



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Atmosfærisk deposition 2003

Faglig rapport fra DMU, nr. 519

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Atmosfærisk deposition 2003

***Faglig rapport fra DMU, nr. 519
2004***

Thomas Ellermann

Ole Hertel

Carsten Ambelas Skjøth

Kåre Kemp

Christian Monies

Afdeling for Atmosfærisk Miljø

Datablad

Titel:	Atmosfærisk deposition 2003
Undertitel:	NOVA 2003
Forfattere:	Thomas Ellermann, Ole Hertel, Carsten Ambelas Skjøth, Kåre Kemp og Christian Monies
Afdeling:	Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 519
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	December 2004
Redaktionen afsluttet:	November 2004
Faglig kommentering:	Lise Marie Frohn
Finansiel støtte:	Ekstern finansiering
Bedes citeret:	Ellermann, T., Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Kemp, K. & Monies, C. 2004: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 47 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 519. http://faglige-rapporter.dmu.dk Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske havområder, fjorde, vige og bugte er for 2003 blevet beregnet til 123 ktøns N, hvilket er på niveau med 2002. Tilsvarende er depositionen til landområderne beregnet til 85 ktøns N, hvilket ligeledes svarer til depositionen i 2002. Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 20 og 22% i perioden 1990-2003. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan. Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for år 2003 estimeret til ca. 20 ktøns S. Baseret på store og signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes, at svovldepositionen er faldet med ca. 80% siden 1990. For fosfor vurderes, at der ikke er sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Depositioner og koncentrationer af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2003 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de sidste 15 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne på mellem en faktor to og tre; størst for Pb og Cd.
Emneord:	Atmosfærisk deposition og luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, fosfor, tungmetal, tilførsel til hav og land, emissionskilder, udviklingstendenser
Layout:	Majbritt Ulrich
ISBN:	87-7772-843-1
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	47
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR519.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVA 2003 rapporterne er en fortsættelse af rapporterne om Vandmiljøplanens Overvågningsprogram som dækker årene 1989-1997 (udgivet 1990-1998).
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tel. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

1	Indledning	5
1.1	Overvågningsprogrammet	5
1.2	Vejret i 2003	6
2	Kvælstof	9
2.1	Kvælstofdeposition i 2003	9
2.2	Atmosfærisk belastning af danske farvande	11
2.3	Atmosfærisk belastning af danske landområder	13
2.4	Kilder til kvælstofdeposition	15
2.5	Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	16
3	Fosfor	19
3.1	Fosfordeposition	19
4	Svovl	21
4.1	Svovldeposition i 2003	21
4.2	Atmosfærisk belastning af danske landområder	23
4.3	Udviklingstendenser for svovldepositionen	25
5	Tungmetaller	27
5.1	Tungmetaldeposition i 2003	27
5.2	Udviklingen i den atmosfæriske deposition og luftkoncentrationer	29
6	Fokus punkt: Sæsonvariation i ammoniakemission og modelberegninger af ammoniakkoncentration	33
6.1	Måling af ammoniakkoncentrationens sæsonvariation	33
6.2	Den gamle parameterisering af sæsonvariation	33
6.3	Nyudviklet parameterisering	34
6.4	Sammenligning mellem målinger og modelresultater	41
6.5	Konklusion og fremtidigt arbejde	42

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA), som fra 1998 afløste Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte. Med NOVA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning og atmosfæren.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Vandløb" og "Søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter om overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder 2003. Miljøtilstand og udvikling" er baseret på amtskommunale data og rapporter om overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indbeholdt af amtskommunerne fra 7 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 2003" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

1 Indledning

Årets rapport præsenterer resultater for år 2003 fra atmosfæredelen af det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljøet (NOVA 2003). Overvågningen udføres af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI), som en del af Det Atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram (BOP). Overvågningsprogrammet omfatter bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af de kvælstof-, fosfor-, og svovlforbindelser, som er vigtigst i relation til eutrofiering og forsurening. Endvidere indgår en række miljøfarlige tungmetaller i overvågningsprogrammet.

Resultaterne er i år præsenteret på en indikatoragtig form. Rapporten er derfor kortfattet og omfatter kun hovedresultaterne fra overvågningsprogrammet. De mange delresultater, som hidtil er blevet præsenteret i årsrapporten, vil derfor udelukkende blive præsenteret i en driftsrapport, som bliver udarbejdet parallelt med årsrapporten (Ellermann *et al.* 2004).

Som udgangspunkt for den indikatoragtige præsentation af resultaterne gives i dette kapitel en kort introduktion til BOP. En detaljeret gennemgang af måle- og analysemetoder samt modelopbygning og beregningsprocedure er givet i Ellermann *et al.* (1996) og Ellermann *et al.* (2000). Efter denne introduktion gives en kort beskrivelse af de danske meteorologiske forhold i år 2003, da disse spiller en afgørende rolle for niveauer og depositioner af luftforureningskomponenter.

1.1 Overvågningsprogrammet

Formålet med BOP er dels at beskrive luftforureningen over danske land- og havområder, dels at bestemme den atmosfæriske tilførsel af eutrofierende, forsurende og miljøskadelige stoffer til danske økosystemer. Resultaterne fra overvågningsprogrammet bruges til at beskrive den geografiske og tidslige variation af luftforureningskomponenterne og giver mulighed for at vurdere årsagerne til eventuelle ændringer. For at opfylde målsætningen er overvågningsprogrammet rettet mod baggrundsområderne i Danmark (uden for byer og ikke tæt ved lokale kilder), idet det er hensigten at måleprogrammet skal afspejle de regionale niveauer, og ikke blot en enkelt tæt ved liggende kilde.

Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger, for herved at styrke det faglige udbytte af programmet. Målingerne anvendes til beskrivelse af den aktuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariation og udviklingstendenser. Modelberegningerne anvendes til at ekstrapolere resultaterne fra målestationerne ud til større geografiske områder og anvendes således til bestemmelse af depositionen til de enkelte farvands- og landområder. Modelberegninger benyttes endvidere til bestemmelse af kildefordeling og det danske bidrag til depositionen.

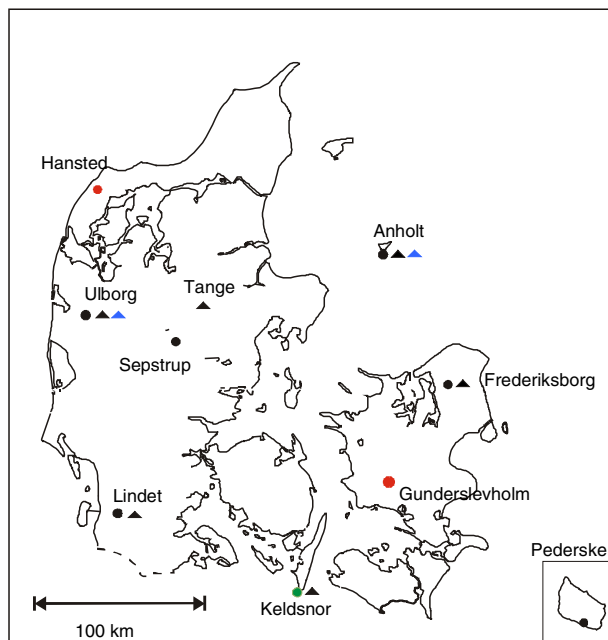
I 2003 bestod netværket af 9 målestationer, hvor der blev målt:

- Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat, fosfat og en række udvalgte tungmetaller.
- Koncentrationer af kvælstofforbindelser i gas- og partikelfase (ammoniak, kvælstofdioxid, partikelbundet ammonium og sum af partikulært bundet nitrat og salpetersyre) samt svovldioxid og partikulært bundet sulfat.
- Indholdet af partikulært bundet fosfor og en række udvalgte tungmetaller.

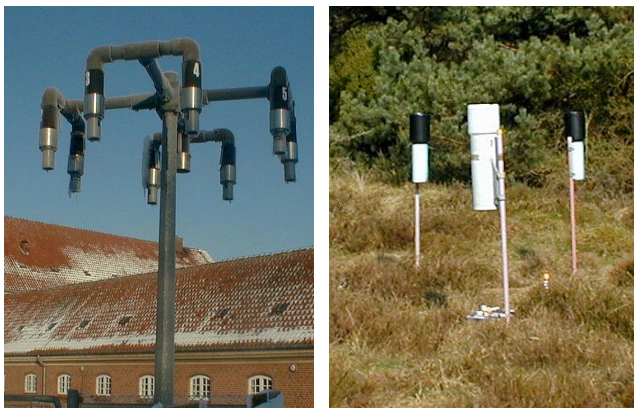
Placeringen af målestationerne og måleprogrammet ved de enkelte målestationer fremgår af figur 1.1. Figur 1.2 viser eksempler på det måleudstyr, som anvendes på målestationerne.

Ud over anvendelsen af måleresultaterne i NOVA 2003 varetages de danske forpligtelser i forbindelse med internationale monitoringsprogrammer via BOP. Dette drejer sig om følgende tre programmer:

- Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe (EMEP; European Monitoring and Evaluation Programme), som fokuserer på den grænseoverskridende luftforurening i Europa.
- Monitoring under Oslo-Paris-Kommissionen (OSPAR) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.



Figur 1.1 Målestationer i BOP. (●) Station hvor der måles våddeposition af kvælstof, fosfor, sulfat og tungmetaller. Rød markering angiver målestationer, hvor der kun indgår våddeposition af tungmetaller. Grøn markering angiver, hvor der kun indgår kvælstof, fosfor og sulfat. (▲) Station med måling af koncentrationer af de vigtigste kvælstof-, fosfor- og svovlforbindelser på partikel- og gasform. Endvidere bestemmes luftens indhold af udvalgte partikelbundne tungmetaller. Blå markeringer angiver de to stationer, hvor der også måles NO₂.



Figur 1.2 Eksempler på udstyr på målestationerne. Til venstre: Filterpackopsamler til opsamling af luftprøver. Opsamleren består af en filterholder (for enden af hver af de otte arme) med tre filtre, som luften suges igennem, hvorved partikler og gasser opsamles og separeres. Til højre: Nedbørsopsamlere til bestemmelse af bulkdeposition (dvs. våddeposition plus et lille bidrag fra tørdeposition). Nedbørsopsamlerne består af et stativ, en tragt og en opsamlingsflaske monteret foruden på tragten. Opsamlingsflasken er placeret i et rør for at beskytte mod sollys.

- Monitoring under Helsinki-Kommissionen (HELCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Østersøen.

For at sikre høj kvalitet af overvågningsprogrammet er DMU-ATMI akkrediteret under ISO 17025 til at udføre hovedparten af prøveopsamlingerne og analyserne. Akkrediteringen bliver løbende udvidet med det mål at få alle metoder akkrediteret.

Modelberegninger af luftkoncentrationer og depositioner foretages med DMU-ATMI's luftforureningsmodel kaldet ACDEP (*Atmospheric Chemistry and Deposition*). ACDEP-modellen er en trajektoriemodel, hvor luftpakker følges under fire døgn transport frem til et net af gitterfelter på 30 km x 30 km (luftpakkens vej kaldes en trajektorie). Under transporten modtager luftpakkerne emissioner, der foregår spredning af forureningen i vertikal retning, forbindelserne omdannes kemisk og fjernes ved våd- og tørdeposition. Modellen udregner således koncentrationer, samt tør- og våddepositions mængder til nettet af gitterfelter. Gitterfelterne dækker de danske hav- og fjordområder samt landområder. For samtlige gitterfelter udregnes trajektorier 24 gange i døgnet. Alt i alt foretages beregninger af lidt over 2 millioner trajektorier til de 233 gitterfelter for hvert beregningsår. En detaljeret gennemgang af ACDEP-modellen er givet i Hertel *et al.* (1995), og en beskrivelse på dansk af model og beregningsprocedure er givet i Ellermann *et al.* (1996).

Beregningerne for 2003 er udført med meteorologiske data baseret på Eta-modellen fra DMU-ATMI's THOR system (Brandt *et al.* 2000). Til modelberegningerne anvendes emissionsopgørelser på 16,67 km x 16,67 km for hele Europa (Hertel *et al.*, 2002). Disse er baseret på EMEP's emissionsopgørelser på 50 km x 50 km, en detaljeret opgørelse på 16,67 km x 16,67 km for EU's landområde og en detaljeret opgørelse for Danmark som bl.a. indeholder placering af ca. 70 større punktkilder. Emissionsopgørelserne omfatter udslip fra skibstrafik (udarbejdet af EMEP), som første gang blev medtaget i modelberegningerne i år 2000. Bereg-

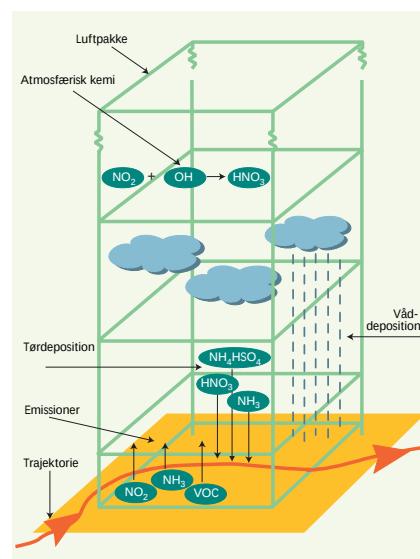
ninger for år 2003 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2002 udarbejdet af DMU-SYS (Illerup *et al.*, 2004) samt internationale opgørelser for år 2000 samlet og distribueret af EMEP (EMEP 2004).

1.2 Vejret i 2003

De meteorologiske forhold spiller en afgørende rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2003.

En af de vigtigste parametre for niveauerne af luftforurening er vinden, som bestemmer hvor luftmasserne transporteres hen og hvor hurtigt denne transport finder sted. For baggrundsområder i Danmark ses typisk høj luftforurening ved transport af luft til Danmark fra den nordlige del af det europæiske kontinent, hvor emissionerne af luftforurening er høj. Figur 1.4 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2003 var sydvest til vest og at vindrosen for 2003 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1991-2000. Vindretningen i Danmark giver dog kun et fingerpeg om oprindelse af luftmasserne, idet transporten af luftforurening er et resultat af luftmassernes samlede bevægelser igennem de døgn, som det har taget at transportere luftforureningen til Danmark.

Udover vindretning indvirker nedbørsmængde, temperatur og solindstråling (figur 1.5) også på afsætning af luftforureningskomponenter. Nedbøren i år 2003 var med 630 mm nedbør til Jylland og Øerne såvel under normalen for 1961-1990 (712 mm) som under gennemsnittet for perioden 1989-2003 (733 mm)



Figur 1.3 Opbygningen af trajektoriemodelen ACDEP (*Atmospheric Chemistry and Deposition model*). Under transporten modtager luftpakken udslip fra de kilder, som passerer, og stofferne omdannes kemisk, spredes i lodret retning og afsættes ved tør- eller våddeposition.

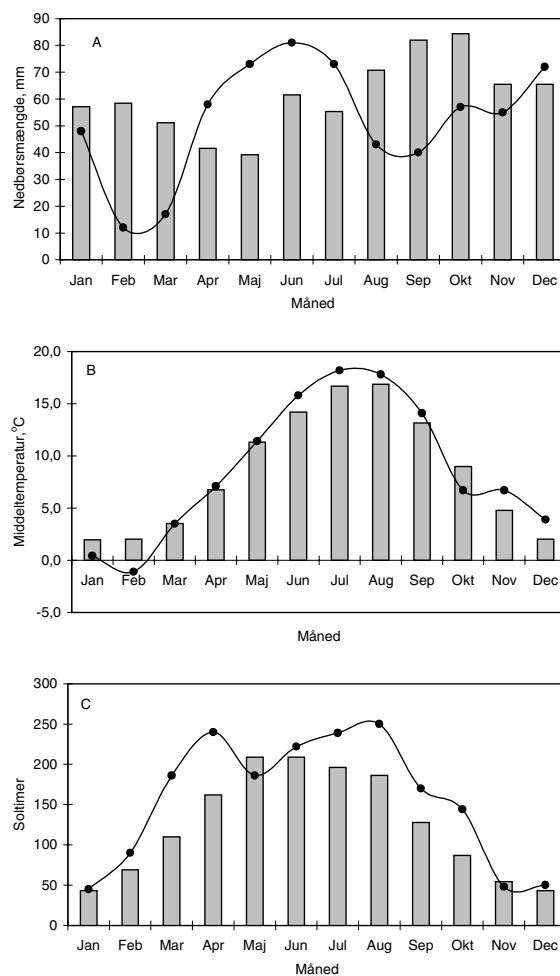
(Cappelen 2000; 2001; 2002; 2003; 2004). Året adskilte sig derfor fra de foregående 5 år ved at ligge under normalen for 1961-1990. Nedbøren var meget ujævnt fordelt over året (figur 1.5 A) med store nedbørsmængder i april-juni. Igen i år 2003 var der geografiske forskelle med de største nedbørsmængder i Vestjylland og mindre nedbør i den østlige del af landet. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer, og de er kun repræsentative for nedbør over land. De meteorologiske beregninger fra Eta-modellen (Brandt *et al.*, 2000), viser at nedbørsmængden til de danske farvande generelt er lavere i 2003 set i forhold til 2002. Størst fald ses for Østersøen omkring Bornholm, hvor nedbørsmængden i 2003 var på kun 390 mm, hvilket er 25% mindre end året før.

Den årlige middeltemperatur i 2003 var 8,7°C, hvilket er over normalgennemsnittet for 1961-1990 (7,7°C; Cappelen, 2004), og lidt højere end gennemsnit (8,5°C) for perioden 1989-2003, hvor måleprogrammet har været i funktion. År 2003 var sammen med 1914, 1938, 1959 og 1994 således det 11. varmeste år der er målt siden 1874. Sæsonvariationen i temperaturen fulgte i store træk gennemsnit for perioden 1989-2003; dog var januar-februar koldere end gennemsnit for perioden, mens juni-september og november-december var varmere end gennemsnittet. Antallet af soltimer (Figur 1.5 C) var på 1869 timer, hvilket er betydeligt over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer). Bemærk at antallet af soltimer baseres på globalstråling, mod tidligere anvendelse af solautograf (Cappelen, 2004).

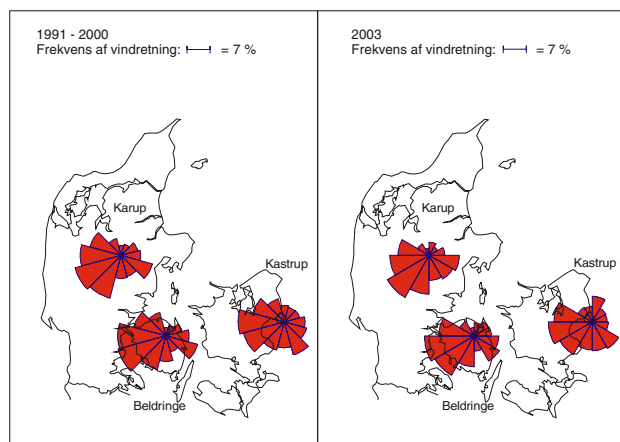
Links

Yderligere information om målestationerne:
http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinge/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp

Yderligere information om luftforureningsmodellen:
http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_spredningsmodeller/5_ACDEP/default.asp



Figur 1.5 Månedlig nedbør (A); middeltemperatur (B) og antal sol-timer (C). Areal-vægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2003, mens søjlerne angiver middel for 1989-2003. Dog angives normalen for 1961-1990 for soltimer. Data er fra Cappelen (2000; 2001; 2002; 2003, 2004).



Figur 1.4 Vindrosen for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2002, mens der til højre vises gennemsnit for 2003. Beregningerne er foretaget for vindhastigheder større end 1,5 m/s. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

2 Kvælstof

2.1 Kvælstofdeposition i 2003

Relevans

Deposition af kvælstof fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og landområder med næringsstoffer. Det er derfor et af hovedformålene for luftdelen af NOVA-2003 at bestemme den årlige deposition af kvælstof til vandmiljøet og landområderne.

