



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Vidensyntese indenfor afsætning af atmosfærisk ammoniak

Fokus for modeller for lokal-skala

Faglig rapport fra DMU, nr. 560

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Vidensyntese indenfor afsætning af atmosfærisk ammoniak

Fokus for modeller for lokal-skala

Faglig rapport fra DMU, nr. 560
2005

Ole Hertel
Carsten Ambelas Skjøth
Per Løfstrøm
Helle Vibeke Andersen
Thomas Ellermann

Datablad

Titel:	Vidensyntese indenfor afsætning af atmosfærisk ammoniak
Undertitel:	Fokus for modeller for lokal-skala
Forfattere:	Ole Hertel, Carsten Ambelas Skjøth, Per Løfstrøm, Helle Vibeke Andersen, Thomas Ellermann
Afdeling:	Afdeling for Atmosfærisk miljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 560
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	November 2005
Redaktionen afsluttet:	Oktober 2005
Faglig kommentering:	Lise M. Frohn
Finansiel støtte:	VMP-III ammoniak projektet iht. Fødevaredirektoratets aktstykke 166 af 17. maj 2004.
Bedes citeret:	Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Løfstrøm, P., Andersen, H.V. & Ellermann, T. 2005: Vidensyntese indenfor afsætning af atmosfærisk ammoniak. Fokus for modeller for lokal-skala. Danmarks Miljøundersøgelser, 34 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 560 http://faglig-rapporter.dmu.dk Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Rapporten indeholder en vidensyntese til belysning af state-of-the-art inden for værktøjer til beskrivelse af landbrugsbedrifters belastning med NH ₃ til lokale naturområder. Samtidig belyses værktøjer til bestemmelse af det atmosfæriske baggrundsbidrag med N forbindelser. De danske modeller på området sammenholdes i begge tilfælde kvalitativt med hvad der sker internationalt.
Emneord:	Ammoniak, Modeller, Lokalskala, Emissioner fra Landbruget, Kritisk belastning af natur, VMP-III, VVM godkendelse
Layout: Tegninger/fotos:	Maria Pedersen & Majbritt Pedersen-Ulrich Ole Hertel
ISBN:	87-7772-899-8
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	34
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR560.pdf
Købes hos	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tel. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indholdsfortegnelse

FORORD	5
SAMMENFATNING	7
SUMMARY	9
1 BAGGRUND	11
1.1 DEN REGIONALE BELASTNING MED ATMOSFÆRISK KVÆLSTOF	12
1.2 AFSÆTNING AF ATMOSFÆRISK KVÆLSTOF I NÆROMRÅDET OMKRING KILDEN.....	12
1.3 PROBLEMAFGRÆNSNING.....	13
2 PROCESBESKRIVELSER	15
2.1 UDSLIP AF KVÆLSTOFFORBINDELSER TIL ATMOSFÆREN.....	15
2.2 TRANSPORT	16
2.3 KEMISKE REAKTIONER.....	17
2.4 VÅDAFSÆTNING.....	19
2.5 TØRAFSÆTNING	19
3 INTEGREREDE MODELLER	23
3.1 REGIONALE MODELLER.....	23
3.2 LOKAL-SKALA MODELLER	24
4 KONKLUSION	25
REFERENCER	27
NATIONAL ENVIRONMENTAL RESEARCH INSTITUTE	33
FAGLIGE RAPPORTER FRA DMU	34

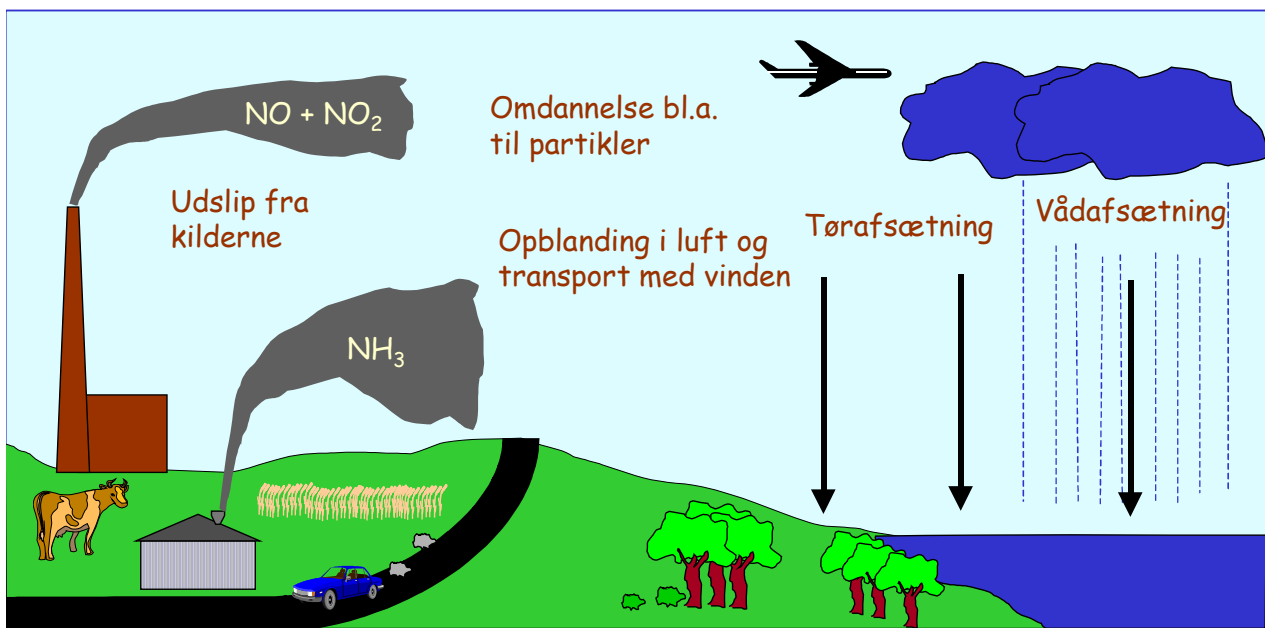
Forord

Denne rapport er udarbejdet på Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) i forbindelse med forskningsprojekterne under Vandmiljøplan III. Disse forskningsprojekter er iværksat i henhold til Fødevareministeriets aktstykke 166 af 17. maj 2004, som blev tiltrådt af Finansudvalget den 26. marts 2004.

Formålet med rapporten er ved indgangen til VMP-III forskningsprojekterne at vurdere state-of-the-art inden for værktøjer til beskrivelse af den atmosfæriske belastning med ammoniak fra lokale landbrugskilder. Vurderingen af state-of-the-art sammenholdes med det nyligt udviklede danske værktøj på området – OML-dep, som indgår i DMU's beregningssystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System). I DAMOS indgår ligeledes modelberegninger af baggrundsbelastningen med kvælstofforbindelser. Derfor diskuteres og vurderes modellerne, som anvendes til disse baggrundsberegninger, og sammenholdes ligeledes med state-of-the-art. Det primære fokus ligger imidlertid på lokal-skala modellen.

Formålet med arbejdet er dels at vurdere på hvilket niveau det danske arbejde på området ligger i forhold til international målestok, og dels at kortlægge behovene for fortsatte forskningsaktiviteter som går ud over de allerede igangsatte inden for VMP-III. Det sidste er tænkt at tjene som rettesnor for ansøgninger til de supplerende forskningspakker under VMP-III.

I denne rapport er emissioner, koncentrationer og afsætninger angivet i N enheder, fx tons $\text{NH}_3\text{-N}$ og tons $\text{NO}_2\text{-N}$ for emissioner, $\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ og $\mu\text{g NO}_2\text{-N/m}^3$ for koncentrationer i luften, samt $\text{kg NH}_3\text{-N/ha/år}$ og $\text{kg NO}_2\text{-N/ha/år}$ for afsætninger. Ved omregning fra enheder af $\text{NH}_3\text{-N}$ til NH_3 skal man gange med 17/14. Tilsvarende omregnes fra enheder af $\text{NO}_2\text{-N}$ til NO_2 ved faktoren 46/14. Fordelen ved at anvende N enheder er, at bidragene fra de forskellige forbindelser bliver direkte sammenlignelige.



Figur 1 Illustration af de reaktive kvælstofforbindelsernes skæbne i atmosfæren. Disse forbindelser består af to grupper: de reducerede kvælstofforbindelser som består af ammoniak og dets reaktionsprodukt ammonium samt de oxiderede kvælstofforbindelser, som består af kvælstofoxiderne (kvælstofmonoxid (NO) og kvælstofdioxid (NO_2)) og deres reaktionsprodukter i atmosfæren. De reaktive kvælstofforbindelser i atmosfæren udsendes dels fra forbrændingsprocesser (relateret til industri, transport, kraftvarme produktion etc.) og dels fra husdyrproduktionen i landbruget (fordampning fra stald, ved udbringning eller fra afgrøder). Efter udslippet bliver kvælstoffet transporteret med vinden samtidig med at det fortyndes ved opblanding og omdannes til andre kvælstofforbindelser ved kemiske reaktioner i atmosfæren. Til sidst afsættes kvælstofforbindelserne igen; enten ved at de fjernes fra luften med nedbøren, hvilket kaldes vådafsætning, eller ved at de afsættes ved direkte kontakt med overfladen, som betegnes tøraf sætning.

Sammenfatning

Denne vidensyntese omfatter en kvalitativ gennemgang af state-of-the-art inden for beskrivelsen af de styrende processer for udslip, spredning, transport, omdannelse og afsætning af atmosfæriske kvælstofforbindelser. Gennemgangen er foretaget med henblik på i forhold til international målestok at vurdere de danske værktøjer for beskrivelsen af lokal afsætning af atmosfærisk kvælstof.

Det danske værktøj til vurdering af afsætningen af atmosfærisk kvælstof vil fremover være DMU's modelsystem DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som består af lokalskala modellen OML-dep koblet til en langtransportmodel. Langtransportmodellen er p.t. DMU's Lagrangske ACDEP (Atmospheric Chemistry and Deposition) Model, men et skifte til NERI's Eulerske DEHM-REGINA model er på vej. I denne vidensyntese er der således foretaget en vurdering af disse 3 modeller set i forhold til state-of-the-art internationalt.

Den kvalitative analyse foretaget i denne vidensyntese kan sammenfattes ved følgende to tabeller for henholdsvis den regionale transport (ACDEP og DEHM-REGINA) og lokalskala beskrivelsen (OML-dep).

Sammenligning af ACDEP og DEHM-REGINA med state-of-the-art inden for regionale modeller på området.

	State-of-the-art	ACDEP	DEHM-REGINA
Emission	16 km x 16 km dynamisk sæsonvariation	16 km x 16 km dynamisk sæsonvariation	16 km x 16 km – semi-dynamisk sæsonvariation
Transport	Eulersk 2-vejs nesting	Trajektorier	Eulersk 2-vejs nesting
Partikler	I størrelsesfordeling	Stærkt parameteriseret	Stærkt parameteriseret
Kemi	Eksplícitte gasfase, vådfase og partikelfase kemiske skemaer	Reduceret kemi (CBM-IV) - stærkt parameteriseret partikel- & vådfase kemi	Eksplícit gasfase kemi (56 stoffer og 150 reaktioner) - stærkt parameteriseret vådfase og partikelfase kemi
Vådafsætn.	Fuld vådfase kemi for sky- og regndråber	Incloud & below cloud scavenging koefficienter	Incloud & below cloud scavenging koefficienter
Tørafsætn.	Resistansmetoden med sæsonvariation i overflademodstand	Resistansmetoden - ingen sæsonvariation af overflademodstand	Resistansmetoden - stærkt parameteriseret sæsonvariation af overflademodstand

Sammenligning af OML-dep med state-of-the-art inden for lokal-skala modeller på området.

	State-of-the-art	OML-DEP
Emission	Bedriftsniveau - dynamisk sæsonvariation	Bedriftsniveau - dynamisk sæsonvariation på vej ind i modellen
Transport	Detaljeret røgfane beregning - mest kompleks beskrivelse i regnetunge CFD modeller	Standard Gaussisk røgfane beregning
Partikler	Ingen partikler	Ingen partikler
Kemi	Stærkt parameteriseret første ordens kemi	Ingen kemi
Vådafsætn.	Ingen vådafsætning	Ingen Vådafsætning
Tørafsætn.	Resistansmetoden med sæsonvariation i overflademodstand	Resistansmetoden - ingen sæsonvariation i overflademodstand

DMU's Lagrangianske ACDEP model er ikke længere state-of-the-art inden for regionale transport-kemi modeller, og det er derfor naturligt at man er i færd med at foretage et skifte til den mere tidsvarende Eulerske DEHM-REGINA model. DEHM-REGINA repræsenterer næste generation af modeller og lever fuldt ud op til at være state-of-the-art, selv om der fortsat er muligheder for forbedringer. Bl.a. er det ny udviklede modul til beskrivelse af sæsonvariation i NH_3 udslip endnu ikke implementeret i modellen. DMU's Eulerske model DEOM, som var forgængeren til DEHM-REGINA, har indgået i en sammenligning med fire andre tilsvarende modeller i Europa. Modellen havde en knapt så detaljeret opløsning som flere af de andre modeller, men klarede sig generelt fint i sammenligningen.

DMU's OML modeller repræsenterer state-of-the-art inden for Gaussiske røgfanemodeller. Modellen har været testet mod andre tilsvarende modeller i et internationalt harmoniseringssamarbejde, hvor den har vist fine resultater. Der har i en tilsvarende vidensyntese for OML lugt modellen været peget på behovet for en forbedring af modellens algoritmer for bygningseffekter. Dette arbejde vil naturligvis også komme OML-dep modellen til fordel. OML-dep mangler fortsat en implementering af et detaljeret modul for beskrivelse af tørafsætningen til forskellige overfladetyper. Der anvendes for tiden et modul som blev udviklet til anvendelse i ACDEP-modellen. Endvidere mangler der i stort grad måledata til validering af OML-dep's evne til at beskrive afsætning i nærområdet omkring en NH_3 kilde. Det sidste vil til dels blive afhjulpet med de igangsatte eksperimentelle aktiviteter inden for VMP-III forskningsprogrammerne.

Summary

This scientific review concerns a qualitative analysis of state-of-the-art within the description of the governing processes for emission, dispersion, transport, transformation and deposition of atmospheric nitrogen compounds. The analysis is made with the aim of evaluating on an international level the Danish model tools for describing local deposition of atmospheric nitrogen.

The Danish model tools for deposition of atmospheric nitrogen will from now on be NERI's model system DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), which is based on the local scale model (OML-dep) coupled to a long range transport model. The long range transport model is currently NERI's Lagrangian model ACDEP (Atmospheric Chemistry and Deposition) Model, but a shift to NERI's Eulerian model DEHM-REGINA is in progress. In this scientific review there is thus made a qualitative evaluation of these three model with respect to international state-of-the-art.

The qualitative analysis in the scientific analysis may be summarised by the two tables for respectively long range transport (ACDEP and DEHM-REGINA) and local scale description (OML-dep).

Comparison of ACDEP and DEHM-REGINA with state-of-the-art within regional models for this area.

