

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE
BILTHOVEN

Rapport nr. 714701011

**Betrouwbaarheid van milieu-informatie: analyse
van een stikstofketen**

J.A. Hoekstra en P.S.C. Heuberger (editors)

April 1995

Dit onderzoek is verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat Generaal voor Milieubeheer en de Directie van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM), in het kader van de projecten 714701 (Coördinatie Milieumonitoring) en 482532 (Infrastructuur MB/MV)

VERZENDLIJST

1	Directoraat-Generaal Milieubeheer Directie Strategische Planning
2	Directie RIVM
3	plv. DG Milieubeheer H.A.P.M. Pont
4	plv. DG Milieubeheer Dr.Ir. B.C.J. Zoeteman
5	plv. DG Milieubeheer Mr. G.J.R. Wolters
6	plv. DG Milieubeheer Drs. P.E. de Jongh
7	DGM Directie Drinkwater, Water, Landbouw
8	DGM Directie Lucht en Energie
9	DGM Directie Bodem
10	Depot Nederlandse Publikatie en Nederlandse Bibliografie
11	Prof. Dr. C.A. van den Akker (TUD)
12	Drs. L.E. van Brederode (DGM/CMK)
13	Prof. Dr. P.A. Burrough (UU)
14	Drs. J. Dijk (DLO/LEI)
15	Prof. Dr. A. Heemink (TUD)
16	Prof. Dr. J.C. van Houwelingen (RUL)
17	Mr. V.G. Keizer (DGM/LE)
18	Dr. M.J.W. Jansen (DLO/GLW)
19	Dr. N. Johanknecht (DGM/DWL)
20	Drs. W.J. ter Keurs (MIBI)
21	Dr. J. Molenaar (TUE)
22	Drs D.A. Oudendag (DLO/LEI)
23	Dr. Ir. J.J. Praagman (CQM)
24	Prof. Dr. H.J. Scholten (VU)
25	Ir. S.M. Smeulders (DGM/LE)
26	Drs. T. Aldenberg
27	Ing. A. Bleeker
28	Dr. L.C. Braat
29	Ir. R. van de Berg
30	Ir. A.H.M. Bresser
31	Drs. B.J.E. ten Brink
32	Dr.ir. J.J.B. Bronswijk
33	Drs. E. Buijsman
34	Ir. H.S.M.A. Diederer
35	Dr. G.P.J. Draaijers
36	Ir. G. van Drecht
37	Ir. W. van Duijvenbooden
38	Ir. N.D. van Egmond
39	Dr. H. Eijsackers
40	Ir. B. Fraters
41	Drs. A. van der Giessen
42	Dr.ir. J.J.M. van Grinsven
43	Ir. G.J. Heij
44	Drs. A.E.M. de Hollander
45	Ing. J.A. van Jaarsveld
46	Dr. L.H.J.M. Janssen

47	Dr. A.S.M. Koeleman
48	Drs. L.H.M. Kohsiek
49	Dr. M.A.J. Kuijpers-Linde
50	Dr.ir. J.W. de Kwaadsteniet
51	Ir. F. Langeweg
52	Drs. Ir. J.B. Latour
53	Dr.ir. A. Leijnse
54	Drs. R.J.M. Maas
55	Dr.ir. G. de Mik
56	Dr. J.E.T. Moen
57	Ir. J.H.C. Mülschlegel
58	Dr. D. Onderdelinden
59	Drs. E.J. Pebesma
60	Drs. J.P.M. Ros
61	Prof.dr.ir. J. Rotmans
62	Dr. W. Slob
63	Dr. W. Slooff
64	Drs. A.A. van der Veen
65	Drs. R.J. van de Velde
66	Ir. J.F.M. Versteegh
67	Dr. W. Verweij
68	Drs. J. Wiertz
69	Drs. W.J. Willems
70	Drs. J. van Woerden
71-85	Auteurs
86-87	Bibliotheek RIVM
88	Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
89	Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
90-130	Reserve-exemplaren

COLOFON

In dit rapport worden resultaten beschreven van de projecten 714702 en 482532.

Auteurs:

Hoofdstuk 1	J.A. Hoekstra en B.J. de Haan
Hoofdstuk 2	J.C.H. van Eijkeren en B.J. de Haan
Hoofdstuk 3	J.A. Hoekstra, P.H.M. Janssen, A.L.M. Dekkers, J.C.H. van Eijkeren, B.J. de Haan, P.S.C. Heuberger
Hoofdstuk 4	P.H.M. Janssen, A.A.M. Kusse, K.W. van den Hoek, A.U.C.J. van Beurden, P.M. van Egmond, N.J.P. Hoogervorst
Hoofdstuk 5	P.S.C. Heuberger, A.L.M. Dekkers, J.M.M. Aben, J.W. Erisman
Hoofdstuk 6	J.C.H. van Eijkeren, B.J. de Haan, M.J.H. Pastoors, L.J.M. Boumans
Hoofdstuk 7	J.A. Hoekstra en P.S.C. Heuberger

Voorwoord

Het RIVM heroverweegt de samenstelling van haar milieumonitoring systeem. Dit systeem bestaat uit een samenhangende reeks metingen en registraties, die worden aangevuld en verbonden door modelberekeningen. De heroverweging is gebaat bij een consistente analyse van de betrouwbaarheid van de informatie, die door het monitoring systeem verstrekt wordt. Echter, niet van alle onderdelen van het systeem is de betrouwbaarheid bekend. En voor zover deze bekend is, is de betrouwbaarheid niet altijd op dezelfde wijze gedefinieerd, zodat vergelijking niet goed mogelijk is. Om aan de behoefte van een uniforme aanpak te voldoen is een onderzoek gestart onder de naam "Betrouwbaarheid van het milieumonitoring systeem". Het onderzoek heeft tot doel een algemeen bruikbare methodiek voor betrouwbaarheidsanalyse te ontwikkelen. De methodiek omvat het definiëren van het begrip betrouwbaarheid, het ontwikkelen van een set criteria voor de gewenste betrouwbaarheid, en de kwantificering van de betrouwbaarheid in de informatieketen (inclusief foutenvoortplanting). Toetsing vindt plaats aan de hand van een concrete toepassing. Hiervoor is een stikstofketen gekozen, lopend van stikstofemissies tot de prognose van stikstof in onvoorbehandeld drinkwater. In dit rapport worden de resultaten van deze analyse beschreven. Het gaat in dit rapport dus over de kwaliteit van de informatie die het RIVM in de milieubalans over stikstof verstrekt. De gevolgde aanpak wordt in hoofdlijnen geschetst. Gedetailleerde informatie omtrent de gehanteerde methoden is opgenomen in achtergronddocumentatie.

INHOUDSOPGAVE

Verzendlijst	ii	
Colofon	iv	
Voorwoord	v	
Inhoudsopgave	vi	
Nomenclatuur	viii	
Summary	ix	
Samenvatting	x	
1	Inleiding	1
2	De keten van Emissie naar Nitraat-in-ruw-water	3
	2.1 Inleiding	3
	2.2 Overzicht schema	3
	2.3 Depositie-keten	4
	2.4 Ruw-water keten	4
3	Methodiek	9
	3.1 Inleiding	9
	3.2 Betrouwbaarheid van informatie	9
	3.3 Definitie van de betrouwbaarheidsfactor	11
	3.4 Onzekerheidsanalyse van modellen met UNCSAM	13
	3.5 Interpolatietechnieken toegepast op meetnetresultaten	13
	3.6 Een kwaliteitssysteem voor modellen	15
4	Atmosferische NH ₃ -emissie	19
	4.1 Inleiding	19
	4.2 De NH ₃ -emissieberekeningen voor 5 x 5 km gridcellen	19
	4.3 Onzekerheidsspecificaties	20
	4.4 Resultaten van de betrouwbaarheidsanalyse	23
	4.5 Conclusie en aanbevelingen	25
5	N-Depositie	31
	5.1 Inleiding	31
	5.2 Concentraties NO _y	33
	5.2.1 Inleiding	33
	5.2.2 Interpolatie van NO concentraties	33
	5.2.3 Interpolatie van NO ₂ concentraties	35
	5.2.4 Interpolatie van de windsnelheden	35
	5.2.5 Overige componenten	36
	5.2.6 Simulaties	36

5.3	Concentraties NH _x	36
5.3.1	Inleiding	36
5.3.2	Het OPS model	36
5.3.3	Concentratie NH ₃	37
5.3.4	Concentratie NH ₄ -aërosol	38
5.4	Droge depositie	39
5.4.1	Model	39
5.4.2	NO _y depositie	39
5.4.3	NH _x depositie	40
5.4.4	N depositie	41
5.5	Natte depositie	41
5.6	Conclusies en discussie	41
6	Nitraat in ruw water	55
6.1	Inleiding	55
6.2	Wingebieden	56
6.3	Onzekerheden van de afzonderlijke schakels	56
6.3.1	Nitraatuitspoeling onder bouw- en weiland	56
6.3.2	Nitraatuitspoeling onder bos en heide	58
6.3.3	Nitraatuitspoeling onder stedelijk gebied	58
6.3.4	Transport van nitraat naar een winput	58
6.4	Onzekerheid van de totale keten	59
6.5	Conclusies	60
	<i>Appendix</i>	63
7	Samenvatting en conclusies	67
7.1	Inleiding	67
7.2	Onderzochte indicatoren	67
7.3	Methodiek	68
7.3.1	Onzekerheden in de informatie	68
7.3.2	Betrouwbaarheidsfactor	69
7.4	Emissies	69
7.5	Deposities	70
7.6	Grondwater en ruw water	70
7.6.1	Grondwater	70
7.6.2	Ruw water	70
7.7	Betrouwbaarheid in relatie tot milieubeleid	71
7.8	Aanbevelingen voor onderzoek ten behoeve van milieubalans/verkenningen	72
	Referenties	75

Nomenclatuur

Afkortingen

APV-III	Additioneel Programma Verzuring, fase III
BOSMODEL	Model voor uitspoeling vanaf bos- en heidegrond
CBS	Centraal Bureau voor de Statistiek
CORINE	Coordination of Information of the Environment
CWM	Centrum voor Wiskundige Methoden
DEADM	Dutch Empirical Acid Deposition Model
DLO	Dienst Landbouw-Onderzoek
FLOPZ1	Numeriek hydrologisch model
GIS	Geografisch Informatie-Systeem
GLP	Good Laboratory Practice
GSLIB	GeoStatistical Library
ISC	Informatica Service Centrum
LAE	Laboratorium voor Afvalstoffen en Emissies
LBG	Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek
LEI	Landbouw-Economisch Instituut
LGN	Land-Gebruik Nederland
LLO	Laboratorium voor Lucht-Onderzoek
LMG	Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit
LML	Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit
LMRe	Landelijk Meetnet Regenwaterkwaliteit
NLOAD	Model voor uitspoeling vanaf bouw- en weilanden
OPS	Operationeel Prioritaire Stoffen model
MB,MV	Milieu-Balans, Milieu-Verkenningen
MTV	Bureau Milieu Toekomstverkenning
SC	Staring Centrum
SDW	System Development Workbench
SPIN	Samenwerkingsproject Procesbeschrijvingen Industrie
S-PLUS	Software pakket voor statistische bewerkingen
UNCSAM	Software pakket voor onzekerheidsanalyse

Symbolen

a	omzettingscoëfficiënt (OPS)
B	betrouwbaarheidsfactor
C_a	vermenigvuldigingsfactor voor V_d (aërosolen)
F	depositie-flux
r_c	oppervlakte-weerstand (OPS, DEADM)
s	uitregen-ratio (OPS)
$u(h)$	windsnelheid op hoogte h
y^0	nominale (gerapporteerde) waarde
y^*	werkelijke waarde
y^{geom}	geometrisch gemiddelde
V_d	depositie-snelheid

Summary

This report discusses the reliability of *environmental indicators* obtained from calculations, used by RIVM in the composition of reports on the state of the environment. The considered calculation chain (for the Netherlands) starts at the emission of nitrogen compounds in 1992 and ends with forecasts of the nitrate concentration in untreated water in 2100.

To this end the notion of reliability is specified in terms of a *reliability factor* and a *confidence interval*. The structure of the chain is depicted with flow diagrams. It is composed of measurement data, registration data, model operations and GIS operations. The primary data with respect to the nitrogen load are obtained from sources outside RIVM. They are based on registered data, for example agricultural surveys. For the nitrogen emissions a reliability was postulated. The applied RIVM models are respectively *OPS* (atmospheric transport), *DEADM* (atmospheric deposition), *NLOAD* (nitrate leaching from agricultural soils), *BOSMODEL* (nitrate leaching from forest soils and heathland) and *FLOPZI* (groundwater streamlines and residence times). The measurement data are obtained from the National Monitoring Networks for Air Quality (LML, wind velocities and NO_y concentrations) and Groundwater Quality (LMG, nitrate concentration in deep groundwater).

Applying uncertainty analyses on models and using statistical techniques, uncertainties in the various indicators are determined, where uncertainties are propagated through the chain. The reliability of the indicators, as reported for 1992, is calculated on the basis of the resulting uncertainties. Most of the calculations are performed on three different scales, 5 x 5 km blocks, Acidification Areas (20 areas in the Netherlands) and on national scale. The reliability of nitrate concentration in untreated water is assessed for two different drinking water stations.

Results of the project are presented in the form of tables and graphics, such as histograms and geographical plots of indicators and reliability factors. Table 7.1 on page 73 summarizes the reliability of the investigated indicators.

A subsequent goal of this report is to contribute to a (discussion about a) generally applicable method to determine the reliability in the calculation of environmental indicators.

Samenvatting

Dit rapport behandelt de betrouwbaarheid van *milieu-indicatoren* van één van de berekeningsketens, die door het RIVM gehanteerd worden bij het opstellen van de milieubalans en milieuverkenningen (*MB/MV*). Het betreft de keten (voor Nederland) van stikstof-emissies in 1992 tot de nitraat-concentratie in ruw water in 2100.

Hiertoe wordt het begrip betrouwbaarheid gespecificeerd in termen van een *betrouwbaarheidsfactor* en een *betrouwbaarheidsinterval*. De behandelde keten, door middel van stroomdiagrammen in kaart gebracht, is opgebouwd uit metingen, registraties, modelberekeningen en GIS-operaties. De primaire gegevens m.b.t. de stikstofbelasting zijn afkomstig van bronnen buiten het RIVM. Ze zijn gebaseerd op registraties, zoals bijvoorbeeld de landbouwtellingen. Voor de stikstofbelasting is een betrouwbaarheid gepostuleerd.

De toegepaste RIVM modellen zijn respectievelijk *OPS* (atmosferisch transport), *DEADM* (atmosferische depositie), *NLOAD* (nitraat-uitspoeling vanaf bouw- en weilanden), *BOSMODEL* (nitraat-uitspoeling vanaf bos- en heidegrond) en *FLOPZI* (grondwaterstroombanen en verblijftijden). Meetnet-data zijn afkomstig van de Landelijke Meetnetten Luchtkwaliteit (LML, windsnelheden en NO_y concentraties) en Grondwaterkwaliteit (LMG, nitraat-concentratie in het diepe grondwater). Door toepassing van onzekerheidsanalyses op modellen en met behulp van statistische methoden worden de onzekerheden in de diverse indicatoren bepaald, waarbij onzekerheden zich door de keten heen voortplanten. Op basis van deze gegevens wordt de betrouwbaarheid van de voor 1992 gerapporteerde milieu-indicatoren vastgesteld. Bij de berekeningen wordt veelal een ruimtelijke schaal van 5 x 5 km gehanteerd. Daarnaast worden ook de betrouwbaarheden voor verzuringsgebieden en voor geheel Nederland gegeven. Voor de nitraat-concentratie in ruw water wordt de betrouwbaarheid bepaald voor twee winputten in Nederland.

De resultaten van het onderzoek worden gepresenteerd in de vorm van tabellen en figuren, waaronder histogrammen en geografische weergaves van de indicatoren en de betrouwbaarheidsfactoren. Tabel 7.1 op bladzijde 73 geeft een overzicht van de betrouwbaarheid van de in dit rapport onderzochte indicatoren.

Dit rapport heeft mede tot doel een aanzet te geven tot een (discussie over een) algemeen bruikbare methodiek voor het bepalen van de betrouwbaarheid in de berekeningen van milieu-indicatoren.

1 Inleiding

J.A. Hoekstra en B.J. de Haan (CWM)

De kwaliteit van de milieubalans en milieuverkenning wordt in hoge mate bepaald door de mate van reproduceerbaarheid, snelheid van levering en - last but not least - inhoud. De inhoudelijke kwaliteit van de gepresenteerde informatie slaat niet alleen op een degelijke documentatie en acceptatie door vakgenoten, maar ook op een kwantitatieve analyse van de (on)zekerheid. Kennis van de betrouwbaarheid van de informatie is belangrijk bij gebruik ervan als beleidsinstrument en bij de optimale keuze van toekomstige meet- en modelleringsinspanningen. Dit rapport geeft een eerste aanzet om tot uniforme rapportage van deze onzekerheden te komen.

De analyse is op een deel van het RIVM-milieu monitoring systeem uitgevoerd. Indien ook de andere bijdragen aan de milieubalans en -verkenning geanalyseerd worden, kan dit bijdragen aan een breed gedragen consensus over de uitspraken en conclusies van het op vele instituten uitgevoerde milieu-onderzoek, dat samenkomt in de milieubalansen en milieuverkenningen van het RIVM.

Als illustratie van de aanpak is gekozen voor de berekeningen en metingen van de keten van N-emissies tot N-in-ruw-water (N-in-ruw-water is een prognose van de nitraat-concentratie van niet voorbehandeld water bij drinkwaterpompstations). De indicatoren voor deze keten worden in het ontwerp van de milieubalans vermeld onder 3.3 en 3.4 (Ten Brink en Van den Berg, 1994, bijlage 5). Het hier bestudeerde systeem betreft de volgende deelketens:

- N-emissies naar de lucht → verspreiding door de lucht → N-deposities op de bodem
- N-bemesting van de bodem → uitspoeling door de bodem → N-in-ruw-water

In "het veld" vormen de twee ketens vanzelfsprekend een gesloten systeem. In de berekeningen is er in feite sprake van twee losse ketens. Niet alle onderdelen van de genoemde ketens zijn in het kader van dit onderzoek doorgerekend; waar mogelijk is bestaande informatie vanuit de betreffende laboratoria gebruikt om het beeld te completeren.

De ketens bestaan uit een combinatie van metingen en registraties, aangevuld en verbonden met behulp van modellen. Voor een integrale betrouwbaarheidsanalyse is het daarom nodig een uniforme maat voor de betrouwbaarheid van gegevens van geheel verschillende aard te hanteren. Er is - na raadpleging van de betrokken onderzoekers en beleidsadviseurs - gekozen voor het gebruik van een betrouwbaarheidsfactor. Dit is een getal tussen de 0 en de 1, waarbij 0 betekent: "volstrekt onbetrouwbaar" en 1: "volstrekt betrouwbaar".

De betrouwbaarheidsanalyses van modeluitkomsten en meetnetgegevens zijn sterk verschillend. Hieronder worden de gevolgde werkwijzes kort samengevat:

Bij het analyseren van de betrouwbaarheid van de *modellen* wordt onderscheiden naar:

- **Modelinput** (bv. voor het OPS-verspreidingsmodel: de atmosferische NH₃-emissies):
waar de input afkomstig was van RIVM-data, werd de onzekerheid daarin berekend;
waar de informatie van buiten het instituut kwam, werd een betrouwbaarheid gepostuleerd op basis van expert-judgement.
- **Modelparameters** (bv. oppervlakteweerstanden, omzettingscoëfficiënten):

onzekerheid in de meest relevante parameters, d.w.z die met de meeste invloed, werd m.b.v. expert-judgement gekwantificeerd. Deze onzekerheden werden vervolgens analytisch of door simulatie doorberekend naar onzekerheid in de modeloutput. Dit leverde de vereiste informatie voor het uitvoeren van een "interne" betrouwbaarheidsanalyse.

Waar mogelijk in het bestek van dit onderzoek, werden modeluitkomsten tevens vergeleken met onafhankelijke metingen die als de echte waarden konden worden beschouwd. In die gevallen is er sprake van een "externe" betrouwbaarheidsanalyse.

Door middel van het kwaliteitssysteem voor modellen voorgesteld door Braat *et al.* (1994) is de betrouwbaarheid van het betreffende onderdeel verder in beeld gebracht.

Bij het analyseren van informatie uit *metingen* is gebruik gemaakt van statistische (interpolatie)modellen. Aangezien de (doorgaans eenvoudige) modelstructuur met behulp van de metingen zelf kan worden gevalideerd, hoeft in dit geval veel minder te worden vertrouwd op expert-judgement. Wel is in veel gevallen de ruimtelijke representativiteit van de gegevens een probleem.

Er is naar gestreefd zoveel mogelijk de modellen en data uit het jaar 1992 te gebruiken. Waar echter inmiddels sterke verbeteringen in de procedures werden geïmplementeerd, zijn deze nieuwe procedures gebruikt, om niet bij voorbaat verouderde informatie over de betrouwbaarheid te verstrekken. Een spin-off van het hier beschreven onderzoek was overigens het opsporen van onvolkomenheden hetgeen direkt tot verbeteringen leidde. Het RIVM monitoring systeem is beslist (nog) steeds in ontwikkeling!

Hoofdstuk 2 geeft aan de hand van stroomschema's detailinformatie over de bestudeerde ketens. In hoofdstuk 3 wordt nader op de gevolgde methodiek ingegaan. De daarop volgende hoofdstukken beschrijven de betrouwbaarheidsanalyses voor de onderdelen van de ketens:

4: Atmosferische NH₃-emissies

5: Atmosferische N-concentratie en droge N-depositie

6: Nitraat-concentraties in freatisch grondwater en N-in-ruw-water

In hoofdstuk 7 worden de resultaten samengevat en geanalyseerd. Dit laatste hoofdstuk geeft daarmee een overzicht over het in dit rapport beschreven werk.

2 De keten van Emissie naar Nitraat-in-ruw-water

J.C.H. van Eijkeren, B.J. de Haan (CWM)

2.1 Inleiding

Aan de berekening van het nitraat-gehalte van het water in een winput, het zogenaamde *ruw-water*, ligt een keten van registraties, metingen en modellen ten grondslag. In dit hoofdstuk wordt die keten geïntroduceerd. De keten start bij de registraties van emissies door agrarische bedrijven, industrie en huishoudens en metingen van concentraties van stikstofcomponenten in lucht en neerslag. Het einde van de keten is een prognose over de waterkwaliteit voor drinkwaterproductie.

Ook in het kader van het project "Infrastructuur MB/MV" worden dergelijke ketens in kaart gebracht. De informatiestroom van registraties, meetgegevens en modelberekeningen wordt gegoten in de vorm van *SDW-schema's*. Evenwel betreft het hier vaak de gewenste of bij de eerstvolgende balans/verkenning aan te wenden informatiestroom. Omdat onderdelen daarvan nog niet gereed zijn, is er naar gestreefd zoveel mogelijk modellen en data uit 1992 te gebruiken. De keten is in kaart gebracht aan de hand van interviews met de betrokken onderzoekers.

De keten is weergegeven in de figuren 2.1, 2.2 en 2.3. Figuur 2.1 geeft een totaaloverzicht, terwijl de twee andere figuren een nadere detaillering geven.

2.2 Overzicht schema

Het blijkt (Fig. 2.1) dat de keten bestaat uit twee deelketens: een keten van emissie via de atmosfeer naar depositie en een keten van directe bodembelasting naar ruw-water. De eerste keten betreft de emissies die indirect, via het luchtcompartiment, het bodemcompartiment bereiken. De tweede keten betreft de mestgift, uitspoeling naar en transport in het bodemcompartiment. Idealiter zijn de deelketens gekoppeld. In feite wordt deze koppeling uitsluitend tot stand gebracht door regressie van stikstof-concentraties op de depositie van stikstofcomponenten in een éénmalige studie (Boumans, 1994). Vandaar dat de twee ketens los van elkaar in beeld zijn gebracht en ook los van elkaar meer gedetailleerd worden gepresenteerd. De koppeling is gevisualiseerd door de open einden die uitgaande en ingaande instituuts-interne informatie aangeven.

Waar mogelijk is met een enkel woord of enkele afkorting aangegeven wat in een schakel van de keten, aangegeven met een blok, gebeurt:

- NLOAD betreft berekeningen op landbouwgronden die nitraatconcentraties in het bovenste (freatische) grondwater relateren aan de mestgift
- BOSMODEL is een regressiemodel dat depositie van ammoniak relateert aan nitraatconcentraties in freatisch grondwater onder bos- en heidegebied
- LMG staat voor "Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit"; gegevens uit dit meetnet kunnen worden gebruikt voor ruwe schattingen van nitraatconcentraties in freatisch water onder stedelijk gebied
- FLOPZ1 is een programma dat het transport van nitraat in de bodem naar een winput berekent
- OPS berekent atmosferische concentraties NH_x op grond van emissies

- DEADM berekent de droge atmosferische depositie van NH_3 -gas en NH_4 -aërosol op grond van de berekeningen in de voorafgaande schakel, en de depositie van NO_y en NO_3 -aërosol op grond van resultaten uit het LML
- LMRe staat voor "Landelijk Meetnet Regenkwaliteit"; de gegevens uit dit meetnet worden gebruikt voor de schatting van natte depositie van NH_x en NO_y
- LML staat voor "Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit"; de gegevens hieruit dienen voor een schatting van de concentraties NO , NO_2 en NO_3 -aërosol.

2.3 Depositie-keten

De keten van emissie naar depositie van NO_y en NH_x bestaat uit drie parallel geschakelde deelketens. Het betreft de ketens

- droge depositie van NH_x
- droge depositie van NO_y
- natte depositie van NH_x en NO_y .

De NH_3 -emissies naar de atmosfeer, nodig voor de bepaling van droge NH_x depositie worden geanalyseerd in Hoofdstuk 4. De keten start met registraties van CBS, SPIN en LEIDLO betreffende huishoudelijke, industriële en agrarische emissies. Deze gegevens worden verwerkt op een grid van 5 x 5 km.

Tezamen met meteorologische gegevens van het LML en KNMI en informatie over buitenlandse bronnen (CORINE) wordt deze informatie omgezet in NH_3 en NH_4 concentraties op 5 x 5 km resolutie. Gebaseerd op registraties betreffende oppervlakte ruwheid en begroeiing worden de concentraties vertaald naar droge NH_3 -gas en NH_4 -aërosol depositie (Hoofdstuk 5).

De keten voor de bepaling van droge NO_y depositie start met gegevens uit het LML. Op enkele stations wordt de NO_3 -aërosol concentratie gemeten. Door middeling over tijd en ruimte wordt de daggemiddelde landsgemiddelde concentratie verkregen. Metingen, op 3,5 m hoogte, van NO - en NO_2 -gas en meteo worden in DEADM geëxtrapoleerd naar waarden op 50 m hoogte en daarna vertaald naar 2-uurs gemiddelde concentraties op gridcellen van 10 x 10 km. De componenten HNO_2 en HNO_3 worden op grond van enkele lange meetreeksen constant verondersteld over Nederland. De concentraties worden in DEADM omgerekend naar deposities (Hoofdstuk 5).

De derde, éénschakelige, keten betreft metingen van natte NH_x en NO_y depositie d.m.v. het LMRe. De metingen worden jaargemiddeld en ruimtelijk geïnterpoleerd naar een grid van 10 x 10 km, wat na vierdelen een resultaat op de gewenste gridgrootte van 5 x 5 km geeft. De natte deposities worden in dit rapport niet geanalyseerd, maar ter vergelijking worden resultaten van Friso (1994) opgenomen.

De koppeling van deze keten met de ruw-water keten gebeurt in het BOSMODEL. Dit model legt een relatie tussen depositie en nitraatuitspoeling in natuurgebieden d.m.v. regressie-analyse van in het winterseizoen '89-'90 gemeten nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op depositieberekeningen van NH_x uit 1987.

2.4 Ruw-water keten

De ruw-water keten is geanalyseerd in Hoofdstuk 6. Aan het begin van deze keten staan drie schakels parallel: een schakel voor agrarische gebieden, een voor natuurgebieden en een voor stedelijk gebied. Alle drie hebben de functie om jaargemiddelde concentraties in het onderliggende freatische water te schatten.

De schakel voor agrarisch gebied heeft als invoer een aantal registraties met geografische informatie die bodemtype en -gebruik karakteriseren (CBS/LANDSAT/StaringCentrum). Daarnaast is er een registratie van het LEI-DLO met betrekking tot de bemesting van agrarisch aangewende bodems. De module NLOAD berekent nitraatuitspoeling in [kg/ha/a] onder een landbouwperceel afhankelijk van bodemtype en -gebruik. Door de uitspoeling te delen door het neerslagoverschot wordt de concentratie berekend. Het neerslagoverschot wordt berekend op basis van gegevens van het KNMI en het vegetatietype.

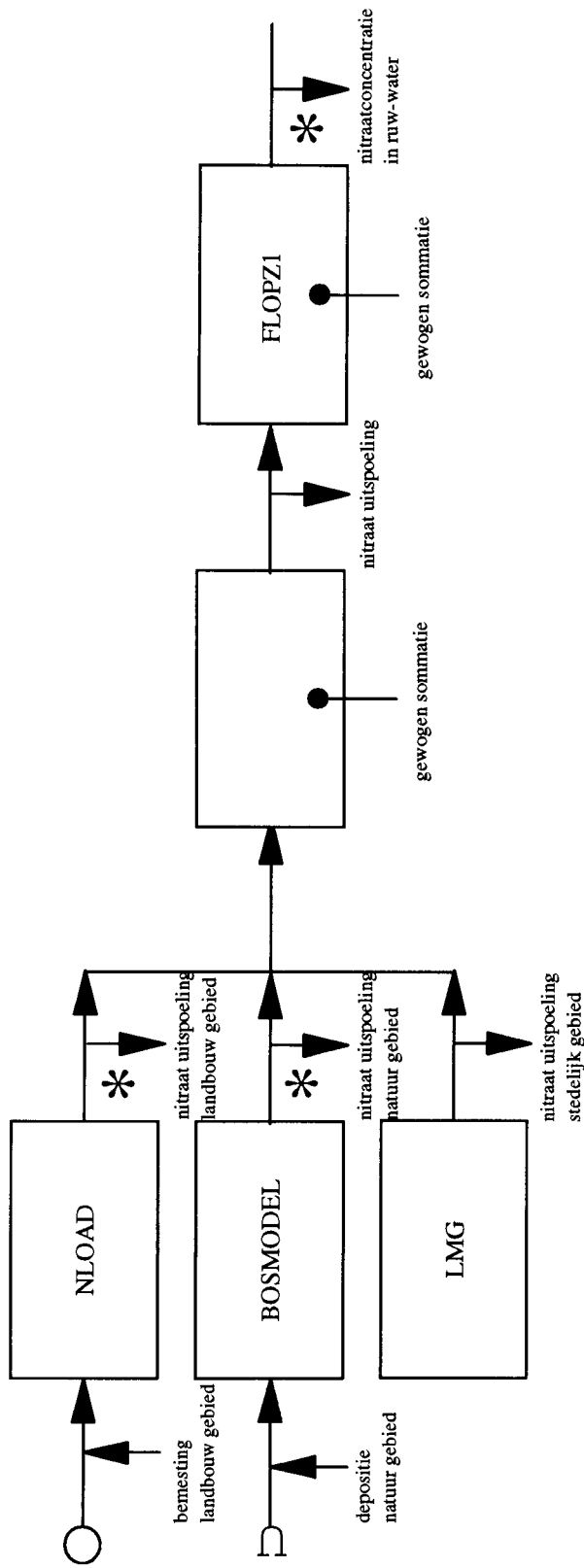
De schakel voor natuurgebieden maakt naast de registraties uit de voorafgaande alinea gebruik van een registratie met betrekking tot bosstatistiek. De schakel berekent concentraties gerelateerd aan depositiegegevens m.b.v. het al eerder genoemde BOSMODEL.

De schakel voor stedelijk gebied betreft het LMG. In feite is dit meetnet ingericht voor de bepaling van de waterkwaliteit op grotere diepte dan het freatische water. De interpretatie naar de kwaliteit van het freatische water is moeilijk. Wel zijn ter vergelijking resultaten van Pebesma en De Kwaadsteniet (1994) omgerekend naar betrouwbaarheden. Deze zijn opgenomen in het samenvattende Hoofdstuk 7.