Målsætning

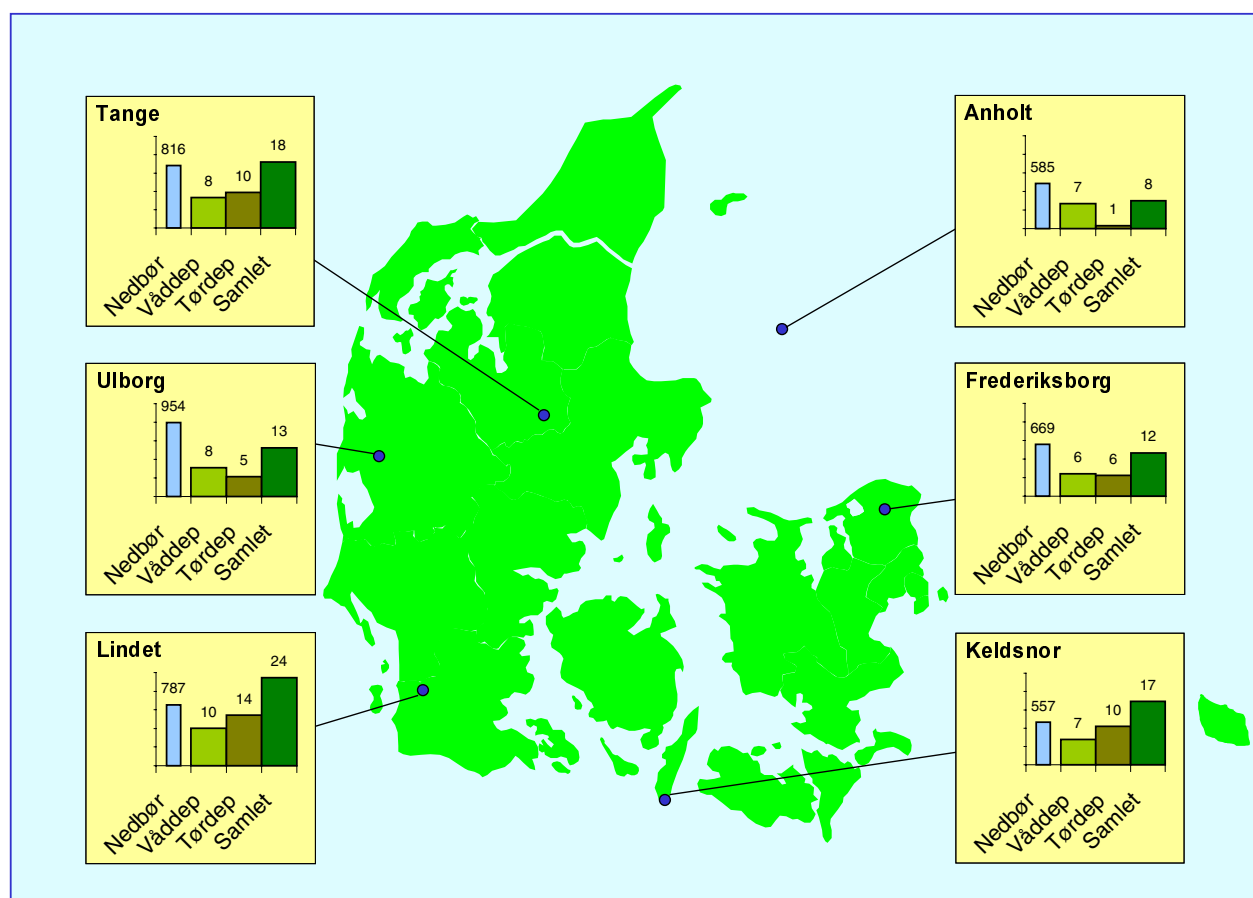
I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. Via Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet er Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af kvælstofdeposition. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for kvælstofdepositionens størrelse og ej heller direkte reduktionsmålsætninger. Via målsætninger om reduk-

tion af kvælstofemissionen er der en form for indirekte målsætning om reduktion i kvælstofdepositionen. Danmark har via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere kvælstofemissionen i 2010 med 60 og 43% for henholdsvis kvælstofilterne og ammoniak set i forhold til 1990. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en reduktion af Europas emissioner af kvælstofilter og ammoniak med henholdsvis 41% og 17% set i forhold til 1990.

Tilstand og årsag

Målinger i 2003 ved de seks danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af kvælstof lå på 12-24 kgN/ha for deposition til landområderne og på 7-9 kgN/ha for deposition til vandområderne. Dette er omtrent på samme niveau som i 2002, hvor depositionen til land- og vandområder var henholdsvis 1 og 8% højere end i 2003.

Den laveste deposition blev bestemt ved målestationen på Anholt, som med sin placering midt i Kattegat ligger fjernt fra lokale kvælstofkilder. Målingerne ved Anholt er et godt mål for kvælstofdepositionen til de



Figur 2.1 Kvælstofdeposition og nedbørsmængde ved de seks hovedstationer i 2003. Bemærk at kvælstofdepositionen ved Anholt angiver deposition til vand, mens kvælstofdeposition til de øvrige stationer angiver deposition til en gennemsnitlig landoverflade (ca. 10 cm høj plantevækst). Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgN/ha.

indre danske farvande.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet og Tange, hvor der er høj emission af ammoniak fra nærliggende landbrugsområder. Samtidig hermed er det den del af Danmark, hvor den største mængde nedbør falder, hvilket er medvirkende til den høje deposition. Depositionen målt ved Frederiksborg ligger betydeligt lavere end for Tange og Lindet, hvilket skyldes den lavere landbrugsaktivitet i dette område nord for København og den mindre nedbør.

Nedbørsmængden i 2003 var lav sammenlignet med gennemsnit for perioden 1989-2003. Våddepositionen var derfor relativt lav i 2003 sammenlignet med gennemsnit for perioden. Den lave våddeposition blev dog opvejet af en høj tørdepositionen pga. relativt høje koncentrationer i luften.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige kvælstofdeposition vurderes til 12-25% for deposition til vandområderne og 27-43% for deposition til landområderne. Årsagen til den relativt høje usikkerhed er, at den samlede kvælstofdeposition bestemmes som summen af depositionen af en lang række kvælstofforbindelser. Endvidere beregnes tørdepositionen ud fra målinger af luftens indhold af kvælstofforbindelserne. Der er stor usikkerhed ved denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.

Links

Yderligere information kan findes i *Ellermann et al. 2004*, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser:

<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande

Relevans

Depositionen af kvælstof fra atmosfæren varierer mellem de forskellige dele af de danske farvandsområder som følge af forskelle i de meteorologiske forhold og afstand til emissionsområderne. Det er derfor vigtigt at beregne den geografiske fordeling af depositionen og belastningen af de enkelte farvandsområder.

Målsætning

I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. Der er dog ingen direkte målsætning om størrelse af kvælstofdeposition til de danske farvande (se i øvrigt afsnit 2.1 og 2.5).

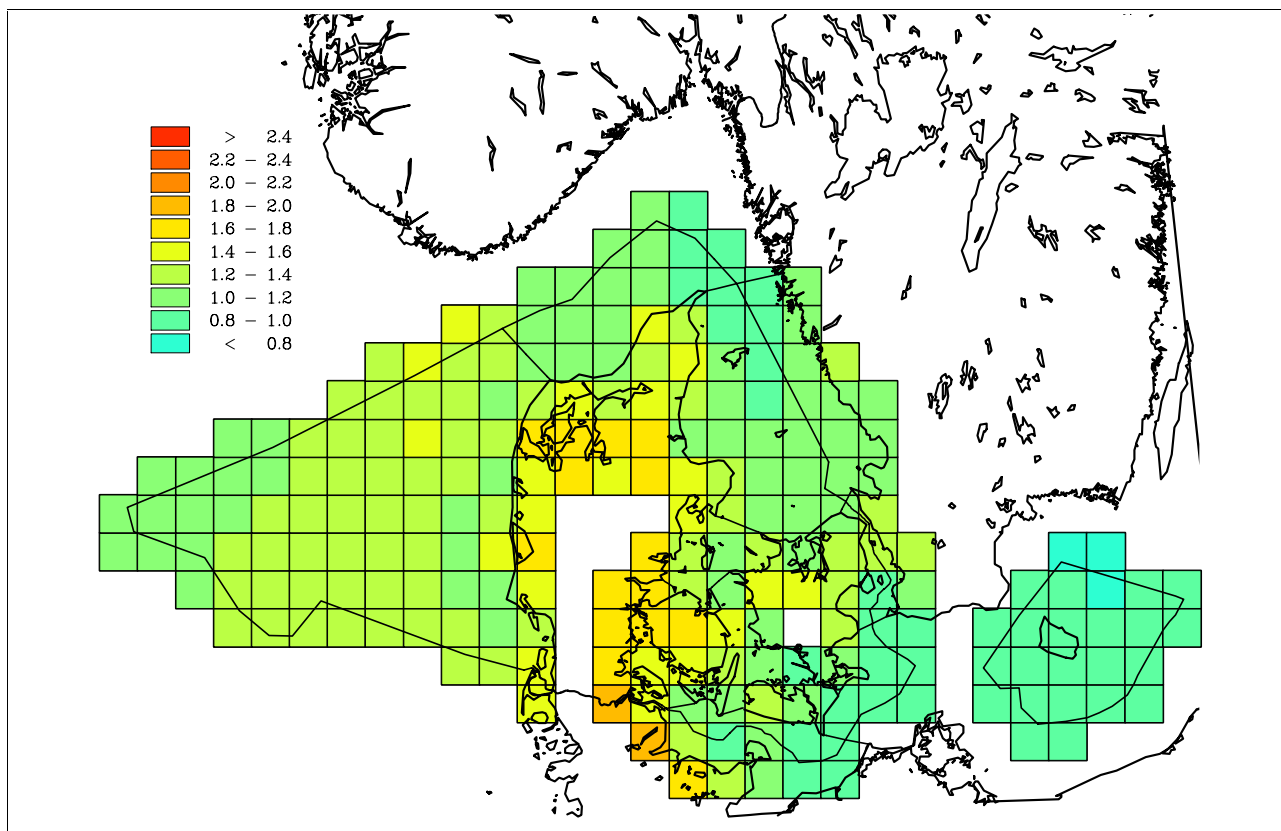
Tilstand og årsag

For år 2003 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 124 kton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 12 kgN/ha (tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er derfor 14% højere end i 2002. Forskellen er dog mindre end usikkerheden på modelberegningerne.

Depositionen varierer med en faktor to mellem de forskellige områder. Størst deposition ses i de kystnære områder og fjorde, hvor afstanden til navnlig landbrugskilderne er lille. Den højeste deposition på 17 kgN/ha er således beregnet for dele af Limfjorden, mens den laveste deposition på 7 kgN/ha er beregnet for Østersøen nord for Bornholm. Nedbørsmængderne spiller også en vigtig rolle for depositionens størrelse. Dette kan ses på, at depositionen generelt er højere mod vest, hvor det regner betydeligt mere end mod øst, hvor depositionen derfor er lavere.

Deposition af kvælstof til de danske farvandsområder beregnes med ACDEP modellen, som er en detaljeret luftforureningsmodel, der tager højde for den geografiske placering af kilderne til kvælstofforureningen, de meteorologiske forhold og de kemiske og fysiske omdannelser af kvælstof i atmosfæren. Modelberegningerne er foretaget med meteorologiske data for år 2003 (Brandt *et al.*, 2000) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2002 (Illerup *et al.*, 2004) og for resten af Europa for år 2000 (EMEP 2004). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser.

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til op mod ±30% for de åbne farvande, mens usikkerheden kan være op mod ±50% for de kystnære områder, fjorde, vige og bugter. Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.



Figur 2.2 Den samlede deposition af kvælstofforbindelser til danske farvande beregnet for 2003. Depositionen gælder kun for vandoverflader i felterne. Depositionen er givet i ton N/km² (ved at gange tallene med 10 fås deposition i kgN/ha). Gitterfelterne er på 30km x 30 km.

Tabel 2.1 Den samlede kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande beregnet for 2003. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

Hovedfarvand	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total depo- sition 1000 ton N	Total deposi- tion/areal kgN/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	13,8	48,3	62,1	13	48888
Skagerrak – dansk del	2,3	8,7	11,0	11	10150
Kattegat – svensk del	1,4	5,8	7,2	11	6742
Kattegat – dansk del	4,9	14,1	19,0	11	16841
Nordlige Bælthav	1,3	3,7	5,1	13	3931
Lillebælt	1,1	2,5	3,6	16	2321
Storebælt	1,7	3,6	5,3	12	4557
Øresund - dansk del	0,4	1,2	1,5	11	1379
Øresund - svensk del	0,2	0,8	1,1	11	959
Sydlig Bælthav - dansk del	0,9	1,7	2,6	10	2473
Østersøen - dansk del	4,4	8,9	13,2	9	14831
Alle danske farvandsområder	31	93	124	12	105372

Links

Yderligere information kan findes i *Ellermann et al. 2004*, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser,
<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter>

Deposition af kvælstof til de enkelte farvande, fjorde, vige og bugter kan findes på
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Miljoe-tilstand/3_luft/4_spredningsmodeller/5_ACDEP/deposition.asp

2.3 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Relevans

Deposition af kvælstof fra atmosfæren varierer meget mellem de forskellige dele af Danmark som følge af forskelle i de meteorologiske forhold og afstand til de nærmeste kilder. Det er derfor vigtigt af beregne den geografiske fordeling af depositionen og belastningen af de enkelte områder.

Målsætning

I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser. Dette omfatter også eventuelle forringelser som følge af kvælstofdeposition (se i øvrigt afsnit 2.1 og 2.5).

Tilstand og årsag

For år 2003 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 85000 ton N (tabel 2.2), hvilket er 6% højere end i 2002. Forskellen er dog mindre end usikkerheden på modelberegningerne.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 20 kgN/ha, hvilket ligger på niveau med eller over tålegrænserne for mange af de følsomme danske naturtyper f.eks. højmoser 5-10 kgN/ha og heder 10-15 kgN/ha (Bak 2003).

Depositionen varierer mellem 12 kgN/ha og 24 kgN/ha. Årsagen til den store geografiske variation er navnlig, at depositionens størrelse afhænger af den lokale landbrugsaktivitet, fordi ammoniak deponerer tæt på kilderne. På lokal skala kan der derfor ses betydeligt større variationer end beregnet som gennemsnit for modellens gitterfelter på 30 km x 30 km. Endvidere spiller nedbørsmængderne også en vigtig rolle for depositionens størrelse. Den største deposition beregnes derfor til Jylland, hvor husdyrproduktionen er høj

og hvor nedbørsmængderne er store. Lavest deposition ses på Bornholm, hvor der er langt til store kildeområder, og hvor nedbørsmængden er lav.

Deposition af kvælstof til de danske landområder beregnes med ACDEP modellen, der tager højde for den geografiske placering af kilderne til kvælstofforureningen, de meteorologiske forhold og de kemiske og fysiske omdannelser af kvælstof i atmosfæren. Modelberegningerne er foretaget med meteorologiske data for år 2003 (Brandt *et al.*, 2000) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2002 (Illerup *et al.*, 2004) og for resten af Europa for år 2000 (EMEP 2004). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser. Depositionen af kvælstofgasser og partikelbundet kvælstof (tørdepositionen) afhænger af landoverfladens karakter. Da modellens gitterfelter er store anvendes en gennemsnitlig overflade svarende til ca. 10 cm høj plantevækst. Depositionen til f.eks. en skov kan derfor være op mod en faktor to højere end angivet i figur 2.3 og tabel 2.2.

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til op mod $\pm 50\%$ (for gennemsnit af gitterfelterne). Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann *et al.* 2004, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser:

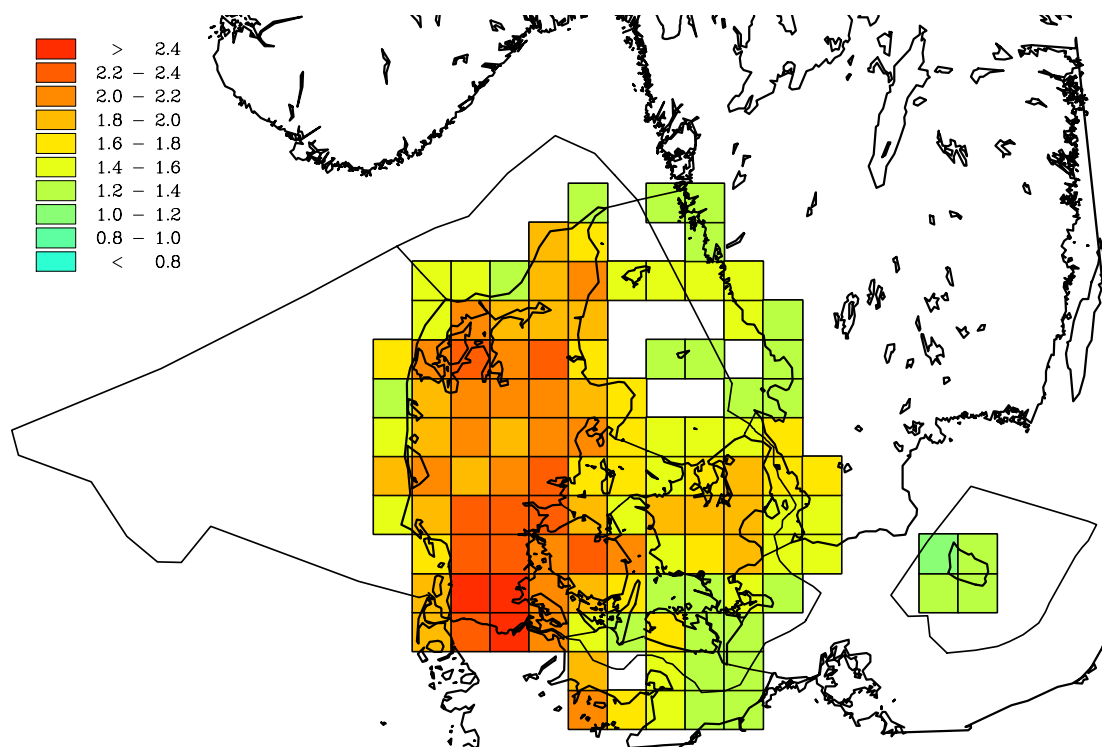
<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter>

Deposition af kvælstof til de enkelte amter og kommuner kan findes på:

http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Miljoe-tilstand/3_luft/4_spredningsmodeller/5_ACDEP/deposition.asp

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

<http://www.dmu.dk/Luft/Effekter+på+naturen/>



Figur 2.3 Den samlede deposition af kvælstofforbindelser til danske landområder beregnet for 2003. Depositionen gælder kun for landdelen i felterne. Depositionen er givet i ton N/km² (ved at gange tallene med 10 fås deposition i kgN/ha). Gitterfelterne er på 30km x 30 km. Depositionen er beregnet for en gennemsnitlig landoverflade svarende til ca. 10 cm høj plantevækst.

Tabel 2.2 Den samlede kvælstofdeposition til de danske amter beregnet for 2003. Tørdepositionen og dermed den samlede deposition er beregnet for en gennemsnitlig landoverflade svarende til ca. 10 cm plantevækst.

