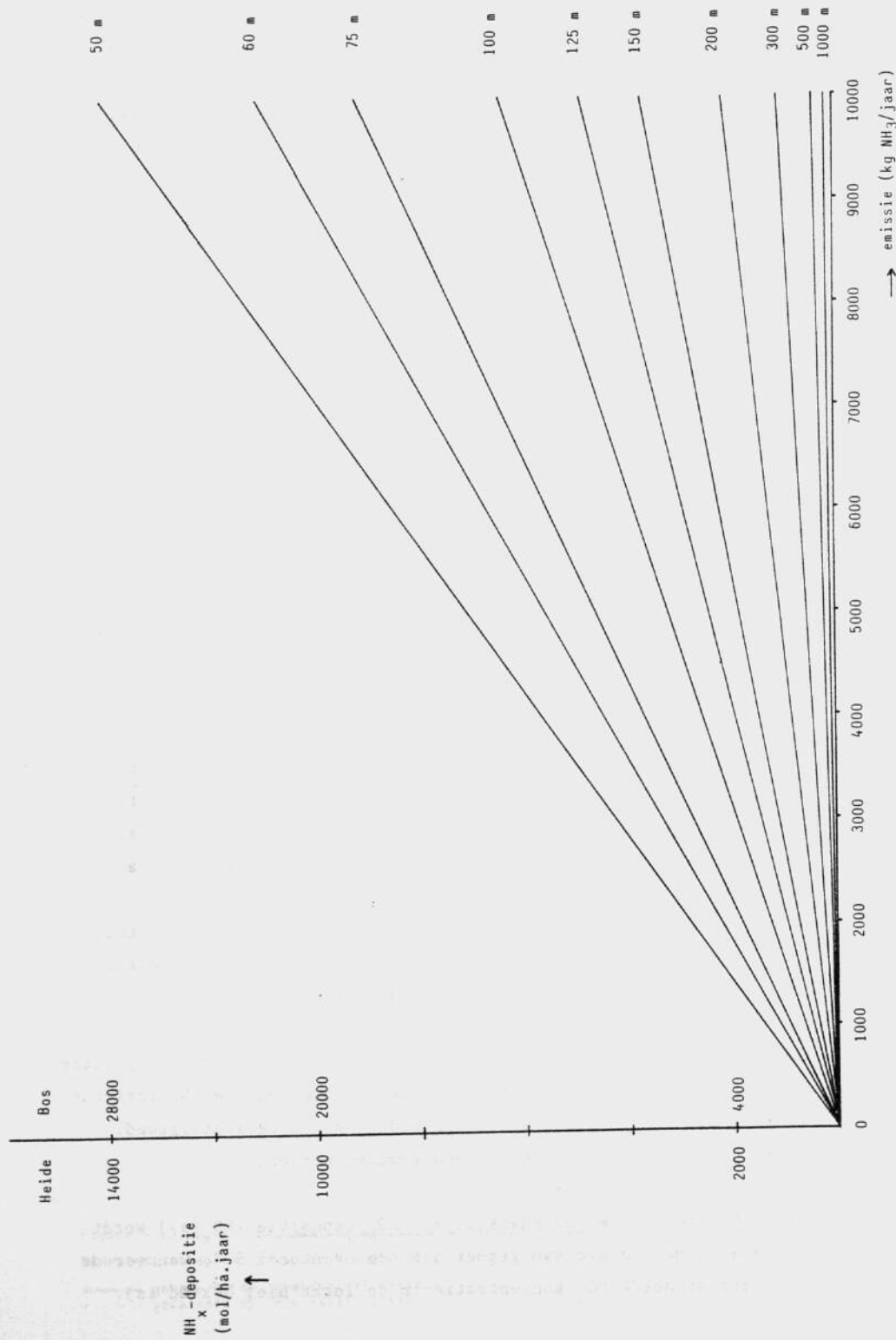
Met deze grafieken kan van elk individueel bedrijf de NH_x -depositie op een gegeven afstand worden bepaald. Zij kunnen dus gebruikt worden om de depositie afkomstig van het te beoordelen bedrijf vast te stellen, maar ook om de reeds aanwezige depositie afkomstig van de bedrijven in de omgeving te bepalen.

N.B.: Voor kleine bedrijven is de schaal van de grafiek waarschijnlijk onhandig groot. In bijlage 4 wordt de figuur nogmaals weergegeven, maar dan op een andere schaal.

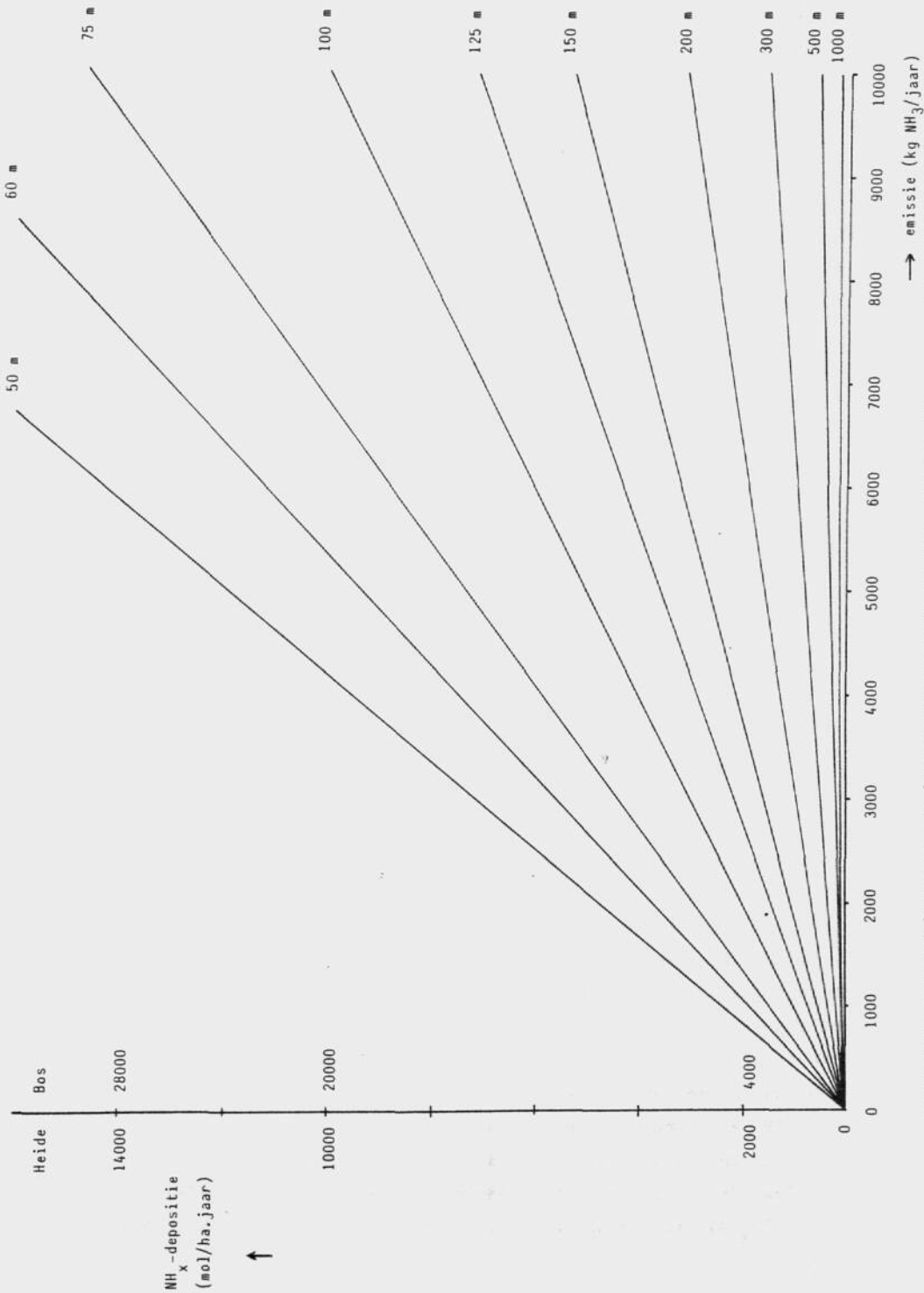
Om tot een beoordeling te kunnen komen, moet allereerst de depositie van NH_x en van extra SO_x worden berekend, zowel van het betreffende bedrijf als van de reeds aanwezige bedrijven en de achtergrond.

Hierbij moeten de volgende stappen genomen worden:

- a) De hoogte van de "onafhankelijke" SO_x -depositie ($\text{SO}_x(a)$) wordt bepaald met behulp van figuur 5.6 (en eventueel 5.7, wanneer de jaargemiddelde SO_2 -concentratie in de lucht niet bekend is).



Figuur 5.11.a. Depositie van NH_x als functie van de grootte van de emissiebron, bij gegeven afstand tot de bron, gebaseerd op gemiddelde cirkels.



Figuur 5.11.b. Depositie van NH_x als functie van de grootte van de emissiebron, bij gegeven afstand tot de bron, gebaseerd op maximale cirkels.

- b) De achtergronddepositie van NH_x wordt bepaald met figuur 5.5. De emissie van NH_3 per km^2 wordt bepaald door de veebezettingsgegevens per gemeente (CBS-meitellingen) om te rekenen per km^2 , en vervolgens de aantallen dieren te vermenigvuldigen met de totaal-emissiecijfers per dier per jaar uit tabel 2.8 (paragraaf II.2.4).

De bijbehorende SO_x -depositie, $\text{SO}_x(\text{b})$, is (uitgedrukt in mol potentieel zuur) gelijk aan de NH_x -depositie. Wanneer de onafhankelijke SO_x -depositie, $\text{SO}_x(\text{a})$, hoger is dan $\text{SO}_x(\text{b})$, dan is er geen sprake van extra SO_x -depositie. In het omgekeerde geval kan de extra depositie heel eenvoudig berekend worden:

$$\text{SO}_x(\text{b}) - \text{SO}_x(\text{a}) = \text{SO}_x\text{-extra (achtergrond)}.$$

Deze extra SO_x , opgeteld bij de NH_x -depositie, geeft de depositie van potentieel zuur weer als gevolg van de achtergrondconcentratie van NH_x .

- c) De NH_x -depositie afkomstig van de bedrijven in de omgeving wordt bepaald door toepassing van figuur 5.11. Om de stalemissies te berekenen, wordt het aantal dieren per bedrijf vermenigvuldigd met het bijbehorende stalemissiecijfer per dier per jaar uit tabel 2.8 (§ II.2.4). De per bedrijf verkregen depositiewaarden kunnen bij elkaar worden opgeteld om de totale omgevingsbelasting vast te stellen.

Ook hier is de bijbehorende SO_x -depositie ($\text{SO}_x(\text{c})$) in mol potentieel H^+ /ha.jaar, identiek aan de NH_x -depositie. Hoeveel hiervan beschouwd kan worden als extra SO_x , hangt af van de uitkomst bij b): wanneer door de achtergronddepositie reeds het nivo van de onafhankelijke $\text{SO}_x(\text{a})$ wordt overschreden, dan is alle SO_x die gebonden wordt door NH_x uit de bedrijven te beschouwen als extra SO_x . Wanneer dat niet het geval is, moet het verschil tussen $\text{SO}_x(\text{a})$ en $\text{SO}_x(\text{b})$ ervan worden afgetrokken:

$$\text{SO}_x(\text{c}) - (\text{SO}_x(\text{a}) - \text{SO}_x(\text{b})) = \text{SO}_x\text{-extra (omgeving)}.$$

- d) Nu kan de totale, reeds in het gebied aanwezige, belasting met NH_x en (eventueel) extra SO_x worden vastgesteld:

De achtergronddepositie van NH_x wordt opgeteld bij die afkomstig van de bedrijven in de omgeving. De bijbehorende SO_x -depositie ($\text{SO}_x(\text{d})$) is daaraan gelijk, de extra SO_x -depositie wordt bepaald

door de onder a) berekende onafhankelijke depositie ervan af te trekken:

$$SO_x(d) - SO_x(a) = SO_x\text{-extra (achtergrond + omgeving)}.$$

- e) Tenslotte wordt de NH_x -belasting die van het nieuwe bedrijf te verwachten is, bepaald met behulp van figuur 5.11. De extra SO_x -belasting wordt bepaald analoog aan c): wanneer door achtergrond en omgeving reeds extra- SO_x -depositie wordt veroorzaakt, is alle SO_x die als gevolg van het bedrijf in de bodem terecht komt ($SO_x(e)$), te beschouwen als extra. Zo niet, dan moet het verschil tussen $SO_x(a)$ en $SO_x(d)$ ervan worden afgetrokken:

$$SO_x(e) - (SO_x(a) - SO_x(d)) = SO_x\text{-extra (bedrijf)}.$$

- f) De totale depositie van NH_x , die volgens de verwachting met het nieuwe bedrijf erbij het gebied zal belasten, kan nu berekend worden door de NH_x -deposities van het bedrijf (e), de bedrijven in de omgeving (c) en de achtergrond (b) bij elkaar op te tellen. De depositie van $SO_x(f)$ (bijbehorend) is hieraan gelijk, en de extra- SO_x -depositie kan hieruit worden berekend door $SO_x(a)$ er vanaf te trekken:

$$SO_x(f) - SO_x(a) = SO_x\text{-extra (totaal)}.$$

Nu alle depositiegegevens bekend zijn, kan vervolgens worden overgegaan tot een konfrontatie van deze deposities met de in de vorige paragraaf opgestelde streefwaarden:

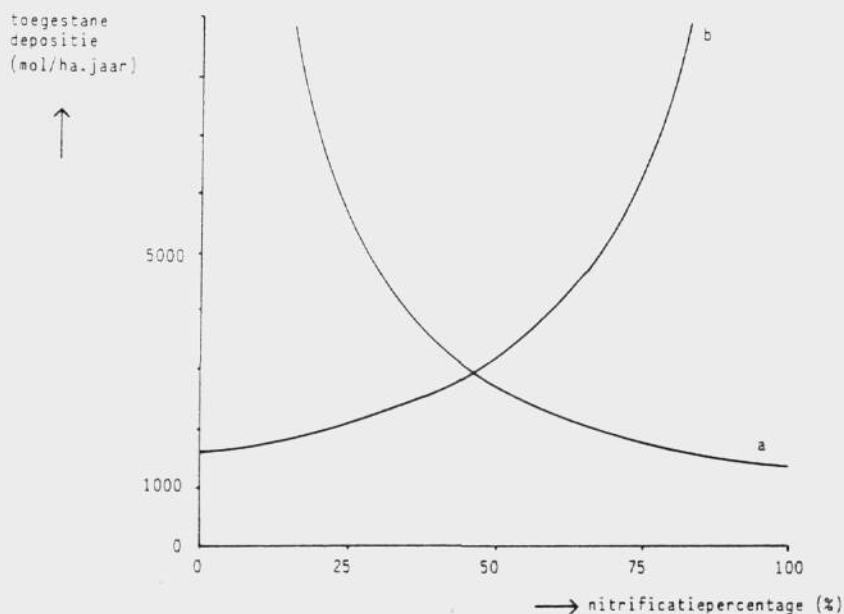
1400 mol H^+ /ha.jaar, voor de depositie van daadwerkelijk zuur;
1600 mol NH_4^+ /ha.jaar, voor de depositie van niet-genitrificeerd NH_4^+ .