	State-of-the-art	ACDEP	DEHM-REGINA
Emission	16 km x 16 km dynamical seasonal variation	16 km x 16 km dynamical seasonal variation	16 km x 16 km – semi-dynamical seasonal variation
Transport	Eulerian 2-way nesting	Trajectories	Eulerian 2-way nesting
Particles	In size distributions	Strongly parameterised	Strongly parameterised
Chemistry	Explicit gas phase, wet phase and particle phase chemical schemes	Reduced chemistry (CBM-IV) – strongly parameterised particle and wet phase chemistry	Explicit gas phase chemistry (56 compounds and 150 reactions) - strongly parameterised particle and wet phase chemistry
Wet dep.	Full wet phase chemistry for cloud and rain drops	Incloud & below cloud scavenging coefficients	Incloud & below cloud scavenging coefficients
Dry dep.	Resistance method with seasonal variation in surface resistance	Resistance method – no seasonal variation in surface resistance	Resistance method – strongly parameterised seasonal variation of surface resistance

Comparison of OML-dep with state-of-the-art within local scale models in this area

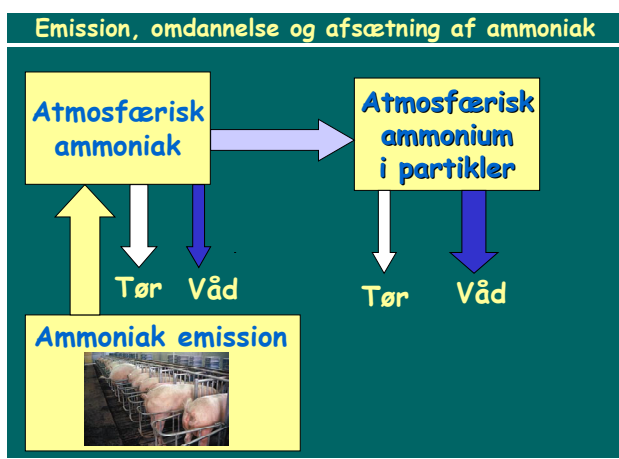
	State-of-the-art	OML-DEP
Emission	Farm level – dynamical seasonal variation	Farm level – dynamical seasonal variation to be implemented
Transport	Detailed plume calculation – mainly complex description in CFD models	Standard Gaussian plume calculation
Particles	No particles	No particles
Chemistry	Strongly parameterised first order chemistry	No chemistry
Wet dep	No wet dep.	No wet dep.
Dry dep.	Resistance method with seasonal variation in surface resistance	Resistance method – Non seasonal variation in surface resistance

NERI's Lagrangian ACDEP model is no longer state-of-the-art within long range transport-chemistry models. The change to the more modern Eulerian model DEHM-REGINA is therefore natural. DEHM-REGINA represents next generation of models in this field and is current state-of-the-art, although there are still room for improvements. This concerns e.g. the newly developed description of seasonal variation in NH₃ emissions that has not yet been implemented in the model. NERI's Eulerian model DEOM, which was the version before DEHM-REGINA has taken part in an inter-comparison between four similar models in Europe. The model did not have the same resolution as several of the other models, men did generally well in the comparison.

NERI's OML models represent state-of-the-art within Gaussian plume models. The model has been tested against other similar models within an international harmonisation society, where it has shown good results. A similar scientific review for odour modelling with the OML-odour model concluded that there is a need for improving the algorithms for building effects. This work will naturally also be an advantage for the OML-dep version. OML-dep still misses an implementation of a detailed module for describing dry deposition to different surface types. Currently a module developed for the ACDEP-model has been implemented. Furthermore there is still strong need for measurement data for validation of the deposition in the nearby area of an NH₃ source. This wil to some degree be solved with the ongoing eksperimental activities within the VMP-III research program.

1 Baggrund

Ammoniak (NH_3) er en farveløs gas/væske med en skarp stikkende lugt. Ved indånding i meget høje koncentrationer er stoffet giftigt for mennesker, og kan da virke ætsende. Er emissionerne af NH_3 på lokal skala meget store, så kan korte episoder med særligt høje koncentrationer skade visse typer af afgrøder såsom tomat og agurk, ligesom blomstringsevnen hos frugttræer kan reduceres (van der Eerden et al., 1998). NH_3 kan endvidere spille en rolle i relation til forurening. I denne vidensyntese er fokus imidlertid på NH_3 's rolle i forhold til belastning med næringssalte af vore naturområder. I denne sammenhæng er NH_3 en kvælstof-forbindelse, som bidrager til eutrofiering af terrestriske (Sharpe and Harper, 1995) såvel som marine økosystemer (Oenema et al., 2004; Smith, 2003). Den atmosfæriske belastning med kvælstof af terrestriske og

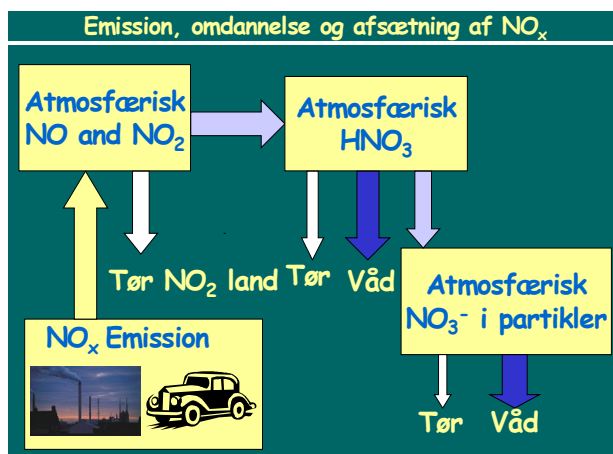


Figur 2. Illustration af ammoniaks skæbne i atmosfæren. Ammoniak udsendes helt overvejende fra husdyrproduktionen i landbruget og kan dels hurtigt afsættes ved tør- og i mindre omfang vådafsætning, og dels hurtigt omdannes til partikulært ammonium. Partikulært ammonium fjernes stort set kun fra atmosfæren ved vådafsætning og denne forbindelse kan derfor transporteres gennem atmosfæren over meget store afstande (>1000 km).

marine økosystemer er skematisk illustreret i Figur 1. Kvælstof (N) er det begrænsende næringsstof for mange økosystemer (Kronvang et al., 1993; Vitousek and Howarth, 1991), og selv begrænsede ekstra tilførsler kan i nogle tilfælde medføre væsentlige ændringer af økosystemerne. For det terrestriske økosystem er N et næringsstof, som kan optages direkte i planterne gennem bladene eller indirekte gennem optag af N-holdigt jordvand (Sparks et al., 2001; Sparks et al., 2003). Dette N optag kan ændre konkurrenceforholdene for økosystemets organismer, således at mere næringsstofkrævende plantearter kan indvandre. Mættes et økosystem med N begynder en udvaskning i form af nitrat (NO_3^-), som det bl.a. kendes fra landbrugsområder (Joelsson and Kyllmar, 2002; Kyllmar et al., 2005; Vagstad et al., 2004). Udvasningen trækker andre næringsioner med sig hvorved jordbunden forures, hvilket igen påvirker vegetationen (deVries et al., 1994; deVries et al., 1995; Kros et al., 2004; vanderSalm et al., 1996).

Det er almindeligt inden for atmosfære-kemien, at NH_3 og dets partikelbundne reaktionsprodukt ammonium (NH_4^+) til sammen betegnes NH_x . Denne terminologi er derfor anvendt i det følgende. Skæbner i atmosfæren for denne gruppe af såkaldt reducerede kvælstofforbindelser er illustreret i Figur 2. NH_x udgør den ene af to grupper af kvælstofforbindelser, som hver bidrager stort set ligeligt til den atmosfæriske baggrundsbelastning med N i Danmark (Ellermann et al., 2004).

Kilderne til atmosfærisk NH_3 er mange og inkluderer bl.a. sved fra mennesker, udstødningsgas fra biler,



Figur 3. Illustration af kvælstofoxidernes skæbne i atmosfæren. Kvælstofoxiderne dannes i forbindelse med forbrændingsprocesser fx relateret til trafik, industri og kraftvarme produktion. Kvælstofoxiderne udsendes som kvælstofmonoxid (NO) og kvælstofdioxid (NO_2). I forhold til afsætningen, deponeres NO hverken ved tør- eller vådafsætning, men omdannes imidlertid ganske hurtigt til NO_2 . Tilsvarende udvaskes NO_2 heller ikke fra atmosfæren, men kan derimod tørafsættes til vegetation mv. Under transporten omdannes NO_2 til salpetersyre (HNO_3), som hurtigt kan afsættes, men som også hurtigt omdannes til partikulært nitrat (NO_3^-). NO_3^- fjernes ligesom partikulært ammonium stort set kun ved vådafsætning og kan derfor transporteres over store afstande (>1000km).

ekskremitter fra kæledyr og vilde dyr, fordampning fra lossepladser mm. (Sutton et al., 2000). Globalt set er de største kilder til atmosfærisk NH_3 imidlertid helt overvejende relateret til landbrugsaktiviteter (Bouwman et al., 1997). I dele af den vestlige verden udgør alene denne andel mellem 85% og 100% af udslippet (Anderson et al., 2003; Sutton et al., 2000). For det danske udslip skønnes ca. 98% således at stamme fra landbrugsaktiviteter (Gyldenkaerne et al., 2005). Selv i de vestlige lande kommer der imidlertid et lille bidrag fra en helt anden type kilde – det drejer sig om udslip fra personbiler med katalysator (for Danmark ca. 2%).

Den anden gruppe af atmosfæriske kvælstofforbindelser omfatter kvælstofoxiderne (NO_y), som dannes ud fra atmosfærens fri kvælstof (N_2) ved forbrændingsprocesser i forbindelse med trafik (for Danmark omkring 64% af NO_x) samt kraftvarmeværker, industri mm. Disse såkaldt oxiderede N forbindelsers skæbne i atmosfæren er illustreret i Figur 3. Da de to grupper af kvælstofforbindelser (NH_3 og NO_y) bidrager ligeligt til den atmosfæriske belastning med N i Danmark, så foretages der i det følgende en beskrivelse af metoderne til bestemmelsen af afsætningen af lokale og lang-

transporterede bidrag for NH_x samt tilsvarende for afsætningen af NO_x .

Den atmosfæriske tilførsel af N til følsomme økosystemer kan resultere i betydelige ændringer i artssammensætningen (Bobbink and Roelofs, 1995). I relation til den atmosfæriske belastning med N taler man om et økosystems "tålegrænse", dvs. den maksimale belastning et givet økosystem kan klare før det vil begynde at ændre funktionsmåde eller artssammensætning (Kuylenstierna et al., 1998).

Tålegrænserne for de mest følsomme økosystemer er overskredet i store dele af Europa (Bak, 2001; EEA, 1995). Overskridelserne er især store i områder med stor landbrugsaktivitet som fx Holland, dele af Frankrig og England samt ikke mindst Danmark. For de danske områder med stor landbrugsaktivitet er andelen af N som stammer fra NH_x skønnet til at udgøre ca. 50% af den samlede atmosfæriske N belastning af naturen (Ellermann et al., 2003). Af denne andel stammer et væsentlig bidrag imidlertid fra langtransport. Betragtes den samlede atmosfæriske afsætning af N forbindelser viser analyserne, at kun ca. 38% stammer fra danske kilder (Ellermann et al., 2003). Beregninger for Danmark har vist, at selv uden bidraget fra lokale kilder vil tålegrænserne for de mest følsomme terrestriske økosystemer fortsat være overskredet (Hertel et al., 2003).

1.1 Den regionale belastning med atmosfærisk kvælstof

Hovedparten af den N, som langtransporteres i atmosfæren, bliver transporteret i form af forbindelser bundet til partikler (Hov and Hjollo, 1994) – dvs. i form af NH_4^+ og NO_3^- . Disse N forbindelser befinder sig overvejende i den størrelsesfraktion af partikler (med en diameter omkring ca. 1 μm), hvor hastigheden for tørafsætning er mindst (Ruijgrok et al., 1995). I baggrundsområderne domineres den atmosfæriske belastning således generelt af afsætningen med nedbøren af N forbindelser bundet til partikler (Hertel et al., 2003).

Udviklingen i baggrundsbelastningen med atmosfærisk kvælstof i Danmark følges inden for Baggrunds Overvågningsprogrammet (BOP) (Ellermann et al., 2003). Inden for BOP anvendes en kombination af målinger og modelberegninger ved vurderingen af den atmosfæriske N afsætning. Målingerne anvendes til at vurdere de aktuelle niveauer i koncentrationer og afsætninger samt sæsonvariationer og udviklingstendenser i disse niveauer. Beregningerne med modellerne anvendes til at vurdere belastningen på enkelte farvande og landområder (fx kommuner og amter) samt til at vurdere kildefordelinger og andelen som stammer fra danske kilder.

Vådafsætningen af blandt andet N forbindelser måles ved syv stationer fordelt ud over landet. I perioden 1989 til 2003 er der observeret et statistisk signifikant fald på 25% i den gennemsnitlige målte vådafsætning af NH_4^+ på stationerne (Ellermann et al., 2004). For NO_3^- er der målt et gennemsnitligt fald på 10% på målestationer, men i modsætning til tallene for NH_4^+ er faldet ikke statistisk signifikant (Ellermann et al., 2004).

Der er her tale om store år til år variationer ikke mindst som følge af store udsving i nedbør.

Direkte målinger af tørafsætning er meget ressourcerekrævende, og derfor er det inden for overvågningsprogrammet valgt at estimere tørafsætningen af atmosfæriske N forbindelser. Denne estimering sker på baggrund af målte koncentrationer i luften ved seks målestationer fordelt ud over landet, afsætningshastigheder beregnet ud fra aktuelle meteorologiske data samt antagelser om overfladens beskaffenhed (Ellermann et al., 2003). Koncentrationerne af NH_x i luften har vist statistisk signifikante fald på målestationerne på mellem 36% og 45% over perioden 1989 til 2003 (Ellermann et al., 2004). For summen af salpetersyre (HNO_3) og nitrat (NO_3^-) (denne sum betegnes inden for BOP som sum-nitrat) er der for 5 ud af 6 målestationer observeret signifikante fald på 19 til 27% over perioden (Ellermann et al., 2004). Målingerne af kvælstofdioxid (NO_2) tyder på et mindre fald, men data er mindre komplette end for de øvrige målte stoffer og kan derfor ikke vurderes statistisk.

Analysen af den samlede afsætning bestemt ved summen af målt vådafsætning og estimeret tørafsætning af atmosfærisk N til de danske landområder viser, at der er sket et ca. 22% fald over perioden 1989 til 2003 (Ellermann et al., 2004).

For 2003 blev den samlede atmosfæriske afsætning af kvælstof til de danske landområder beregnet til ca. 85.000 tons N, hvoraf knapt halvdelen stammer fra europæiske emissioner af NH_3 (Ellermann et al., 2004). Usikkerheden på beregningerne er stor og skønnes til ca. 50%. Metoderne bag beregningerne og baggrunden for vurderingen af usikkerheder er beskrevet i de efterfølgende afsnit.

1.2 Afsætning af atmosfærisk kvælstof i nærområdet omkring kilden

Den direkte afsætning på overfladen – tørafsætningen – sker primært i nærområdet. Det har således været anført at ca. 50% af emissionen af NH_3 afsættes inden for de nærmeste 50 km fra kilden (Ferm, 1998). Denne andel afhænger imidlertid meget af de lokale forhold, og andre referencer har peget på en noget mindre afsætning tæt ved kilden.

Resultaterne fra det danske overvågningsprogram viser, at den regionale belastning med atmosfærisk N er faldet over perioden 1989 til 2003. I samme periode er der imidlertid ligeledes sket en betydelig strukturforandring i det danske landbrug (Gyldenkaerne et al., 2005). Mange små og mellemstore gårde er blevet opkøbt og lagt sammen, således at antallet af bedrifter er faldet betydeligt. Derved er bl.a. svineproduktionen blevet samlet i store produktioner af mere industri lignede karakter. Det betyder, at lokalt set er emissionen af NH_3 fra husdyrproduktion ligeledes samlet ved et reduceret antal kilder som til gengæld er meget store (Gyldenkaerne et al., 2005). Dette kan potentielt give anledning til store lokale belastninger af naturen i nærområdet ved disse kilder.

