



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVANA

Atmosfærisk deposition 2004

Faglig rapport fra DMU, nr. 555

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVANA

Atmosfærisk deposition 2004

Faglig rapport fra DMU, nr. 555
2005

Thomas Ellermann
Helle Vibeke Andersen
Christian Monies
Kåre Kemp
Rossana Bossi
Betty Bügel Mogensen
Per Løfstrøm
Jesper Christensen
Lise M. Frohn

Datablad

Titel:	Atmosfærisk deposition 2004
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Thomas Ellermann, Helle Vibeke Andersen, Christian Monies, Kåre Kemp, Rossana Bossi, Betty Bügel Mogensen, Per Løfstrøm, Jesper Christensen og Lise M. Frohn
Afdeling:	Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 555
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	oktober 2005
Faglig kommentering:	Lise Marie Frohn
Finansiell støtte:	Ekstern finansiering
Bedes citeret:	Ellermann, T., Andersen, H.V., Monies, C., Kemp, K., Bossi, R., Bügel Mogensen, B., Løfstrøm, P., Christensen, J. & Frohn, L.M. 2005: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 76s.- Faglig rapport fra DMU, nr.555. http://faglige-rapporter.dmu.dk
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2004 beregnet til hhv. 107 og 68 ktøns N. Beregningerne er foretaget med en ny og bedre luftforureningsmodel kaldet DEHM, som giver lavere værdier end den tidligere anvendte model. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 20 % og 23 % i siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2004 beregnet til ca. 26 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 80 % siden 1990. For fosfor er der ikke sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Depositioner og koncentrationer af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2004 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Tungmetalniveauerne er faldet med en faktor to og tre siden 1989. For første gang rapporteres resultater fra måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer.
Emneord:	Atmosfærisk deposition og luftkvalitet, tørdeposition, våddeposition, kvælstofforbindelser, svovl, fosfor, tungmetal, tilførsel til hav og land, emissionskilder, organisk luftforurening
Layout:	Majbritt Ulrich
ISBN:	87-7772-892-0
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	76
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR555.pdf
Supplerende oplysninger:	NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.
Købes i boghandelen eller hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tel. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Indhold	3
Sammenfatning	5
Forord	7
1 Indledning	9
1.1 Overvågningsprogrammet	9
1.2 Vejret i 2004	11
2 Kvælstof	13
2.1 Kvælstofdeposition i 2004	13
2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande	15
2.3 Atmosfærisk belastning af danske landområder	17
2.4 Kilder til kvælstofdeposition	19
2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	21
2.6 Ammoniak og naturmålestationerne	23
2.7 Kampagnemålinger af ammoniak på Idom Hede	25
2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala	27
3 Fosfor	31
3.1 Fosfordeposition	31
4 Svovl	33
4.1 Svovldeposition i 2004	33
4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder	35
4.3 Udviklingstendenser for svovldepositionen	37
5 Tungmetaller	39
5.1 Tungmetaldeposition i 2004	39
5.2 Udviklingen i den atmosfæriske deposition og luftkoncentrationer	41
6 Ozon	45
6.1 Ozon og vegetation	45
7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer	47
7.1 Våddeposition af pesticider	47
7.2 Våddeposition af nitrophenoler	49
7.3 Våddeposition af PAH	51
Referencer	69
Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med ½- månedsdenunder	71
Bilag 2 Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer.	73

Sammenfatning

Denne rapport sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra år 2004. Overvågningen indgår som en del af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVA-NA), der er efterfølger til det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA- 2003). Rapporten opsummerer hovedresultaterne vedrørende måling og beregning af atmosfæriske koncentrationer af kvælstof-, fosfor- og svovlforbindelser, ozon samt udvalgte tungmetaller og miljøfremmede organiske forbindelser.

Målinger ved DMU's luftmålestationer viser, at kvælstofafsætningen i 2004 var på samme niveau som i 2003.

Kvælstofdepositionen beregnes med modeller, og DMU har i 2004 taget en ny og bedre model i brug (DEHM). Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (103.000 km²) er for 2004 beregnet til 107 ktøns N (10 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 68 ktøns N (16 kg N/ha). Beregninger for samme år (2004) med begge modeller (hvh. DEHM og ACDEP) viser, at udskiftning af modellen har den konsekvens, at den beregnede afsætning af kvælstof nedsættes med hhv. 13 og 29% til henholdsvis danske vand- og landområder.

Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af målinger vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 20 og 23 % i perioden 1989-2004. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan, herunder i Danmark.

Rapporten præsenterer endvidere de første resultater fra de intensive målinger af ammoniak på to naturmålestationer samt detaljerede beregninger af kvælstofdeposition til 25 udvalgte naturområder. Disse beregninger udføres med den nyudviklede lokalskalamodel kaldet OML-DEP.

Depositionen af fosfor i 2004 til de indre danske farvande (areal 31.500 km²) og landområder estimeres til hhv. ca. 130 tons P og ca. 170 tons P. Det vurderes, at der ikke er sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner af fosfor.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for år 2004 beregnet med DEHM til ca. 26 ktøns S. Baseret på store og signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes, at svovldepositionen er faldet med ca. 80 % siden 1990.

Depositioner og koncentrationer af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2004 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de sidste 16 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne på mellem en faktor to og tre; størst for Pb og Cd.

Koncentrationen af ozon lå i 2004 under tærskelværdierne for skadelige effekter på vegetation. Ozonkoncentrationen i baggrundsområderne har ligget på samme niveau siden slutningen af 1980'erne.

For første gang rapporteres resultater fra måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer. Målingerne ved Anholt og Sepstrup Sande viser en samlet våddeposition af pesticider på ca. 40 µg/m² (18 stoffer), chlorerede pesticider på ca. 1,5 µg/m² (3 stoffer), nitrophenoler på ca. 3000 µg/m² (6 stoffer) og PAH på ca. 130 µg/m² (22 stoffer).

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA), som fra 2004 har afløst NOVA, det tidligere overvågningsprogram. NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer med udgangspunkt i 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 NOVANA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Programmet omfatter nu også overvågning af arter og naturtyper, herunder terrestrisk natur.

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, atmosfæren, samt arter og naturtyper.

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 2004. 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 indberettet af amtskommunerne fra 7 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 2004" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

1 Indledning

Årets rapport præsenterer resultater for år 2004 fra atmosfæredelen af Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA), der er efterfølger til det tidligere program (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).

Det reviderede overvågningsprogram viderefører mange af de elementer, som indgik i luftovervågningen i NOVA 2003:

- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions mængder af de kvælstof-, fosfor-, og svovlforbindelser, som er vigtigst i relation til eutrofiering og forsurening.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions mængder af en række miljøfarlige tungmetaller.

For at kunne inddrage nye områder i programmet er dele af det gamle program er imidlertid blevet reduceret. Dette drejer sig navnlig om målingerne af luftkoncentrationer af gasser og partikler.

De nye områder i programmet har særlig fokus på bestemmelse af deposition af kvælstofgasser til naturområder, og der er derfor oprettet to nye målestationer i naturområder, hvor der foretages intensive målinger af ammoniak. Programmet omfatter også modelberegninger af kvælstofdeposition til udvalgte naturområder. Disse beregninger foretages med høj geografisk opløsning, således at beregningerne kan tage højde for ammoniakdepositionen fra kilderne i lokalområdet. Derudover inkluderer programmet også bestemmelse af våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer (pesticider, PAH, phtalater og nitrophenoler).

Endelig er luftforureningsmodellen (ACDEP), som anvendes til beregning af kvælstof- og svovldeposition til danske land- og vandområder blevet skiftet ud med en ny og mere avanceret model kaldet DEHM. Dette giver anledning til mindre justeringer i resultaterne fra overvågningsprogrammet.

Resultaterne præsenteres 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. 2005). Rapporten omfatter også to fokuspunkter. Det ene giver en uddybende introduktion til måleprogrammet for miljøfarlige organiske stoffer, mens det andet giver information om hvorfor der er skiftet luftforureningsmodel, forklarer principperne bag den nye model og sammenfatter konsekvenserne af modelskiftet.

Som udgangspunkt for den indikatoragtige præsentation af resultaterne gives i dette kapitel en kort introduktion til BOP. 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 hovedparten af 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.

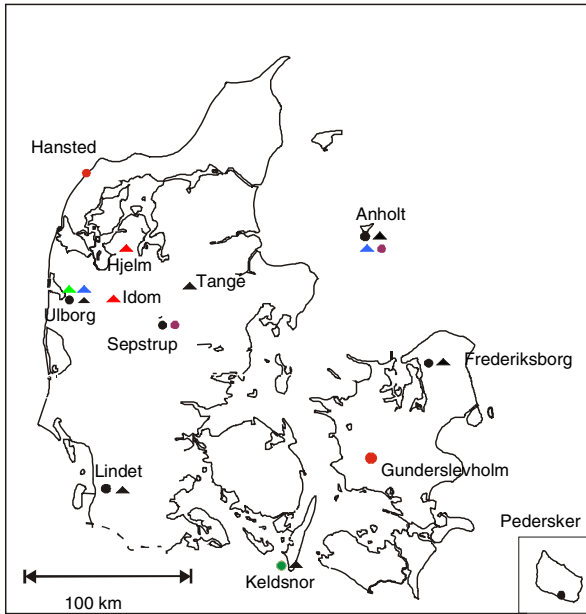
Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger, for herved at styrke det faglige udbytte af programmet. Målingerne anvendes til beskrivelse af den aktuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariation og udviklingstendenser. Modelberegningerne 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 2004 bestod netværket af 9 målestationer, hvor der blev målt:

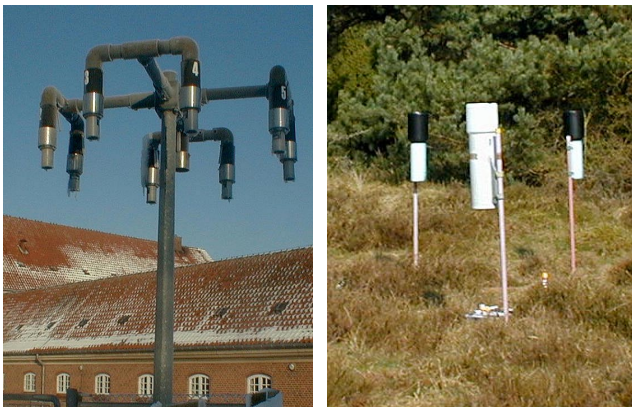
- Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat, fosfat og en række udvalgte tungmetaller.
- Koncentrationer af kvælstofforbindelser i gas- og partikelfase (ammoniak, kvælstofdioxid, partikelbundet ammonium og sum af partikulært bundet nitrat og salpetersyre) samt svovldioxid og partikulært bundet sulfat.
- Indholdet af partikulært bundet fosfor og en række udvalgte tungmetaller.
- Våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer (pesticider, PAH, phtalater og nitrophenoler) – kun ved to stationer.
- Koncentrationen af ozon

Udover dette består måleprogrammet af to ekstra målestationer i naturområder. I år 2004 var disse placeret på Idom Hede og Hjelm Hede, hvor der blev foretaget målinger af ammoniak på årsbasis og i kampagner blev målt deposition af ammoniak.