Zoals reeds is vastgesteld, is de hoeveelheid potentieel zuur, die een daadwerkelijke verzuring van 1400 mol H^+ oplevert, afhankelijk van het nitrifikatiepercentage van de bodem. Ditzelfde geldt voor de relatie tussen NH_x -depositie en het NH_4^+ -gehalte in de bodem. De toegestane depositie, dat wil zeggen de depositie van potentieel zuur of NH_x , die uiteindelijk vertaald kan worden in een depositie van daadwerkelijk H^+ of blijvend NH_4^+ die de streefwaarde niet overschrijdt, verschilt dus per bodemtype. Dat wil zeggen, dat de depositie van NH_x en extra- SO_x per bodemtype anders beoordeeld moet worden.

Om met één eenvoudige handeling de depositie te konfronteren met de streefwaarden, afhankelijk van het nitrifikatiepercentage in de bodem, is figuur 5.12 gekonstrueerd. In deze figuur staan twee lijnen. Lijn a geeft aan, hoe de toegestane depositie van potentieel H^+ verloopt, afhankelijk van het nitrifikatiepercentage, om de depositie van daadwerkelijk H^+ niet hoger te laten worden dan 1400 mol/ha.jaar. Lijn b doet ditzelfde voor de depositie van NH_x , waarbij de hoeveelheid niet-genitrificeerd NH_4^+ de 1600 mol/ha.jaar niet overschrijdt. We zien dat bij een laag nitrifikatiepercentage de NH_4^+ -schade het belangrijkste proces is, en dus zal hier lijn b de beperkende faktor zijn. Bij een hoog percentage is de verzuring belangrijker en zal lijn a het zwaarst wegen.

Met behulp van deze figuur kunnen de depositiecijfers zoals die berekend zijn, getoetst worden aan de toegestane depositie van potentieel H^+ en NH_x : het nitrifikatiepercentage van de bodem geldt als x-koördinaat, de berekende depositie als y-koördinaat. Wanneer het aldus bepaalde punt onder de lijnen ligt, betekent dat dat geen van beide streefwaarden overschreden wordt. Ligt het punt boven één van beide of beide lijnen, dan wordt één van beide of zelfs allebei de streefwaarden wél overschreden.

Wanneer geen nitrifikatiepercentage bekend is, kan voorlopig een percentage van 0 voor heidegrond, van 25 voor naaldbos op voormalige heidegrond, en voor de overige gronden van 75% worden aangenomen. Nader onderzoek kan aanleiding geven deze percentages te veranderen; de figuur blijkt ook dan nog van toepassing.



Figuur 5.12. Toegestane depositie van potentieel H^+ en van NH_4^+ afhankelijk van het nitrifikatiepercentage in de bodem.
a: toegestane depositie van potentieel H^+ (1400 mol).
b: toegestane depositie van NH_4^+ (1600 mol).

Zoals voorgesteld in § 5.3.5 kan de toetsing plaatsvinden in drie stappen:

- 1) Het bedrijf op zichzelf overschrijdt één of beide streefwaarden. De onder e) berekende depositiegetallen voor NH_x , en voor $NH_x +$ extra SO_x (potentieel H^+) moeten dan worden ingetekend in figuur 5.12. Wanneer de punten boven de bijbehorende lijnen liggen, wordt de streefwaarde overschreden en is schade te verwachten van het bedrijf, los van de reeds aanwezige verontreiniging.
- 2) Het bedrijf overschrijdt één of beide streefwaarden in combinatie met de bedrijven in de omgeving.

Om dit te bepalen worden de deposities zoals bepaald bij e) en bij c) bij elkaar opgeteld en gebruikt als y-koördinaat bij het intekenen van de punten in figuur 5.12.

3) Het bedrijf overschrijdt één of beide streefwaarden in combinatie met de omgeving en met de achtergronddepositie.

Bij deze stap wordt de onder f) berekende totaaldepositie gebruikt om te zien of het punt onder de lijnen blijft, of dat schade te verwachten is.

In de volgende paragraaf wordt de methode nog eens verduidelijkt door toepassing ervan in een rekenvoorbeeld.

5.3.7 Toepassing van de methode in een rekenvoorbeeld

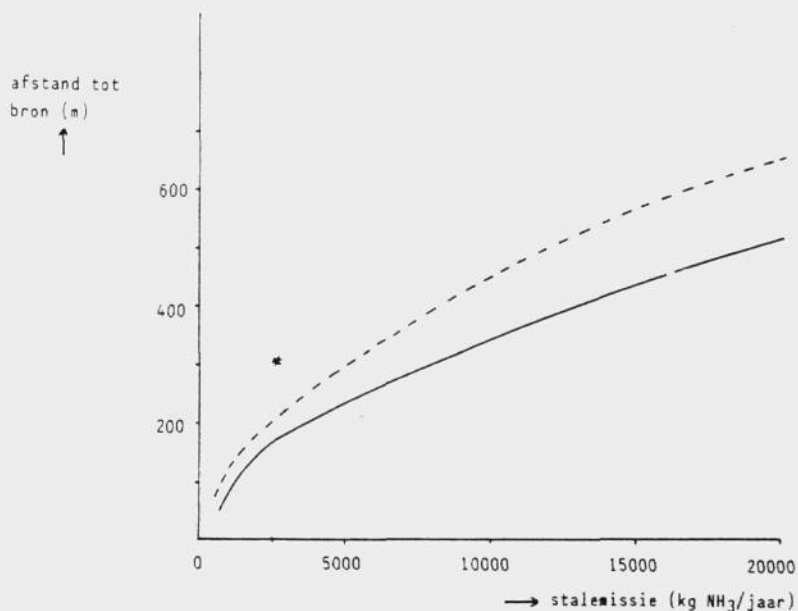
Een bedrijf van 1000 mestvarkens wordt gevestigd op 300 m van een stukje naaldbos. Het betreft een halfroostervloerstal, dus volgens tabel 2.8 (§ II.2.4) bedraagt de emissie per dier per jaar 2,6 kg NH_3 . De totale emissie is dan $2,6 \times 1000 = 2600$ kg NH_3 /jaar. De bodem van het stukje naaldbos wordt geacht een nitrifikatiepercentage van 40 te hebben.

In de omgeving zijn nog enkele bedrijven aanwezig.

Een eerste vluchtige toets met behulp van figuur 5.10.a laat zien, dat het punt boven de lijnen valt; het bedrijf op zichzelf geeft een NH_x -depositie die de 1600 mol/ha.jaar niet overschrijdt.

Nu kan de rekenprocedure, zoals aangeduid in § 5.3.6, gevolgd worden van stap a) tot en met f):

a) De jaargemiddelde concentratie van SO_2 in de lucht bedraagt ter plaatse $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lucht. Toepassing van figuren 5.6.a en b levert de daarbij behorende "onafhankelijke" SO_x -depositie op: $\text{SO}_x(a) = 1020$ mol (nat) + 790 mol (droog, bosvegetatie) = 1810 mol potentieel H^+ .



Figuur 5.10.a. Afstand vaf de emissiebron waarop de depositie van NH_x 1600 mol/ha.jaar bedraagt, afhankelijk van de brongrootte, voor bosgebied.

— gebaseerd op "gemiddelde" cirkels.

- - - gebaseerd op "maximale" cirkels.

b) Het bedrijf is gelegen in een gemeente, waar de gemiddelde NH_3 -emissie 8000 kg NH_3/km^2 jaar bedraagt. Toepassing van figuur 5.5 laat zien, dat de bijbehorende achtergronddepositie ongeveer 1525 mol $\text{NH}_3/\text{ha.jaar}$ is. De daarvan afhankelijke SO_x -depositie, $\text{SO}_x(\text{b})$, zou dan ook 1525 mol potentieel H^+ bedragen. De onafhankelijke SO_x -depositie is echter al hoger: 2010 mol, zodat er geen sprake is van extra SO_x -depositie.

c) In de omgeving van het bedrijf zijn nog 3 bedrijven:
Toepassing van figuur 5.11.a laat zien, welke depositie deze zouden veroorzaken in het naaldbosje.

| | |
|--|---|
| (1) 1 stal, 2500 kg NH ₃ /jaar, 500 m: | 600 mol NH _x /ha.jaar |
| (2) 1 stal, 2000 kg NH ₃ /jaar, 150 m: | 1500 mol NH _x /ha.jaar |
| (3) 3 stallen, elk 700 kg NH ₃ /jaar, 400 m: 3 x 550 = | 1650 mol NH _x /ha.jaar |
| <hr/> totaal | <hr/> 3750 mol NH _x /ha.jaar |

De daarbij behorende extra SO_x-depositie, berekend volgens de formule: SO_x(c) - (SO_x(a) - SO_x(b)) = SO_x-extra (omgeving), wordt dan:

$$3750 - (1810 - 1525) = 3465 \text{ mol pot. H}^+/\text{ha.jaar.}$$

De totale depositie van potentieel H⁺ als gevolg van deze bedrijven wordt dan 3750 (NH_x) + 3465 (SO_x) = 7215 mol pot. H⁺/ha.jaar.

d) Met de achtergrond erbij bedraagt de totale reeds in het gebied aanwezige depositie van NH_x 3750 + 1525 = 5275 mol/ha.jaar.

De extra SO_x-depositie bedraagt dan volgens de formule SO_x(d) - SO_x(a) = SO_x-extra (omgeving + achtergrond):

$$5275 - 1810 = 3465 \text{ mol/ha.jaar.}$$

Dat brengt de totale potentieel zuurdepositie in het gebied op 5275 + 3465 = 8740 mol/ha.jaar.

e) Het nieuwe bedrijf levert volgens figuur 5.11.a een depositie van 1100 mol NH_x. De bijbehorende SO_x-depositie, eveneens 1100 mol (uitgedrukt in potentieel H⁺) kan in zijn geheel beschouwd worden als extra-SO_x aangezien er op dit moment al sprake is van extra-SO_x-depositie. Bij elkaar dus 2200 mol potentieel H⁺.

f) In totaal is er dus, met het nieuwe bedrijf mee, een depositie van 1525 + 3750 + 1100 = 6375 mol NH_x, en een extra-SO_x-depositie van 6375 - 1810 = 4565 mol pot. H⁺, dus een totaal-depositie van potentieel zuur van 6375 + 4565 = 10.940 mol/ha.jaar.

In onderstaande tabel, tabel 5.2, kunnen de berekeningen overzichtelijk worden samengevat.

Tabel 5.2 Depositie van NH_x en van potentieel zuur in het nabijgelegen gevoelig object, afkomstig van het betreffende bedrijf; van de bedrijven in de omgeving; en van de achtergrondconcentratie

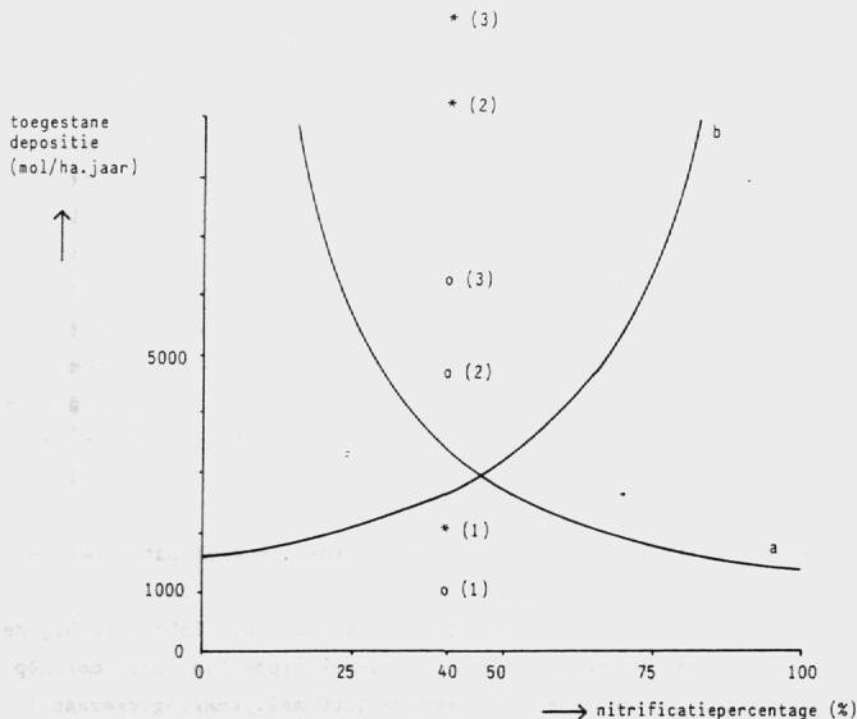
| | mol/ha.jaar | | |
|-------------|----------------|---------------------|-------------------|
| | NH_x | extra SO_x | pot. H^+ |
| achtergrond | 1525 | - | 1525 |
| omgeving | 3750 | 3465 | 7215 |
| bedrijf | 1100 | 1100 | 2200 |
| | — ⁺ | — ⁺ | — ⁺ |
| totaal | 6375 | 4565 | 10940 |

Nu alle gegevens verzameld zijn, kunnen de drie beoordelingsstappen worden toegepast:

- 1) Het bedrijf op zichzelf overschrijdt de streefwaarden. Bij toepassing van figuur 5.12 wordt de x-koördinaat van elk punt gesteld op 40, vanwege het nitrifikatiepercentage in de bodem. Van het bedrijf op zichzelf zijn twee y-koordinaten afkomstig: de depositie van potentieel H^+ , die (volgens berekening bij e)) 2200 mol/ha.jaar bedraagt, en de depositie van NH_4^+ van 1100 mol/ha.jaar. Punt 1, (40; 2200), mag lijn a niet overschrijden, terwijl punt 2, (40; 1100) niet boven lijn b uit mag komen. Bij intekenen van de punten in figuur 5.12 zien we, dat geen van beide lijnen wordt overschreden. Dat wil zeggen, dat de depositie van NH_x en potentieel H^+ als gevolg van het bedrijf op zichzelf niet boven de streefwaarden uitkomt.
- 2) Het bedrijf overschrijdt de streefwaarden in combinatie met de bedrijven uit de omgeving. Het punt voor de NH_4^+ -depositie wordt dan (40; 4850), waarbij de y is berekend door de onder c berekende depositie, 3750 mol, op te tellen bij de onder e berekende 1100 mol. Analoog daaraan wordt het punt voor de depositie van potentieel H^+ dan (40; 9415).

Bij toepassing van figuur 5.12 zien we, dat beide punten boven de betreffende lijn liggen. De streefwaarde wordt dus zowel voor H^+ als voor NH_4^+ overschreden door het bedrijf samen met de reeds in de omgeving aanwezige bedrijven.

- 3) Het bedrijf overschrijdt de streefwaarden in combinatie met de omgeving en met de achtergronddepositie.
- Deze stap is nu overbodig geworden, aangezien beide streefwaarden reeds bij de tweede stap overschreden werden. Maar voor de volledigheid zullen toch de punten worden gegeven:
- voor NH_4^+ wordt het punt (40; 6375)
- voor potentieel H^+ (40; 10.940); volgens de waarden berekend onder f).
- Vanzelfsprekend worden beide lijnen nog veel verder overschreden dan bij stap 2).



Figuur 5.12. Toegestane depositie van potentieel H^+ en van NH_4^+ afhankelijk van het nitrificatiepercentage in de bodem.

a: toegestane depositie van potentieel H^+ (1400 mol).

b: toegestane depositie van NH_4^+ (1600 mol).

*: depositie van potentieel H^+ .

o: depositie van NH_4^+ .