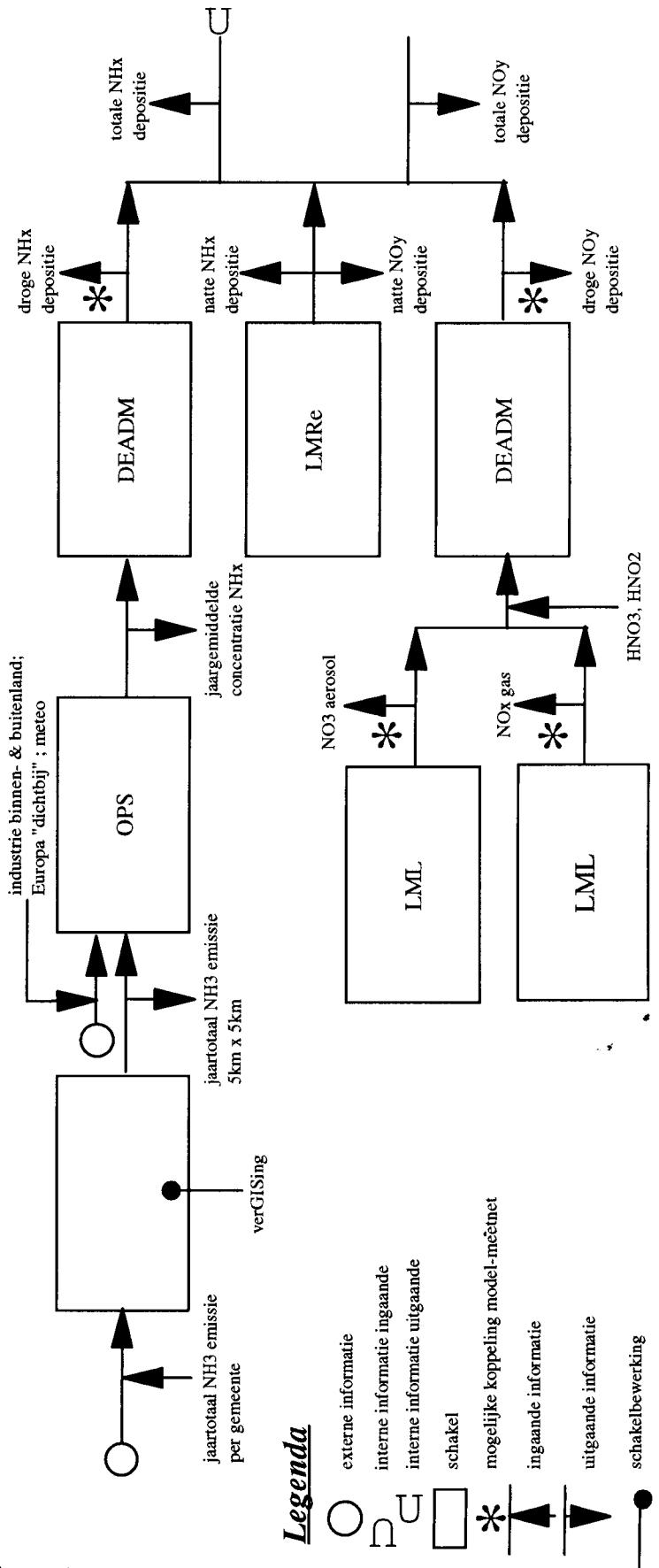
De kwaliteit van het freatische water wordt uiteindelijk bepaald op een grid van 500 x 500 m. Dit gebeurt door voor iedere cel de concentratiebijdragen van de afzonderlijke voorafgaande schakels, gewogen naar relatief oppervlak, te sommeren.

De laatste schakel simuleert m.b.v. de module FLOPZI het nitraattransport door de bodem naar een winput. Bijdragen uit verschillende richtingen komen, afhankelijk van richting en afstand tot de put, op verschillende tijden aan. Door gewogen naar relatief debiet te sommeren verkrijgt men de te verwachten nitraatconcentratie van ruw-water. Het ruw-water wordt door het drinkwaterbedrijf verder verwerkt tot voor humane consumptie geschikt drinkwater.

van Emissie naar Nitraat in ruw- ter Keten



van Emissie naar NHx-NOy-Depositie Keten

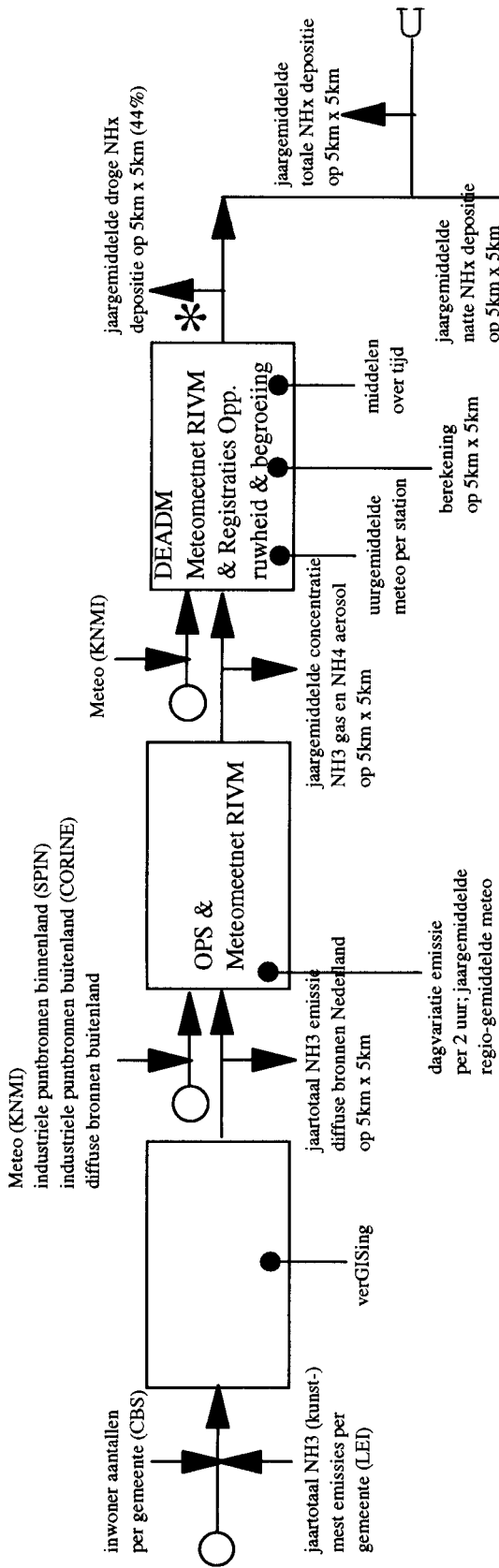


Legenda

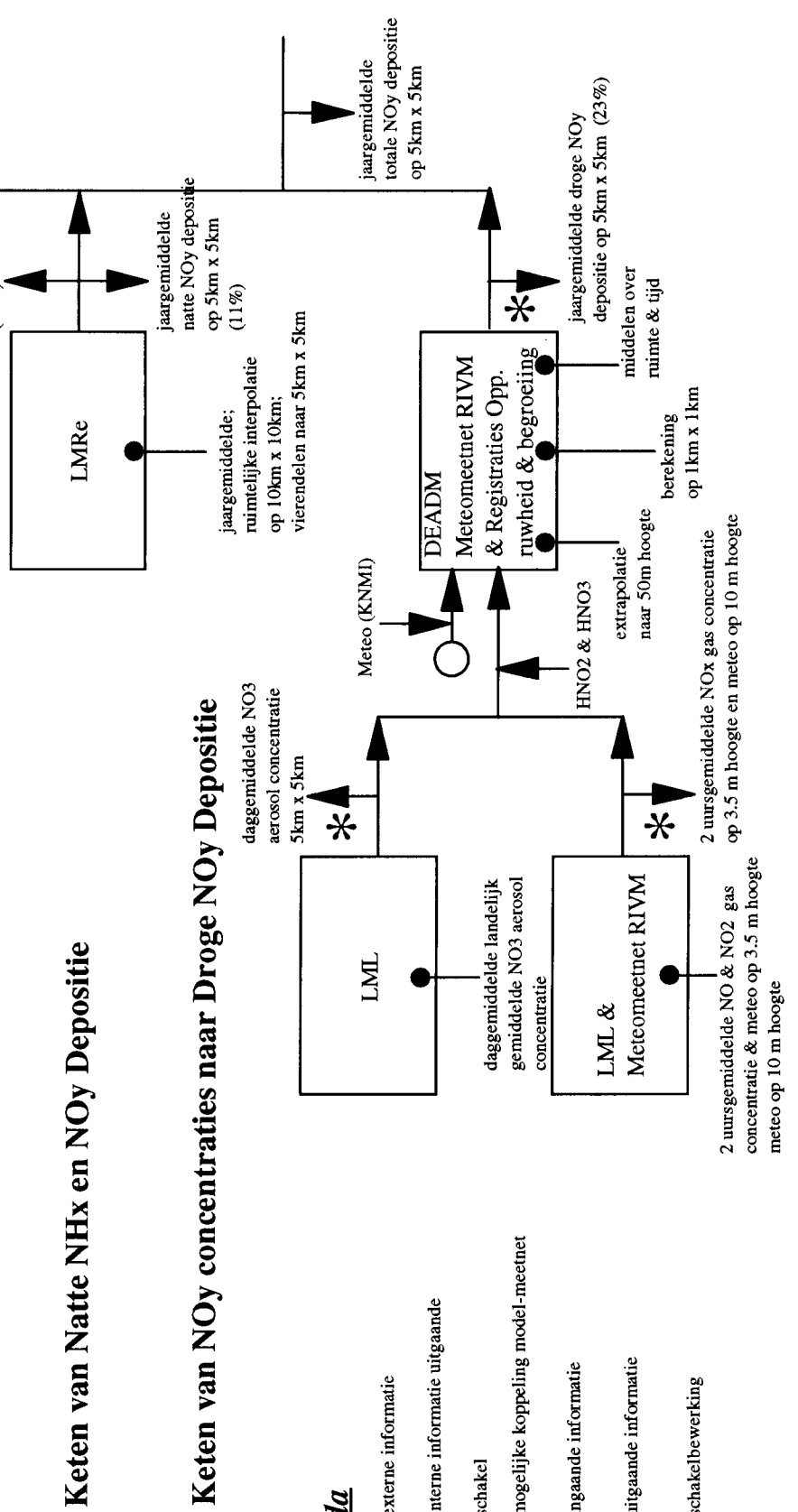
- externe informatie
- interne informatie ingaande
- interne informatie uitgaande
- schakel
- mogelijke koppeling model-mc̄t̄net
- ingaande informatie
- uitgaande informatie
- schakelbewerking

Figuur 2.1

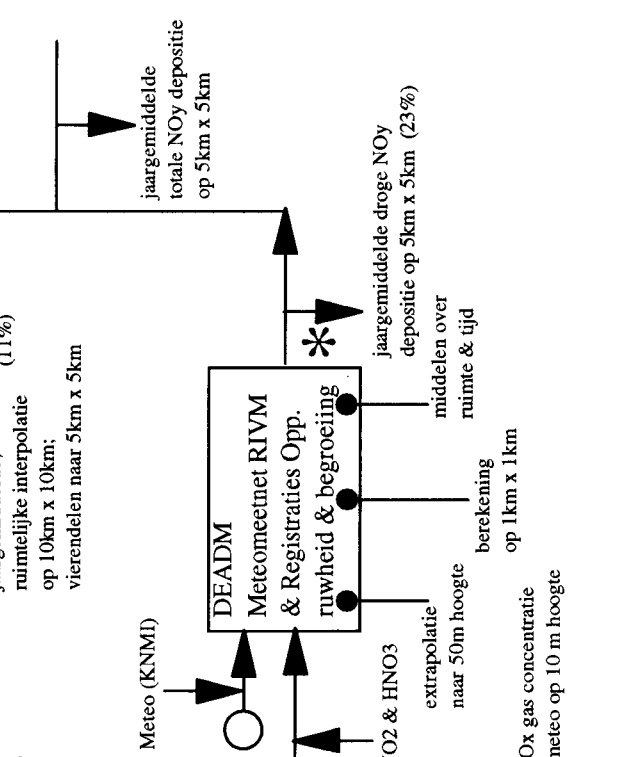
Keten van NH3 Emissie naar Droge NHx Depositie



Keten van Natte NHx en NOy Depositie



Keten van NOy concentraties naar Droge NOy Depositie

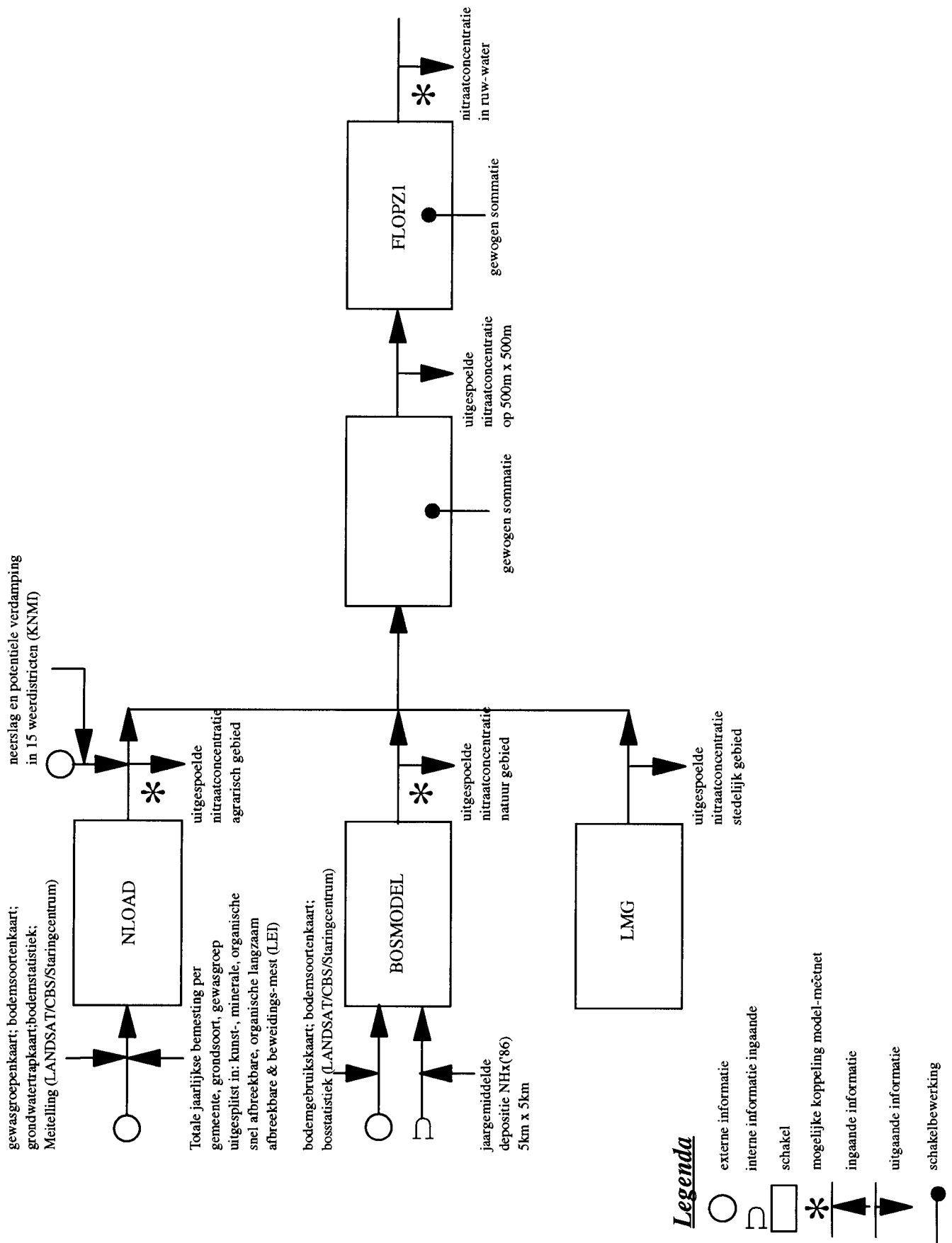


Legenda

- externe informatie
- U interne informatie uitgaande
- schakel
- * mogelijke koppeling model-meetnet
- ingaande informatie
- ← uitgaande informatie
- schakelbewerking

Figuur 2.2

Keten van Emissie naa. Nitraat in ruw-water



Figuur 2.3

3 Methodiek

J.A. Hoekstra, A.L.M. Dekkers, J.C.H. van Eijkeren, B.J. de Haan, P.S.C. Heuberger, P.H.M. Janssen (CWM)

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zijn de algemene methodologische uitgangspunten van dit rapport vastgelegd. In 3.2 wordt het begrip betrouwbaarheid van informatie uitgewerkt. Deze paragraaf behandelt ook de samenhang tussen betrouwbaarheid en variabiliteit. In 3.3 wordt een betrouwbaarheidsfactor geïntroduceerd, die in de volgende hoofdstukken wordt toegepast op model- en meetresultaten. De relatie wordt gelegd tussen de betrouwbaarheidsfactor en betrouwbaarheidsintervallen. Bij de berekening van de factor wordt gebruik gemaakt van onzekerheidsanalyse m.b.v. UNCSAM (Janssen *et al.*, 1992) en van statistische interpolatietechnieken. Deze benaderingen zijn beschreven in 3.4 en 3.5. Tenslotte wordt in 3.6 ingegaan op een kwaliteitssysteem voor modellen, dat nog een dimensie toevoegt aan de betrouwbaarheidsanalyses.

3.2 Betrouwbaarheid van informatie

De 'werkelijke' waarde

De opgegeven (nominale) waarde wordt genoteerd met y^0 . Een intuïtieve interpretatie van de betrouwbaarheid van dit getal is: de mate waarin het getal overeenstemt met de 'werkelijke' waarde. Deze interpretatie van betrouwbaarheid veronderstelt dat men met y^0 een fysieke grootheid tracht te kwantificeren. Hoewel de informatie uit de N-keten altijd een nauwe relatie heeft met de fysieke werkelijkheid, vinden vaak bewerkingen plaats, die het niet eenvoudig maken aan te geven wat die 'werkelijke' waarde is. Vandaar het gebruik van de aanhalingstekens. Ondanks dit voorbehoud, lijkt het zinvol de fysieke werkelijkheid als richtsnoer te gebruiken bij het definiëren van betrouwbaarheid. De 'werkelijke' waarde wordt aangeduid met y^* . Een belangrijke eerste stap bij het vaststellen van de betrouwbaarheid van y^0 is dus duidelijk aan te geven welke grootheid y^* men ermee beoogt te schatten.

Veel informatie wordt verkregen door gegevens over tijd en ruimte te aggregeren. Om de 'werkelijke' waarde te kunnen aangeven, dient men precies aan te duiden waarover men middelt. Met name de schaal waarop gemodelleerd dan wel gemeten wordt (de support) is daarvoor uiterst relevant. Zo is de 'werkelijke' waarde van een temporeel gemiddelde, bijv. over één jaar: het gemiddelde dat verkregen zou worden door het gehele jaar continu en foutloos te meten, en over deze oneindige reeks metingen te middelen. Een ruimtelijk gemiddelde, bijv. de gemiddelde concentratie in freatisch grondwater over een oppervlak van 0.5 x 0.5 km verwijst naar de uitkomst die men zou krijgen door de totale hoeveelheid freatisch grondwater te verzamelen, te homogeniseren en in het homogenaat de concentratie foutloos te bepalen, waarbij tijdens het proces geen chemische omzettingen plaatsvinden. De bemonsteringsprocedure moet hierop binnen de praktische randvoorwaarden zo goed mogelijk aansluiten.

Bij prognoses is het zeker niet triviaal de 'werkelijke' waarde te definiëren. Een prognos-

tisch model heeft niet de pretentie alle mogelijke gebeurtenissen die tussen nu en bijvoorbeeld het jaar 2050 kunnen optreden, met hun invloed op het eindresultaat en hun waarschijnlijkheid van optreden, te modelleren. Het is niet realistisch om een prognose te beoordelen naar de mate waarin de voorspelling uitkomt. Een prognose dient doorgaans één van twee doelen:

- * weergeven van lange termijn effecten van de huidige milieukwaliteit: bijv. hoe *zou* de kwaliteit van het opgepompte water zich ontwikkelen in het hypothetische geval dat de N-concentraties in het freatische grondwater op het huidige niveau zouden blijven
- * vergelijking van scenario's.

Het lijkt zinvol een nogal beperkte definitie te hanteren van de 'werkelijke' waarde van een prognose die op deze doelstellingen aansluit. Dit komt neer op het nauwkeurig specificeren welke onzekerheden wel en welke niet meegenomen zijn bij het evalueren van de onbetrouwbaarheid. Dit bepaalt de reikwijdte van de gegeven prognose.

Gezien de dxlstelling van prognoses, kan het zeer de moeite waard zijn ook de betrouwbaarheid van *verschillen in y^0* tussen opties/scenario's rechtstreeks te kwantificeren. Het is goed mogelijk dat verschillen tussen opties meer betrouwbaar zijn dan de schattingen y^0 zelf (n.l. wanneer keuze van een bepaalde waarde voor modelparameters in beide opties ongeveer hetzelfde doorwerkt).

Variabiliteit en betrouwbaarheid

Er bestaat een relatie tussen ruimtelijke en temporele variabiliteit van de 'werkelijke' waarde y^* en betrouwbaarheid van de opgegeven waarde y^0 . Deze relatie wordt toegelicht aan het effect van temporele variabiliteit. Mutatis mutandis geldt dezelfde redenering ook voor ruimtelijke variabiliteit.

Bij het bepalen van (bijvoorbeeld) een jaargemiddelde, ontstaan fouten wanneer op een niet continue tijdschaal gemeten/gemodelleerd wordt. Hoe grover de schaal, hoe groter de kans dat men pieken en/of dalen mist die het echte jaargemiddelde beïnvloeden. Hierbij gaat het om de schaal van meting/modellering in verhouding tot de tijdschaal waarover de gemeten/gemodelleerde grootte varieert. De binnen-jaar variaties verlagen dus de betrouwbaarheid van een jaargemiddelde waarde. De tussen-jaar variaties hebben daarentegen geen effect op de betrouwbaarheid van een waarde in een gegeven jaar. Meer in het algemeen geldt dat de betrouwbaarheid van een waarde wordt beïnvloed door variaties binnen het domein (tijd of ruimte) waarover wordt geaggregeerd.

Wanneer waarden uit achtereenvolgende jaren vergeleken worden, spelen de tussen-jaar variaties wèl een vertroebelende rol. Deze variaties beïnvloeden de betrouwbaarheid van een schatting van de trend in de waarde over jaren heen. Dit reduceert het vermogen om uit een reeks van jaargemiddelden een trend te detecteren. Waarschijnlijk is in veel gevallen het gebrek aan onderscheidingsvermogen eerder het gevolg van tussen-jaar variaties dan van een te geringe betrouwbaarheid in de afzonderlijke jaargemiddelde waarden. Denk bijvoorbeeld aan de moeite die het kost om klimaatsverandering aan te tonen: dit heeft niets te maken met de onbetrouwbaarheid van temperatuursmetingen, maar alles met de natuurlijke grilligheid van het weer.

Een illustratie van variabiliteit en onbetrouwbaarheid vindt men in Figuur 3.1.

3.3 Definitie van de betrouwbaarheidsfactor

Een maat voor de betrouwbaarheid dient de afwijking te kwantificeren die op kan treden tussen y^0 en y^* . Hierbij wordt y^0 opgevat als een mogelijke uitkomst uit een procedure (meting/model): de betrouwbaarheid wordt gegeven voor de procedure als geheel.

We gaan ervan uit dat de stochastische variabele Y de procedure als geheel beschrijft;

$y_1^0 \dots y_n^0$ stelt een steekproef van n realisaties van Y voor. Men kan denken aan n modeluitkomsten met verschillende parameter settings. Voor de eenvoud van presentatie wordt ervan uitgegaan dat de achterliggende 'werkelijke' waarde steeds dezelfde is, doch dit is niet essentieel, zolang het maar om de betrouwbaarheid van één procedure gaat. De afwijkingen tussen de y_i^0 en y^* geven de betrouwbaarheid weer.

Voor vergelijkingsdoeleinden is het zinvol de verdeling van de n afwijkingen in één getal weer te geven. De verdeling van de afwijkingen is voor de in dit rapport beschreven indicatoren vaak scheef naar rechts, ten gevolge van het feit dat de uitkomst niet kleiner kan zijn dan 0 en een grote spreiding vertoont. In deze situatie is het zinvoller niet naar de absolute fout te kijken, maar naar de relatieve fout. Daarom wordt voorgesteld de afstand tussen y^0 en y^* te kwantificeren met behulp van de volgende betrouwbaarheidsfactor:

$$B(y^0) = \exp \left[- \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\log(y_i^0) - \log(y^*) \right)^2} \right] \quad (3.1)$$

Argumenten voor deze keuze zijn:

- * onder redelijke veronderstellingen is een eenvoudige vertaling naar 'de factor die men ernaast kan zitten' te maken (zie volgende paragrafen)
- * door over te gaan op verhoudingen, is de maat dimensieloos gemaakt, hetgeen vergelijking en samenstelling van betrouwbaarheden van verschillende gegevens vereenvoudigt
- * men hoeft voor het bepalen van de maat niet de volledige verdeling te specificeren, zoals bij maten gebaseerd op percentielwaarden het geval is
- * de betrouwbaarheid blijft gelijk bij overgang naar een andere eenheid (b.v. van cm naar km, of van mg/l naar mol/l), zolang het nulpunt hetzelfde blijft; een betrouwbaarheidsmaat gebaseerd op de relatieve fout is trouwens alleen zinvol wanneer er een natuurlijk nulpunt bestaat
- * de maat sluit aan bij foutendiscussies in de context van statistiek en procesmodellen: zie bijv. Wallach en Goffinet (1987) en Leggett en Williams (1990) over modelfouten, en Kirkwood (1979, 1988) over het vergelijken van variaties in gemeten variabelen.

Formule 3.1 kan als volgt worden herschreven:

$$B(y^0) = \exp \left[- \sqrt{ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\log(y_i^0) - \overline{\log(y^0)} \right)^2 + \left(\overline{\log(y^0)} - \log(y^*) \right)^2 } \right] \quad (3.2)$$

$$= \exp \left[- \sqrt{ \sigma^2 + \beta^2 } \right]$$

met $\sigma^2 = \text{Variantie}[\log(Y)]$ en $\beta = \text{Bias}[\log(Y)] = \overline{\log(y^0)} - \log(y^*)$, waarbij

$\overline{\log(y^0)} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \log(y_i^0)$. De variantie kwantificeert de grootte van de toevallige fouten en de bias die van de systematische fouten. De betrouwbaarheidsfactor bevat dus beide aspecten.

Interpretatie van de betrouwbaarheidsfactor: relatie met betrouwbaarheidsinterval

De betrouwbaarheidsfactor B is minimaal 0 en maximaal 1. De factor is in zijn algemeenheid te interpreteren als de inverse van de geometrische fout (Kirkwood, 1979). Als de betrouwbaarheidsfactor de waarde 1 nadert, is de waarde dus nagenoeg exakt bekend. Als B nadert naar 0, is de opgegeven waarde volstrekt onbetrouwbaar. Een 68% betrouwbaarheidsinterval verkrijgt men als volgt:

$$[y^0 \cdot \exp(-\sigma - \beta), y^0 \cdot \exp(+\sigma - \beta)] \quad (3.3)$$

Wanneer $\beta = 0$, zijn relatieve fouten naar boven even waarschijnlijk als naar beneden. Dan is $B = \exp(-\sigma)$ en geldt dat de 'werkelijke' waarde met kans 68% tussen $y^0 \cdot B$ en y^0/B zit. Het interval $[y^0 \cdot B^2, y^0/B^2]$ bevat de 'werkelijke' waarde met kans 95%. Als de factor bijvoorbeeld slechts 0.1 is, kan de 'werkelijke' waarde een factor 10 naar boven of beneden afwijken van de opgegeven waarde; er is zelfs een kleine kans (5%) dat de afwijking meer dan een factor 100 is. Een verdere bespreking van betrouwbaarheidsintervallen staat in Janssen *et al.* (1995).

Ruimtelijke informatie

Speciale aandacht is nodig voor de betrouwbaarheid van informatie weergegeven in de vorm van kaarten. Voor de produktie van kaarten worden de exacte waarden ingedeeld in klassen. Naarmate bredere klassegrenzen gekozen worden, neemt de betrouwbaarheid van de kaart toe, het informatiegehalte van de kaart neemt echter af. In dit rapport worden betrouwbaarheidsfactoren voor de achterliggende, exacte waarden per oppervlakte-eenheid gegeven. Dit zijn ook de relevante waarden voor de foutenvoortplanting. De volgende vuistregel kan worden gebruikt bij de vertaling van een betrouwbaarheidsfactor per oppervlakte-eenheid naar kaartinformatie. Voor kaarten gebaseerd op klassegrenzen die oplopen met een factor $1/B$, is in de middenklassen van de kaart een kans van zeker 60% op misclassificatie te verwachten. Voor klassegrenzen die oplopen met een factor $1/B^2$, is deze kans zeker 30%. Bij een betrouwbaarheidsfactor van $1/2$, moeten de klassegrenzen dus tenminste een factor 4 uiteenliggen, om de kans op misclassificatie beneden de 30% te krijgen.

De externe betrouwbaarheid

In principe moet de 'werkelijke' waarde bekend zijn om de betrouwbaarheidsfactor B te bepalen. Dit is nooit het geval, maar soms is goede externe informatie, bijvoorbeeld in de vorm van betrouwbaar geachte metingen, beschikbaar. De procedure kan dan worden gevalideerd, en formule 3.1 kan direct worden toegepast met de metingen als substituuut voor y^* . Dit wordt o.a. gedaan bij de vergelijking van met het model OPS geschatte NH_3 -concentraties in lucht met metingen (Hoofdstuk 5).

De interne betrouwbaarheidsfactor, bij ontbrekende 'werkelijke' waarde

Vaak is geen redelijke waarde voor y^* voorhanden. Dan kan alleen een soort 'interne' betrouwbaarheid worden afgeleid. Dit wordt in dit rapport steeds duidelijk vermeld.

Voor het berekenen van de interne betrouwbaarheidsfactor wordt het proces Y opgevat als een stochastisch proces met een waarschijnlijkheidsverdeling. De berekening wordt in de volgende paragrafen toegelicht.

3.4 Onzekerheidsanalyse van modellen met UNCSAM

Indien y^0 bepaald wordt aan de hand van een model Y , wordt y^0 verkregen door het model te evalueren voor specifieke waarden van de ingangsvARIABLEN en modelparameters θ . Bij een betrouwbaarheidsanalyse van y^0 wordt allereerst een waarschijnlijkheidsverdeling voor Y bepaald door verdelingen te postuleren voor de parameters en eventueel voor de ingangsvARIABLEN van het model, en deze door te rekenen naar de uitgangsvARIABLE Y . Dit gebeurt door gebruik te maken van het onzekerheidsanalyse pakket UNCSAM (Janssen *et al.*, 1992). De opgegeven waarde y^0 heeft, in tegenstelling tot de situatie bij metingen, niet altijd een centrale positie in de verdeling van Y . Dit wordt verdisconteerd in de definitie van de interne betrouwbaarheidsfactor door de (onbekende) biasterm uit vergelijking 3.2 te vervangen door de afstand tussen het gemiddelde van de verdeling van Y en y^0 op logschaal:

$$B(y^0) = \exp \left[-\sqrt{\sigma^2 + \left(\log(y^0) - \overline{\log(y^0)} \right)^2} \right] \quad (3.4)$$

Invulling van deze kunstmatige "biasterm" in 3.3 levert het interval:

$$\left[\overline{y^{geom}} \cdot \exp(-\sigma), \overline{y^{geom}} \cdot \exp(+\sigma) \right] \quad (3.5)$$

waarbij $\overline{y^{geom}} = \exp(\overline{\log(y^0)})$ (het geometrisch gemiddelde).

3.5 Interpolatietechnieken toegepast op meetnetresultaten

Het milieu-informatiesysteem bevat een aantal meetnetten. Door middel van ruimtelijke interpolatie wordt uit de meetnetgegevens een landelijk beeld gecreëerd. In hoofdlijnen volgt nu de beschrijving van de gevolgde methode voor afleiding van de betrouwbaarheid van de geïnterpoleerde waarden. Voor een gedetailleerde beschrijving van de gebruikte technieken verwijzen we naar het achtergrond document Dekkers (1995), Cressie(1991) en

Deutsch en Journal (1992).

Voor elke locatie \vec{u} in Nederland stelt $Y(\vec{u})$ een ruimtelijk stochastisch proces voor dat de verdeling van de betreffende milieu-indicator beschrijft. De op een meetstation gevonden grootte is een realisatie van het ruimtelijk proces $Y(\vec{u})$ en wordt weergegeven met $y(\vec{u})$. Het model $Y(\vec{u})$, zo gekozen dat het de waargenomen data $y(\vec{u})$ zo goed mogelijk beschrijft, levert niet alleen de milieu-indicator op plaatsen waar niet is gemeten, maar ook de interpolatiefout. In dit rapport is het krigingmodel gehanteerd, voorafgegaan door median-polish. De kriging-interpolatiefout is gehanteerd voor de afleiding van de betrouwbaarheidsfactor. De specifieke keuze van het model (nugget=0) impliceert dat de waarnemingen bij de stations vrijwel foutvrij zijn verondersteld, dus een betrouwbaarheid van 1 hebben. Er wordt daarbij bovendien uitgegaan van representativiteit van de stations voor de betreffende oppervlakte-eenheid en een voldoende dichtheid van de stations t.o.v. de ruimtelijke variatie.