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.



Figur 1.1 Målestationer i BOP. (●) Sort angiver station hvor der måles våddeposition af kvælstof, fosfat, sulfat og tungmetaller. (●) Rød markering angiver målestationer, hvor der kun indgår våddeposition af tungmetaller. (●) Grøn angiver, hvor der kun indgår kvælstof, fosfor og sulfat. (●) Lilla angiver målinger af miljøfarlige organiske stoffer (▲) Sort angiver 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. (▲) Grøn angiver målinger af ozon. (▲) Rød angiver de to naturstationer med fokus på deposition af ammoniak. I forbindelse med LMP IV måles koncentrationer af NO₂ og ozon ved Keldsnor og Lille Valby, Roskilde.



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 for enden på tragten. Opsamlingsflasken er placeret i rør for at beskytte mod sollys.

Ud over anvendelsen af måleresultaterne i NOVANA varetages de danske forpligtelser i forbindelse med internationale monitoringsprogrammer via BOP. Det 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 (OSPARCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.
- 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, som allerede nævnt, med DMU's luftforureningsmodel kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model), som anvendes i NOVANA for første gang. DEHM er en Eulersk model, hvor emission, transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening beregnes i et tredimensionelt net af gitterceller. Transporten er bestemt af de meteorologiske forhold og foregår ud og ind af de enkelte gitterceller og foregår i såvel lodret – som vandret plan. Emissioner tilføres til modellen i de nederste lag af gitterceller. Depositionen af luftforurening beregnes på basis af koncentrationen i modellens nederste lag, hvorefter den afsatte luftforurening fjernes fra gittercellerne. Beregningerne af deposition til danske land- og vandområder foretages med en geografisk opløsning på 16,67 km x 16,67 km i det horisontale plan og med en vertikal inddeling af de nederste 15 km af atmosfæren i 20 lag af gitterceller, hvor de nederste lag er tynde (60 m) mens de øverste er tykke (2000 m). Flere detaljer om modellen kan findes i Fokuspunkt om den nye model (se Kapitel 9).

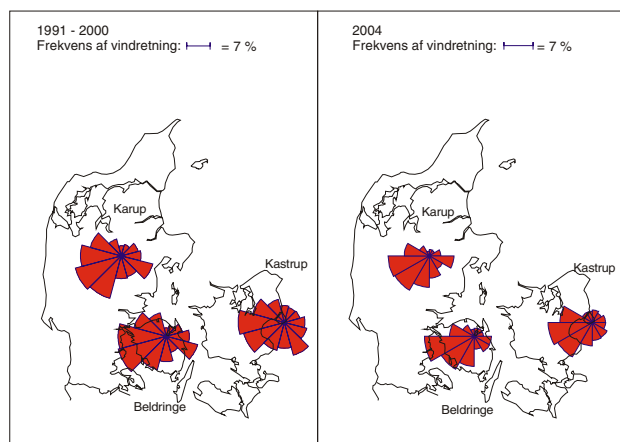
Beregningerne for 2004 er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5, som indgår i DMU-ATMI's THOR system (www.Thor.DMU.dk). Til modelberegningerne anvendes emissionsopgørelser på 16,67 km x 16,67 km for hele Europa (Hertel et al., 2002). Disse er baseret på EMEP's emissionsopgørelser 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. Beregninger for år 2004 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 2002 samlet og distribueret af EMEP (EMEP 2005).

1.2 Vejret i 2004

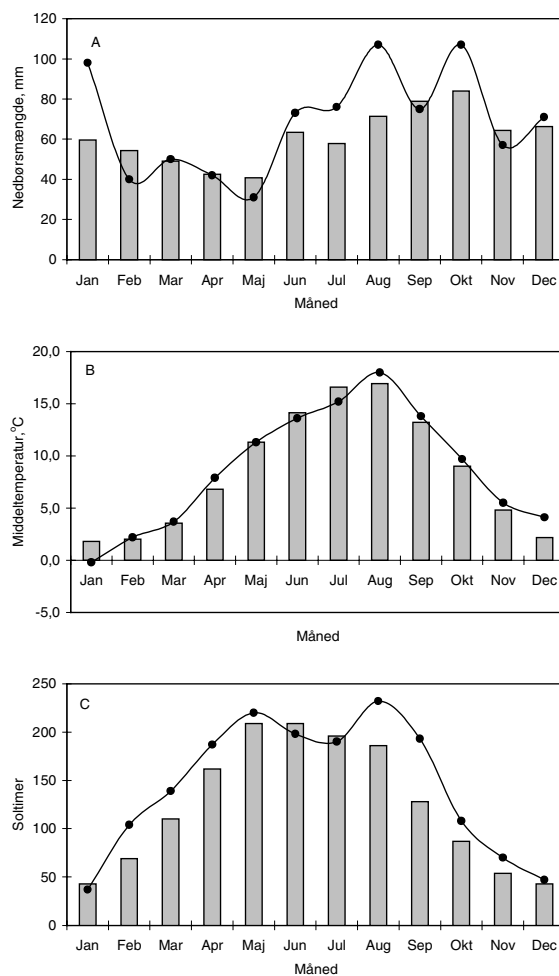
De meteorologiske forhold spiller en afgørende rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponerer til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2004.

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 1.3 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavn. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2004 var sydvest til vest og at vindrosen for 2004 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1991-2000. Dog ses i 2004 mindre hyppig vind fra sydøst end i gennemsnit 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 1.4) også på afsætning af luftforureningskomponenter. Nedbøren i år 2004 var med 827 mm nedbør til Jylland og Øerne såvel over normalen for 1961-1990 (712 mm) som over gennemsnittet for perioden 1989-2004 (732 mm) (Cappelen 2000; 2001; 2002; 2003; 2004; 2005). Nedbøren var meget ujævnt fordelt over året (figur 1.4 A) med store nedbørsmængder i januar, august og oktober. Igen i år 2004 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 nedbørmålestationer, 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 betydeligt højere i 2004 set i forhold til 2003.



Figur 1.3 Vindroser for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1991-2000, mens der til højre vises gennemsnit for 2004. Beregningerne er foretaget for vindhastigheder større end 1,5 m/s. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).



Figur 1.4 Månedlig nedbør (A); middeltemperatur (B) og antal sol-timer (C). Areal-vægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2004, mens søjlerne angiver middel for 1989-2003. Dog angives normalen for 1961-1990 for soltimer. Data er fra Cappelen (2000; 2001; 2002; 2003; 2004; 2005).

Den årlige middeltemperatur i 2004 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 1989-2004, hvor måleprogrammet har været i funktion. År 2004 var sammen med 1914, 1938, 1959, 1994 og 2003 således det 11. varmeste år der er målt siden 1874. Sæsonvariationen i temperaturen fulgte i store træk gennemsnittet for perioden 1989-2003; dog var januar samt juni og juli koldere end gennemsnittet for perioden, mens august til december var varmere end gennemsnittet. Antallet af soltimer (Figur 1.4 C) var på 1724 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, 2005).

Links

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

Yderligere information om luftforureningsmodellen: <http://www.dmu.dk/Luft/Luftforurenings-modeller/>

2 Kvælstof

2.1 Kvælstofdeposition i 2004

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 NOVANA at bestemme den årlige deposition af kvælstof til vandmiljøet og landområderne.

Målsætning

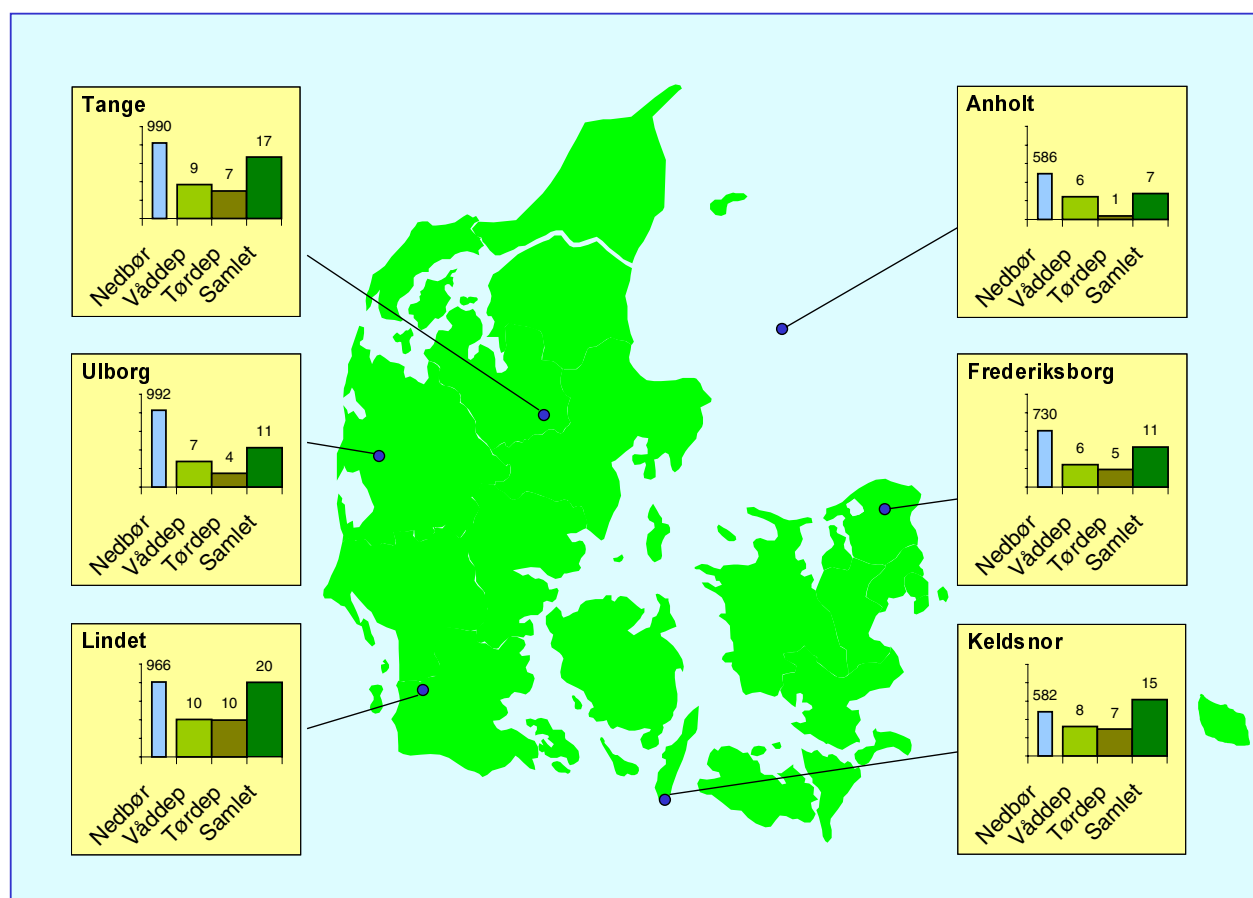
I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. Via Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet er Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af kvælstofdeposition.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