5.3.8 Konklusie

In bovenstaande paragrafen is een methode uitgewerkt om de milieuschade door verzuring te bepalen die kan ontstaan door één bedrijf, al dan niet in samenhang met de omgeving. De methode is bedoeld om de uitbreiding of vestiging van intensieve veehouderijbedrijven in de buurt van de voor verzuring gevoelige ecosystemen op de armere zandgronden te beoordelen bij de aanvraag voor een Hinderwetvergunning. De methode die wordt voorgesteld bestaat uit verschillende stappen. Achtereenvolgens wordt in beschouwing genomen of in een bepaald gevoelig objekt een depositie van NH_3 plaatsvindt die de streefwaarden van 1400 mol H^+ , respectievelijk 1600 mol NH_4^+ overschrijdt

- door het betreffende bedrijf op zichzelf
- door het bedrijf in combinatie met de bedrijven in de omgeving
- door het bedrijf in combinatie met de omgeving en met de in het gebied op groter schaal heersende achtergrondconcentratie.

De beide streefwaarden zijn afgeleid uit in het IMP-lucht 85-89 vermelde richtlijnen en beleidsvoornemens. Zij hebben betrekking op twee typen indirecte schade die via de bodem lopen: ten eerste de schade door zuurvorming; en ten tweede, de schade die ontstaat door een overmaat NH_4^+ -ionen in de bodem. De mate waarin deze typen van schade optreden, binnen de meer gevoelige bodemsoorten, is afhankelijk van het nitrifikatiepercentage van de bodem. Ook het overschrijden van de streefwaarden, 1400 mol daadwerkelijk zuur per hektare per jaar, en 1600 mol ongenitrificeerd NH_4^+ per hektare per jaar, is daarmee afhankelijk van de mate van nitrifikatie in de bodem.

De uiteindelijke toetsing van de berekende depositie aan de streefwaarden, afhankelijk van het nitrifikatiepercentage van de bodem, geschiedt met behulp van figuur 5.12.

De methode houdt alleen rekening met depositie van (potentieel) verzurende stoffen afkomstig van de veehouderij. De overige bronnen worden buiten beschouwing gelaten. In de toekomst kunnen deze er mogelijk wel bij betrokken worden.

Alle in dit hoofdstuk gedane aannames zijn gebaseerd op het tot nog toe beschikbare onderzoeksresultaat. Nieuwe onderzoeken leiden mogelijk tot nieuwe resultaten, zodat aanpassing noodzakelijk wordt. De methode laat hier voldoende ruimte voor open.

5.4 Eutrofiëring

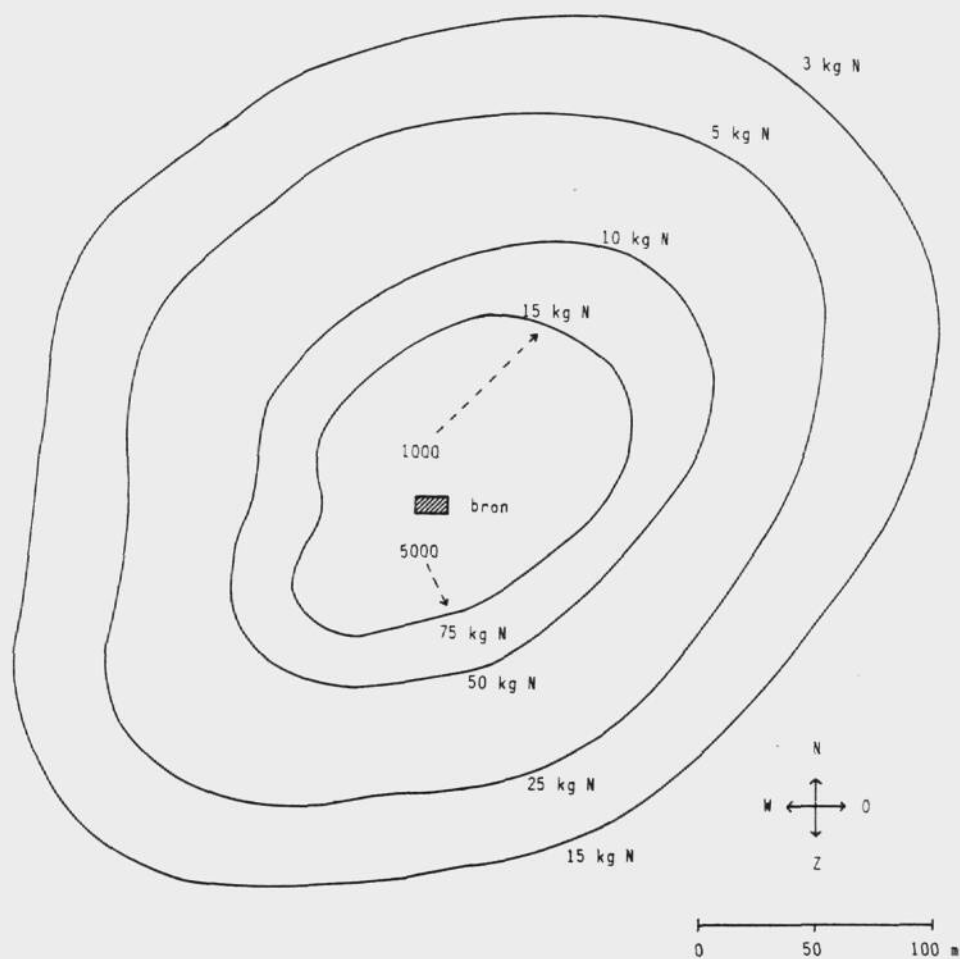
5.4.1 Stikstofdepositie rondom een stal; invloed van de omliggende stallen

De depositie van stikstof rondom een stal laat zich op dezelfde manier berekenen als de zuurdepositie (zie § 5.3.1). De jaargemiddelde concentratie van NH_3 in de lucht op een bepaalde afstand van een stal met een bepaalde omvang, wordt berekend met behulp van Harssema's GPM en KNMI-gegevens over het voorkomen van windrichtingen en -snelheden. De ammoniakdepositie wordt dan berekend met de formule voor droge depositie (Van Aalst, 1983). Deze kan worden omgerekend in stikstofdepositie door te vermenigvuldigen met 0,82 (ofwel 14/17). Figuur 5.13 geeft een beeld van de stikstofdepositie rondom één stal.

Ook de bijdrage van de omliggende stallen aan de belasting van een object met eutrofiërende stoffen is te bepalen analoog aan de bijdrage aan de zuurdepositie, zoals beschreven in § 5.3.2. Voor het bepalen van de achtergrondbelasting uit verder weggelegen bronnen is figuur 5.14 opgesteld, waarin de depositie van ammoniak vanuit de lucht wordt weergegeven als functie van de emissie in $\text{kg NH}_3/\text{km}^2$. jaar. De opbouw van deze figuur is dezelfde als die van figuur 5.6 in § 5.3.3. De depositie is hier echter weergegeven in kg N/ha.jaar in plaats van in mol/ha.jaar .

5.4.2 Normering

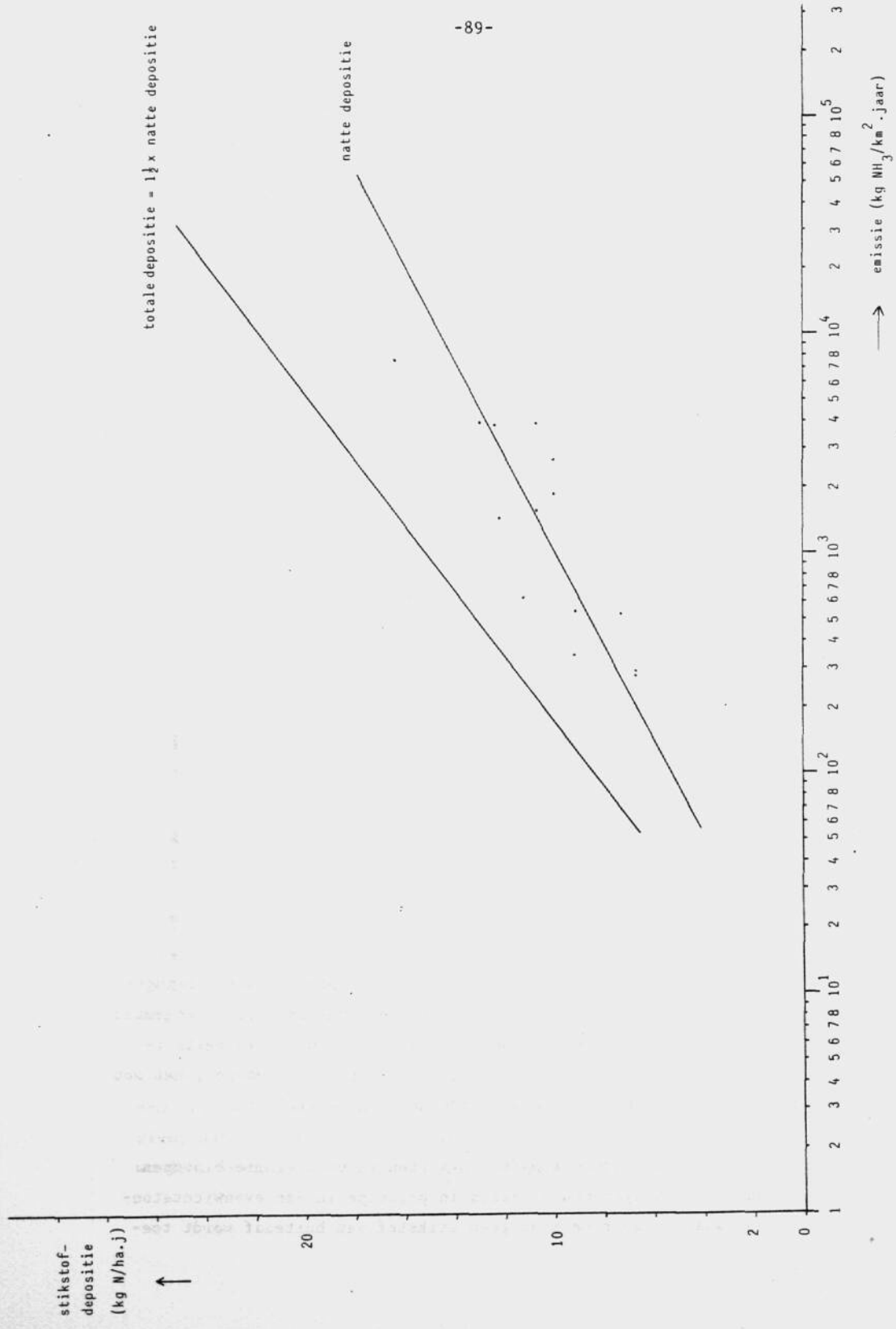
Er is geen overheidsnorm of -richtlijn die toegepast kan worden bij het bepalen van schade aan het natuurlijk milieu door eutrofiëring van voedselarme ecosystemen. Er wordt zelfs van overheidszijde geen streefwaarde genoemd, zoals dat wel het geval is bij de verzuring. In deze paragraaf wordt ook slechts een poging gedaan, een manier aan te geven om tot het opstellen van streefwaarden te komen. Binnen het kader van dit rapport wordt niet getracht, ook werkelijk streefwaarden op te stellen. De verderop in deze paragraaf genoemde waarden zijn dan ook niet onderbouwd. Zij dienen alleen om te laten zien, dat ook voor eutrofiëring een simpele methode uitgewerkt kan worden, evenals dat in § 5.3 voor de verzuring is gedaan.



Figuur 5.13. Stikstofdepositie rondom een emissiebron van 1000 resp. 5000 kg NH_3 /jaar.

De factoren en processen die van belang zijn bij de eutrofiëringsproblematiek worden in deze paragraaf sterk vereenvoudigd aangeduid. De opstelling van streefwaarden voor eutrofiëring is in feite te kompleks om binnen het kader van dit rapport uit te voeren; het zou beter zijn, hiernaar een apart onderzoek in te stellen.

Eutrofiëring kan grote schade aanrichten in voedselarme biotopen. Natuurlijke ecosystemen verkeren in principe in een evenwichtstoestand, waarbij door de mens geen stikstof van buitenaf wordt toe-



Figuur 5.14. Achtergronddepositie van stikstof als functie van de gemiddelde NH₃-emissie per km².

gevoerd. Geschat wordt, dat in dergelijke systemen door natuurlijke oorzaken (onweer, bacteriologische N-binding) de bodem wordt verrijkt met circa 25 kg N/ha.jaar (De Molenaar, 1980). Gemiddeld over Nederland is het zo, dat door NO_x en NH_3 -verontreiniging via de lucht circa 46 kg N/ha.jaar extra wordt toegevoegd (Van Aalst, 1983). In gebieden met veel IVH kan dit nog veel hoger oplopen (met uitschieters tot boven de 1000 kg N (Roelofs, mond. med.)). Voor levensgemeenschappen die gebonden zijn aan een voedselarm milieu betekent dit, dat zij zeker zullen verdwijnen.

Voor natuurlijke ecosystemen zou in feite de nulnorm moeten gelden: géén door de mens veroorzaakte stikstoftoevoer van buitenaf. Er zijn echter wel verschillen in tolerantie voor stikstof tussen de verschillende ecosystemen. De omvang van deze stikstoftolerantie wordt bepaald door het milieutype. De volgende factoren spelen hierbij o.a. een rol:

- Het bodemtype. De trofiegraad van de bodem kan gekarakteriseerd worden als voedselarm, matig voedselrijk of voedselrijk, afhankelijk van het gehalte aan voedingsstoffen in de bodem. Behalve de stikstofimmissie en de mineralisatie is hierbij de koolstof-stikstof-(C/N)verhouding van belang: hoe lager C/N, des te voedselrijker is de bodem (Ellenberg, 1979). Dit is vooral afhankelijk van de grondsoort.

De bodem is, globaal gesproken, gevoeliger voor stikstofbelasting naarmate de voedselrijkdom afneemt.

- De waterhuishouding. Drie processen spelen hierbij een rol: mineralisatie, afspoeling en uitspoeling.

Bij een hoge, zowel als bij een extreem lage grondwaterstand verloopt de mineralisatie trager dan bij een gemiddelde, waardoor de beschikbaarheid van stikstof kleiner is. Bij natte gronden is de afspoeling van stikstof vaak erg hoog. Aan de andere kant is de uitspoeling van voedingsstoffen groter bij een lage grondwaterstand, waardoor de beschikbaarheid van stikstof eveneens kleiner is (STOM, 1983). In natuurlijke ecosystemen treffen we voedselarme dan ook aan bij zeer droge en bij zeer natte bodems, terwijl bodems met een "goede" vochtvoorziening (niet te nat en niet te droog) vaak voedselrijker zijn.

- De beheersvorm. In sommige natuurgebieden is het beheer gericht op verschraling: geen aanvoer van meststoffen, maar wèl afvoer van organisch materiaal (bijvoorbeeld gemaaid gras of hout), waardoor de totale hoeveelheid voedingsstoffen in het gebied afneemt. Bij ongewenste toevoer van voedingsstoffen kan een dergelijk beheer de eutrofiëring die daardoor zou ontstaan tegengaan. In gebieden waar het beheer een afvoer van stoffen omvat, verloopt bij een gegeven belasting de eutrofiëring dus minder snel dan in gebieden waar dat niet het geval is.

- De vegetatie. De vegetatie in een gebied wordt sterk bepaald door de voorgaande punten: bodemtype, waterhuishouding en beheer. De gevoeligheid van de vegetatie voor eutrofiëring kan dienen als indicatie voor de gevoeligheid van een gebied als geheel. Over de trofie-indicatie van de vegetatie zijn diverse gegevens beschikbaar. Aan afzonderlijke plantesoorten kan een stikstofindicatiegetal (N-getal) worden toegekend, waaraan de preferentie voor een voedselarm of -rijk milieu kan worden afgelezen (Ellenberg, 1974). Voor een vegetatiekarteringsopname geeft het gemiddeld N-getal een aanwijzing met betrekking tot de voedselrijkdom (Ellenberg, 1979). Voor ecosystemen in het algemeen zijn kwalitatieve beschrijvingen voorhanden (bijvoorbeeld Van der Meijden e.a., 1983), die gekombineerd kunnen worden met gegevens over afzonderlijke plantesoorten of vegetatie-opnamen. Op die manier kan een indruk worden verkregen van de trofiegraad van de vegetatie. Hoewel dit niet in alle gevallen opgaat, kan in eerste benadering gesteld worden dat de kwetsbaarheid van de vegetatie groter is naarmate de voedselarmoede-indicatie sterker is.