I nærområdet omkring gårde med stor husdyrproduktion kan den atmosfæriske N afsætning være fuldstændig domineret af bidraget fra det lokale udslip af NH_3 (Sutton et al., 2003). I et sådant nærområde kan

den årlige atmosfæriske afsætning af N nedstrøms fra store bedrifter i de fremherskende vindretninger ligge på 50 til 100 kg N/ha alt afhængig af afstanden til kilden samt emissionens størrelse.

Vurdering af den relative betydning af regionale kontra lokale bidrag til afsætningen af N i et område er naturligvis af stor betydning i forbindelse med reguleringer. Hidtil har det bedste tilgængelige danske værktøj til bestemmelse af afsætning af NH_3 fra husdyrproduktion været i form af modellen i VVM manualen (Bak, 2003). DMU arbejder imidlertid ihærdigt på at få færdig-udviklet nye og bedre værktøjer til beregning af de lokale og regionale bidrag til den atmosfæriske N afsætning. Det kommende værktøj til vurdering af NH_3 afsætningen i nærområdet omkring lokale kilder er OML-dep modellen, som indgår i DMU's modelsystem DAMOS (Danish Ammonia Modelling System). OML-dep og DAMOS er de centrale værktøjer, som er udgangspunktet for vurderingen i denne vidensyntese.

Det er helt afgørende, at modelværktøjer på dette område valideres grundigt ved detaljerede sammenligninger med resultaterne fra eksperimentelle studier. I denne forbindelse er det ikke trivielt gennem analyser af målte koncentrationer af fx NH_3 at adskille de lokale og de regionale bidrag. Dertil kræves et godt og gennemtænkt design af de eksperimentelle studier samt en stor teoretisk indsigt.

1.3 Problemafgrænsning

Formålet med denne vidensyntese er at belyse state-of-the-art inden for værktøjer til beskrivelse af landbrugsbedrifters belastning med NH_3 til lokale naturområder. Samtidig er det målet at belyse værktøjer til bestemmelse af det atmosfæriske baggrundsbidrag med N forbindelser.

Rapporten indledes med et kapitel, hvor den aktuelle viden inden for den basale state-of-the-art modelbeskrivelse af processerne for udslip, transport, kemisk omdannelse og afsætning behandles og diskuteres i forhold til resultaterne af eksperimentelle studier, og i forhold til de krav det stiller at give en god beskrivelse af afsætningen af atmosfæriske N forbindelser fra henholdsvis lokale og regionale kilder. I gennemgangen diskuteres regional- og lokal-skala modellernes evne til at beskrive de styrende processer. Da fokus er på lokal-skala modellerne, vurderes de enkelte fysiske og kemiske processer hele tiden i forhold til betydningen for resultaterne på lokal-skala. Tilsvarende vurderes de regionale modeller ud fra en bedømmelse af betydningen af præcisionen i resultaterne for samlet belastning af nærområdet omkring en større kilde. De danske modelværktøjer sammenholdes kvalitativt med hvad der sker internationalt.

I et efterfølgende kapitel foretages en perspektivering på området. I den forbindelse vurderes behovet for aktiviteter som ligger ud over de allerede planlagte inden for VMP-III forskningsprojekterne. Det sidste vil tjene som rettesnor for ansøgninger til de supplerende forskningspakker under VMP-III.

Spredning omkring bygninger ved kilden kan have stor betydning for afsætningen af NH_3 i nærområdet.

Dette emne behandles indgående i vidensyntesen for spredning af lugtstoffer fra landbrugsbedrifter (Olesen et al., 2005), hvor OML modellen ligeledes indgår som det centrale værktøj. Derfor henvises til denne vidensyntese for en detaljeret vurdering af algoritmerne til beskrivelse af disse effekter. Selv om denne vidensyntese for modellering af lugt-gener vedrører en anden version af OML modellen, så vil den planlagte udvikling af nye algoritmer for håndtering af bygningseffekter ligeledes finde anvendelse i OML-dep. Arbejdet i de to VMP-III program dele er således koblet tæt sammen.

2 Procesbeskrivelser

Den overordnede målsætning med dette kapitel er at beskrive state-of-the-art inden for beskrivelsen af de processer som indgår i en modellering af afsætningen af atmosfærisk N på lokal skala. I denne beskrivelse lægges der særlig vægt på afsætningen af NH_3 . Imidlertid består den atmosfæriske belastning med N forbindelser af afsætningen af såvel langtransporteret forurening som bidrag fra de lokale udslip. I en samlet vurdering af belastningen med atmosfærisk N til et område er det således nødvendigt at tage højde for begge disse bidrag.

Når man skal beregne afsætningen til et lokalområde kræves en beskrivelse af såvel koncentrationen af de forskellige N forbindelser i luften som deres afsætningshastigheder. Hvor det sidste er en funktion af de aktuelle meteorologiske forhold samt for tørafsættningens vedkommende ligeledes af overfladens beskaffenhed, så er koncentrationen af N forbindelser i luften primært en funktion af luftmassens historie. Luftmassens historie involverer alle de atmosfæriske fysiske og kemiske processer fra udslip, kemisk omdannelse, over transport og spredning til våd- og tørafsætning (se principskitzen i Figur 1).

2.1 Udslip af kvælstofforbindelser til atmosfæren

På Europæisk plan indsamler EMEP og CORINAIR (www.emep.int) data for de samlede årlige udslip af de "klassiske" luftforureninger (dvs. svovldioxid, kvælstofoxider, kulbrinter og ammoniak) i et gitternet med en geografisk opløsning på $50\text{ km} \times 50\text{ km}$. Inden for GENEMIS projektet under det europæiske EUROTRAC (www.gsf.de/eurotrac) forskningsprogram udarbejdede man en mere detaljeret opgørelse for udslippet på land i de daværende EU lande opgjort bl.a. for et gitternet med en opløsning på $16,67\text{ km} \times 16,67\text{ km}$ for året 1994. Opgørelsen indeholdt ikke tilsvarende information for emissionerne fra skibstrafik, og for disse data er EMEP's opgørelse på $50\text{ km} \times 50\text{ km}$ derfor den bedste tilgængelige information. I denne ganske detaljerede opgørelse for emissioner over land havde man en sæsonvariation, som var baseret på informationer relateret til bl.a. trafik og industri, mens beskrivelsen af variationen i fx udslip fra landbrugskilder var stærkt simplificeret. For landbrugskilder anvendte man således en sinus funktion foreslået af (Asman and Van Jaarsveld, 1992) - en beskrivelse som ligeledes anvendes i EMEP modellens forskellige versioner (Hov et al., 1994; Olendrzynski et al., 2000). Ved anvendelsen af sinus funktionen antages maksimum i forår og sommer og minimum i efterår og vinter. DMU har på baggrund af EMEP's opgørelser samt informationer fra GENEMIS arbejdet og en meget detaljeret opgørelse for Danmark udarbejdet en opgørelse af de årlige udslip af luftforureninger (kvælstofoxider, svovldioxid, kulbrinter og ammoniak) ligeledes for et gitternet med en opløsning på $16,67\text{ km} \times$

$16,67\text{ km}$ for hele det europæiske område i perioden 1985 til 2002 (Hertel et al., 2002; Skjøth et al., 2004).

Udslip af NH_3 opgøres, ligesom det i øvrigt gælder for de øvrige luftforureninger, sædvanligvis ved værdier på årsbasis, som er angivet for et gitternet med større eller mindre geografisk opløsning (Bouwman et al., 1997; Dragosits et al., 1998; Olivier et al., 1998; Sutton et al., 2000) - dvs. opgørelser for de samlede årlige udslip angivet for et gitternet med en givet opløsning. Beregninger af afsætning af NH_3 relateret til udslip på bedriftsniveau stiller imidlertid store krav til kvaliteten af informationerne om udslippet. Dette gælder især et krav om såvel meget stor tidslig som geografisk opløsning i opgørelserne (Hutchings et al., 2001). Disse krav til opløsningen kan ikke honoreres med de nuværende opgørelser fra EMEP og CORINAIR, eller for den sags skyld med de tidligere indsamlede data fra GENEMIS arbejdet. Operationelt på national skala kan man til gengæld finde opgørelser for udslippet på $5\text{ km} \times 5\text{ km}$ i Storbritannien (Dragosits et al., 1998) såvel som Holland (Duyzer et al., 2001). Der findes således en række eksempler på modeller, som netop anvender opgørelser for NH_3 udslippet med en geografisk opløsning på fx $5\text{ km} \times 5\text{ km}$ (Buijsman et al., 1998; Fournier et al., 2002; Singles et al., 1998). OPS modellen i Holland har tilmed været anvendt i versioner med en opløsning på såvel $500\text{ m} \times 500\text{ m}$ (Pul et al., 2004) som $250\text{ m} \times 250\text{ m}$ (Duyzer et al., 2001) i forbindelse med netop kortlægninger af tørafsætningen af NH_3 .

Når NH_3 udslippet opgøres på bedriftsniveau, er der behov for proces - orienterede modeller for udslippet. Denne type modeller for emissionen tager højde for forskelle i udslip, som er relateret til anvendelse af forskellige produktionsmetoder i landbruget (Bussink and Oenema, 1998). I den hollandske MESTAMM model (Oudendag and Luesink, 1998) spores kvælstoffet således gennem hele produktionssystemet. AMMSO modulet i MESTAMM kan beregne udslip relateret til produktionen af otte forskellige typer husdyr og syv forskellige typer afgrøder. I dette tilfælde er udbringningsmetoderne helt afgørende for udslippets størrelse og fordeling. Usikkerheden i sådanne opgørelser er betydelig og ligger almindeligvis i intervallet mellem 50% og 250%. Usikkerheden afhænger i denne forbindelse af hvilke typer stald- og lagerbygninger der anvendes, samt af den anvendte udbringningsmetode (Leneman et al., 1998).

Beskrivelsen af sæsonvariation for NH_3 udslippet har hidtil været stærkt simplificeret i de gængse transport - kemi modeller. Enten er der anvendt en stærkt forenklet sinusfunktion med maksimum i foråret, som det fx gøres i den hollandske TREND model (Asman and Van Jaarsveld, 1992), eller man har ligefrem benyttet en konstant værdi over året, som fx i den engelske FRAME model (Singles et al., 1998). Eksperimenter med udspreddning af gylle i Holland har imidlertid vist, at afdampningen af NH_3 afhænger af forhold som udbringningsmetode, stedet hvor udslippet finder sted, gyllens indhold af N samt de aktuelle meteorologiske forhold (primært temperatur og vind) (Huijsmans et al., 2003). Tilsvarende undersøgelser over det amerikanske kontinent har vist en betydelig sæsonvariation i NH_3 udslippet (Anderson et al., 2003; Battye et al., 2003; Gilliland et al., 2003). Disse undersøgelser har endvidere vist, at udslippet på det ameri-

kanske kontinent især afhænger af temperaturen i det eksterne miljø (Aneja et al., 2003). Fordampning af NH_3 fra staldbygninger afhænger især af ventilation (Seedorf et al., 1998a), men også af temperaturen inde i bygningerne (Seedorf et al., 1998b; Wathes et al., 1998).

Da NH_3 er atmosfærens vigtigste alkaliske komponent har den tidsmæssige variation i emissionen stor indflydelse på andre atmosfæriske forureningskomponenter (se afsnittet om kemi). Indførelse af en sæsonvariation af NH_3 udslippet i den regionale transport-kemi model CMAQ forbedrede resultaterne for vådafsætningen af NH_4^+ samt de atmosfæriske koncentrationer af NO_3^- og NH_4^+ , når man sammenlignede resultaterne med måledata (Gilliland et al., 2003). En ny dynamisk model beskrivelse af NH_3 emissioner, som reflekterer de lokale forhold så som klima, landbrugspraksis samt variationer i aktuell meteorologi (primært temperatur og vindhastighed), er netop udviklet på DMU (Gyldenkaerne et al., 2005; Skjoth et al., 2004). Også i dette tilfælde viser analyser af beregningsresultater, at når beskrivelsen af sæsonvariationen af udslippet forbedres, så opnår man betydeligt bedre overensstemmelse mellem målte og beregnede koncentrationer af NH_3 (Skjoth et al., 2004). Resultater fra (Skjoth et al., 2004) viser også, at når sæsonvariationen i udslippet ændres, så ændres de beregnede årlige middeldkoncentrationer af NH_3 , hvilket igen indikerer, at også den beregnede tørafsætning vil ændre sig. Hele eller dele af den dynamiske modelbeskrivelse af udslippet forventes inden for en overskuelig fremtid at være brugbar for en generaliseret model for afsætningen på lokal skala.

En god beskrivelse af afsætningen af kvælstofoxider stiller ikke samme krav til høj geografisk opløsning i opgørelserne for udslippet, som det er tilfældet for NH_3 . Det skyldes, at betydningen af den lokale afsætning af det direkte udslip af kvælstofoxider er mindre væsentlig, end det er tilfældet for NH_3 . Årsagen her til er især forskellene i afsætningshastigheder (se senere afsnit om tørafsætning).

2.2 Transport

Inden for langtransport af luftforurening er der grundlæggende to typer af modeller som tages i anvendelse – det drejer sig om hhv. de Lagrangianske og de Eulerske modeller (Seinfeld and Pandis, 1998). Beskrivelsen af transporten er grundlæggende forskellig i de to modeltyper, hvorimod beskrivelsen af de øvrige processer i modellerne i princippet kan være identiske.

I den Lagrangianske model følges en given luftpakke langs en transportvej (en såkaldt trajektorie) frem til et valgt beregningspunkt. Trajektorien beregnes på baggrund af oplysninger om vindretninger og vindhastigheder i gitterfelter for hele beregningsområdet – ofte beregnet med en meteorologisk model. Beregningen foretages typisk 4 døgn bagud i tiden fra det valgte beregningspunkt (Hov et al., 1994), men der findes ligeledes eksempler på modeller, hvor man regner frem i tiden og følger en luftpakke fra kilden og ud i modelområdet (Asman and Van Jaarsveld, 1992). Svagheden ved den sidste type Lagrangeske modeller

er, at man ikke har mulighed for at beskrive interaktionen mellem bidragene fra forskellige kilder og derfor må anvende meget forenklet kemi. Den første udgave af EMEP modellen (Eliassen et al., 1982), som blev anvendt til bestemmelse af belastningen med luftforurening i Europa, er et eksempel på en Lagrangiansk model med anvendelse af baglæns trajektorier. Størrelsen på fejlen i bestemmelsen af trajektorierne er naturligvis helt afgørende for kvaliteten af beregningerne af luftforurening. Fejl i størrelsesordenen 20% af transportvejen er ganske typiske (Stohl, 1998), og derfor anvendes sjældent trajektorier som går mere end 4 dage tilbage i tiden. En 20% fejl betyder i denne sammenhæng, at efter 1000 km transport kan trajektorien ende op til 200 km fra det sted, hvor den burde have været. Sammenligninger mellem beregnede trajektorier og spredningsforsøg med balloner har bekræftet, at fejlene i nogen tilfælde kan være meget betydelige (Stohl and Koffi, 1998). En anden svaghed ved de Lagrangianske modeller ligger i beskrivelsen af diffusion af luftforurening. I modellen følges en luftpakke, som ikke fortyndes under vejs. DMU's ACDEP model (Hertel et al., 1995) er ligeledes en Lagrangiansk model, hvor man har foretaget en slags korrektion for den manglende beskrivelse af diffusion. Under transporten langs trajektorien foretages en middelværdi af udslippene over en strækning omkring trajektorien som udgør 1/10 af den tilbageværende afstand til beregningspunktet. I ACDEP antages det, at luftpakken er repræsenteret ved en 2 km søjle fra overflade og oppefter. Opblandingen foretages ved diffusion mellem 10 forskellige lag. Ved denne fremgangsmåde tages der højde for at luftforurening i nogle tilfælde kan fanges i højere liggende lag. Det skyldes variationer i den højde hvor til luftforureningen blandes op – det såkaldte grænselag. Svagheden ved denne metode er at vindhastigheden almindeligvis stiger med højde og luftforurening ved overfladen normalt ikke transporteres lige så hurtigt som forurening i højere liggende lag. Metoden i ACDEP er imidlertid blevet fremhævet som den bedste metode til en korrektion, som ikke er stærkt regnetidskrævende (Stohl, 1998).