	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition	Areal
	1000 ton N	1000 ton N	1000 ton N	per areal kgN/ha	km ²
Ribe	2,7	3,8	6,5	21	3137
Ringkøbing	4,2	5,5	9,7	20	4886
Sønderjylland	4,3	4,8	9,1	23	3878
Viborg	3,7	4,7	8,4	20	4145
Vejle	3,0	3,7	6,7	22	3009
Nordjylland	5,4	6,4	11,8	19	6194
Århus	4,1	5,0	9,1	20	4578
Fyn	3,1	3,9	7,0	20	3535
Storstrøm	2,5	2,8	5,3	15	3445
Vestsjælland	2,2	2,9	5,1	17	3012
Roskilde	0,8	0,9	1,7	19	903
Frederiksborg	1,0	1,3	2,4	17	1369
København	0,4	0,5	0,9	18	531
Frederiksberg Kommune	0,0	0,0	0,0	15	9
København Kommune	0,1	0,1	0,1	16	90
Bornholm	0,4	0,3	0,7	12	594
Alle danske landområder	38	47	85	20	43312

2.4 Kilder til kvælstofdeposition

Relevans

Kvælstofdepositionen til danske land- og vandområder kommer fra en lang række danske og udenlandske kilder. For at kunne vurdere effekten af handlingsplaner, der har til mål at reducere emissionerne, er det nødvendigt at kvantificere indflydelsen af de forskellige danske og udenlandske kilder på depositionen i Danmark.

Målsætning

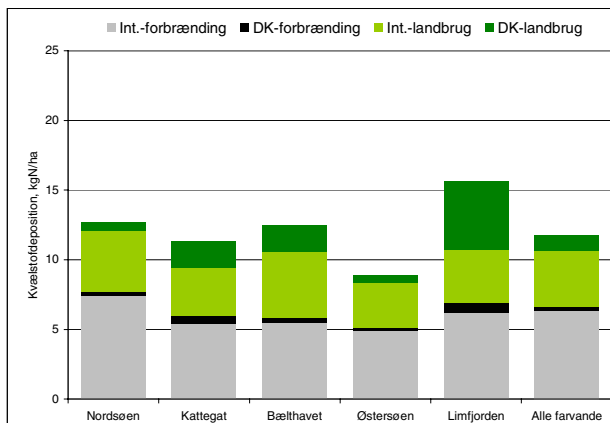
I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle (se afsnit 2.1).

Tilstand og årsag

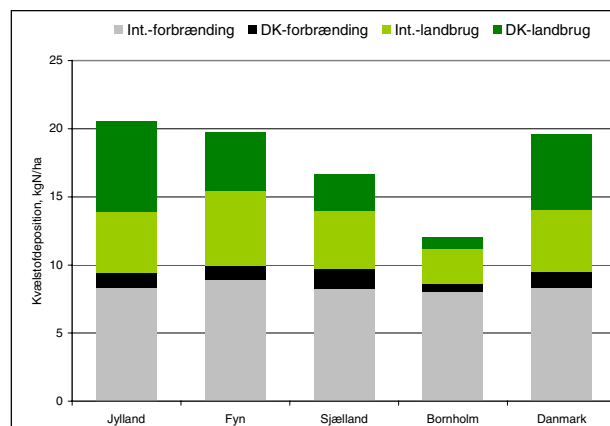
Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres til udslip i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med transport, energiproduktion, forbrændingsanlæg og industriproduktion) og udslip som kan henføres til landbrugsproduktion. Opdelingen i forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion baseres på, at emissionerne af kvælstofilter udelukkende sker i forbindelse med forbrændingsprocesser, og at emissionerne af ammoniak i praksis stammer fra landbrug, idet over 95% af emissionen af ammoniak stammer fra landbrugsproduktion.

Beregningerne viser, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion. Dette gælder for deposition til såvel vand- og landområder.

Langt hovedparten af depositionen til de danske farvandsområder stammer fra udenlandske kilder (figur 2.4). I gennemsnit er den danske andel af depositionen til de åbne danske farvande kun på ca. 12%;



Figur 2.4 Kvælstofdeposition i 2003 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.



Figur 2.5 Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2003 til Jylland, Fyn, Sjælland, Bornholm og Danmark opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

størst andel ses for Kattegat (22%) og mindst for Nordsøen (7%), hvilket er i god overensstemmelse med, at de mest hyppige vindretninger er fra syd til vest. For lukkede fjorde, vige og bugter kan den danske andel være betydeligt større, hvilket skyldes den korte afstand til de danske kilder. Et eksempel herpå er Limfjorden, hvor omkring 36% stammer fra danske kilder. Figur 2.4 viser endvidere, at de danske bidrag hovedsageligt stammer fra emissioner fra landbrugsproduktionen, og at forskellen i den danske andel af depositionen stort set kan forklares ved forskellene i bidraget fra landbruget.

Den danske andel af den gennemsnitlige kvælstofdeposition til Jylland, Fyn, Sjælland og Bornholm (figur 2.5) er større end for farvandsområderne. Den primære årsag til dette er den større deposition af ammoniak fra det lokale landbrug. Størst dansk andel ses for Jylland med 38% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen på Bornholm kun er på 11%. Det store bidrag fra danske kilder til depositionen i Jylland skyldes den store husdyrproduktion i dette område.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann *et al.* 2004, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser; <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Plot af og tal for kildefordeling for hovedfarvandene og amterne kan findes på: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Miljoe-tilstand/3_luft/4_spredningsmodeller/5_ACDEP/pieplot.asp

Yderligere information om danske emissioner kan findes på: http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_adabei/default.asp

2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

Relevans

I Danmark og på internationalt plan er der vedtaget en række handlingsplaner for at reducere emissionen af kvælstofilter og ammoniak og dermed belastningen af natur og vandmiljø med de næringsstoffer, som dannes pga. emissionen af disse stoffer. For at kunne vurdere effekten af disse handlingsplaner er det derfor relevant at følge tidsudviklingen i kvælstofdepositionen.

Målsætning

Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for reduktion af den atmosfæriske kvælstofbelastning af natur og vandmiljø. Derimod findes der målsætninger for reduktion af kilderne til kvælstofdeposition. Danmark og en lang række europæiske lande har via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) fastsat emissionslofter for udledning af næringsberigende og forsurende kvælstofforbindelser til atmosfæren. I følge Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet skal Danmark reducere udslippet af kvælstof til 106.000 tons i 2010, hvilket svarer til en reduktion på 55% set i forhold til emissionerne i 1990. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en emissionsreduktion på 41% for kvælstofilterne og 17% for ammoniak set i forhold til 1990.

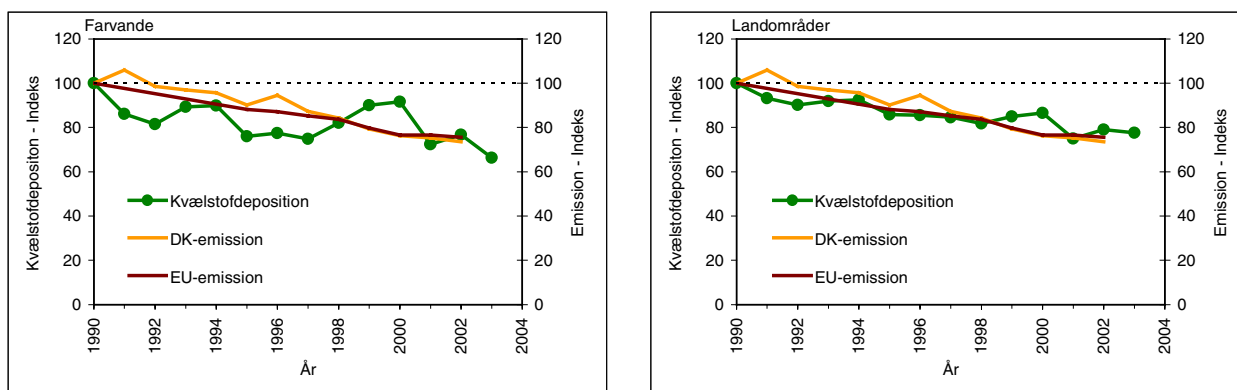
Udvikling og årsag

Figur 2.6 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af kvælstof beregnet som middel af resultaterne fra DMU's hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et fald i kvælstofdepositionen på ca. 21% for deposition til såvel de danske farvande som til de danske landområder. Det vurderes, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens

for Danmark som helhed. Lokalt kan der dog være betydelige afvigelser fra det generelle billede. Årsag til dette er navnlig deposition af ammoniak, som udgør en betydelig del af den samlede kvælstofdeposition og som varierer meget fra område til område pga. den lokale landbrugsproduktion.

Den atmosfæriske kvælstofdeposition følger ændringerne i emissionerne af kvælstof i Danmark og de øvrige europæiske lande (figur 2.6) og det kan derfor konkluderes, at den observerede udvikling i kvælstofdepositionen er et produkt af reduktioner i emissionen af kvælstof. Da hovedparten af kvælstofdepositionen stammer fra udlandet er reduktionerne i de udenlandske kilder årsag til den største del af reduktionen. Faldet i emissionen fra de danske kilder bidrager dog også til faldet i kvælstofdepositionen. Navnlig for visse dele af Jylland, hvor op mod halvdelen af kvælstofdepositionen stammer fra danske kilder.

De meteorologiske forhold spiller også en betydelig rolle for kvælstofdepositionens størrelse. I Figur 2.6 ses betydelige variationer fra år til år og i enkelte tilfælde er disse variationer af samme størrelse, som den samlede ændring fra 1990 til 2003. År til år variationerne skyldes primært variationer i de meteorologiske forhold. Navnlig for deposition til vandområderne ses betydelige år til år variationer. Årsagen til dette er, at våddepositionen udgør 70-90% af den samlede deposition, og at der i år med meget nedbør, som f.eks. 1999 og 2000, ses relativt høj deposition sammenlignet med de øvrige år. Våddepositionen udgør kun 50% af den samlede deposition til landområderne, hvilket forklarer, at variationerne i nedbørsmængden ikke slår så kraftigt igennem på den samlede deposition.



Figur 2.6 Udviklingstendenser for den samlede deposition og emission af kvælstof. Figuren til venstre viser tendenser for udviklingen i depositionen til de indre danske farvande, mens figuren til højre viser tendenser for udviklingen i depositionen til danske landområder. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområder er beregnet som middelværdi af resultaterne fra DMUs seks hovedstationer. Beregningerne af deposition til farvandene er baseret på resultaterne fra hovedstationer ved Keldsnor og på Anholt, som begge er placeret ved kysten. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er udarbejdet af DMU (Illerup et al., 2004) og fra de 25 EU-lande af EMEP (EMEP 2004).

I Figur 2.6 skelnes mellem deposition til farvandene og landområderne, hvilket primært skyldes, at visse kvælstofkomponenter afsættes hurtigere til landområder (f.eks. på planter og jord) end til vandområder. Endvidere spiller emissionen af ammoniak fra landbruget en langt større rolle for depositionen til landområderne end til farvandsområderne. Årsag til dette er, at ammoniak omsættes og deponeres hurtigt, således at ammoniak primært påvirker landområderne, som generelt ligger tættere på kilderne end farvandsområderne.

Referencer og links

Yderligere information kan findes i *Ellermann et al. 2004*, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser:
<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

3 Fosfor

3.1 Fosfordeposition

Relevans

Fosfor fra atmosfæren deponeres til de danske farvande og landområder og bidrager dermed til den samlede næringsstofbelastning af disse områder. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVA-2003 at bestemme den årlige deposition af fosfor til vandmiljøet og landområderne.

Målsætning

Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for reduktion af fosfordepositionen.

Tilstand, udviklingstendens og årsag

Atmosfærisk fosfor er hovedsageligt bundet til partikler og transporteres i luften med disse. Fosfor findes i form af opløselige fosfatsalte, bundet til metaller eller bundet i biologisk materiale som f.eks. pollen.

Emission af fosfor stammer fra både menneskeskabte og naturlige kilder. De menneskeskabte kilder er primært emission af partikulært fosfor fra forbrænding af kul og halm, herunder markafbrænding. Derimod er emissionen af fosfor fra forbrænding af olie og gas lille. De naturlige kilder er primært ophvirvlet jordstøv og biologisk materiale som f.eks. luftbårne alger, pollen, svampesporer og mikroskopiske bladfragmenter.

Den samlede deposition af fosfor består af summen af tørdeposition af partikelbundet fosfor og våddeposition af fosfor i regndråber, sne m.m. I 2003 er den samlede deposition af fosfor til de indre danske farvande og landområder vurderet til ca. 0,04 kgP/ha. Depositionen til de indre danske farvande (areal 31.500 km²) i 2003 kan herudfra estimeres til ca. 130 tons P. Tilsvarende kan depositionen til de danske landområder (areal 43.000 km²) estimeres til ca. 170 tons P.

Depositionen af fosfor er derfor uændret i forhold til rapporteringen for år 2002. Baseret på DMU's målinger og resultaterne fra Fyns Amt (*Fyns Amt 2004*) vurderes, at der ikke er sket målelige ændringer i den atmosfæriske deposition af fosfor i perioden 1989-2003.

Estimaterne af tørdepositionen af fosfor er baseret på målinger af luftens indhold af partikelbundet fosfor ved opsamling af partikelprøver med filterpackopsamlere og direkte analyse af partikelfiltret vha. PIXE-analyse (Proton Induced X-ray Emission). Med analysemetoden måles den samlede mængde fosfor og der skelnes ikke mellem uorganiske eller organiske fosforforbindelser. Mængden af partikulært fosfor opsamlet med filterpackopsamlere er imidlertid lille i forhold til detektionsgrænsen, som er 20-50 ngP/m³. I år 2003 var kun ca. 20-30% af målingerne over detektionsgrænsen. Et forsigtigt skøn på niveauet af partikelbundet fosfor kan gives ud fra årsmiddelværdierne for

målingerne. Denne lå i år 2003 på 14 ng/m³, hvilket er det samme niveau, som tidligere. Tørdepositionen af fosfor er herefter estimeret til 0,016 kg P/ha. Dette estimat er baseret på tørdepositionen af partikulært bundet fosfor og forholdet mellem luftens indhold af partikulært bundet fosfor og kvælstof.

Våddepositionen af fosfor bestemmes rutinemæssigt ved opsamling af nedbør med de såkaldte bulkopsamlere (se figur 1.2) og senere laboratorieanalyse af indholdet af opløseligt fosfat. Der er imidlertid stor risiko for kontaminering af prøverne med biologisk materiale, som indeholder store mængder fosfat (f.eks. fugleklatte i opsamlingsstragterne). Våddepositionen bestemt på denne måde giver derfor anledning til en overestimering af våddepositionen af fosfor.

I 2001-2002 er der derfor foretaget en mere nøjagtig bestemmelse af våddepositionen af fosfor ved målestationerne på Anholt og ved Ulborg. Forbedringerne ligger i anvendelse af wet-only-nedbørsopsamler (står kun åben når det regner og giver derfor mindre forurening), konservering af prøverne på prøveopsamlingsstedet og en forbedret analyse af fosforkoncentrationerne. Resultaterne af disse målinger viser, at våddepositionen ligger på 0,01-0,02 kgP/ha. Våddepositionen af fosfor ligger kun lige over detektionsgrænsen, så usikkerheden på resultaterne er betragtelig (formentlig på $\pm 0,005$ -0,001 kgP/ha).

Et forsigtigt skøn på den samlede atmosfæriske deposition af uorganisk opløseligt fosfat er derfor en samlet deposition på 0,02-0,04 kgP/ha baseret på en våddeposition på 0,01-0,02 kgP/ha og en tørdeposition på 0,01-0,02 kgP/ha.

Usikkerheden på estimaterne af den samlede deposition er stor pga. risiko for kontaminering og lave koncentrationer i forhold til detektionsgrænsen. Grundet den store risiko for kontaminering af prøverne anses estimatet som en øvre grænse for den atmosfæriske deposition af uorganisk fosfat. Usikkerhederne er for store til at vurdere geografiske forskelle mellem Ulborg og Anholt.

Den organiske fosfordeposition vurderes at være af samme størrelse som depositionen af uorganisk opløseligt fosfor. Denne vurdering er baseret på tidligere vurderinger af *Hovmand et al. (1993)* og målinger af organisk fosfat foretaget af Fyns Amt (2004).

Referencer og links

Yderligere information kan findes i *Ellermann et al. 2004*, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser:

<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

4 Svovl

4.1 Svovldeposition i 2003

Relevans

Deposition af svovl fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske landområder med forsurende stoffer. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVA-2003 at bestemme den årlige deposition af svovl til de danske landområder.

Målsætning

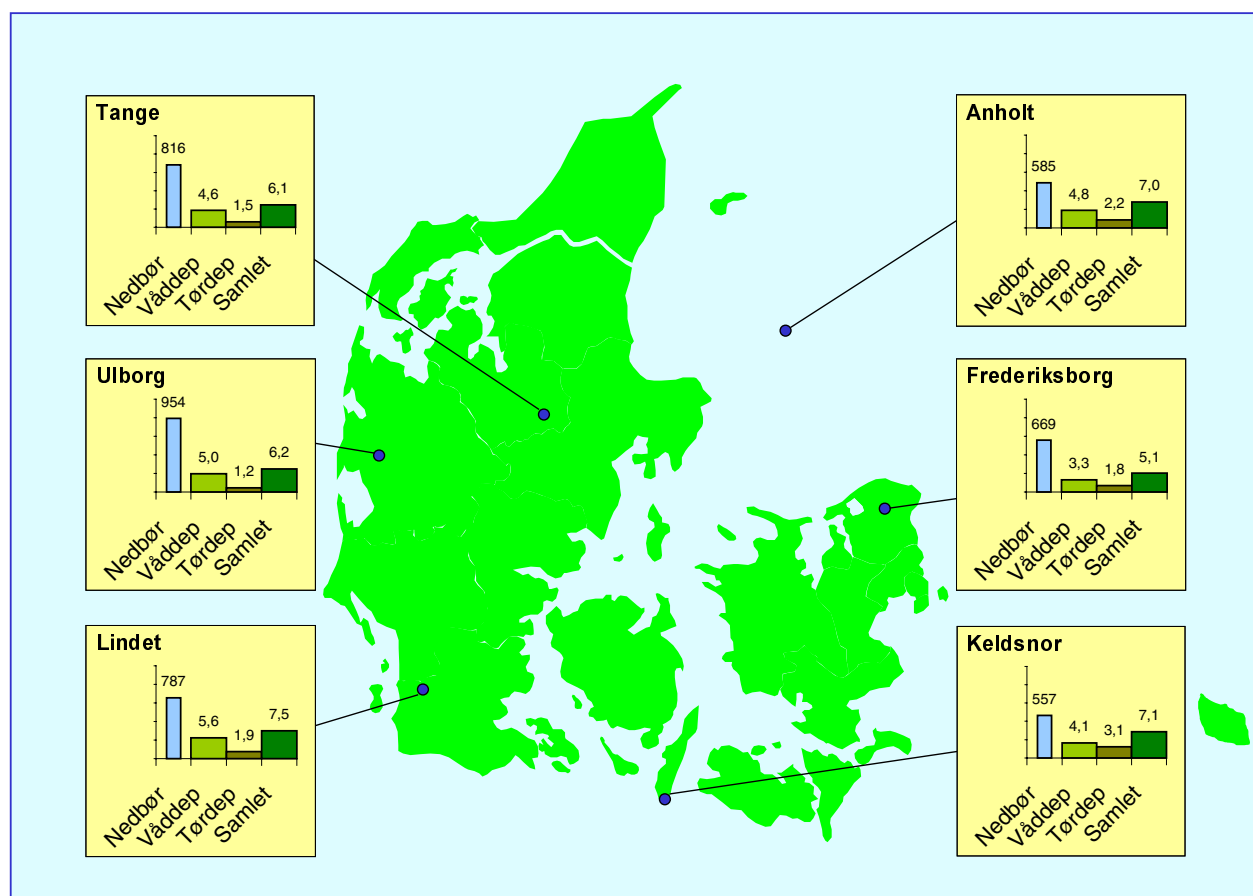
I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder svovl, end den kan tåle. Via Habitatdirektivet er Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af deposition af forsurende svovlforbindelser. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for svovldepositionens størrelse og ej heller direkte reduktionsmålsætninger. Via målsætninger om reduktion af svovlemissionen er der dog lagt en form for indirekte målsætning om reduktion i svovldepositionen.