Uit bovenstaande kan gekonkludeerd worden, dat een eutrofiëringsnorm niet los van het milieutype kan worden gegeven. Per milieutype zal een andere stikstoftolerantie gelden.

Hieronder worden enkele mogelijkheden aangegeven om tot het opstellen van streefwaarden te komen.

- 1) Men kan een streefwaarde baseren op empirisch gevonden schadeprempels per milieutype. Voor verschillende milieutypen is onderzoek hiernaar verricht, hoewel dit alles bij elkaar vermoedelijk

geen volledig beeld zal opleveren. Een literatuuronderzoek kan aan het licht brengen, in hoeverre er hiaten zijn, en op welke punten veldonderzoek noodzakelijk is om tot redelijk onderbouwde streefwaarden voor de N-belasting te kunnen komen.

- 2) Men kan voor een bepaald gebied een stikstofbalans opstellen, waarbij aan- en afvoer van stikstof met elkaar in evenwicht moeten zijn:

Aan de aanvoorzijde spelen factoren als aanvoer van N via het grond- en oppervlaktewater, natuurlijke oplevering van N, en atmosferische depositie een rol.

Afvoer van N geschiedt o.a. door denitrifikatie, uitspoeling, afspoeling, en door afvoer van organisch materiaal in het kader van beheersmaatregelen.

De toegestane hoogte van atmosferische N-depositie kan dan voor een gebied afhankelijk worden gesteld van de omvang van de andere factoren in de stikstofbalans.

Aangezien de meeste factoren in een gebied min of meer vastliggen, is vooral van belang welke hoogte wordt toegekend aan de afvoer van N via beheer. Men kan deze stellen op een beheertech- nisch wenselijk optimum; men kan ook uitgaan van een bepaald mogelijk maximum. In beide gevallen wordt een bovengrens gesteld aan de toegestane toevoer van N, en daarmee aan de hoeveelheid die via atmosferische depositie het gebied mag bereiken.

Of een benadering via een stikstofbalans haalbaar is, zou nage- gaan moeten worden. Maar zelfs wanneer voor alle een rol spelende variabelen een bruikbare schatting kan worden gemaakt, is een dergelijke benadering uitsluitend zinvol wanneer deze niet per gebied, maar per afzonderlijk milieutype kan worden opgesteld. Daarnaast is het een discussiepunt of het akseptabel genoemd kan worden, een verschrallingsbeheer in te stellen ter bestrijding van de effecten van atmosferische stikstofdepositie. Er zijn echter ook andere invullingen van het balansidee denkbaar.

3) Men kan als grenswaarde voor stikstofdepositie vanuit de lucht een bepaald percentage nemen van de natuurlijke oplevering van de bodem. Hierbij wordt uitgegaan van het idee dat de tolerantie voor stikstof van buitenaf groter is naarmate de voedselrijkdom van de bodem groter is. Deze aanname zal zeker niet in alle gevallen juist zijn. Wanneer echter een meer gedetailleerde, beter uitgewerkte benadering geen bruikbare resultaten oplevert, kan het noodzakelijk zijn op een dergelijke globale benadering over te gaan.

Bij bovengenoemde mogelijkheden komen diverse aspecten van de normeringsproblematiek met betrekking tot eutrofiëring niet aan de orde:

- De fosfaat-afhankelijkheid van eutrofiëring.

Wanneer in een bepaald gebied fosfaat de beperkende factor is, zal een overdosering van stikstof niet tot eutrofiëring leiden. Het lijkt echter een gevaarlijke stap om de grenswaarden voor stikstofdepositie afhankelijk te stellen van de hoeveelheid beschikbaar fosfaat, omdat dit laatste een factor is die aan verandering onderhevig is. Men mag verwachten dat de hoeveelheid fosfaat die vanuit landbouwgebieden de natuurgebieden bereikt in de toekomst alleen maar zal toenemen. Ook nu al geldt, dat een toename van de N-gift op veel plaatsen grotere effecten heeft dan een toename van de P-gift.

- De toepassing van bestaande milieuhygiënische streefwaarden.

Nog een punt dat niet aan de orde is gekomen, is de mogelijkheid, bestaande normen als aangrijpingspunt te gebruiken om bepaalde grenzen te stellen aan de stikstofdepositie, bijvoorbeeld de diverse waterkwaliteitsnormen. De bestaande normen zijn echter niet gericht op het natuurlijk milieu maar op de verschillende gebruiksmogelijkheden van water. Wel zijn ekologischer waterkwaliteitsnormen in ontwikkeling, waarbij mogelijk aansluiting gevonden zou kunnen worden. Afgezien hiervan is het de vraag, of een dergelijke benadering zinvol is, omdat de bijdrage aan de stikstofbelasting van de meeste wateren door depositie vanuit de lucht immers slechts gering is in vergelijking met de bijdrage van de uitspoeling vanuit landbouwgronden. Dit geldt in veel mindere mate voor terrestrische milieutypen.

In hoeverre de drie hier genoemde benaderingen op een zinvolle wijze kunnen worden uitgewerkt, vraagt om nadere studie. In dit rapport gebeurt dat niet.

Om toch tot een simpele beoordelingsmethode te komen, vergelijkbaar met die voor verzuring, wordt voorlopig een streefwaarde aangehouden voor de atmosferische stikstofdepositie van 25 kg N/ha.jaar voor oligotrofe gebieden (samen met de natuurlijke N-binding een belasting van 50 kg N) en van 50 kg N/ha.jaar voor mesotrofe gebieden (totale belasting 75 kg). Eutrofe milieus worden, hoewel zij voor N-belasting wél gevoelig kunnen zijn, in dit verband buiten beschouwing gelaten.

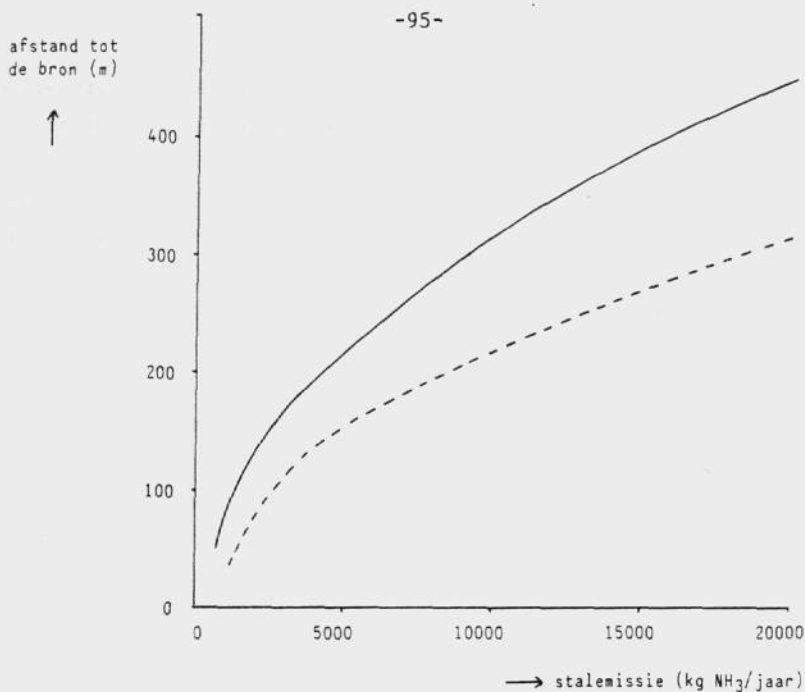
De milieus waar het in dit verband vooral om gaat (bos en heide op zandgrond) zijn van oorsprong oligotroof of mesotroof. Het ideaal van het opstellen van een streefwaarde voor elk milieu-type wordt hierbij dus sterk vereenvoudigd: één waarde voor oligotrofe en één waarde voor mesotrofe gebieden.

Grofweg gesteld zijn alle natuurlijke ecosystemen op heide- en veen- grond van oorsprong oligotroof. Mesotroof zijn veel bosecosystemen. Bossen op arme, droge zandgrond (voormalige heidegrond) zijn hierop een uitzondering, deze zijn weer oligotroof. In gebieden waar veel intensieve veehouderij bedreven wordt, zijn dit de meest voorkomende natuurterreinen.

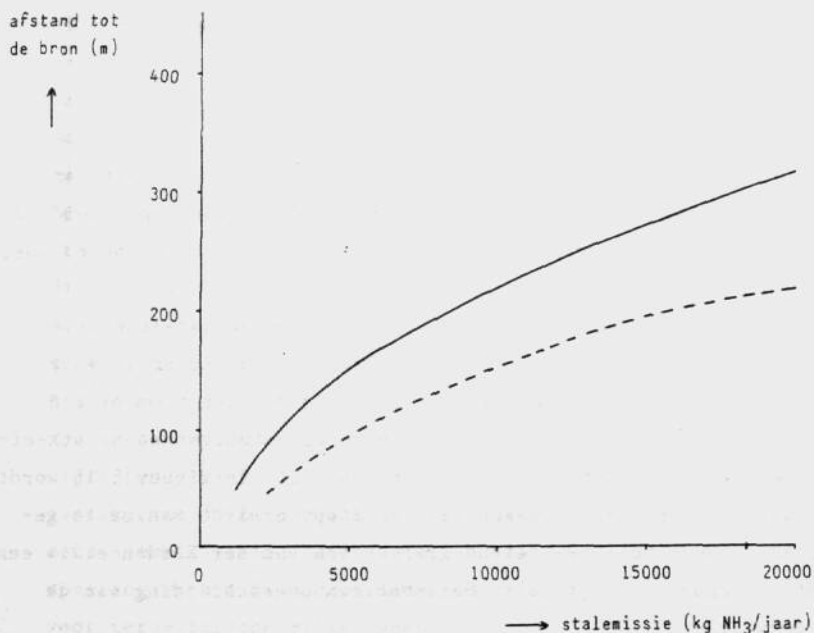
5.4.3 Een simpele methode

Voor het bepalen van de schade door eutrofiëring als gevolg van de NH_3 -emissie van een bedrijf kan nu een methode worden opgesteld, die analoog is aan de methode voor het bepalen van de verzuringsschade, zoals is uitgewerkt in § 5.3.5.

De eerste stap bestaat weer uit het vervangen van iso-depositielijnen rondom een bron door cirkels. Daaruit kunnen, analoog aan figuur 5.10, grafieken worden gekonstrueerd die aangeven of een bepaald bedrijf in een nabijgelegen bos- of natuurgebied de streefwaarde voor de stikstofdepositie overschrijdt. In figuur 5.15 wordt dit weergegeven. De grafieken zijn weer op dezelfde manier te gebruiken als de veilige afstandsgrafiek van Van der Eerden e.a.: een punt dat onder de lijn valt, betekent een overschrijding van de streefwaarde.



Figuur 5.15.a. Afstand vanaf de emissiebron waarop de depositie van stikstof 25 resp. 50 kg/ha.jaar bedraagt, afhankelijk van de brongrootte, voor bos.
— 25 kg N/ha.jaar
- - - 50 kg N/ha.jaar



Figuur 5.15.b. Afstand vanaf de emissiebron waarop de depositie van stikstof 25 resp. 50 kg/ha.jaar bedraagt, afhankelijk van de brongrootte, voor heidegebied.
— 25 kg N/ha.jaar
- - - 50 kg N/ha.jaar

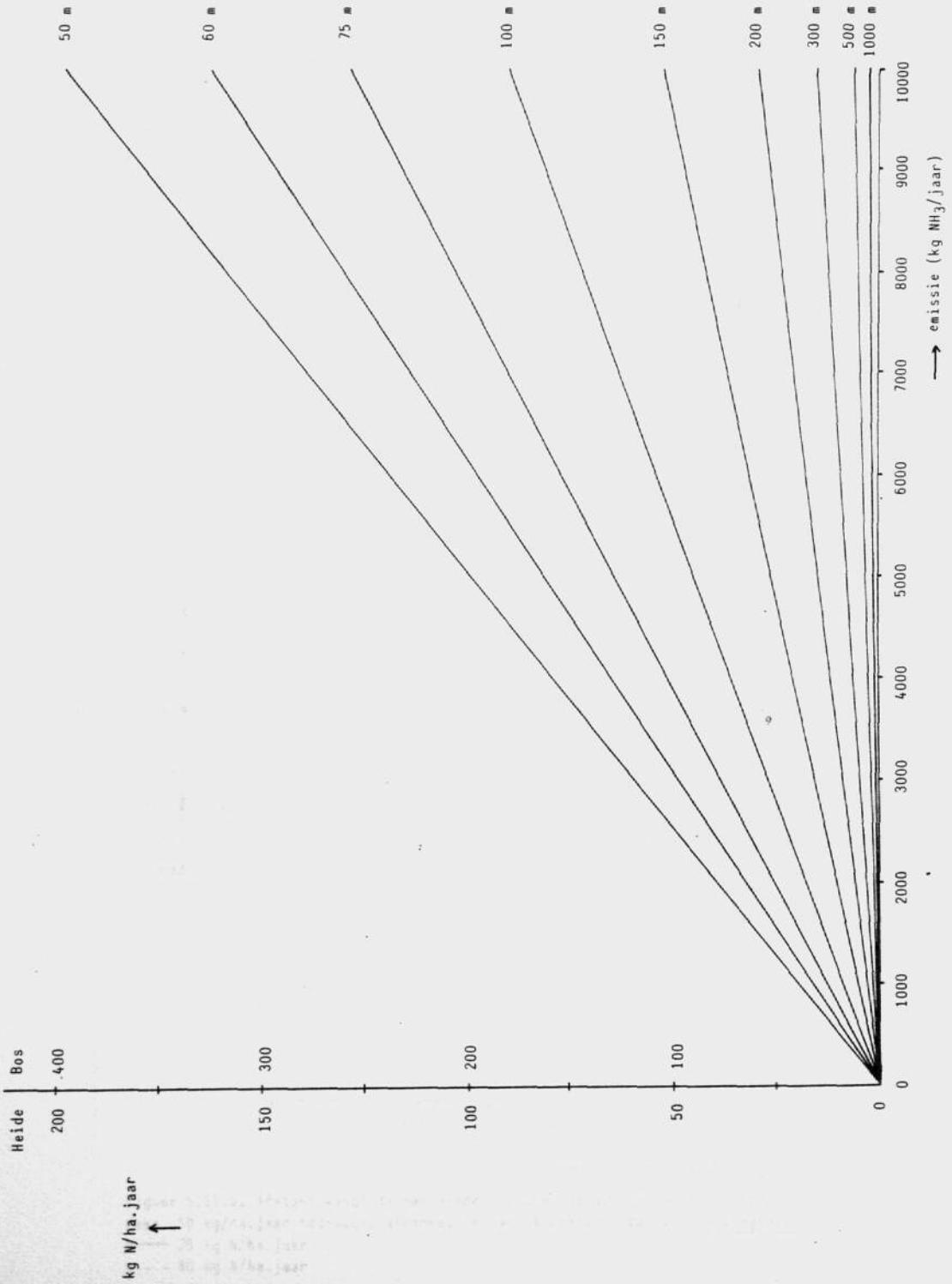
Analoog aan figuur 5.11 uit § 5.3.6 kan een grafiek worden opgesteld, die aangeeft welke stikstofdepositie door een bedrijf wordt veroorzaakt op een bepaalde afstand. Figuur 5.16 geeft dit weer.