Median-polish in combinatie met Kriging werkt als volgt. Het stochastisch proces $Y(\vec{u})$ wordt in twee delen gesplitst,

$$Y(\vec{u}) = m(\vec{u}) + E(\vec{u}) \quad (3.6)$$

waarbij $m(\vec{u})$ de verwachting van $Y(\vec{u})$ is en $E(\vec{u})$ de stochastische afwijking met verwachting 0. De correlatie tussen dicht bij elkaar gelegen lokaties komt tot uitdrukking in de modellering van de covariantie structuur van $E(\vec{u})$ voor verschillende lokaties \vec{u} . De modellering verloopt in twee stappen. Ten eerste wordt het deterministische deel $m(\vec{u})$ bepaald en vervolgens wordt het stochastisch proces $E(\vec{u})$ gemodelleerd. Om een zo grillig mogelijk landelijk beeld goed te kunnen beschrijven wordt voor de modellering van $m(\vec{u})$ *median-polish* gebruikt. Dit is een flexibele en robuuste lineaire interpolatie methode, die goed lokale pieken en dalen kan beschrijven. De median-polish voorspellingen worden genoteerd als $\tilde{m}(\vec{u})$ en berekend met S-PLUS functies (Dekkers, 1995). In de tweede fase wordt de stochastische afwijking $E(\vec{u})$ gemodelleerd via *ordinary-kriging* op basis van $e(\vec{u}) = y(\vec{u}) - \tilde{m}(\vec{u})$, de residuen van de median-polish. De variantie van $\hat{e}(\vec{u})$, de ordinary-kriging voorspellingen wordt genoteerd als $\sigma^2(\hat{e}(\vec{u}))$. De voorspelling, $\hat{y}(\vec{u})$, van de concentratie op lokatie \vec{u} bestaat uit de som van de median-polish voorspeller en de ordinary-kriging voorspeller: $\hat{y}(\vec{u}) = \tilde{m}(\vec{u}) + \hat{e}(\vec{u})$. De variantie van $\hat{y}(\vec{u})$ is gelijk aan $\sigma^2(\hat{e}(\vec{u}))$, de variantie van de ordinary-kriging. De interne betrouwbaarheidsfactor $B(y^0)$ wordt voor iedere lokatie \vec{u} gegeven door

$$B(y^0) = B(\hat{y}(\vec{u})) = \exp \left[- \sqrt{\log \left[\left(\frac{\sigma(\hat{e}(\vec{u}))}{\hat{e}(\vec{u})} \right)^2 + 1 \right]} \right] \quad (3.7)$$

waarbij y^0 het gemiddelde op de oorspronkelijke schaal voorstelt en verondersteld wordt dat Y een lognormale verdeling volgt. Omdat deze methode voorspellingen levert op lokaties waar niet gemeten is, is het zonder additionele informatie niet mogelijk een externe betrouwbaarheidsfactor voor die lokaties te geven.

3.6 Een kwaliteitssysteem voor modellen

Om inzicht te krijgen in de inhoudelijke kwaliteit van de modellen die voor de MB en MV worden gebruikt, werd in het project Infrastructuur MB/MV een kwaliteitsindeling bestaande uit vier klassen gedefinieerd (Braat *et al.*, 1994).

De indeling is als volgt:

Nr.	Bruikbaarheid	Naam	Omschrijving
0	onbruikbaar	lege plek	slechts conceptueel aanwezig
1	slechts voor test-doeleinden bruikbaar	witte vlek	in ontwikkeling methode is gedocumenteerd
2	bruikbaar, maar (nog) niet onder GLP	grijze vlek	actief versie beheer operating procedure en verificatie toets beschikbaar
3	bruikbaar	groene plek	gevoeligheids- en onzekerheids-analyse beschikbaar zowel van methode als toepassing is een wetenschappelijk rapport beschikbaar

Tabel 3.1: Kwaliteitsindeling van modellen

Klasse 1 modellen zijn nog volop in ontwikkeling. Voor toepassing in MB of MV verband dienen deze modellen zo snel mogelijk te worden geverifieerd en gedocumenteerd. Een betrouwbaarheidsanalyse is nog niet aan de orde. In klasse 2 zijn de - "grijze" - modellen ondergebracht. Dit zijn modellen die nog niet voldoen aan alle kwaliteitseisen. Wel worden zij actief beheerd en onderhouden. De bediening is beschreven in een (standard) operating procedure. Er zijn rapporten aanwezig die de uitvoering en uitslag van een verificatietoets beschrijven. De modellen in klasse 3 worden "groen" genoemd. In aanvulling op de eisen voor klasse 2 moet er een rapport met een gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse en een complete beschrijving van de wetenschappelijke onderbouwing van de gebruikte methode zijn.

Bij een verificatie wordt de correcte werking van het model aannemelijk gemaakt. Dit kan door te controleren of een plausibele, maar sterk vereenvoudigde situatie goed wordt nagebootst. Hiervoor wordt het mathematische model toegepast op een probleem waarvoor een analytische oplossing bekend is. Op deze manier kunnen eigenschappen zoals consistentie, massa-behoud en numerieke nauwkeurigheid worden aangetoond. Bij deze indeling komen dus de "interne" betrouwbaarheidsaspecten aan de orde. Indien er voldoende gegevens zijn, kunnen modellen worden gevalideerd (Janssen *et al.*, 1990). Validatie is voor de MB en de MV wel gewenst, maar geen vereiste. Onder modelvalidatie wordt hier verstaan het bepalen van de betrouwbaarheid, de nauwkeurigheid en de bruikbaarheid van het model binnen het toepassingsgebied met behulp van "externe" onafhankelijke informatie. Validatie is dus

vaak niet mogelijk bij modellen die de toestand in de (verre) toekomst voorspellen. Tabel 3.2 geeft de kwaliteitsklasse van de in dit rapport genoemde modellen.

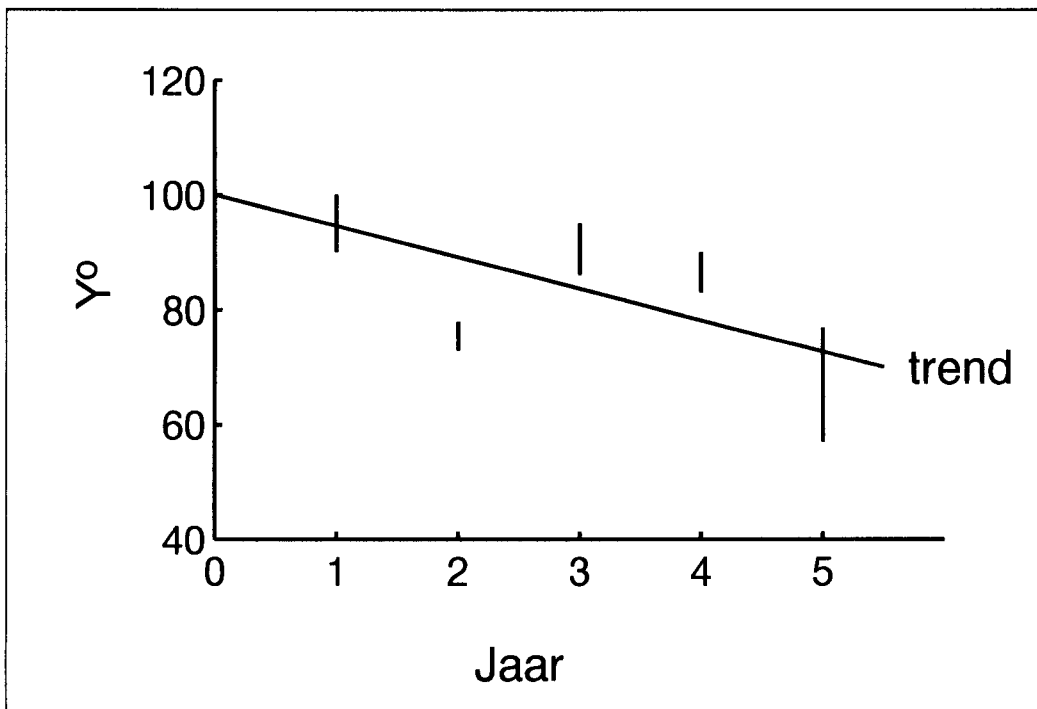
NH ₃ -emissie allokatiemodel	1
OPS	3
DEADM	3
NLOAD	3
BOSMODEL	3
FLOPZ1	3

Tabel 3.2: Kwaliteitsklasse van de in dit rapport genoemde modellen

Opgemerkt kan worden dat vrijwel alle modellen van de N-in-ruw-water keten voldoen aan de kwaliteitseisen van de MB en MV. Alleen het NH₃-emissie allokatiemodel, dat emissie-schattingen afkomstig van LEI-DLO allokeert aan 5 x 5 km gridcellen, moet nog beter gedocumenteerd worden. Uit het bovenstaande volgt dat de problemen met de modellen niet zo zeer intern zijn. De modellen sluiten echter slecht op elkaar aan. De problemen worden deels veroorzaakt door het verschil in resolutie van de modellen. Zo worden de NH₃-emissies met een resolutie van 5 x 5 km berekend uit cijfers die op gemeentelijk nivo worden verstrekt. De jaarlijkse uitspoeling onder landbouwgrond wordt daarentegen op een rooster van 500 x 500 m berekend. Ook zijn de computerprogramma's die de transformatie van de uitkomsten van het ene programma in de invoer van het opvolgende programma bewerkstelligen, vaak slecht gedocumenteerd. In dit rapport wordt ook gemeld dat door deze transformatie een aanzienlijke toename van de onzekerheid cq vermindering van de betrouwbaarheid wordt veroorzaakt. Het project infrastructuur MB/MV beoogt dit aansluitingsprobleem te verhelpen.

Een andere, belangrijke oorzaak van lage betrouwbaarheden is gelegen in het feit dat invoergegevens en modelparameters vaak erg onzeker zijn. Daar deze onzekerheden zich door de keten heen voortplanten, kan één onzeker model grote gevolgen hebben voor de betrouwbaarheden in het vervolg van de keten. Zo zijn bijvoorbeeld de in dit rapport gepresenteerde betrouwbaarheden sterk afhankelijk van de door het LEI-DLO aangeleverde gemeentelijke emissiecijfers voor NH₃. Dit motiveert het opsporen van de belangrijkste bronnen van onzekerheden binnen de gehele keten en zou moeten leiden tot inspanning ter verkleining van deze onzekerheden.

Figuur 3.1. Voorbeeld van een situatie waarin de betrouwbaarheid van de trendschatting over jaren sterk nadelig wordt beïnvloed door natuurlijke variatie van jaar tot jaar, terwijl de betrouwbaarheid van de opgegeven waarde *per jaar* (weergegeven d.m.v. een betrouwbaarheidsinterval) hoog is.



4 Atmosferische NH₃-Emissie

*P.H.M. Janssen (CWM), A.A.M. Kusse, K.W. van der Hoek (LAE),
A.U.C.J. van Beurden (ISC), P.M. van Egmond, N.J.P. Hoogervorst (MTV)*

4.1 Inleiding

Het startpunt van de N-keten wordt gevormd door de berekeningen die het LAE uitvoert om de NH₃-emissie aan te leveren op 5 x 5 km gridcellen, ten behoeve van N-depositieberekeningen verderop in de keten (zie figuur 2.1 en 2.2 en hoofdstuk 5).

De berekende NH₃-emissiecijfers kunnen afwijken van de werkelijkheid. Debet hieraan zijn de onzekerheden in de basisgegevens voor deze berekeningen, alsmede de onvermijdelijke aannames en vereenvoudigingen bij dit rekenproces. De doelstelling van de betrouwbaarheidsanalyse is dan ook om de onzekerheden in de emissiecijfers die hiervan het gevolg zijn, in kaart te brengen, en om hun eventuele hoofdoorzaken op te sporen.

Dit vereist allereerst een specificatie van de verschillende foutenbronnen die bij deze berekeningen een rol kunnen spelen. Wegens beperkingen in tijd, menskracht en reken capaciteit was het niet mogelijk om hiervan een volledig beeld te geven. Simplificaties en verwaarlozingen waren onvermijdelijk. Er is gepoogd om dit zo verantwoord en realistisch mogelijk te doen. De betrouwbaarheidsanalyse van de NH₃-emissie berekeningen zal hierdoor echter voornamelijk een indicatief karakter hebben en er moet voor gewaakt worden om absolute betekenis toe te kennen aan specifieke getalswaarden.

In dit hoofdstuk worden de hoofdlijnen van de analyse beschreven. Nadat in 4.2 toegelicht is hoe de NH₃-emissiecijfers berekend zijn, worden in 4.3 de onzekerheidsspecificaties voor de diverse foutenbronnen gegeven. De resultaten van de betrouwbaarheidsanalyse die met deze gegevens is uitgevoerd, komen in 4.4 aan de orde. Het hoofdstuk wordt afgesloten met conclusies, aanbevelingen en een korte discussie van niet meegenomen onzekerheidsbronnen. Voor gedetailleerde informatie en uitgebreide motivering van de gemaakte keuzes wordt verwezen naar het achtergronddocument (Janssen *et al.*, 1995).

4.2 De NH₃-emissieberekeningen voor 5 x 5 km gridcellen

De NH₃-emissie in de 5 x 5 km gridcellen wordt door het LAE via GIS-bewerkingen berekend uit gemeentelijke basisgegevens over de diverse NH₃-emissiebronnen. Deze bronnen betreffen allereerst *dierlijke mest* waarvan de jaargemiddelde NH₃-emissie per gemeente bepaald is door het LEI-DLO, aan de hand van uitgebreide modelberekeningen met gegevens uit de Landbouwtellingen, op basis van uitgangspunten (emissiefactoren en penetratiegraden) vastgesteld door het RIVM. De gemeentelijke emissie uit *kunstmest* is verkregen door het stikstof kunstmestgebruik per gemeente (berekend door LEI-DLO) te vermenigvuldigen met een gemiddelde vervluchtigingscoëfficiënt van 2% en vervolgens om te rekenen in eenheden ammoniak (vermenigvuldigingsfactor 17/14). Zie van der Hoek (1994) voor details. De gemeentelijke emissiebijdrage uit *huishoudens* is bepaald door het inwoneraantal per gemeente (CBS) te vermenigvuldigen met een emissiefactor van 0.7 kg

NH₃ per inwoner per jaar. De bijdragen van *industrie* en *buitenland* tenslotte blijven buiten beschouwing in deze betrouwbaarheidsanalyse. Deze gegevens worden bij de berekeningen van het LAE niet verder verwerkt, maar worden rechtstreeks doorgegeven naar de depositie-berekeningen verderop in de keten.

Om bovengenoemde gemeentelijke cijfers toe te delen aan de 5 x 5 km gridcellen worden de gemeenten allereerst verrasterd naar 500 x 500 m arealen. Voor elk van deze arealen is het landgebruik door het LBG geclassificeerd in 6 dominante landgebruiksklassen, op basis van het LGN-bestand (LGN=Land Gebruik Nederland) afkomstig van het Staring Centrum (SC-DLO). Dit bestand is afgeleid uit een remote sensing studie uit 1986/1988, en bevat informatie over het landgebruik (17 klassen) in heel Nederland voor 25 x 25 m arealen (Thunissen *et al.*, 1992). De resulterende 6 landgebruiksklassen worden verder in 2 categorieën gerubriceerd: *agraris*ch landgebruik en *niet-agraris*ch landgebruik.

De NH₃-emissie uit dierlijke mest en kunstmest per gemeente wordt vervolgens homogeen verdeeld over de gemeentelijke 500 x 500 m arealen met agrarisch landgebruik (d.w.z. grasland, maïs- en bouwland). De emissie uit huishoudens wordt homogeen verdeeld over het gehele gemeente-oppervlak. Al deze bijdragen gesommeerd per 5 x 5 km gridcel levert tenslotte de NH₃-emissiecijfers voor deze gridcellen.

4.3 Onzekerheidsspecificaties

Het evalueren van de betrouwbaarheid van de emissieberekeningen vereist allereerst dat de verschillende foutenbronnen die bij dit rekenproces een rol kunnen spelen, geïnventariseerd en gekwantificeerd worden. Hierbij worden een aantal drastische aannames en vereenvoudigingen gehanteerd. Er zijn drie categorieën fouten onderscheiden (zie Janssen *et.al.* (1995) voor uitgebreide informatie):

- (a) **Specificatiefouten in basisgegevens** die bij de berekening gebruikt worden, i.e. de gemeentelijke NH₃-emissiecijfers uit dierlijke mest en kunstmest (LEI-DLO), en de gemeentelijke NH₃-emissies uit huishoudens (CBS).

De modelveronderstellingen (bijv. betreffende mesttransport, mestverdeling, excretie- en emissiefactoren, penetratiegraden (van der Hoek, 1994)) die bij de bepaling van deze basisgegevens gehanteerd zijn, kunnen de aangeleverde cijfers sterk beïnvloeden. In deze studie worden enkel de hierdoor veroorzaakte onzekerheden in de emissiecijfers van dierlijke mest meebeschouwd. De onzekerheden in de bijdragen van kunstmest en huishoudens blijven buiten beeld omdat adequate specificatie hiervan op korte termijn niet haalbaar was. Bovendien dragen deze laatste twee emissiebronnen landelijk gezien slechts in geringe mate bij aan de NH₃-emissie (ongeveer 5% ieder, tegenover ruim 85% voor dierlijke mest (van der Hoek, 1994)).

Om tot een schatting te komen van de onzekerheid in de NH₃-emissie van dierlijke mest, wordt deze mest in drie soorten onderscheiden, te weten mest afkomstig van rundvee, varkens en pluimvee. Voor elk van deze soorten wordt een afzonderlijke 'bandbreedte' gehanteerd, die de spreiding in de jaarlijkse emissie per diersoort weerspiegelt. Deze bandbreedte is uitgedrukt als percentage van de gehanteerde

nominale waarde (i.e. de berekende gemiddelde waarde), en geeft de marge aan waarbinnen een groot deel (i.e. 68%, overeenkomend met één standaarddeviatie rond het gemiddelde) van alle emissievariaties valt. Voor rundvee, varkens en pluimvee is de bandbreedte op basis van eenvoudige berekeningen gelijk gekozen aan respectievelijk 25%, 20% en 30%. De bandbreedte van de totale dierlijke NH₃-emissie per gemeente kan uit de afzonderlijke bandbreedtes worden afgeleid, op basis van de relatieve bijdragen van de afzonderlijke mestsoorten aan de totale dierlijke NH₃-emissie per gemeente. De gemeentelijke NH₃-emissiecijfers van het LEI-DLO bevatten hierover echter geen directe informatie. Daarom is besloten om de relatieve bijdragen te schatten aan de hand van het aantal dieren per diersoort, rekenend met een nationaal gemiddelde NH₃-emissie per dier. Gebruikmakend van de landbouw-diertellingen uit 1992 werd dit per provincie uitgewerkt, hetgeen resulteerde in de bandbreedtes die in tabel 4.1 vermeld staan. Deze waarden worden aan de diverse gemeenten uit de betreffende provincies toegekend. Strikt genomen is het uiteraard ook mogelijk om de bandbreedte per afzonderlijke gemeente te laten variëren, door de weging te baseren op gemeentelijke diertellingen i.p.v. op provinciale tellingen. Dit wekt echter een (schijn)indruk van exactheid, die niet gewettigd lijkt wegens de vele aannames en verwaarlozingen.

Tabel 4.1 De relatieve bijdrage van de mestsoorten tot de dierlijke ammoniakemissie, en de daaruit resulterende bandbreedte voor de gemeentelijke (dierlijke) emissies per provincie voor het jaar 1992.

Provincie	% bijdrage Rundvee	% bijdrage Varkens	% bijdrage Pluimvee	Band- breedte
Groningen	80%	11%	9%	20%
Friesland	91%	4%	5%	23%
Drente	74%	15%	11%	19%
Overijssel	64%	30%	6%	17%
Gelderland	59%	32%	9%	16%
Utrecht	69%	27%	4%	18%
N-Holland	91%	5%	4%	22%
Z-Holland	81%	15%	4%	21%
Zeeland	69%	18%	13%	18%
N-Brabant	41%	50%	9%	15%
Limburg	33%	49%	18%	14%
Flevoland	84%	8%	8%	21%

De variatie van de gemeentelijke dierlijke NH₃-emissie rond zijn referentiewaarde wordt normaal verdeeld verondersteld, met een spreiding die gegeven is door de bandbreedtes uit tabel 4.1. Het feit dat deze bandbreedte in een aantal gevallen

kleiner is dan 20% is te danken aan de onafhankelijkheid van de onzekerheden in de afzonderlijke mestbijdragen, waardoor hun effecten elkaar deels opheffen. Alle gemeenten binnen eenzelfde provincie worden in onze analyse op identieke wijze gevarieerd: d.w.z. indien de emissie in gemeente A x % hoger is, dan zal ook de emissie in gemeente B x % hoger zijn ('volledige correlatie' tussen de fouten). De variaties bij gemeenten uit verschillende provincies worden daarentegen ongecorrleerd verondersteld.

Deze keuzes zijn ingegeven door het feit dat informatie over de daadwerkelijke samenhang tussen de gemeentelijke emissie-onzekerheden nagenoeg totaal ontbreekt. Uiteraard zijn in deze omstandigheden veel alternatieven mogelijk en lijkt een keuze als hierboven tamelijk arbitrair. Motivatie voor deze keuze is dat bovenstaande optie zich ergens tussen de uitersten (d.w.z. volledige afhankelijkheid resp. volledige onafhankelijkheid van gemeentelijke emissievariaties) van een breed spectrum bevindt. Hiermee hopen we een enigszins acceptabel beeld van de realiteit te bereiken. Deze benadering kan pas echt op waarde worden ingeschat zodra er meer informatie voorhanden is over de werkelijke relatie tussen de onzekerheden in de gemeentelijke cijfers. Mogelijkerwijze verdient het aanbeveling om de (gemeentelijke) cijfers op andere wijze te groeperen c.q. te relateren dan puur administratief geografisch, zoals bij provincies het geval is. Een indeling in bijv. ecodistricten, waarbij rekening gehouden kan worden met specifieke afhankelijkheden, verdient dan eerder de voorkeur.

- (b) **Verrasterings- en classificatiefouten** van 500 x 500 m arealen: door verrastering van gemeentekaarten ontstaan afwijkingen in de oppervlakte toekenning aan gemeenten en dientengevolge ook in de toewijzing van inwoners aan de 500 x 500 m arealen (zie sub (c)). De landgebruikclassificatie naar dominante typen kan bovendien fouten veroorzaken in de toewijzing van oppervlakte aan landgebruikstypen en aan urbane gebieden.

De fouten die bij deze operaties gemaakt worden, worden rechtstreeks geschat door de uitgevoerde nominale berekeningen uit 4.2 te relateren aan analoge berekeningen die op een fijnere schaal (d.w.z. 25 x 25 m) gebaseerd zijn. De hiervoor vereiste informatie is namelijk beschikbaar uit de fjnschalige LGN-kaart van het Staring Centrum die het landgebruik typeert voor 25 x 25 m gridcellen. Door aan te nemen dat deze LGN-kaart, tesamen met de bijbehorende gemeenteverrastering naar 25 x 25 m gridcellen, de 'werkelijkheid' aanduidt, is het mogelijk om bovengenoemde verrasterings- en classificatiefouten voor 500 x 500 m gridcellen expliciet te kwantificeren. Hierbij wordt dus verondersteld dat de LGN-informatie en de 25 x 25 m verrastering nagenoeg foutvrij zijn, en geen noemenswaardige onzekerheden bevatten. Hoewel deze veronderstellingen strikt genomen discutabel zijn, zullen ze toch gehandhaafd worden omdat er vooralsnog onvoldoende informatie is over de betreffende onzekerheden om een andere aanpak mogelijk te maken. De fout die hierdoor veroorzaakt wordt kan momenteel nog niet worden vastgesteld.

- (c) **Allocatiefouten:** De fouten die bij de berekening van de NH₃-emissie in 5 x 5 km

gridcellen verder geïntroduceerd worden zijn het gevolg van de gehanteerde aannames en vereenvoudigingen bij allocatie van gemeentelijke NH₃-emissies aan landgebruikstypen (zonder differentiatie naar soort mest, vorm van mestaanwending, gewastype, grondsoort etc.). Hierbij wordt de NH₃-emissie uit dierlijke mest en kunstmest gelijkelijk verdeeld over gras, maïs en bouwland, terwijl de huishoudelijke emissies homogeen over de totale gemeentelijke oppervlakte verdeeld worden.

De hierdoor veroorzaakte allocatiefouten zijn in de regel nog moeilijker te kwantificeren dan de fouten sub (a) en (b), omdat ze rechtstreeks refereren naar veronderstellingen die ten grondslag liggen aan het berekeningsproces zelf. Veelal volstaat men in de praktijk met het beschouwen van enkele alternatieve allocatieopties, en met het analyseren van de gevolgen van deze alternatieve keuzen voor de berekeningen.

Besloten is om in deze studie alleen de invloed van een alternatieve 'verdeelsleutel' voor de huishoudelijke emissiebijdrage te onderzoeken. Hierbij worden de inwoners niet toegewezen aan het totale gemeenteoppervlak, zoals in de nominale berekeningen gebeurt, maar enkel aan de urbane gebieden. De verdeelsleutel voor dierlijke mest en kunstmest wordt niet gevarieerd omdat het onmogelijk was om hiervoor op korte termijn realistische alternatieve waarden te specificeren.

4.4 Resultaten van de betrouwbaarheidsanalyse

De betrouwbaarheidsevaluatie is er allereerst op gericht om een beeld te krijgen van de betrouwbaarheid van de berekende NH₃-emissiecijfers voor de 1657 gridcellen van 5 x 5 km die Nederland bedekken. Daarnaast gaat de interesse uit naar de emissiecijfers op hoger aggregatie-nivo, namelijk voor Nederland als totaal en voor de 20 verzuringsgebieden waarin Nederland is opgedeeld (zie figuur 5.1).

Bij deze evaluatie wordt de nominale berekening zoals deze in de N-keten gebruikt is (d.w.z. op 500 x 500 m schaalnivo; zie 4.2), vergeleken met analoge berekeningen op basis van het verfijndere schaalnivo (25 x 25 m), die uitgevoerd worden met de onzekerheidsspecificaties uit 4.3. Deze 'verfijnde' berekeningen worden verondersteld representatief te zijn voor de werkelijkheid, en leveren bovendien inzicht in de effecten van de diverse foutsoorten.

De benodigde rekeninspanning kan aanzienlijk worden ingeperkt dankzij de gehanteerde onzekerheidsspecificaties. Het is zelfs mogelijk om de gewenste informatie op theoretische wijze uit te rekenen, zonder gebruik te maken van een meer empirisch georiënteerde Monte Carlo benadering. Zie Janssen *et al.* (1995) voor details.

De aldus uitgevoerde berekeningen leiden tot de volgende resultaten:

(1) Betrouwbaarheid op 5 x 5 km grid-nivo:

De betrouwbaarheidsfactor uit hoofdstuk 3 is een maat voor de totale afwijking (systematisch, zowel als random) tussen de nominale emissieberekening en de

(onzekere) 'werkelijkheid', zoals deze door de 'verfijnde' modelberekeningen wordt gerepresenteerd. In figuur 4.1 staat vermeld hoe deze NH₃-emissies er voor Nederland gemiddeld genomen uitzien. De procentuele afwijking tussen beide waarden wordt weergegeven in figuur 4.2, en maakt duidelijk in welke mate de nominale berekening de 'werkelijkheid' gemiddeld genomen onder- of overschat.

De berekende betrouwbaarheidsfactoren blijken aanzienlijk te kunnen variëren over de 5 x 5 km gridcellen in Nederland (figuur 4.3). Dit wordt onderstreept door de histogrammen uit figuur 4.4, die de mate van voorkomen van deze waarden schetsen voor de diverse verzuringsgebieden en voor Nederland totaal. Nadere statistische analyse illustreert dat de betrouwbaarheidsfactoren kunnen variëren tussen 0.01 en 0.96, waarbij de mediane en de gemiddelde waarde gelijk zijn aan 0.84 en 0.79, terwijl de 5, 10, 90, 95 percentielen voor Nederland gelijk zijn aan respectievelijk 0.48, 0.67, 0.87, 0.88 (Janssen *et al.*, 1995).

Deze grote variatie in getalswaarden, evenals het voorkomen van lage waarden, wordt grotendeels veroorzaakt door de *systematische fout* (zie figuur 4.2) tussen de nominale berekening en de gepostuleerde werkelijkheid (i.e. de 'bias component' in de definitie van de betrouwbaarheidsfactor in hoofdstuk 3). De invloed van de 'random component' is hierbij minder van belang: berekeningen tonen namelijk aan dat de betrouwbaarheidsfactoren van de 5 x 5 km gridcellen tussen 0.81 en 1 zullen variëren, indien er enkel sprake zou zijn van een *random fout* (Janssen *et al.*, 1995).

Deze feiten verduidelijken de invloed van de diverse foutcategorieën op de betrouwbaarheid van de emissiecijfers:

- De systematische fout is immers het directe gevolg van verrasterings- en classificatiefouten, en van allocatiefouten (wat betreft de huishoudelijke bijdrage). Gridcellen met een geringe betrouwbaarheid (bijv. betrouwbaarheidsfactor < 0.7) verwijzen dientengevolge naar plaatsen waar de gecombineerde effecten van verrastering, classificatie en een alternatieve verdeelsleutel voor de huishoudelijke emissie aanzienlijke fouten veroorzaken. Zo blijkt in de figuren 4.2 en 4.3 met name in kustgebieden, grensgebieden en op de Veluwe een hoge systematische fout respectievelijk een lage betrouwbaarheid op te treden. Reden hiervan is dat bovengenoemde effecten in deze gebieden groot zijn, mede omdat verrastering veel afwijking kan veroorzaken in grensgebieden, terwijl een alternatieve emissieverdeling vooral in ongelijk bevolkte gebieden grote invloed heeft. Merk op dat de NH₃-emissie in bovengenoemde gridcellen in het algemeen laag is (figuur 4.1), waardoor de ernst van de lage betrouwbaarheden beperkt is.
- De random fout hangt rechtstreeks samen met de specificatiefouten in de basisgegevens. Hun invloed is zichtbaar in de variatie-coëfficiënten, die de onzekerheid karakteriseren van de emissiecijfers rond hun gemiddelde waarde (figuur 4.5). De specifieke ruimtelijke verdeling uit deze figuur blijkt nauw samen te hangen met de relatieve bijdrage van dierlijke mest tot de totale NH₃-emissie; zo is bijv. de onzekerheid gering in gridcellen waar deze bijdrage laag

is. Zie Janssen *et al.* (1995) voor meer informatie.

(2) Betrouwbaarheid voor verzuringsgebieden en Nederland totaal:

De NH₃-emissiecijfers voor de verzuringsgebieden en Nederland als totaal worden bepaald door de emissiebijdrage van alle gridcellen in deze gebieden te sommeren. Deze cijfers, alsmede de bijbehorende betrouwbaarheids-factoren, -intervallen en geometrisch gemiddelden (zie hoofdstuk 3), staan in figuur 4.6 vermeld. Uit de grootte van de betrouwbaarheidsfactoren, en uit de ligging van de nominale waarden t.o.v. de geometrisch gemiddelden en de betrouwbaarheidsintervallen blijkt dat de totaal emissies voor de verzuringsgebieden en Nederland met een beduidend grotere betrouwbaarheid kunnen worden bepaald dan de emissies voor de 5 x 5 km gridcellen, en dat de invloed van de systematische fout in het niet valt bij de invloed van de random fout. De verklaring hiervoor ligt voor de hand: verrastering, classificatie en allocatie, die de systematische fout veroorzaken, hebben enkel invloed op de specifieke emissieverdeling *binnen* een gemeente, en niet zozeer op de *totale* NH₃-emissie per gemeente. De emissiecijfers per verzuringsgebied ondervinden dientengevolge nauwelijks invloed van eventuele systematische fouten. Enkel random fouten spelen een rol die het gevolg zijn van specificatiefouten in de gemeentelijke basisgegevens. Deze fouten zullen niet uitmiddelen omdat de meeste verzuringsgebieden deel uitmaken van slechts één provincie, waarbij alle gemeenten binnen de provincie relatief gezien dezelfde specificatiefout hebben.

Uitmiddelings-effecten treden echter wel op voor Nederland als totaal, omdat de emissievariaties voor gemeenten in verschillende provincies onafhankelijk zijn. Een betrouwbaarheidsverbetering is het gevolg en de betrouwbaarheidsfactor voor Nederland totaal is dan ook hoger (0.95) dan wanneer alle emissievariaties volledig afhankelijk zouden zijn geweest. In dat geval zou de betrouwbaarheidsfactor 0.86 zijn, hetgeen wijst op het grote effect van de inter-gemeentelijke afhankelijkheidsstructuur (Janssen *et al.*, 1995).

4.5 Conclusies en aanbevelingen

De resultaten van de uitgevoerde analyse laten zien dat de betrouwbaarheid van de emissiecijfers sterk afhangt van het schaalnivo waarop ze betrekking hebben. De betrouwbaarheid van de NH₃-emissiecijfers op 5 x 5 km schaal varieert tamelijk sterk (het 10 percentiel ligt op 0.67, en het 90 percentiel op 0.87), waarbij lage betrouwbaarheden grotendeels veroorzaakt worden door fouten ten gevolge van ruimtelijke operaties zoals verrastering, classificatie en emissieverdeling. Schaalvergroting heeft hierop een sterk vereffenend effect: de betrouwbaarheidsfactor van de totale NH₃-emissies per verzuringsgebied varieert tussen 0.81 en 0.89, en de rol van bovengenoemde fouten is hierbij verwaarloosbaar. De betrouwbaarheid wordt voor dit schaalnivo grotendeels bepaald door specificatiefouten in de basisgegevens betreffende gemeentelijke ammoniakemissies. De uiteindelijke schaalvergroting naar Nederland als totaal levert een nog verdere verbetering van de betrouwbaarheidsfactor op (0.95) omdat de specificatiefouten elkaar wegens hun onafhankelijkheid (per provincie) deels opheffen.

Deze bevindingen werpen enerzijds een kritisch licht op de huidige emissieberekeningen

voor de 5 x 5 km gridcellen. Immers, het gebruik van fijnschalige (25 x 25 m) informatie betreffende geografie, landgebruik en emissieverdeling leidt tot resultaten die soms aanzienlijk kunnen verschillen van de huidige berekeningen, dit alles nog afgezien van het feit of de gebruikte basisgegevens betreffende gemeentelijke emissies wel juist zijn. Kwaliteitsverbetering van de NH₃-emissiecijfers op 5 x 5 km schaal moet dan ook o.a. gezocht worden in het verzamelen van nauwkeuriger gegevens betreffende deze aspecten, en een verantwoorde verwerking daarvan in de berekeningsmethodiek. Zo zou een meer gedifferentieerde datatoelevering door het LEI-DLO, die rechtstreeks gekoppeld is aan arealen en bedrijven op het gewenste schaalnivo, voorkomen dat er grote fouten geïntroduceerd worden door de ruimtelijke operaties die momenteel nog vereist zijn omdat de basisgegevens enkel op gemeentelijk nivo worden aangeleverd. In principe is dit met de huidige gegevens en modellen mogelijk. Anderzijds suggereert de verrichte studie dat bovengenoemde effecten van verrastering, classificatie en emissieverdeling op een grover schaalnivo (verzuringgebieden; Nederland als totaal) een veel minder grote rol spelen, en dat de betrouwbaarheid daar voornamelijk bepaald wordt door de kwaliteit van de basisgegevens.