I Eulerske modeller foretages beregningerne simultant for et net, som dækker hele beregningsområdet (Seinfeld and Pandis, 1998). Eksempler på Eulerske modeller er den nye reviderede EMEP model (Olendrzynski et al., 2000) samt DMU's langtransport modeller DEM (Zlatev et al., 1992), DEHM (Christensen, 1997) og DEHM-REGINA (Frohn et al., 2001). En af styrkerne ved de Eulerske modeller er en generelt god beskrivelse af transporten – en forudsætning er imidlertid, at den geografiske opløsning i modellen er passende høj i forhold til det som skal beskrives. De Eulerske modeller er generelt krævende i forhold til regnetid, specielt når der anvendes en høj geografisk opløsning. En løsning på dette problem kan være anvendelsen af en såkaldt nesting teknik, hvor man har en højere opløsning for et udvalgt område i modellen. Nesting kan foretages 1-vejs (Kessler et al., 2001; Odman and Russell, 1991; Tang, 2002) eller 2-vejs (Frohn et al., 2002). 1-vejs nesting er det enkleste, hvor der i realiteten anvendes to modeller - en model med grov opløsning for hele modelområdet, samt en model med finere opløsning for det udvalgte område. Modellen med den fine opløsning modtager resultater fra beregningerne med modellen med grovere opløsning.

I modellen med 2-vejs nesting er den fine opløsning direkte bygget ind i en integreret model, og der er således direkte kobling mellem den fine og den grove opløsning, hvilket alt andet lige giver en bedre løsning. DEHM-REGINA (Frohn et al., 2001) er et eksempel på en model med 2-vejs nesting. Ved anvendelse af 1-vejs nesting stilles ikke samme krav til kompleks matematisk løsning af ligningssystemerne som ved 2-vejs nesting. Tilsvarende er kravet til regnetid ligeledes mere moderat. Med den stadigt stigende regnekraft, som er til rådighed, har de Eulerske modeller generelt fået en stigende anvendelse, og må i dag anses som state-of-the-art på området.

Ud over de to nævnte modeltyper findes der ligeledes eksempler på såkaldte hybrider, hvor man har kombineret den Eulerske og den Lagrangianske modeltype (Good et al., 2003). Fordelen ved denne fremgangsmåde svarer lidt til situationen med nesting – man kan operere med en højere geografisk opløsning for et udvalgt område. Denne type af modeller er dog ikke så udbredt.

Der anvendes en række forskellige typer af modeller til beskrivelse af spredning på lokal skala. Vi vil her nøjes med at nævne en række eksempler.

FRAME (Singles et al., 1998) modellen er en trajektorie model, som i Storbritannien anvendes til beregning af afsætningen af NH_x på lokal-skala (Fournier et al., 2002; Singles et al., 1998). Metoden er baseret på beregninger af retliniede trajektorier fra det valgte beregningspunkt, hvilket gør bestemmelsen af baggrundsbidraget mindre sikkert. Til gengæld er metoden beregningsmæssig meget hurtig, hvilket gør det muligt at foretage beregningerne med en høj tidslig og geografisk opløsning.

Computational Fluid Dynamic's (CFD) modeller beskriver komplekse flow i diverse systemer – fx spredning omkring bygninger. I de senere år er de blandt andet blevet anvendt til at beskrive spredning af luftforurening i bygader. Modellerne er generelt ganske beregningstunge, men kan til gengæld give ganske detaljerede informationer om selv meget komplekse flow. Europæiske CFD modeller er blevet sammenlignet og vurderet at give omtrent samme flow (Ketznel et al., 2002). Det gælder selv for komplekse bygningskonfigurationer, dog kan der optræde undtagelser for placeringen af hvor spidsværdierne vil opstå, i forbindelse med fx dannelse af en vinddrevet hvirvel mellem bygninger. Beskrivelsen af strømningerne tæt inde omkring bygninger er en særlig problemstilling, som har meget stor indflydelse på koncentrationer og dermed også afsætninger tæt ved den enkelte bedrift. Denne problemstilling er behandlet mere detaljeret i en vidensyntese for lokal-skala spredning af lugt fra husdyrbrug (Olesen et al., 2005).

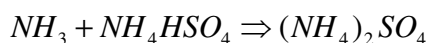
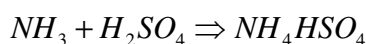
Røgfanemodeller er meget anvendt til lokal-skala beregninger fx i forbindelse med røgfaner fra industri og kraftværker. Den danske OML-model er et eksempel på en moderne type Gaussisk røgfanemodell. I denne type model antages koncentrationsfordelingen omkring centerlinien af røgfanen at følge en normalfordeling. Modellen har indgået i en række sammenligninger inden for et internationalt model harmoniserings arbejde, hvor modellen har klaret sig fint i tests. Transportbeskrivelsen er state-of-the-art inden for denne modeltype, som også rummer modeller som den amerikanske AERMOD (Cimorelli et al., 2004),

den engelske UK-ADMS (se tekniske beskrivelser på: <http://www.cerc.co.uk/software/publications.htm>) og den hollandske OPS (Pul et al., 2004).

2.3 Kemiske reaktioner

I atmosfæren omdannes NH_3 relativt hurtigt til partikel bundet NH_4^+ ved reaktion med luftens sure gasser og partikler (Seinfeld and Pandis, 1998). NH_3 vil stort set altid reagere med svovlsyre (H_2SO_4), hvis der er H_2SO_4 til stede i atmosfæren. Hvis luften indeholder salpetersyre (HNO_3) og/eller saltsyre (HCl), så vil der indstille sig en ligevægt mellem NH_3 , de to syrer samt de ammoniumsalte, som er reaktionsprodukterne. Denne ligevægt afhænger af luftfugtighed og temperatur samt koncentrationen af de tre gasfase komponenter. Der findes flere eksempler på modeller for langtransport af luftforurening, hvor NH_x kemien er stærkt forenklet ved første ordens reaktioner, dvs. der anvendes en fast omdannelses rate fra NH_3 til NH_4^+ . TREND modellen (Asman and Van Jaarsveld, 1992) er en sådan model, hvor man har bestemt omdannelsesraten gennem tilpasning med henblik på at opnå bedst mulig overensstemmelse mellem modellens resultater og måledata. Eksperimentelle studier har tydet på en typisk kemisk levetid af NH_3 på mellem en halv time og et par timer (Erismann et al., 1988; Lenhard and Gravenhorst, 1980), hvor et modelstudie har givet en gennemsnitlig atmosfærisk levetid i Europa på 6,5 timer (Asman and Janssen, 1987). Reaktionerne mellem NH_3 og sure partikler betegnes som heterogene fordi de involverer overfladen af partikler. Den heterogene omdannelse af NH_3 er relativt vel beskrevet i litteraturen, og alligevel volder det generelt nogen vanskeligheder at beskrive hastigheden for denne omdannelse i modellerne.

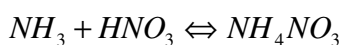
Reaktionen mellem NH_3 og H_2SO_4 foregår meget hurtigt ved en såkaldt irreversibel proces. Reaktionen har været detaljeret studeret i laboratoriet (Baldwin and Golden, 1979; Huntzicker et al., 1980; McMurry et al., 1983). Ved høj luftfugtighed er omdannelsen alene begrænset af den molekylære diffusion af NH_3 til H_2SO_4 partiklerne. Ved lavere luftfugtighed er reaktionen betydeligt langsommere, idet kun 10-40% af sammenstødene mellem NH_3 gasmolekyler og partikler med H_2SO_4 fører til reaktion (Huntzicker et al., 1980; McMurry et al., 1983). Ved små partikler er reaktionen mere effektiv fordi den, som følge af disse partiklers store overflade, begrænses mindre af diffusionsprocessen. Organisk materiale på overfladen af partiklerne kan begrænse optagelsen af NH_3 (Daumer et al., 1992). Det at reaktionen er irreversibel betyder, at når reaktionen først er forløbet, så vil dannede partikel bundne salte, ikke frigives tilbage til de oprindelige gasfase komponenter igen. Reaktionen foregår over to trin, hvorved der dannes henholdsvis ammonium bisulfat (NH_4HSO_4) og ammonium sulfat ($(NH_4)_2SO_4$):



Som følge af den store reaktionshastighed, så antages disse to reaktioner i de fleste transport - kemi modeller

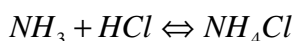
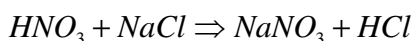
at forløbe øjeblikkelig, se fx (Hov et al., 1994). I den oprindelig version af EMEP modellen blev det endvidere antaget, at der dannes lige store mængder NH_4HSO_4 og $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (man opfandt et kunststof $(\text{NH}_4)_{1/2}\text{SO}_4$) (Sandnes and Styve, 1992). I de senere år er der imidlertid fremkommet et stadig stigende antal modeller med fuld vådfase kemi, hvor omdannelsen i partikulære fase omfatter en beskrivelse af diffusionen af gasserne ind i partiklerne (Gong et al., 2003; Gupta et al., 1995; Korhonen et al., 2004).

I modsætning til reaktionen med H_2SO_4 så er reaktionen mellem NH_3 og salpetersyre (HNO_3) en reversibel proces (Harrison and Pio, 1983; Seinfeld and Pandis, 1998). En række eksperimentelle studier har vist, at et ligevægtsprodukt af gasfase koncentrationerne af NH_3 og HNO_3 , ved mætning af luften med disse gasser, kan udtrykkes alene som funktion af temperatur og luftfugtighed (Stelson et al., 1979; Stelson and Seinfeld, 1982):



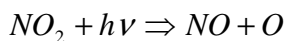
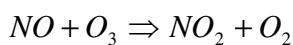
I en række transport - kemi modeller antages en ligevægt at indstille sig øjeblikkeligt. I DMU's ACDEP model antages denne ligevægt at tage 30 minutter (Hertel et al., 1995); en beskrivelse som nu ligeledes er implementeret i DEHM-REGINA modellen (Frohn et al., 2001), der i flere sammenhænge fremover kommer til at erstatte ACDEP modellen.

Udover reaktionerne med H_2SO_4 og HNO_3 kan NH_3 indgå i en reaktion med saltsyre (HCl) og danne ammonium klorid (NH_4Cl) (Pio and Harrison, 1987a). Saltsyre forekommer normalt i relativt små koncentrationer i atmosfæren. Saltsyre kan imidlertid frigives fra havsprøjt partikler, når disse optager HNO_3 . Over hav har man således målt HCl koncentrationer på op til 250 pptv (Harris et al., 1992):



Tilsvarende reaktionen mellem NH_3 og HNO_3 har man gennem eksperimentelle studier bestemt et ligevægtsprodukt ved mætning af luften med disse to gasser (Pio and Harrison, 1987b). Det er imidlertid kun de færreste modeller, som eksplicit har medtaget reaktionen mellem NH_3 og HCl samt NH_4Cl som komponent. Disse indgår generelt kun i modeller med eksplicit vådkemi – dvs. vådfase kemi i atmosfæriske partikler, se fx (Ackermann et al., 1998; Gong et al., 2003).

Gasfase kemien for kvælstofoxiderne (NO_x) er betydeligt mere kompleks end det er tilfældet for NH_3 . Som tidligere nævnt udsendes NO_x hovedsagelig i form af NO, men efter udslippet afhænger fordelingen mellem NO og NO_2 i atmosfæren stærkt af ozon (O_3) koncentrationen:



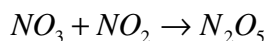
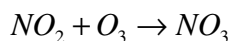
En god beskrivelse af O_3 koncentrationen forudsætter en god beskrivelse af kulbrinte kemien. Den samlede kulbrinte kemi omfatter flere hundrede stoffer og flere

tusinde reaktioner (Atkinson, 1990; Atkinson and Arey, 2003), og praktisk talt alle transport – kemi modeller indeholder derfor en række forenklinger i forhold til kulbrinte kemien. Den videre omdannelse fra NO_2 til salpetersyre foregår ved reaktion med OH radikalet, som ligeledes er styrende for en stor del af kulbrinte kemien i atmosfæren:



OH radikalet dannes i dagtimerne ved tilstedeværelse af sollys (Finlayson-Pitts and Pitts, 1986). Omdannelsen fra NO_2 til salpetersyre foregår med en typisk omdannelseshastighed på ca. 5% i timen (Hertel, 1995). Derfor kan NO_2 transporteres over relativt store afstande, hvilket har stor betydning i forhold til afsætningen.

Om natten har NO_3 radikalet en lignende om end knap så vigtig rolle, som OH radikalet har i dagtimerne (Finlayson-Pitts and Pitts, 1986). I dagtimerne spaltes NO_3 radikalet meget hurtigt ved sollys, hvilket i øvrigt også gælder N_2O_5 radikalet. Om natten medvirker NO_3 radikalet bl.a. til nedbrydning af mange kulbrinter i atmosfæren, og her fungerer N_2O_5 radikalet som et slags reservoir for NO_3 radikalet:



Matematiske modeller med omfattende kemi, som indbefatter mange stoffer og mange reaktioner, bliver hurtigt stærkt krævende i forhold til regnetid. Det er almindeligt at løsningen af kemien tager 80 – 90% af regnetiden i transport - kemi modeller. Det problem findes der flere forskellige måder at komme omkring, som vi her ganske kort vil berøre.

I de tidlige versioner af EMEP's transport - kemi model for Europa (Iversen et al., 1990) anvendtes et stærkt reduceret kemisk skema med prædefinerede koncentrationer af en række af de reagerende stoffer som fx OH og HO_2 radikaler baseret på et sæt af separate modelberegninger (Isaksen and Hov, 1987). Denne fremgangsmåde har store fordele i forhold til regnetid, men er i sagens natur en stærk forenkling som i nogle tilfælde kan give resultater som afviger betydeligt fra virkeligheden.

Inden for kulbrinte-kemien optræder et meget stort antal reaktioner og forbindelser. Leeds Universitet har udarbejdet en MCM "The Master Chemical Mechanism" (<http://chmlin9.leeds.ac.uk/MCM/>) hjemmeside. Her er listet den kemiske nedbrydning af 124 flygtige kulbrinter i atmosfæren, som omfatter over 4.000 forbindelser og over 12.000 reaktioner. Det samlede skema anvendes bl.a. til at teste forskellige reducerede skemaer (Jenkin et al., 2002) med henblik på anvendelse i transport - kemi modeller, idet regnetiden er betydelig såfremt det fulde skema bringes i anvendelse.