Met deze figuur kan, wanneer men de jaarlijkse NH_3 -emissie van het bedrijf kent en de afstand vanaf het zwaartepunt van de bron tot het gevoelige objekt, de depositie van stikstof in kg N/ha.jaar worden afgelezen op de y-as. Op die manier kan voor elk individueel bedrijf worden nagegaan, welke N-depositie dit in een nabijgelegen natuurgebied veroorzaakt. De figuur kan worden gebruikt bij stap 2 in de beoordeling: nagegaan kan worden of de nabij gelegen bedrijven gezamenlijk de streefwaarde overschrijden door voor elk bedrijf figuur 5.16 toe te passen, en de gevonden waarden bij elkaar op te tellen.

Om een totaalbeeld van de N-depositie door de veehouderij te krijgen, moet ook de achtergronddepositie bekend zijn. Nagegaan moet worden, wat binnen de gemeente de gemiddelde NH_3 -emissie is, in kg/km^2 .jaar. Toepassing van figuur 5.14 laat dan de bijbehorende stikstofdepositie zien.

De beoordeling van de berekende stikstofdepositie kan dan, analoog aan § 5.3.8, weer in drie stappen gebeuren:

1. Het bedrijf op zichzelf overschrijdt de streefwaarde (toepassing van figuur 5.15).
2. Het bedrijf overschrijdt de streefwaarde in combinatie met reeds in de omgeving aanwezige bedrijven (toepassing van figuur 5.16).
3. Het bedrijf overschrijdt de streefwaarde in combinatie met de omringende bedrijven en met de in het gebied heersende achtergrond-stikstofdepositie (figuur 5.16 en figuur 5.14).



figuur 5.16. Stikstofdepositie als functie van de grootte van de emissiebron, bij gegeven afstand tot de bron.

5.4.4. Konklusie

In de voorgaande paragrafen zijn enkele suggesties gedaan om een streefwaarde met betrekking tot eutrofiëring door stikstofdepositie vanuit de lucht te ontwikkelen:

- een streefwaarde gebaseerd op empirische relaties tussen N-toevoer en effecten op de vegetatie
- een streefwaarde gebaseerd op een stikstofbalans, waarbij de toegestane toevoer-hoogte bepaald wordt door de afvoerhoogte in een gebied
- een streefwaarde gebaseerd op een opslagpercentage boven op de natuurlijke stikstoftoevoer van een gebied, waardoor deze streefwaarde hoger wordt naarmate de trofiegraad van de vegetatie groter is.

Deze suggesties worden in dit rapport niet verder uitgewerkt.

Om in dit rapport toch een simpele methode te geven, is voorlopig uitgegaan van een maximaal toegestane N-depositie van 25 kg N/ha.jaar voor oligotrofe en van 50 kg N/ha.jaar voor mesotrofe ecosystemen.

Evenals bij het bepalen van de verzuringsschade wordt ook bij het bepalen van schade door eutrofiëring een methode in verschillende stappen voorgesteld.

- 1) Met behulp van fig. 5.15 wordt bepaald, of het betreffende bedrijf op zichzelf de streefwaarde overschrijdt
- 2) Fig. 5.16 wordt opnieuw gebruikt om te bepalen, of het bedrijf in combinatie met andere bedrijven uit de omgeving de streefwaarde overschrijdt
- 3) De achtergrond-depositie van stikstof uit NH_3 wordt geschat met behulp van fig. 5.14; vervolgens wordt bepaald of het bedrijf in combinatie met de omgeving en met de achtergrondbelasting de streefwaarde overschrijdt.

De eutrofiëring die optreedt door depositie van N uit andere bronnen dan NH_3 uit veehouderijbedrijven (vooral NO_x) is op deze wijze buiten beschouwing gebleven. Een eventuele vierde stap zou in verband hiermee kunnen zijn, dat vastgesteld wordt welk gedeelte van de

streefwaarde door NH_3 "opgevuld" mag worden. Stappen 1, 2 en 3 zouden dan toegepast kunnen worden, uitgaande van een bepaald percentage van de streefwaarde. Vooralsnog zal echter de streefwaarde vaak bij de tweede, en bijna altijd bij de derde stap reeds worden overschreden.

III. AANTASTING VAN HET LANDSCHAP DOOR INTENSIEVE VEEHOUDERIJEN

1. Inleiding

In dit onderdeel van het rapport wordt getracht een aanwijzing te geven omtrent de mogelijke invulling van het begrip "landschappelijke schade", zoals in de MvT bij artikel 13 van de nieuwe Hinderwet genoemd wordt.

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de wijze, waarop een IVH-bedrijf een aantasting kan vormen voor het landschap. Er wordt hierbij gekozen voor een benaderingswijze, waarbij behoud van landschappelijke kenmerken op zichzelf een doelstelling is. Er wordt geen integratie nagestreefd met andersoortige waarden zoals bij een meer landschaps-ekologische benadering het geval zou zijn.

In hoofdstuk 3 wordt een kader gegeven voor de beoordeling van de aantasting met behulp van de gebiedsbestemming en de historie van het landschap. De uiteindelijke afweging moet echter toch steeds van geval tot geval gemaakt worden, aangezien elk gebied zijn eigen landschappelijke kenmerken en waarden heeft.

Steeds moet in het oog worden gehouden, dat de gekozen benadering slechts zeer schetsmatig is weergegeven, en geen pretentie heeft een pasklare methode op te leveren.

2. Doelvariabelen met betrekking tot het landschap

In deel I van dit rapport worden in het ingreep-effektschema (I.2) drie doelvariabelen genoemd, die op het landschap betrekking hebben. De eerste is de aantasting van het kenmerkend functiepatroon van het landschap. Een bio-industriebedrijf past alleen in een gebied met een specifiek agrarische hoofdfunctie. Het is echter niet zo, dat een dergelijk bedrijf in elk agrarisch landschap gewenst is. Naast het functiepatroon (geen maisvelden in een typisch weidegebied) is dit vooral ook afhankelijk van de tweede doelvariabele: de kenmerkende ruimtelijke opbouw en verschijningsvorm van het landschap. Deze wordt bepaald door de geologie van een gebied, en door de geschiedenis van de menselijke activiteit erin. Ontginningswijze,

gebruikswijze en bebouwing (of het ontbreken daarvan) bepalen het landschappelijk karakter. Zo zal een groot kippestallen-komplex niet passen in een van oudsher kleinschalig, afwisselend gebied, en evenmin in een weids, open landschap.

De derde genoemde doelvariabele is de kultuur-historische waarde van een gebied. Naast specifieke elementen (bosjes, houtwallen, gebouwen) zal ook de gaafheid van het "oorspronkelijk" landschap een rol spelen bij de bepaling van de mate waarin een IVH-bedrijf afbreuk doet aan het landschap.

3. Normering

De in hoofdstuk 2 genoemde doelvariabelen met betrekking tot het landschap kunnen alle worden afgeleid van de ontstaansgeschiedenis van het landschap. In hoeverre deze nog herkenbaar zijn, hangt sterk af van de mate waarin recente wijzigingen daarin zijn uitgevoerd.

De doelvariabelen kunnen, althans voor een gedeelte, getoetst worden aan de bestemming van een gebied. Waar bepaalde landschappelijke waarden niet beschermd worden in de bestemming, kan worden teruggegrepen op de ontstaansgeschiedenis van en de huidige situatie in het gebied.

3.1 Bestemming

3.1.1 Nationale bestemming

Er is een aantal overheidspublicaties, waaruit de globale hoofdbestemming van gebieden is af te leiden.

Allereerst de Nota Landelijke Gebieden (1979). Daarin wordt het landelijk gebied ingedeeld in een aantal categorieën:

- A - gebieden met als hoofdfunctie landbouw
- B - gebieden met afwisselend landbouw, natuur en andere functies in grotere ruimtelijke eenheden
- C - als B, in kleinere ruimtelijke eenheden
- D - gebieden met als hoofdfunctie natuur.

Daaroverheen worden drie verschillende gebiedsdoelstellingen geformuleerd:

- 1 - gebieden binnen de stedelijke invloedssfeer

- 2 - gebieden met een restriktief beleid t.a.v. groei en spreiding van de bevolking
- 3 - open ruimten.

De hoofddoelstelling die de overheid doet gelden voor grotere gebieden valt hieruit af te lezen.

Vervolgens zijn er de drie groene strukturaarschema's met betrekking tot landinrichting, openluchtrecreatie en natuur- en landschapsbehoud. Hierin wordt aangegeven wat de specifieke overheidswensen zijn voor de ontwikkeling van een gebied in overeenstemming met de Nota Landelijke Gebieden. In kaart gebracht zijn:

- a - gebieden waar herinrichting of ruilverkaveling gewenst is
- b - gebieden waar rekreatieterreinen ontwikkeld moeten worden
- c - gebieden voor rekreatief medegebruik
- d - natuurgebieden en gebieden met als hoofdfunctie natuur
- e - GLE's (grote landschapseenheden)
- f - potentiële nationale landschappen

In de gebieden van de categorieën d, e en f lijkt uitbreiding of vestiging van intensieve veehouderijen niet aanvaardbaar. Ook in gebied c zal men daarmee zeer terughoudend moeten zijn.

Een derde nationale bestemmingswijze is die van een bepaald (soms zeer klein) gebied tot Staatsnatuurmonument of natuurreservaat, en de bestemming tot stiltegebied. Deze bestemmingen zijn van weinig belang uit landschappelijk-visueel oogpunt, maar spelen wel een rol bij de bepaling van de functie van een gebied.

3.1.2 Regionale bestemming

De doelstellingen uit de nationale gebiedsbestemming worden nader ingevuld in de streekplannen. Een streekplan omvat een gedeelte van een provincie. Specifieke gebieden worden aangewezen als drinkwaterwinningsgebied, landbouwgebied, natuurgebied of rekreatieterrein. De doelstellingen met betrekking tot deze gebieden worden in elk streekplan gespecificeerd.

3.1.3 Lokale bestemming

Bestemmingsplannen worden door elke gemeente opgesteld. Zij moeten overeenstemmen met het streekplan en de bestemming op nationaal nivo. Op hun beurt zijn de bestemmingsplannen weer nader gespecificeerd dan de streekplannen. Naast bestemming tot "natuurgebied" of "bosgebied" kent het bestemmingsplan gewoonlijk diverse agrarische bestemmingen, waarin naast landbouw ook andere belangen meetellen. Deze agrarische bestemmingen zijn per gemeente verschillend. In sommige streken zijn ze geuniformeerd (bijv. de Peel- en Maasregeling: een kader voor de bestemmingsplannen in dat gebied). Voor elke bestemming gelden bepaalde voorschriften, die ook per gemeente kunnen verschillen. Deze voorschriften hebben voor de agrarische bestemmingen veelal betrekking op de gebouwhoogte, de onderlinge afstand tussen de gebouwen, het aantal bedrijven per km², enz.

3.2 Ontstaansgeschiedenis en huidige toestand

De gebiedsbestemmingen op verschillende nivo's vormen een vrij uitgebreid toetsingskader voor de inpassing van een IVH in het landschap. De functie komt er duidelijk in tot uitdrukking, en ook belangrijke cultuurhistorische waarden zijn er vaak in terug te vinden.

Voor de ruimtelijke opbouw en de verschijningsvorm van het landschap geldt dit veel minder. Deze aspecten zijn afhankelijk van de geschiedenis van een gebied, en van de mate waarin recente (landbouwkundige) ontwikkelingen hebben plaatsgevonden.

Het spreekt vanzelf, dat dit voor ieder gebied anders is, en dus ook per geval moet worden beschouwd.

Om een idee te geven, met welke landschapstypen men in 't algemeen te maken heeft, wordt in onderstaande paragrafen een globaal beeld geschetst van de geschiedenis van een aantal gebieden waar nu veel intensieve veehouderij bedreven wordt.

3.2.1 Zandgronden van Oostelijk Brabant

De Oost-Brabantse zandgronden zijn onderdeel van een geologisch schollenlandschap, bestaande uit horsten en slenken, waarbij de (centrale) slenk van de zandgronden in het oosten begrensd wordt door de hooggelegen Peel, en in het westen door de eveneens hoog-

gelegen formatie van Steensel. Afzettingen van dekzand en löss in de ijstijden bepaalden het huidige bodemtype.

De eerste bewoning, langs de stromen, dateert van vóór de Romeinse tijd. In de vroege Middeleeuwen kende men nederzettingen in de vorm van een "plaatse", een driehoekig plein, van waaruit het land ontgonnen werd. Later, in de Frankische tijd, waren er de zgn. domeinen, met een centraal gedeelte in beheer door de eigenaar, en de omliggende gedeeltes die beheerd werden door zgn. laten (halfvrije pachters).

In de latere Middeleeuwen kende men de kampenontginning, gemengde bedrijven met laaggelegen, vochtig weiland en individuele akkers, omzoomd door houtwallen, op de hoger gelegen grond. In deze tijd is een groot deel van het aanwezige bosareaal verdwenen, en vervangen door heide en grasland.

Op vele plaatsen kan men één van de bovengenoemde ontginningswijzen herkennen. In de loop van deze eeuw is echter veel veranderd. Door normalisering van beken en riviertjes, door ruilverkaveling en door modernisering in de landbouw zijn veel van deze elementen verdwenen.

3.2.2 De Peel

De Peel, op de grens van Brabant en Limburg, behoort tot hetzelfde schollenlandschap als de Oost-Brabantse zandgronden, maar is in tegenstelling tot deze hooggelegen (Peelhorst).

Peelvennen ontstonden doordat de zandbodem op sommige plaatsen is weggeblazen tot op het onderliggend leem, waardoor in de zo ontstane holtes permanent water stond.

In deze holtes vond hoogveenvorming plaats, die zich later over het zand heen uitbreidde.

De Peel is zo een lang onontgonnen moerasgebied geweest. Pas vanaf 1835 zijn de Peelaafgravingen op grotere schaal begonnen. Aan de vorm van de veengaten kon men de afgravingswijze herkennen. In de Groote Peel ontstonden de Peelpaden, onregelmatige veengaten gegraven door individuele turfstekers. In de Mariapeel werd de afgraving meer systematisch aangepakt door Groningers en Drenten, en de veengaten (daar "wijken" genaamd) waren dan ook veel regelmatig.

Van de oorspronkelijke Peel is niet veel meer over door de steeds doorgaande ontginning (tot in de zestiger jaren van deze eeuw!), niet alleen van veen maar ook van heidevelden t.b.v. de landbouw. In de Grootte Peel en de Mariapeel (nu natuurreservaten) herkent men nog iets van het oorspronkelijk moeras en de ontginningswijze. Verder zijn hier en daar nog wat relikten overgebleven, zoals een enkel heideveld en hier en daar een peelven.

3.2.3 De Veluwe

De Veluwe-bodem is bepaald door de IJstijden. Het reliëf is ontstaan door gletsjeractiviteit in de Saale-ijstijd: stuwwallen en smeltwaterdalen. In de latere Weichsel-ijstijd bereikte het ijs de Veluwe niet, maar was sprake van afzetting van grote hoeveelheden zand en löss door de wind.

Van oorsprong was de Veluwe geheel bebost met loofbossen. Onder druk van de reeds vroeg beginnende kultivering (de oudste bewoning dateert reeds van duizenden jaren voor Christus), zijn delen van het oerbos verdwenen en vervangen door heide en schraalgrasland. In de Middeleeuwen zette dit proces zich voort. Door de toenmalige landbouw (in es- of enkvorm; gemengd bedrijf op grootschalig nivo) is het oerbos vrijwel geheel verdwenen om plaats te maken voor heidevelden, welke een rol speelden bij de bemesting van de akkers. Door overbegrazing van de heide zijn de zandverstuivingen ontstaan. Om aan de uitbreiding hiervan een halt toe te roepen, is men aan het begin van deze eeuw ertoe overgegaan ze te beplanten met grove den: het ontstaan van de Veluwe naaldbossen.