Omdat de onzekerheidsspecificatie van deze gegevens wegens tijdgebrek noodgedwongen een tentatief en onvolledig karakter had, dienen de berekende betrouwbaarheidsfactoren, -intervallen etc. met gepaste zorg geïnterpreteerd en gebruikt te worden. Strikt genomen bieden ze enkel informatie over de situatie waarvoor ze berekend zijn. Deze kenmerkt zich enerzijds door verwaarlozing van allerlei foutenbronnen (emissiebijdrages uit kunstmest en huishoudens; landgebruiks- en geografische informatie op 25 x 25 m schaal; emissieverdeling over landgebruikstypen), waardoor de fijnschalige berekeningen als gepostuleerde werkelijkheid kunnen worden opgevat waarmee de nominale berekening vergeleken wordt. Anderzijds wordt de uitgevoerde studie gekarakteriseerd door het feit dat de aangeleverde gemeentelijke NH₃-emissiecijfers als uitgangspunt genomen zijn, waaromheen additieve onzekerheid gezet is met een specifieke bandbreedte en afhankelijkheidsstructuur die enkel per provincie verschilt; d.w.z. mogelijke systematische afwijkingen in de gemeentelijke cijfers zijn buiten beschouwing gebleven, evenals alternatieve afhankelijkheidsstructuren, die bijvoorbeeld gekoppeld zijn aan andere geografische indelingen (ecodistricten).

Tegen deze achtergrond is het duidelijk dat de uitgevoerde betrouwbaarheidsanalyse vooral een indicatief karakter heeft, in de zin dat veeleer bepaalde tendensen worden aangeduid (bijv. de invloed van verschillende foutcategorieën op locale en regionale schaal), dan dat de werkelijkheid exact weerspiegeld wordt. De analyse geeft een te simplistische en optimistische kijk op de betrouwbaarheid van de emissiecijfers, gezien de vele (soms strikte) veronderstellingen die gehanteerd zijn (vergelijk Lee en Dollard (1994) waarin een beeld geschetst wordt van de mogelijke grootte van de onzekerheden in de NH₃-emissiecijfers in Groot-Brittannië). Resultaten met een groter realiteitsgehalte kunnen slechts na een meer omvangrijke studie verkregen worden, waarbij gebruik wordt gemaakt van uitgebreidere en realistischere onzekerheidsspecificaties. Dit zal o.a. vereisen dat de LEI-DLO berekeningen van de gemeentelijke NH₃-emissiecijfers aan een uitgebreide onzekerheidsanalyse worden onderworpen. Omdat er nauwelijks directe emissiemetingen beschikbaar zijn waarmee de berekende cijfers kunnen worden vergeleken, zal zo'n analyse nog steeds een overwegend 'intern' karakter hebben. Een rechtstreekse validatie, c.q. 'externe' betrouwbaarheidsanalyse is voorlopig nog niet mogelijk. Wel is het

mogelijk en wenselijk om de berekende emissiecijfers op een 'indirecte' wijze te toetsen, bijv. door concentratiemetingen te vergelijken met concentratieberekeningen op basis van transportmodellen die gebruik maken van emissiecijfers die recht doen aan de lokale situatie.

De hier gerapporteerde betrouwbaarheidsfactoren dienen om voorgaande redenen dan ook als bovengrenzen beschouwd te worden. Een ruwe schatting van de betrouwbaarheid op basis van eenvoudige berekeningen, waarbij tevens de fouten in de mest-aanwending, Landbouwtellingen, hoeveelheden veevoer en N-gehalte van veevoer zijn meegenomen, leidt tot een betrouwbaarheidsfactor van 0.6 voor de emissies per 5 x 5 km gebied (mediaan). Dit cijfer dient als een conservatieve, maar waarschijnlijk meer realistische, schatting van de betrouwbaarheid beschouwd te worden. Bij de berekeningen in de volgende hoofdstukken is van de optimistische cijfers uitgegaan. Tevens wordt kort aangegeven wat het effect is van het gebruik van de conservatievere schattingen.

Fig. 4.1: NH₃-emissie (in tonnen) per gridcel, volgens de nominale berekening (links) en volgens de verfijnde berekening (rechts)

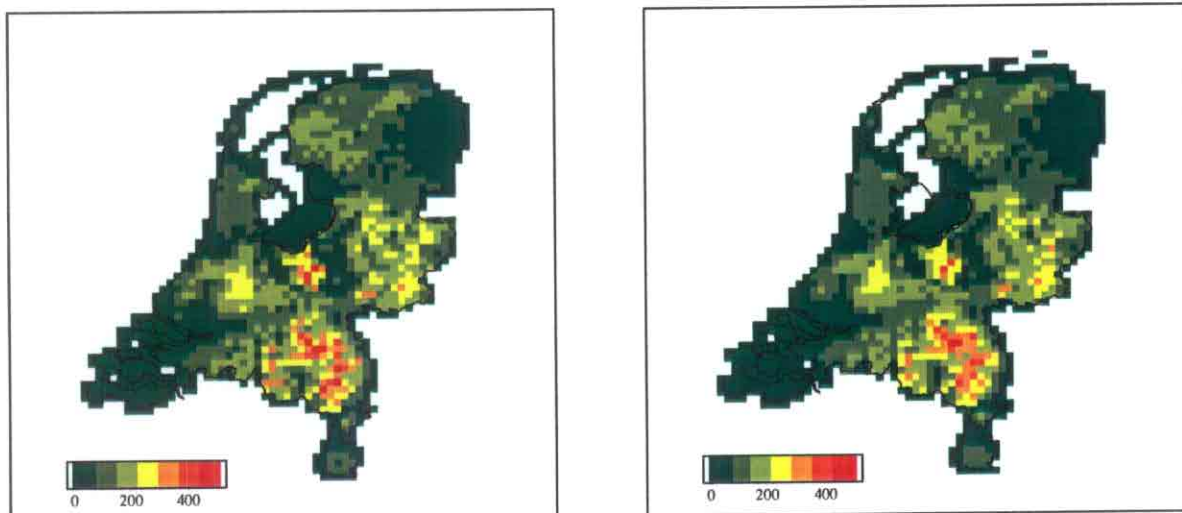


Fig. 4.2: Systematische afwijking tussen de nominale berekening t.o.v. de gemiddelde verfijnde berekening voor de NH₃-emissie per gridcel (in %)

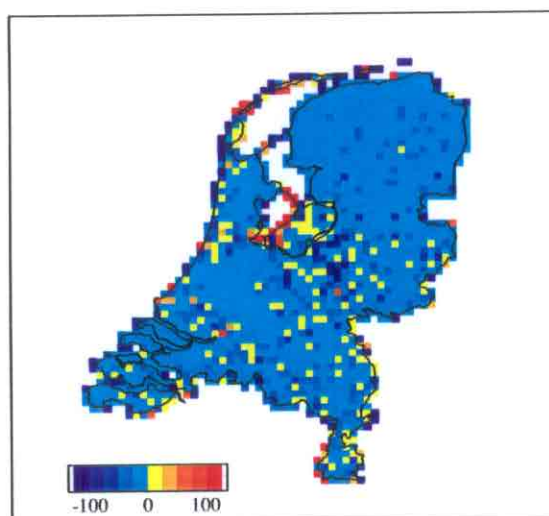


Fig. 4.3: Betrouwbaarheidsfactoren voor de NH₃-emissie per gridcel

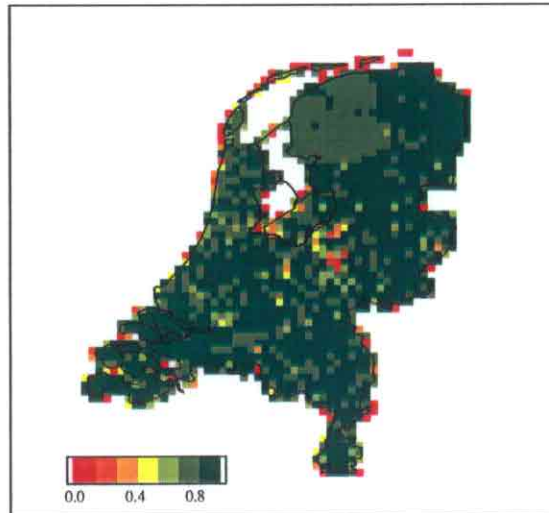


Fig. 4.4: Histogrammen van de betrouwbaarheidsfactoren per gridcel, van de NH₃-emissie, voor de verzorgungsgebieden en Nederland totaal

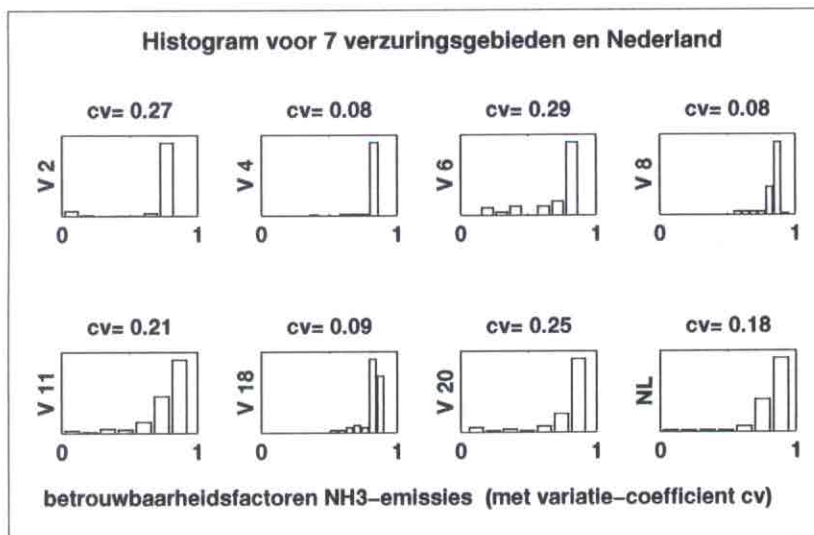


Fig. 4.5: Variatiecoëfficiënten voor de NH₃-emissie per gridcel

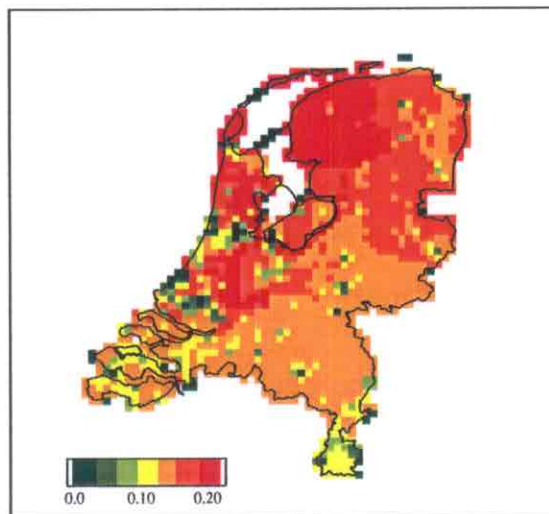
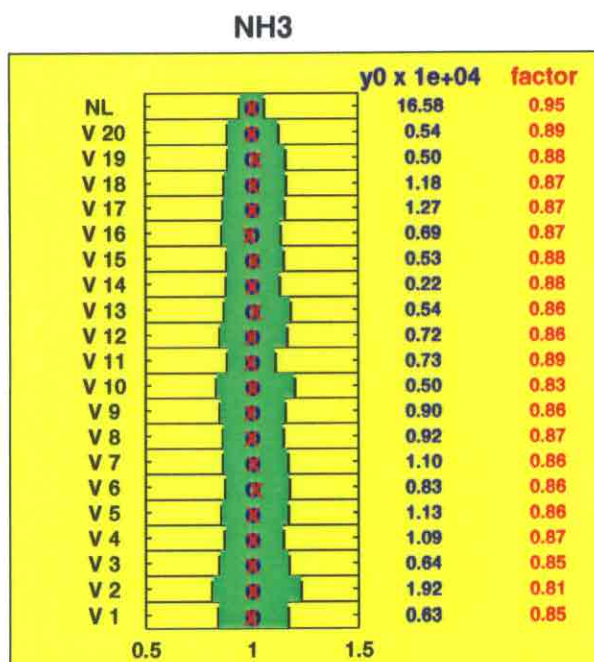


Fig. 4.6: Betrouwbaarheden van de NH₃-emissies voor de verzorgingsgebieden en voor Nederland totaal

Geschaald t.o.v. y^o . 68 % betrouwbaarheidsinterval in groen
 Nominale waarden y^o (o) in blauw en geometrisch gemiddelden (x) in rood.
 In cijfers: nominale waarden en betrouwbaarheidsfactoren



5 N-Depositie

P.S.C. Heuberger, A.L.M. Dekkers (CWM), J.M.M. Aben, J.W. Erisman (LLO)

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk komen de modellen en meetgegevens aan de orde die betrekking hebben op de berekeningen van de N-depositie op de vegetatie en de bodem. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen enerzijds de bepaling van concentraties in de lucht en anderzijds het berekenen van de deposities tengevolge van deze concentraties.

De stikstofverbindingen worden onderscheiden in enerzijds geoxydeerde en anderzijds gereduceerde verbindingen. Tot de geoxydeerde verbindingen, kortweg aangeduid met NO_y , worden gerekend NO , NO_2 , HNO_2 , HNO_3 (alle gasvormig) en NO_3 -aërosol. Tot de gereduceerde verbindingen, kortweg aangeduid met NH_x , behoren het gasvormige NH_3 en het daaruit afgeleide NH_4 -aërosol. Alle berekeningen zijn gebaseerd op jaargemiddelde grootheden. De gehanteerde (berekenings)methoden verschillen per component:

- Voor NH_x worden de concentraties NH_3 en NH_4 -aërosol berekend door toepassing van het Operationeel Prioritaire Stoffen (OPS) transport model (van Jaarsveld, 1989; van Jaarsveld en de Leeuw, 1993) op de emissiedata, besproken in hoofdstuk 4. Deze concentraties worden niet bepaald op basis van metingen, omdat het vaststellen van het ruimtelijk patroon van de NH_3 -concentratie een onevenredig groot aantal meetpunten zou vereisen. De grote ruimtelijke variatie is het gevolg van het grote aantal lokale bronnen, de lage emissiehoogte en de atmosferisch-chemische eigenschappen van NH_3 . Pas sinds medio 1992 zijn er 8 meetstations in bedrijf, waar NH_3 gemeten wordt. De modelberekeningen worden aangewend voor het bepalen van de interne betrouwbaarheid. Met de beperkte set van meetdata wordt een idee gegeven van de externe betrouwbaarheid.
Het OPS model wordt ook gebruikt voor het bepalen van de NH_x depositie cijfers, maar deze worden niet voor MB/MV gebruikt. Voor het berekenen van de droge depositie wordt een meer gedetailleerd depositie-model, DEADM (Erisman, 1992), toegepast. Door toepassing van onzekerheidsanalyse wordt voor de droge depositie een interne betrouwbaarheid verkregen.
Voor natte depositiecijfers voor NH_x welke zijn gebaseerd op interpolatie van metingen in het regenwatermeetnet, zijn geen berekeningen uitgevoerd. De betrouwbaarheid is afgeleid uit Erisman (1992) en Friso (1994).
- Voor de componenten NO en NO_2 is het wel mogelijk om met een beperkt aantal meetpunten door middel van ruimtelijke interpolatie een goed landsdekkend beeld te krijgen. De meetdata zijn afkomstig van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML). De interne betrouwbaarheid van het geïnterpoleerde veld is berekend. NO_3 -aërosol wordt op een zeer beperkt aantal stations (in 1992, twee) gemeten. Deze data worden gemiddeld. Voor de componenten HNO_2 en HNO_3 zijn niet voldoende metingen beschikbaar. De jaargemiddelde concentraties worden geschat op basis van een beperkte set meetgegevens. Voor deze laatste drie componenten worden geen betrouwbaarheden uitgerekend.

De droge NO_y -depositiecijfers worden wederom met het DEADM model berekend op basis van deze concentraties (interne betrouwbaarheid). Natte depositiecijfers voor NO_y worden op dezelfde wijze als voor NH_x verkregen.

Bij de DEADM berekeningen is tevens gebruikt gemaakt van windsnelheidsdata, welke bepaald zijn met interpolatie op basis van data uit het LML.

Voor uitvoerige beschrijvingen van de modellen OPS en DEADM zie o.a. van Jaarsveld (1989), Asman en van Jaarsveld (1990), Erisman (1992), van Jaarsveld en de Leeuw (1993), van Jaarsveld (1995). In paragraaf 3.5 is reeds ingegaan op de toegepaste interpolatietechnieken. Voor een meer gedetailleerde weergave van de in dit hoofdstuk besproken analyses verwijzen we naar de achtergronddocumenten (Heuberger en Aben, 1995; Heuberger en Erisman, 1995; Dekkers, 1995).

Receptoren

De berekeningen zijn uitgevoerd voor een 5 x 5 km grid. Voor de concentraties NO en NO_2 zijn berekeningen voor heel Nederland uitgevoerd (1657 gridcellen). Voor de overige NO_y en de NH_x concentraties evenals voor alle droge depositiecijfers zijn slechts voor een beperkte set van 100 gridcellen berekeningen uitgevoerd. Dit was noodzakelijk om de benodigde opslagcapaciteit en rekentijd te beperken. Per verzuringsgebied (Nederland is opgedeeld in 20 verzuringsgebieden) zijn 5 gridcellen geselecteerd. De verzuringsgebieden en gekozen receptorpunten zijn weergegeven in figuur 5.1. Er wordt aangenomen dat de gemaakte keuze van receptorpunten representatief is voor elk van de verzuringsgebieden. Het gemiddelde voor een verzuringsgebied wordt bepaald door de 5 cijfers van de receptoren in het gebied te middelen. Het landelijk gemiddelde wordt bepaald door te middelen over alle 100 receptoren. Zie Heuberger en Aben (1995) voor een exacte specificatie van de gekozen receptorcellen.

Methoden en onzekerheden

De onzekerheden in de diverse modeloutputs zijn bepaald door middel van Monte Carlo sampling en simulatie. Voor de verschillende modellen zijn verdelingen voor de onzekere parameters en inputs gekozen, waaruit met behulp van Latin Hypercube Sampling trekkingen zijn gedaan. Vervolgens zijn de modellen met deze trekkingen gerund, wat resulteerde in een sample van modeloutputs. De betrouwbaarheidsfactor en het betrouwbaarheidsinterval zijn gebaseerd op deze gesimuleerde waarden, in combinatie met de standaard modelvoorspelling ('nominale waarde').

De analyses van de NO_y -concentraties en de windsnelheden worden besproken in paragraaf 5.2. De NH_x concentraties worden geanalyseerd in 5.3. De droge depositie komt in 5.4 aan de orde en 5.5 is gewijd aan de natte depositie. Het hoofdstuk wordt in 5.6 afgesloten met resultaten en conclusies, waarbij tevens wordt aangegeven wat de invloed kan zijn van factoren, die niet zijn meegenomen bij de betrouwbaarheidsanalyse.

Dit betreft voornamelijk factoren die ook bij de standaard modelberekeningen buiten beschouwing gelaten worden, maar in de praktijk wel van invloed (kunnen) zijn, zoals lokale bronnen, meetfouten e.d.

5.2 Concentraties NO_y

In deze paragraaf wordt de betrouwbaarheid van de NO_y-concentraties besproken. Daarnaast wordt op de simulatie van concentratie- en van windsnelheidsvelden ingegaan. Deze zijn nodig voor de betrouwbaarheidsberekeningen van het DEADM model.

5.2.1 Inleiding

De NO- en NO₂-concentraties worden gemeten in het kader van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML). Doel is om de luchtkwaliteit van Nederland te beschrijven. Hiertoe worden per 5 x 5 km gridcel jaargemiddelde concentraties voorspeld voor NO en NO₂. Deze concentraties dienen vervolgens weer als invoer voor DEADM om deposities te berekenen.

In de huidige werkwijze van het LLO worden de uurlijkse concentratievelden bepaald uit concentratiemetingen op vaste meetpunten door middel van "density-distance" interpolatie (van Egmond en Onderdelinden, 1981), waarbij gebruik wordt gemaakt van de specifieke dichtheidsafstand van een station. Hiermee wordt een tijdsafhankelijk, ruimtelijk verband tussen de stations gemodelleerd. De specifieke dichtheidsafstand speelt een essentiële rol in dit ruimtelijk stochastisch model, maar kan voor veel gevallen niet meer met de huidige beschikbare programmatuur berekend worden. Daarnaast zijn door krachtigere computers de vroegere beperkingen om van het Optimum Interpolatie Schema uit te gaan weggevallen (Barendregt en Dekkers, 1993). Er is voor gekozen om hier met Kriging de ruimtelijke concentratievelden en windsnelheidsvelden te berekenen. Deze methode is in wezen hetzelfde als het Optimum Interpolatie Schema, en heeft als voordeel dat er met de Fortran bibliotheek GSLIB (Deutsch en Journel, 1992) een compleet geprogrammeerd pakket beschikbaar is. De gevolgde methode staat in 3.5 beschreven en is gebaseerd op median-polish en ordinary-kriging. Er is hierbij met jaargemiddelde grootheden gewerkt. Voor een gedetailleerde beschrijving van de uitgevoerde analyses verwijzen we naar Dekkers (1995).

5.2.2 Interpolatie van NO-concentraties

In 1992 zijn de NO-concentraties op 29 regionale stations continu gemeten en als uurgemiddelden in een databank opgeslagen (RIVM, 1994). In figuur 5.2 staan de jaargemiddelde NO-concentraties voor de 29 meetstations geografisch uitgezet.

De typisch hogere concentraties (rood) in midden Nederland en de lagere concentraties (groen) in zuidwest en noordoost Nederland vormen een onregelmatig patroon. Dit is de aanleiding geweest om in de eerste stap van de analyse voor de flexibele median-polish methode te kiezen. Hierbij wordt een grid over Nederland gelegd en via rij- en kolommedianen een eerste schatting $\tilde{m}(\vec{u})$ voor de concentraties in elke gridcel \vec{u} gegeven.

In de tweede stap van het modelleringsproces worden de afwijkingen $e(\vec{u}) = y(\vec{u}) - \tilde{m}(\vec{u})$, tussen de waarnemingen $y(\vec{u})$ en de mediaan schatters $\tilde{m}(\vec{u})$ beschreven. De afwijkingen blijken twee uitschieters te bevatten op de lokaal belaste stations Naaldwijk (443) en Loenen (704). Met het oog op de betrouwbaarheidsfactor, waarin zoveel mogelijk de onbetrouwbaarheid van het ruimtelijk proces dient te worden verdisconteerd, zijn deze stations toch in de analyse meegenomen.

Via niet lineaire regressie is een sferisch model zonder nugget effect aan het empirisch semivariogram aangepast met als parameterschattingen: range = 36 (km) en sill = $6.47(\mu\text{g}/\text{m}^3)^2$. In Dekkers (1995) wordt uitvoerig ingegaan op het modelleren van het semivariogram op basis van relatief weinig meetlocaties.

Vervolgens wordt er op basis van het geschatte semivariogram een ordinary-kriging uitgevoerd om tot voorspellingen voor de afwijkingen te komen. De uiteindelijke jaargemiddelde NO-concentratie wordt verkregen door de median-polish voorspellingen en de ordinary-kriging voorspellingen te sommeren. Het resultaat staat in figuur 5.3 weergegeven.

De median-polish en de ordinary-kriging strijken de metingen enigszins glad. Dit leidt ertoe dat het gemiddelde van de metingen van $9.9 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ zakt naar $9.0 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ voor de voorspellingen. Het komt tevens tot uitdrukking in de standaard afwijking, deze bedraagt $4.7 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ voor de metingen en $4.1 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ voor de voorspellingen.

De betrouwbaarheidsfactor is met (3.7) eenvoudig te berekenen omdat de variantie van de totale voorspelling gelijk verondersteld is aan de ordinary-kriging variantie. De betrouwbaarheidsfactor blijkt (zeer) hoog te zijn volgens de hier gehanteerde methode, de mediaan is 0.78 en het 10% en 90% percentiel zijn resp. 0.55 en 0.87. Figuur 5.4 geeft een beeld van de ruimtelijke verdeling van de betrouwbaarheidsfactor (de kleur groen geeft een hoge betrouwbaarheid aan en de kleur rood een lage) en figuur 5.5 van de frekwentieverdeling. De betrouwbaarheidsfactor is nogal scheef naar beneden verdeeld. Op de plaatsen waar geïnterpoleerd dient te worden loopt de range van 0.37 tot ruim 0.9, op de meetstations ligt de betrouwbaarheid op 0.96.

De betrouwbaarheidsfactoren zijn tot nu toe alleen gebaseerd op de modelveronderstellingen, waarbij het in principe mogelijk is dat er een slecht passend model gebruikt is. Een externe betrouwbaarheid wordt verkregen door een cross-validatie uit te voeren op basis van de metingen en het sferische semivariogram. Hierbij wordt telkens een waarneming buiten de berekeningen gelaten en geschat met het model. Door de geschatte waarneming te vergelijken met de eigenlijke waarneming kan met (3.1) de betrouwbaarheidsfactor berekend worden. De mediane betrouwbaarheidsfactor is 0.72 en dit komt goed overeen met 0.78, de mediane betrouwbaarheidsfactor van de 1657 voorspellingen gebaseerd op de kriging variantie.

Tenslotte worden de 1657 voorspellingen van de hier gehanteerde methode vergeleken met de 1657 voorspellingen zoals die met "density-distance" interpolatie, de tot nu toe door het LLO gebruikte methode, berekend zijn. In figuur 5.10 worden de twee voorspellingen per gridcel tegen elkaar uitgezet en in figuur 5.11 wordt de procentuele afwijking t.o.v. de density distance methode weergegeven. De mediane procentuele afwijking van de hier gebruikte methode is -7% terwijl de maximale afwijkingen -53% en 51% bedragen. Deze afwijkingen zijn zo hoog omdat in de nieuwe berekeningen de uitschieters te Loenen en Naaldwijk zijn meegenomen. Dit is goed te zien in figuur 5.11; 80% van de procentuele afwijkingen ligt tussen de -30% en 12%. De nieuwe interpolatie techniek komt globaal iets lager uit.

5.2.3 Interpolatie van NO₂-concentraties

De analyse van de NO₂-concentraties is op dezelfde wijze uitgevoerd als bij de NO-concentraties. Het gemiddelde van de jaargemiddelde NO₂-concentraties ligt ongeveer een factor 2.5 hoger dan dat van de NO-concentraties. De 29 jaargemiddelde NO₂-concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) staan in figuur 5.6 weergegeven.

Aan het empirisch semivariogram is een sferisch variogram zonder nugget effect aangepast met $5.09 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^2$ als schatting voor de sill en 39 (km) voor de range. In figuur 5.7 staan de totale, voorspelde NO₂-concentraties uitgezet. Ook hier blijkt dat de interpolatie techniek de data gladstrijkt; zo daalt het gemiddelde van de metingen van $25.25 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ naar $24.14 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ voor de voorspellingen. Toch wordt het maximum van $36.92 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ voor de metingen redelijk behouden, namelijk $36.03 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ voor de voorspellingen.

De betrouwbaarheidsfactor voor de geïnterpoleerde NO₂-concentraties blijkt veel hoger uit te vallen dan voor de NO-concentraties, zie figuren 5.8 en 5.9. Dit komt omdat de varianties van de geïnterpoleerde NO- en de NO₂-concentraties van dezelfde orde van grootte zijn, terwijl de NO₂-concentraties een factor 2.5 hoger zijn dan de NO-concentraties. De mediane betrouwbaarheidsfactor voor de NO₂-concentraties is 0.92, het 10% en 90% percentiel bedraagt resp. 0.88 en 0.95, terwijl het minimum en maximum resp. 0.86 en 0.99 zijn.

De mediane waarde van de betrouwbaarheidsfactoren gebaseerd op de cross-validatie bedraagt 0.89 en komt dus uitstekend overeen met 0.92.

In figuur 5.12 zijn de resultaten van de nieuwe interpolatie methode uitgezet tegen de oude. Dit levert eenzelfde beeld op als bij de NO-concentraties. De uitschieters naar boven worden weer veroorzaakt door Loenen en Naaldwijk. De beide technieken komen nu veel meer overeen dan voor NO. Dit is duidelijk te zien in figuur 5.13, waarin dezelfde schaal gebruikt is als in figuur 5.11. De mediane procentuele afwijking bedraagt nu -1% en de maximale afwijkingen slechts -18% en 31%. Verder blijkt 80% van de procentuele afwijkingen minder dan 10% te bedragen.

5.2.4 Interpolatie van de windsnelheden

Voor het bepalen van het landelijk windsnelheidsveld is gebruik gemaakt van de windsnelheden, gemeten op 29 regionale stations. De metingen zijn op drie stations na, verricht op 10 meter boven maaiveld. De metingen van de overige drie stations zijn op de volgende wijze naar 10 meter omgerekend, waarbij u de windsnelheid op hoogte h voorstelt.

Station Bocholz: $u(10) = 0.857 \times u(20)$, Born: $u(10) = 0.7685 \times u(20)$ en

Cabauw: $u(10) = 0.7137 \times u(100)$. De omrekeningsfactoren volgen uit Erisman (1992). De metingen van station Oost-Maarland zijn niet gebruikt vanwege de ongunstige ligging van het station. De jaargemiddelde windsnelheden van de overige 28 stations zijn geografisch uitgezet in figuur 5.14. Ook op deze data is median-polish uitgevoerd. Het resultaat daarvan staat in figuur 5.15 en wordt gegeven voor de 100 geselecteerde gridcellen bestemd voor het doorrekenen van DEADM. Uit de verdere analyse van de ruimtelijke afhankelijkheid bleek dat de median-polish residuen geen afhankelijkheid meer bezaten. In figuur 5.16 staat het histogram van de residuen weergegeven. De 28 residuen zijn normaal verdeeld met verwachting 0.02 (m/s) en standaard afwijking 0.32 (m/s).

5.2.5 Overige componenten

NO₃-aërosol is in 1992 op twee meetstations gemeten, Bilthoven en Witteveen. De jaargemiddelde concentraties van deze stations (respectievelijk 5.85 en 4.35 µg/m³) zijn gemiddeld tot een jaargemiddelde concentratie voor geheel Nederland van 5.1 µg/m³. Er wordt ervan uitgegaan dat daarbij variaties van ± 20% mogelijk zijn. Voor HNO₂ en HNO₃ wordt de jaargemiddelde concentratie per gridcel geschat op 1 µg/m³, met variaties over Nederland van ± 50%.

5.2.6 Simulaties

Voor het doorrekenen van het DEADM model zijn er per fysische grootte telkens 100 samples getrokken. Elke sample bevatte een waarde voor elk van de 100 geselecteerde gridcellen. Voor de windsnelheden zijn telkens 100 onafhankelijke trekkingen verricht uit de normale verdeling met verwachting 0.02 en standaard afwijking 0.32. Deze trekkingen worden vervolgens bij de median-polish voorspellers opgeteld.

De voor de NO- en NO₂-concentraties te genereren velden bevatten een ruimtelijke afhankelijkheid zoals in 5.2.2 en 5.2.3 besproken. Deze afhankelijkheid is met het GSLIB programma *sgsim*, voor het sequentieel genereren van ruimtelijk afhankelijke velden, gesimuleerd, zie Dekkers (1995).

Voor de componenten NO₃-aërosol, HNO₂ en HNO₃ zijn voor elk van de 100 gridcellen 100 waarden gesampled, zie Heuberger en Erisman (1995) voor exacte specificaties.

5.3 Concentraties NH_x

5.3.1 Inleiding

Zoals in paragraaf 5.1 vermeld is, worden de jaargemiddelde concentraties van NH₃ en NH₄-aërosol bepaald met het OPS model. Door middel van Monte Carlo sampling zijn de belangrijkste parameters en inputs van dit model gevarieerd, waarna de onzekerheid in de modeloutputs is bepaald met simulatie. De NH₃ emissies die als input voor het OPS model dienen, zijn gevarieerd op basis van de analyses in hoofdstuk 4. Uit de Monte Carlo resultaten zijn vervolgens de betrouwbaarheidsgegevens berekend. In Heuberger en Aben (1995) wordt naast deze algemene analyse tevens een analyse besproken, waarbij de emissies niet gevarieerd zijn. Op deze wijze kan de betrouwbaarheid van het OPS model sec bepaald worden.

5.3.2 Het OPS model

Dit is een lange termijn Lagrangiaans model voor het bepalen van de dispersie en depositie van stoffen in de atmosfeer, waarbij de transport- en depositie-processen analytisch worden opgelost. De atmosferische processen die in het model zijn opgenomen zijn: dispersie, droge depositie, natte depositie en omzetting. De belangrijkste inputs voor het model zijn emissiegegevens, metadata en de specificatie van het dagverloop van de emis-

sie. Voor een uitvoerige beschrijving van dit model, zie o.a. van Jaarsveld (1989), Asman en van Jaarsveld (1990), van Jaarsveld en de Leeuw (1993), van Jaarsveld (1995).