missionen 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 2004 ved de seks danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af kvælstof lå på 10-20 kgN/ha for deposition til landområderne og på 7-10 kgN/ha for deposition til vandområderne (figur 2.1). Dette er omtrent på samme niveau som i 2003, hvor depositionen til land- og vandområder var henholdsvis 8% højere og 13% lavere end i 2004.

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 indre danske farvande.



Figur 2.1 Kvælstofdeposition og nedbørsmængde ved de seks hovedstationer i 2004. Bemærk at kvælstofdepositionen ved Anholt angiver deposition til vand, mens kvælstofdeposition til de øvrige stationer angiver deposition til en gennemsnitlig landoverflade (lav plantevækst). Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgN/ha.

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 2004 var høj sammenlignet med gennemsnit for perioden 1989-2003. På trods af den høje nedbørsmængde var våddepositionen stort set uændret fra 2003 til 2004.

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 samt såkaldte tørdepositionshastigheder. Der er stor usikkerhed ved denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.

For målestationerne Frederiksborg, Keldsnor og Lindet er der i år pga. tekniske vanskeligheder anvendt en anden type målinger til bestemmelse af tørdepositionen (denudermålinger se afsnit 2.6). Da usikkerheden på tørdepositionen i forvejen er stor har dette ingen konsekvenser for usikkerheden på den samlede kvælstofdeposition.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr.556, 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).

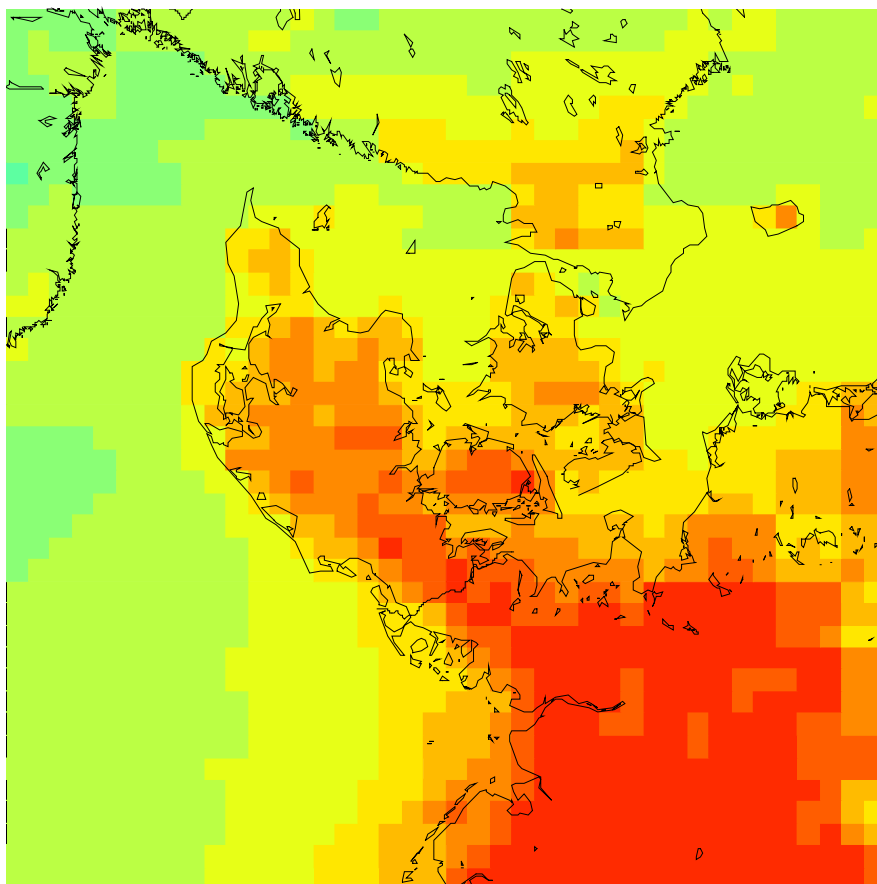
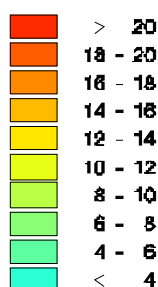
Tilstand og årsag

For år 2004 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 107.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 103.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 10,4 kgN/ha (figur 2.1

og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er derfor 13% mindre end i 2003. Forskellen skyldes dog udelukkende, at beregningerne for 2004 er udført med den nye og bedre model, DEHM, som giver resultater, der er 13% mindre end den tidligere anvendte model, ACDEP. Konklusionen er derfor, at depositionen er uændret fra 2003 til 2004, men at niveauet er ændret grundet skift i modellerne (se i øvrigt fokuspunkt om modelskiftet, Kapitel 9).

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 16 kgN/ha er således beregnet for dele af Limfjorden, mens den laveste deposition på 9 kgN/ha er beregnet for Skagerrak. Endvidere ses en gradient med de højeste depositioner mod syd og lavere depositioner mod nord. Dette skyldes indflydelse fra områder med høje emissioner af kvælstof i landene syd for Danmark.

Deposition af kvælstof til de danske farvandsområder beregnes, som nævnt ovenfor, med DEHM 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 2004 (Brandt et al., 2000) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2002 (Illerup et al., 2004) og for re-



Figur 2.2 Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2004. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflade.. Depositionen er givet i kg N/ha. Gitterfelterne er på 16,67 km x 16,67 km.

Tabel 2.1 Den samlede kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande beregnet for 2004. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund. Arealet af hovedfarvandene er blevet justeret i forbindelse med en opdatering af opgørelserne af arealer for de enkelte farvande.

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	16,7	29,5	46,2	9,5	48747
Skagerrak – dansk del	3,2	6,2	9,4	9,1	10342
Kattegat – svensk del	1,8	4,6	6,4	9,5	6743
Kattegat – dansk del	7,3	11,0	18,3	10,8	16825
Nordlige Bælthav	2,3	2,8	5,2	12,7	4094
Lillebælt	1,4	1,6	3,0	15,0	1995
Storebælt	2,7	3,5	6,3	13,9	4515
Øresund - dansk del	0,6	0,9	1,5	10,4	1404
Øresund - svensk del	0,3	0,6	0,9	9,2	950
Sydlig Bælthav - dansk del	1,6	2,0	3,6	14,1	2546
Østersøen - dansk del	5,8	7,6	13,4	10,6	12567
Alle danske farvandsområder	42	65	107	10,4	103035

sten af Europa for år 2002 (EMEP 2004). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser.

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til op mod $\pm 30\%$ for de åbne farvande, mens usikkerheden kan være op mod $\pm 40\%$ for de kystnære områder, fjorde, vige og bugter. Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser, <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Deposition af kvælstof til de enkelte farvande, fjorde, vige og bugter kan findes på <http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

Notat angående ændringer i opgørelse af farvandsarealer: <http://www.geodata-info.dk/ds.asp?DS=2977>

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 at 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 2004 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 68000 ton N (tabel 2.2), hvilket er 20% lavere end tidligere rapporteret for 2003. Forskellen skyldes imidlertid primært, at beregningerne for 2004 er udført med den nye og bedre model, DEHM, mens beregningerne for 2003 er udført med den tidligere anvendte model, ACDEP. For år 2004 giver DEHM en samlet kvælstofdeposition, som er 29% mindre end beregnet med ACDEP for samme år. Forskellen mellem 2003 og 2004 svarer derfor nogenlunde til ændringerne som følge af modelskift. Konklusionen er derfor, at depositionen ligger på samme niveau i 2003 og 2004, men at niveauet er ændret grundet udskiftning af modellen (se iøvrigt Fokuspunkt om modelskiftet, Kapitel 9).

Den gennemsnitlige deposition ligger på 16 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 10 kgN/ha og 20 kgN/ha (figur 2.2). 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 16,67 km x 16,67 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 Skagen og nogle af de små øer, hvor der er langt til store kildeområder, og hvor nedbørsmængden er lav.

Deposition af kvælstof til de danske landområder beregnes, som nævnt ovenfor, med DEHM 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 2004 (Brandt et al., 2000) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2002 (Illerup et al., 2004) og for resten af Europa for år 2002 (EMEP 2004). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser. Depositionen af kvælstofgasser og partikelbundet kvælstof (tørdepositionen) afhænger af landoverfladens karakter. Depositionerne i tabel 2.2 angiver gennemsnit til de enkelte landområder. Depositionen til f.eks. en skov ligger på ca. 30 kgN/ha (se Fokuspunkt om modelskift, Kapitel zz).