Danmark har således via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere svovlemissionen frem til år 2010 til 67% af emissionen i 1990. En målsætning, som allerede er mere end opfyldt. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en reduktion af Europas svovludslip med 63% set i forhold til 1990.

Tilstand og årsag

Resultaterne i 2003 fra de seks danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af svovl lå på 5,1-7,5 kgS/ha for deposition til en gennemsnitlig landoverflade (svarende til 10 cm høj plantevækst). Dette er ca. 10% lavere end i 2002.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet og den mindste deposition ved Frederiksborg, hvilket igen er samme mønster som i 2002. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til de seks målestationer. Årsagen til dette er, at svovlforbindelserne kan transporteres 1000 km eller mere via luften og de geografiske variationer er derfor jævnet ud under den lange transport. En stor andel af svovlforbindelserne transporteres til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, hvilket er forklaringen på, at der måles højest



Figur 4.1 Svovldeposition og nedbørsmængde ved de seks hovedstationer i 2003. Svovldepositionen er beregnet til en gennemsnitlig landoverflade (ca. 10 cm høj plantevækst). Nedbørsmængden er angivet i mm og deposition er angivet i kgS/ha.

svovldeposition i den sydlige del af Danmark.

Hovedparten af svovlforbindelserne stammer fra antropogen forbrænding af fossile brændstoffer i forbindelse med transport, energiproduktion, industri m.m. Resten stammer fra naturlige kilder, hvoraf sulfat fra havsalt er den vigtigste. Sulfat fra havsalt udgør således 11-28% af den samlede svovldeposition; størst bidrag ses ved de kystnære stationer i Vestjylland og ved Anholt.

Nedbørsmængderne i 2003 var lave sammenlignet med gennemsnit for perioden 1989-2003 (se kapitel 1). Våddeposition af svovl var derfor relativt lav i 2003 sammenlignet med gennemsnit for perioden. Den lave våddeposition blev dog opvejet af en høj tørdeposition pga. relativt høje koncentrationer i luften.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige svovldeposition vurderes til 14-28%. Årsag til den relativt høje usikkerhed er, at den samlede deposition bestemmes som summen af depositionen af en række forskellige svovlforbindelser. Endvidere beregnes tørdepositionen ud fra måling af luftens indhold af svovlforbindelserne, og ikke ved en direkte depositions måling, som er meget ressourcekrævende. Der er stor usikkerhed ved beregning af tørdeposition med denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.

Links

Yderligere information kan findes i *Ellermann et al. 2004. Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser*:

<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Relevans

Deposition af svovl fra atmosfæren kan have en forsurende og dermed skadelig effekt på danske naturområder. Det er derfor vigtigt af bestemme den geografiske fordeling af depositionen og dermed belastningen af de enkelte landområder.

Målsætning

I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder svovl, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser. Dette omfatter også eventuelle forringelser som følge af svovl-depositionen. Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for svovl-depositionens størrelse i Danmark (se iøvrigt afsnit 4.1).

Tilstand og årsag

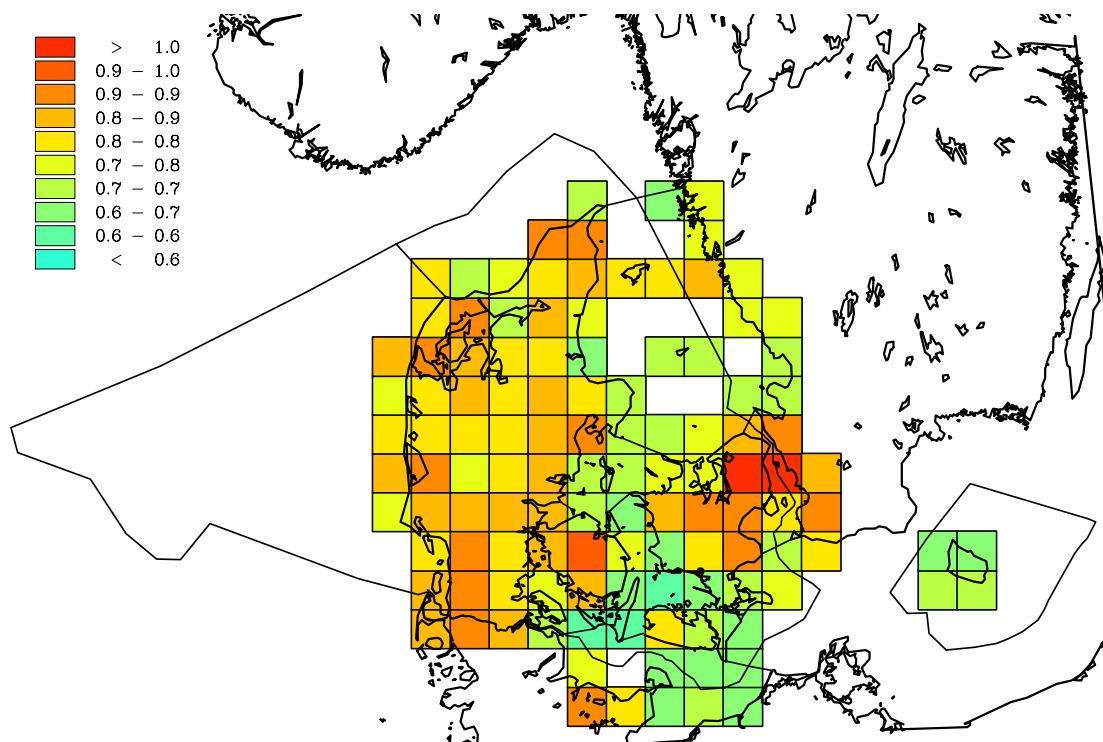
Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder er for år 2003 estimeret til 20.000 ton S (se næste afsnit), hvilket svarer til år 2002. Den samlede deposition af svovl er ca. en faktor to større end den danske emission af svovl, som i 2002 lå på 12.600 tons S (Illerup

et al., 2004).

Beregningerne med ACDEP-modellen giver en samlet deposition af svovl fra antropogene kilder til de danske landområder på 36.000 ton S, hvilket er næsten en faktor to højere end ovenstående estimat. Baggrunden for at vi har valgt at estimere den samlede deposition er, at sammenligning mellem målinger (korrigeret for bidrag fra havsalt) og modelresultater viser, at modelresultaterne for fem ud af seks målestationer ligger omkring en faktor to højere end måleresultaterne. Tabel 4.1 viser såvel beregningsresultaterne som de estimerede værdier.

Den gennemsnitlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 5 kgS/ha, hvilket svarer til 0,8 keq/ha. Til sammenligning er tålegrænserne for forsurening på 0,9-2,4 keq/ha for overdrev, 0,8-2,7 keq/ha for løvskov og 1,0-4,1 keq/ha for nåleskov (Bak 2003). Skadelige effekter af forsurening afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af forsurende kvælstofforbindelser og syreneutraliserende basekationer også skal tages med i betragtning ved vurderinger af svovldeposition i relation til tålegrænser.

Depositionen varierer meget lidt mellem de forskellige dele af landet, hvilket hænger sammen med, at størstedelen af svovlen er transporteret til Danmark fra kildeområder i den nordlige del af det europæiske kontinent. Beregninger med ACDEP-modellen angiver da også, at de danske kilder på landsplan kun bidrager med 5% af den samlede deposition. Størst dansk bidrag ses i Københavnsområdet, hvilket skyldes de store danske emissioner i dette område. Dette påvirker også, at den største deposition af antropogen svovl



Figur 4.2 Den samlede deposition af antropogene svovlforbindelser til danske landområder beregnet for 2003 med ACDEP-modellen. Depositionen gælder kun for landdelen i felterne. Depositionen er givet i ton S/km² (ved at gange tallene med 10 fås deposition i kgS/ha). Gitterfelterne er på 30km x 30 km. Deposition er beregnet for en gennemsnitlig landoverflade svarende til ca. 10 cm høj plantevækst. Bemærk at de estimerede værdier i tabel 4.1 er 56% lavere end værdierne angivet i denne figur.

beregnes for København. Den laveste deposition ses på Bornholm, som ligger langt fra store emissionsområder og hvor det danske bidrag kun er på 1%.

Deposition af svovl til de danske landområder beregnes med ACDEP modellen, der tager højde for den geografiske placering af kilderne til svovlforureningen, de meteorologiske forhold og de kemiske og fysiske omdannelser af svovl i atmosfæren. Modellen medtager ikke svovl fra havsalt, som via vinden bliver "blæst op" i atmosfæren. Målingerne af svovldeposition ved målestationerne viser, at havsalt bidrager med 11-28% af den samlede antropogene og naturlige deposition.

Modelberegningerne er foretaget med meteorologiske data for år 2003 (*Brandt et al., 2000*) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2002 (*Illerup et al., 2004*) og for resten af Europa for år 2000 (*EMEP 2004*). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser til modelberegningerne. Depositionen af svovldioxid og partikelbundet sulfat (tørdepositionen) afhænger af landoverfladens karakter. Da modellens gitterfelter er store (30 km x 30 km) anvendes en gennemsnitlig overflade svarende til ca. 10 cm høj plantevækst. Den lokale deposition til f.eks. en skov kan derfor være op mod en faktor to højere end angivet i figur 4.2 og tabel 4.1.

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til at være stor og som allerede nævnt giver modelberegningerne for høje depositioner når man sammenligner med målingerne. Usikkerheden på estimaterne for de enkelte amter vurderes at være op mod $\pm 50\%$.

Links

Yderligere information kan findes i *Ellermann et al. 2004*. Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser:

<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Deposition af svovl til de enkelte amter og kommuner kan findes på:

http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Miljoe-tilstand/3_luft/4_spredningsmodeller/5_ACDEP/deposition.asp

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

<http://www.dmu.dk/Luft/Effekter+på+naturen/>

Tabel 4.1 Den samlede antropogene svovldeposition til de danske amter beregnet for 2003. Endvidere vises fordeling mellem tør- og våddeposition samt den danske andel af depositionen. Bemærk at tabellen angiver såvel modelresultaterne som den estimerede svovldeposition. De estimerede værdier svarer til 56% af de beregnede værdier. Tørdepositionen og dermed den samlede deposition er beregnet for en gennemsnitlig landoverflade svarende til ca. 10 cm høj plantevækst.

	Tør-dep.	Våddep.	Samlet deposition	Samlet deposition	Dep. per areal	DK-andel	Areal
	%	%	Model	Estimat	Estimat	%	km ²
			kton S	kton S	kgS/ha		
Ribe	21	79	2699	1501	4,8	3	3137
Ringkøbing	21	79	4015	2233	4,6	4	4886
Sønderjylland	23	77	3274	1821	4,7	3	3878
Viborg	20	80	3517	1956	4,7	4	4145
Vejle	22	78	2570	1429	4,8	6	3009
Nordjylland	27	73	5125	2850	4,6	5	6194
Århus	24	76	3713	2064	4,5	6	4578
Fyn	25	75	2898	1612	4,6	5	3535
Storstrøm	29	71	2613	1453	4,2	3	3445
Vestsjælland	28	72	2456	1366	4,5	5	3012
Roskilde	31	69	823	458	5,1	8	903
Frederiksborg	35	65	1278	711	5,2	8	1369
København	36	64	503	280	5,3	10	531
Frederiksberg Kommune	41	59	7	4	4,6	9	9
København Kommune	40	60	78	43	4,8	9	90
Bornholm	32	68	398	221	3,7	1	594
Alle danske landområder	25	75	35967	20000	4,6	5	43312

4.3 Udviklingstendenser for svovldepositionen

Relevans

I Danmark og på internationalt plan er der vedtaget en række handlingsplaner for at reducere emission af svovl og dermed belastning af natur og vandmiljø med de forsurende stoffer, der dannes som følge af emissionen af svovl. Det er derfor relevant at følge tidsudviklingen i svovldepositionen for at kunne vurdere effekten af disse handlingsplaner på svovldepositionen.

Målsætning

I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder svovl, end den kan tåle. Via Habitatdirektivet er Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af deposition af forsurende svovlforbindelser. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger om reduktion af svovldepositionen. Via målsætninger om reduktion af svovlemissionen er der en form for indirekte målsætning om reduktion i svovldepositionen. Danmark har via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere svovlemissionen i 2010 til 67% af emissionen i 1990, hvilket allerede er mere end opfyldt. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en reduktion af Europas svovludslip med mindst 63% set i forhold til 1990.

Udvikling og årsag

Figur 4.4 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af

resultaterne fra DMUs hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1990 er depositionen reduceret med ca. 70%; størst fald er målt i perioden frem til 2000, hvorefter depositionen stort set har været på samme niveau. Da faldet i depositionen er observeret på samtlige seks hovedstationer vurderes det, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark.

Figur 4.4 viser også ændringerne i svovlemissionerne i Danmark og EU. Der ses en tydelig korrelation mellem faldet i svovldepositionen og i emissionerne. Navnlig ses meget god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i de 25 EU-lande, hvilket skyldes, at langt størstedelen af depositionen stammer fra de europæiske lande syd og vest for Danmark.

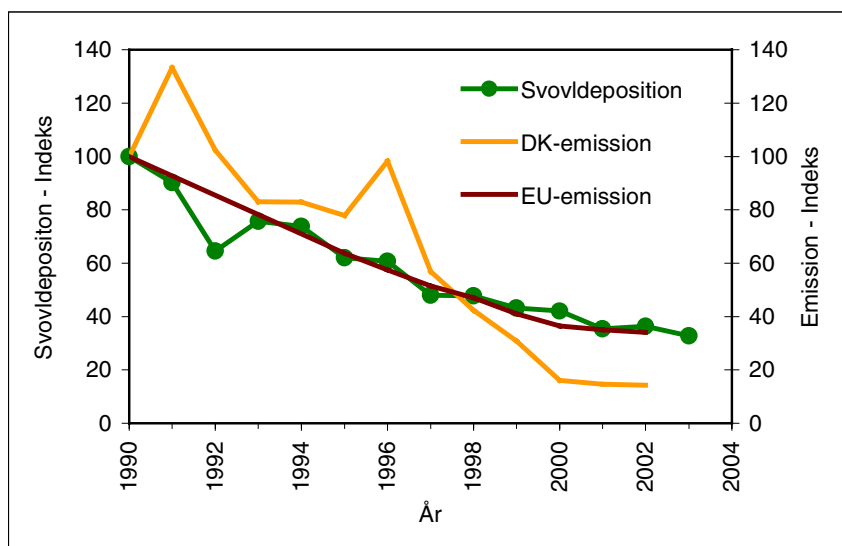
Det kan altså konkluderes, at faldet i depositionen af svovl i Danmark skyldes faldet i emissionerne på europæisk plan. Reduktionen i danske emissioner spiller kun en mindre rolle for reduktionen af svovldepositionen i Danmark. Til gengæld har reduktionen af de danske emissioner betydning for afsætning af svovl i de lande, som modtager den langtransporterede svovlforurening fra Danmark.

Udover det generelle fald ses også en år til år variation. Årsagen til denne variation er bla. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor store nedbørsmængder giver høj deposition og lille nedbørsmængde giver lav deposition. Variationerne i de meteorologiske forhold slår dog ikke så tydeligt igennem, som for kvælstofdepositionen (se afsnit 2.5).

Links

Yderligere information kan findes i *Ellermann et al. 2004*. Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser:

<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>



Figur 4.6 Udviklingstendenser for samlet deposition og emission af svovl. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområderne er beregnet som middelværdi af resultaterne fra DMU's seks hovedstationer. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer.

5 Tungmetaller

5.1 Tungmetaldeposition i 2003

Relevans

Deposition af potentielt toksiske og carcinogene tungmetaller spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og landområder med disse stoffer. Depositionen af tungmetaller kan forøge tungmetalindholdet i de øverste jordlag (0-20 cm). På ligende måde er den atmosfæriske tungmetaldeposition til vandmiljøet i mange tilfælde betydelig i forhold til andre kilder. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVA 2003 at bestemme deposition af en række udvalgte tungmetaller til de danske farvande og landområder.

Målsætning

I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder tungmetaller, end den kan tåle. Et kommende EU-direktiv (det 4. datterdirektiv om bl.a. tungmetaller), pålægger medlemslandene at måle koncentrationerne i luften og depositionen af bl.a. arsen, cadmium, nikkel med henblik på en samlet europæisk evaluering af mulige skadevirkning af disse stoffer i baggrundsområder.

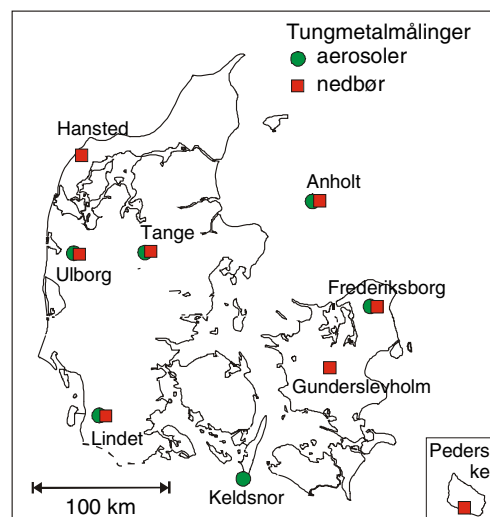
Tilstand og årsag

Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundet tungmetal har været målt gennem en årrække på de danske målestationer (figur 5.1). Resultaterne (tabel 5.1) viser, at depositionen i 2003 ikke adskiller sig væsentligt fra depositionen de seneste par år.

Den samlede deposition af tungmetaller (summen af tør- og våddeposition) til de indre danske farvande og danske landområder kan estimeres ud fra målingerne af våddeposition og beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundet tungmetal. Disse estimerer fremgår af tabel 5.1. Sammenlignes depositionerne til de indre danske farvande med værdier for landbaserede udledninger (overfladevand, spildevand m.m.) af tungmetaller til farvandene, er det atmosfæriske bidrag af samme størrelsesorden som disse og i nogle tilfælde større (Dahllöf, I., *personlig kommunikation* 2002).

En stor del af de tungmetaller, som findes i atmosfæren og dermed deponeres, kommer fra antropogene kilder udenfor Danmark. Sammenlignes de estimerede depositioner til de indre danske farvande og danske landområder med de danske emissioner (tabel 5.1), ses at de danske emissioner for de fleste af de målte tungmetaller er væsentligt mindre end depositionerne. Dette underbygger, at det dominerende bidrag til depositionen er antropogene kilder i udlandet. Det "naturlige" bidrag (i form af vindblæst støv o.l.) kan for nogle af tungmetallerne dog også have betydning.

EMBED



Figur 5. Målestationer for tungmetaller i Danmark. våddeposition - partikkelkoncentration.

Depositionen af tungmetaller måles med bulkopsamlere (som for kvælstof, sulfat m.m.), hvor tragten er eksponeret for nedfald hele tiden; altså også i perioder, hvor der ikke er nedbør. Der er ikke foretaget målinger til en egentlig kvantificering af tørdepositionens andel af bulkprøverne. Tungmetaller af antropogen oprindelse må forventes at være knyttet til partikler på 1 μm eller mindre. For disse partikler vil depositionen til bulk-tragtene være sammenlignelig med den tilsvarende deposition af partikulært svovl, som bidrager med under 10% af våddepositionen. Det må anses for at være uden betydning i sammenligning med de usikkerheder, der er på estimererne af våddepositionen.

Store partikler af især ikke industriel oprindelse, såsom partikler fra havsprøjt, jordstøv samt biogene partikler (pollen o.l.), kan ved tyngdekraftens påvirkning "falde" ned i tragten. Heller ikke denne størrelsesfraktion vil dog bidrage væsentligt. Tungmetalindholdet i disse materialer er lavt og en del af de tungtopløselige stoffer i mineraler vil ikke blive tilgængelige ved den prøveopluknings metode, som anvendes i overvågningsprogrammet.