Bij de berekeningen is gebruik gemaakt van kennis, opgedaan in een eerder onderzoek naar het OPS model (Acharya, 1994; Heuberger en Aben, 1995; Heuberger *et al.*, 1995). Bij dat onderzoek werden de NH_3 meetgegevens gebruikt, die vanaf medio 1992 beschikbaar zijn gekomen. Dit heeft ertoe geleid dat voor dit onderzoek een aantal inzichten bij de toepassing van het OPS model zijn bijgesteld. Dit betreft de keuze van de meteorologische gegevens en het dagverloop in de emissies. Naast deze aanpassingen zullen op korte termijn nog enkele aanpassingen worden doorgevoerd. Door het beschikbaar komen van landgebruik specifieke depositieparameters en oppervlakte ruweidswaarden zullen gedetailleerdere lokale berekeningen plaats kunnen vinden. Op dit moment wordt, in het kader van APV-III, het OPS model aangepast. Indien een nieuwe 'standaard run' zou moeten worden uitgevoerd, zouden deze nieuwe inzichten worden toegepast. Er is voor gekozen om de betrouwbaarheid van de concentratieschattingen te relateren aan de modeluitkomst (nominale waarde), die verkregen wordt bij toepassing van OPS met gebruikmaking van de nieuwe kennis omtrent de meteorologische gegevens en het dagverloop in de emissies. Een versie waar ook de aanpassingen met betrekking tot het landgebruik en de daaraan gerelateerde ruweid en r_c -waarden zijn doorgevoerd was nog niet beschikbaar.

De aangepaste OPS berekeningen verschillen met die van de oude versie. In het noorden en zuid-westen van Nederland vallen de NH_x -concentraties lager uit, terwijl ze in de rest van het land juist hoger zijn. Ook de landelijk gemiddelde concentraties worden hoger.

Voor de droge deposities (5.4.3) zijn de oorspronkelijke nominale waarden gebruikt. De aanpassing van het OPS model kan tot afwijkingen leiden tussen de nominale waarden en nieuwe schattingen. De uitkomsten van de in het kader van APV-III aangepaste OPS versie moeten inzicht geven omtrent de werkelijke afwijkingen t.o.v. de oude versie, daar verschillende inzichten kunnen leiden tot compenserende effecten.

Voor het OPS model zijn de (landelijk gemiddelde) stofspectifieke modelparameters a , r_c en s (respectievelijk omzettingcoëfficiënt, oppervlakte ruweid en uitregen-ratio, alleen betrekking hebbend op NH_3) en de dagverlopen in de emissies gevarieerd. Er is daarbij met regionale meteorologische gewerkt (in tegenstelling tot landelijk gemiddelde meteorologische). Er zijn 35 samples getrokken.

De variatie in de emissie is het resultaat van de berekeningen, die in hoofdstuk 4 zijn beschreven. Er zijn daarbij 60 emissievelden gegenereerd. Voor elk van de 35 gesampelde parametercombinaties is OPS gedraaid met alle 60 emissievelden. Dit leidt dus tot een sample van 2100 modeloutputs. Precieze specificaties van verdelingen e.d. zijn gegeven in Heuberger en Aben (1995).

5.3.3 Concentratie NH_3

Om een beeld te geven van de spreiding als gevolg van sampling worden in figuur 5.17 voor een aantal receptorcellen (omcirkeld in figuur 5.1), verzuringsgebieden en voor Nederland histogrammen van de verdeling van de NH_3 concentratie (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) gepresenteerd. Daarbij is uitgegaan van de in hoofdstuk 4 besproken onzekerheid in de emissies. Uit de in de figuur vermelde variatiecoëfficiënten volgt dat de spreiding relatief gering is. In figuur 5.18 staat een histogram van de betrouwbaarheidsfactoren over de 100 gridcellen. Daaruit valt op te maken dat volgens deze berekeningen de betrouwbaarheid van een

geschatte NH_3 concentratie in een 5 x 5 km gridcel rond 0.83 ligt. Figuur 5.20a geeft de verdeling van de betrouwbaarheidsfactoren over Nederland. Voor de 20 verzuringsgebieden en voor Nederland totaal worden in figuur 5.21a de betrouwbaarheidsintervallen gegeven, samen met de nominale waarde y_0 en het geometrisch gemiddelde van de predicties per verzuringsgebied en Nederland. De nominale waarde ligt vrijwel overal onder het geometrische gemiddelde, er is hier sprake van een geringe systematische afwijking. De betrouwbaarheid wordt hier grotendeels bepaald door een spreiding in de concentraties. In Heuberger en Aben (1995) wordt ook de situatie zonder variatie in emissies geanalyseerd. Hieruit blijkt dat de bias en de intervallen wat groter worden en de betrouwbaarheidsfactor ongeveer 5% kleiner indien we de emissies laten variëren.

Het is van belang hier op te merken dat de structuur van de huidige versie van het OPS model het (nog) niet mogelijk maakt om lokale variaties te verkrijgen. De modelparameters, die gevarieerd kunnen worden hebben allemaal een globaal effect. Een van de gevolgen daarvan is dat de NH_3 concentraties onderling in sterke mate gecorreleerd zijn. Zo is -indien de emissies niet gevarieerd worden- de kleinste correlatiecoëfficiënt tussen de concentraties per gridcel gelijk aan 0.89 en tussen verzuringsgebieden zelfs 0.97. In Heuberger en Aben (1995) wordt met een onzekerheidsanalyse aangetoond (bij constante emissie) dat de spreiding in de NH_3 concentraties met name wordt veroorzaakt door de onzekerheid in de parameters a en r_c . Beide parameters zijn ongeveer even belangrijk voor de bepaling van de concentraties. De overige parameters hebben een verwaarloosbare invloed.

Externe betrouwbaarheid

Door de metingen van de NH_3 concentraties te vergelijken met de OPS predicties voor de meetlocaties kunnen we een idee krijgen van de externe betrouwbaarheid. Hiervoor gebruiken we zowel de OPS voorspellingen met de default setting als ook de setting met verbeterde meteo en dagverlopen. Dit resulteert (formule 3.1) in een betrouwbaarheidsfactor van $B=0.49$ voor de default setting en $B=0.55$ voor de nieuwe setting. Zie Acharya (1994) voor een uitgebreide rapportage. Deze cijfers geven aanleiding tot de veronderstelling dat de interne betrouwbaarheid als een bovengrens beschouwd moet worden, zie ook paragraaf 5.6.

5.3.4 Concentratie NH_4 -aërosol

De verdeling van de betrouwbaarheidsfactoren voor NH_4 -aërosol is te zien in figuur 5.19. De variatie is klein. Datzelfde geldt ook voor de verzuringsgebieden en Nederland totaal (zie de figuren 5.20b en 5.21b). Ook voor NH_4 wordt de onzekerheid in de concentraties vooral veroorzaakt door de parameters a en r_c .

5.4 Droge depositie

5.4.1 Model

Het DEADM model (Dutch Empirical Acid Deposition Model) berekent droge deposities op een 5 x 5 km grid op basis van concentraties op hetzelfde grid. De concentratievelden worden verkregen door ruimtelijke interpolatie van gemeten waarden op vaste meetpunten (SO_x , NO_y) of door modelberekeningen (NH_x). De droge depositie wordt bepaald door de (twee uur-gemiddelde) concentraties te vermenigvuldigen met de depositiesnelheid, welke afhankelijk is van o.a. grootschalige ruwheid en seizoen. Bij de berekeningen wordt rekening gehouden met de invloeden van verschillen in landgebruik, die leiden tot windverstoring als gevolg van verschillen in ruwheid, hetgeen leidt tot een grotere droge depositiesnelheid. Het model werkt intern met een 1 x 1 km grid en maakt gebruik van een uitgebreide database. Voor een gedetailleerde beschrijving van het model wordt verwezen naar Erisman (1992). In dit rapport worden de depositiefluxen onderzocht van NH_x en NO_y . Deze fluxen worden veroorzaakt door concentraties in de lucht van de componenten NH_3 en NH_4 -aërosol (voor NH_x) en van de componenten NO , NO_2 , HNO_2 , HNO_3 en NO_3 -aërosol (voor NO_y). Voor elk van deze componenten wordt de flux apart berekend.

Voor deze toepassing is een benadering van DEADM gebruikt, waarbij niet met twee uur-gemiddelde concentraties maar met jaargemiddelden gewerkt wordt. In Heuberger en Erisman (1995) is beschreven hoe de diverse formules van het DEADM model vereenvoudigd kunnen worden onder deze aanname. Een verdere vereenvoudiging is dat er voor alle componenten op een 5 x 5 km grid gerekend wordt, terwijl DEADM voor NO_y standaard op het fijnere grid van 1 x 1 km grid werkt.

Voor het DEADM model zijn per gekozen receptor (zie 5.1) aan de hand van het landgebruik ter plekke de bijbehorende ruwheidslengte z_0 en oppervlakteweerstand r_c bepaald. Over deze grootheden zijn verdelingen gelegd, evenals over 4 universele parameters. Voor aërosolen is tevens een verdeling toegekend aan C_a , een vermenigvuldigingsfactor voor de berekening van de depositiesnelheid V_d . Zie Heuberger en Erisman (1995) voor precieze specificaties van deze parameters en de gekozen verdelingen. De windsnelheid u (jaargemiddelde) is berekend uit interpolatie van meetdata (zie 5.2.3). De gekozen verdelingen voor de oppervlakteweerstand veroorzaken een bias in de resulterende depositie-flux, omdat het geometrisch gemiddelde van de depositieflux niet overeenkomt met de nominale waarde.

Op basis van Latin Hypercube sampling zijn 100 samples getrokken, waarmee vervolgens de depositiesnelheid V_d is berekend zoals beschreven is in Heuberger en Erisman (1995). De depositieflux F wordt bepaald door $F = V_d \times c$ (concentratie), waarbij rekening is gehouden met de temporele correlatie tussen de concentratie en depositiesnelheid.

5.4.2 NO_y depositie

De droge NO_y depositie bestaat voor ongeveer 60% uit depositie ten gevolge van NO_2 . De bijdrage van NO en HNO_2 is gering, elk ongeveer 5%. HNO_3 en NO_3 -aërosol nemen elk zo'n 15% voor hun rekening. In figuur 5.22 wordt een beeld gegeven van de frekwentie-

verdeling van de NO_2 depositieflux (mol/ha/a). De variatie per gridcel is groot. Voor de droge NO_y depositieflux is de verdeling weergegeven in figuur 5.23. Deze flux is bepaald door de fluxen van de diverse componenten at random (ongecorreleerd) bij elkaar op te tellen. Dat leidt tot een kleinere variatie. Voor verzuringsgebieden is de variatiecoëfficiënt slechts 0.11 en voor het Nederlands gemiddelde nog maar 0.03. Figuur 5.24 toont dat de betrouwbaarheidsfactoren scheef verdeeld zijn, met de mediaan in 0.76. In Figuur 5.30b worden de betrouwbaarheidsintervallen voor de gemiddelde flux per verzuringsgebied en Nederland gepresenteerd. Opvallend is de bias die optreedt voor verzuringsgebied 20 (Zuid-Limburg). Deze wordt o.a. veroorzaakt door de bias in de oppervlakteweerstand. Voor de overige verzuringsgebieden is de bias relatief gering. Voor Nederland als geheel is er wel sprake van een duidelijke bias, terwijl de spreiding gering is. De betrouwbaarheid is 0.86. Figuur 5.29b geeft de verdeling weer van de betrouwbaarheidsfactoren over Nederland. Hierin is duidelijk de relatief lage betrouwbaarheid in Zuid-Limburg terug te vinden.

Voor een gedetailleerde analyse per component wordt verwezen naar Heuberger en Erisman (1995). Hierin wordt tevens een onzekerheidsanalyse besproken, waarin wordt aangetoond dat het overgrote deel van de onzekerheid in de depositieflux veroorzaakt wordt door de onzekerheid in de oppervlakte weerstand r_c en de spreiding in de concentraties.

5.4.3 NH_x depositie

De NH_3 -depositie levert de grootste bijdrage aan de totale N depositieflux. De bijdrage van NH_4 -aërosol is hierbij vergeleken gering. Figuur 5.25 geeft door middel van frequentieverdelingen een beeld van de onzekerheid in de totale NH_x depositieflux. De variatie is hier redelijk groot, en duidelijk meer dan voor NO_y . Dat is onder andere het gevolg van de spreiding in de concentraties NH_3 en de grote onzekerheidsrange van de r_c voor NH_3 . De spreiding in de betrouwbaarheidsfactoren over de gridcellen is geplot in figuur 5.26. Hoewel deze variëren tussen 0 en 0.75 is de verdeling duidelijk gecentreerd rond 0.65. Indien we de betrouwbaarheidsintervallen voor de gemiddelde flux per verzuringsgebied en voor Nederland beschouwen (figuur 5.30a) dan zien we dat er veelal sprake is van een grote bias, met een aantal uitschieters. Dit wordt mede veroorzaakt door de bias ten gevolge van de oppervlakteweerstand en door de andere instellingen van het OPS model, waardoor de NH_3 -concentraties afwijken van de default voorspellingen. Dit geldt met name in gebieden met hoge concentraties. Voor Nederland is de bias klein en de betrouwbaarheid hoog, 0.82.

De verdeling van de betrouwbaarheden over Nederland is weergegeven in figuur 5.29a. Hierin is te herkennen dat de betrouwbaarheid in Zeeland, Oost-Brabant en Noord Noord-Holland laag is.

In Heuberger en Erisman (1995) worden deze resultaten vergeleken met de droge depositieflux, zoals die door het OPS model worden berekend. Deze flux vertoont minder variatie en is ook in absolute zin kleiner. Dit wordt veroorzaakt door de verschillen in DEADM en OPS, met name het meer lokale karakter van DEADM en het feit dat DEADM geen rekening houdt met massabehoud. Voor Nederland totaal is de hier berekende betrouwbaarheid 0.77 (voor de DEADM berekeningen 0.82).

Het resultaat van de onzekerheidsanalyse (Heuberger en Erisman, 1995) op de NH_x -flux is dat ook hier de r_c de belangrijkste modelparameter is.

5.4.4 N depositie

De totale N depositie wordt veelal overheerst door de NH_x flux. In figuur 5.27 zien we dat de onzekerheid behoorlijk groot is. Voor verzuringsgebied 18 (de Peel) is de range erg groot. De betrouwbaarheden per gridcel variëren tussen 0.29 en 0.83, met een mediaan van 0.74, zoals te zien is in figuur 5.28. Figuur 5.30c geeft de betrouwbaarheden per verzuringsgebied. Voor een aantal gebieden is er sprake van grote bias, zodat de nominale waarde buiten het 68% betrouwbaarheidsinterval ligt. De betrouwbaarheden zijn relatief hoog, met een waarde van 0.83 voor Nederland. Figuur 5.29c geeft de verdeling van de betrouwbaarheden over Nederland. Hier is het effect van middeling tussen NH_x en NO_y te herkennen. Zo zien we dat de betrouwbaarheid in Zeeland beter is dan bij NH_x .

5.5 Natte depositie

De betrouwbaarheid van gegevens van de natte depositie zijn niet in het kader van dit project onderzocht. Om een vergelijking mogelijk te maken zijn echter resultaten uit Erisman (1992) en Friso (1994) omgerekend naar betrouwbaarheidsfactoren. In Friso (1994) wordt Optimum Interpolatie toegepast op gegevens van het Landelijk Meetnet voor Regenwaterkwaliteit. Dit resulteert in interpolatiefouten met een soortgelijke interpretatie als die beschreven in 5.2.

De (interne) betrouwbaarheidsfactor voor de natte NH_4 -depositie is globaal 0.85 en voor de natte NO_3 -depositie 0.90. Aangenomen mag worden dat deze waarden de mediane betrouwbaarheid van depositieschattingen op een 5x5 km grid redelijk representeren. Deze aanname lijkt bevestigd te worden door de geringe wijzigingen die optreden in de voorspellingsfouten bij toepassing van blokkering naar een 20x20 km grid (cf Friso, 1994, pag.40).

In Erisman (1992) worden voor 6 stations meetwaarden van de natte depositieflux (in 1987) vergeleken met de resultaten van "density-distance" interpolatie op een 10x10 km grid. Indien deze cijfers worden gebruikt voor het bepalen van de externe betrouwbaarheid dan leidt dit tot betrouwbaarheidsfactoren van 0.73 voor NH_4 en 0.96 voor NO_3 .

5.6 Conclusies en discussie

Uit de NH_3 -emissies worden atmosferische concentraties berekend d.m.v. het LLO-transportmodel OPS. Hierbij worden de fouten in de emissies voortgeplant naar de NH_x -concentraties in lucht. Aan de buitenlandse bronnen zijn door gebrek aan informatie geen onzekerheden toegevoegd. De onzekerheids-analyse resulteert in een relatief hoge betrouwbaarheid (0.83 voor de NH_3 -concentraties op 5x5 km schaal). In vergelijking met de atmosferische emissies neemt de betrouwbaarheid niet af. Dit komt doordat het transportmodel de emissies egaliseert, waardoor fouten uitmiddelen. Blijkbaar compenseert dit effect de toegevoegde onzekerheid als gevolg van onzekerheid in de modelparameters van OPS. De betrouwbaarheid van de resultaten neemt slechts in geringe mate toe door middeling over grote oppervlakten (verzuringsgebieden). Reden hiervan is dat onzekerheid in de globale parameters van OPS een grote ruimtelijke correlatie veroorzaakt tussen fouten per oppervlakte-eenheid. Ook de emissievelden zijn ruimtelijk gecorreleerd. Sterk gecorreleerde fouten middelen niet uit. De onzekerheid wordt veroorzaakt -naast de emissies- door de omzettingscoëfficiënt a en de oppervlakteweerstand r_c . Voor het OPS model zijn andere

instellingen gebruikt dan bij de berekeningen voor 1992. Bij het bepalen van de betrouwbaarheid van de NH_x -concentraties is daarbij rekening gehouden door ook aangepaste nominale cijfers te gebruiken. Wanneer de modelschattingen worden vergeleken met de schaarse, maar vermoedelijk representatieve metingen van NH_3 wordt een aanzienlijk lagere externe betrouwbaarheidsfactor gevonden, $B=0.55$. De modelschattingen komen systematisch lager uit dan de metingen.

Bij de berekende betrouwbaarheden dienen een aantal kanttekeningen geplaatst te worden. Ten eerste is de veronderstelde betrouwbaarheid van 0.8 voor de gemeentelijke emissiecijfers vermoedelijk te hoog. Erisman (1992) hanteert hiervoor een waarde van 0.6.

Verder zijn de emissievelden in de praktijk minder gecorreleerd dan de emissievelden in deze studie, die zijn verkregen door per provincie onzekerheid te implementeren (zie hoofdstuk 4).

Tevens is het voor de berekeningen van belang dat in de huidige versie van OPS alleen globale modelparameters gebruikt worden. Met de nieuwe versie (in ontwikkeling) zullen gedetailleerdere lokale berekeningen uitgevoerd kunnen worden. In deze nieuwe versie worden ook de meteogegevens op een meer lokale schaal geïncorporeerd.

Verder zijn bij het bepalen van de externe betrouwbaarheid voorlopige schattingen van de NH_3 -emissies gebruikt, die later naar boven zijn bijgesteld. Hierdoor is de externe betrouwbaarheid te laag ingeschat. Hierbij dient tevens te worden opgemerkt dat er slechts 8 meetstations gebruikt zijn voor de vergelijking. De berekende externe betrouwbaarheid dient daarom ook meer als indicatie beschouwd te worden.

De hier gepresenteerde interne betrouwbaarheden dienen gezien te worden als (optimistische) bovengrenzen. Indien we uitgaan van een betrouwbaarheidsfactor voor de emissies van $B=0.6$ en rekening houden met de hierboven genoemde factoren dan leidt dit tot conservatievere, maar gezien de externe betrouwbaarheden meer realistische, schattingen van de betrouwbaarheid, zie tabel 5.1.

Voor het bepalen van de totale N-depositie is ook informatie over geoxydeerde stikstofverbindingen nodig. NO - en NO_2 -concentratievelden worden verkregen door middel van interpolatie op basis van metingen uit het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit.

De (interne) betrouwbaarheden (0.78 en 0.92), afgeleid van de Kriging variantie, zijn voor beide componenten hoog. Voor NO_2 is de betrouwbaarheidsfactor hoger, omdat de variaties bij beide stoffen vergelijkbaar zijn, terwijl de NO_2 -concentraties in absolute zin hoger zijn. De toegepaste interpolatie-techniek, median polish in combinatie met ordinary kriging, levert een geringe afwijking op ten opzichte van de door het LLO gebruikte density-distance interpolatie.

Zoals vermeld zijn deze betrouwbaarheden alleen gebaseerd op de interpolatieprocedure. Er wordt geen rekening gehouden met de invloeden van meetfouten, lokale processen en lokale bronnen, die in het algemeen niet in de metingen zijn terug te vinden. Verder wordt bij deze aanpak impliciet verondersteld dat de meetstations de juiste ruimtelijke representativiteit voor 5×5 km cellen hebben. Voor NO_2 is dit een redelijke aanname, bij de representativiteit van de NO -metingen moeten echter vraagtekens geplaatst worden. Ook hier is dus weer sprake van bovengrenzen aan de betrouwbaarheid. Daar de variantie systematisch te laag wordt ingeschat door het gebruik van ruimtelijke interpolatie technieken zijn tevens de betrouwbaarheden berekend voor het geval dat de standaarddeviaties twee maal zo groot worden genomen. In dit geval resulteren de berekeningen in een betrouwbaarheidsfactor van 0.62 voor NO en 0.85 voor NO_2 .

Droge depositiecijfers worden berekend door toepassing van het model DEADM op de relevante concentraties. De resulterende betrouwbaarheidsfactor voor de totale droge N-depositie per 5 x 5 km cel is 0.74. Hierin zijn ook de geschatte concentraties NO₃-aërosol, HNO₂ en HNO₃ met geschatte onzekerheden verdisconteerd. De toename in onzekerheid door toepassing van DEADM op de concentraties is vooral te wijten aan de onzekerheid in de oppervlakte-weerstand per gridcel. Tevens veroorzaakt de gekozen verdeling van deze parameter een afwijking in de depositieflux t.o.v. de nominale waarde. Middelen over grote oppervlakten heeft hier een positief effect op de betrouwbaarheid, doordat zowel de onzekerheid als de afwijking t.g.v. van deze lokaal gedefinieerde invloedrijke parameter worden uitgemiddeld.

Ook de aangepaste instellingen van het OPS model zorgen voor een afwijking t.o.v. de nominale waarde. De totale droge N-depositie bestaat voor ruim 60 % uit NH_x depositie. Zowel de onzekerheid als de bias is voor NH_x veel groter dan voor NO_y.

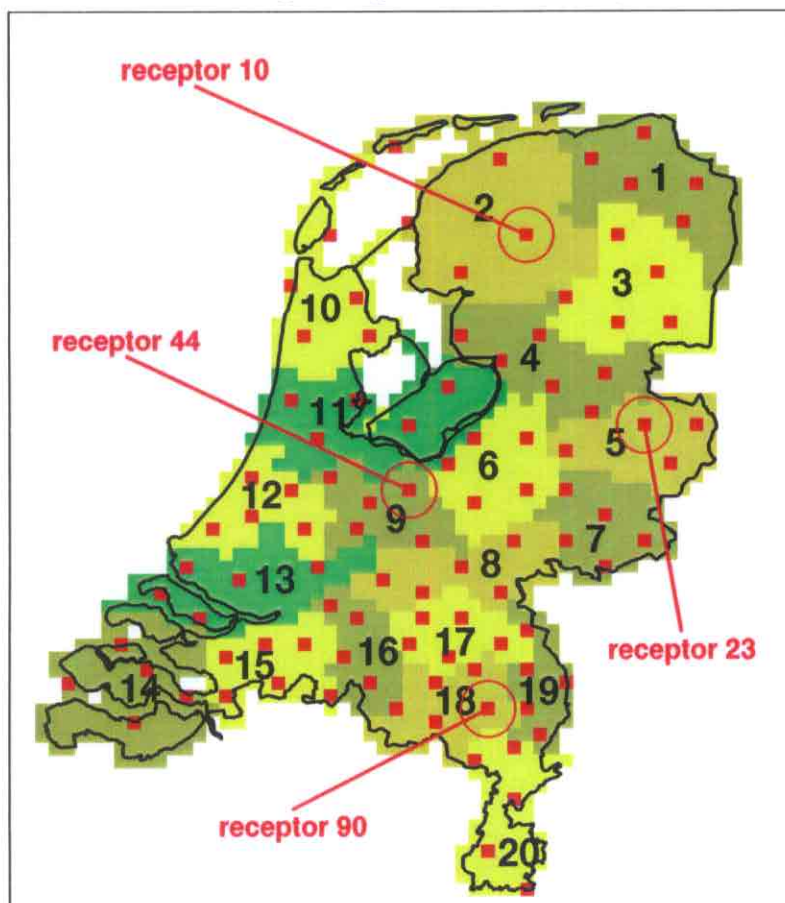
De betrouwbaarheid van de depositie-cijfers wordt in grote mate bepaald door de betrouwbaarheid van de concentraties. Indien we uitgaan van de alternatieve betrouwbaarheden voor de concentraties, dan zullen ook de betrouwbaarheden van de depositiecijfers dalen. Zie tabel 5.1 voor een overzicht van de belangrijkste betrouwbaarheidsfactoren, zowel de hier berekende bovengrenzen, als de (ruwe) schattingen van de realistische cijfers. De hier gepresenteerde 'realistische' cijfers zijn consistent met de schattingen van onzekerheden in Erisman (1992).

		Concentraties				Deposities		
		NH ₃	NH ₄	NO	NO ₂	NH _x	NO _y	N
5x5 km	Bovengrens	0.83	0.84	0.78	0.92	0.64	0.76	0.74
	Alternatief	0.60	0.55	0.62	0.85	0.45	0.70	0.67
Verzurings- gebieden	Bovengrens	0.84	0.84			0.73	0.85	0.84
	Alternatief	0.65	0.64			0.68	0.80	0.78
Nederland	Bovengrens	0.88	0.84			0.82	0.86	0.83
	Alternatief	0.70	0.64			0.78	0.82	0.76

Tabel 5.1: Betrouwbaarheidsfactoren (mediaan) van concentraties en droge deposities. Bovengrenzen zoals berekend in dit rapport en alternatieve schattingen.

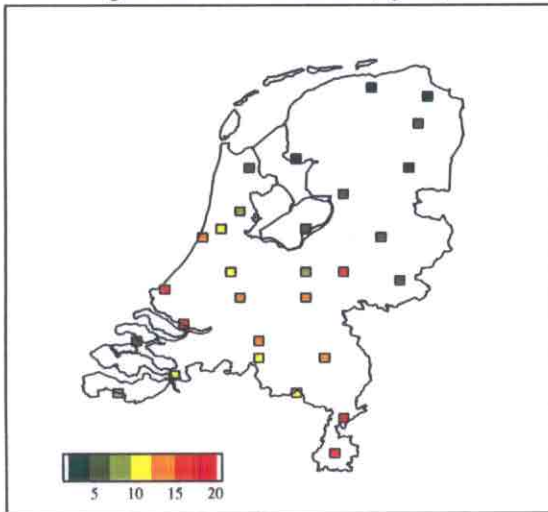
Fig. 5.1: Verzuringsgebieden in Nederland en geselecteerde 5 × 5 km receptorpunten

Omcirkeld: receptoren gebruikt voor histogrammen

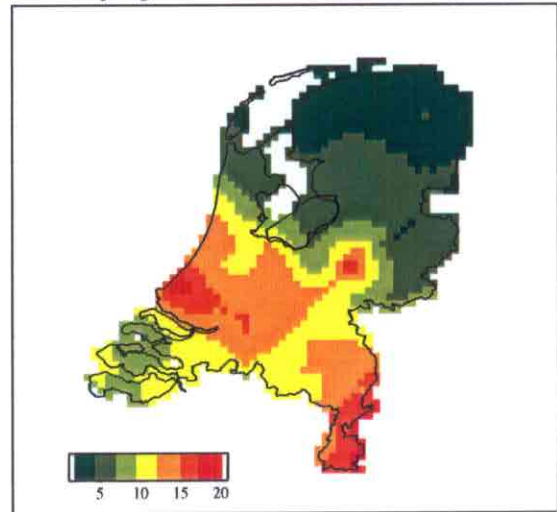


NO-concentraties 1992 in Nederland

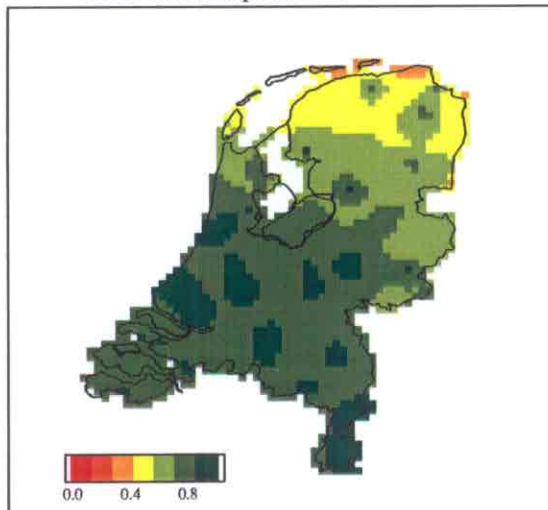
Figuur 5.2 : Jaargemiddelde gemeten NO-concentratie (ug/m3)



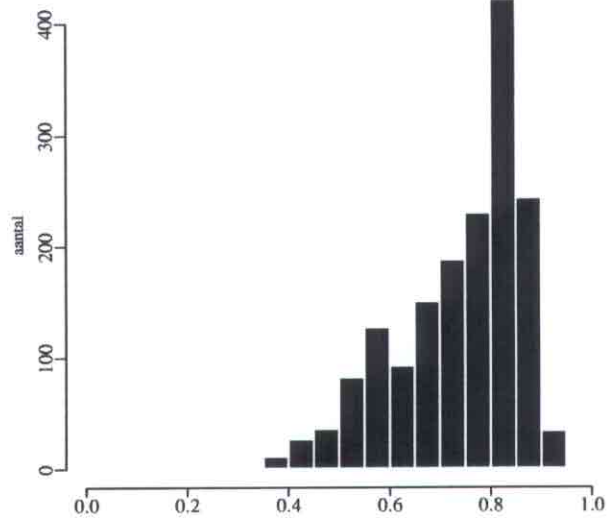
Figuur 5.3 : Interpolatie op 5x5 km grid van jaargemiddelde NO-concentratie (ug/m3)



Figuur 5.4 : Betrouwbaarheidsfactor voor interpolatie NO-concentratie

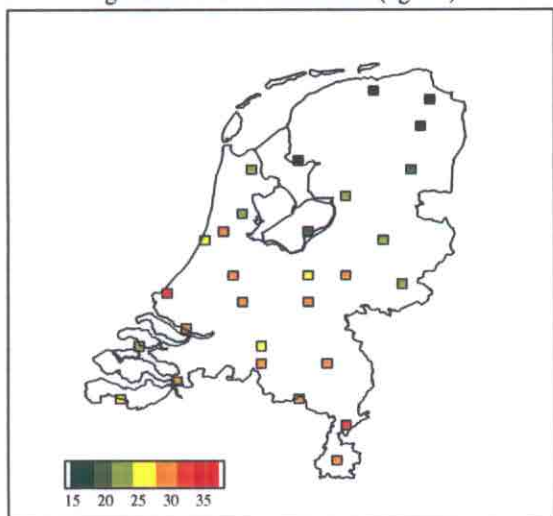


Figuur 5.5 : Histogram betrouwbaarheidsfactor voor interpolatie NO-concentratie

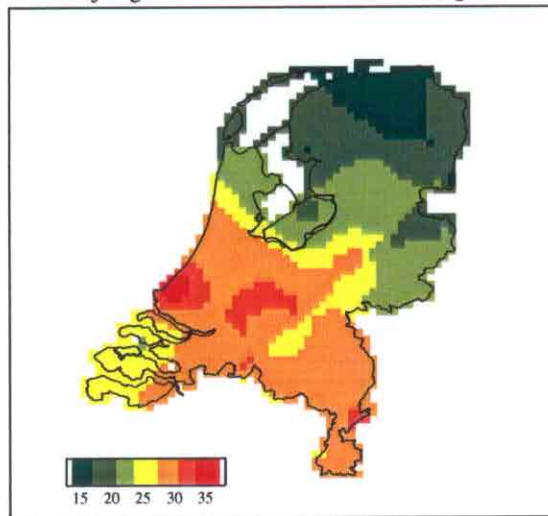


NO₂-concentraties 1992 in Nederland

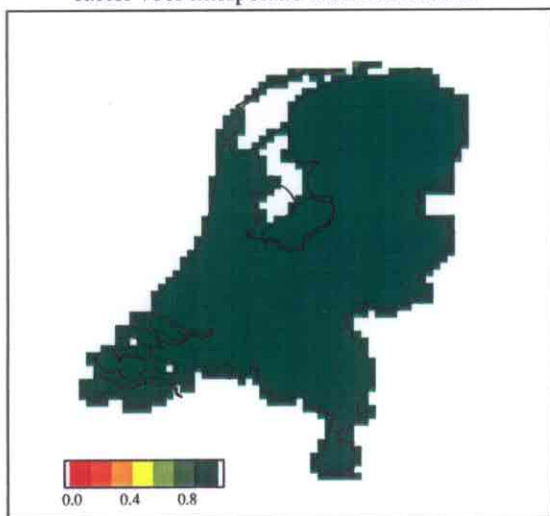
Figuur 5.6 : Jaargemiddelde gemeten NO₂-concentratie (ug/m³)