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til op mod $\pm 40\%$ (for gennemsnit af gitterfelterne). Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser:

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

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

<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

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

Tabel 2.2 Den samlede kvælstofdeposition til de danske amter samt Københavns - og Frederiksberg Kommune beregnet for 2004. Tørdepositionen og dermed den samlede deposition er angivet som et gennemsnit for landområderne.

	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition	Areal
	1000 ton N	1000 ton N	1000 ton N	per areal kgN/ha	km ²
Københavns Kommune	0,07	0,05	0,13	14	89
Frederiksberg Kommune	0,01	0,01	0,01	16	9
Københavns Amt	0,4	0,3	0,7	14	529
Frederiksborg Amt	0,9	0,9	1,8	13	1346
Roskilde Amt	0,7	0,6	1,3	15	893
Vestsjællands Amt	2,2	2,2	4,5	15	2963
Storstrøms Amt	2,5	2,5	5,0	15	3397
Bornholms Regionskommune	0,5	0,4	0,8	14	589
Fyns Amt	3,2	3,0	6,1	18	3482
Sønderjyllands Amt	3,6	3,3	7,0	18	3858
Ribe Amt	2,6	2,5	5,1	16	3130
Vejle Amt	3,0	2,4	5,4	18	3086
Ringkøbing Amt	4,2	3,6	7,8	16	4755
Århus Amt	4,1	3,2	7,3	16	4547
Viborg Amt	3,5	2,9	6,4	15	4102
Nordjyllands Amt	4,8	3,9	8,7	14	6150
Hele landet	36	32	68	16	42924

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.

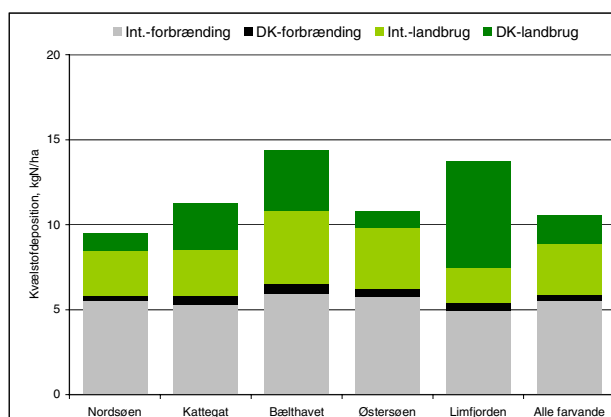
Målsætning

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).

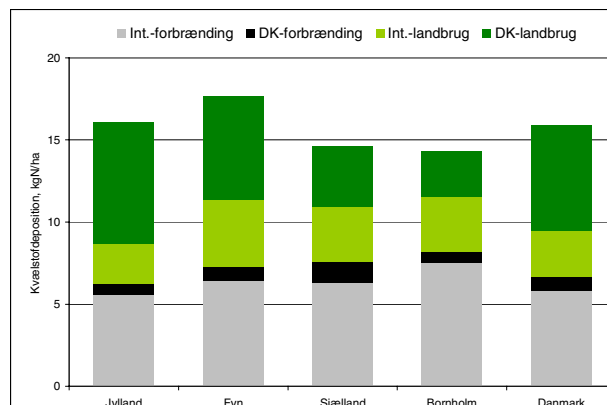
Tilstand og årsag

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. I 2004 kom ca. 58% og 42% af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 44 og 56% af depositionen fra hhv. landbrugs-



Figur 2.3 Kvælstofdeposition i 2004 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.



Figur 2.4 Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2004 til Jylland, Fyn, Sjælland, Bornholm og Danmark opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

produktion og forbrændingsprocesser.

Langt hovedparten af depositionen til de danske farvandsområder stammer fra udenlandske kilder (figur 2.3). I gennemsnit er den danske andel af depositionen til de åbne danske farvande kun på ca. 20%; den største danske andel forekom i det nordlige Bælt-hav (34%) og Lillebælt (33%), Kattegat (28%) og Skagerrak (22%) og den mindste i Nordsøen (14%). Dette 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 halvdelen stammer fra danske kilder. Figur 2.3 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 2.4) er større end for farvandsområderne. I gennemsnit for landet ligger den danske andel på ca. 46%. 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.

Den danske andel i depositionen ligger højere ved denne rapportering set i forhold til rapporteringen for 2003. Årsagen til dette er udskiftning af modellen, som har reduceret navnlig den udenlandske deposition i Danmark. Herved bliver den danske andel større (se fokuspunkt om modelskift, Kapitel 9).

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser,;
<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Plot af og tal for kildefordeling for hovedfarvandene og amterne kan findes på:
<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

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

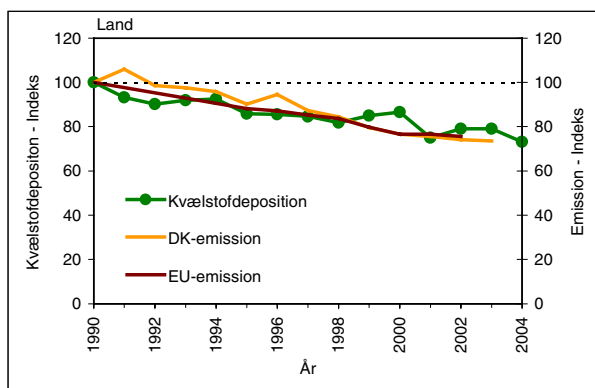
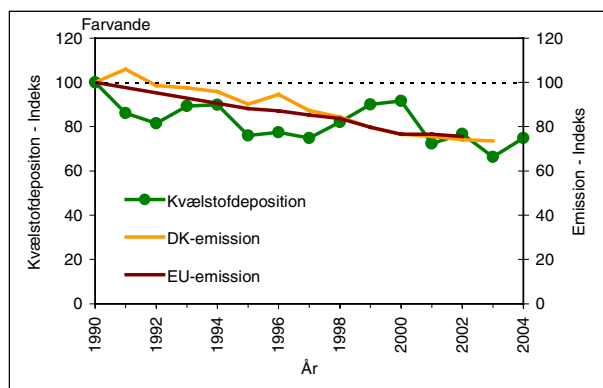
Figur 2.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af kvælstof beregnet som middel af resultaterne fra DMU's hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et fald i kvælstofdepositionen på de danske farvande og landområder på hhv. ca. 20% og ca. 23% siden 1989. Det vurderes, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark som helhed. Lokalt kan der dog være bety-

delige 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 2.5) 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.

I Figur 2.5 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 farvandene.

De meteorologiske forhold spiller også en betydelig rolle for udviklingen i kvælstofdepositionen. I Figur 2.5 ses betydelige variationer fra år til år. År til år variationerne skyldes primært variationer i de meteorologiske forhold. Navnlig for deposition til farvandene 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 fx 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 2.5 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 DMU's 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., 2005) og fra de 25 EU-lande af EMEP (EMEP 2004).

Referencer og links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al.2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser:
<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

2.6 Ammoniak og naturmålestationerne

Relevans

De naturlige/seminaturlige økosystemer er begrænset af de næringsstoffer, som jorden afgiver ved forvitring og mineralisering samt dem, der tilføres med atmosfæren. For en række stoffer, bl.a. kvælstof, er den atmosfæriske tilførsel af særlig betydning. Det er uønsket, at den atmosfæriske tilførsel af kvælstof overstiger de såkaldte tålegrænser, hvor økosystemet ikke længere kan bevare sin naturlige artssammensætning. For at få bedre information om afsætning af kvælstof til danske naturområder udføres derfor målinger af ammoniak og partikulært ammonium på to naturstationer.

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.

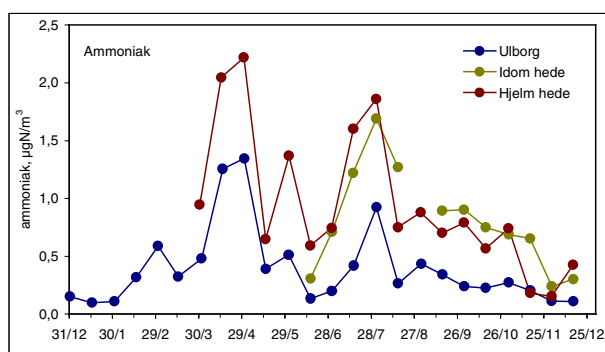
Tilstand og årsag

I 2004 er der i regi af NOVANA-programmet startet målinger af kvælstofforbindelser med særligt henblik på terrestriske naturområder. Der er etableret to såkaldte "naturmålestationer", begge hedelokaliteter i Jylland: Idom Hede vest for Holstebro samt Hjelm Hede nordøst for Holstebro. Begge lokaliteter har været og er genstand for undersøgelser m.h.t. vegetation, jordbund og påvirkning af kvælstoftilførsel bl.a. i det terrestriske delprogram i NOVANA. På begge heder er der etableret langtidsmålinger af gasformig ammoniak og partikulært ammonium. Målingerne foretages som halvmånedsmiddelværdier og er startet i maj/juni 2004. På Idom Hede er der ydermere gennemført målinger til bestemmelse af tørdepositionen af ammoniak i september 2004 (jvf. afsnit 2.7).

Som led i den generelle bestemmelse af kvælstofbelastningen er der yderligere etableret langtidsmålinger af gasformig ammoniak og salpetersyre samt partikulært ammonium og nitrat på en del af de faste stationer. Langtidsmålingerne foretages med de såkaldte denudermetoder, som er specifikke metoder, hvor koncentrationsmålinger kan laves med en fuld separation mellem gas og partikelbundet kvælstof dvs. mellem ammoniak på gasform og partikelbundet ammonium og salpetersyre og partikelbundet nitrat. De hidtidige målinger med filterpack-opsamlere giver knap så god adskillelse mellem gasser og partikler, som denudermetoderne. Opsplitning mellem gas og partikelbundet kvælstof er vigtig fordi gasserne og partiklerne har vidt forskellige kemiske egenskaber og deponeres med forskellig hastighed. Dette har indflydelse på hvor de forskellige forbindelser stammer fra. Fx stammer ammoniak på gasform fra det lokale landbrug mens partikelbundet ammonium er langtransporteret til Danmark.