En meget anvendt måde at reducere kemiske skemaer på er den såkaldte Carbon – Bond - Mechanism (CBM). I CBM lader man grupper af kulbrinte forbindelser repræsentere ved en enkelt modelkomponent. For nogle af kulbrinterne vælger man endvidere at

betragte reaktive grupper i disse forbindelser som stoffer, der indgår i disse modelkomponenter. CBM-IV (Gery et al., 1989b; Gery et al., 1989a) blev oprindeligt udviklet p.b.a. data fra smog kammer eksperimenter m.h.p. at beskrive dannelsen af fotokemiske produkter i atmosfæren, bla. O_3 . Skemaer som CBM-IV giver ofte meget fine resultater, alligevel er tendensen inden for transport - kemi modellering, at man anvender mere omfattende skemaer med en eksplicit beskrivelse af de vigtigste stoffer og reaktioner. I ACDEP anvendes et CBM-IV skema udbygget med NH_x kemi (Hertel et al., 1995), mens fx DEHM-REGINA anvender et mere eksplicit kemiskema baseret på (Strand and Hov, 1994), men bl.a. udbygget med samme NH_x kemi som ACDEP.

2.4 Vådafsætning

Vådafsætningen af N forbindelser og anden forurening fra atmosfæren finder sted ved optag i såvel skydråber som regndråber. Afsætningen finder sted når regndråberne efterfølgende falder ned på overfladen. Skydråberne er betydeligt mindre end regndråberne og har relativt meget større overflade. I den internationale litteratur på dette område betegnes de to processer for optag som henholdsvis incloud og below-cloud scavenging (Asman, 1995) – dvs. fjernelse henholdsvis i og under skyen. Opholdstiden af en regndråbe i atmosfæren er kort sammenlignet med opholdstiden for en skydråbe. På grund af forskellen i overflade samt forskellen i opholdstid er udvaskningen som følge af optag i skydråber almindeligvis det dominerende af de to bidrag til vådafsætningen.

Generelt set har vådafsætningen især betydning for det regional bidrag til afsætningen af atmosfærisk N i et område (Hov and Hjollo, 1994). Det skyldes primært at vådafsætning er en effektiv fjernelses proces for de N forbindelser, som er bundet til partikler. Til gengæld har vådafsætningen af de lokale udslip af N forbindelser kun lille betydning for den samlede afsætning i lokalområdet. Det skyldes den korte opholdstid i området set i forhold til de relativt få og almindeligvis korte nedbørsepisoder.

Specielt for optaget i skydråber har kemiske reaktioner afgørende betydning for fjernelsen af en række stoffer (Lelieveld and Crutzen, 1991). For en række af disse stoffer begrænses optaget af hvor hurtigt disse stofferne kan omdannes inde i dråben. For andre stoffer er det diffusionen ind i selve dråben, som er begrænsende for den hastighed hvormed de optages. Udviklingen har i de senere år gået i retning af anvendelse af en mere fuldstændig beskrivelse af kemien i dråberne. Dette er helt analogt til beskrivelsen af kemi i atmosfæriske partikler (se afsnit 2.3).

Kvaliteten af nedbørsdata er helt afgørende for beskrivelsen af vådafsætningen. En forbedret geografisk fordeling af nedbøren har således stor indflydelse på hvor godt modellen bestemmer N afsætningen til et givet område. Dette har været vist ved en analyse af resultater med ACDEP modellen før og efter en forbedring af den geografiske opløsning i den meteorologiske model Eta, som leverede input data til modelberegningerne med ACDEP (Skjoth et al., 2002).

Det overordnede princip bag beskrivelsen af vådafsætningen i mange transport – kemi modeller baserer sig på anvendelsen af et fast forhold mellem koncentrationen i dråben og i luften. Kendes dette forhold kan hastigheden hvormed forureningen fjernes (scavenging koefficienten Λ) beregnes som:

$$\Lambda = \frac{S \times I}{H}$$

hvor S er forholdet mellem koncentrationen i luften og i dråben (såkaldt scavenging ratio), I er nedbørsintensiteten og H er højden over hvilken der sker fjernelse ved vådafsætning. I de mere enkle modelbeskrivelser, som fx beskrivelsen i DEHM-REGINA (Frohn, 2004), ses bort fra afhængigheden af nedbørsintensiteten. I dette tilfælde anvendes en konstant fjernelses rate.

Scavenging ratio i skyen afhænger for gasser blandt andet af stoffets opløselighed i vand, vandindholdet i skyerne samt temperaturen. Der findes forskellige udtryk for scavenging ratio, men et eksempel er det som anvendes i (Hertel et al., 1995):

$$S = \frac{1}{\frac{(1-cl)}{(H_{eff} \times R \times T)} + cl}$$

hvor cl er vandindholdet i skyen, H_{eff} er den effektive Henry's lov koefficient (udtryk for gassens opløselighed i vand), R er gaskonstanten og T er temperaturen.

I ACDEP anvendes en beskrivelse af scavenging koefficienter for optaget i regndråber (below-cloud scavenging), som afhænger af nedbørsintensiteten (Asman, 1995). For en populærvidenskabelig beskrivelse på dansk af disse modelbeskrivelser se ligeledes (Asman and Jensen, 1994).

Vådafsætningen af luftforurening er ikke inkluderet i lokal-skala modellen OML-dep's modelbeskrivelse, og det gælder ligeledes for en række andre lokal-skala modeller. Baggrunden er, som tidligere nævnt, at betydningen af dette bidrag for afsætningen i lokalområdet vurderes at være meget lille.

2.5 Tøraftsætning

Tøraftsætningen afhænger af en lang række faktorer, der varierer i relativ betydning afhængig af atmosfærens tilstand, overfladens fysisk - kemiske og biologiske egenskaber samt de fysisk - kemiske egenskaber ved de stoffer som afsættes.

Tøraftsætningen af gasser og små partikler ("fine mode" med en diameter $< 1\mu m$) beskrives ofte som en transport over flere forskellige trin. Der anvendes her en analogi til Ohm's lov i elektricitetslæren (Wesely, 1989). Denne beskrivelse af tøraftsætningen kaldes resistans metoden, hvor man taler om "modstanden" mod transport til overfladen. Afsætningshastigheden defineres som den reciprokke værdi af den samlede modstand mod transport til og afsætning på overfladen:

$$v_d = \frac{1}{R_t} = \frac{1}{R_a + R_b + R_c}$$

hvor V_a er hastigheden for tørafsætningen (m/s), R_a er den aerodynamiske (turbulens dominerede) modstand (s/m), R_b er modstand i det laminare grænselag (s/m) og R_c er overflademodstanden (s/m). For en del stoffer er en enkelt af disse modstande generelt styrende for afsætningshastigheden og for andre er det en kombination af flere af modstandene. Hvad de enkelte modstande står for beskrives i det følgende.

Det første trin i resistans metoden er modstanden i den "frie" atmosfære, hvor stofferne transporteres ved turbulente bevægelser ned mod overfladen. Transport gennem den frie atmosfære skal her overvinde den aerodynamiske modstand:

hvor stabiliteten i atmosfæren indgår ved en similaritets funktion se fx (Seinfeld and Pandis, 1998), κ er von Karman's konstant (~0.4), u_* (m s⁻¹) er friktionshastigheden, z_{ref} (m) er referencehøjden dvs. den højde hvor-

$$r_a = \frac{1}{\kappa u_*} \log\left(\frac{z_{ref}}{z_0}\right) + \text{stabilitetsled}$$

fra afsætningen beregnes, og, z_0 (m) er ruhedshøjden. Friktionshastigheden er et udtryk for den mekaniske turbulens, som dannes ved vindens opbremsning mod overfladen. Ruhedshøjden udtrykker hvor ru overfladen er, og har dermed indflydelse på bl.a. friktionshastigheden – en skov og et byområde har fx større ruhedshøjde end en græsmark og en vandoverflade.

Tæt ved overfladen befinder der sig et ganske tyndt lag af stillestående luft. Luftbevægelserne i dette tynde lag, som betegnes det laminare grænselag, er parallelle med overfladen. Gennem dette lag sker transporten af gasser og meget små partikler (diameter < 0,1µm) derfor ved almindelig molekylær diffusion. Man taler her om en laminar grænselags modstand. For de lidt større partikler har tyngdekraften indflydelse på afsætningshastigheden. Partikler, som indeholder NH_4^+ og NO_3^- , findes overvejende i størrelsesintervallet 0,1 til 1µm. For disse partikler sker transporten gennem det laminare lag dels ved diffusion og dels ved impaktion. Impaktion er når partiklerne så at sige "slynges" gennem det laminare lag og rammer overfladen som følge

$$r_b = \frac{5Sc^{2/3}}{u_*}$$

af deres masse og deraf følgende inert. Der anvendes forskellige udtryk for grænselagsmodstanden, men et eksempel ser således ud (Wesely, 1989):

hvor S_c er Schmidt tallet (enhedsløs), som udtrykker forholdet mellem luftens viskositet (cm²/s) (træghed) og gassen eller partiklens diffusionshastighed (cm²/s).

Sidste trin er optaget i eller på selve overfladen, hvor man taler om en overflademodstand. Denne proces afhænger af såvel overfladens som stoffets fysiske og kemiske egenskaber. Er der tale om våde overflader er stoffets opløselighed i vand af afgørende betydning. For en overflade med plantedække er optaget gennem planternes spalteaåbning (stomata) en væsentlig faktor for en række stoffer – det gælder blandt andet NO_2 . I mange modeller er overflademodstanden givet en konstant værdi, fx i ACDEP modellen (Hertel et al., 1995), eller der anvendes forskellige sæsonværdier for fx sommer og vinter, som det fx er tilfældet i DEHM-

REGINA (Frohn et al., 2001). I denne forbindelse er det specielt variationen i vegetationen samt sne og isdække som har betydning for overflademodstanden.

I mange modeller, som anvender resistansmetoden, er beskrivelsen af overflademodstanden det mest komplekse af de tre led. Det er almindeligt at anvende en "Big-Leaf" tilgang (Fowler, 1978; Wesely and Hicks, 1977), hvor overflademodstanden yderligere opdeles i en række modstande fx for forskellige dele af plantedækket. For en række gasser kan det være relevant at opdele i en modstand relateret til plantens stomata, til en bladdel for modstanden i bladens yderste dele samt en jorddel for optag direkte i jord (Grunhage and Haenel, 1997; Wesely and Hicks, 2000).

For den bedst mulige beskrivelse af tørafsætningen af NH_3 kompliceres billedet af, at planter under visse omstændigheder kan frigive NH_3 . Eksperimentelle studier har således vist, at spredning af kunstgødning såvel som klipning kan få græs til at frigive NH_3 (Milford et al., 2001; Nemitz et al., 2004). Generelt indeholder planter N i form af NH_4^+ og NO_3^- . Disse næringsstoffer befinder sig hovedsagelig i væskedelen (apoplasten) mellem plantens celler. Da planternes apoplast indirekte har kontakt til atmosfæren, vil NH_4^+ i planternes apoplast indstille sig i ligevægt med koncentration af NH_3 i den omgivende luft. Transporten af NH_3 kan således være rettet både ud af og ind i planten, afhængig af koncentrationen i de to medier. Dermed kan man definere et kompensationspunkt (Farquhar et al., 1980), hvor der ved en given NH_3 koncentration ikke længere afsættes NH_3 i planten. Kompensationspunktet varierer mellem forskellige typer af planter og afhænger af NH_4^+ indholdet og pH i planten, hvilket gør det vanskeligt at opstille en generel model som kan anvendes i transport – kemi modeller. Specifikke modeller for overflademodstanden, som ligeledes beskriver et kompensationspunkt, er således udviklet og implementeret i forbindelse med studier af forskellige planteoverflader som fx bønner (Farquhar et al., 1980), rapsolie (Husted et al., 2000), lyng (Schjoerring et al., 1998b). Overflademodstanden kan variere betydeligt over sæsonen, hvilket fx har været vist for lyng (Fowler et al., 1998) og tilskrives variation i kompensationspunktet. Temperaturen spiller en stor rolle for kompensationspunktet, og følgende udtryk har således været foreslået for kompensationspunktets afhængighed af temperaturen (Schjoerring et al., 1998a):

$$\ln\left(\frac{\chi_2}{\chi_1}\right) = \frac{\Delta H_{dis}^0 + \Delta H_{vap}^0}{R} \times \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2}\right)$$

hvor χ_1 er kompensationspunktet ved temperaturen T_1 og χ_2 tilsvarende kompensationspunktet ved temperaturen T_2 . R er gaskonstanten og ΔH_{dis}^0 og ΔH_{vap}^0 er enthalpi for henholdsvis omdannelsen mellem NH_4^+ og NH_3 i vandfase og NH_3 i vandfase og gas (henholdsvis 52,21 kJ/mol og 34,18 kJ/mol). Planternes udviklingsstadiet spiller ligeledes en rolle, og studier af byg har således vist at kompensationspunktet kan variere med mere end en faktor 2 gennem forskellige plantestadier (Husted et al., 1996). Under kolde og våde perioder er kompensationspunktet ganske tæt på nul, hvorfor daglige forskelle i NH_3 koncentrationer om sommeren

til dels kan skyldes tilsvarende variationer i kompensationspunktet (Flechard and Fowler, 1998). Endelig har undersøgelser vist, at planter der gødes har et ændret kompensationspunkt i forhold til ikke gødede planter (Nemitz et al., 2004).

I tillæg til udvekslingen af NH_3 gennem stomata er der generelt to parallelle veje for NH_3 transporten til planterne: absorption af NH_3 på dug eller den tynde vandfilm på bladenes "overhud" (Nemitz et al., 2004). Denne transport afhænger ikke af sollys og vil i modsætning til afsætningen gennem stomata også finde sted om natten. Denne form for afsætning er beskrevet i modellen præsenteret af (Sutton et al., 1998) ved en parallel afsætningsvej, en metode som beskrives som en 2-lags model. Der findes eksempler på modeller hvor der anvendes 3 eller flere lag for fx udveksling gennem frugter, komposterende blade mm, se fx (Nemitz et al., 2000). Netop komposterende blade kan frigive store mængder NH_3 , en frigivelse som har vist sig at afhænge betydeligt af den relative luftfugtighed (Nemitz et al., 2000).

Tøraftsættes NH_3 på planternes overflade i stedet for at optages gennem stomata, kan NH_3 bl.a. reagere med svovldioxid (SO_2) og danne $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ eller NH_4HSO_4 . Eksperimenter har vist, at tørdeponering af SO_2 afhænger af koncentrationen af NH_3 (Cape et al., 1998), hvilket tyder på en co-afsætning mellem NH_3 og andre atmosfæriske gasser. Målinger i hedeområder har ligeledes vist af NH_3 afsætningen til våde overflader er betydeligt større end til overflader dækket af is eller sne (Flechard and Fowler, 1998).

Tøraftsætningen kan således påvirkes i betydelig grad af et kompensationspunkt. De eksisterende modeller, hvor kompensationspunkter indgår, er imidlertid meget specifikke for en given lokalitet med en given beplantning på et bestemt udviklingsstadium etc. Der er behov for udvikling af mere generaliserede modeller for tøraftsætning, hvor disse processer indgår. Generelt vil det dog være vanskeligt at benytte avancerede vækstmodeller for planter til simulering af indhold af N i de forskellige plantedele. En mulig metode kunne være at benytte DAISY modellen (se f.eks (Svendsen et al., 1995), som i Danmark er standard for beregning af N udvaskning fra landbrugsområder. DAISY indeholder de mest almindelige afgrøder i DK og har bl.a. været brugt til at simulere indhold af N i flere typer afgrøder både i og uden for Danmark (Svendsen et al., 1995). DAISY kan simulere hovedelementerne i afgrøde systemerne relativt godt (Svendsen et al., 1995) og indeholder separate moduler til beregning af jordsammensætning, indhold af N i planterne mm. DAISY er i forvejen koblet til resultater fra det atmosfæriske del af det danske baggrunds overvågningsprogram.