Usikkerheden på estimererne af den samlede deposition vurderes til $\pm 30\text{-}50\%$. Årsagen til den betydelige usikkerhed er først og fremmest, at de målte tungmetalkoncentrationer, såvel i luft som i nedbør, er lave. Der er derfor en betydelig risiko for kontaminering.

En anden årsag til usikkerheden er, at estimererne baseres på beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundet tungmetal. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor betydelig (op til $\pm 80\%$). Tørdepositionen udgør

Tabel 5.1 Årlig deposition estimeret fra målinger af bulk-opsamlet våddeposition på otte stationer i Danmark. Endvidere deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2003. Sidste kolonne viser den antropogen emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2001 (*Vestreng, 2003*).

Våddeposition	Gennemsnit for målestationerne		Estimeret deposition		Emission
	Deposition til land	Deposition til vand	Landområder (43.000 km ²)	Indre farvande (31.500 km ²)	Danske kilder
	µg/m ²	µg/m ²	tons/år	tons/år	tons
Cr, chrom	135	124	6	4	2,4
Ni, nikkel	291	251	12	8	12,8
Cu, kobber	1067	1025	46	32	9,3
Zn, zink	6717	6394	289	201	23
As, arsen	131	117	6	4	0,71
Cd, cadmium	48	42	2	1	0,72
Pb, bly	1164	1028	50	32	6
Fe, jern	48849	46773	2100	1473	-

imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10% og 20-30% af depositionen til henholdsvis vand og land), således at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke slår fuldt igennem.

Endelig "ekstrapoleres" resultaterne fra målestationer til at dække de danske landområder samt de indre danske farvande, hvilket bidrager til usikkerheden på estimerterne.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al., Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser:

<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Yderligere information om emissioner kan findes på *Vestreng, V. (2003)*. Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP, MSC-W Status Report 2003 EMEP/MSW-NOTE 1/2003, Norsk Meteorologisk Institutt, Oslo. http://www.emep.int/reports/mscw_note_1_2003.pdf og WEBDAB (2004)

<http://webdab.emep.int/>

5.2 Udviklingen i den atmosfæriske deposition og luftkoncentrationer

Relevans

I Danmark og på internationalt plan er iværksat en række tiltag for at reducere emissionen af tungmetaller og dermed belastningen af natur og vandmiljø med potentielt toksiske og carcinogene tungmetaller. For at kunne vurdere effekten af disse tiltag er det derfor relevant at følge tidsudviklingen i kvælstofdepositionen.

Målsætning

I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder tungmetaller, end den kan tåle. Der er dog ikke specifikke målsætninger for reduktion af depositionen af tungmetaller i Danmark (se i øvrigt afsnit 5.1).

Udvikling og årsag

Udviklingen i luftens indhold (findes bundet til partikler) og våddepositionen af en række udvalgte tungmetaller er i forbindelse med NOVA 2003 og dets forløbere blevet målt siden 1989. Målingerne af luftens indhold af tungmetaller er endda startet op allerede i 1979, således at der i dag findes 25 års målinger. Resultaterne af de mange års overvågning viser en tydelig reduktion i såvel luftens indhold som af våddepositionen af de viste tungmetaller (figur 5.2 og 5.3).

Variationen i depositionen fra år til år af et givent tungmetal afhænger af flere faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområder, der via den atmosfæriske transport, bidrager med tungmetalledfald over Danmark. Denne emission har

givetvis været for nedadgående de sidste 10 år, selv om oplysningerne om tungmetalemission i Europa (specielt Østeuropa) er meget upræcise. Mest markant er fjernelse af bly fra benzin, afsvovling af fossile brændstoffer og en generelt bedre rensning af røggasser.

I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for nationale emissioner (Vestreng 2003; WEBDEB 2004) gennem 15 år med målingerne ved de danske målestationer. Emissionerne er opdelt i emissioner fra kildeområderne i Øst-, Vesteuropa samt Danmark. Der er god overensstemmelse mellem faldet i emissionerne og såvel luftkoncentrationer som depositioner.

En anden faktor til variationerne i depositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i depositionen.

For våddepositionen er der yderligere faktorer, der påvirker variationen. Disse er mængden af nedbør, antallet af byger, nedbørsintensiteten samt i hvilket omfang transport af luftmasser med høje koncentrationer af partikler falder sammen med regnhændelser. Af disse grunde ser man ofte en større variation fra år til år i våddepositionen end i den gennemsnitlige koncentration af partikelbundet tungmetal.

Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje Cu deposition i 1995 (Figur 2.5) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne fra 2003 ses ligeledes en væsentlig højere deposition når man sammenligner med de foregående år. En del af forklaringen på dette er givetvis, at luftens indhold af kobber også var højt i 2003, hvilket har kunnet medvirke til den høje deposition. Det kan dog ikke udelukkes at en del af forklaringen på den høje deposition kan skyldes kontaminering af prøverne.

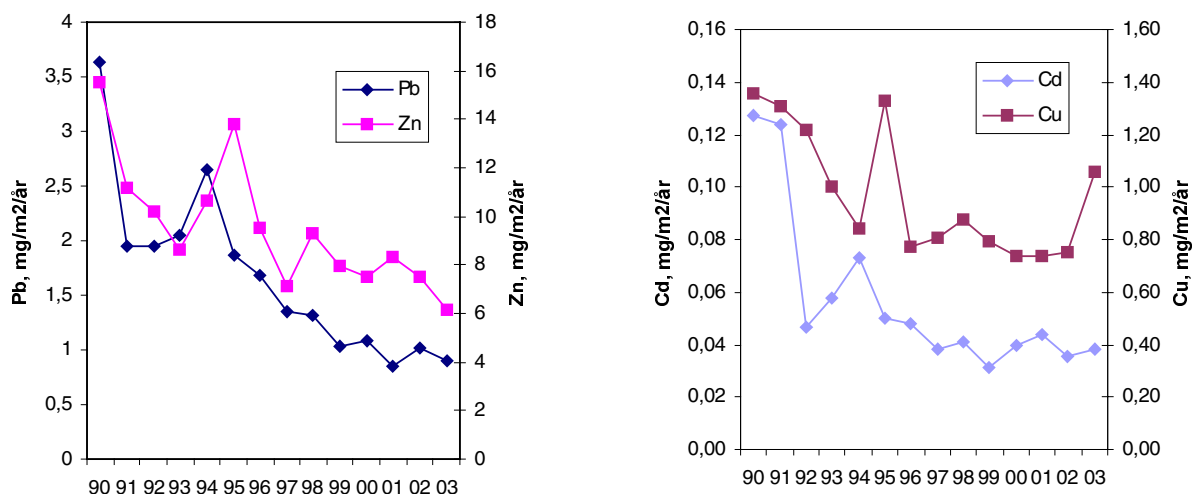


Figure 5.2 Tidsudvikling i våddeposition over en 14 årig periode af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg metal per m² per år, hvilket svarer til kg/(km² år).

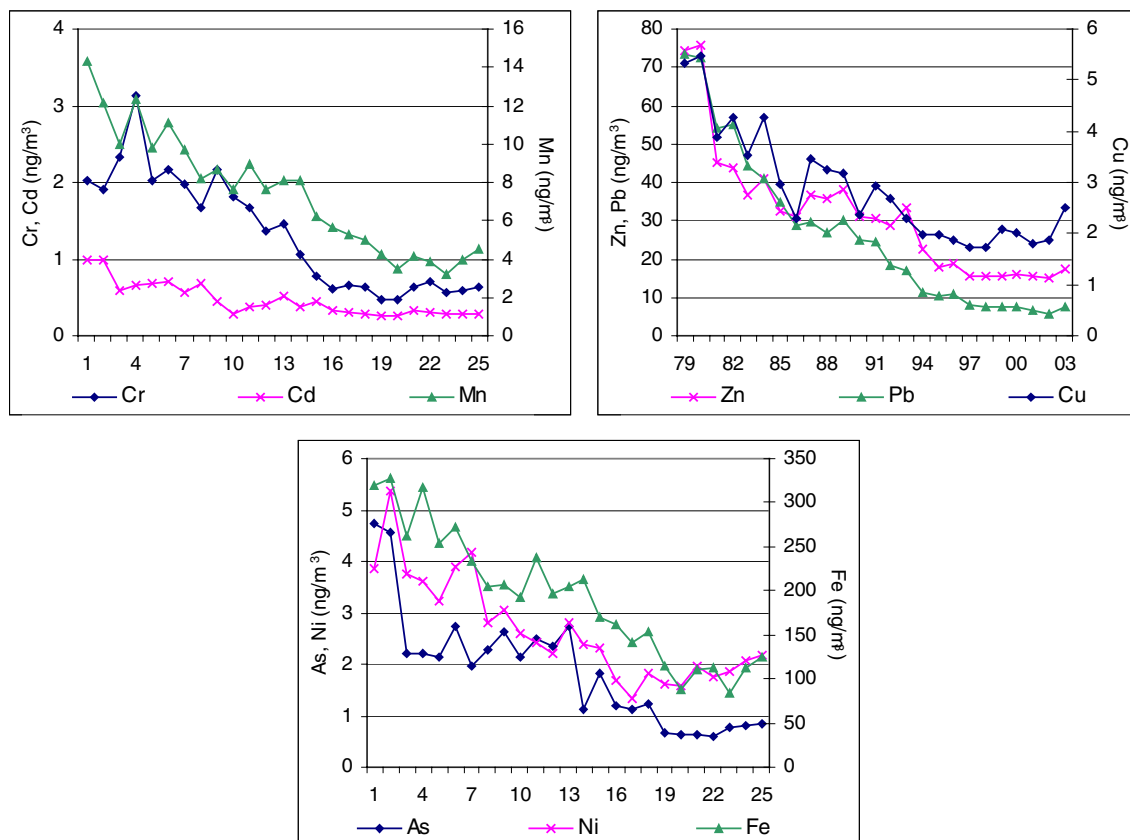
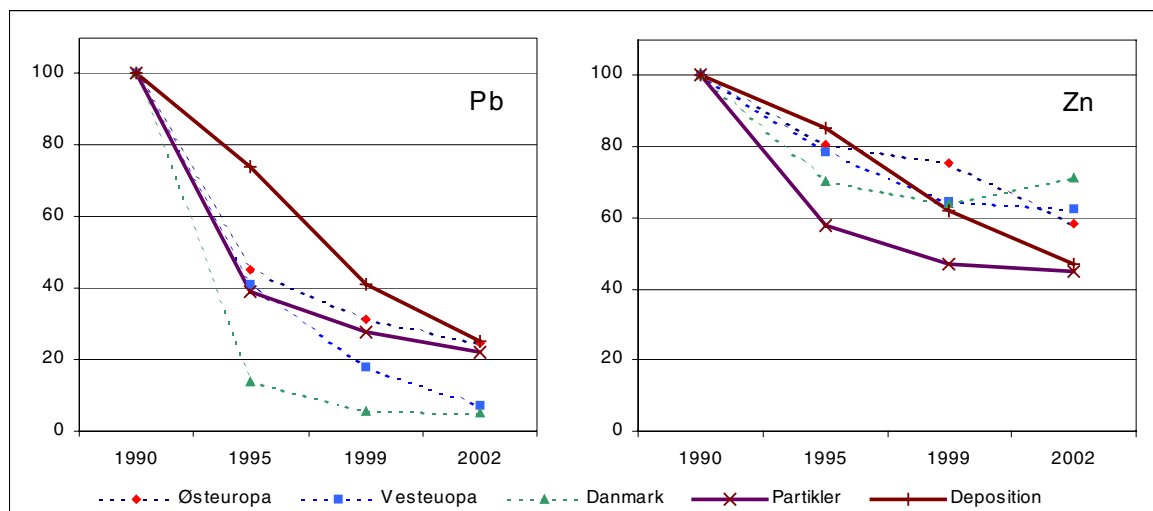


Figure 5.3 Udvikling gennem 25 år for koncentrationer i luften af en række tungmetaller. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange.

Links

Yderligere information kan findes i *Ellermann et al., 2004. Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 520, Danmarks Miljøundersøgelser*:
<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Yderligere information om emissioner kan findes på *Vestreng, V. (2003). Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP, MSC-W Status Report 2003 EMEP/ MSC-W NOTE 1/2003, Norsk Meteorologisk Institutt, Oslo*. http://www.emep.int/reports/mscw_note_1_2003.pdf og WEBDAB (2004)
<http://webdab.emep.int/>



Figur 5.4 Målinger af våddeposition og partikelkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra lande i Øst -og Vesteuropa samt Danmark. Måleresultaterne repræsenterer middelværdier over treårsperioder omkring de angivne år. Alle resultater er normeret til 100 i 1990. Emissionsdata er hentet fra *Vestreg 2003*.

6 Fokus punkt: Sæsonvariation i ammoniakemission og modelberegninger af ammoniakkoncentration

Et af formålene med overvågningen af luftkvalitet i Danmark er at bestemme status og udviklingstendenser for koncentration og deposition af ammoniak. Årsagen til dette er, at ammoniak i visse områder udgør en meget betydelig del af den samlede kvælstofdeposition, og derfor bidrager betydeligt til den forringelse af de danske naturområder, som skyldes tilførsel af for mange næringsstoffer.

Overvågningen af ammoniak udgør imidlertid en særlig udfordring, idet ammoniak kun "lever" i atmosfæren i meget kort tid. Typisk deponeres 10-30% af ammoniakken inden for 2-3 km's afstand fra kilden, og allerede 3-4 timer efter udslippet vil 50% være fjernet enten via kemiske reaktioner i atmosfæren eller via deposition. Koncentration og deposition af ammoniak varierer derfor meget både geografisk og tidsligt. Målinger af ammoniak i landbrugsområder har vist, at koncentrationen af ammoniak kan variere med op til en faktor 10 indenfor et område på blot 10 km x 10 km. I praksis er det derfor ikke muligt at opnå en effektiv overvågning af ammoniak alene ved hjælp af målestationer. Det er nødvendigt også at anvende modeller for at kunne beskrive den store geografiske variation. Og det er ligeledes nødvendigt løbende at videreudvikle modellerne, så de bedst muligt udnytter den tilgængelige viden om ammoniak, og samtidig drager nytte af den løbende udvikling i den tilgængelige regnekraft i computerne.

DMU har igennem de seneste par år udviklet en helt ny måde at håndtere sæsonvariation af emissionerne af ammoniak. Dette har ført til en ny modelbeskrivelse af sæsonvariationen af ammoniak, og givet en væsentlig forbedring af modelberegningerne. Dette fokus punkt præsenterer kort resultaterne af dette arbejde. En mere detaljeret gennemgang af parameteriseringen og dens implementering i luftforureningsmodellerne findes i *Gyldenkerne et al. (2005)* og *Ambelas Skjøth et al. (2004)*.

6.1 Måling af ammoniakkoncentrationens sæsonvariation

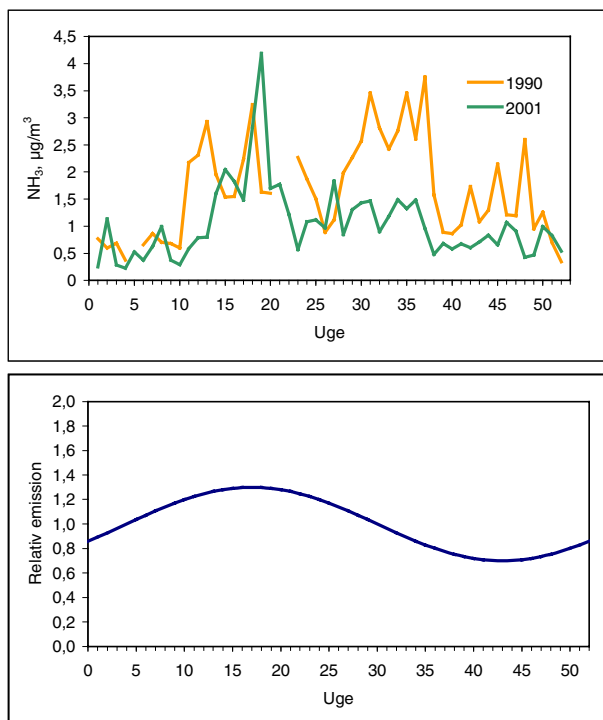
Atmosfærisk ammoniak stammer primært fra landbrugsområder, og da ammoniaks levetid i atmosfæren som nævnt er kort, vil ammoniakkoncentrationer i landbrugsområder primært reflektere udslip fra de nærliggende kilder. Den tidlige variation i ammoniakkoncentrationen vil derfor i høj grad være bestemt af de aktuelle meteorologiske forhold og variationer i emissionerne fra landbrug i lokalområdet. DMU's målinger af ammoniakkoncentrationen i luft giver derfor et godt billede af sæsonvariationen af emissionerne.

Figur 6.1 viser målte ugemiddelkoncentrationer af atmosfærisk ammoniak fra målestationen ved Tange, som ligger midt i et landbrugsområde i Midtjylland.

Figuren viser resultater fra henholdsvis 1990 og 2001. Generelt er koncentrationerne små i vintermånederne og store i den resterende del af året. I 1990 er koncentrationerne høje i forårs månederne, i sensommeren og i det tidlige efterår. Disse toppe skyldes primært udbringning af husdyrgødning. I 2001 er der stort set kun en forårstop tilbage. Dette skyldes ændret landbrugspraksis i Danmark bl.a. som følge af ændrede regler for udbringning og opbevaring af husdyrgødning. Resultatet er, at en stadig større del af husdyrgødningen bringes ud om foråret. I 1990 var mængden af udbragt husdyrgødning omtrent ligeligt fordelt mellem forårs- og efterårsudbringning. I 2001 blev ca. 80% af al husdyrgødning bragt ud om foråret

6.2 Den gamle parameterisering af sæsonvariation

I NOVA 2003 har DMU hidtil benyttet ACDEP modellen (Atmospheric chemistry and deposition) til beregning af kvælstofdepositionen i Danmark. Kvaliteten af beregningerne af luftkoncentrationer og depositioner afhænger i stor grad af mængden og kvali-



Figur 6.1 Øverst: Sæsonvariation af ammoniakkoncentration målt på målestationen ved Tange i 1990 og 2001. Ammoniakkoncentrationen er angivet som ugentlige middelværdier. Resultaterne viser at der er sket en ændring i landbrugspraksis mht. udbringning af gødning. Nederst: Sinusfunktionen, som hidtil er blevet anvendt til beregning af sæsonvariationen af ammoniakemissionerne i en række modeller, her i blandt ACDEP-modellen.

teten af de informationer, som er til rådighed for modellen. Et væsentlig bidrag er i denne forbindelse mængden og fordelingen af emissioner. Hidtil har man fokuseret på at have rimeligt præcise årlige emissioner for de enkelte lande. De nationale emissioner er herefter fordelt ud på et gitter, som dækker hele Europa, og hvor hver gittercelle dækker et område på 16,67 km x 16,67 km. Fordelingen er baseret på viden om de enkelte kilders placering i de enkelte lande.

Den tidslige variation i emissionerne af ammoniak er herefter blevet beregnet for hver enkelt gittercelle. Beregninger er tidligere foretaget på basis af en simpel sinusfunktion, som har været anvendt for hele Europa. Sinusfunktionen (figur 6.1) giver maksimal ammoniakemission d. 1. maj og minimum 1. november. Da variationerne i ammoniakkoncentrationerne i figur 6.1 primært skyldes variationer i emissionen, er det helt tydeligt, at sinuskurven ikke giver en optimal afbildning af sæsonvariationen. Denne simplifikation har betydet, at ACDEP modellen ikke har kunnet reproducere de målte ammoniakkoncentrationer ved målestationerne i overvågningsprogrammet.