Figur 2.6 viser halvmånedsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen på Hjelm Hede, Idom Hede og over skoven i Ulborg. Der ses et meget ensartet forløb, men niveauerne er lidt højere på hederne end på skovstationen, der ligger med større afstand til lokale kilder end hederne. Koncentrationerne toppe i foråret og forsommeren i forbindelse med sæsonen for udbringning af gødning på markerne. De høje koncentrationer i august er formentlig en kombination af landbrugsaktiviteter og varme vejrforhold, idet øget temperatur alt andet lige øger emissionen. Koncentrationerne er lavest i vintermånederne.

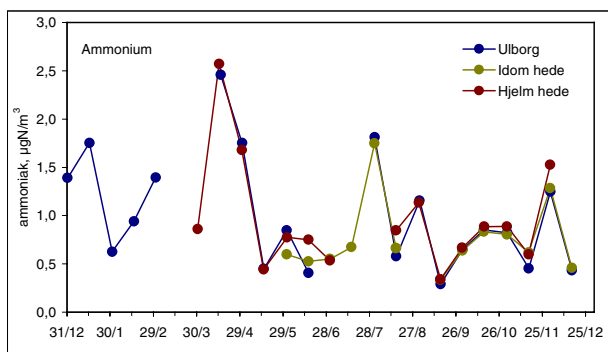
Generelt viser målingerne, at de laveste ammoniakkoncentrationsniveauer måles på Frederiksborg i Nordsjælland, mens de højeste koncentrationer måles på Lindet i Sønderjylland. Hjelm Hede, Idom Hede og Keldsnor ligger nogenlunde på niveau og over koncentrationsniveauerne målt i Ulborg. Middelværdier m.v. er angivet i bilag 2. Forskellene i koncentrationsniveauer afspejler områdernes emissionsdensitet. Alle



Figur 2.6. Ammoniakkoncentrationer målt på Hjelm hede, Idom hede og over skov i Ulborg. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier.

stationer udviser forårs/forsommermaksimum og der ses forhøjede værdier igen i august. Det forholdvis ens mønster stationerne imellem må skyldes en vis ensartethed i landbrugsaktiviteter kombineret med vejrforhold, der påvirker mere generelt.

Figur 2.7 viser halvmånedsmiddelværdier af den partikulære ammoniumkoncentrationen på Hjelm Hede, Idom Hede og over skoven i Ulborg. Der ses et meget ensartet forløb. Betragtes de partikulære koncentrationer af ammonium på alle stationer, ligger de meget ensartet, med nogenlunde samme sæsonvariation som ammoniak, dog ikke med lave vinterværdier. Koncentrationen af partikulært ammonium har meget mindre variation stationerne imellem end ammoniak, men der ses dog en regional forskel, idet Lindet i Sønderjylland har de højeste koncentrationer og Frederiksborg i Nordsjælland de laveste. Den lavere geografiske variation og måling af de højeste ammoniumkoncentrationer i Sønderjylland hænger sammen med at den partikulært bundne ammonium langtransporteres til Danmark fra områder med høj ammoniakemission syd for Danmark.



Figur 2.7 Koncentrationer af partikulært ammonium målt på Hjelm Hede, Idom Hede og over skov i Ulborg. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser, <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter>

2.7 Kampagnemålinger af ammoniak på Idom Hede

Relevans

De naturlige/seminaturlige økosystemer er begrænset af de næringsstoffer, som jorden afgiver ved forvitring og mineralisering samt dem, der tilføres med atmosfæren. For en række stoffer, bl.a. kvælstof, er den atmosfæriske tilførsel af særlig betydning. Det er uønsket, at den atmosfæriske tilførsel af kvælstof overstiger de såkaldte tålegrænser, hvor økosystemet ikke længere kan bevare sin naturlige artssammensætning. For at få bedre information om afsætning af kvælstof til danske naturområder udføres derfor kampagnemålinger af tørdepositionen (fluxen) af ammoniak på Idom Hede, som er den ene af de to naturmålestationer.

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.

Tilstand og årsag

For at opnå større forståelse af de processer, der styrer depositionen af gasformig ammoniak, er der gennemført målinger af fluxen af ammoniak på Idom hede. Da der endnu kun foreligger en begrænset mængde måleresultater har vi valgt ved denne rapportering at præsentere nogle eksempler på resultaterne fra målingerne. Resultaterne fra beregning af selve fluxen af ammoniak vil blive præsenteret ved næste rapportering, hvor der vil foreligge resultater fra 3 målekampagner.

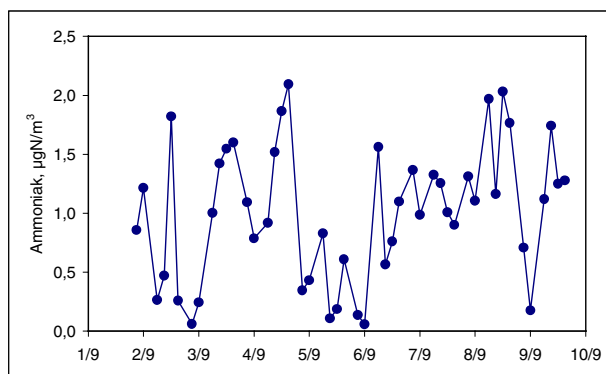
Der er målt i en målekampagne fra d. 1. til d. 9. september 2004. Målingerne er fulgt op af en målekampagne i maj 2005 og der vil blive gennemført endnu én i vinteren 2005/2006.

Fluxen estimeres ud fra målinger af den vertikale koncentrationsgradient over heden samt meteorologiske parametre. De vertikale koncentrationsforskelle er oftest meget små, hvorfor metoden kræver stor målepræcision. Der er målt koncentrationer i fire højder; 1 m, 2 m, 3 m og 6 m. Der måles en tripelbestemmelse af koncentrationen i hver målehøjde og p.g.a. variationer i de meteorologiske forhold må midlingstiden ikke overstige tre timer. Der er målt tre-timers middelværdier seks perioder i døgnet. I perioden omkring solopgang og solnedgang måles ikke, da de meteorologiske forhold er stærkt vekslende.

Umiddelbart før kampagneperiodens start havde det regnet en del og derefter klarede det op med fint vejr med temperaturer på ca. 20°C midt på dagen. Vindhastigheden var forholdsvis lav gennem hele perioden med hastigheder på 3-5 m/s midt på dagen og næsten alle nætter mindre end 0.5 m/s (i 4 m's højde). De lave vindhastigheder er metodemæssigt et problem, da de meteorologiske forsatninger ikke hol-

der og for mange af måleperioderne har det derfor ikke været muligt at beregne fluxen.

Figur 2.8 viser koncentrationen af ammoniak som tre-timers middelværdi, målt gennem målekampagnen i 3 m's højde. Det ses, at koncentrationen er meget svingende; fra under 0,1 $\mu\text{gN}/\text{m}^3$ til over 2 $\mu\text{gN}/\text{m}^3$. De lave koncentrationer om natten d. 3., 6. og 9. måles



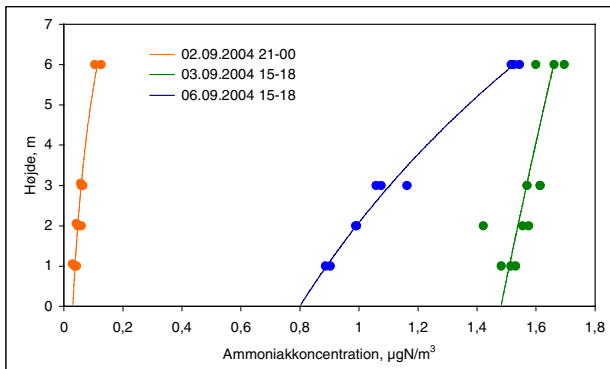
Figur 2.8 Koncentration af ammoniak i 3 m's højde, målt som tre-timersmiddelværdier på Idom hede.

samtidig med registrering af dug/tåge ved overfladen og det er muligt, at tåge ved overfladen har optaget ammoniakken. Der er dog også registreret nætter med dug/tåge (d. 5. og d. 7.), hvor ammoniakkoncentrationen ikke falder til så lave niveauer. De meget svingende niveauer kan også hænge sammen med en meget vekslende vindretning og dermed påvirkning fra forskellige kildeområder.

Figur 2.9 viser eksempler på de målte koncentrationer i tre tre-timers perioder i de respektive målehøjder samt det beregnede koncentrationsprofil. Når der er deposition af ammoniak på overfladen ses en såkaldt depositionsprofil. Her aftager koncentration i luften med faldende højde, fordi ammoniak fjernes fra luften via deposition på overfladen. De tre måleperioder vist på figur 2.9 er depositionsprofiler.

Ammoniak kan imidlertid også emitteres fra overfladen. I dette tilfælde ses en såkaldt emissionsprofil, hvor koncentrationen af ammoniak er højest ved jordoverfladen og hvor koncentrationen aftager med stigende højde som følge af opblanding med den øvrige luft.

Hældningen på profilet afhænger af de meteorologiske forhold samt af, hvor hurtigt stoffet deponeres/emitteres ved overfladen. Ved konstante meteorologiske forhold svarer en stejl profil til en lav depositions-hastighed, mens en flad profil svarer til en høj depositions-hastighed.

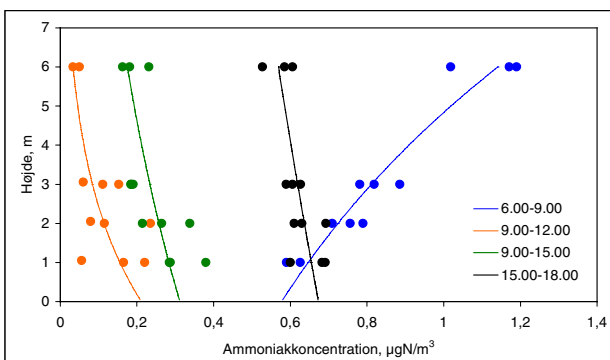


Figur 2.9 Eksempler på målte ammoniakkoncentrationer (tripel bestemmelser) og beregnede koncentrationsprofiler fra Idom Hede. Målingerne er foretaget fra d. 2-6 september 2005. Alle koncentrationsprofilerne aftager med højden og er derfor depositionsprofiler.