Pluimveehouderij (d.w.z.: niet-grondgebonden veehouderij) werd in het noorden en oosten van de Veluwe al ver vóór het bioindustrietijdperk bedreven. IVH kan hier in landschappelijk functioneel opzicht dan ook beschouwd worden als minder misplaatst dan in vele andere gebieden. De schade die toegebracht wordt aan natuurgebieden door mestoverschotdumping en emissie van ammoniak kan hier echter juist zeer groot zijn.

3.2.4 De Achterhoek

Ook het reliëf van de Achterhoek is bepaald door de IJstijden: het is een gletsjerdal, opgevuld met zand en keileem. Later is ook hier sprake geweest van dekzandafzetting door de wind.

Het landschap vertoont nog vele kenmerken van de Middeleeuwse kampenstructuur: verspreide bebouwing, zeer vele houtwallen, snelle opeenvolging van akkers en weiljes. Ook de aanwezigheid van vele parken en kastelen drukt een stempel op het landschap.

In de loop van deze eeuw hebben veel veranderingen plaatsgevonden. De beken zijn gekanaliseerd, vele houtwallen zijn gekapt, akkers en weiljes hebben plaats gemaakt voor varkensstallen en maisvelden, maar op vele plaatsen is het oude landschap nog duidelijk aanwezig.

4. Konklusie

Voor de beoordeling van de inpassing van een intensieve veehouderij in het landschap kunnen geen algemeen geldende normen worden gegeven. Elk geval moet op zichzelf bekeken worden. Een mogelijke procedure daarvoor is geschetst in hoofdstuk 3. De eerste stap is daarbij het nagaan van de gebiedsbestemming op verschillende niveo's, en hieruit de in hoofdstuk 2 genoemde doelvariabelen m.b.t. het landschap te specificeren. De oprichting van een IVH kan vervolgens aan deze doelvariabelen getoetst worden.

De tweede stap is het nagaan van de historie van het betreffende gebied. Aan de hand daarvan, en van de huidige toestand van het landschap, kan bepaald worden of een IVH-bedrijf erin te plaatsen is. De in par.3.2 beschreven landschapsgeschiedenissen zijn hiervoor niet geschikt. Zij dienen slechts om een idee te geven van de globale historie van grotere gebieden. De specifieke historie van een kleiner gebied moet voor elk geval apart worden bekeken. Toetsing aan de bestemming van een gebied (stap 1) is over het algemeen het belangrijkste, vanwege de konfrontatie met de doelstellingen van de overheid. De toetsing aan de historie (stap 2) is van belang als aanvulling op de eerste stap (en kan overigens tevens dienen als toetsing van de bestemming).

IV. SAMENVATTING EN KONKLUSIES

In het eerste deel van het rapport is een kwalitatief overzicht gegeven van de milieu-effecten die voortkomen uit intensieve veehouderij. Het ingreep-effektschema, in hoofdstuk 2 van deel I, geeft dit weer.

Hoofdstuk 3 is gewijd aan de milieuhygiënische normstelling die hierop van toepassing kan worden geacht, en tenslotte wordt in hoofdstuk 4 een kort overzicht gegeven van mogelijke mitigerende maatregelen om de milieu-effecten tegen te gaan.

In deel II, het voornaamste deel van dit rapport, wordt ingegaan op de milieuschade die ontstaat door de emissie van ammoniak vanuit een IVH-bedrijf.

In de inleiding, hoofdstuk 1, wordt een schets gegeven van de effecten die ammoniak met zich mee kan brengen in bos- en natuurgebieden. De mechanismen die deze effecten veroorzaken worden beschreven volgens de op dit moment gangbare opvattingen.

In hoofdstuk 2 wordt de emissie van ammoniak behandeld. Getracht wordt een beeld te schetsen van de relatieve bijdrage van de intensieve veehouderij aan de totale ammoniakemissie in Nederland. Bovendien wordt een tabel samengesteld, tabel 2.8 op pag. 35, waarin per diersoort de jaarlijkse emissie van NH_3 , vanuit de stal en in totaal, wordt weergegeven.

Hoofdstuk 3 handelt over de verspreiding van NH_3 . Het Gaussisch Pluimmodel, zoals dat door Harssema (1981) is aangepast om de verspreiding van stallucht te beschrijven, wordt gekozen als verspreidingsmodel, waarop alle verdere berekeningen gebaseerd worden.

In hoofdstuk 4 komt de directe NH_3 -schade aan de orde. Het optreden hiervan kan worden voorspeld met de zgn. veilige afstandsgrafiek van Van der Eerden e.a. (1981). Figuur 4.1 (pag. 42) geeft de grafiek weer. Op een aantal onnauwkeurigheden die aan deze grafiek kleven, wordt ingegaan. Gekonkludeerd wordt, dat deze veilige afstands-

grafiek weliswaar geen betrouwbaar beeld geeft van het optreden van schade, maar dat met de huidige beschikbare gegevens niet snel een betere methode opgesteld kan worden.

Hoofdstuk 5 behandelt de indirecte NH_3 -schade die werkt via bodemprocessen. In § 5.1 wordt ingegaan op de processen die deze indirecte schade bewerkstelligen. In § 5.2 komt de jaarlijkse depositie van NH_3 , afhankelijk van de afstand tot de emissiebron, aan de orde. Paragraaf 5.3 handelt over de verzuring. Hieronder wordt niet alleen pH-daling van de bodem verstaan, maar ook andere processen van schade als gevolg van atmosferische depositie van luchtverontreinigende stoffen. Uitzondering hierop vormt de eutrofiëring, die apart behandeld wordt in § 5.4.

In deze paragrafen wordt een simpele methode gepresenteerd om de depositie van verzurende respectievelijk eutrofiërende stoffen in een natuurgebied te bepalen en te beoordelen. De beoordeling geschiedt in drie stappen:

- 1) Het te beoordelen bedrijf veroorzaakt op zichzelf een depositie die al dan niet een bepaalde streefwaarde overschrijdt.
- 2) Het bedrijf veroorzaakt in combinatie met de reeds in de omgeving aanwezige bedrijven een depositie die al dan niet de streefwaarde overschrijdt.
- 3) Het bedrijf veroorzaakt, in combinatie met de omgeving en met de in het gebied heersende achtergrondconcentratie van NH_x , een depositie die al dan niet de streefwaarde overschrijdt.

Voor verzuring (sensu lato) worden twee streefwaarden gegeven, die beide zijn gebaseerd op in het IMP-lucht 85-89 genoemde waarden:

- 1400 mol/ha.jaar daadwerkelijk H^+ (voor beoordeling van de schade door verzuring sensu stricto)
- 1600 mol/ha.jaar niet-genitrificeerd NH_4^+ (voor beoordeling van de schade door NH_4^+).

Factoren die meewegen bij de beoordeling zijn:

- de additionele depositie van SO_x , veroorzaakt door de hoge concentratie van NH_x in de lucht
- het nitrifikatiepercentage van de bodem, dat bepaalt in welke mate potentieel zuur wordt omgezet in daadwerkelijk zuur.

Voor de beoordeling van de eutrofiëring door depositie van NH_3 bestaat geen richtlijn van overheidszijde. In § 5.3 worden enkele suggesties gedaan, op welke wijze een zinvolle grenswaarde zou kunnen worden opgesteld. Voorlopig is arbitrair een waarde van 25 kg N/ha.jaar voor oligotrofe natuurgebieden gekozen, en van 50 kg voor mesotrofe natuurgebieden. Een nadere uitwerking van de grenswaardebepaling is echter zeer gewenst.

Deel III van dit rapport geeft enkele aanwijzingen omtrent de landschappelijke beoordeling van een IVH-bedrijf aan de hand van de cultuurhistorie, de huidige verschijningsvorm, en de bestemming van een gebied. Een algemeen geldige methode kan hier echter niet gegeven worden. Per geval moet aan de landschappelijke inpassing van een bedrijf apart aandacht worden geschonken.

Literatuur

- Aalst, Dr. R.M. van: Emission and deposition of NH_3 in Europe, first interim report. MT-TNO R-85/62, 1985.
- Aalst, Dr. R.M. van en Ir. H.S.M.A. Diederer: De rol van stikstofoxiden en ammoniak bij de depositie vanuit de lucht van bemestende en verzurende stoffen op de Nederlandse bodem. TNO, Delft, 1983.
- Adema, E.H. en J. van Ham (red): Zure regen oorzaken, effecten en beleid. Proceedings van het symposium 17-18 november 1983 Den Bosch. Pudoc, 1984.
- Anema, Ir. K.: Onderzoek naar de effecten op het landschap van de in het IODZH te onderzoeken drinkwaterwinningsprojecten. CML, 1981/1982.
- Brabantse Milieufederatie: Extra gedrukt (bundeling artikelen uit 'Brabant natuurlijk'), november 1984.
- Brand, J.M.: Intensieve veehouderij en milieu, ruimtelijk bezien. Doktoraalverslag RUU/SBB, 1983.
- Breemen, N. van, P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, Toke de Wit, T.B. Ridder en H.F.R. Reijnders: Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. Nature, vol.229 no.5883, pp.548-550. TNO, Delft, 1983.
- Breemen, N. van en E.R. Jordens: Effects of atmospheric ammonium sulphate on calcareous and non-calcareous soils of woodlands in the Netherlands in: Ulrich, 1983 (zie aldaar).
- Breemen, N. van, J.J.M. van Grinsven en E.R. Jordens: H^+ -budgets and nitrogen transformation in woodland soils in the Netherlands influenced by high inputs of atmospheric ammonium sulphate. VDI-Berichte 500, 1983.
- Breemen, N. van, J. Mulder & C.T. Driscoll: Acidification and alkalinization of soils. In: Plant & Soil 75, 1983.
- Breemen, N. van, J. Mulder & C.T. Driscoll: The role of acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. Bestemd voor Nature, 1984
- Brink, H.M. ten en J. Slanina: De depositie van zure en verzurende stoffen in Nederland herbezien. Energiespectrum 84/11.
- Builtjes, P.H.J.: Turbulent diffusivities and dispersion coefficients: application to calm wind conditions. MT-TNO, 1982.
- Buijsman, Drs. E.: Emissie van ammoniak in Nederland. Luchtreeks no. 22, VROM, 1984.

- Buijsman, E., H. Maas en W. Asman: Een gedetailleerde ammoniakemissiekaart van Nederland. IMOU V-84-20, en Luchtreeks 41, VROM, 1985.
- C.B.S.: Gemeentelijke indeling van Nederland op 1 januari 1984.
- C.B.S.: Landbouwstatistieken: aantallen varkens, kippen, koeien en mestkalveren per gemeente. mei 1980
- C.B.S.: Produktie van dierlijke mest 1982.
- Consulentschap voor de Pluimveehouderij: Handboek voor de pluimveehouderij, 1983.
- Consulentschap voor de Varkenshouderij: Handboek voor de varkenshouderij, 1983.
- Eerden, L.J. van der, H. Harssema en J. van Klarenbeek: Stallucht en Planten. IPO, LH en IMAG, 1981
- Ellenberg, H.: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica IX, 1e druk 1974, 2e druk 1979.
- Geelen, Ing. M. van en Ir. K.W. van der Hoek: Stankbestrijdingstechnieken voor stallen in de intensieve veehouderij. IMAG-publikatie 167, 1982.
- Granat, L.: Measurements of surface resistance during dry deposition of SO₂ to wet and dry coniferous forest. In: Ulrich, 1983 (zie aldaar).
- Harssema, H.: Praktijkonderzoek naar de verspreiding van ventilatielucht rondom stallen met behulp van een tracer. LH, publ. R-14, 1980.
- Harssema, H. en L.J. van der Eerden: De rol van ammoniak in de zure regen-problematiek. LH en IPO, 1983.
- Hoffmans, D., Y. Koot en S. Morel: Een visie op de mestproblematiek in Noord-Brabant. Biologiewinkel Utrecht & BMF, 1984.
- Höfken, K.D.: Input of acidifiers and heavy metals to a German forest area due to dry and wet deposition. In: Ulrich, 1983 (zie aldaar).
- Jansen, P.B. en C.M. Swart-Velthuisen: Zure regen en paddestoelen, een verkenning in de Peel. In opdracht van SBB-Roermond.
- Janssen, L.A.M.: Modelonderzoek in een windtunnel naar de verspreiding van stank rondom stallen. CTI-TNO Apeldoorn, 1977.
- Janssen, Th.W.: Intensieve veehouderij in relatie tot ruimte en milieu. SBB, 1982.
- Janssen, Th.W.: Laatste Peelven op sterven na dood. Recreatie en Toerisme 83/3.
- Janssen, Th.W.: Ammoniak en bossterfte van dichtbij bekeken. Recreatie en Toerisme 84/8.
- Kleine Commissie Modellen: Modellen voor de berekening van de verspreiding van luchtverontreiniging. TNO en Staatsuitgeverij, 1976.

- KNMI/RIV: Chemical composition of precipitation over the Netherlands 1981.
- KNMI: Klimatologische gegevens van de Nederlandse stations 1949-1970 no. 8: frekwentietabellen van de stabiliteit van de atmosfeer.
- Klarenbeek, ing. J.V., prof. ir. A.A. Jongebreur en G.C.C. Beumer: Geuremissies bij mestvarkenstallen. IMAG, 1982.
- Laurier, M.B.H.M.: Emissies en bestrijdingsmaatregelen voor ammoniak. RIVM, 1984.
- Leuven, R.S.E.W. en J.A.A.R. Schuurkes: Effekten van zure, stikstof- en zwavelhoudende neerslag op zwak gebufferde en voedselarme wateren. Interimrapport K.U.N. Aquatische Oecologie, 1984.
- Lint, E.M. van en E. van der Voet: Effekten van intensieve veehouderij-bedrijven op hun omgeving. CML, 1984.
- Meijden, R. van der, E.J.M. Arnolds, F. Adema, E.J. Weeda en C.L. Plate: Standaardlijst van de Nederlandse flora. Rijksherbarium, 1983.
- Meststoffenwet met Memorie van Toelichting, 1984.
- Ministerie V.R.O.M. (Vomil):
- Nota Milieuhygiënische normen, 1976
 - IMP-geluid 1984-1988, 1983
 - IMP-lucht 1984-1988, 1983
 - IMP lucht 1985-1989, 1984
 - IMP-water 1984-1988, 1983
 - Voorlopig IMP-bodem 1984-1988, 1983
 - IMP Milieubeheer, 1985-1989, 1984
 - Plan Integratie Milieubeleid, 1983
 - Meer dan de som der delen, 1984
- Ministeries V.R.O.M. en Landbouw & Visserij:
- Veehouderij en Hinderwet, 1976
 - Nota Landelijke Gebieden, 1979
 - Struktuurschema Landinrichting, 1981
 - Struktuurschema Openluchtrecreatie, 1981
 - Struktuurschema Natuur- en Landschapsbehoud, 1981
 - De drie groene structuurschema's deel c (advies), 1982
 - Verzuring door atmosferische depositie, 1984:
 - Atmosferische processen
 - Bodem
 - Bodembioologie
 - Vegetatie
 - Oppervlaktewater en Hydrobiologie
 - Evaluatierapport.