6.3 Nyudviklet parameterisering

Kravene til den nye parameterisering er:

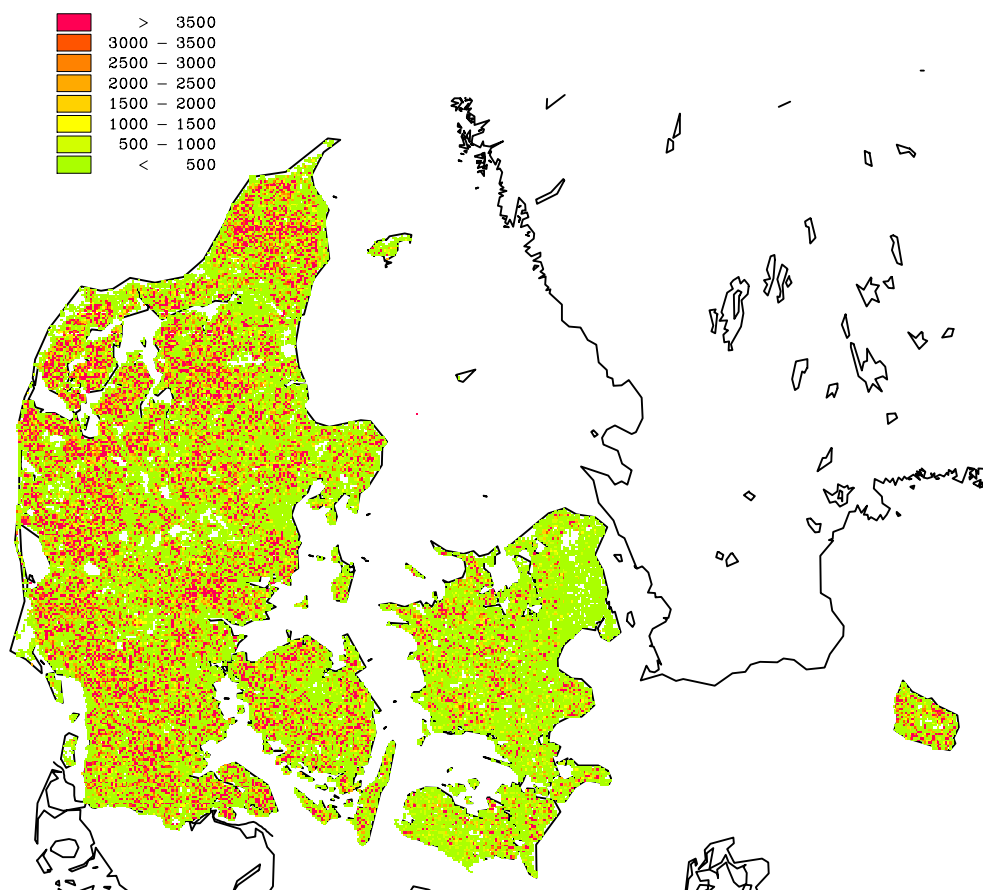
- at den skal være relativt simpel, således at den ikke kræver for meget regnetid.
- at den skal beskrive de primære variationer i am-

moniakemissionerne ud over året. Den skal derfor indeholde de mest betydende parametre for afdampningen. For de fleste kilders vedkommende afhænger afdampningen af ammoniak af mange parametre: F.eks. vil stigende temperaturer eller øget vindhastighed over husdyrgødningen øge afdampningen. Jordtype, husdyrgødningens kvælstofindhold og pH har også betydning. Endelig afhænger afdampning også af, hvor meget vand der er i jorden, som følge af bl.a. nedbør og jordbundstype.

- at parameteriseringen skal være i stand til at håndtere de ændringer der er en følge af ændret landbrugspraksis (figur 6.1).
- at den skal være generel og kunne implementeres i kommende langtransportmodeller samt lokalskalamodellen OML-DEP, som skal bruges til beregning af lokal kvælstofbelastning tæt ved lokale landbrugsbedrifter.

Hovedideen med den nye parameterisering er derfor at opdele de forskellige kilder til ammoniak i flere undergrupper, og derefter beregne den tidslige variation for hver undergruppe. Endelig summeres variationerne for hver undergruppe til den samlede variation af ammoniakemissionen til brug i modellerne. Resultatet er en tidslig variation, som er væsentlig anderledes end den hidtil benyttede sinusfunktion.

Ammoniakemissionen kan i Danmark opdeles i følgende grupper: Bygninger så som stalde og gylle-



Figur 6.2 Samlet årlig ammoniakemission i kg N/km² opgjort på 1 km x 1 km.

Tabel 6.1 Emissionsfunktioner og deres årlige emission. Tsum angiver summen af døgnmiddeltemperaturer efter d. 1. marts, som funktion af dag i året. Gaussfunktionens "toppunkt" ligger den dag, hvor Tsum har nået de i tabellen angivne kritiske værdier. σ er bredden på de individuelle gaussfunktioner og et mål for længden af perioden, hvor den pågældende kildetype emitterer.

Nr.	Navn/type	Kritisk værdi af Tsum(μ) °C	σ dage	Årlig emission tons N	Andel af samlet emission %
1	Isolerede stalde	-	-	18.577	22
2	Åbne stalde	-	-	9.593	11
3	Lagre	-	-	10.198	12
4	Vinterafgrøder	710	39	4.747	6
5	Forårsafrøder	950	25	3.960	5
6	Sene forårsafrøder	2040	45	908	1
7	Græs	1400	60	1.526	2
8	Udbringning på bar jord	110	9	5.980	7
9	Udbringning i afgrøder	362	9	14.163	16
10	Sommerudbringning	1400	16	1.831	2
11	Efterårsudbringning	-	9	2.583	3
12	Kunstgødning tidlig forår	200	9	5.024	6
13	Kunstgødning sen forår	300	16	558	1
14	Dyr på græs	1400	60	2.370	3
15	Halmludning	1700	9	2.031	2
16	Trafik	-	-	1.828	2

tanke, udbringning af husdyrgødning og kunstgødning, fordampning fra afgrøder, græssende husdyr og andre mindre kilder så som halmludning og trafik. Hver af disse grupper kan herefter underopdeles, således at der i alt bliver 16 forskellige kildetyper. Emissionen fra hver af disse 16 kildetyper er over det danske område af DMU opgjort på 1 km x 1 km, som efterfølgende bliver aggregeret til det emissionsgitter, som bruges i ACDEP modellen. Figur 6.2 viser en opgørelse af den samlede ammoniakemission fordelt på 1 km x 1 km. Af figuren ses, at ammoniakemissionen mange steder kan variere med mere end en faktor 10 inden for ganske få kilometer. Figuren viser også, at emissionerne per arealenhed som helhed er større i Jylland end på øerne. Endelig er der på figuren vist et histogram, som angiver antallet af gitterfelter for hver størrelsesklasse af emissionen.

For hver af de 16 kildetyper er der lavet en parameterisering, som giver en fornuftig beskrivelse af sæsonvariationen i ammoniakemissionen. Parameteriseringen er så vidt muligt lavet på basis af gaussfunktioner, hvor "midtpunktet" af gaussfunktionen beskriver det tidspunkt på året, hvor emissionen fra den pågældende kildetype er højest (se skitse i figur 6.7). "Bredden" af gaussfunktionen angiver, hvor lang en periode emissionen finder sted. Nogle af gaussfunktionerne er modificeret af temperatur og vind for herved at simulere ændring i afdampning af ammoniak pga. af de meteorologiske forhold.

For bygninger og lagre er det ikke muligt at anvende gaussfunktioner. I stedet anvendes en parameteri-

sering, hvor emissionen afhænger af temperatur og vind/ventilation.

Tabel 6.1 viser den årlige nationale emission fra hver af kildetyperne, som benyttes ved parameteriseringen. For kildetyper, hvor der anvendes en gaussfunktion, angives endvidere de primære parametre for hvornår emissionen finder sted og længden af perioden med emission. I det følgende gives en kort introduktion til parameteriseringerne af sæsonvariationen for de enkelte kildetyper.

Emission fra stalde og lagre

Den tidslige variation i ammoniakemission fra stalde og lagre, $E(t)$, kan i store træk beskrives vha. af følgende formel:

$$E(t) = C T(t)^{0.89} V(t)^{0.26}$$

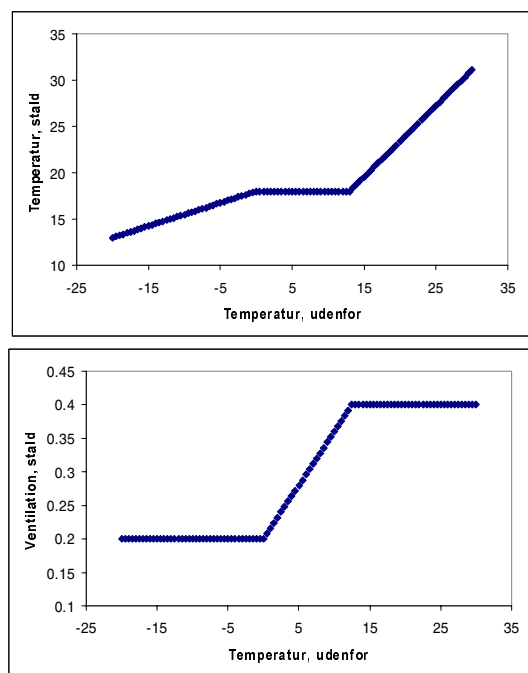
hvor T er temperaturen, V er vindhastigheden i stalden eller over lagret, t er tidspunktet og C er en normeringskonstant, som sikrer, at den årlige emission fra hver gruppe stemmer med den nationale opgørelse. Vindhastigheden i staldene skyldes primært ventilationen, mens vindhastigheden over lagrene er et resultat af de skiftende vejsystemer der passerer Danmark. Staldene opdeles igen i isolerede stalde og uisolerede stalde.

Isolerede stalde

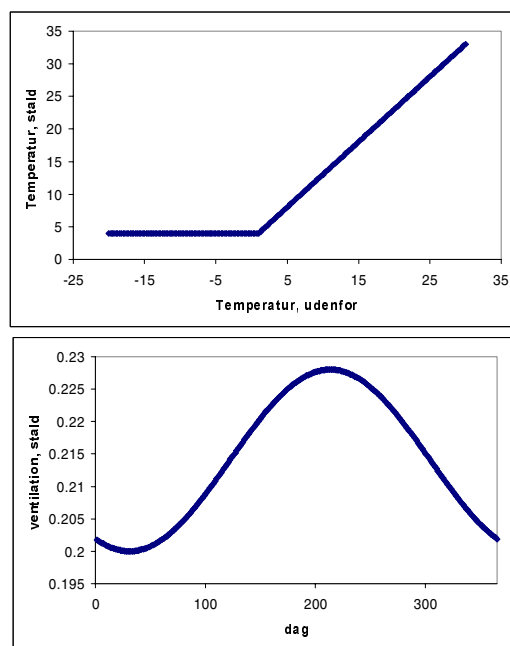
Isolerede stalde er i Danmark primært bygget til enten grise eller hønsehold. Den optimale staldtemperatur for dyrene ligger i området 16-20°C. Staldenes temperatur afhænger i første omgang især af udetemperaturen og mængden af dyr i staldene. Vha. ventilation og opvarmning forsøger landmændene at fastholde temperaturen i stalden indenfor det optimale område for at sikre så høj en produktion som muligt. Derudover skal der af hensyn til et sundt indeklima opretholdes en minimumsventilation i de isolerede stalde. Ved udetemperaturer i området 0-13°C kan landmændene til en hvis grad opretholde den optimale staldtemperatur alene ved at variere ventilationen. Falder udetemperaturen under de 0°C, så må der enten installeres opvarmning eller påregne produktionstab som følge af faldende staldtemperatur. I vores parameterisering antager vi, at der både sker en vis opvarmning og et vist produktionstab. Stiger udetemperaturen over de ca. 13°C, så når ventilationssystemet ofte sin maksimale effekt og staldtemperaturerne vil derfor stige i takt med de stigende udetemperaturer. Med disse antagelser vil henholdsvis ventilation og temperatur i de isolerede stalde følge udetemperaturen som illustreret i figur 6.3.

Uisolerede stalde

Kreaturer har typisk et større interval for den optimale temperatur end høns og grise, og de holdes derfor sædvanligvis i uisolerede stalde. Undersøgelser har vist, at temperaturen i disse stalde hele tiden er 3-4°C over udetemperaturen. Selvom der kan forekomme frost i disse stalde, vil den nyligt frigivne afføring fra kreaturerne have en temperatur over 0°C. Der er typisk



Figur 6.3 Øverst: Staldtemperatur i isolerede stalde som funktion af udetemperaturen. Nederst: Staldventilation i isolerede stalde som funktion af udetemperaturen.



Figur 6.4 Øverst: Staldtemperatur i uisolerede stalde som funktion af udetemperaturen. Nederst: Staldventilation i uisolerede stalde som funktion af dag på året.

ingen mekanisk ventilation i staldene. I stedet bygges staldene ofte med åbninger i staldbygningerne, som afhængig af sæsonen kan blokeres mekanisk i større eller mindre grad. Undersøgelser har dog vist, at der ikke er den store forskel i ventilation mellem sommer og vinter.

Vi har derfor antaget, at variationen i ventilation følger en sinuskurve, hvor minimum er 1. februar og maksimum 1. august. Variationen på sinusfunktionen er relativt lille. Med disse antagelser vil temperatur og ventilation i uisolerede stalde følge udetemperatur og dag på året som illustreret i figur 6.4.

Lager

Undersøgelser af gylletanke viser, at emissionen varierer med temperaturen og vindhastigheden over tankene. Temperatur og vindhastighed påvirker emissionen fra gylletanke og møddinger på stort set samme måde som disse parametre påvirker emissionen fra uisolerede stalde. I parameteriseringen har vi antaget, at lagre har en minimumtemperatur på 1°C, og at overfladetemperaturen ved højere lufttemperatur er lig dette minimum. Minimumstemperaturen er fastsat på baggrund af, at der hele tiden tilføres ny varm gylle til tankene, at nogle tanke ikke har et fuldstændigt flydelag, og at denne del af parameteriseringen omfatter både møddinger og gylletanke.

Emissionsfunktioner for stalde og lagre

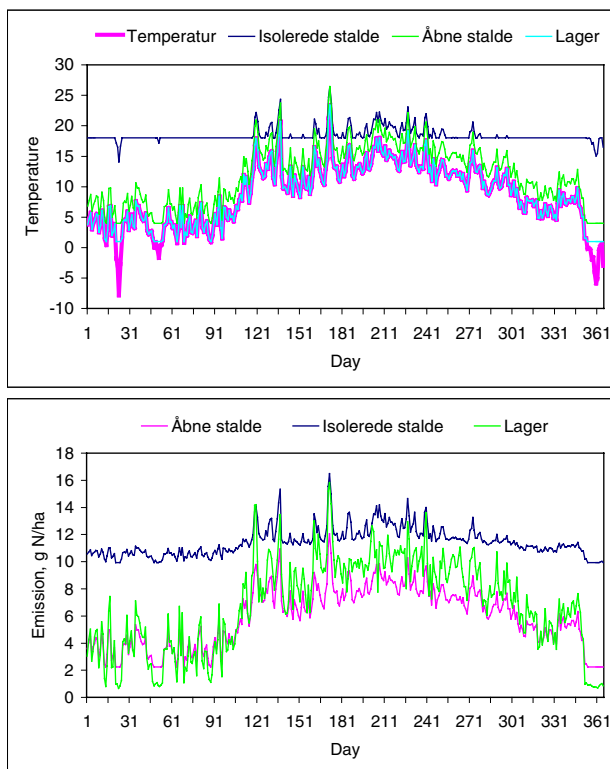
På basis af de tre ovenstående beskrivelser af temperatur og vind/ventilation i bygninger/lagre kan vi beregne den tidlige variation i ammoniakemissionen fra isolerede stalde, uisolerede stalde og lagre. Ved at gange den tidlige variation med den totale årlige

emission bestemmes den samlede emission fra den pågældende kildetype.

DMU udarbejder løbende emissionsopgørelser på 1 km x 1 km for hver kildetype. Ved at kombinere denne information med meteorologiske data kan vi med udgangspunkt i den udarbejdede parameterisering beregne emissionen fra de tre kildetyper for hver dag i løbet af året. Figur 6.5 viser den beregnede emission for området omkring DMUs målestation ved Tange i Midtjylland.

Figur 6.5 viser, at emissionen fra de tre typer af kilder varierer en del ud over året. Det skyldes især temperaturforskelle og i mindre grad ventilation. Isolerede stalde har en mindre variation i emissionen end åbne stalde, hvilket skyldes at temperaturvariationerne i de isolerede stalde er mindre. Den samlede årlige emissionen fra isolerede stalde ligger over emissionen fra åbne stalde og lagre, hvilket skyldes, at den årlige emission fra isolerede stalde er højere end emissionen fra åbne stalde og lagre i området omkring Tange.

Emissionen i figur 6.5 er beregnet på baggrund af målte døgnmiddeltemperaturer og vindhastigheder fra en nærliggende meteorologistation. Anvendes meteorologi med højere tidsopløsning f.eks. 1 time som det bruges i ACDEP-modellen, vil parameteriseringen kunne beskrive døgnvariationerne i emissionerne. Som hovedregel vil der være lavere emission om natten og højere emission om dagen, hvilket er i overensstemmelse med den nuværende viden om ammoniakemission fra landbrugsbygninger.



Figur 6.5 Øverst: Daglig middeltemperatur i stalde og over lager ved Tange. Nederst: Emission ud over året fra stalde og lager i Tangeområdet i 2000.

Emission fra udbringning af husdyrgødning og kunstgødning

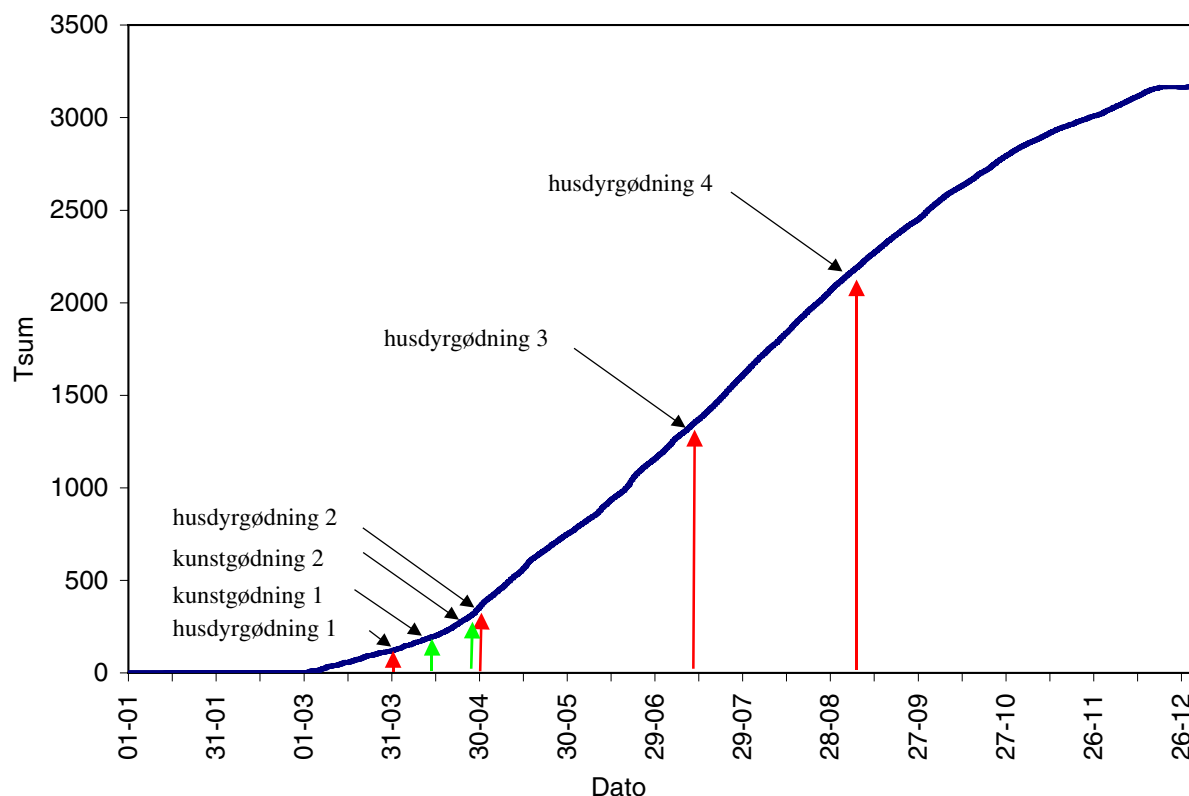
Tidspunkt for emission af ammoniak fra udbringning af husdyr- og kunstgødning afhænger af, hvornår udbringningen finder sted og de meteorologiske forhold i den aktuelle periode. I forbindelse med udbringning af husdyrgødning vil hovedparten af emissionen ske ved selve udbringningen og i løbet af de følgende 1-2 dage. Emission fra udbringning af kunstgødning vil også ske hurtigt, men under visse meteorologiske forhold f.eks. i perioder med tørt vejr vil dele af emissionen kunne ske i forbindelse med en efterfølgende regnbyge.