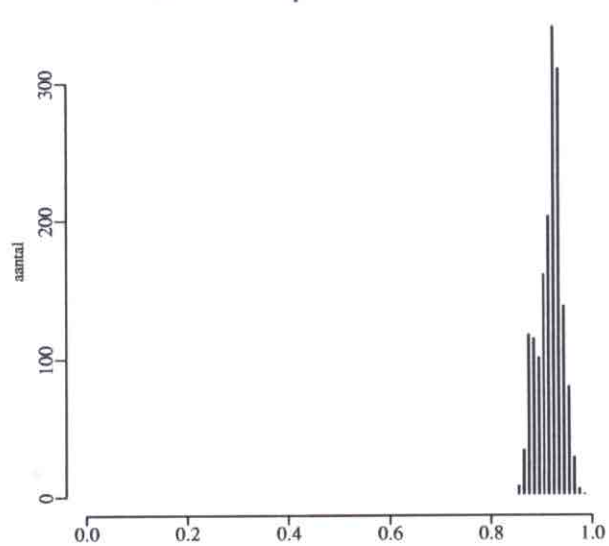
Figuur 5.7 : Interpolatie op 5x5 km grid van jaargemiddelde NO₂-concentratie (ug/m³)



Figuur 5.8 : Betrouwbaarheidsfactor voor interpolatie NO₂-concentratie

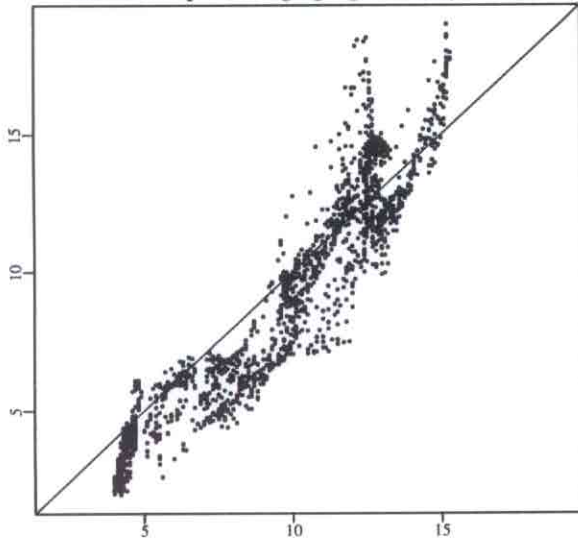


Figuur 5.9 : Histogram betrouwbaarheidsfactor voor interpolatie NO₂-concentratie

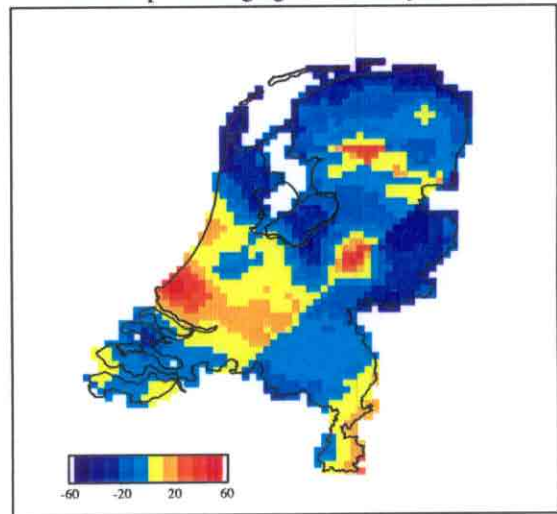


Vergelijking van de voorspellingsmethodes
voor NO- en NO₂-concentraties 1992 in Nederland

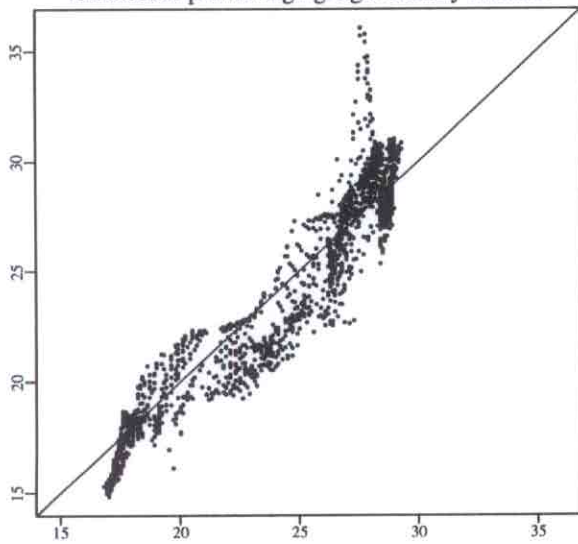
Figuur 5.10 : Voorspelde NO-concentratie (ug/m³)
van median-polish kriging tegen density distance



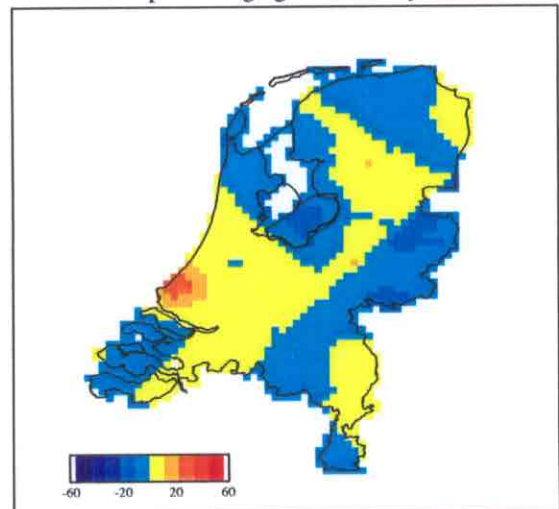
Figuur 5.11 : NO, procentuele afwijking van
median-polish kriging t.o.v. density distance



Figuur 5.12 : Voorspelde NO₂-concentratie (ug/m³)
van median-polish kriging tegen density distance

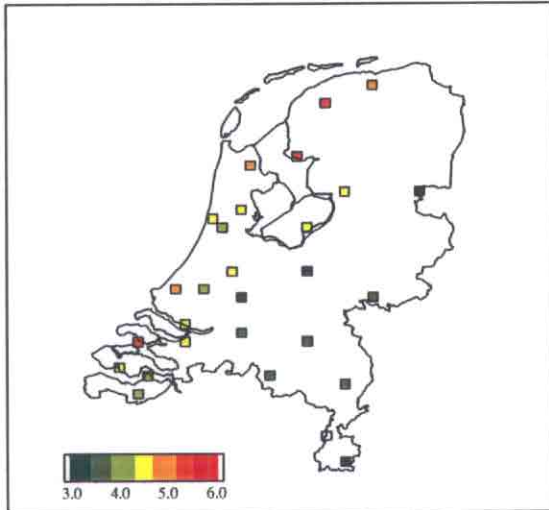


Figuur 5.13 : NO₂, procentuele afwijking van
median-polish kriging t.o.v. density distance

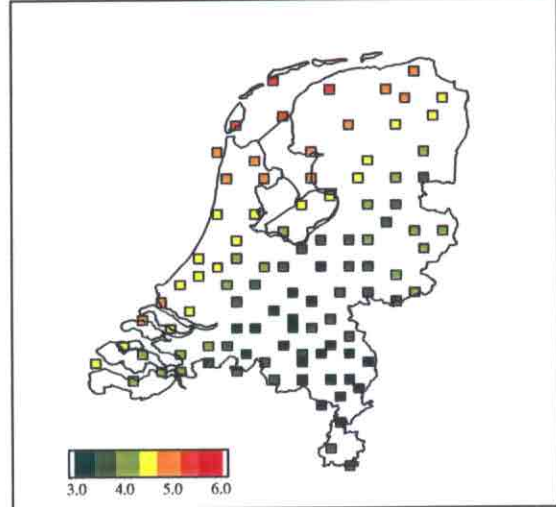


Windsnelheden 1992 in Nederland

Figuur 5.14 : Jaargemiddelde gemeten windsnelheid (m/s)



Figuur 5.15 : median-polish interpolatie op 100 receptor punten van jaargemiddelde windsnelheden (m/s)



Figuur 5.16 : Histogram van de median-polish residuen van windsnelheden (m/s)

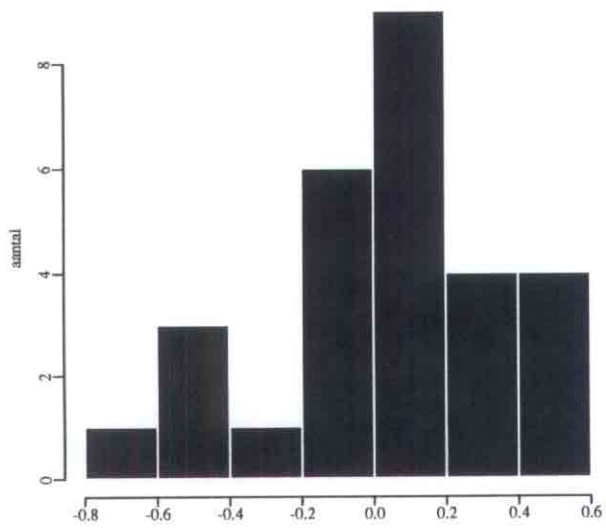


Fig. 5.17: OPS met emissievariatie: histogram van de NH_3 concentratie

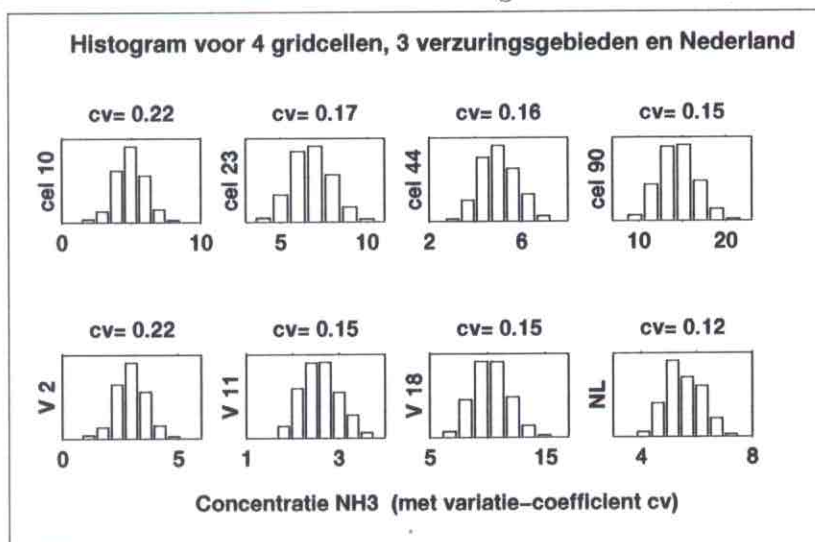


Fig. 5.18: OPS met emissievariatie: histogram van de betrouwbaarheidsfactoren per gridcel, met percentielen, voor de NH_3 concentratie

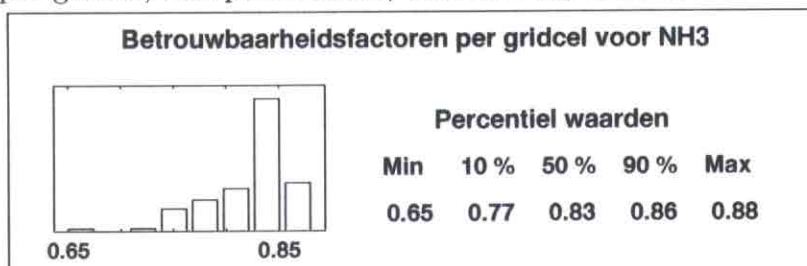


Fig. 5.19: OPS met emissievariatie: histogram van de betrouwbaarheidsfactoren per gridcel, met percentielen, voor de NH_4 -aërosol concentratie

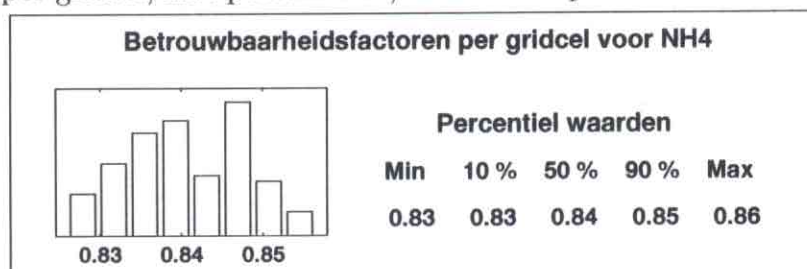


Fig. 5.20: Betrouwbaarheidsfactoren voor de NH_x concentraties in gridcellen

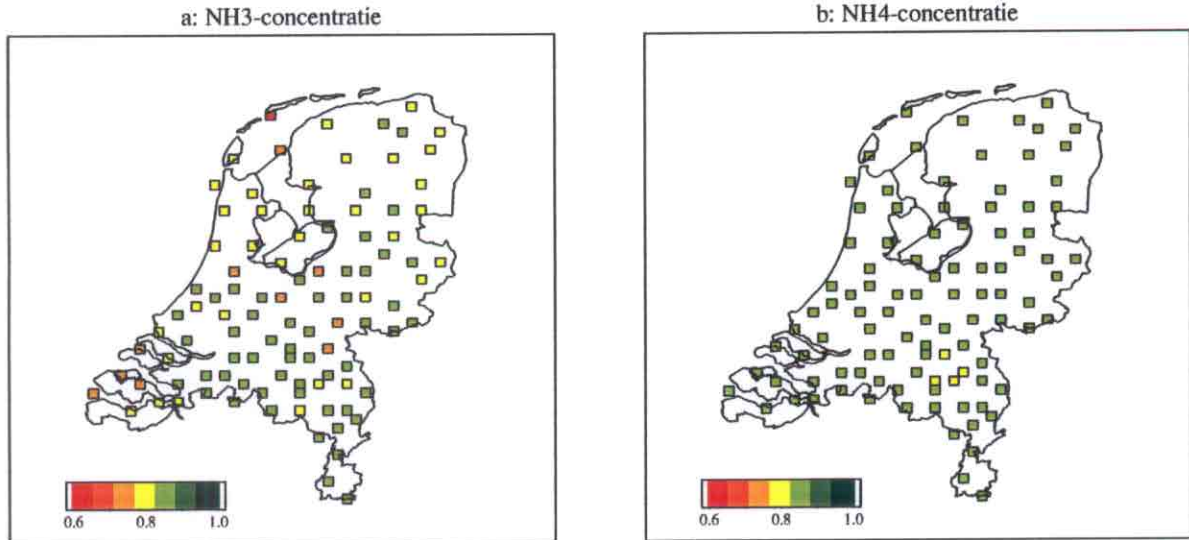


Fig. 5.21: Betrouwbaarheden voor de NH_x concentraties voor verzuringsgebieden en Nederland totaal

Geschaald t.o.v. y^o . 68 % betrouwbaarheidsinterval in groen
 Nominale waarden y^o (o) in blauw en geometrisch gemiddelden (x) in rood.
 In cijfers: nominale waarden en betrouwbaarheidsfactoren

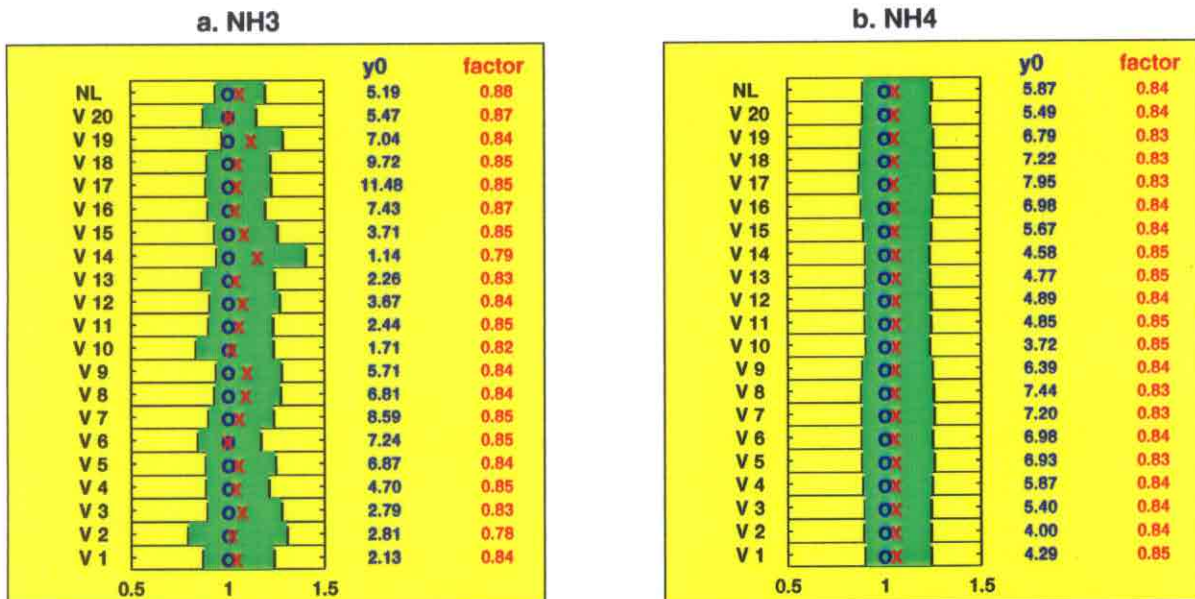


Fig. 5.22: Histogrammen van de droge NO₂-depositieflux (mol/(ha·j))

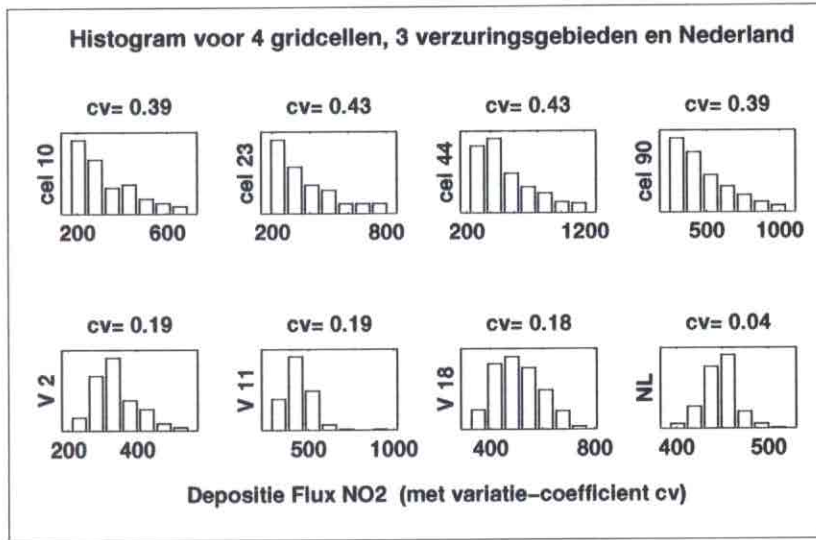


Fig. 5.23: Histogrammen van de droge NO_y-depositieflux (mol/(ha·j))

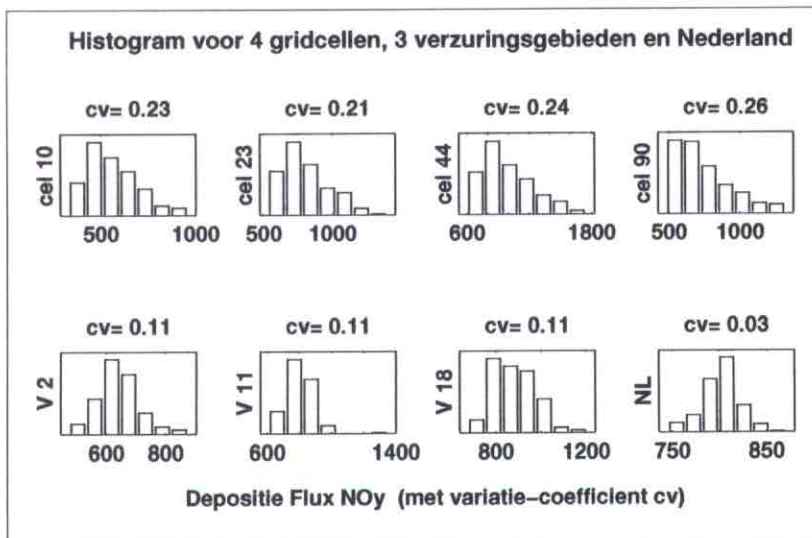


Fig. 5.24: Betrouwbaarheidsfactoren van de droge NO_y-depositieflux

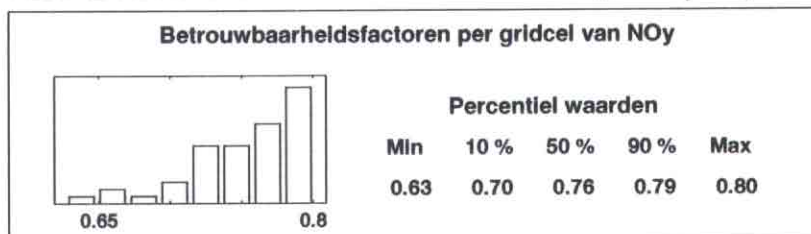


Fig. 5.25: Histogrammen van de droge NH_x -depositieflux (mol/(ha·j))

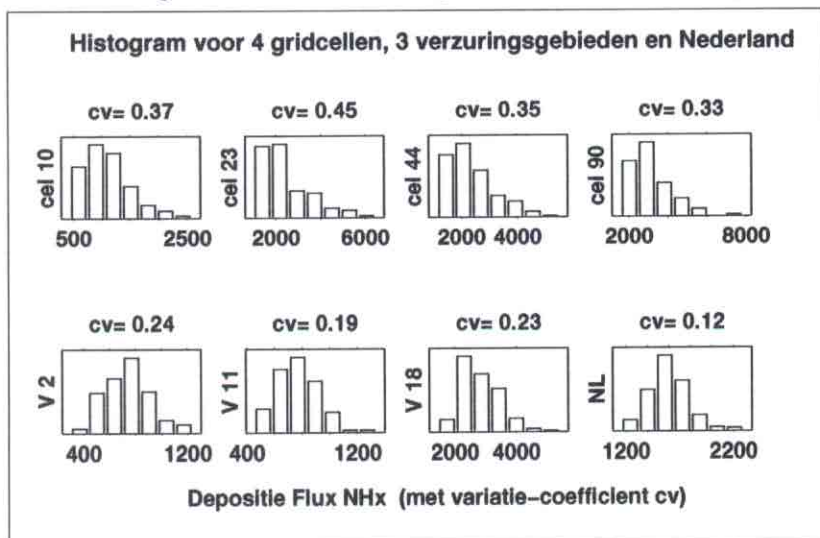


Fig. 5.26: Betrouwbaarheidsfactoren van de droge NH_x -depositieflux

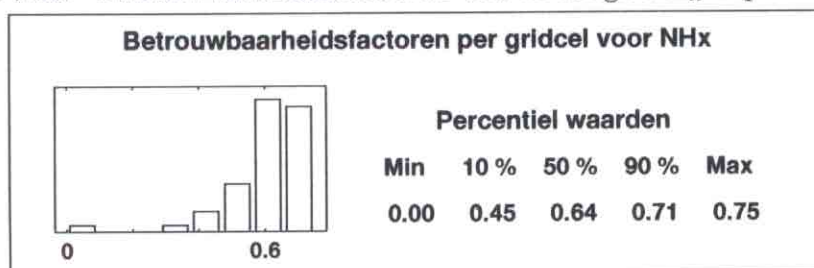


Fig. 5.27: Histogrammen van de droge N-depositieflux (mol/(ha·j))

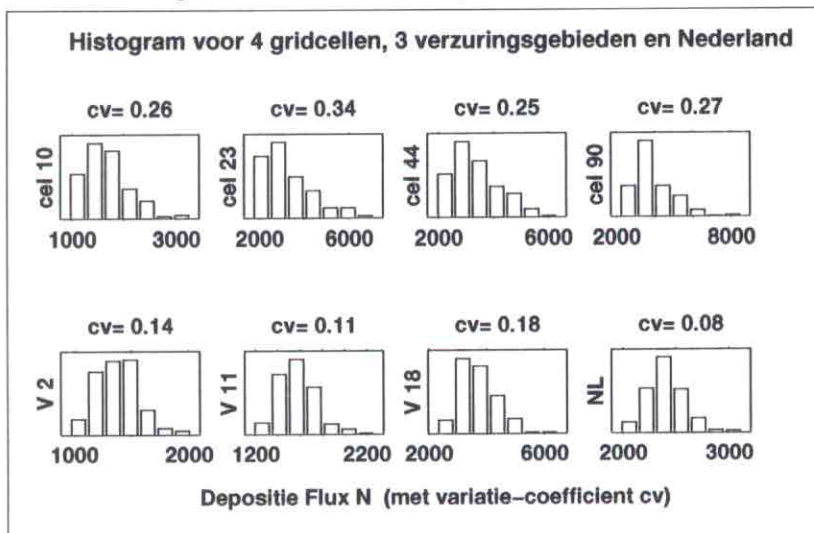


Fig. 5.28: Betrouwbaarheidsfactoren van de droge N-depositieflux

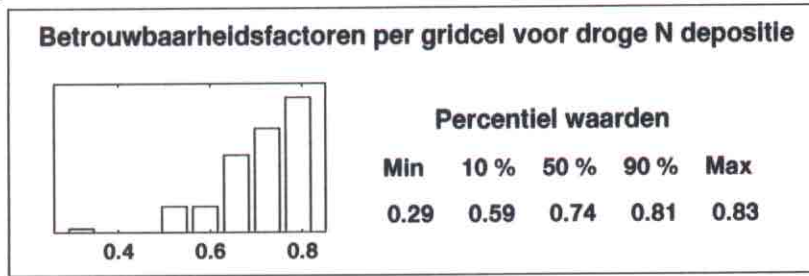


Fig. 5.29: Betrouwbaarheidsfactoren voor de droge depositieflux per gridcel

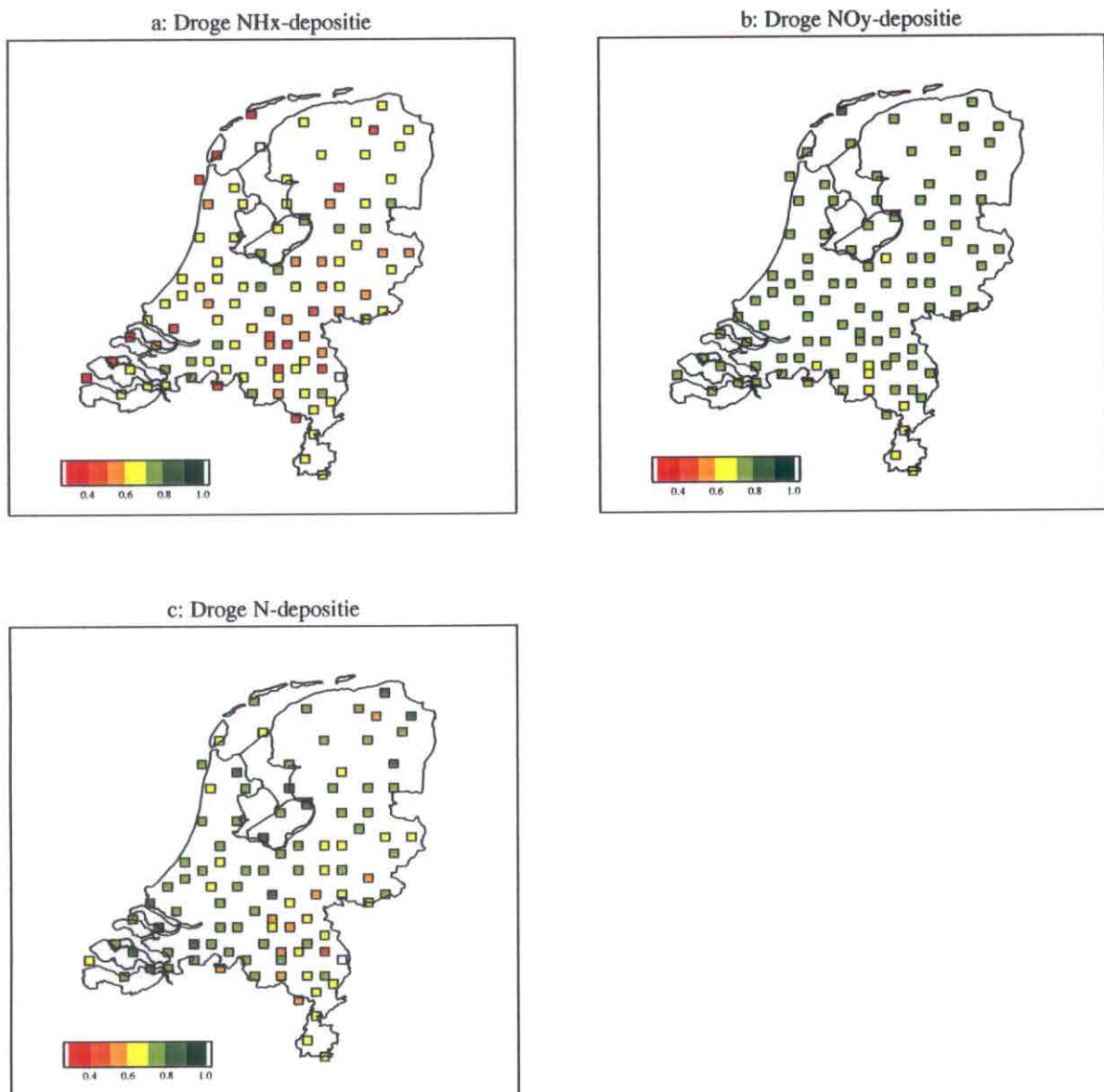
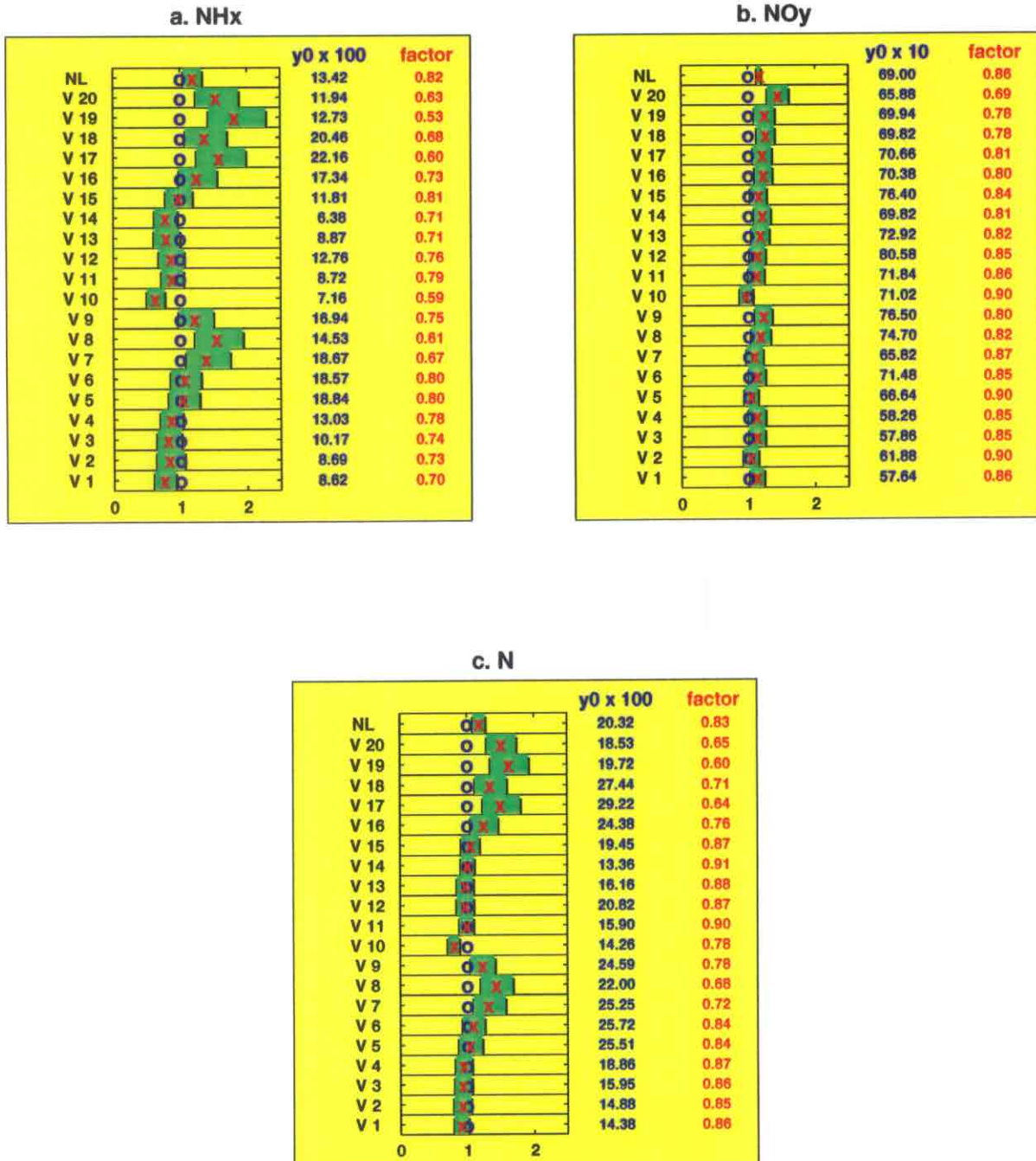


Fig. 5.30: Betrouwbaarheden voor de droge depositiefluxen voor verzuringsgebieden en Nederland totaal

Geschaald t.o.v. y^0 . 68 % betrouwbaarheidsinterval in groen
 Nominale waarden y^0 (o) in blauw en geometrisch gemiddelden (x) in rood.
 In cijfers: nominale waarden en betrouwbaarheidsfactoren



6 Nitraat in ruw water

J.C.H. van Eijkeren, B.J. de Haan (CWM), M.J.H. Pastoors, L.J.M. Boumans (LBG)

6.1 Inleiding

Op de zandgronden van Nederland voorzien freatische winplaatsen in de behoefte aan drinkwater. Het betreft winningen waarbij het op te pompen water direct vanaf het maai-veld wordt aangevuld. Onder *ruw water* wordt het niet voorbehandelde water in de win-putten verstaan. Door de toename van het mestgebruik, het uitrijden van stalmest en ook door in ongereede geraakte riolen en zinkputten is de nitraatconcentratie in het grondwater sinds 1950 toegenomen. Dit heeft zulke vormen aangenomen, dat met het oog op de volksgezondheid enkele winplaatsen van overheidswege zijn gesloten. Het is waarschijnlijk dat ook in de toekomst winplaatsen moeten worden gesloten of dat er meer zuive-ringsinstallaties moeten worden gebouwd.