Figur 2.10 viser koncentrationer og profiler fra d. 5. september. Denne dag ses et usædvanligt mønster, hvor koncentrationen falder først på formiddagen og målingerne viser et skift fra depositionsprofil om morgenen (kl. 6-9) til emissionsprofiler i løbet af dagen. På nuværende tidspunkt er det ikke afklaret, hvorvidt emissionen skyldes fordampning af ammoniak fra overfladen af vegetationen, jorden og/eller om ammoniakken emitteres fra selve vegetationen.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser, <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>



Figur 2.10 Målte ammoniakkoncentrationer (tripel bestemmelser) og beregnede koncentrationsprofiler fra Idom Hede d. 5. september. Profilerne fra kl. 6.00-9.00 er depositionsprofiler, mens de øvrige tre profiler er emissionsprofiler.

2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala

Tilstand og årsag

Relevans

Depositionen af kvælstof fra atmosfæren til de danske landområder varierer mellem de forskellige landsdele, men der er også en betydelig variation på lokal skala, som følge af forskelle i den lokale landbrugsproduktion. Ved vurdering af de skadelige effekter af kvælstofdeposition til danske naturområder er det vigtigt at have kendskab til denne variation. Derfor er der udført beregninger af kvælstofdepositionen med stor geografisk opløsning (400 m x 400 m) til 25 udvalgte naturområder.

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.

For år 2004 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 25 udvalgte naturområder. Da det er første år der udføres denne type af beregninger indgår DMU's målestationer som en del af de 25 naturlokaliteter for herved at kunne anvende målinger af ammoniak til kvalitetssikring af resultaterne fra modelberegningerne. De resterende naturområder er valgt blandt de intensive målestationer i den terrestriske del af NOVANA.

Beregningerne er udført med DMU's lokalskala modelsystem DAMOS (Danish ammonia modelling system), som bygger på en kobling mellem regional-skalamodellen ACDEP (Atmospheric Chemistry and deposition, Ellermann et al 1996) og lokalskalamodelen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition). For hver naturlokalitet er der udført beregninger for et beregningsområde på 16 km x 16 km med naturlokaliteten placeret centralt i feltet. For at kunne lave beregninger med stor geografisk opløsning er området opløst i felter á 400 m x 400 m. ACDEP-modellen beregner koncentration af ammoniak fra kilder udenfor OML-DEPs beregningsområde, mens OML-DEP beregner koncentration og deposition af ammoniak fra de lokale landbrug indenfor beregningsområdet. Deposition af den langtransporterede kvælstof beregnes med DEHM.

Tabel 2.3 Kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2004. Værdierne angiver den gennemsnitlige depositionen til det 400 m x 400 m felt, som ligger centralt i naturområdet. Tabellen angiver tørdepositionen af ammoniak, den øvrige tørdeposition og våddeposition. De angivne stationsnumre refererer til stationsnummer i den terrestriske del af NOVANA. Øvrig tørdeposition og våddeposition er beregnet med DEHM (se Fokuspunkt 2, kapitel 9).

Lokalitet og stations nr.	Naturtype	NH ₃ -N tørdeposition	Øvrige tørdeposition	Våddeposition	Total deposition
Anholt	Græs	0,4	4,5	6,5	11
Frederiksborg	Nåleskov	1,0	5,8	6,7	14
Keldsnor	Landbrug	1,7	5,6	8,4	16
Lindet	Nåleskov	6,9	3,0	8,8	19
Tange	Løvskov	7,3	3,0	6,9	17
Ulborg	Nåleskov	4,0	3,0	7,7	15
Idom Hede	Hede	2,8	2,7	7,4	13
Hjelm Hede	Hede	3,3	2,5	7,3	13
Ulvemose V (83, 84)	Hede	2,2	3,3	7,7	13
Urup Dam (113)	Rigkær	3,9	4,5	8,1	17
Randbøl Hede (103)	Hede	2,5	3,6	7,9	14
Nørholm Hede (101)	Hede	3,3	2,5	7,8	14
Trehøje Hede	Hede	4,5	2,5	8,2	15
Vrads/Bavnhede (44)	Hede	2,2	4,4	7,3	14
Paradisbakkerne 136)	Hede	1,3	6,6	6,3	14
Skidendam (187)	Mose	0,5	5,8	6,7	13
Holm mose (17)	Mose	4,0	3,6	8,8	16
Draved C og V (115)	Mose	3,9	2,9	8,7	15
Afblæsningsfladen (7)	Fugtig klitlavning	0,4	5,8	5,6	12
Bøndersvig (153)	Lavmose	1,4	5,8	5,6	13
Holmegaardsmose (149)	Mose	2,0	4,0	8,3	14
Klibjerg/Esberg (111)	Klithede	1,4	3,0	7,7	12
Stenholt Højmosen (53)	Højmosen	3,2	3,2	7,0	13
Kongenshus NØ (30)	Hede	2,9	3,2	7,0	13

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data fra år 2004 fra DMU's vejrmødel (Brandt et al. 2000). Emissionsdata på lokal skala for år 2002 er udarbejdet ved bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR), det Generelle Landbrugs Register (GLR), landmændenes gødningsregnskaber indrapporteret til Plantedirektoratet samt markblokkort (Gyldenkærne, *et al.* 2005). Den geografiske fordeling af emissionen er derfor meget detaljeret og er blandt andet fordelt på de enkelte stalde/gylletanke (punktkilder) og tilhørende udbringningsarealer (arealkilder). Overfladens vegetation/beskaffenhed (land use), som har stor betydning for størrelsen af kvælstofdepositionen i beregningsområdet er baseret på AIS-data.

Den beregnede deposition af kvælstof til de 25 udvalgte naturområder vises i tabel 2.3 sammen med naturtypen. Udover den samlede kvælstofdeposition angives også tørdeposition af ammoniak, som hovedsageligt kommer fra det lokale landbrug samt den øvrige tørdeposition og våddeposition. Det deponerede kvælstof fra ammoniak varierer mellem 0,4 til 8,3 kgN/ha. Variationen skyldes først og fremmest forskelle i emissionen af kvælstof fra de lokale landbrug og afstanden til disse.

Et eksempel på hvordan den lokale deposition varierer ses i figur 2.11. Her er vist fordelingen i området omkring Hjem Hede. Den mindste deposition af ammoniak på under 2,0 kgN/ha findes på søen vest for Hjem Hede. På heden varierer depositionen fra lidt under 3 kgN/ha til lidt over 4 kgN/ha – depositionen angivet i tabel 2.3 gælder for et punkt på den sydlige del af heden markeret med en rød cirkel i figuren.

Der ses mange lokale maksima, som er beliggende ved punktkilderne. De største depositioner ved punktkilderne er over 50 kgN/ha. Størrelsen af disse maksima kan dog kun i nogen grad sammenlignes, da niveauet er meget afhængigt af kildens afstand til modellens beregningsskæb, som ligger i et gitter med 400 meters afstand mellem dem. Depositionen til hele området er i middel 7,1 kgN/ha. Tilsvarende kort for de øvrige lokaliteter angivet i tabellen kan findes på DMUs hjemmeside (se links)

OML-DEP undergår stadig forbedring og validering blandt andet i forbindelse med forskningsprojekt under VMP III, hvor der udføres feltmålinger omkring

en husdyrproduktion. Der er på nuværende tidspunkt derfor ikke foretaget egentlige vurderinger af usikkerheden på modelberegningerne, men baseret på de hidtidige erfaringer skønnes usikkerheden til at ligge indenfor $\pm 50\%$. Usikkerheden på de højeste depositioner i umiddelbar nærhed af kilderne kan dog være højere, idet modellens algoritmer ikke er valideret for så store depositionsværdier. OML-DEP vil i de kommende år blive forbedret ved at lave en bedre kobling mellem OML-DEP og regional-skala-modellen, ved skift fra ACDEP-modellen til DEHM (se Fokuspunkt 2) og indførelse af et kemiskema, som bedre er justeret til danske forhold. Endelig skal beregning af deposition til de forskellige naturtyper forbedres, således at modellen bedre kan beskrive forskellige naturtyper og årstider. Dette vil have størst betydning for beregning af deposition til skove, hvor den nuværende version af modellen formentligt beregner en for lav deposition.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser, <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

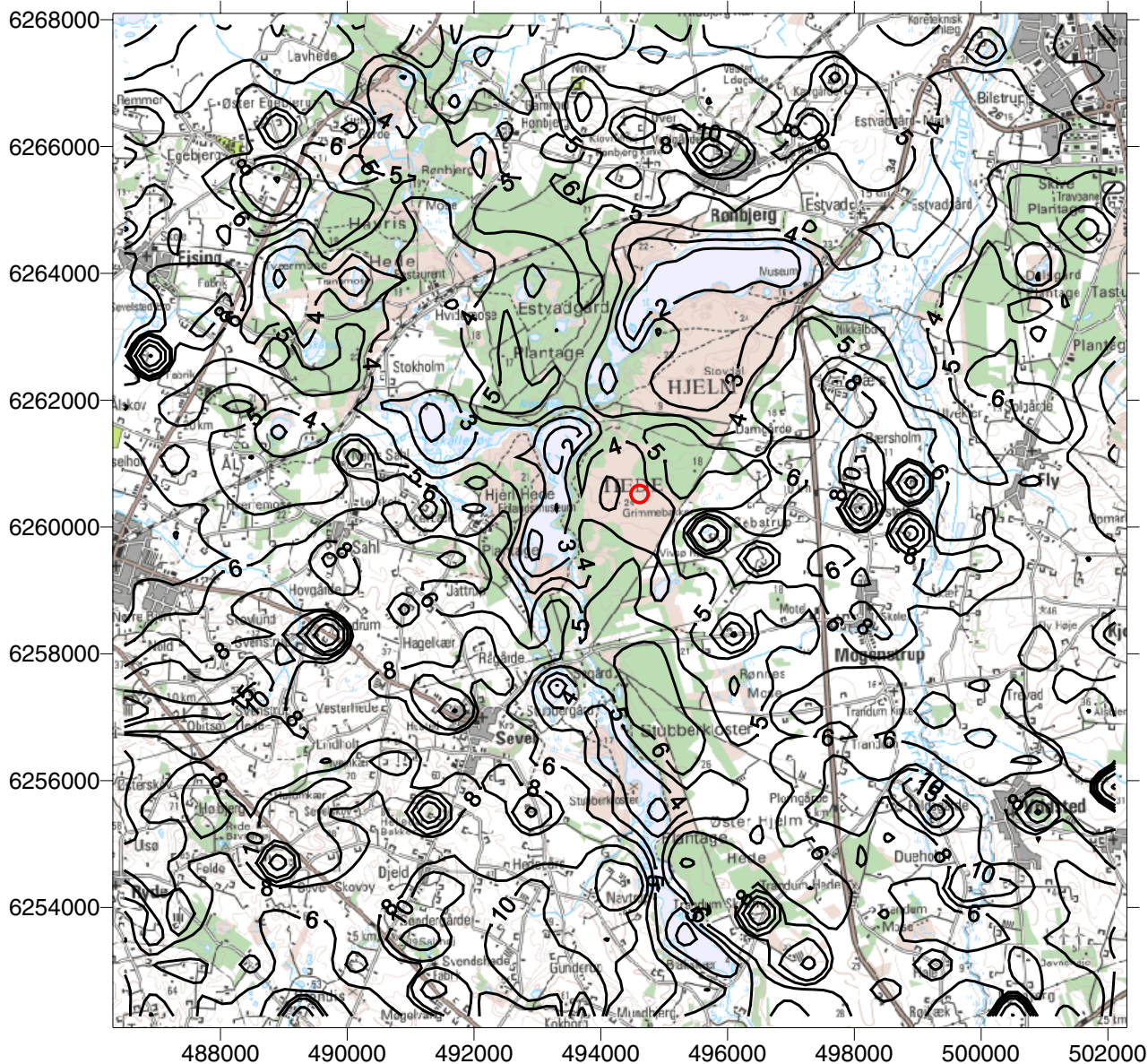
Kort over beregnet kvælstofdeposition til udvalgte naturlokaliteter:

<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

Information om de 16 naturområder i den terrestriske del af NOVANA kan fås på: <http://www.dmu.dk/Overvågning/Fagdatacentre/Biodiversitet+og+terrestrisk+natur/Downloads/>

Information om DMUs luftmålestationer kan fås på: www.dmu.dk/luft

Information om AIS-data kan findes på: http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS/



Figur 2.11 Den beregnede geografiske variation af tørdeponeret ammoniak, kg N/ha i et 16 km x16 km område ved Hjelm Hede for 2004. De viste niveaukurver er på 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 kg N/ha. Disse er beregnet på basis af beregning af depositionen til et net af felter på 400 m x 400 m. Minimum deposition er på under 2 kgN/ha over søen vest for Hjelm Hede. Den røde cirkel midt i kortet angiver punktet, hvor depositionen til Hjelm Hede i tabel 1.1 er beregnet. Værdierne på akserne angiver placering af området i i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord). Den samlede deposition til et punkt i området fås ved at addere 10 kg N/ha til værdierne i figuren.

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 NOVANA 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 2004 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 2004 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 uændret i forhold til rapporteringen for år 2003. Baseret på DMU's målinger og resultaterne fra Fyns Amt (*Fyns Amt 2005*) vurderes, at der ikke er sket målelige ændringer i den atmosfæriske deposition af fosfor i perioden 1989-2004.

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 2004 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 2004 på 10 ng/m³, hvilket er det samme niveau, som tidligere. Tørdepositionen af

fosfor er herefter estimeret til 0,016 kgP/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 opløst fosfat. Der er imidlertid stor risiko for kontaminering af prøverne med biologisk materiale, som indeholder store mængder fosfat (f.eks. fugleklatter i opsamlingstragtene). 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 fosfatkoncentrationerne. 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 ± 0,005-0,01 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 (2005).

Referencer og links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, *Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004*, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser:

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

4 Svovl

4.1 Svovldeposition i 2004

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 NOVANA 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 mål-

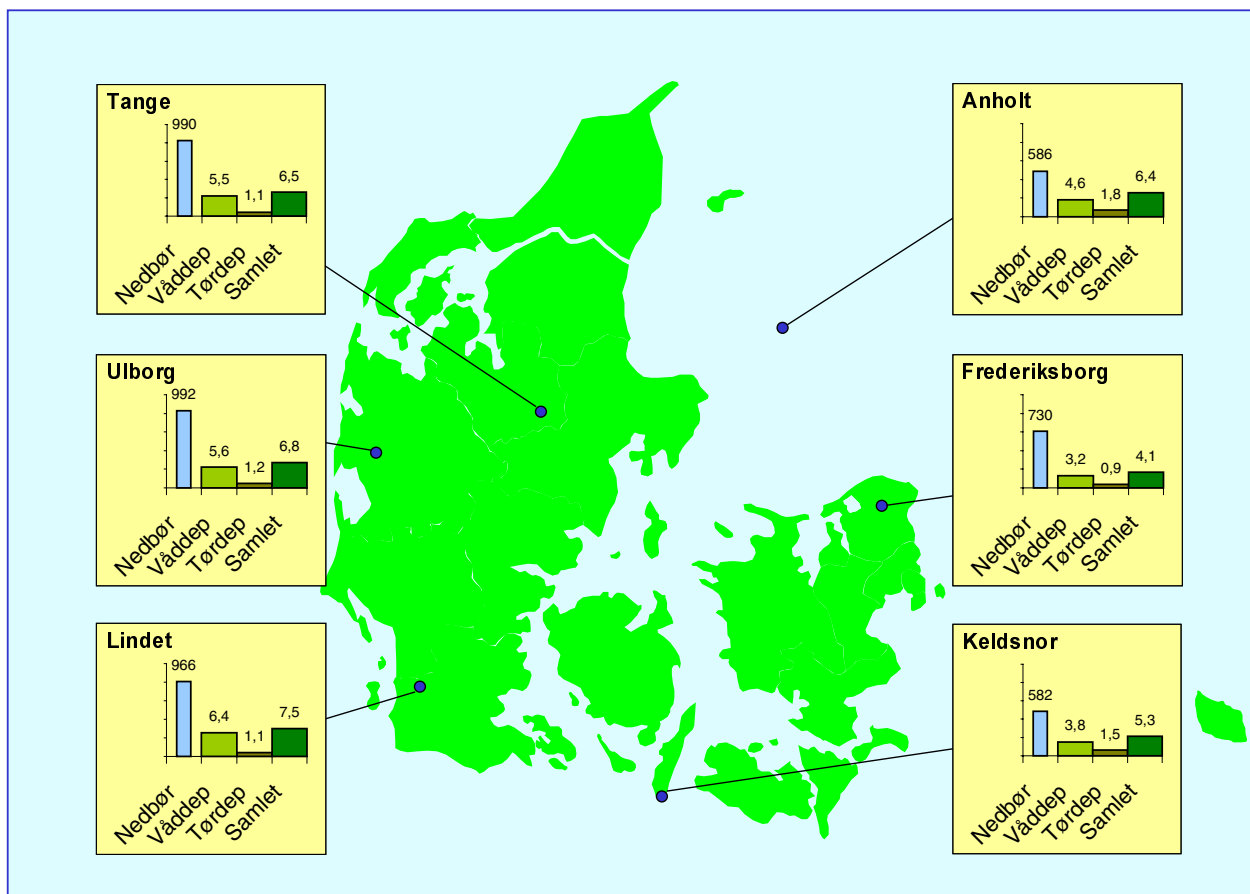
sætning om at reducere svovlemissionen frem til år 2010 til 67% af emissionen i 1990. En målsætning, som allerede er mere end opfyldt. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en reduktion af Europas svovludslip med 63% set i forhold til 1990.

Tilstand og årsag

Resultaterne i 2004 fra de seks danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af svovl lå på 4,1-7,7 kgS/ha for deposition til en gennemsnitlig landoverflade (figur 4.1). Dette er ca. 10% højere end i 2003.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet og Ulborg og den mindste deposition ved Frederiksborg, hvilket er stort set samme mønster som i 2003. 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 svovldeposition i den sydlige del af Danmark.

Hovedparten af svovlforbindelserne stammer fra antropogen forbrænding af fossile brændstoffer i for-



Figur 4.1 Svovldeposition og nedbørmængde ved de seks hovedstationer i 2004. Svovldepositionen er beregnet til en gennemsnitlig landoverflade (lav plantevækst). Nedbørmængden er angivet i mm og deposition er angivet i kgS/ha.

bindelse med transport, energiproduktion, industri m.m. Resten stammer fra naturlige kilder, hvoraf sulfat fra havsalt er den vigtigste. Sulfat fra havsalt udgør således 10-30% af den samlede svovldeposition; størst bidrag ses ved de kystnære stationer i Vestjylland og ved Anholt.

Nedbørsmængderne i 2004 er høj sammenlignet med gennemsnit for perioden 1989-2003 (se kapitel 1). Våddeposition af svovl er relativt høj i 2004 sammenlignet med 2003, hvilket kan forklares af den højere nedbørsmængde i 2004 sammenlignet med 2003.

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. Grundet tekniske vanskeligheder i 2004 med måling af gasser og partikler ved målestationerne Frederiksberg, Keldsnor og Lindet er usikkerheden forhøjet for bestemmelse af tørdepositionen af svovl. For disse målestationer vurderes usikkerheden til at ligge omkring 30-40%.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser:

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

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 svovldepositionen. Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for svovldepositionens størrelse i Danmark (se iøvrigt afsnit 4.1).