For at få optimalt udbytte bringer danske landmænd gødning ud på bestemte tider af året. Typisk sker det inden der sås, når planterne er nået til et vist vækststadium og igen efter høst. For de forskellige egne af Danmark kan man derfor regne med, at hovedparten af gødningsudbringningen finder sted indenfor en meget kort periode (1-4 uger), og at denne periode er fastlagt ud fra de meteorologiske forhold og planternes vækst.

Parameteriseringen af emission fra gødningsudbringning er derfor foretaget ved at opdele emissionen i seks typer: husdyrgødning om foråret på bar jord og i afgrøder, på afgrøder om sommeren og efteråret, samt kunstgødning forår og sommer. Emissionen fra hver af de seks kategorier beregnes herefter ud fra en gaussfunktion, hvor "midten" af funktionen beskriver det optimale tidspunkt for udbringning af gødning i det pågældende gitterfelt; dvs. når flest landmænd kører gødning ud og dermed det tidspunkt, hvor der vil være den største emission af ammoniak. Da ikke alle landmænd kører ud på eksakt samme tidspunkt, vil der være en vis spredning på, hvornår emissionen finder sted, hvilket beskrives ved hjælp af "bredden" på gaussfunktionen.

Det optimale tidspunkt for udbringning af gødning har vi valgt at fastlægge ud fra en simpel vækstmodel for afgrøder, der igen er fastlagt på basis af temperaturen det pågældende år. Vækstmodellen angiver så tidspunkt og forskellige plantestadier på baggrund af en akkumuleret temperatursum og kritiske værdier for, hvornår plantestadierne nås. Vækstmodellen startes 1. marts, og den daglige middeltemperatur udregnes for de efterfølgende dage. Hvis middeltemperaturen er over 0°C akkumuleres en sumtemperatur (Tsum), som indikator for, hvor langt plantevæksten er nået. Denne akkumulering er illustreret i figur 6.6.

De forskellige perioder for udbringning fås når vækstmodellen passerer en kritisk værdi. Dette er illustreret i figur 6.6 med røde pile for husdyrgødning og grønne for kunstgødning. De kritiske værdier kan findes i tabel 6.1. En fjerde udbringning af husdyrgødning sker sidst på året. Denne dato er mere afhængig af danske reguleringer end af planternes vækst. Datoen for denne udbringning antages derfor mest sandsynligt at være den 7. september.



Figur 6.6 Vækstmodellens udvikling af temperatursum i Tangeområdet som funktion af dag på året, samt indikering af tidspunkter for udbringning af husdyrgødning og kunstgødning. Parametrene for denne graf er for Tange området for året 2000. Datoerne for de fem udbringninger er de datoer, hvor Tsum overskrider de kritiske temperatursummer, som ses i tabel 6.1. En sjette udbringning (husdyrgødning 4) bestemmes i Danmark primært af nationale krav og udbringningen er derfor låst til d. 7 september.

Vejrforholdene spiller ikke kun en rolle for, hvornår gødningen køres ud. Vejrforholdene påvirker også, hvor stor en del af ammoniakken fra den udbragte gødning, som vil fordampe. F.eks. vil kraftig vind og høj temperatur føre til en forholdsvis stor fordampning. Undersøgelser har vist, at emissionen, $E(t)$, tilnærmelsesvis kan beskrives ved følgende funktion:

$$E(t) = C \exp^{0.0223T(t)} \exp^{0.0419W(t)}$$

hvor t er tidspunktet, T er temperaturen, W vindhastigheden over markerne og C er en normeringskonstant, som sikrer, at den beregnede årlige emission fra hver gruppe stemmer med den nationale opgørelse.

Metoden, som anvendes ved udbringning, betyder også meget for, hvor stor ammoniakemissionen vil være. Denne faktor kan vi imidlertid ikke drage ind i

parameteriseringen. Derfor bygger parameteriseringen på anvendelse af en "gennemsnitlig" udbringningsmetode.

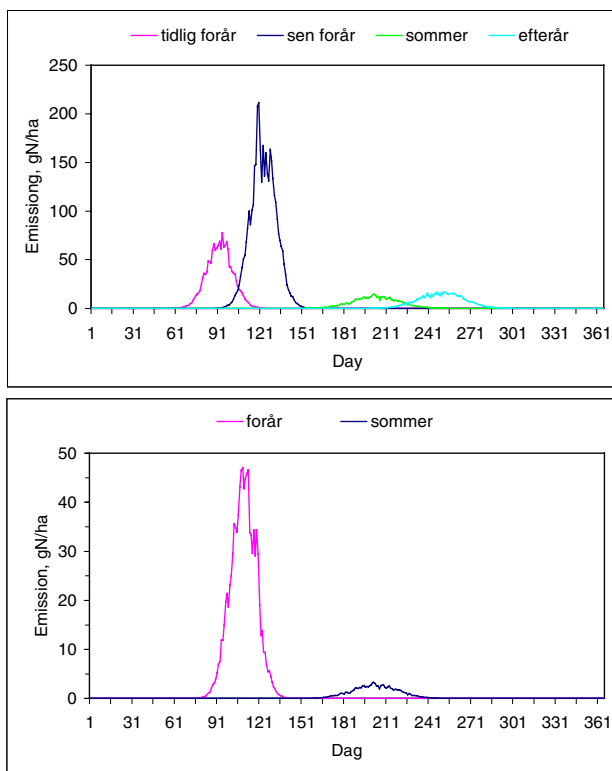
Ved at kombinere formlen for vindens og temperaturens indflydelse på emissionen med formlen for en gaussfordeling får vi et udtryk for den tidslige variation i emissionen af ammoniak fra udbringning af gødning fra hver af de seks kategorier:

$$E(t) = C \exp^{0.0223T(t)} \exp^{0.0419W(t)} \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \times e^{\left(\frac{(t-d)^2}{-2\sigma^2}\right)}$$

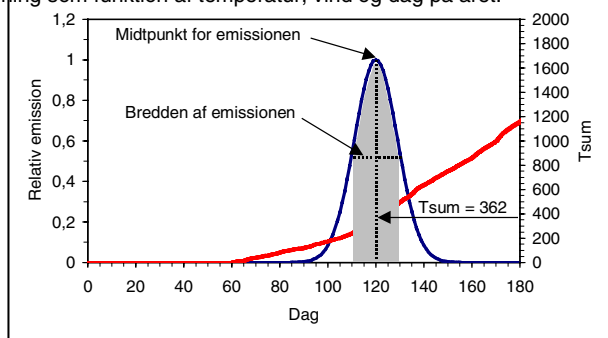
Forskellen mellem de seks forskellige typer ligger i midtpunktet for udbringningen, d , og længden af emissionsperioden givet ved bredden af gaussfunktionen, σ (tabel 6.1 og figur 6.7).

Figur 6.8 viser de beregnede emissionsfunktioner for udbringning af husdyrgødning og kunstgødning. Det generelle billede er gausslignende funktioner, som har forskellig størrelse og bredde. Størrelsesforskellen skyldes den ulige fordeling og afdampning mellem de typiske udbringningsperioder og bredden forskelle i landbrugspraksis. "Hakkerne" på kurverne skyldes, at gaussfunktionerne er modificeret, således at der i et vist omfang tages højde for stor eller lille afdampning af den udbragte ammoniak, som følge af de meteorologiske forhold.

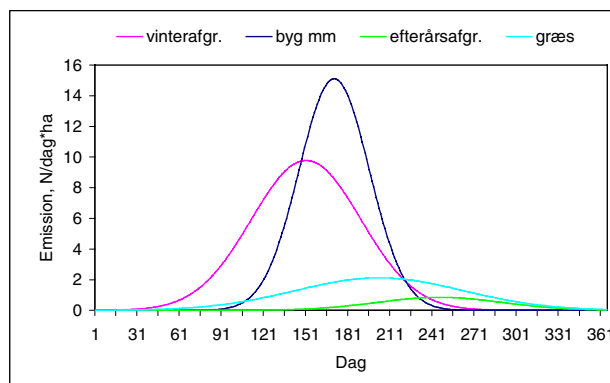
Emissionsfunktionerne i figur 6.8 er beregnet på baggrund af målte døgnmiddeltemperaturer og vindhastigheder fra en nærliggende meteorologistation. Hvis man i stedet anvender data med en højtidsopløs-



Figur 6.8 Øverst: Emission fra husdyrgødning som funktion af temperatur, vind og dag på året. Nederst: Emission fra kunstgødning som funktion af temperatur, vind og dag på året.



Figur 6.7 Illustration af hvordan middepunkt for emissionen (d) fastlægges ud fra Tsum. Den blå kurve viser emissionen og den røde Tsum. I eksemplet er den kritiske temperatursum sat til 362°C, hvilket giver et midtpunkt for emissionen svarende til dag 120. Bredden er fastlagt til 9 dage, hvilket betyder at 66% af emissionen (grå areal) finder sted inden for ±9 dage fra middepunktet.



Figur 6.9 Emission fra afgrøder som funktion af dag på året.

ning (f.eks. 1 time) vil man få større daglig variation i emissionerne. Emissionen vil være lavere om natten og højere om dagen, i lighed med de typiske forhold.

Emission fra udbringning af husdyrgødning og kunstgødning

Emissionen af ammoniak fra afgrøder sker over hele vækstsæsonen og p.t. er der ikke noget der indikerer, at de daglige temperaturvariationer påvirker emissionen.

Vi har valgt at beskrive den tidlige variation af emissionen fra afgrøder via en gaussfordeling for hver af de fire hovedtyper af afgrøder: vinter-, forårs- og sene forårsafgrøder samt græs. Gaussfordelingerne er anvendt for at benytte den samme type funktion, som for udbringning af gødning. I modsætning til udbringningerne sker emissionen dog over hele vækstsæsonen. Derfor er bredden på gaussfunktionen betydeligt større (1-4 måneder) end for udbringning af gødning. Da afdampning af ammoniak fra afgrøder ikke forventes at være temperaturafhængig er der ingen temperatur- og vindkorrektion af gaussfunktionerne. Figur 6.9 viser emissionvariationen for afgrøder.

Emission fra kreaturer på græs, halmludning og trafik

I Danmark sættes en stor del af kreaturerne på græs om foråret og hentes ind igen om efteråret. Emissionen fra denne kildetype ventes at være størst om sommeren og mindst i de kolde måneder. For nemheds skyld antages variationen for denne kilde at følge mønstret for græs.

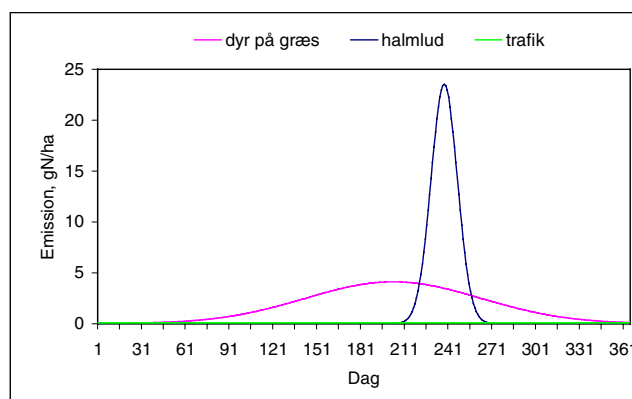
Halmludning sker typisk sidst på sommeren, når høsten er overstået. Variationen antages at være gaussisk og tidspunktet bestemmes vha. af vækstmodellen.

I Danmark udgør trafikemissionen ca 2% af af den totale emission. For nemheds skyld antages det, at denne kildetype ikke har nogen variation ud over året. Emissionsfunktionerne for dyr på græs, halmludning og trafik kan ses i Figur 6.10.

Samlet emissionsfunktion

Ideen med parameteriseringen er, som angivet i indledningen at opdele kilderne til ammoniakemission i forskellige typer, finde emissionsvariationen for hver af disse typer, for til sidst at summere emissionerne til en samlet emissionsfunktion, som kan bruges i luftforureningsmodellerne. Denne summering er vist i figur 6.11, hvor emissionsfunktionen for området omkring Tange er vist for år 2000. Tange er placeret i Midtjylland og variationen af emissionerne afspejler forholdene i et typisk dansk landbrugsområde. Figuren viser, at emissionen varierer med en faktor 10 over året, og at emissioner er højest om foråret. Toppene i foråret skyldes især udbringning af husdyrgødning. Om vinteren er der en relativt lille emission, som hovedsageligt kommer fra isolerede stalde. Om sommeren er emissionsniveauet ca. 5 gange større end om vinteren, hvilket skyldes, at de fleste kildetyper bidrager til den totale emission på grund af såvel øget landbrugsaktivitet som øgede temperaturer.

De fleste af emissionfunktionerne er fastlagt ud fra vækstmodellen og dermed ud fra Tsum. Der vil derfor være forskelle årene imellem pga. forskellige vækstforhold. Afhængigheden af Tsum betyder også, at emissionsfunktionerne for et givet år vil variere mellem forskellige dele af Danmark som følge af regionale

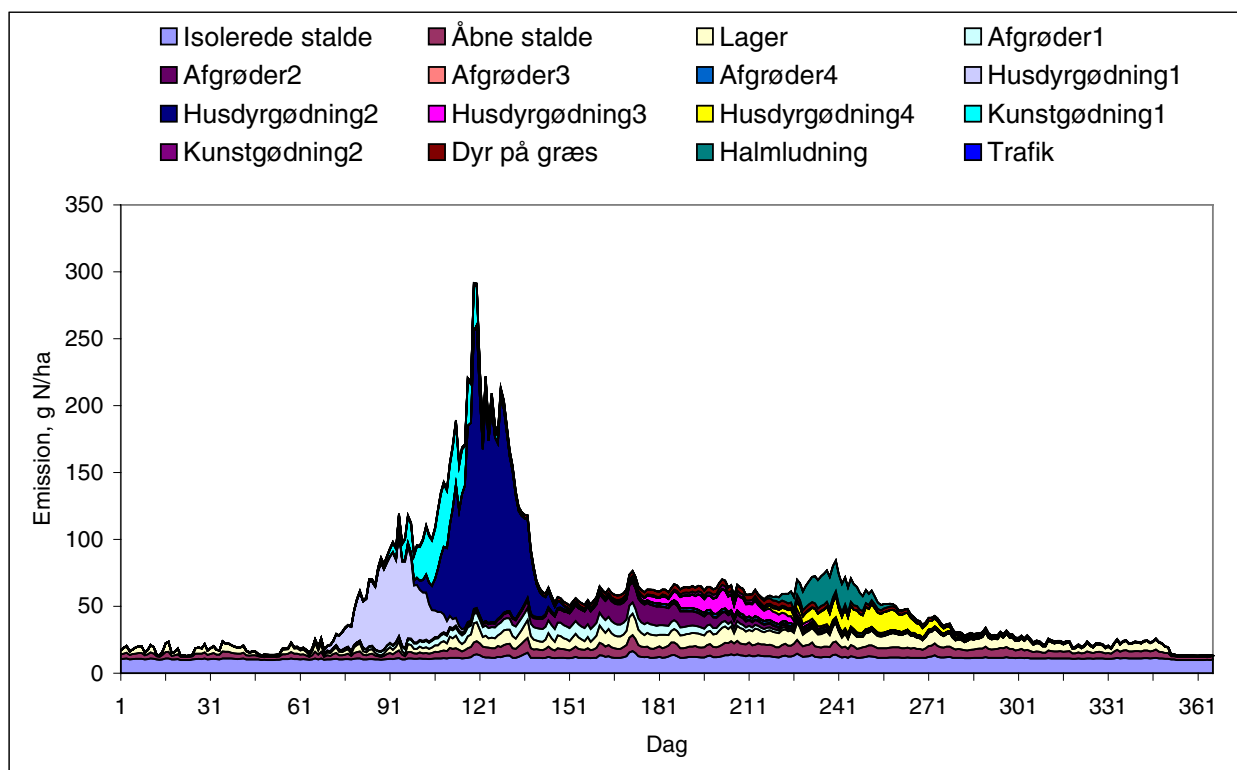


Figur 6.10 Emission fra dyr på græs, halmludning og trafik

forskelle i de meteorologiske forhold. Endelig er der også geografiske forskelle i landbrugsproduktionen. Nogle områder har megen kvægbrug. Andre områder har megen svinehold og endelig har nogle områder mere intensivt landbrug end andre.

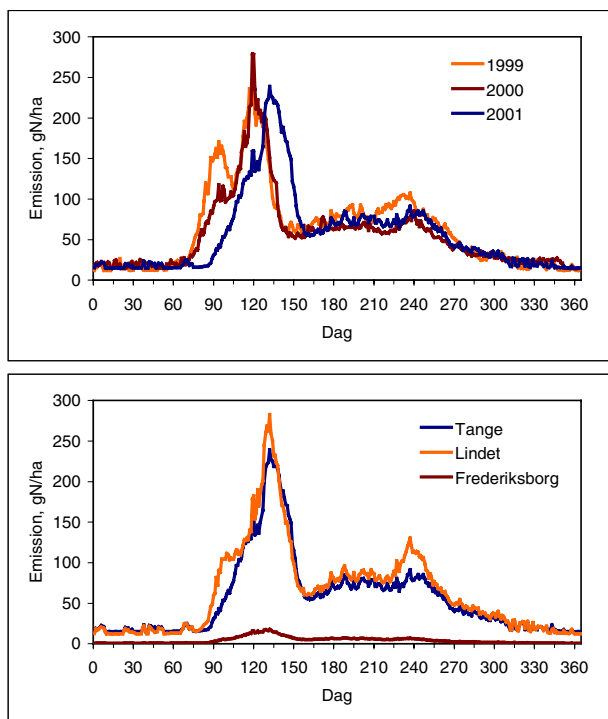
Figur 6.12 illustrerer alle disse forhold. Øverst viser figuren emissionsfunktionen for Tange for årene 1999, 2000 og 2001. Forårstoppens udseende varierer tydeligt mellem de tre år, og den ligger lidt senere på året i 2001 sammenholdt med de to tidligere år. Årsagen til den senere top er, at 2001 havde et koldt forår, som forsinkede plantevæksten.

Nederst viser figur 6.12 emissionsfunktionerne for de tre målestationer ved Tange, Lindet og Frederiksborg. Mest iøjnefaldende er forskellen mellem målestationen ved Frederiksborg og de to øvrige stationer.



Figur 6.11 Samlet emissionsfunktion. De forskellige farver indikerer emission fra hver af de 16 kildetyper.

Emissionsstyrken ved Frederiksborg, tæt ved Hillerød, er meget mindre end for Lindet og Tange, hvilket skyldes den væsentligt mindre landbrugsaktivitet i området sammenlignet med de to øvrige målestationer, som begge er placeret i landbrugsområder i Jylland. Figuren viser også at ammoniakemissionen ligger lidt tidligere ved Lindet end ved Tange, hvilket formentligt skyldes, at Lindet er placeret sydligere end Tange.