Het RIVM maakt prognoses over de kwaliteit van het ruwe water van elk van de winplaat-sen op routine-basis. De uitkomsten van dat onderzoek worden jaarlijks opgenomen in de milieu-balans. Dit hoofdstuk richt zich op de betrouwbaarheid van de gepresenteerde prog-noses. Daartoe is voor twee van de 112 winplaatsen in Nederland een analyse uitgevoerd. De prognoses zijn gebaseerd op de uitspoeling vanuit de bodem en op de onttrekking van het grondwater. Beide berekeningen hebben het zogenaamde nuttige neerslag-overschot als parameter. Omdat de onzekerheden in de twee berekeningen via de nuttige neerslag gecorreleerd zijn, zijn deze twee stappen in de berekeningsketen in één keer geanalyseerd. De schattingen van de nitraatuitspoeling komen afhankelijk van het bodemgebruik op af-zonderlijke manieren tot stand. De uitspoeling vanaf bouw- en weilanden wordt geschat met een empirisch model (Van Drecht, 1993^a; 1993^b). In de schema's van de figuren 2.1 en 2.3 is dit aangegeven met de schakel "NLOAD". De uitspoeling vanaf bos- en heidegrond volgt uit een regressiemodel (Boumans, 1994). Dit model relateert de uitspoe-ling aan atmosferische depositie van ammoniak. Het staat in de schema's aangegeven als "BOSMODEL". De uitspoeling onder stedelijke gebieden wordt geschat op grond van waarnemingen uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (Van Duijvenbooden *et al.*, 1989). Zie in de schema's de schakel "LMG".

Het uiteindelijke nitraatgehalte in ruw water wordt geschat met behulp van een numeriek hydrologisch model (Beugelink en Mülschlegel, 1989). Dit model berekent bij gegeven onttrekkingsdebiet en nuttige neerslag het transport van grondwater naar de winplaats. Het is van belang te weten wat de herkomst, zowel in plaats als tijd, van het onttrokken water is. Grondwater afkomstig van bouwlanden heeft een hoger nitraatgehalte dan grondwater afkomstig van een perceel bos. Grondwater van een recenter datum heeft een hoger nitraatgehalte dan van vroeger datum. In de schema's is deze schakel aangeduid met "FLOPZ1".

In 6.2 volgt een korte beschrijving van de twee te analyseren winplaatsen. In 6.3 worden de onzekerheden besproken van de onderscheiden schakels van de keten. Het blijkt dat zowel de nitraatconcentratie van het freatische water als de hydrologie van het wingebied afhankelijk is van het nuttige neerslagoverschot. Dat veroorzaakt een correlatie tussen de opeenvolgende schakels. De gekoppelde onzekerheid met betrekking tot dit overschot komt in 6.4 aan de orde, waarna in 6.5 conclusies volgen.

6.2 Wingebieden

Twee wingebieden zijn in beschouwing genomen. Het ene, Beerschoten, kenmerkt zich door een vrij homogeen bodemgebruik, het ander, Lochem, juist door een heterogeen bodemgebruik. Verwacht wordt dat de onzekerheid in de voorspelde nitraatconcentratie ten gevolge van de variatie in de grondwateraanvulling (ook wel aangeduid als: nuttige neerslag, neerslagoverschot) in het laatste geval groter zal zijn dan in het eerste. Dit komt omdat de geometrie van het intrekgebied, dat is de verzameling punten aan het maaiveld van waaruit stroombanen naar de put lopen, varieert met de hoeveelheid nuttige neerslag. Het intrekgebied is groter bij lager neerslagoverschot en *vice versa*. Bij een heterogeen bodemgebruik kan het voorkomen dat een verontreinigende bron juist wel of niet tot het intrekgebied behoort.

Hier volgen enige kenmerken van de intrekgebieden Lochem en Beerschoten.

Lochem

De winplaats Lochem van de Waterleiding Maatschappij Oostelijk Gelderland ligt in de Achterhoek, aan de voet van een stuwheuvel. Een deel van het intrekgebied van de winning is gelegen in stedelijk gebied. In de voorbije jaren is een stijging van het nitraatgehalte meetbaar van het op de winplaats onttrokken water. Deze stijging houdt verband met de overbemesting van een aantal landbouwpercelen rondom Lochem. Het pompstation Lochem onttrekt per jaar ca. 2,5 miljoen m³ grondwater aan de bodem.

Beerschoten

Het pompstation Beerschoten van het Waterleidingbedrijf Midden Nederland ligt op een stuwheuvel, de Utrechtse Heuvelrug. Op de Utrechtse Heuvelrug wordt op grote schaal grondwater onttrokken. De pompstations zijn in hoofdzaak langs de randen van de heuvelrug gesitueerd. Vooral de grondwateronttrekkingen in het noorden en het noordwesten van het gebied beïnvloeden elkaar. Het betreft hier de onttrekkingen te Amersfoort, Soestduinen, Soest, Bilthoven, Zeist en Beerschoten. De vorm van het intrekgebied van de afzonderlijke winningen is derhalve afhankelijk van de plaats en de grootte van de betreffende onttekening. Het pompstation Beerschoten onttrekt 8 miljoen m³ grondwater per jaar, waarvan 6 miljoen m³ uit het freatisch watervoerende pakket. Het overgrote deel van het gebied dat tot het intrekgebied van de winning Beerschoten gerekend wordt, bestaat uit naald- en loofbos.

6.3 Onzekerheden van de afzonderlijke schakels

6.3.1 Nitraatuitspoeling onder bouw- en weiland

De schatting van de uitspoeling onder bouw- en weiland geschiedt met NLOAD (Van Drecht, 1993^a; 1993^b). Dit model berekent de stationaire uitspoeling, gegeven de emissie in de vorm van mestgift.

Input van het model is de totale jaarlijkse bemesting per gemeente, grondsoort en gewasgroep. Deze bemesting is wat betreft de stikstofbelasting uitgesplitst in kunstmest, beweidingsbemesting en drijfmest in de vorm van minerale, organisch snel afbreekbare en organisch langzaam afbreekbare mest. Deze input wordt op grond van empirische relaties

vertaald in de uitspoeling van nitraat. Door deze uitspoeling te delen door de jaarlijks gemiddelde grondwateraanvulling van het freatische water volgt de nitraatconcentratie. Deze concentratie wordt gebruikt als invoer voor de module die het verdere transport naar de winplaats berekent.

In een vergelijkend modellenonderzoek (Van Drecht *et al.*, 1991) zijn de modelresultaten van NLOAD geëvalueerd door de berekende uitspoeling te vergelijken met veldgegevens van proefvelden. Het betreft de resultaten voor weiland en maïs op zandgrond. Als y_i^* de gemeten uitspoeling voorstelt en y_i^0 de berekende, dan wordt voor deze omstandigheden de betrouwbaarheidsfactor gedefinieerd door (zie Hoofdstuk 3)

$$B = \exp \left[- \sqrt{N^{-1} \sum_{i=1}^N \ln^2(y_i^0 / y_i^*)} \right] \quad (6.1)$$

Merk op dat bij deze *externe* betrouwbaarheid niet sprake is van één "ware" waarde, maar van meer. Dit komt omdat verschillende omstandigheden -weiland, maïsbouw en verschillende bemestingsregimes- zijn bemonsterd. Toepassing op de data gepresenteerd in (Van Drecht, 1993^b, blz. 25 fig. 3.1) geeft voor de betrouwbaarheid in het geval van weide op zandgrond $B = 0.70$ (zie Appendix). Hierbij is echter geen rekening gehouden met het feit dat de lokale omstandigheden in deze studie beter bekend zijn dan in het algemene geval. Toepassing op *ibid.* fig 3.2, met uitzondering van de gegevens van de lysimeters die minder representatief zijn voor veldsituaties, geeft voor de betrouwbaarheid van maïs op zandgrond $B = 0.45$ (zie Appendix). Uit *ibid.* fig. 3.2 blijkt een groot deel van deze betrouwbaarheid te worden veroorzaakt door een systematische fout: de gemeten uitspoeling is over het algemeen ruwweg een factor twee maal hoger dan de berekende. Als de berekende waarden twee maal zo groot genomen worden dan blijkt de betrouwbaarheidsfactor toe te nemen tot $B = 0.75$.

Voor de situatie in intrekgebied Lochem moet nog de betrouwbaarheid van de modeluitkomst voor andere akkerbouw dan maïs bepaald worden. Deze akkerbouw vindt voornamelijk plaats op klei-achtige gronden. Dit is gedaan door de *interne* betrouwbaarheid te bepalen van de NLOAD modelberekeningen. De modelparameters die gevarieerd zijn betreffen een classificatie van bodem naar gemiddelde hoogste en laagste grondwaterstand (de grondwatertrap), een uitspoelingsfactor die gerelateerd is aan de grondwatertrap, een uitspoelingsfactor die gerelateerd is aan bodemsoort en bodemgebruik en de jaarlijkse totalen aan toegepaste minerale mest. Voor de toepassing van mest werd een betrouwbaarheidsfactor van $B = 0.8$ gehanteerd. De zodanig (zie Appendix) verkregen betrouwbaarheidsfactor is $B = 0.48$.

De betrouwbaarheid van de door NLOAD bepaalde uitspoeling op een vierkant van 500 x 500 m wordt verkregen door de afzonderlijke betrouwbaarheden gewogen naar relatief oppervlak van landbouwtoepassing met elkaar te combineren volgens

$$B = \exp \left[- \sqrt{\omega_{wei}^2 \cdot \ln^2(B_{wei}) + \omega_{mais}^2 \cdot \ln^2(B_{mais}) + \omega_{akker}^2 \cdot \ln^2(B_{akker})} \right] \quad (6.2)$$

Hierbij stellen de ω 's de relatieve oppervlakten voor. Doordat de fouten voor de 3 typen agrarisch gebruik onafhankelijk zijn verondersteld, middelen ze elkaar uit en verkrijgt men

$B = 0.72$. Dit getal moet als een bovengrens aan de betrouwbaarheid worden geïnterpreteerd.

Merk op dat het hier een hybride betrouwbaarheid betreft doordat externe en interne betrouwbaarheden met elkaar gecombineerd zijn. Bovendien zorgt het gedeeltelijk systematische karakter van de betrouwbaarheid voor maïs voor een tweede hybridisatie: willekeurige en systematische fouten zijn bij elkaar genomen.

6.3.2 Nitraatuitspoeling onder bos en heide

In Boumans (1994) is door middel van regressie-analyse een verband vastgelegd tussen in het winterseizoen '89-'90 gemeten nitraatconcentraties onder bospercelen op zandgrond en de jaargemiddelde atmosferische depositie van ammoniak op die percelen in 1987. Naast deposities zijn ook vegetatiekenmerken en bodemtype in het model opgenomen. Hoewel het verband significant is, blijken niet verklaarde variaties zo groot te zijn dat slechts 40% van de waargenomen variaties verklaard wordt. Het model wordt onder andere gebruikt voor een schatting van het *percentage* aan totaal bosoppervlak op zandgrond dat normoverschrijdend is, zonder een uitspraak te doen over de *locatie* van overschrijding. Wordt het model aangewend voor de lokale schatting van concentraties onder bos of heide, dan is de betrouwbaarheidsfactor $B = 0.40$. Deze waarde is verkregen door de verhouding van boven- en ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval t.o.v. de gemiddelde concentratie binnen een vierkant van 500 x 500 m gelijk te stellen aan B^4 (zie hoofdstuk 3 voor de rationale hiervan).

6.3.3 Nitraatuitspoeling onder stedelijk gebied

Voor de uitspoeling van nitraat onder stedelijk gebied zijn metingen noch modellen beschikbaar. Er zijn echter pompstations die een groot gedeelte van hun intrekgebied daaronder hebben (bijvoorbeeld pompstation Zeist). Indien nodig wordt de uitspoeling geschat op grond van metingen uit het LMG. Deze metingen betreffen niet het freatische water, maar water in daaronder gelegen watervoerende lagen. Aan deze schattingen moet grote onzekerheid worden toegekend. Omdat in de analyses in dit hoofdstuk stedelijk gebied nauwelijks van belang is, komt de problematiek van nitraat in verband met stedelijk gebied niet verder aan de orde. Wel is de betrouwbaarheid van nitraatconcentraties in het diepe grondwater afgeleid, om deze met die in het bovenste grondwater te kunnen vergelijken. Per 4 x 4 km vierkant is deze gemiddeld 0.61 (Pebesma en De Kwaadsteniet, 1994).

6.3.4 Transport van nitraat naar een winput

Het transport van nitraat naar een winput (Beugelink en Mülschlegel, 1989) wordt gemodelleerd met behulp van de FLOP (FLOW Pattern) programmatuur (Van den Akker, 1982). Impliciet wordt hierbij verondersteld dat transport uitsluitend door advectie wordt veroorzaakt, d.w.z. dat het opgeloste nitraat mee beweegt met het door de put opgepompte water. Diffusie en hydrodynamische dispersie worden verwaarloosd. Deze processen hebben een vervlakkend effect in de zin dat concentratiegradiënten worden uitgesmeerd. Het nitraat wordt in de berekeningen als conservatieve stof beschouwd en er wordt dientengevolge geen rekening gehouden met afbraak. Dat is incorrect als er pyriet of organische stof in de

bodem zit. Afbraak zal de cumulatieve doorbraak doen verminderen.

De stroombanen waarlangs het nitraat zich in de richting van de put beweegt zijn berekend met de module FLOPZI (Lieste, 1989). Daarbij wordt uitgegaan van een vereenvoudigende schematisatie van de hydrologische situatie. Er is slechts één watervoerende laag met een volkomen put, d.w.z. de onttrekking geschiedt over de gehele hoogte van de watervoerende laag, waardoor het stromingsprobleem 2-dimensionaal wordt. Alle hydrologische parameters, zoals doorlatendheid, porositeit en grondwateraanvulling zijn homogeen en isotroop verondersteld. Het concept van homogene aanvulling is niet consistent met de berekening van de uitgespoelde nitraatconcentratie, waar het neerslagoverschot afhangt van bodemtype en -gebruik. In het laatste geval is de nuttige neerslag dus niet homogeen over het wingebied verdeeld.

De wateraanvulling is een belangrijke parameter omdat deze, bij gegeven pompdebit, de geometrie van het intrekgebied bepaalt. Deze parameter wordt geschat op grond van onder andere het isohypsenbeeld (iso-lijnen van gelijke stijghoogten) rondom het wingebied (Velling, 1988). Deze schatting staat los van de schatting die gebruikt wordt om de concentratie van het uitgespoelde nitraat te berekenen: voor Lochem betreft het een eenmalig bepaald isohypsenbeeld uit een bepaald jaar, voor Beerschoten betreft het een gemiddeld isohypsenbeeld over een langere periode. Wat betreft de geometrie van het intrekgebied wordt ook geen rekening gehouden met oppervlaktewater: sloten, sprengen en beken beïnvloeden het stromingspatroon omdat een gedeelte van de grondwateraanvulling ermee wordt afgevoerd. De onzekerheid in deze parameter staat *niet los van de nitraatconcentratie*: een grotere aanvulling leidt tot lagere concentraties en omgekeerd.

Het blijkt moeilijk te zijn om tot realistische schattingen te komen van de betrouwbaarheid met betrekking tot alleen al de *schematisatie* van hydrologie en transport, zoals in de voorgaande alinea's is beschreven. Deze is bij de onzekerheidsanalyse derhalve als zeker gegeven beschouwd. Wat betreft de onzekerheid in de *modelparameters* zijn de wateraanvulling en de bodemporositeit gevarieerd. De eerste is bepalend voor de geometrie van het intrekgebied (en de nitraat concentratie) en de tweede bepaalt de verblijftijd in de bodem, ofwel de tijd van aankomst in de winput. Consistent met de aanname dat de grondwateraanvulling homogeen is, zijn, bij de variatie van de nominale waarde hiervan, de nominaal uitgespoelde nitraatconcentraties homogeen over het intrekgebied gevarieerd. Dit is gedaan door alle nominale waarden van het concentratieveld te vermenigvuldigen met het quotiënt van nominale en actuele neerslag. Zodoende zijn alle rekenvierkanten van 500 x 500 m maximaal gecorreleerd. Het blijkt dat de betrouwbaarheidsfactor $B = 0.86$ (is zie Appendix).

6.4 Onzekerheid van de totale keten

Bij de overdracht van informatie over de nitraatuitspoeling naar de transportmodule spelen twee zaken een rol: een classificatie van concentratiewaarden en het nuttige neerslagoverschot.

De bedoeling van de berekeningen met betrekking tot "nitraat in ruw water" is inzicht te verkrijgen omtrent het tijdsverloop van de opgepompte nitraatconcentratie. Bij deze berekeningen is, wat de toekomstige belasting op landbouwgebieden betreft, rekening gehouden met een vast te stellen landbouwsценario. Vanwege de verblijftijd in de bodem moest ook een realistisch "verleden scenario" worden geschat. Om te voorkomen dat een oneindige verzameling mogelijke belastingen, afhankelijk van het huidige belastingsniveau, moest worden gegenereerd, is besloten om de concentratie niveaus in te delen in twintig klassen

en aan iedere klasse een verleden en toekomstig scenario toe te kennen (Beugelink & Mülschlegel, 1989). Echter, bij deze indeling gaat de informatie of het uitspoeling betreft onder stedelijk gebied, bos- en heidegrond of agrarisch aangewende grond totaal verloren. De scenario's zijn uitsluitend toegekend aan een bepaald concentratieniveau, waardoor in feite alle grond als voor agrarische doeleinden gebruikt wordt beschouwd. Hierbij is vervolgens niet gediscrimineerd tussen wei- en bouwland. De daardoor veroorzaakte onzekerheid in de modeluitkomsten is niet onderzocht.

Bij de berekening van de stroombanen waarlangs het transport plaatsvindt wordt voor de intrekperiode en het gehele intrekgebied uitgegaan van één waarde voor het nuttige neerslagoverschot. Het intrekgebied wordt bepaald op grond van die ene waarde. De berekende concentraties in het freatisch water zijn verkregen door de uitgespoelde hoeveelheid nitraat in (kg/ha/j) te delen door het nuttig neerslagoverschot afhankelijk van weerdistrict (7 districten), bodemgebruik en bodemtype. Daarin zit een inconsistentie: de concentratie uitgerekend uitgaande van de ene, voor het gehele intrekgebied geldende, grondwateraanvulling zal i.h.a. verschillen van de daadwerkelijk berekende. Bovendien is niet gegarandeerd dat de totale neerslag over het gebied voor transportberekeningen gelijk is aan het totaal voor de berekende uitspoeling. De daardoor veroorzaakte onzekerheid in de modeluitkomsten is niet onderzocht.

De onzekerheidsanalyse is beperkt tot het bereikte maximale concentratie niveau. In beide wingebieden wordt dit op het eind van de simulatietijd, 2100 A.D., bereikt. De porositeit speelt hier nog steeds een rol en is derhalve als onzekere parameter opgenomen in de analyse.

Omdat de onzekerheid in de grondwateraanvulling een dominante invloed blijkt te hebben op de totale ketenonzekerheid is ook deze parameter in de analyse meegenomen. Voor wat betreft de in het freatisch water uitgespoelde concentratie is gedaan alsof, met betrekking tot de nuttige neerslag, deze zijn berekend op grond van de nominale waarde gebruikt in FLOPZ1. Omdat de concentratie volgt uit de uitspoeling gedeeld door de nuttige neerslag, zijn voor iedere variatie van die neerslag de verkregen invoerconcentraties vermenigvuldigd met de nominale waarde en gedeeld door de gesimuleerde.

De invoerconcentratievelden zijn gevarieerd met behulp van random trekkingen uit de lognormale verdeling met voor iedere 500 x 500m gridcel de nominale concentratie als mediaan en als variatiecoëfficiënt $\exp(-B)$. B is 0.72 voor landbouw en 0.40 voor bos. Ruimtelijke correlatie tussen de 500 x 500 m gridcellen is daarbij verondersteld verwaarloosbaar te zijn. Ieder gegenereerd invoerveld is gecombineerd met één gevarieerde waarde van het nuttige neerslag overschot (zie Appendix).

Op deze manier is de betrouwbaarheid vastgesteld op $B = 0.79$ voor het intrekgebied Lochem en $B = 0.52$ voor het intrekgebied Beerschoten. Voor Beerschoten blijkt de nominale waarde links in de gegenereerde verdeling te liggen. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat het verhogen van concentratiewaarden een grotere invloed heeft op het concentratieniveau in de winput dan het verlagen.

6.5 Conclusies

In Figuur 6.1 zijn de betrouwbaarheidsfactoren schematisch weergegeven. Voor nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder natuurgebied op zand is de betrouwbaarheid 0.40. Voor agrarisch gebied, waaronder veel hogere nitraatconcentraties worden waargenomen, is de betrouwbaarheid vastgesteld op 0.72. Dit getal moet echter als

een bovengrens worden geïnterpreteerd. Daarom wordt in het slothoofdstuk als gemiddelde waarde voor een willekeurige 500 x 500 m gridcel de waarde 0.4 aangehouden, met de kanttekening dat de betrouwbaarheid in agrarisch gebied vermoedelijk wat hoger ligt.

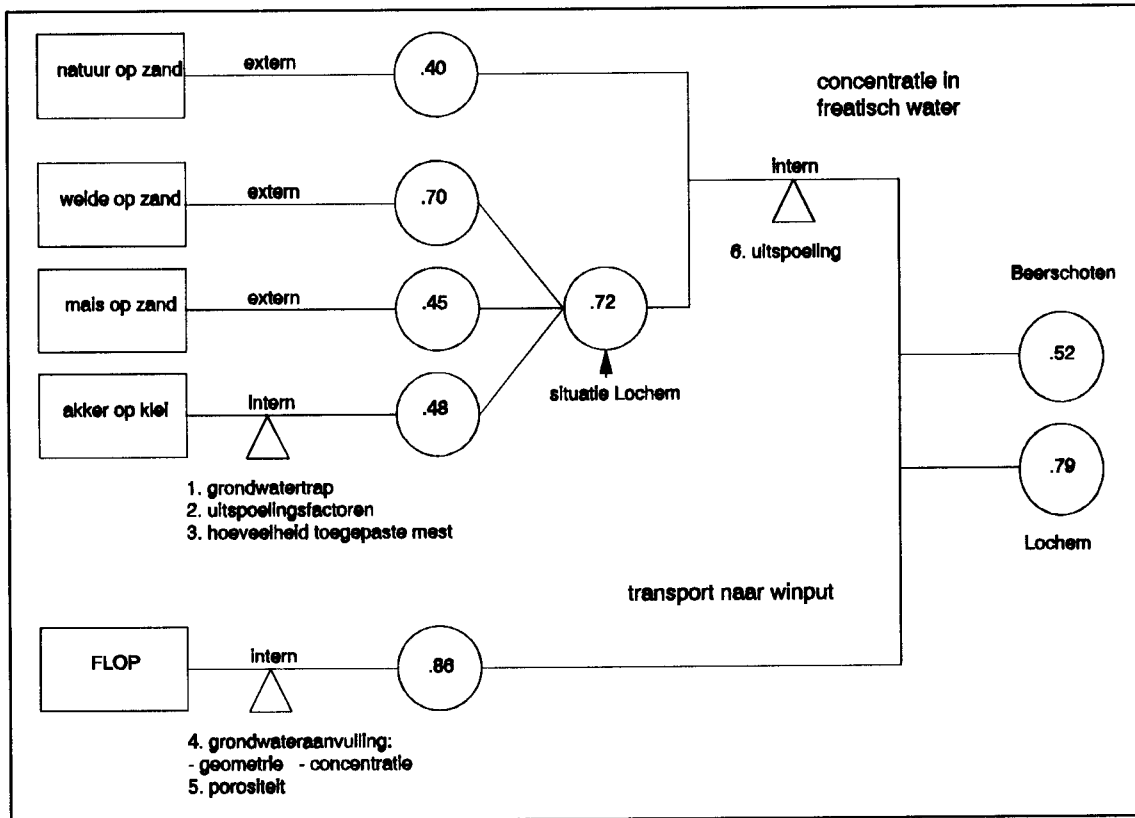
De betrouwbaarheid van nitraat in ruw water verschilt sterk tussen de twee onderzochte wingebieden. De vooronderstelling dat de betrouwbaarheid voor een homogeen in-trekgebied groter zal zijn dan voor een inhomogeen blijkt niet te gelden. Dat komt omdat juist in dit homogene gebied de uitspoeling naar freatisch water minder betrouwbaar is dan in het inhomogene gebied.

Bij de betrouwbaarheidsanalyse van de totale keten "Nitraat in ruw water" blijkt dat niet alleen onzekerheid in parameterwaarden van belang is. Aspecten die ook een rol spelen zijn classificatie, schematisatie en consistentie bij informatie overdracht. Eén vorm van classificatie, nl. de grondwatertrap, is geanalyseerd.

Het classificatie aspect bij **NLOAD** is van een geheel andere orde dan bij **FLOPZ1**. In het eerste geval is sprake van het toewijzen van één soort type aan een gebied (bodems soort, gewas, grondwatertrap) met alle intrinsieke onzekerheid daaraan verbonden. Alleen de grondwatertrap classificatie is mede geanalyseerd door kansen toe te kennen aan nominale klasse en de daaronder- en -bovenliggende klasse. In het tweede geval (**FLOPZ1**) is een min of meer willekeurige indeling gemaakt waartoe een concentratieniveau exact kan worden toegekend. Echter, hierbij wordt verder gerekend met het klassegemiddelde in plaats van met het actuele concentratieniveau. Onzekerheden met betrekking hiertoe zijn niet in beschouwing genomen.

De uiteindelijke betrouwbaarheden moeten dan ook gezien worden als bovengrenzen voor de actuele betrouwbaarheden. Vandaar dat ook hier weer het laagste getal wordt overgenomen in het afsluitende hoofdstuk.

Figuur 6.1 Ketenschema met betrouwbaarheidsfactoren en gevarieerde parameters en inputs



Appendix

1. Externe betrouwbaarheid weiland op zand.

In de navolgende tabellen overgenomen uit Van Drecht (1993^b) staan de gemeten (y^*) en berekende (y^0) waarden van de uitspoeling van nitraat voor weiland op zand. Toepassing van formule (6.1) levert $B = 0.70$.

y^*	216.	210.	165.	145.	124.	117.	117.	106.	98.8	87.8
y^0	146.	180.	218.	173.	154.	139.	124.	67.5	113.	113.

y^*	85.9	84.1	78.6	73.2	69.5	65.8	62.2	58.5	54.8	47.6
y^0	101.	93.8	105.	75.0	82.5	67.5	93.8	113.	60.0	60.0

y^*	45.7	43.9	43.9	40.2	34.8	29.3	20.1	14.6	12.8	7.3
y^0	46.9	18.8	82.5	33.8	15.0	50.6	18.8	15.0	7.5	7.5

2. Externe betrouwbaarheid maïs op zand.

In de navolgende tabellen staan de gemeten (y^*) en berekende (y^0) waarden van de uitspoeling van nitraat voor maïs op zand. Toepassing van formule (6.1) levert $B = 0.45$. Indien de berekende waarden met twee vermenigvuldigd worden volgt $B = 0.75$.

y^*	253.	229.	209.	197.	190.	152.	150.	145.	141.	138.
y^0	73.1	143.	78.8	71.3	82.5	48.8	107.	71.3	45.0	67.5

y^*	103.	98.3	70.7	60.3	56.9
y^0	56.3	60.0	37.5	37.5	33.8

3. Interne betrouwbaarheid andere akkerbouw op klei.

De schatting van de uitspoeling onder bouw- en weiland geschiedt met het empirische model NLOAD (Van Drecht, 1993^a; 1993^b). Dit model wordt verondersteld de stationaire uitspoeling te berekenen, gegeven de emissie in de vorm van mestgift. Ten behoeve van de onzekerheidsanalyse kan volstaan worden met het volgende vereenvoudigde model.

$$N_t(GT, B, G) = f(GT) \cdot [N_b(B, G) + g(B, G, N_f)N_f(B, G) + N_a(B, G)]$$

Hierin is

- N_t de totale nitraat uitspoeling in (kg/ha/j)
- f een correctiefactor die bodemchemische processen verdisconteert; $0 \leq f \leq 1$
- N_b achtergrond (background) uitspoeling (kg/ha/j) veroorzaakt door o.a. atmosferische depositie
- g een uitspoelingsfactor die effectieve opname verdisconteert; $0 \leq g \leq 1$
- N_f uitspoeling van voor planten beschikbare bemesting (fertilizer) (kg/ha/j)
- N_a uitspoeling t.g.v. niet beschikbare bemesting (additional) (kg/ha/j)

terwijl

- GT een classificatie is naar gemiddelde hoogste en laagste grondwaterstand, genaamd de GrondwaterTrap
- B een bodemclassificatie (zand, klei en veen) is
- G een bodemgebruikclassificatie (wei- en bouwland) is.

Onzekerheidsanalyse van het bovenstaande model is gepleegd met behulp van het pakket UNCSAM (Janssen *et al.*, 1992). Hierbij zijn de bovenstaande modelparameters gevarieerd door met behulp van de Latin Hypercube methode te trekken uit hun aangenomen verdelingen:

- De correctiefactor f hangt van de grondwatertrap af. Dit betreft de classificatie van een bodem. Aangenomen is dat de nominale klasse met 60% kans de werkelijke grondwatertrap representeert en dat er 20% kans is dat de direct voorafgaande respectievelijk opvolgende klasse dat doet. Daartoe is getrokken uit een uniforme distributie van $[0,1]$, waarbij voor een waarde kleiner dan 0.2 de correctiefactor voor de direct voorafgaande klasse in de berekeningen is meegenomen, voor waarden tussen 0.2 en 0.8 de correctiefactor van de nominale klasse en voor waarden groter dan 0.8 die van de direct opvolgende klasse. Daarbovenop zijn de nominale waarden van de factoren zelf nog gevarieerd door deze te vermenigvuldigen met $1 + \varepsilon$, waarbij $\varepsilon \sim N(0,0.04)$, een relatieve fout van 20%.
- Alle andere grootheden zijn, onafhankelijk van elkaar, op dezelfde wijze als de nominale waarden van de correctiefactor f 20% gevarieerd.

De achtergronduitspoeling $N_b = 25$ (kg/ha/j) volgt uit Van Drecht (1993^a), Tabel 2. Voor de twee andere nitraatuitspoelingsniveau's zijn de volgende representatieve waarden gekozen: $N_f = 160$ en $N_a = 30$ (kg/ha/j). De verkregen interne betrouwbaarheid is $B = 0.48$. Als $N_b = 45$ en $N_f = 80$ dan volgt $B = 0.49$, zodat de betrouwbaarheid weinig gevoelig lijkt te zijn voor variaties in deze nominale waarden. Bovendien krijgt deze betrouwbaarheid het kleinste gewicht.

4. Betrouwbaarheid transport naar winput.

Van de module FLOPZ1 zijn de invoerparameters porositeit, n , en neerslagoverschot, N , onafhankelijk van elkaar gevarieerd door gebruik te maken van UNCSAM. Consistent hier-

mee zijn de invoerconcentraties aan het freatisch oppervlak gevarieerd door deze te vermenigvuldigen met de nominale en te delen door de actuele waarde van N . Met behulp van de Latin Hypercube methode is getrokken uit de volgende verdelingen:

- $n \sim N(0.33, 0.0009)$, een nominale waarde derhalve voor de porositeit van ongeveer één derde met een standaardafwijking van 0.03. Tevens zijn minimale en maximale

waarde begrensd door $n_{min} = 0.25$ en $n_{max} = 0.4$,

- $N \sim N(0.9, 0.0324)$, dus een nominale waarde van 0.9 (mm/j) met een standaardafwijking van 0.18 (mm/j). Tevens zijn maximale en minimale waarde begrensd door

$N_{min} = 0.5$ en $N_{max} = 1.4$ (mm/j).

De zodanig verkregen betrouwbaarheid met betrekking tot de maximale waarde van de nitraatconcentratie over de simulatieperiode in de winput is $B = 0.86$.

5a. Betrouwbaarheid totale keten voor de winplaats *Lochem*.

Het naar rato van oppervlakte-bijdrage gewogen gemiddelde van de betrouwbaarheid van uitspoeling onder agrarisch gebied is $B = 0.72$. Er is een aantal, gelijk aan het aantal trekkingen voor neerslagoverschot en porositeit, concentratievelden gegenereerd. Hierbij zijn, voor ieder afzonderlijk veld onafhankelijk, de concentratiewaarden in ieder rekenvierkant onafhankelijk van elkaar gevarieerd door de nominale concentratiewaarden te vermenigvuldigen met een factor. Deze factor is getrokken uit een *lognormale* verdeling met *mediaan* 1 en *variatiecoëfficiënt* $\exp(-B)$. Voor een goed begrip: als men kijkt naar de vermenigvuldigingsfactoren dan zullen deze binnen een veld van vierkant tot vierkant verschillen (*intra*-veld, *inter*-vierkant) en binnen een vierkant van veld tot veld verschillen (*inter*-veld, *intra*-vierkant); alles volledig onafhankelijk.