3 Integrerede modeller

I dette kapitel vil der blive foretaget en vurdering af de danske integrerede modelværktøjer set i forhold til state-of-the-art internationalt set. Vurderingen vil tage udgangspunkt i gennemgangen af beskrivelsen af de enkelte processer fra emission til afsætning givet i Kapitel 2, men ligeledes omfatte en sammenligning direkte på de integrerede modelsystemer der anvendes internationalt.

3.1 Regionale modeller

Kvaliteten af modelberegninger bliver aldrig bedre end kvaliteten af input data – i dette tilfælde er de centrale input data for emissioner og meteorologi. DMU anvender state-of-the-art data for de europæiske emissioner fordelt på en relativt god opløsning af 16,67km x 16,67km (Hertel et al., 2002). Udviklingen af en detaljeret sæsonvariation for NH₃ emissionen har vist sig at forbedre beregningsresultaterne betydeligt (Gyldenkaerne et al., 2005; Skjoth et al., 2004). Der er behov for og arbejdes på at udvide denne beskrivelse af sæsonvariationen til hele Europa. I dag omfatter denne kun Danmark og de nærmeste omkringliggende områder. De meteorologiske input data tages fra Eta modellen inden for DMU's prognose system THOR (Brandt et al., 2000). Modellen er i de senere år blevet sat op med en finere opløsning for Danmark, hvilket har forbedret specielt fordeling af nedbør over landet (Skjoth et al., 2002). Dette er imidlertid et område, hvor der fortsat kan foretages forbedringer. En sammenligning mellem ACDEP, DEHM-REGINA samt state-of-the-art er sammenfattet i Tabel 3.1.

ACDEP har gennem en årrække været anvendt til beregning af den atmosfæriske baggrundsbelastning med N og S i Danmark (Ellermann et al., 2004). Modellen anvendes ligeledes i DAMOS systemet til kobling med OML-DEP. Modellen var ved sin udvikling i

begyndelsen af 1990'erne state-of-the-art for så vidt angår beskrivelsen af afsætningsprocesserne og kemien. Håndteringen i ACDEP af vertikal og horisontal diffusion er blevet fremhævet som bedste metode uden ligeledes at være stærkt regnetidskrævende (Stohl, 1998). Beskrivelsen af transporten i atmosfæren er imidlertid bedre i Eulerske frem for Lagrangianske modeller. Derfor er det naturligt at der arbejdes på et skift fra DMU's Lagrangianske model ACDEP til DMU's Eulerske model DEHM-REGINA (Frohn et al., 2002). I en endnu ikke publiceret rapport har man sammenlignet beregninger af N afsætninger fra ACDEP og DEHM-REGINA. Resultaterne viser at de to modeller er i god overensstemmelse, men at DEHM-REGINA generelt giver lidt mindre afsætninger end ACDEP. DEHM-REGINA er endvidere i lidt bedre overensstemmelse med observationer end ACDEP for de fleste komponenter – dette gælder dog ikke for netop NH₃.

DEOM modellen, som er forgængeren til DEHM-REGINA blot med mindre opløsning (færre lag i vertikalen samt ingen nesting se afsnit 2.2), har deltaget i en europæisk modelsammenligning med 4 andre Eulerske modeller (Tilmes et al., 2002). Trods den relativt grove opløsning i DEOM klarede modellen sig godt i sammenligning med de 4 andre modeller fra Tyskland, Norge og Sverige: EURAD-CTM, REM3, NILU 3D-CTM og MATCH. På denne baggrund vurderes DEHM-REGINA at være state-of-the-art inden for Eulerske modeller. Modellen har en god beskrivelse af transport, en detaljeret gasfase kemi, samt god beskrivelse af våd- og tørafsætning. I tørafsætningen tages hensyn til forskelle i afsætningshastighed til forskellige overfladetyper, hvilket ikke er tilfældet i fx ACDEP. Beskrivelsen af tørafsætningen kan imidlertid fortsat forbedres. Et andet område, hvor DEHM-REGINA kan forbedres, er i beskrivelsen af atmosfæriske partikler og våd- og partikel fase kemien. Det vil være naturligt på længere sigt at introducere en partikel størrelsesfordeling som ligeledes vil kunne forbedre modellens beskrivelse af tørafsætningen af partikel bundet materiale bl.a. NO₃⁻ og NH₄⁺.

Tabel 3.1 Sammenligning af ACDEP og DEHM-REGINA med state-of-the-art inden for regionale modeller på området.

	State-of-the-art	ACDEP	DEHM-REGINA
Emission	16 km x 16 km dynamisk sæsonvariation	16 km x 16 km dynamisk sæsonvariation	16 km x 16 km – semi-dynamisk sæsonvariation
Transport	Eulersk 2-vejs nesting	Trajektorier	Eulersk 2-vejs nesting
Partikler	I størrelsesfordeling	Stærkt parameteriseret	Stærkt parameteriseret
Kemi	Eksplícitte gasfase, vådfase og partikelfase kemiske skemaer	Reduceret kemi (CBM-IV) - stærkt parameteriseret partikel- & vådfase kemi	Eksplícit gasfase kemi (56 stoffer og 150 reaktioner) - stærkt parameteriseret vådfase og partikelfase kemi
Vådafsætn.	Fuld vådfase kemi for sky- og regndråber	Incloud & below cloud scavenging koefficienter	Incloud & below cloud scavenging koefficienter
Tørafsætn.	Resistansmetoden med sæsonvariation i overflademodstand	Resistansmetoden - ingen sæsonvariation af overflademodstand	Resistansmetoden - stærkt parameteriseret sæsonvariation af overflademodstand

3.2 Lokal-skala modeller

Der findes en række forskellige transportmodeller, som er anvendt til beskrivelse af transport af luftforurening på lokal skala. AERMOD (American Meteorological Society/EPA Regulatory Model) er et typisk eksempel på en sådan lokal-skala spredningsmodel (Venkatram et al., 2004). Valideringer af AERMOD og andre tilsvarende spredningsmodeller for lokal-skala har vist, at modellerne typisk skyder galt ved de ekstreme koncentrationer. Det gælder således, at de laveste koncentrationer almindeligvis undervurderes og de højeste overvurderes. Det har derfor været påpeget, at der kan være tale om et mere generelt problem i beskrivelsen af processerne i spredningsmodellerne for lokal-skala (Venkatram et al., 2004).

Der anvendes en række forskellige modeltyper til beskrivelse af spredning og afsætning på lokal skala. CFD modellerne har en meget detaljeret beskrivelse af flow fx omkring bygninger. Denne modeltype er meget nyttig i forbindelse med processtudier, men generelt krævende i forhold til regnetid og derfor ganske tung i relation til anvendelse som reguleringsværktøj. En række af de modeller, som specifikt har været anvendt til beskrivelse af spredning og afsætning af NH_3 , er tilpasset specifikke lokale forhold. Selv om de kan give meget værdifulde oplysninger om processerne og om hvordan disse kan beskrives, så kan denne type modeller ikke anvendes generelt i sammenhæng med regulering af udslip fra landbrugsbedrifter.

I England anvendes trajektorie modellen FRAME til beregning af afsætning af NH_3 på lokal-skala (Singles et al., 1998), hvilket i denne sammenhæng vil sige på 5km x 5km opløsning. Modellen benytter sig af retlinede trajektorier fra kilden og en ganske grov antagelse om konstant emission over året. Sammenligninger med årsmiddel NH_3 koncentrationer har vist, at FRAME giver rimelige resultater. Modellen er mest at sammenligne med en ACDEP model med høj horisontal opløsning, men med en stærkt simplificeret beskrivelse af transporten ved de retlinede trajektorier.

I Holland anvendes OPS modellen (Pul et al., 2004), som er en røgfane model i stil med OML modellen. Modellen har været anvendt med en opløsning på enten 500m x 500m eller 5000m x 5000m i et studie og 250m x 250m i et andet (Duyzer et al., 2001). De regionale koncentrationer får modellen fra en Lagrangiansk trajektorie model. Modellen har været evalueret ved sammenligninger med månedsmiddel NH_3 målinger fra mere end 150 målestationer ud over Holland. Modelresultaterne har vist en meget fin overensstemmelse med måledata.

DAMOS systemet vil komme til at minde ganske meget om det hollandske system opbygget omkring OPS modellen. Selve spredningsdelen i OML modellen har vist sig i sammenligning med andre tilsvarende modeller at klare sig fint (Olesen, 1995). I OML-DEP anvendes beskrivelsen af tørafsætningen som er udviklet til ACDEP. Validering af OML-DEP er endnu ikke publiceret, men en række midlertidige modelberegninger er præsenteret i (Hertel et al., 2005). I forbindelse med en anden del af VMP-III projekterne som vedrører spredning af lugt fra husdyrbrug er der ligeledes skrevet en vidensyntese, som beskæftiger sig med lugt versionen af OML modellen (Olesen et al., 2005). I denne vidensyntese er fokus på indflydelsen af bygningseffekter på spredningen i nærområdet omkring en bedrift. Udarbejdelsen af en forbedret algoritme til håndtering af netop denne del vil have meget høj prioritet i det fortsat arbejde inden for VMP-III projekterne. En sammenligning af OML-DEP og state-of-the-art på området er sammenfattet i Tabel 3.2.

ner har vist, at FRAME giver rimelige resultater. Modellen er mest at sammenligne med en ACDEP model med høj horisontal opløsning, men med en stærkt simplificeret beskrivelse af transporten ved de retlinede trajektorier.

Tabel 3.2 Sammenligning af OML-dep med state-of-the-art inden for lokal-skala modeller på området.

	State-of-the-art	OML-DEP
Emission	Bedriftsniveau - dynamisk sæsonvariation	Bedriftsniveau - dynamisk sæsonvariation på vej ind i modellen
Transport	Detaljeret røgfane beregning - mest kompleks beskrivelse i regnetunge CFD modeller	Standard Gaussisk røgfane beregning
Partikler	Ingen partikler	Ingen partikler
Kemi	Stærkt parameteriseret første ordens kemi	Ingen kemi
Vådafsætn.	Ingen vådafsætning	Ingen Vådafsætning
Tørafsætn.	Resistansmetoden med sæsonvariation i overflademodstand	Resistansmetoden - ingen sæsonvariation i overflademodstand

4 Konklusion

Denne vidensyntese har omfattet en kvalitativ gennemgang af state-of-the-art inden for beskrivelsen af styrende processer for udslip, spredning, transport, omdannelse og afsætning. Denne gennemgang er foretaget med henblik på en vurdering af hvorledes de danske værktøjer for beskrivelse af den lokale afsætning af atmosfæriske N forbindelser ligger set i international målestok.

DMU's Lagrangianske ACDEP model er ikke længere state-of-the-art inden for regionale transport – kemi modeller, og det er derfor naturligt at man er i færd med at foretage et skifte til den Eulerske DEHM-REGINA model. DEHM-REGINA repræsenterer næste generation af modeller på dette område og lever fuldt op til at være state-of-the-art, selv om der på en række områder fortsat er muligheder for forbedringer. Bl.a. er den ny udviklede beskrivelse af sæson variationer i NH_3 emissioner endnu ikke implementeret i modellen. DMU's Eulerske model DEOM, som var forgængeren til DEHM-REGINA, har indgået i en sammenligning med 4 andre tilsvarende modeller i Europa. Modellen havde en knapt så detaljeret opløsning som flere af de andre modeller, men klarede sig generelt fin i denne sammenligning.

DMU's OML modeller repræsenterer state-of-the-art inden for Gaussiske røgfanemodeller. Modellen har været testet mod andre tilsvarende modeller i et internationalt harmoniserings samarbejde, hvor den har vist fine resultater. Der har i en tilsvarende vidensyntese for OML lugt modellen været peget på et behov for en forbedring af modellens algoritme for bygningseffekter. Dette arbejde vil naturligvis også komme OML-dep til fordel. OML-dep mangler endnu en implementering af et detaljeret modul for beskrivelse af tørafsætningen til forskellige overfladetyper. Der anvendes for tiden det modul som blev udviklet til ACDEP-modellen. Endvidere mangler der i stor grad måledata til validering af OML-dep's evne til at beskrive afsætning i nærområdet omkring en NH_3 kilde. Det sidste vil til dels blive afhjulpet med de igangsatte eksperimentelle aktiviteter inden for VMP-III programmerne.

Referencer

- Ackermann, I. J., Hass, H., Memmesheimer, M., Ebel, A., Binkowski, F. S., and Shankar, U., 1998, Modal aerosol dynamics model for Europe: Development and first applications: *Atmospheric Environment*, **32**, 2981-2999.
- Anderson, N., Strader, R., and Davidson, C., 2003, Airborne reduced nitrogen: ammonia emissions from agriculture and other sources: *Environment International*, **29**, 277-286.
- Aneja, V. P., Nelson, D. R., Roelle, P. A., Walker, J. T., and Battye, W., 2003, Agricultural ammonia emissions and ammonium concentrations associated with aerosols and precipitation in the southeast United States: *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **108**.
- Asman, W. A. H., 1995, Parameterization of Below-Cloud Scavenging of Highly Soluble Gases Under Convective Conditions: *Atmospheric Environment*, **29**, 1359-1368.
- Asman, W. A. H. and Janssen, A. J., 1987, A Long-Range Transport Model for Ammonia and Ammonium for Europe: *Atmospheric Environment*, **21**, 2099-2119.
- Asman, W. A. H. and Jensen, P. K., 1994, *Processor for våddeposition*. Nr. 13, -116. 1-1-1994. København, Danmark, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K. Havforskning fra Miljøstyrelsen.
- Asman, W. A. H. and Van Jaarsveld, J. A., 1992, A Variable-Resolution Transport Model Applied for Nhx in Europe: *Atmospheric Environment Part A-General Topics*, **26**, 445-464.
- Atkinson, R., 1990, Gas-Phase Tropospheric Chemistry of Organic-Compounds - A Review: *Atmospheric Environment Part A-General Topics*, **24**, 1-41.
- Atkinson, R. and Arey, J., 2003, Gas-phase tropospheric chemistry of biogenic volatile organic compounds: a review: *Atmospheric Environment*, **37**, S197-S219.
- Bak, J., 2001, Uncertainties in Large Scale Assessment of Critical Load Exceedances: *Water Air and Soil Pollution*, 265-280.
- Bak, J., 2001, Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbærent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug. Miljøministeriet, Skov og Naturstyrelsen, -114 s. 2003.
- Baldwin, A. C. and Golden, D. M., 1979, Heterogeneous Atmospheric Reactions - Sulfuric-Acid Aerosols As Tropospheric Sinks: *Science*, **206**, 562-563.
- Battye, W., Aneja, V. P., and Roelle, P. A., 2003, Evaluation and improvement of ammonia emissions inventories: *Atmospheric Environment*, **37**, 3873-3883.
- Bobbink, R. and Roelofs, J. G. M., 1995, Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: The empirical approach: *Water Air and Soil Pollution*, **85**, 2413-2418.
- Bouwman, A. F., Lee, D. S., Asman, W. A. H., Dentener, F. J., VanderHoek, K. W., and Olivier, J. G. J., 1997, A global high-resolution emission inventory for ammonia: *Global Biogeochemical Cycles*, **11**, 561-587.
- Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L., Berkowicz, R., and Palmgren, F., 2000, The DMU-ATMI THOR Air Pollution Forecast System. System Description. Technical Report No 321. 1-1-2000. Frederiksborgvej 399, 4000 Roskilde, Denmark, National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark.
- Buijsman, E., Aben, J. M. M., Van Elzaker, B. G., and Mennen, M. G., 1998, An automatic atmospheric ammonia network in the Netherlands set-up and results: *Atmospheric Environment*, **32**, 317-324.
- Bussink, D. W. and Oenema, O., 1998, Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **51**, 19-33.
- Cape, J. N., Sheppard, L. J., Binnie, J., and Dickinson, A. L., 1998, Enhancement of the dry deposition of sulphur dioxide to a forest in the presence of ammonia: *Atmospheric Environment*, **32**, 519-524.
- Christensen, J. H., 1997, The Danish Eulerian hemispheric model - A three-dimensional air pollution model used for the Arctic: *Atmospheric Environment*, **31**, 4169-4191.
- Cimorelli, A. J., Perry, S. G., Venkatram, A., Weil, B., Paine, R. J., Wilson, R. B., Lee, R. F., Peters, W. D., and Brode, R. W., 2004, AERMOD: Description of model formulation. EPA-454/R-03-04. 1-1-2004. US EPA.
- Daumer, B., Niessner, R., and Klockow, D., 1992, Laboratory Studies of the Influence of Thin Organic Films on the Neutralization Reaction of H₂SO₄ Aerosol with Ammonia: *Journal of Aerosol Science*, **23**, 315-325.
- deVries, W., Kros, J., and vanderSalm, C., 1994, Long-Term Impacts of Various Emission Deposition Scenarios on Dutch Forest Soils: *Water Air and Soil Pollution*, **75**, 1-35.
- deVries, W., Kros, J., and vanderSalm, C., 1995, Modeling the Impact of Acid Deposition and Nutrient Cycling on Forest Soils: *Ecological Modelling*, **79**, 231-254.