Figur 6.12 Øverst: Emissionsfunktion for målestationen ved Tange for tre forskellige år. Nederst: Emissionsfunktion for år 2001 for målestationerne ved Tange, Lindet og Frederiksborg.

6.4 Sammenligning mellem målinger og modelresultater

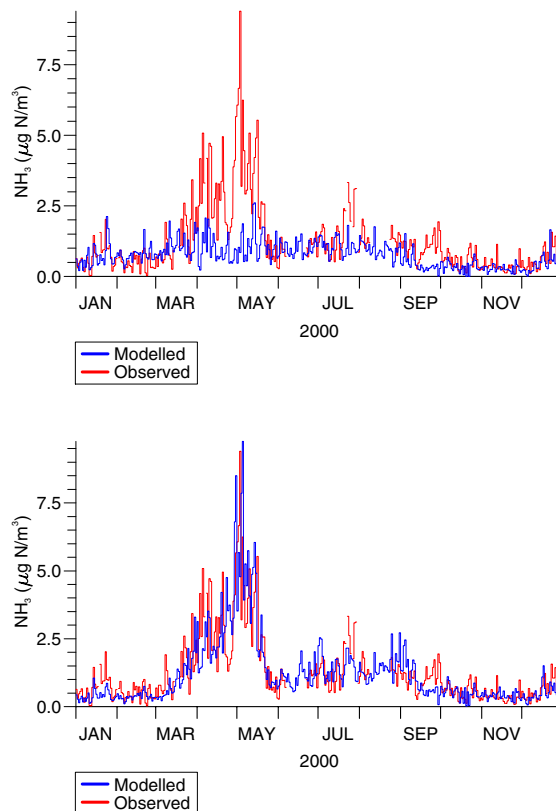
Figur 6.13 viser en sammenligning mellem målte og modelberegne døgnmiddelkoncentrationer af ammoniak for målestationen Tange for året 2000. Figuren viser sammenligning mellem målinger og resultater fra ACDEP-modellen med såvel den gamle - som den nye parameterisering. Det fremgår tydeligt, at den nye parameterisering giver resultater, som i langt højere grad matcher med målingerne. Navnlig ses, at de høje toppe fra udbringning af gødning om foråret bliver reproduceret med den nye parameterisering, mens den gamle parameterisering slet ikke er i stand til dette.

Figur 6.14 viser scatterplots af de månedlige ammoniakkoncentrationer for årene 1999-2003 fra målestationen Tange sammenholdt med beregninger før og efter implementering af parameteriseringen. I beregningerne er det antaget, at den relative fordeling af emission fra forskellige landbrugskilder er konstant i

de 5 år. Umiddelbart ses større sammenhæng mellem målinger og modelberegninger med den nye parameterisering end med den gamle. Årsagen hertil er, at den gamle parameterisering ikke kan reproducere den store tidslige variation i ammoniakkoncentrationen.

Den nye parameterisering ser dog også ud til at underestimere de små månedsmiddelkoncentrationer med op til en faktor 2. En detaljeret analyse af resultaterne har vist, at underestimeringen sker i vinterperioder med lave temperaturer. En mulig forklaring er den måde, som grænselagshøjderne er fastlagt på i de meteorologiske input-data. Grænselagets højde angiver tykkelsen af det nederste lag i atmosfæren, hvori luftforureningen bliver opblandet som følge af luftens turbulens. De meteorologiske input-data har pt. en nedre grænse for grænselagshøjden på ca. 270 m, hvilket i kolde vintermåneder ofte vil være et stykke over den virkelige grænselagshøjde. Modelberegningerne vil give for lave ammoniakkoncentrationer når den emitterede ammoniak opblandes i et for højt grænselag.

Tabel 6.2 viser resultater fra en statistisk sammenligning mellem måleresultater og modelberegninger med både den nye og gamle parameterisering for årene 1999-2003. De statistiske resultater viser, at korrelationen er forbedret på samtlige stationer, at maksimalværdien og bias er blevet bedre på alle stationer undtagen Ulborg, og at den gennemsnitlige fejl (MSE) er blevet mindre på Keldsnor og Tange, men større på



Figur 6.13 Sammenligning mellem målinger og modelberegninger af ammoniakkoncentrationen ved Tange i år 2000. Øverst ses resultater fra modelberegninger med den gamle parameterisering og nederst ses resultater fra modelberegninger med den nye parameterisering.

Lindet og Ulborg. På fire af de seks stationer ses uændrede eller forbedrede resultater med den nye parameterisering set i forhold til den gamle parameterisering. På de resterende to stationer er Lindet i én ud af fire statistiske parametre dårligere og Ulborg i tre ud af fire dårligere end med den gamle parameterisering.

Navnlig ved målestationen ved Ulborg fås modelresultater, som ikke er tilfredsstillende. Hertil kan der være flere årsager:

- For grov geografisk opløsning i beregningerne.
- En upræcis emissionsopgørelse, idet fordeling af emissionerne fra de forskellige kildetyper på gitterfelterne på 1 km x 1 km kun er foretaget for år 2000. Ved modelberegningerne for 1999 og 2001-2003 har vi antaget samme fordeling som for år 2000.
- Målestationen ved Ulborg ligger på grænsen mellem to gitterfelter i modellen.

Problemet ventes at kunne løses med en finere geografisk opløsning i modelberegningerne f.eks. ved overgang til DMUs næste generation af luftforurenings-

modeller (DEHM-REGINA), hvor der vil blive lavet beregninger med større geografisk opløsning; formodentligt på 5 km x 5 km.

Foretages en lineær ranking blandt de valgte parametre giver den nye parameterisering en statistisk significant forbedring for landet som helhed og en statistisk significant forbedring på 5 ud af 6 målestationer.

Derudover er de tidlige variationer i de modellede ammoniakkoncentrationer generelt mere i overensstemmelse med målingerne. Med en øget indsats for at forbedre de årlige estimater for forskellige kildetyper (svarende til hvad der vises i tabel 6.1), forventer vi endvidere at opnå endnu bedre overensstemmelse mellem måleresultaterne og modelberegningerne.

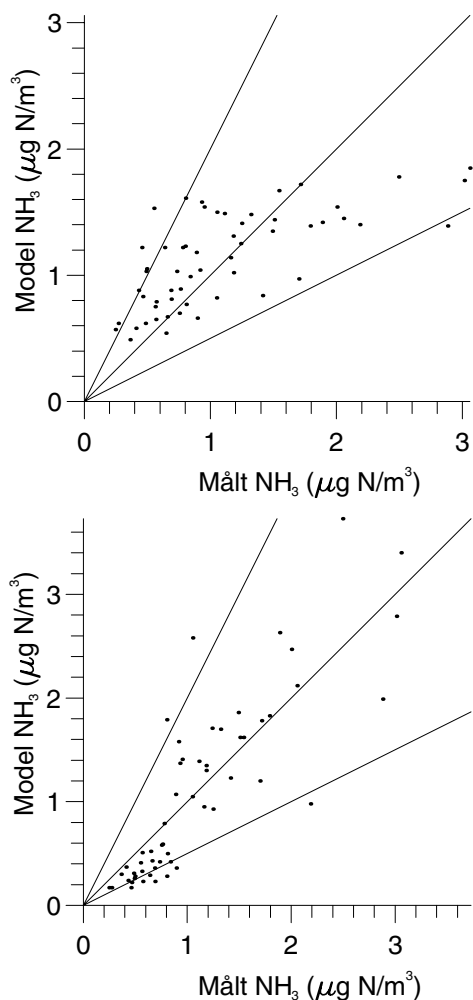
6.5 Konklusion og fremtidigt arbejde

Der er udviklet en ny parameterisering af den tidlige variation af ammoniakemissionen. Parameteriseringen er implementeret i ACDEP-modellen og anvendes til at beskrive sæsonvariation for de danske emissioner af ammoniak. På basis af det præsenterede arbejde kan vi konkludere følgende:

1. Modelberegninger med den nye emissionsparameterisering giver god overensstemmelse mellem sæsonvariationen i de modelbregnede og målte ammoniakkoncentrationer. Dette kunne ikke opnås med den hidtidige beskrivelse af sæsonvariationen
1. Den nye parameterisering ændrer kun lidt på de beregnede årsmiddelværdier. Til gengæld giver de en anden fordeling i løbet af året og modelberegningerne er i stand til at eftervise de høje ammoniakkoncentrationer i forbindelse med udspreddning af gødning om foråret.
2. Konceptet med at beskrive emissionen via emissionsfunktioner for hvert enkelt emissionstype er funktionelt og det er nemt at revidere/videre udvikle de enkelte emissionsfunktioner.
3. Den gode overensstemmelse mellem målinger og modelberegninger viser, at de anvendte emissionsopgørelser er af god kvalitet, og at vi har opnået en god forståelse af emissionsprocesserne og fordelingen mellem ammoniakemissionerne på de forskellige typer af emissioner.
4. Emissionen af ammoniak er påvirket af mange faktorer herunder de meteorologiske forhold. Det simple koncept med at styre udbringningstidspunkter vha. Tsum virker hensigtsmæssigt. Endvidere giver den simple kobling af emissionerne til temperatur og vindhastighed en rimelig god beskrivelse af variation af emissioner fra stald, lager m.m..

Sammenfattende kan det derfor konkluderes, at den nye parameterisering giver en væsentligt forbedret beskrivelse af emissioner af ammoniak og ammoniakkoncentrationer i Danmark. Den nye parameterisering af ammoniakemissioner vil derfor blive implementeret i den nye regional skalamodel (DEHM), som vil blive anvendt ved de kommende modelberegninger i NO-VANA.

Parameteriseringen kan dog ind til videre kun anvendes for danske ammoniakemissioner. For at opnå



Figur 6.14 Målte og modellerede månedlige ammoniakkoncentrationer for Tange for årene 1999-2003 med den gamle parameterisering (øverst) og den nye parameterisering (nederst).

endnu bedre modelresultater vil det være nødvendigt også at anvende en tilsvarende parameterisering for de lande, som via grænseoverskridende luftforurening bidrager væsentligt til forurening med ammoniak og ammonium i Danmark. En god beregning af den langtransporterede luftforurening kan kun opnås, hvis tidspunktet for de beregnede emissioner passer med de faktiske emissioner. Det skyldes bl.a. samspillet mellem ammoniak/ammonium og sure partikler og gasser i atmosfæren, som ligeledes varierer i koncentration over året. I de kommende år vil vi derfor arbejde på at forbedre modelberegningerne via implementering af den nye parameterisering for en række af de lande, som har store emissioner af ammoniak.

Tabel 6.2 Statistiske parametre brugt i valideringen af ACDEP modellens brug af den gamle og nye parameterisering. Tabellen viser antallet af værdier (n) i sammenligningen, den maksimale værdi, Bias, Mean Squared Error (MSE) og Korrelations Koefficienten (Korrelation). For hver statistisk parameter og for hver station er den statistiske værdi fremhævet. Rødt indikerer at den gamle parameterisering var bedst, grønt ingen forbedring og blå at den nye er bedst.

Station	n	Maksimum værdi [µgN/m²]			Bias [µgN/m²]		MSE [µgN/m²]²		Korrelation	
		Obs.	Old	New	Old	New	Old	New	Old	New
Anholt	60	0.59	0.20	0.33	-0.08	-0.07	0.01	0.01	0.55	0.66
Frederiksborg	58	0.82	0.36	0.65	-0.05	-0.04	0.03	0.03	0.46	0.51
Keldsnor	57	2.76	0.66	1.38	-0.65	-0.62	0.63	0.54	0.68	0.82
Lindet	55	3.88	2.22	3.69	0.02	0.02	0.47	0.49	0.64	0.69
Tange	56	3.06	1.85	3.73	0.03	-0.01	0.25	0.21	0.69	0.85
Ulborg	59	2.32	1.65	3.16	0.38	0.41	0.24	0.37	0.69	0.81

Referencer

- Ambelas Skjøth, C., Hertel, O., Gyldenkerne, S., Ellermann, T., 2003: A dynamical ammonia emission parameterisation part II: Implementation in ACDEP and Test of Performance. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 109: 1-13.
- Bak, J. L. 2003: Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbårent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug. Skov- og Naturstyrelsen. 114 s. (elektronisk).
- Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Berkowicz, R., Palmgren, F. 2000: The DMU-ATMI THOR air pollutionforecast system - System description. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark. 60 pp. - NERI Technical report No. 321.
- Cappelen, J. 2000: The climate of Denmark - Key Climatic Figures, 1990-99. Danish Meteorological Institute, Copenhagen, Denmark, 47 pp. - Technical report (Online) 00-08.
- Cappelen, J. 2001: Vejret 2000 – lokalt og globalt. *Vejret* 87: 1-11.
- Cappelen, J. 2002: Et tilbageblik på vejret i 2001. *Vejret* 90: 1-12.
- Cappelen, J. 2003: Et tilbageblik på vejret i 2002 – lokalt og globalt. *Vejret* 95: 1-15.
- Cappelen, J. 2004: Et tilbageblik på vejret i 2003 – lokalt og globalt. *Vejret* 99: 17-28.
- Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A. 2000: Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, 120 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 332.
- Ellermann, T., Hertel, O., Skov, H., Manscher, O., 1996: Atmosfærisk deposition af kvælstof – Målemetoder og modelberegninger. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, 57 s. - Faglig rapport nr. 174.
- Ellermann, T., Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Kemp, K., Monies, C., 2004: Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, 82s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 520.
- EMEP 2004: www.EMEP.int
- Fyns Amt 2004: Atmosfærisk nedfald 2003. Vandmiljøovervågning.– Odense: Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen. 39 s.
- Gyldenkerne, S., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O., Ellermann, T., 2005: A dynamical ammonia emission parameterization part I: Theoretical foundation with reference for Denmark. Submitted til *Journal of Geophysical Research*.
- Hertel, O., Christensen, J., Runge, E.H., Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Hovmand, M.F., Hov, Ø., 1995: Development and Testing of a new Variable Scale Air Pollution Model - ACDEP. *Atmospheric Environment* 29: 1267 - 1290.
- Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Frohn, L. M., Vignati, E., Frydendall, J., de Leeuw, G., Swarz, S., and Reis, S., 2002: Assessment of the Atmospheric Nitrogen and sulphur Inputs into the North Sea using a Lagrangian model. *Phys. Chem. Earth*, 27(35), 1507-1515.
- Hovmand, M. F., Grundahl, L., Runge, E., Kemp, K., Aistrup, W.A. 1993: Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, 96 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 91.
- Illerup, J.B., Nielsen, M., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Lyck, E., Hoffmann, L., & Fauser, P., 2004: Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2002. Reported to the UNECE LRTAP Convention May 2004. http://cdr.eionet.eu.int/dk/Air_Emission_Inventories/Submission_EMEP_UNECE/SUBM_date_Feb_12_04
- Vestreng, V. 2003: Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP, MSC-W Status Report 2003 EMEP/MSW-W NOTE 1/2003, Norsk Meteorologisk Institutt, Oslo. http://www.emep.int/reports/mscw_note_1_2003.pdf og WEBDAB (2004) <http://webdab.emep.int/>.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for 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
Vejlsovej 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

Afdeling 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

2003

- Nr. 480: Danske søer - fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger. VMP III, Fase II. Af Søndergaard, M. et al. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 481: Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater. Method Development and validation. By Christensen, J.H. et al. 28 pp. (electronic)

2004

- Nr. 482: Background Studies in Nuussuaq and Disko, West Greenland. By Boertmann, D. (ed.) 57 pp. (electronic)
- Nr. 483: A Model Set-Up for an Oxygen and Nutrient Flux Model for Århus Bay (Denmark). By Fossing, H. et al. 65 pp., 100,00 DDK.
- Nr. 484: Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Af Teilmann, J. et al. 86 s. (elektronisk)
- Nr. 485: Odense Fjord. Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Af Nielsen, K. et al. 274 s. (elektronisk)
- Nr. 486: Dioxin in Danish Soil. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme I. By Vikelsøe, J. (electronic)
- Nr. 487: Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb. Pesticidhandlingsplan II. Af Ravn, H.W. & Friberg, N. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 488: Tools to assess the conservation status of marine habitats in special areas of conservation. Phase 1: Identification of potential indicators and available data. By Dahl, K. et al. 94 pp., 100,00 DKK
- Nr. 489: Overvågning af bæver Castor fiber i Flynder å, 1999-2003. Af Elmeros, M., Berthelsen, J.P. & Madsen, A.B. 92 s. (elektronisk)
- Nr. 490: Reservatnetværk for trækkende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. Af Clausen, P. et al. 142 s. , 150,00 kr.
- Nr. 491: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 2002/2003. Af Asferg, T. 24 s. (elektronisk)
- Nr. 492: Contaminants in the traditional Greenland diet. By Johansen, P. et al. 72 pp. (electronic)
- Nr. 493: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the South Greenland Coasatl Zone. By Mosbech, A. et al. 611 pp. (electronic)
- Nr. 494: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the West Greenland (68o-72o N) Coasatl Zone. By Mosbech, A. et al. 798 pp. (electronic)
- Nr. 495: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 1. Af Danmarks Miljøundersøgelser. 45 s., 60,00 kr.
- Nr. 496: Velfærdøkonomiske forvridningsomkostninger ved finansiering af offentlige projekter. Af Møller, F. & Jensen, D.B. 136 s. (elektronisk)
- Nr. 497: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2003. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 498: Analyse af højt NO₂ niveau i København og prognose for 2010. Af Berkowicz, R. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 499: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Af Baattrup-Pedersen, A. et al. 145 s. (elektronisk)
- Nr. 500: Aquatic Environment 2003. State and Trends - technical summary. By Andersen, J.M. et al. 50 pp., 100,00 DDK
- Nr. 501: EUDANA - EUtrofiering af Dansk Natur. Videnbehov, modeller og perspektiver. Af Bak, J.L. & Ejrnæs, R. 49 s. (elektronisk)
- Nr. 502: Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen. Af Schou, J.S., Gyldenkerne, S. & Bak, J.L. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 503: Luftforurening fra trafik, industri og landbrug i Frederiksborg Amt. Af Hertel, O. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 504: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2003/04 i Danmark. Af Clausager, I. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 505: Effekt af virkemidler på kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Eksempel fra oplandet til Mariager Fjord. Thorsen, M. 56 s. (elektronisk)
- Nr. 506: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S., Josejson, A.B. & Petersen, T.M. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 507: Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser. Af Andersen, M.S. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 509: Persistent organic Pollutants (POPs) in the Greenland environment – Long-term temporal changes and effects on eggs of a bird of prey. By Sørensen, P.B. et al. 124 pp. (electronic)
- Nr. 510: Bly i blod fra mennesker i Nuuk, Grønland - en vurdering af blyhagl fra fugle som forureningskilde. Af Johansen, P. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 513: Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Ærtebjerg, G. et al. (elektronisk)
- Nr. 514: Landovervågningsoplande 2003. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk)
- Nr. 515: Søer 2003. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk)
- Nr. 516: Vandløb 2003. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk)
- Nr. 517: Vandmiljø 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 100,00 kr.
- Nr. 518: Overvågning af vandmiljøplan II – Vådområder. Af Hoffmann, C.C. et al. (elektronisk)
- Nr. 519: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)
- Nr. 520: Atmosfærisk deposition. Driftsrapport for luftforurening i 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)

Kvælstofdepositionen til danske havområder, fjorde, vige og bugte er for 2003 blevet beregnet til 123 ktons N, hvilket er på niveau med 2002. Tilsvarende er depositionen til landområderne beregnet til 85 ktons N, hvilket ligeledes svarer til depositionen i 2002. Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 20 og 22% i perioden 1990-2003. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan. Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for år 2003 estimeret til ca. 20 ktons S. Baseret på store og signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes, at svovldepositionen er faldet med ca. 80% siden 1990. For fosfor vurderes, at der ikke er sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Depositioner og koncentrationer af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2003 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de sidste 15 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne på mellem en faktor to og tre; størst for Pb og Cd.