- Molenaar, Dr. J.G. de: Bemesting, waterhuishouding, intensivering in de landbouw en het natuurlijk milieu. RIN, 1980
- Milieukundig Studiecentrum Groningen studentenverslag:
- no. 35 : Een nieuwe strontrace door Nederland, 1983
 - no. 35a : De mogelijkheid van centrale mestvergistings, 1984
- Nihlgard, B.: The Ammonium Hypothesis - An Additional Explanation to the Forest Dieback in Europe. *Ambio* 14.1, 1985.
- NRLO: Onderzoeksplan zure regen, 1984.
- Proefstation voor de Rundveehouderij: Handboek voor de Rundveehouderij, 1980.
- Roelofs, J.G.M., L.G.M. Clasquin, J.M.C. Driessen en A.J. Kempers: De gevolgen van zwavel- en stikstofhoudende neerslag op de vegetatie in heide- en heidevenmilieus. K.U.N Lab. voor Aquatische Oecologie, 1983.
- Roelofs, J.G.M., A.J. Kempers, A.L.F.M. Houdijk en J. Jansen: The effect of airborne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Voor Plant & Soil*, 1984.
- Roelofs, J.G.M., J.A.A.R. Schuurkes en A.J.M. Smits: Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands.
- 1) Field observations. *Aquatic Botany*, 1983.
 - 2) Experimental studies. *Aquatic Botany*, 1984.
- Schuurmans & Jordens (ed): Nederlandse Staatswetten
- no. 30 Hinderwet, 1983
 - no. 147-I Wet Verontreiniging Oppervlaktewater, 1982
 - no. 147-II Wet Luchtverontreiniging, 1983
 - no. 147-III Afvalstoffenwet, 1981
 - no. 147-IV Wet Geluidshinder, 1982
 - no. 147-V Wet Algemene Bepalingen Milieuhygiëne, 1981
- Spectrum: Atlas van de Nederlandse Landschappen, 1979.
- Studiegroep Toekomstverkenning Oligotrofe Milieus:
- Lange Termijnontwikkelingen van voedselarme milieus en grondwater van de pleistocene zandgronden, een verkenning van de periode 1900-2025. RUU, 1983.
- Stuurgroep Mestproblematiek Noord-Brabant: Actieprogramma mestdistributie en -verwerking provincie Brabant, 1985.
- Symposium Zure Depositie Delft: verslag spreekbeurten, 1984.

Tangena, Ir. B.H. (ed): Optimalisatie bestijding verzurende emissies.

ECN, Technika en RIVM, 1984.

TNO Hoofdgroep Maatschappelijke Technologie, Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek: Techniekenstudie MER, eerste fase, Lucht kwaliteit, MT-TNO 30078, 1982.

Ulrich, B. en J. Pankrath (ed): Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. Proceedings workshop Göttingen 16-18 mei 1982, 1983.

Zuurtje (projektgroep): De verspreiding van stikstofverbindingen, in het bijzonder van ammoniak, uit drijfmest en de effecten hiervan op het ecosysteem. Doktoraalverslag LH-Wageningen, 1984.

Bijlage 1.

STAATSTOEZICHT OP DE VOLKSGEZONDHEID

Hoofdinspecteur van de volksgezondheid, belast met het toezicht
op de hygiëne van het milieu

Dokter Reijersstraat 12
Leidschendam
Telefoon (070) 209260
Telex 32362 v m nl
correspondentie uitsluitend:
Postbus 439
2260 AK Leidschendam
bereikbaar van station Den Haag HS met buslijn 44 en
van de stations Den Haag CS en Voorburg met de bus-
lijnen 26, 45 en 46.

Aan centrum voor Milieuhygiëne der Rijksuniver-
siteit Leiden
t.a.v. dr. H.A. Udo de Haas
Garenmarkt 1B
2311 PG LEIDEN

Uw brief :

Uw kenmerk :

Ons kenmerk: HIMH/EF/1v 2014206

LEIDSCHENDAM, 19 maart 1984

Onderwerp : ecologische aspecten Hinderwet-
intensieve veehouderijen
HIMH project: IM (84-06)
FEZ : 800018

Hierbij verleen ik U opdracht voor het verrichten van een onderzoek naar de onderbouwing van de advisering door de Inspectie van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne over ecologische, natuurwetenschappelijke, recreatieve en landschappelijke aspecten bij de vergunningverlening aan intensieve veehouderijbedrijven, zoals omschreven in Uw offerte van 19 januari 1984 (zie bijlage 1A en 1B) en dat naar verwachting in augustus 1984 afgerond zal zijn.

Dit onderzoekproject heeft tot doel de specifieke aanpak ten behoeve van de drie deskundigenrapporten die U op mijn verzoek d.d. 29 september 1983, projectnummer IM 83-45 (bijlage 2), hebt opgesteld, te generaliseren. De beantwoording in algemene zin van de in mijn opdrachtbrief van 29 september 1983 gestelde vragen geeft dan ook het gewenste projectresultaat aan. Het resultaat dient praktisch bruikbaar te zijn bij de advisering door de Inspectie van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne.

Ter Uwer informatie is de notitie "Project advisering t.b.v. activiteiten met ecologische gevolgen" bijgevoegd (bijlage 3).

Namens mijn Inspectie zal het onderzoek begeleid worden door drs. E.W.J. Ford en ing. J.H. Grit, resp. van de Hoofdinspectie Milieuhygiëne en de afdeling Beroepen Milieuhygiëne. Ik verzoek U met hen over de wijze van

- 2 -

Bijlagen:

H.L.M.H. 1

Verzoeken ons kenmerk, dagtekening en onderwerp in uw antwoord te vermelden.

uitvoering, rapportage e.d. nauw kontakt te onderhouden.

Van de resultaten van dit onderzoek zal door U een concept-eindrapport worden opgesteld, dat in de Inspectiewerkgroep BIO-industrie zal worden besproken. Van het hierna door U op te stellen eindrapport gelieve U mij 20 exemplaren te zenden. Voor de goede orde vestig ik er Uw aandacht op dat over de publicatie van resultaten met mij overleg gepleegd dient te worden.

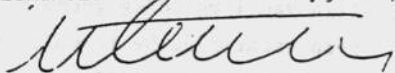
Ik ben bereid voor dit onderzoek maximaal f 38.000,- beschikbaar te stellen. Dit bedrag is samengesteld uit de als bijlage 1A bijgevoegde offerte en de correctie daarop (bijlage 1B), die in de plaats van de in de offerte genoemde post "technische overheadkosten" komt. Uit Uw correctie heb ik evenwel niet de post "werkzaamheden secretariaat t.b.v. project" overgenomen.

De in Uw kostenraming onder de post "10% onvoorzien" opgevoerde uren en kosten kunnen slechts gedeclareerd worden na goedkeuring door de begeleiders van mijn Inspectie, van een bij hen ingediend gemotiveerd verzoek daartoe. Gespecificeerde declaraties van de werkelijk gemaakte kosten dienen binnen een maand na afloop van het project in 1984 te worden ingediend bij het hoofd van de Centrale Directie Financiële en Economische Zaken te Leidschendam, onder vermelding van nummer en datum van deze brief en onder vermelding van de projectnummers.

De aan het project toe te rekenen personeelskosten dienen te zijn gebaseerd op een volledige tijdsverantwoording. De betaling van declaraties zal geschieden onder de voorwaarde dat de bevoegde instanties te allen tijde in de gelegenheid worden gesteld zowel door boekenonderzoek als anderszins ter plaatse alle inlichtingen in te (doen) winnen welke haar noodzakelijk voorkomen en onder voorbehoud van verrekening of terugvordering bij later gebleken onjuistheden.

De door U te ontvangen bijdrage zal na afloop van het onderzoek worden vastgesteld na ontvangst van een accountantsverklaring betreffende de juistheid van de gedeclareerde bedragen.

De hoofdinspecteur van de Volks-
gezondheid voor de Milieuhygiëne,



Ir. M.E.E. Enthoven

Bijlage 2. Normen, richtlijnen en streefwaarden, gerangschikt volgens de kolommen van het ingreep-effekt-schema (fig. 2.1 bij deel I).

Kolom 1: Deelactiviteiten

-bestemming van het gebied, zoals vermeld in de Nota Landelijke Gebieden, de groene structuurschema's en andere publikaties van de nationale overheid, in het streekplan of in het bestemmingsplan.

Kolom 2: Ingrepen in het milieu

- ingrepen met betrekking tot het landschap: gebiedsbestemming, zoals vermeld in het streekplan of het bestemmingsplan.
- ingrepen m.b.t. de natuur: idem.
- emissie van stankstoffen: afstandsgrafiek uit de brochure 'Veehouderij en Hinderwet' van het Ministerie van Landbouw. Methode in ontwikkeling voor cumulatie van stank afkomstig van meer dan één bedrijf.
- emissie van ammoniak: beleidsvoornemen in IMP Lucht 1985-1989 ammoniakemissie terug te brengen van 130 000 ton/jaar in 1980 via 100 000 ton in 1990 tot 65 000 ton in 2000.
- toevoeging van meststoffen aan de bodem: in de Wet Bodembescherming komen richtlijnen die betrekking hebben op de dumping van meststoffen. Adviesbasis Bemesting Landbouwgronden geeft voor elk gewas de optimale mestgift.

Kolom 3: Processen

Geen normen, streefwaarden of richtlijnen.

Kolom 4: Aantasting van milieukompartimenten

- bodemverzuring: in het IMP-Lucht 85-89 wordt voor zandgronden een schadegrens genoemd van een effectieve depositie van 1400 mol zuur/ha.jaar, te bepalen volgens de formule: $dep_{eff} = dep_{SO_2} + (dep_{NOx} + dep_{NH_3} - 1600) \text{ mol/ha.jaar.}$
- bodemeutrofiëring: geen richtlijn.
- bodemverontreiniging: voor cadmiumverontreiniging is er een voorlopige richtlijn van 1 mg Cd/kg grond (V-IMP Bodem). Voor koperverontreiniging bestaat geen richtlijn. De formule die in Bodemreeks 9 wordt genoemd kan worden toegepast (Lexmond, 1983) om gewasschade te voorspellen.

-waterverzuring: in het IMP Water worden landelijke normen gegeven voor de basiskwaliteit van zoet oppervlaktewater. Volgens deze normen moet de pH van zoet oppervlaktewater tussen $6\frac{1}{2}$ en 9 in liggen, met uitzondering van de van nature zuurdere wateren.

-watereutrofiëring: ook hiervoor zijn basiskwaliteit-normen opgesteld die betrekking hebben op zoet oppervlaktewater:

$O_2 \geq 5$ mg/l

$P \leq 0,2$ mg/l in stilstaand water,

$\leq 0,3$ mg/l in stromend water.

$N \leq 2,0$ mg/l in stilstaande, eutrofië-
ringsgevoelige wateren, voor het zomer-
halfjaar

$N-NO_3$ en $NO_2: \leq 10$ mg/l in andere wateren

$N-NH_3/NH_4: \leq 1,0$ mg/l

vrij $NH_3: \leq 0,02$ mg/l

-waterverontreiniging: normen basiskwaliteit zoet oppervlaktewater:

kopergehalte moet lager zijn dan 50 μ g Cu/l

cadmiumgehalte " " " " $2\frac{1}{2}$ μ g Cd/l

zinkgehalte " " " " 200 μ g Zn/l.

-overbemesting: hiervoor komen richtlijnen in de Wet Bodembescherming in combinatie met de Meststoffenwet. Adviesbasis Bemesting Landbouwgronden geeft richtlijnen over optimale bemesting van diverse gewassen.

-landschap: bestemming van het gebied.

-ongeschikt worden biotoop plant- en diersoorten: bestemming (natuurgebied). Voorts kan rekening worden gehouden met de eisen die specifieke plant- of diersoorten stellen aan hun milieu.

Kolom 5: Aantasting doelvariabelen

-stankhinder: grafiek uit brochure Veehouderij en Hinderwet; methode in ontwikkeling voor kumulatie van bedrijven.

-lawaai-overlast: normen uit Wet Geluidhinder.

-drinkwaterkwaliteit: normen afkomstig van de EG.

Er zijn drie kwaliteitsaanduidingen voor water als grondstof voor drinkwater. Onderstaande tabel geeft de waarden weer voor de beste kwaliteit.

| | richtgetal | imperatief |
|-----------------------------------|------------|------------|
| pH | - | 6½-8½ |
| temperatuur | 22°C | 25° |
| NO ₃ | 25 mg/l | 50 mg/l |
| Cu | 0,02 mg/l | 0,05 mg/l |
| Cd | 0,001 mg/l | 0,005 mg/l |
| Zn | 0,5 mg/l | 3 mg/l |
| P ₂ O ₅ | 0,4 mg/l | - |
| NH ₄ | 0,05 mg/l | - |
| N (uitgezonderd NO ₂) | 1 mg/l | - |
| BOD | 3 mg/l | - |

-zwemwaterkwaliteit: ook hiervoor zijn EG-richtlijnen: de pH moet gelegen zijn tussen 6 en 9. Op aanwezigheid van zware metalen of een overmaat aan nutriënten moet gecontroleerd worden wanneer daartoe aanleiding bestaat.

| -viswaterkwaliteit: EG-normen: | zalmachtigen | karperachtigen |
|--------------------------------|---|---|
| temp. | < 1,5° afwijking | < 3° afwijking |
| O ₂ | 50% ≥ 9 mg/l (i) 100% ≥ 7 mg/l (r) nooit < 5 mg/l | 50% ≥ 8 mg/l (i) 100% ≥ 5 mg/l (r) nooit < 4 mg/l |
| pH | 6-9 | 6-9 |
| NO ₂ | < 0,01 (r) | < 0,03 (r) |
| NH ₄ | < 0,04 mg/l (r) < 1 mg/l (i) | < 0,2 mg/l (r) < 1 mg/l (i) |
| NH ₃ | < 0,005 mg/l (r) < 0,025 mg/l (i) | < 0,005 mg/l (r) < 0,025 mg/l (i) |
| Zn | < 0,3 mg/l (i) | < 1,0 mg/l (i) |
| Cu | < 0,06 mg/l (r) | < 0,04 mg/l (r) |

(i) is imperatief, (r) is richtgetal.

-recreatie: bestemming op landelijk, provinciaal en gemeentelijk nivo; ook feitelijk recreatief gebruik.

-schade aan landbouw- of bosbouwgewassen door NH₃: veilige afstandsgrafiek uit 'Stallucht en Planten' (Van der Eerden e.a., 1981). Schade door koper kan bepaald worden met behulp van de formule uit Bodemreeks 9 (Lexmond, 1983). Voor schade door bodemverzuring geldt op zandgronden volgens het IMP lucht 85-89 een grenswaarde van 1400 mol/ha.jaar effectieve zuurdepositie (zie ook bij kolom 4: bodemverzuring).

-landschappelijke waarden: bestemming op landelijk, provinciaal en gemeentelijk nivo; gebiedshistorie en huidige toestand van het landschap; voorts bijdrage aan landelijke verscheidenheid van landschapstypen.

-natuurwaarden: bestemming op landelijk, provinciaal en gemeentelijk nivo; status van beschermde plant- of diersoort; voorts beoordelingscriteria zoals ook bij de milieu-effekt-rapportage gebruikt wordt (zeldzaamheid, diversiteit etc.).

Er zijn normen in ontwikkeling voor de waterkwaliteit uit ekologisch oogpunt (IMP Water 84-88).

Bijlage 3. Invoervariabelen voor berekeningen met het Gaussisch Pluimmodel.