Voor iedere trekking wordt zodanig beschikt over een actuele waarde van de porositeit n , van de grondwateraanvulling N en een gegenereerd concentratieveld. Het gegenereerde veld echter is verkregen door variatie van het nominale veld dat overeenkomt met de uitspoeling behorende bij de **nominale** waarde van N . Derhalve worden alle veldwaarden, om consistent te zijn met de **actuele** waarde voor N net als in de direct voorafgaande alinea beschreven is, vermenigvuldigd met het quotiënt van nominale en actuele waarde voor N . Deze variatie is dus *intra*-veld volledig gecorreleerd i.t.t. de variaties t.g.v. de onzekerheid in de uitspoeling. *Inter*-veld zijn deze variaties onafhankelijk, omdat de neerslagvariëaties dat zijn.

De zodanig verkregen betrouwbaarheid met betrekking tot de maximale waarde van de nitraatconcentratie over de simulatieperiode in de winput is $B = 0.79$. De nominale waarde is 26.5 (mg/l) waar het 68%-betrouwbaarheidsinterval gegeven wordt door [23.0, 35.5] (mg/l) met als geometrisch gemiddelde 28.5 (mg/l).

5b. Betrouwbaarheid totale keten voor de winplaats *Beerschoten*.

Voor Beerschoten is dezelfde procedure van variatie van velden toegepast als voor Lochem, waarbij de bijbehorende betrouwbaarheidsfactor $B=0.40$ voor bospercelen is gebruikt. De gecombineerde betrouwbaarheid is $B = 0.52$. De nominale waarde van 15.9 (mg/l) ligt ver buiten het 68%-betrouwbaarheidsinterval [25.6, 35.3] (mg/l), met als geometrisch gemiddelde 30.1 (mg/l).

7 Samenvatting en conclusies

J.A. Hoekstra en P.S.C. Heuberger

7.1 Inleiding

Het RIVM verschaft via een groot aantal publikaties informatie over het milieu. Tesamen met bijdragen van andere instituten wordt deze informatie in milieubalansen en milieuverkenningen geïntegreerd. Emissies van milieubelastende stoffen, concentraties in lucht, bodem en water, en mogelijke effecten op mens en ecosystemen worden kwantitatief in beeld gebracht. Daartoe worden uitkomsten uit meetprogramma's en registratiesystemen geïnterpreteerd en aangevuld met resultaten uit wiskundige modellen. In het algemeen bevat deze informatie onzekerheden. Dit rapport geeft een aanzet tot een uniforme kwantificering van de betrouwbaarheid. De gehanteerde methodiek omvat het definiëren van het begrip betrouwbaarheid en het kwantificeren daarvan, inclusief foutenvoortplanting in informatieketens. Toetsing van de methodiek vindt plaats aan de hand van concrete toepassingen. Hiervoor zijn onderdelen van de stikstofketen gekozen. Het is de bedoeling dat de methodiek vervolgens ook op andere ketens wordt toegepast om een compleet beeld te verkrijgen van de betrouwbaarheid van informatie die in de milieubalans en -verkenningen samenkomt. Dit kan bijdragen aan consensus over uitspraken en conclusies gebaseerd op het op vele instituten uitgevoerde milieu-onderzoek. Kennis omtrent de betrouwbaarheid is bovendien noodzakelijk voor een sterkte-zwakte analyse van het milieu-informatiesysteem, en dus voor optimalisatie van meet- en modelleringsinspanningen.

Een bijkomend voordeel van dit onderzoek bleek het opsporen van onvolkomenheden in het informatiesysteem, hetgeen tot verbeteringen leidde.

7.2 Onderzochte indicatoren

Het systeem waarvan de betrouwbaarheid is onderzocht, betreft de volgende twee berekeningsketens:

- N-emissies naar de lucht → verspreiding door de lucht → N-deposities op de bodem
- N-bemesting en -depositie → uitspoeling door de bodem → N-in-ruw-water

In Tabel 7.1 zijn een aantal belangrijke indicatoren uit deze ketens weergegeven. Om praktische redenen zijn een aantal emissies (met name van NO_y-en) niet onderzocht op betrouwbaarheid. Deze emissies spelen geen rol in de foutenvoortplanting bij de actuele depositieschattingen, omdat NO_y-concentraties in lucht rechtstreeks worden gemeten of geschat, en niet uit emissies berekend. Schattingen van biologische effecten van N-belasting zijn evenmin geanalyseerd.

De indicatoren zijn o.a. gerapporteerd in de Nationale Milieuverkenningen (RIVM, 1991, 1993) en in meer detail in de Integrale Rapportage Stikstof (RIVM, 1994).

Niet alle onderdelen van de genoemde ketens zijn in het kader van dit onderzoek doorgerekend; waar mogelijk is al bestaande informatie verzameld om het beeld te completeren. Er is naar gestreefd zoveel mogelijk de modellen en data uit het jaar 1992 te

gebruiken. Waar echter inmiddels sterke verbeteringen in de procedures werden geïmplementeerd, zijn deze nieuwe procedures toegepast op de 1992 data, om niet bij voorbaat verouderde informatie over de betrouwbaarheid te verstrekken.

7.3 Methodiek

7.3.1 Onzekerheden in de informatie

Onzekerheden worden veroorzaakt door de volgende potentiële foutenbronnen:

- 1 Fouten in de basisgegevens. Metingen, registraties en kaartinformatie kunnen fouten bevatten.
- 2 Aggregatiefouten. Metingen worden op een beperkt aantal plaatsen (en tijdstippen) uitgevoerd, en moeten worden omgezet naar een hoger ruimtelijk en temporeel aggregatieniveau (bijvoorbeeld: jaargemiddelden voor geheel Nederland; gemiddelden per 5 x 5 km).
- 3 Interpolatiefouten. Voor het weergeven van ruimtelijk gedifferentieerde informatie d.m.v. kaarten worden metingen geïnterpoleerd naar tussenliggende gebieden waarvoor geen metingen beschikbaar zijn. Hiervoor wordt een benadering gebruikt.
- 4 Model(structuur)fouten. Een model geeft een benadering van de werkelijkheid, waarbij minder relevant geachte processen worden verwaarloosd. Dit leidt onvermijdelijk tot fouten. Wanneer processen niet volledig waarheidsgetrouw beschreven worden, over het hoofd worden gezien of ten onrechte als verwaarloosbaar worden aangemerkt, ontstaan structurele fouten.
- 5 Fouten in modelparameters, modelinputs en -randvoorwaarden. Zelfs als het model de juiste formulering heeft, moeten parameters, inputs en randvoorwaarden vaak worden geschat op basis van onvolledige informatie.

Het was niet mogelijk om alle bronnen van onzekerheid in de formele analyses mee te nemen. De fouten van type 1 en type 4 zijn doorgaans buiten beschouwing gebleven. Er zijn statistische (ruimtelijke) methoden en onzekerheidsanalyses toegepast, waarbij rekening is gehouden met correlaties tussen fouten en foutenvoortplanting. Expert-judgement speelde een belangrijke rol bij specificatie van onzekerheidsmarges voor parameters, en de uitkomsten van onzekerheidsanalyses dragen dus een subjectief karakter. Daarom werden ook onafhankelijke onzekerheidsschattingen bestudeerd (Erisman, 1992). Waar mogelijk in het bestek van dit onderzoek, werden modeluitkomsten tevens vergeleken met onafhankelijke metingen. In dat geval is er sprake van een "externe" betrouwbaarheidsanalyse. Door resultaten van deze analyses met elkaar te combineren, is getracht tot één "beste" schatting van de betrouwbaarheid van de indicatoren te komen. Met nadruk wordt gesteld dat de betrouwbaarheidsmaten weergegeven in dit hoofdstuk dus eerste ramingen zijn: ze dienen met voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd.

Door middel van een kwaliteitssysteem voor modellen (Braat *et al.*, 1994) is de beschikbaarheid van documentatie en de reproduceerbaarheid van het betreffende onderdeel in beeld gebracht.

7.3.2 Betrouwbaarheidsfactor

Ten behoeve van een uniforme behandeling van gegevens van geheel verschillende aard is een betrouwbaarheidsfactor gedefinieerd. Dit is een getal tussen de 0 en de 1, waarbij 0 betekent: "volkomen onbetrouwbaar" en 1: "volkomen betrouwbaar". Een betrouwbaarheidsfactor van bijvoorbeeld $\frac{1}{2}$ geeft aan dat de *opgegeven* waarde van de indicator met een kans van 70% niet meer dan een factor $\frac{1}{2}$ of 2 afwijkt van de *werkelijke* waarde, en met kans 95% niet meer dan een factor $\frac{1}{4}$ of 4. Dus, stel dat in de milieubalans voor een indicator de waarde 100 wordt opgegeven, dan betekent $B=\frac{1}{2}$ dat de echte waarde met een kans van 70% in het interval 50-200 ligt, en met een kans van 95% in het interval 25-400. Deze interpretatie gaat ervan uit dat afwijkingen naar boven even waarschijnlijk zijn als afwijkingen naar beneden.

Voor de produktie van kaarten worden de exacte waarden ingedeeld in klassen. Naarmate bredere klassegrenzen gekozen worden, neemt de betrouwbaarheid van de kaart toe, het informatiegehalte van de kaart neemt echter af. In dit rapport worden betrouwbaarheidsfactoren voor de achterliggende, exacte waarden per oppervlakte-eenheid gegeven. Dit zijn ook de relevante waarden voor de foutenvoortplanting. De volgende vuistregel kan worden gebruikt bij de vertaling van een betrouwbaarheidsfactor per oppervlakte-eenheid naar kaartinformatie. Voor kaarten gebaseerd op klassegrenzen die oplopen met een factor $1/B$, is in de middenklassen van de kaart een kans van zeker 60% op misklassificatie te verwachten. Voor klassegrenzen die oplopen met een factor $1/B^2$, is deze kans zeker 30%. Bij een betrouwbaarheidsfactor van $\frac{1}{2}$, moeten de klassegrenzen dus tenminste een factor 4 uiteenliggen, om de kans op misklassificatie onder de 30% te krijgen.

Tabel 7.1 geeft betrouwbaarheidsfactoren voor een aantal indicatoren uit de genoemde berekeningsketens. Het betreft steeds de betrouwbaarheid van jaargemiddelden.

7.4 Emissies

De primaire gegevens m.b.t. stikstofbelasting zijn afkomstig van bronnen buiten het RIVM. Deze zijn in dit onderzoek niet op betrouwbaarheid geanalyseerd. Experts geven aan dat de bepaling van de totale N-bemesting op agrarisch aangewende grond voor Nederland een hoge betrouwbaarheid heeft, in de orde van $B=0.9$. De schatting van de totale vervluchtigde NH_3 uit dierlijke mest heeft een wat lagere betrouwbaarheid.

Gedifferentieerd naar een fijner schaalniveau (NH_3 -emissies per gemeente; N-bemesting per 500 x 500 m) neemt de betrouwbaarheid van de informatie sterk af. Tentatieve schattingen liggen in de orde van 0.6.

Een aantal van de aangeleverde N-belastingen worden door LBG en LAE ten behoeve van verdere berekeningen op een ander schaalniveau overgebracht. Een analyse van het herallocatieproces van schattingen van vervluchtigde NH_3 per gemeente naar schattingen per 5 x 5 km laat zien dat de bijdrage van de versleuteling aan de onzekerheid van de lokale emissie-schattingen gering is.

Gezien de relatieve onbekendheid van de betrouwbaarheid van emissieschattingen en hun cruciale positie aan het begin van de ketens, wordt aanbevolen in de toekomst prioriteit te geven aan betrouwbaarheidsanalyses voor emissieschattingen. Voor een compleet beeld, zouden de van buiten het instituut komende gegevens in de analyse betrokken moeten worden.

7.5 Deposities

Uit de vervluchtigde NH_3 -emissies worden atmosferische concentraties berekend door toepassing van het transportmodel OPS. Droge deposities worden vervolgens bepaald met behulp van DEADM. Hierbij worden eventuele fouten in de emissies voortgeplant naar de NH_x -deposities. Een landelijk beeld van de NO - en NO_2 -concentraties wordt verkregen door middel van interpolatie van data uit het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. Vervolgens wordt DEADM toegepast op de geïnterpoleerde waarden.

De betrouwbaarheidsfactor van de NH_x -depositie wordt voor Nederland als totaal geschat op $B=0.8$ en per 5×5 km gridcel op $B=0.5$. Overeenkomstige getallen voor de NO_y -depositie zijn $B=0.8$ en $B=0.7$. De NH_x -deposities vertonen een zeer grillig ruimtelijk beeld, waardoor de detailbeelden meer onzekerheid bevatten dan die van de NO_y -deposities.

De betrouwbaarheid van de natte depositie van NH_3 per 5×5 km gridcel is ongeveer 0.8 en van NO_3 0.9. De natte depositie vertoont minder ruimtelijke variatie dan de droge depositie, doordat de natte depositie niet receptor-specifiek is.

De betrouwbaarheid van de totale droge en natte N-depositie per 5×5 km wordt geschat op $B=0.7$.

7.6 Grondwater en ruw water

7.6.1 Grondwater

Betrouwbaarheden voor nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zijn voor vier bodem/landgebruikcombinaties afzonderlijk berekend en vervolgens geaggregeerd naar gridcellen ter grootte van 500×500 m. Deze fijne resolutie wordt gemotiveerd vanuit de grote heterogeniteit van de bodem en het bodemgebruik. De betrouwbaarheidsfactor van de nitraatuitspoeling van natuurgebieden op zand op dit schaalniveau is 0.4. De betrouwbaarheid van de - veel hogere - nitraatuitspoeling van agrarisch aangewende grond is vermoedelijk groter, maximaal 0.7. Het *totale* percentage gebiedsoppervlakte voor Nederland als geheel met nitraatconcentraties boven de drinkwaternorm is met grote betrouwbaarheid te bepalen. Het onderzoek van Boumans (1994) duidt op een betrouwbaarheid van $B=0.9$.

Nitraatconcentraties in het diepe grondwater zijn berekend op een grid van 4×4 km (Pebesma en De Kwaadsteniet, 1994). De betrouwbaarheidsfactor van de geschatte nitraatconcentraties per gridcel is 0.6.

Vanwege de grote onzekerheden in de schattingen per gridcel wordt ruimtelijke informatie soms gepresenteerd in de vorm van percentages van een groter gebiedsoppervlak met normoverschrijding (Boumans, 1994, Van Drecht *et al.* 1994), of d.m.v. boven- en ondergrenzen van betrouwbaarheidsintervallen per gridcel (Pebesma en De Kwaadsteniet, 1994).

7.6.2 Ruw water

Tenslotte wordt de nitraatuitspoeling in het freatische grondwater gebruikt om toekomstige concentraties in door drinkwaterstations opgepompt ruw water te berekenen. Hiervoor wordt het model FLOPZ1 gebruikt. Een onzekerheidsanalyse toegepast op station

Beerschoten resulteerde in een betrouwbaarheidsfactor van $B=0.5$. Dit station heeft zijn onttrekkingsgebied onder natuur op zand. Bij een station in een hoofdzakelijk agrarisch gebied, Lochem, wordt een hogere betrouwbaarheid bereikt, maximaal $B=0.8$. De betrouwbaarheidsfactoren hebben betrekking op de voorspelde nitraatconcentraties in het jaar 2100. Ze dienen met reserve te worden geïnterpreteerd. Voorspellingen kunnen niet worden beoordeeld op de mate waarin zij 'uitkomen', aangezien talloze mogelijke ontwikkelingen tussen nu en 2100 buiten beschouwing zijn gelaten.

7.7 Betrouwbaarheid in relatie tot milieubeleid

Milieuinformatie is onvermijdelijk met onzekerheid behept. Dit blijkt o.a. uit de hier gepresenteerde analyses met betrekking tot emissies, concentraties en deposities van stikstof.

Landelijke kentallen zoals de totale N-bemesting door de landbouw, de totale N-depositie en het totale percentage natuuroppervlak met te hoge nitraatgehalten, zijn met een betrouwbaarheid hoger dan 0.8 bekend. Deze betrouwbaarheid lijkt voldoende om landelijk een generiek beleid op te baseren. Dit geldt des te meer wanneer de actuele waarden zeer sterk afwijken van de streefwaarden. Bijvoorbeeld, de streefwaarde voor het jaar 2000 voor de depositie van verzurende stoffen op Nederland bedraagt 2400 zuurequivalenten per ha per jaar, terwijl de huidige waarde geschat wordt op circa 4500 zuurequivalenten. De kans dat ten onrechte is geconcludeerd dat de streefwaarde nog niet bereikt is, is verwaarloosbaar.

De onzekerheid in de landelijke cijfers impliceert wel dat men over het algemeen tenminste enkele jaren zal moeten wachten alvorens veranderingen zichtbaar worden: de trend moet eerst de ruis overstemmen. Wanneer door bijvoorbeeld de weersomstandigheden ook nog natuurlijke variaties in de jaarcijfers optreden, zal het extra lang duren voordat men zeker kan zijn van een trend.

De ruimtelijke beelden van emissies, deposities en concentraties hebben een aanzienlijk lagere betrouwbaarheid. De betrouwbaarheidsfactor van de cijfers per kaartgridcel is in de orde van 0.4 tot 0.7. Voor de signaalfunctie van kaarten is dit geen probleem: ze illustreren beter dan cijfers de omvang en geografische spreiding van een milieuprobleem. Waar echter lokale besluiten worden gebaseerd op informatie per gridcel (5 x 5 km blok), dienen de betrokken partijen te beseffen dat de onbekende werkelijke gridcel-waarde een factor 2 boven of onder de gehanteerde waarde kan liggen. Doordat zowel positieve als negatieve afwijkingen zullen voorkomen, valt de besluitvorming niet systematisch in één richting uit. In individuele gevallen bestaat echter een niet verwaarloosbare kans dat een besluit anders zou zijn uitgevallen wanneer men de werkelijke waarde zou kennen, vooral wanneer de gehanteerde waarde slechts weinig verschilt van de waarde waarbij een besluit de ene of de andere kant op valt.

Dit rapport is mede bedoeld ter verbreding van de discussie over de gewenste betrouwbaarheid van milieuinformatie over de grenzen van de compartimenten heen, zowel voor de landelijke als de gedetailleerde cijfers. Deze betrouwbaarheid dient o.a. af te hangen van de afstand tot de streefwaarde, de ernst van het milieuprobleem en de kosten verbonden aan het verkrijgen van een bepaalde betrouwbaarheid. Verder lijkt het redelijk om aan cijfers voor de huidige toestand hogere betrouwbaarheidseisen te stellen dan aan prognoses voor de verre toekomst.

7.8 Aanbevelingen voor toekomstig onderzoek ten behoeve van milieubalans /verkenningen

Uiteindelijk zou inzicht moeten bestaan in de betrouwbaarheid van alle in MB/MV samenkomende informatie. Het in dit rapport beschreven onderzoeksproject geeft een aanzet tot een integrale betrouwbaarheidsanalyse van informatie. Het vervolg van het project zal zich dienen te richten op het ontwikkelen van criteria voor de gewenste betrouwbaarheid, verdere verbetering van de methodiek van betrouwbaarheidsanalyse en implementatie hiervan in het instituut. De betrouwbaarheid van informatie over concentraties in de milieucompartimenten kan op basis van bestaande documenten en expert-judgement wellicht nu reeds ruw bepaald worden. De betrouwbaarheid van informatie over de begin- en eindpunten van de ketens is minder goed bekend, en berekening daarvan dient daarom prioriteit te krijgen. Bij de eindpunten gaat het doorgaans om prognoses en is het bepalen van de betrouwbaarheid van *verschillen* tussen scenario's het meest interessant.

De in MB/MV gehanteerde modellen dienen waar mogelijk niet alleen aan onzekerheidsanalyses te worden onderworpen, maar ook rechtstreeks met metingen te worden vergeleken. Dit is nog onvoldoende gerealiseerd. Waar het niet mogelijk is betrouwbare metingen te verkrijgen, kan een terugschattingsmethode een aanknopingspunt voor objectieve analyse bieden: bijvoorbeeld het terugschatten van emissies uit concentraties in lucht. Er is een begin gemaakt met het ontwikkelen van een Kalmanfilter voor deze toepassing in het kader van een AIO-onderzoek.

Aanbevolen wordt de synergie tussen modellen en metingen te vergroten. Het systematisch combineren van meetresultaten met uitkomsten van (proces-)modellen en geografische informatie, zou een belangrijke verbetering van het ruimtelijk detailniveau van de informatie kunnen opleveren. Daarbij is samenwerking tussen de compartimentslaboratoria van het grootste belang. De modelinspanning vergroten helpt echter niet zonder meer, want modellen met een fijne ruimtelijke resolutie vergen een grote input aan gegevens op lokaal niveau en kunnen bij gebrek daaraan evenmin voldoende betrouwbare detailinformatie leveren.

Wanneer ervoor wordt gekozen cijfers sterker te aggregeren dan nu het geval is, leidt dit vanzelfsprekend tot verbetering van de betrouwbaarheid. Informatiegehalte en betrouwbaarheid zijn twee tegen elkaar af te wegen grootheden.

Tabel 7.1 Betrouwbaarheidsfactoren van informatie m.b.t. de stikstofketen (zie tekst).

Indicator	Betrouwbaarheidsfactor	Wijze van berekening van betrouwbaarheidsfactor
<p><u>N-belasting</u></p> <p>1. N-belasting van landbouwgrond uit dierlijke mest en kunstmest - per 500 x 500 m - voor geheel Nederland</p> <p>2. Atmosferische NH₃-emissies - per 5 x 5 km cel - voor geheel Nederland</p>	<p>0.6 0.9</p> <p>0.6 0.8</p>	<p>Expert-judgement Expert-judgement</p> <p>Expert-judgement + analyse van versleuteling van gemeentelijke emissies naar 5 x 5 km cellen</p>
<p><u>Lucht</u></p> <p>3. Droge NH₄-deposities - per 5 x 5 km cel - voor geheel Nederland</p> <p>4. Droge NO_y-deposities - per 5 x 5 km - voor geheel Nederland</p> <p>5. Natte NH₄-depositie - per 5 x 5 km</p> <p>6. Natte NO_y-depositie - per 5 x 5 km</p> <p>7. Totale N-depositie - per 5 x 5 km</p>	<p>0.5 0.8</p> <p>0.7 0.8</p> <p>0.8</p> <p>0.9</p> <p>0.7</p>	<p>Onzekerheidsanalyse van OPS + DEADM, met voortplanting van fouten uit 2; vergelijking met metingen</p> <p>Onzekerheidsanalyse van OPS + DEADM, met voortplanting van interpolatiefouten uit LML; vergelijking met metingen</p> <p>Interpolatiefout uit LMRe; vergelijking met metingen</p> <p>Interpolatiefout uit LMRe; vergelijking met metingen</p> <p>Combinatie van 3,4,5,6</p>
<p><u>Grondwater en ruw water</u></p> <p>8. NO₃-concentraties in bovenste grondwater - per 500 x 500 m - percentage gebiedsoppervlak boven drinkwaternorm</p> <p>9. NO₃-concentratie in diep grondwater - per 4 x 4 km</p> <p>10. Voorspelling NO₃-concentratie in 2100</p>	<p>0.4 0.9</p> <p>0.6 0.5</p>	<p>Analyse van metingen (BOSMODEL); Onzekerheidsanalyse NLOAD en vergelijking NLOAD-schattingen met metingen</p> <p>Ruimtelijke interpolatie van gegevens uit LMG</p> <p>Onzekerheidsanalyse FLOPZ1 met foutenvoortpl. uit 8</p>

Referenties

- Acharya, R.C. (1994), *From emission to concentration: Analyses of ammonia predictions by the OPS model*, M.Sc. Thesis H.H. 203, International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering, Delft.
- Akker, C. van den (1982), *Numerical analysis of the stream function in plane groundwater flow*, Ph.D. Thesis, Delft.
- Asman, W.A.H. en Jaarsveld, J.A. van (1990), *A variable-resolution statistical transport model applied for ammonia and ammonium*, Rapportnr. 228471007, RIVM, Bilthoven.
- Barendregt, L.G. en Dekkers, A.L.M. (1993), *Praktische inleiding tot Kriging, een methode voor ruimtelijke statistische analyse*, Rapportnr. 714802001, RIVM, Bilthoven.
- Beugelink, G.P. en Mülschlegel, J.H.C. (1989), *Prognose van de ontwikkeling van de grondwaterkwaliteit op freatische winplaatsen in Nederland*, Rapportnr. 728803001, RIVM, Bilthoven.
- Boumans, L.J.M. (1994), *Nitraat in het bovenste grondwater onder natuurgebieden op zandgrond in Nederland*, Rapportnr. 712300002, RIVM, Bilthoven.
- Braat, L.C., Bruinsma P.H., Fischer, J.C., Haan, B.J. de, Kuijpers-Linde, M.A.J., Roozendaal, R., Steinberger, P.E., Tissing, O. (1994), *Milieubalans & Milieuverkenning: Ontwerp van de Informatie-Infrastructuur*, Rapportnr. 482516004, RIVM, Bilthoven.
- Brink, B.J.E. ten en Berg, R. van den (1994), *Ontwerp Milieubalans en Milieuverkenning. Van globale visie naar concreet ontwerp*, Rapportnr. 482516001 Definitieve versie, RIVM, Bilthoven.
- Cressie, N.A.C. (1991), *Statistics for spatial data*, John Wiley & Sons, Inc., New York, U.S.A.
- Christensen, R. (1991), *Linear models for multivariate, time series, and spatial data*, Springer-Verlag, New York, U.S.A.
- Dekkers, A.L.M. en Barendregt, L.G. (1993), *Een ruimtelijke analyse van het verband tussen atmosferische zwavel-depositie en de concentratie van sulfaat in het grondwater*, Rapportnr. 714802002, RIVM, Bilthoven.
- Dekkers, A.L.M. (1995), *Ruimtelijke interpolatie van NO- en NO₂-concentraties en windsnelheden in Nederland voor 1992*, Rapportnr. 714701015 (in voorbereiding), RIVM, Bilthoven.
- Deutsch, C.V. en Journel, A.G. (1992), *GSLIB: Geostatistical software library and user's guide*, Oxford University Press, Inc. New York, U.S.A.

Drecht, G. van, Goossensen, F.R., Hack-ten Broeke, M.J.D., Jansen, E.J. en Steenvoorden, J.H.A.M. (1991), *Berekening van de nitraatuitspoeling naar het grondwater met behulp van eenvoudige modellen*, Rapportnr. 724901003, RIVM, Bilthoven.

Drecht, G. van (1993^a), Modelling of regional scale nitrate leaching from agricultural soils, The Netherlands, *Applied Geochemistry*, Suppl. Issue No. 2. 175-178.

Drecht, G. van (1993^b), *Berekening van de nitraatbelasting van het grondwater, Achtergronddocument bij de Nationale Milieuverkenning 2 1990-2010*, Rapportnr. 714901001, RIVM, Bilthoven.

Drecht, G. van, Boumans, L.J.M., Reijnders, H.F.R. (1994), *Landelijk beeld van de grondwaterkwaliteit, methode en resultaten voor nitraat*, Rapportnr. 714801001, RIVM, Bilthoven.

Duijvenbooden, W. van, Beugelink, G.P., Boumans, L.J.M., Denier van der Gon, H.A.C., Drecht, G. van, Dijk-Looyard, A.M. van, Kusse, A.A.M., Lagas, P., Linden, A.M.A. van der, Mülschlegel, J.H.C., Peters, A.A., Prins, H., (1989), *De kwaliteit van het grondwater in Nederland*, Rapportnr. 728820001, RIVM, Bilthoven.

Egmond, N.D. van en Onderdelinden, D. (1981), *Ruimtelijke betekenis van luchtverontreinigingsmeetresultaten*, Rapportnr. 227905035, RIVM, Bilthoven.

Erisman, J.W. (1992), *Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands*, Proefschrift, Rijksuniversiteit Utrecht.

Friso, K. (1994), *Spatial statistical analysis of wet deposition patterns over the Netherlands*, Eindverslag van de ontwerpersopleiding WISKUNDE VOOR DE INDUSTRIE, TUE, Eindhoven.

Heuberger, P.S.C. en Janssen, P.H.M. (1994), UNCSAM: a software tool for sensitivity and uncertainty analysis of mathematical models. In: Grasman, J. en Straten, G. van (eds.), *Predictability and nonlinear modelling in natural sciences and economics*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Heuberger, P.S.C. en Erisman, J.W. (1995), *Betrouwbaarheidsanalyse van de berekeningen voor 1992 van de NH_x en NO_y droge deposities met het DEADM model*, Rapportnr. 714701014 (in voorbereiding), RIVM, Bilthoven.

Heuberger, P.S.C. en Aben, J.M.M. (1995), *Betrouwbaarheidsanalyse van de berekeningen voor 1992 van de NH_x concentraties en droge deposities met het OPS model*, Rapportnr. 714701013 (in voorbereiding), RIVM, Bilthoven.

Heuberger, P.S.C., Aben, J.M.M. en Dekkers, A.L.M. (1995), *Evaluatie van de berekeningen van de atmosferische ammoniak-concentraties in Nederland: aanpassing van modelparameters en emissies op basis meetgegevens*, Rapportnr. 723301002 (in voorbereiding), RIVM, Bilthoven.

- Hoek, K.W. van der (1994), *Berekeningsmethodiek ammoniakemissie in Nederland voor de jaren 1990, 1991 en 1992*, Rapportnr. 773004003, RIVM, Bilthoven.
- Jaarsveld, J.A. van (1989), *Een operationeel atmosferisch transportmodel voor prioritair stoffen; specificatie en aanwijzingen voor gebruik*, Rapportnr. 228603008, RIVM, Bilthoven.
- Jaarsveld, J.A. van en Leeuw, F.A.A.M. de (1993), OPS: an operational atmospheric transport model for priority substances, *Environmental Software*, 8 (1993), 91-100.
- Jaarsveld, J.A. van (1995), *Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales*, Proefschrift (in voorbereiding), Rijksuniversiteit Utrecht.
- Janssen, P.H.M., Heuberger, P.S.C. en Sanders, R. (1992), *UNCSAM 1.1: a software package for sensitivity and uncertainty analysis, Manual*, Rapportnr. 959101004, RIVM, Bilthoven.
- Janssen, P.H.M., Kusse, A.A.M., Beurden, A.U.C.J. van, Hoek, K.W. van der, Hoogervorst, N.J.P. en Egmond, P.M. van (1995), *Betrouwbaarheidsanalyse van NH₃-emissieberekeningen voor Nederland in 1992*, Rapportnr. 714701012 (in voorbereiding), RIVM, Bilthoven.
- Kirkwood, B.R. (1979), Geometric means and measures of dispersion, *Biometrics*, 35, 905-909.
- Kirkwood, B.R. (1988), *Essentials of medical statistics*, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Lee, D.S. en Dollard, G.J. (1994), Uncertainties in current estimates of emissions of ammonia in The United Kingdom, *Environmental Pollution*, 86, 267-277.
- Leggett, R. en Williams, L.R. (1990), A reliability index for models, *Ecological Modelling*, 13, 303-312.
- Lieste, R. (1989), *Computer program FLOPZI: pathlines in quasi-three-dimensional groundwater flow in a layered homogeneous aquifer*, Rapportnr. 728520004, RIVM, Bilthoven.
- Pebesma, E.J. en Kwaadsteniet, J.W. de (1994), *Een landsdekkend beeld van de Nederlandse grondwaterkwaliteit op 5 tot 17 meter diepte in 1991*, Rapportnr. 714810014, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1991) *Nationale Milieuverkenning 2 1990-2010*, Samson H.D., Tjeenk Willink B.V., Alphen aan de Rijn.
- RIVM (1993) *Nationale Milieuverkenning 3 1993-2015*, Samson H.D., Tjeenk Willink

B.V., Alphen aan de Rijn.

RIVM (1994) *Milieurapportage 1993, deel I: Integrale Rapportage Stikstof*, Rapportnr. 482533001, RIVM, Bilthoven.

RIVM (1994), *Milieurapportage 1993, III. Jaaroverzicht luchtkwaliteit 1992*, Rapportnr. 722101006, RIVM, Bilthoven.

Statistical Sciences, Inc., (1991), *S-PLUS Reference Manual, Version 3.1*, Seattle, U.S.A.

Statistical Sciences, Inc., (1992), *S-PLUS User's Manual, Version 3.1*, Seattle, U.S.A.

The MathWorks Inc. (1992), *MATLAB Reference Guide*, Natick, Mass., U.S.A.

The MathWorks Inc. (1993), *MATLAB User's Guide*, Natick, Mass., U.S.A.

Thunissen, H., Olthof, R., Getz, P. en Vels, L. (1992), *Grondgebruiksdatabank van Nederland vervaardigd met behulp van Landsat Thematic Mapper opnamen*, Staring Centrum, SC-DLO, Rapportnr. 168, Wageningen.

Veling, E.J.M. (1988), *CONTOUR: a computer program to draw isohypse patterns for three types of hydrological situations*, interne notitie, RIVM, Bilthoven.

Wallach, D. en Goffinet, B. (1987), Mean squared error of prediction as a criterion for evaluating and comparing system models, *Ecological Modelling*, 44, 299-306.