- Dragosits, U., Sutton, M. A., Place, C. J., and Bayley, A. A., 1998, Modelling the spatial distribution of agricultural ammonia emissions in the UK: *Environmental Pollution*, **102**, 195-203.
- Duyzer, J., Nijenhuis, B., and Weststrate, H., 2001, Monitoring and Modelling of Ammonia Concentrations and Deposition in Agricultural Areas of The Netherlands: *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, **1**, 131-144.
- EEA. The Dobbris Assessment, An Overview. 1995.
- Eliassen, A., Hov, O., Isaksen, I. S. A., Saltbones, J., and Stordal, F., 1982, A Lagrangian Long-Range Transport Model with Atmospheric Boundary-Layer Chemistry: *Journal of Applied Meteorology*, **21**, 1645-1661.
- Ellermann, T., Hertel, O., Monies, C., Kemp, K., and Skjoth, C. A.. NOVA 2003, Amosfærisk deposition 2003. Faglig rapport fra DMU 519, 2004.
- Ellermann, T., Hertel, O., Skjoth, C. A., Kemp, K., and Monies, C.. Atmosfærisk deposition 2002. NOVA 2003. Faglig rapport fra DMU nr 466, -94 s. 2003.
- Erismann, J. W., Vermetten, A. W. M., Asman, W. A. H., Waijersijpelaan, A., and Slanina, J., 1988, Vertical-Distribution of Gases and Aerosols - the Behavior of Ammonia and Related Components in the Lower Atmosphere: *Atmospheric Environment*, **22**, 1153-1160.
- Farquhar, G. D., Firth, P. M., Wetselaar, R., and Weir, B., 1980, On the Gaseous Exchange of Ammonia Between Leaves and the Environment - Determination of the Ammonia Compensation Point: *Plant Physiology*, **66**, 710-714.
- Ferm, M., 1998, Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **51**, 5-17.
- Finlayson-Pitts, B. J. and Pitts, J. N. Jr., 1986, *Atmospheric Chemistry: Fundamentals and experimental techniques*: Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.
- Flechard, C. R. and Fowler, D., 1998, Atmospheric ammonia at a moorland site. II: Long-term surface-atmosphere micrometeorological flux measurements: *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **124**, 759-791.
- Fournier, N., Pais, V. A., Sutton, M. A., Weston, K. J., Dragosits, U., Tang, S. Y., and Aherne, J., 2002, Parallelisation and application of a multi-layer atmospheric transport model to quantify dispersion and deposition of ammonia over the British Isles: *Environmental Pollution*, **116**, 95-107.
- Fowler, D., 1978, Dry Deposition of So-2 on Agricultural Crops: *Atmospheric Environment*, **12**, 369-373.
- Fowler, D., Flechard, C. R., Sutton, M. A., and Storeton-West, R. L., 1998, Long term measurements of the land-atmosphere exchange of ammonia over moorland: *Atmospheric Environment*, **32**, 453-459.
- Frohn, L.. A study of long-term high-resolution air pollution modelling. -444. 1-7-2004. Roskilde, Denmark, Ministry of the Environment, National Environmental Research Institute. PhD Thesis reports.
- Frohn, L. M., Christensen, J. H., and Brandt, J., 2002, Development and testing of numerical methods for two-way nested air pollution modelling: *Physics and Chemistry of the Earth*, **27**, 1487-1494.
- Frohn, L. M., Christensen, J. H., Brandt, J., and Hertel, O., 2001, Development of a high resolution integrated nested model for studying air pollution in Denmark: *Physics and Chemistry of the Earth Part B-Hydrology Oceans and Atmosphere*, **26**, 769-774.
- Gery, M. W., Whitten, G. Z., and Killus, J. P.. Development and testing of the CBM-IV for urban and regional modeling. EPA-6009/3-88-012. 1-1-1989a. US EPA, Research Triangle Park, N.C.
- Gery, M. W., Whitten, G. Z., Killus, J. P., and Dodge, M. C., 1989b, A Photochemical Kinetics Mechanism for Urban and Regional Scale Computer Modeling: *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **94**, 12925-12956.
- Gilliland, A. B., Dennis, R. L., Roselle, S. J., and Pierce, T. E., 2003, Seasonal NH₃ emission estimates for the eastern United States based on ammonium wet concentrations and an inverse modeling method: *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **108**.
- Gong, S. L., Barrie, L. A., Blanchet, J. P., von Salzen, K., Lohmann, U., Lesins, G., Spacek, L., Zhang, L. M., Girard, E., Lin, H., Leaitch, R., Leighton, H., Chylek, P., and Huang, P., 2003, Canadian Aerosol Module: A size-segregated simulation of atmospheric aerosol processes for climate and air quality models - 1. Module development: *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **108**.
- Good, P., Giannakopoulos, C., O'Connor, F. M., Arnold, S. R., de Reus, M., and Schlager, H., 2003, Constraining tropospheric mixing timescales using airborne observations and numerical models: *Atmospheric Chemistry and Physics*, **3**, 1023-1035.
- Grunhage, L. and Haenel, H. D., 1997, Platin (plant-atmosphere interaction) I: A model of plant-atmosphere

- interaction for estimating absorbed doses of gaseous air pollutants: *Environmental Pollution*, **98**, 37-50.
- Gupta, A., Tang, D., and McMurry, P. H., 1995, Growth of Monodisperse, Submicron Aerosol-Particles Exposed to SO_2 , H_2O_2 , and NH_3 : *Journal of Atmospheric Chemistry*, **20**, 117-139.
- Gyldenkaerne, S., Skjoth, C. A., Hertel, O., and Eller-
mann, T., 2005, A dynamical ammonia emission pa-
rameterization for use in air pollution models: *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **110**.
- Harris, G. W., Klemp, D., and Zenker, T., 1992, An Up-
per Limit on the HCl Near-Surface Mixing-Ratio Over
the Atlantic Measured Using Tdlas: *Journal of Atmos-
pheric Chemistry*, **15**, 327-332.
- Harrison, R. M. and Pio, C. A., 1983, An Investigation of
the Atmospheric HNO_3 - NH_3 - NH_4NO_3 Equilibrium Re-
lationship in A Cool, Humid Climate: *Tellus Series B-
Chemical and Physical Meteorology*, **35**, 155-159.
- Hertel, O.. Transformation and Deposition of Sulphur
and Nitrogen Compounds in the Marine Boundary
Layer. Dr. Scient Thesis, University of Bergen, -215. 1-
10-1995. Roskilde, Denmark, National Environmental
Research Institute. phd thesis reports.
- Hertel, O., Christensen, J., Runge, E. H., Asman, W. A.
H., Berkowicz, R., Hovmand, M. F., and Hov, O., 1995,
Development and Testing of A New Variable Scale Air-
Pollution Model - Acdep: *Atmospheric Environment*,
29, 1267-1290.
- Hertel, O., Ellermann, T., Skjoth, C. A., and Frydendall,
J., 2003, Influence of the local sources on the atmos-
pheric nitrogen deposition in Denmark: *Asian Chemis-
try Letters*, **7**, 123-134.
- Hertel, O., Løfstrøm, P., Gyldenkaerne, S., Ellermann,
T., Andersen, H. V., and Skjoth, C. A.. Emission, op-
blanding, transport, deposition og effekter af luftbårne
kvælstof-forbindelser, herunder især ammoniak. Bilag
til Jensen, J., Krabbe, D., Abildstrup, J., Sommer, S.G.,
Andersen, J.M., Wiborg, I., Færgemann, T., Norde-
mann, P.O., Rask, C.N., Tybirk, K., Schou, J.S., Hertel,
O., Winther, S., Nielsen, T.S., og Andreasen, D.M., 2004:
Bufferzoner: omkring særlig sårbar natur som beskyt-
telse mod lokalt nedfald af luftbåret ammoniak-
kvælstof fra danske landbrugsbedrifter, 13-24. 1-1-2005.
København, Denmark, Miljøministeriet, Skov- og
naturstyrelsen.
- Hertel, O., Skjoth, C. A., Frohn, L. M., Vignati, E., Fry-
dendall, J., de Leeuw, G., Schwarz, U., and Reis, S.,
2002, Assessment of the atmospheric nitrogen and sul-
phur inputs into the North Sea using a Lagrangian
model: *Physics and Chemistry of the Earth*, **27**, 1507-
1515.
- Hov, O. and Hjollo, B. A., 1994, Transport Distance of
Ammonia and Ammonium in Northern Europe .2. Its
Relation to Emissions of SO_2 and NO_x : *Journal of Geo-
physical Research-Atmospheres*, **99**, 18749-18755.
- Hov, O., Hjollo, B. A., and Eliassen, A., 1994, Transport
Distance of Ammonia and Ammonium in Northern
Europe .1. Model Description: *Journal of Geophysical
Research-Atmospheres*, **99**, 18735-18748.
- Huijsmans, J. F. M., Hol, J. M. G., and Vermeulen, G. D.,
2003, Effect of application method, manure characteris-
tics, weather and field conditions on ammonia volatiliza-
tion from manure applied to arable land: *Atmos-
pheric Environment*, **37**, 3669-3680.
- Huntzicker, J. J., Cary, R. A., and Ling, C. S., 1980,
Neutralization of Sulfuric-Acid Aerosol by Ammonia:
Environmental Science & Technology, **14**, 819-824.
- Husted, S., Mattsson, M., and Schjoerring, J. K., 1996,
Ammonia compensation points in two cultivars of
Hordeum vulgare L during vegetative and generative
growth: *Plant Cell and Environment*, **19**, 1299-1306.
- Husted, S., Schjoerring, J. K., Nielsen, K. H., Nemitz, E.,
and Sutton, M. A., 2000, Stomatal compensation points
for ammonia in oilseed rape plants under field condi-
tions: *Agricultural and Forest Meteorology*, **105**, 371-
383.
- Hutchings, N. J., Sommer, S. G., Andersen, J. M., and
Asman, W. A. H., 2001, A detailed ammonia emission
inventory for Denmark: *Atmospheric Environment*, **35**,
1959-1968.
- Isaksen, I. S. A. and Hov, O., 1987, Calculation of trends
in tropospheric concentrations of O_3 , OH , CO , and
 NO_x : *Tellus*, **39B**, 426-438.
- Iversen, T., Halvorsen, N. E., SALTSTONE, J., and Sand-
nes, H.. Calculated budgets for airborne sulphur and
nitrogen in Europe. EMEP/MSC-W Report 2/90. 1-11-
1990. Oslo, Norway, The Norwegian Meteorological
Institute.
- Jenkin, M. E., Saunders, S. M., Derwent, R. G., and
Pilling, M. J., 2002, Development of a reduced speciated
VOC degradation mechanism for use in ozone models:
Atmospheric Environment, **36**, 4725-4734.
- Joelsson, A. and Kyllmar, K., 2002, Implementation of
best management practices in agriculture: modelling
and monitoring of impacts on nitrogen leaching: *Water
Science and Technology*, **45**, 43-50.
- Kessler, C., Brucher, W., Memmesheimer, M.,
Kerschgens, M., and Ebel, A., 2001, Simulation of air
pollution with nested models in North Rhine-
Westphalia: *Atmospheric Environment*, **35**, S3-S12.