Zoals reeds weergegeven in hoofdstuk II.3, luidt de formule van het Gaussisch Pluimmodel (GPM):

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

De invoerparameters voor deze formule zijn reeds behandeld in hoofdstuk II.3. De tabel voor de berekening van σ_y en σ_z volgt hieronder. Met behulp van deze formule zijn luchtkoncentraties te berekenen die gelden voor zeer specifieke omstandigheden wat betreft windsnelheid, atmosferische stabiliteit, en lokatie ten opzichte van de emissiebron.

Wanneer men geïnteresseerd is in jaargemiddelde konzentraties, moet de formule als volgt worden toegepast:

$$C = \frac{2Q}{2\pi \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma_z \cdot U \cdot x/n} \cdot \exp \frac{-(H^2)}{2\sigma_z^2}$$

De konzentratie wordt hier gegeven voor een afstand x vanaf de bron, op grondhoogte. Q is ook hier de emissiebron, uitgedrukt als (jaargemiddelde) emissie in $\mu\text{g/s}$.

Voor U, de windsnelheid, kan per windsnelheidsklasse een representatieve waarde worden aangenomen.

Uitgaande van de frekwentietabellen van het KNMI is als representatieve snelheid gekozen:

| | |
|---------------------------|----------|
| klasse 1 (1- 5 knopen) : | 1,5 m/s |
| klasse 2 (6-12 knopen) : | 4,5 m/s |
| klasse 3 (13-17 knopen): | 7,5 m/s |
| klasse 4 (18-25 knopen): | 11,5 m/s |
| klasse 5 (> 25 knopen) : | 22 m/s |

Vergelijking met het Nationaal Model laat zien, dat hier slechts drie klassen worden onderscheiden. Berekeningen tonen aan, dat dit in de uiteindelijke resultaten weinig verschil maakt.

ook bij kleine afstanden

De faktor n in de formule staat voor het aantal windrichtingsklassen waarin men de windroos opdeelt. In dit geval is dat 12.

In onderstaande tabel staan de getallen om σ_y en σ_z te berekenen, zoals gegeven door Harssema (1980).

Tabel 5.2 Berekening van σ_y en σ_z

$$\sigma_y = ax^b$$

$$\sigma_z = cx^d + e.$$

De voor de verspreiding van stallucht te gebruiken waarden voor σ_y en σ_z , voor middelingstijden van 1 uur*

$$\sigma_y = ax^b \quad ; \quad \sigma_z = cx^d + e$$

voor afstanden van 50 - 1000 m:

| Stab. klasse | Afstand (m) | a | b | c | d | e |
|--------------|-------------|-------|-------|--------|-------|--------|
| A | 50-200 | 0,118 | 1,217 | 0,006 | 1,555 | 6,269 |
| | 200-400 | 0,758 | 0,865 | 0,006 | 1,555 | 6,269 |
| | 400-1000 | 0,758 | 0,865 | 0,0001 | 2,222 | 16,37 |
| B | 50-200 | 0,221 | 1,033 | 0,037 | 1,153 | 3,191 |
| | 200-1000 | 0,534 | 0,866 | 0,037 | 1,153 | 3,191 |
| C | 50-200 | 0,503 | 0,800 | 0,099 | 0,929 | 0,244 |
| | 200-1000 | 0,300 | 0,897 | 0,099 | 0,929 | 0,244 |
| D | 50-200 | 1,19 | 0,550 | 0,207 | 0,734 | -1,366 |
| | 200-1000 | 0,184 | 0,905 | 0,207 | 0,734 | -1,366 |
| E | 50-200 | 1,03 | 0,533 | 0,198 | 0,687 | -1,164 |
| | 200-1000 | 0,141 | 0,902 | 0,198 | 0,687 | -1,164 |
| F | 50-200 | 2,24 | 0,300 | 0,098 | 0,721 | -0,323 |
| | 200-1000 | 0,093 | 0,902 | 0,098 | 0,721 | -0,323 |

* Voor afstanden van 50-200 m volgens Harssema (1980), voor afstanden 200-1000 m volgens KNMI-Pasquill (Nieuwstadt, 1974), gecorrigeerd voor de middelingstijd volgens: $\frac{\sigma_y(t_1)}{\sigma_y(t_2)} = \frac{t_1}{t_2} 0,2$

Om jaargemiddelde concentraties per windrichting te krijgen, moet met behulp van de tweede formule de concentratie voor elke combinatie van windsnelheid en atmosferische stabiliteit worden berekend, en vervolgens worden gesommeerd door te vermenigvuldigen met het aantal uren dat elke combinatie jaarlijks gemiddeld voorkomt en dan te middelen.

Een rekenvoorbeeld moge bovenstaande verduidelijken.

Q = 5000 kg NH₃/jaar, omgerekend 158.549 µg/s

x = 50 m; n = 12

H = 2,5 m

σ_z wordt per stabiliteitsklasse berekend volgens de hierboven gegeven tabel

U: hiervoor worden bovengenoemde waarden voor de representatieve windsnelheid aangenomen.

Als voorbeeld wordt WZW-wind gekozen.

| Windsnelheid | Stab. klasse | Aantal uren/jaar | Koncentratie op 50 m (µg/m ³) |
|--------------|--------------|------------------|--|
| 1,5 m/s | | (totaal 1323) | |
| | A | 7 | 348,0 |
| | B | 14 | 456,6 |
| | C | 4 | 663,4 |
| | D | 94 | 775,2 |
| | E | 13 | 663,6 |
| 4,5 m/s | F | 40 | 405,4 |
| | A | - | 116,0 |
| | B | 30 | 152,2 |
| | C | 50 | 221,2 |
| | D | 348 | 258,4 |
| | E | 45 | 221,2 |
| | F | 10 | 135,2 |

| Windsnelheid | Stab. klasse | Aantal uren/jaar | Konsentrasi op 50 m |
|--------------|--------------|------------------|------------------------|
| 7,5 m/s | C | 12 | 132,6 |
| | D | 401 | 155,0 |
| 11 m/s | C | 2 | 90,4 |
| | D | 215 | 105,8 |
| 22 m/s | D | 38 | 52,9 |

Door steeds de berekende concentratie te vermenigvuldigen met het aantal uren dat deze voorkomt, op te tellen, en vervolgens te delen door 8760 (= 365 x 24, aantal uren in een jaar), verkrijgt men de jaargemiddelde concentratie op 50 m afstand, bij WZW-wind, dus in ONO-richting vanaf de emissiebron:

$$\frac{7 \times 348,0 + 14 \times 456,6 + \dots + 38 \times 52,9}{8760} = \underline{\underline{35,9 \mu\text{g}/\text{m}^3}}$$

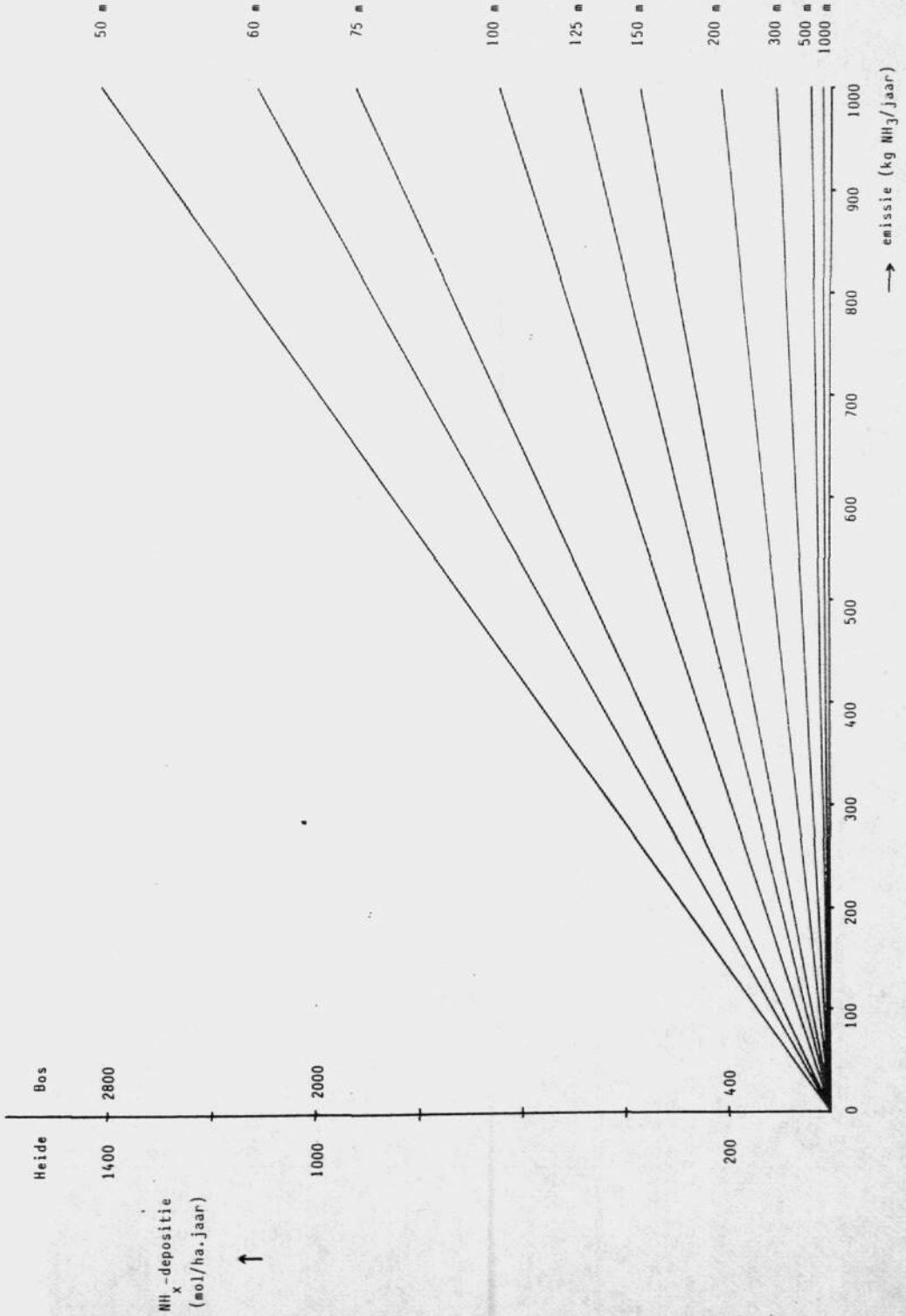
Bijlage 4

In de praktijk zal men bij het bepalen van de NH_3 -depositie afkomstig van individuele bedrijven met behulp van figuur 5.11 vaak in de linker-onderhoek belanden. Veel bestaande bedrijven, met name de wat oudere, zijn immers klein vergeleken met veel nieuw op te richten bedrijven. Dit maakt het moeilijk om met enige akkuratete een depositiegetal af te lezen op de y-as.

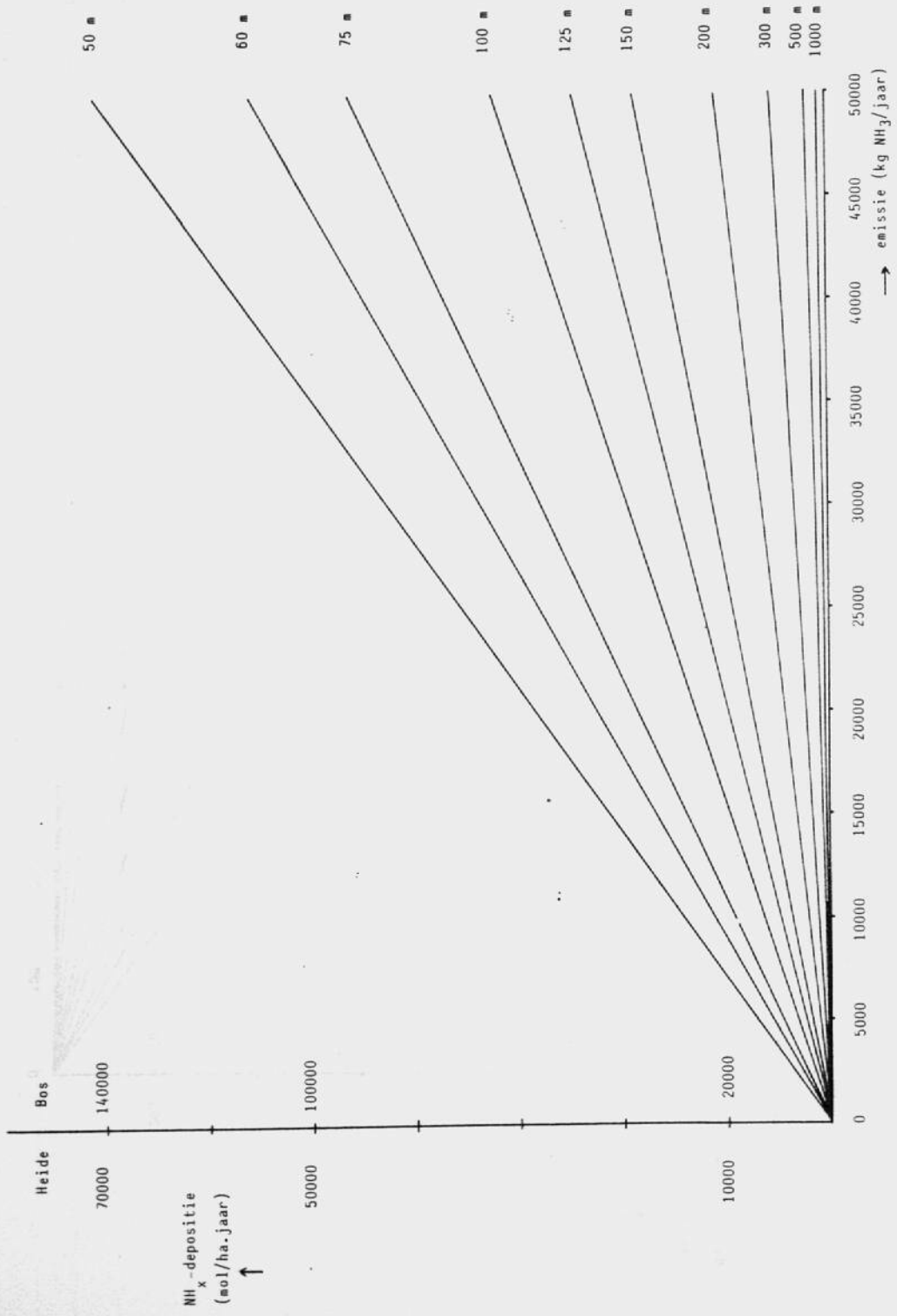
Anderzijds zullen vele nieuwe bedrijven, met name grote pluimveehouderijen, een grotere emissie veroorzaken dan 10000 kg NH_3 /jaar, de maximale emissie die de x-as laat zien, zodat er geen bijbehorende depositie kan worden afgelezen.

Dit hoeft geen enkel probleem te zijn. De lijnen in de figuur zijn recht. Dat betekent, dat wanneer de getallen op de x- en de y-as met eenzelfde faktor worden vermenigvuldigd, de lijnen in de figuur onveranderd blijven.

In deze bijlage worden daarvan twee voorbeelden gegeven: één met een x-as waarop de maximale emissie 1000 kg NH_3 /jaar bedraagt; en één met een maximale emissie van 50000 kg/jaar (een legkippen-mammoetbedrijf). Maar men kan elke gewenste maximum-emissie in de figuur invullen, wanneer men er maar voor zorgt dat x- en y-as met dezelfde faktor worden vermenigvuldigd of door dezelfde faktor worden gedeeld.



Figuur 5.11.a. Depositie van NH_x als functie van de grootte van de emissiebron, bij gegeven afstand tot de bron, gebaseerd op gemiddelde cirkels.



Figuur 5.11.a. Depositie van NH_x als functie van de grootte van de emissiebron, bij gegeven afstand tot de bron, gebaseerd op gemiddelde cirkels.