- Ketzel, M., Louka, P., Sahm, P., Guilloateau, E., Sini, J. F., and Moussiopoulos, N., 2002, Intercomparison of Numerical Urban Dispersion Models; Part II: Street Canyon in Hannover, Germany: *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, **2**, 603-613.
- Korhonen, H., Lehtinen, K. E. J., and Kulmala, M., 2004, Multicomponent aerosol dynamics model UHMA: model development and validation: *Atmospheric Chemistry and Physics*, **4**, 757-771.
- Kronvang, B., Aertebjerg, G., Grant, R., Kristensen, P., Hovmand, M., and Kirkegaard, J., 1993, Nationwide Monitoring of Nutrients and Their Ecological Effects - State of the Danish Aquatic Environment: *Ambio*, **22**, 176-187.
- Kros, J., Tietema, A., Mol-Dijkstra, J. P., and de Vries, W., 2004, Quantification of nitrate leaching from forest soils on a national scale in The Netherlands: *Hydrology and Earth System Sciences*, **8**, 813-822.
- Kuylenstierna, J. C. I., Hicks, W. K., Cinderby, S., and Cambridge, H., 1998, Critical loads for nitrogen deposition and their exceedance at European scale: *Environmental Pollution*, **102**, 591-598.
- Kyllmar, K., Martensson, K., and Johnsson, H., 2005, Model-based coefficient method for calculation of N leaching from agricultural fields applied to small catchments and the effects of leaching reducing measures: *Journal of Hydrology*, **304**, 343-354.
- Lelieveld, J. and Crutzen, P. J., 1991, The Role of Clouds in Tropospheric Photochemistry: *Journal of Atmospheric Chemistry*, **12**, 229-267.
- Leneman, H., Oudendag, D. A., Van der Hoek, K. W., and Janssen, P. H. M., 1998, Focus on emission factors: a sensitivity analysis of ammonia emission modelling in the Netherlands: *Environmental Pollution*, **102**, 205-210.
- Lenhard, U. and Gravenhorst, G., 1980, Evaluation of Ammonia Fluxes Into the Free Atmosphere Over Western Germany: *Tellus*, **32**, 48-55.
- McMurry, P. H., Takano, H., and Anderson, G. R., 1983, Study of the Ammonia (Gas) Sulfuric-Acid (Aerosol) Reaction-Rate: *Environmental Science & Technology*, **17**, 347-352.
- Milford, C., Theobald, M. R., Nemitz, E., and Sutton, M. A., 2001, Dynamics of Ammonia Exchange in Response to Cutting and Fertilising in an Intensively-Managed Grassland: *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, **1**, 167-176.
- Nemitz, E., Sutton, M. A., Schjoerring, J. K., Husted, S., and Wyers, G. P., 2000, Resistance modelling of ammonia exchange over oilseed rape: *Agricultural and Forest Meteorology*, **105**, 405-425.
- Nemitz, E., Sutton, M. A., Wyers, G. P., and Jongejan, P. A. C., 2004, Gas-particle interactions above a Dutch heathland: I. Surface exchange fluxes of NH₃, SO₂, HNO₃ and HCl: *Atmospheric Chemistry and Physics*, **4**, 989-1005.
- Odman, M. T. and Russell, A. G., 1991, Multiscale Modeling of Pollutant Transport and Chemistry: *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **96**, 7363-7370.
- Oenema, O., van Liere, L., Plette, S., Prins, T., van Zeijts, H., and Schoumans, O., 2004, Environmental effects of manure policy options in the Netherlands: *Water Science and Technology*, **49**, 101-108.
- Olendrzynski, K., Jonson, J. E., Bartricki, J., Jakobsen, H. A., and Berge, E., 2000, EMEP Eulerian model for acid deposition over Europe: *International Journal of Environment and Pollution*, **14**, 391-399.
- Olesen, H. R., 1995, The Model Validation Exercise at Mol - Overview of Results: *International Journal of Environment and Pollution*, **5**, 761-784.
- Olesen, H. R., Løfstrøm, P., Berkowicz, R., and Ketzel, M., Regulatory odour model development: Survey of modelling tools and datasets with focus on building effects. NERI Technical report no. 541, -62. 1-5-2005. Roskilde, Denmark, Ministry of the Environment, National Environmental Research Institute.
- Olivier, J. G. J., Bouwman, A. F., Van der Hoek, K. W., and Berdowski, J. J. M., 1998, Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O in 1990: *Environmental Pollution*, **102**, 135-148.
- Oudendag, D. A. and Luesink, H. H., 1998, The Manure Model: manure, minerals (N, P and K), ammonia emission, heavy metals and the use of fertiliser in Dutch agriculture: *Environmental Pollution*, **102**, 241-246.
- Pio, C. A. and Harrison, R. M., 1987a, The Equilibrium of Ammonium-Chloride Aerosol with Gaseous Hydrochloric-Acid and Ammonia Under Tropospheric Conditions: *Atmospheric Environment*, **21**, 1243-1246.
- 1987b, Vapor-Pressure of Ammonium-Chloride Aerosol - Effect of Temperature and Humidity: *Atmospheric Environment*, **21**, 2711-2715.
- Pul, A. v., Jaarsveld, H. V., Meulen, T. v. d., and Velders, G., 2004, Ammonia concentrations in the Netherlands: spatially detailed measurements and model calculations: *Atmospheric Environment*, **38**, 4045-4055.
- Ruijgrok, W., Davidson, C. I., and Nicholson, K. W., 1995, Dry Deposition of Particles - Implications and

- Recommendations for Mapping of Deposition Over Europe: Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology, **47**, 587-601.
- Sandnes, H. and Styve, H., Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990 and 1991. EMEP MSC-W Report 1/92. Norwegian Meteorological Institute, P.O. Box 43, N-0313 Oslo, Norway. 1992.
- Schjoerring, J. K., Husted, S., and Mattsson, M., 1998a, Physiological parameters controlling plant-atmosphere ammonia exchange: Atmospheric Environment, **32**, 491-498.
- Schjoerring, J. K., Husted, S., and Poulsen, M. M., 1998b, Soil-plant-atmosphere ammonia exchange associated with *Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa*: Atmospheric Environment, **32**, 507-512.
- Seedorf, J., Hartung, J., Schroder, M., Linkert, K. H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J. O., Metz, J. H. M., Groot Koerkamp, P. W. G., and Uenk, G. H., 1998a, A Survey of Ventilation Rates in Livestock Buildings in Northern Europe: Journal of Agricultural Engineering Research, **70**, 39-47.
- Seedorf, J., Hartung, J., Schroder, M., Linkert, K. H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J. O., Metz, J. H. M., Groot Koerkamp, P. W. G., and Uenk, G. H., 1998b, Temperature and Moisture Conditions in Livestock Buildings in Northern Europe: Journal of Agricultural Engineering Research, **70**, 49-57.
- Seinfeld, J. H. and Pandis, S. N., 1998, Atmospheric Chemistry and Physics : From Air Pollution to Climate Change: John Wiley & Sons Inc., New York.
- Sharpe, R. and Harper, L., 1995, Soil, plant and atmospheric conditions as they relate to ammonia volatilization: Fertilizer Research, **42**, 149-158.
- Singles, R., Sutton, M. A., and Weston, K. J., 1998, A multi-layer model to describe the atmospheric transport and deposition of ammonia in Great Britain: Atmospheric Environment, **32**, 393-399.
- Skjoth, C. A., Hertel, O., and Ellermann, T., 2002, Use of the ACDEP trajectory model in the Danish nation-wide Background Monitoring Programme: Physics and Chemistry of the Earth, **27**, 1469-1477.
- Skjoth, C. A., Hertel, O., Gyldenkaerne, S., and Ellermann, T., 2004, Implementing a dynamical ammonia emission parameterization in the large-scale air pollution model ACDEP: Journal of Geophysical Research-Atmospheres, **109**.
- Smith, V., 2003, Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems - A global problem: Environmental Science and Pollution Research, **10**, 126-139.
- Sparks, J., Monson, R., Sparks, K., and Lerdau, M., 2001, Leaf uptake of nitrogen dioxide (NO₂) in a tropical wet forest: implications for tropospheric chemistry: Oecologia, **127**, 214-221.
- Sparks, J., Robert, J., and Monson, R., 2003, The uptake of gaseous organic nitrogen by leaves: A significant global nitrogen transfer process: Geophysical Research Letters, **30**.
- Stelson, A. W., Friedlander, S. K., and Seinfeld, J. H., 1979, Note on the Equilibrium Relationship Between Ammonia and Nitric-Acid and Particulate Ammonium-Nitrate: Atmospheric Environment, **13**, 369-371.
- Stelson, A. W. and Seinfeld, J. H., 1982, Relative-Humidity and Temperature-Dependence of the Ammonium-Nitrate Dissociation-Constant: Atmospheric Environment, **16**, 983-992.
- Stohl, A., 1998, Computation, accuracy and applications of trajectories - A review and bibliography: Atmospheric Environment, **32**, 947-966.
- Stohl, A. and Koffi, N. E., 1998, Evaluation of trajectories calculated from ECMWF data against constant volume balloon flights during ETEX: Atmospheric Environment, **32**, 4151-4156.
- Strand, A. and Hov, O., 1994, A 2-Dimensional Global Study of Tropospheric Ozone Production: Journal of Geophysical Research-Atmospheres, **99**, 22877-22895.
- Sutton, M. A., Asman, W. A. H., Ellermann, T., Van Jaarsveld, J. A., Acker, K., Aneja, V., Duyzer, J., Horvath, L., Paramonov, S., Mitosinkova, M., Tang, Y. S., Achermann, B., Gauger, T., Bartniki, J., Neftel, A., and Erismann, J. W., 2003, Establishing the link between ammonia emission control and measurements of reduced nitrogen concentrations and deposition: Environmental Monitoring and Assessment, **82**, 149-185.
- Sutton, M. A., Burkhardt, J. K., Guerin, D., Nemitz, E., and Fowler, D., 1998, Development of resistance models to describe measurements of bi-directional ammonia surface-atmosphere exchange: Atmospheric Environment, **32**, 473-480.
- Sutton, M. A., Dragosits, U., Tang, Y. S., and Fowler, D., 2000, Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK: Atmospheric Environment, **34**, 855-869.
- Svendsen, H., Hansen, S., and Jensen, H. E., 1995, Simulation of Crop Production, Water and Nitrogen

- Balances in 2 German Agroecosystems Using the Daisy Model: *Ecological Modelling*, **81**, 197-212.
- Tang, Y. H., 2002, A case study of nesting simulation for the Southern Oxidants Study 1999 at Nashville: *Atmospheric Environment*, **36**, 1691-1705.
- Tilmes, S., Brandt, J., Flatoy, F., Bergstrom, R., Fleming, J., Langner, J., Christensen, J. H., Frohn, L. M., Hov, O., Jacobsen, I., Reimer, E., Stern, R., and Zimmermann, J., 2002, Comparison of five eulerian air pollution forecasting systems for the summer of 1999 using the German ozone monitoring data: *Journal of Atmospheric Chemistry*, **42**, 91-121.
- Vagstad, N., Stalnacke, P., Andersen, H. E., Deelstra, J., Jansons, V., Kyllmar, K., Loigu, E., Rekolainen, S., and Tumas, R., 2004, Regional variations in diffuse nitrogen losses from agriculture in the Nordic and Baltic regions: *Hydrology and Earth System Sciences*, **8**, 651-662.
- van der Eerden, L. J. M., de Visser, P. H. B., and van Dijk, C. J., 1998, Risk of damage to crops in the direct neighbourhood of ammonia sources: *Environmental Pollution*, **102**, 49-53.
- vanderSalm, C., deVries, W., and Kros, J., 1996, Modeling trends in soil solution concentrations under five forest-soil combinations in the Netherlands: *Ecological Modelling*, **88**, 19-37.
- Venkatram, A., Isakov, V., Yuan, J., and Pankratz, D., 2004, Modeling dispersion at distances of meters from urban sources: *Atmospheric Environment*, **38**, 4633-4641.
- Vitousek, P. M. and Howarth, R. W., 1991, Nitrogen Limitation on Land and in the Sea - How Can It Occur: *Biogeochemistry*, **13**, 87-115.
- Wathes, C. M., Phillips, V. R., Holden, M. R., Sneath, R. W., Short, J. L., White, R. P. P., Hartung, J., Seedorf, J., Schroder, M., and Linkert, K. H., 1998, Emissions of Aerial Pollutants in Livestock Buildings in Northern Europe: Overview of a Multinational Project: *Journal of Agricultural Engineering Research*, **70**, 3-9.
- Wesely, M. L., 1989, Parameterization of Surface Resistances to Gaseous Dry Deposition in Regional-Scale Numerical-Models: *Atmospheric Environment*, **23**, 1293-1304.
- Wesely, M. L. and Hicks, B. B., 1977, Some Factors That Affect Deposition Rates of Sulfur-Dioxide and Similar Gases on Vegetation: *Journal of Air Pollution Control Association*, **27**, 1110-1116.
- Wesely, M. L. and Hicks, B. B., 2000, A review of the current status of knowledge on dry deposition: *Atmospheric Environment*, **34**, 2261-2282.
- Zlatev, Z., Christensen, J., and Hov, O., 1992, A Eulerian Air-Pollution Model for Europe with Nonlinear Chemistry: *Journal of Atmospheric Chemistry*, **15**, 1-37.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Forsknings, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger, samt årsrapporter. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2005

- Nr. 526: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Af Dahl, K. 16 s. (elektronisk)
- Nr. 527: The impact on skylark numbers of reductions in pesticide usage in Denmark. Predictions using a landscape-scale individual-based model. By Topping, C.J. 33 pp. (electronic)
- Nr. 528: Vitamins and minerals in the traditional Greenland diet. By Andersen, S.M. 43 pp. (electronic)
- Nr. 529: Mejlgrund og lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandet område med stenrev i Samsø Bælt. Af Dahl, K., Lundsteen, S. & Tendal, O.S. 87 s. (elektronisk)
- Nr. 530: Eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa. Af Andersen, J.H. et al. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 531: Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater fra 1999-2003. Af Andersen, J.M. (red.). 94 s.
- Nr. 532: NOVANA. Nationwide Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description – Part 1. By Svendsen, L.M. & Norup, B. (eds.). 53 pp., 60,00 DKK.
- Nr. 533: Fate of mercury in the Arctic (FOMA). Sub-project atmosphere. By Skov, H. et al. 55 pp. (electronic)
- Nr. 534: Control of pesticides 2003. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.T. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
- Nr. 535: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Af Dahl, K. (red.) et al. 158 s. (elektronisk)
- Nr. 536: Aromatiske kulbrinter i produceret vand fra offshore olie- og gasindustrien. Test af prøvetagningsstrategi. Af Hansen, A.B. 41 s. (elektronisk)
- Nr. 537: NOVANA. National Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description – Part 2. By Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (eds.). 137 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 538: Tungmetaller i tang og musling ved Ivituut 2004. Af Johansen, P. & Asmund, G. 27 s. (elektronisk)
- Nr. 539: Anvendelse af molekylærgenetiske markører i naturforvaltningen. Af Andersen, L.W. et al. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 540: Cadmiumindholdet i kammusling *Chlamys islandica* ved Nuuk, Vestgrønland, 2004. Af Pedersen, K.H., Jørgensen, B. & Asmund, G. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 541: Regulatory odour model development: Survey of modelling tools and datasets with focus on building effects. By Olesen, H.R. et al. 60 pp. (electronic)
- Nr. 542: Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater. Af Schou, J.S. & Abildtrup, J. 64 s. (elektronisk)
- Nr. 543: Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. By Hasler, B. et al. 173 pp. (electronic)
- Nr. 544: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2004, Part 1 Measurements. By Kemp, K. et al. 64 pp. (electronic)
- Nr. 546: Environmental monitoring at the Nalunaq Mine, South Greenland, 2004. By Glahder, C.M. & Asmund, G. 32 pp. (electronic)
- Nr. 547: Contaminants in the Atmosphere. AMAP-Nuuk, Westgreenland 2002-2004. By Skov, H. et al. 43 pp (electronic)
- Nr. 548: Vurdering af naturtilstand. Af Fredshavn, J & Skov, F. 93 s. (elektronisk)
- Nr. 549: Kriterier for gunstig bevaringsstatus for EF-habitatdirektivets 8 marine naturtyper. Af Dahl, K. et al. 39 s. (elektronisk)
- Nr. 550: Natur og Miljø 2005. Påvirkninger og tilstand. Af Bach, H. (red.) et al. 205 s., 200,00 kr.
- Nr. 551: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Af Ærtebjerg, G. et al. 94 s. (elektronisk)
- Nr. 552: Landovervågningsoplande 2004. NOVANA. Af Grant, R. et al. 140 s. (elektronisk)
- Nr. 553: Søer 2004. NOVANA. Af Lauridsen, T.L. et al. 62 s. (elektronisk)
- Nr. 554: Vandløb 2004. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.) 81 s. (elektronisk)
- Nr. 555: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 74 s. (elektronisk)
- Nr. 557: Terrestriske naturtyper 2004. NOVANA. Af Nielsen, K.E. et al. (elektronisk)
- Nr. 558: Vandmiljø og Natur 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 132 s. (elektronisk)
- Nr. 559: Control of Pesticides 2004. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)

Rapporten indeholder en vidensyntese til belysning af state-of-the-art inden for værktøjer til beskrivelse af landbrugsbedrifters belastning med NH_3 til lokale naturområder. Samtidig belyses værktøjer til bestemmelse af det atmosfæriske baggrundsbidrag med N forbindelser. De danske modeller på området sammenholdes i begge tilfælde kvalitativt med hvad der sker internationalt.

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-899-8
ISSN 1600-0048