Tilstand og årsag

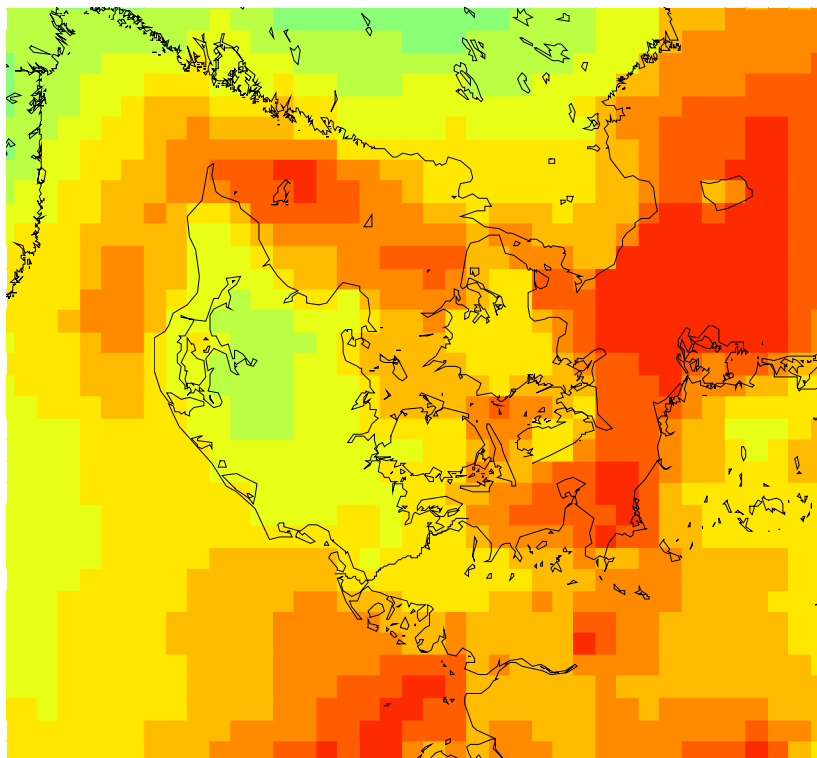
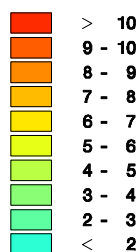
Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for år 2004 beregnet til 26.000 ton S, hvilket svarer til depositionen for år 2003.

Den samlede deposition på danske landområder er næsten en faktor to større end den danske emission af svovl. Denne lå i 2003 på 15.400 ton S (Illerup et al., 2004).

Den gennemsnitlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 6 kgS/ha (figur 4.2 og tabel 4.1), hvilket svarer til 1 keq/ha. Til sammenligning er tålegrensene 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 tålegrensene.

Depositionen varierer kun lidt mellem de forskellige dele af landet, hvilket hænger sammen med, at størstedelen af svovlen er transporteret til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, samt fra den internationale skibstrafik. Beregninger med DEHM angiver, at de danske kilder på landsplan kun bidrager med 18% af den samlede deposition. De største danske bidrag ses i Københavnsområdet (40%), hvilket skyldes de store danske emissioner i dette område. Dette bevirker også, at den største deposition af antropogen svovl beregnes for København. Den laveste deposition beregnes for Vestjylland, hvor det danske bidrag kun er på 12%.

Deposition af svovl til de danske landområder beregnes med den nye og bedre model, DEHM, som



Figur 4.2 Den samlede deposition af svovlforbindelser beregnet for 2004. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflade. Depositionen er givet i kg S/ha. Gitterfelterne er på 16,67 km x 16,67 km. Den høje deposition på visse farvandsområder, fx Kattegat, skyldes bl.a. skibstrafik.

Table 4.1 Den samlede svovldeposition til de danske amter samt Københavns - og Frederiksberg Kommune beregnet for 2004. Tørdepositionen og dermed den samlede deposition er angivet som et gennemsnit for landområderne.

	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition	Areal
	1000 ton N	1000 ton N	1000 ton N	per areal	km ²
				kgS/ha	
Københavns Kommune	0,03	0,04	0,08	8	89
Frederiksberg Kommune	0,00	0,00	0,01	7	9
Københavns Amt	0,1	0,3	0,4	7	529
Frederiksborg Amt	0,4	0,6	1,0	7	1346
Roskilde Amt	0,2	0,4	0,6	7	893
Vestsjællands Amt	0,6	1,4	2,0	7	2963
Storstrøms Amt	0,9	1,6	2,4	7	3397
Bornholms amt	0,2	0,3	0,5	8	589
Fyns Amt	0,7	1,7	2,3	7	3482
Sønderjyllands Amt	0,5	1,8	2,3	6	3858
Ribe Amt	0,4	1,4	1,7	6	3130
Vejle Amt	0,4	1,3	1,7	5	3086
Ringkøbing Amt	0,6	1,9	2,5	5	4755
Århus Amt	0,7	1,9	2,6	6	4547
Viborg Amt	0,5	1,6	2,1	5	4102
Nordjyllands Amt	1,1	2,4	3,6	6	6150
Hele landet	7	19	26	6	42924

giver betydeligt bedre resultater end den tidligere anvendte model, ACDEP, som gav resultater, der var ca. en faktor to for høje når man sammenligner med målingerne (se endvidere Fokuspunkt om modelskift, Kapitel 9). DEHM 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 ca. 11-28% af den samlede antropogene og naturlige deposition.

Modelberegningerne er foretaget med meteorologiske data for år 2004 (Brandt et al., 2000) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2002 (Illerup et al, 2004) og for resten af Europa for år 2002 (EMEP 2004). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser til modelberegningerne. Depositionen af svovldioxid og partikelbundet sulfat (tørdepositionen) afhænger af landoverfladens karakter. I tabel 4.1 angives et gennemsnit for de enkelte landområder. Den lokale deposition til f.eks. en skov kan derfor være 30-50% 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 estimerne for de enkelte amter vurderes at være op mod ±40%.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann m.fl., Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser:

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

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

<http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

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

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.

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 4.3 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra DMU's hovedmålestationer. Resulta-

terne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1990 er depositionen reduceret med ca. 73%; det største 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 4.3 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.

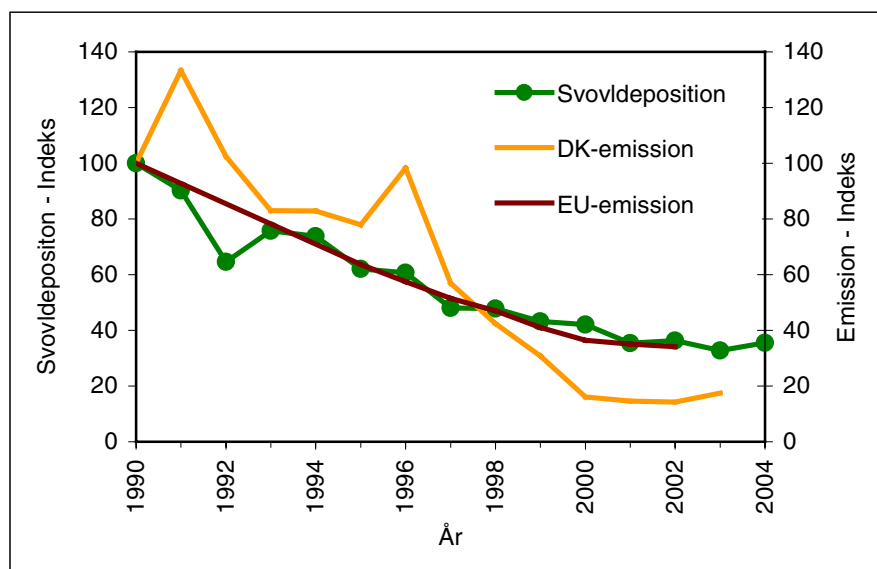
Det kan altså konkluderes, at faldet i depositionen af svovl i Danmark skyldes faldet i emissionerne på europæisk plan. Reduktionen i danske emissioner spiller kun en mindre rolle for reduktionen af svovldepositionen i Danmark. Til gengæld har reduktionen af de danske emissioner betydning for afsætning 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 m.fl.2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser:

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



Figur 4.3 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 2004

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 lignende 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 NOVANA at bestemme deposition af en række udvalgte tungmetaller til de danske farvande og landområder.

Målsætning

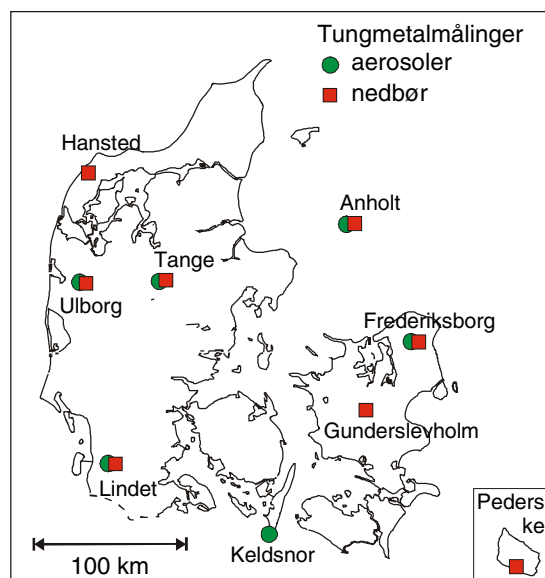
I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder tungmetaller, end den kan tåle. Et EU-direktiv (det 4. datterdirektiv om bl.a. tungmetaller), pålægger medlemslandene at måle koncentrationerne i luften og depositionen af bl.a. arsen, cadmium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

Tilstand og årsag

Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt gennem en årrække på de danske målestationer (figur 5.1). Resultaterne (tabel 5.1) viser, at depositionen i 2004 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 partikelbundne tungmetaller. Disse estimater 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 væsentlig 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.



Figur 5.1 Målestationer for tungmetaller i Danmark. rød: våddeposition - grøn: 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-tragterne 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 estimaterne 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 estimaterne 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 estimaterne baseres på beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor betydelig (op til $\pm 80\%$). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede depo-

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 2004. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2001 (Vestreng, 2003).

Våddeposition	Gennemsnit for målestationerne		Estimeret deposition		Emission
	Deposition til land µg/m ²	Deposition til vand µg/m ²	Landområder (43.000 km ²) ton/år	Indre farvande (31.500 km ²) ton/år	Danske kilder ton/år
Cr, chrom	111	101	5	3	2,4
Ni, nikkel	307	270	13	8	12,8
Cu, kobber	828	792	36	25	9,3
Zn, zink	6988	6665	300	210	23
As, arsen	113	101	5	3	0,71
Cd, cadmium	48	43	2	1	0,72
Pb, bly	996	875	43	28	6
Fe, jern	35629	33805	1532	1065	-

sition (ca. 10% til vand og 20-30% til 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 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser:

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

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/>

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 af en række tungmetaller (målt på partikelform og som våddeposition) er i forbindelse med NOVANA 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 i 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

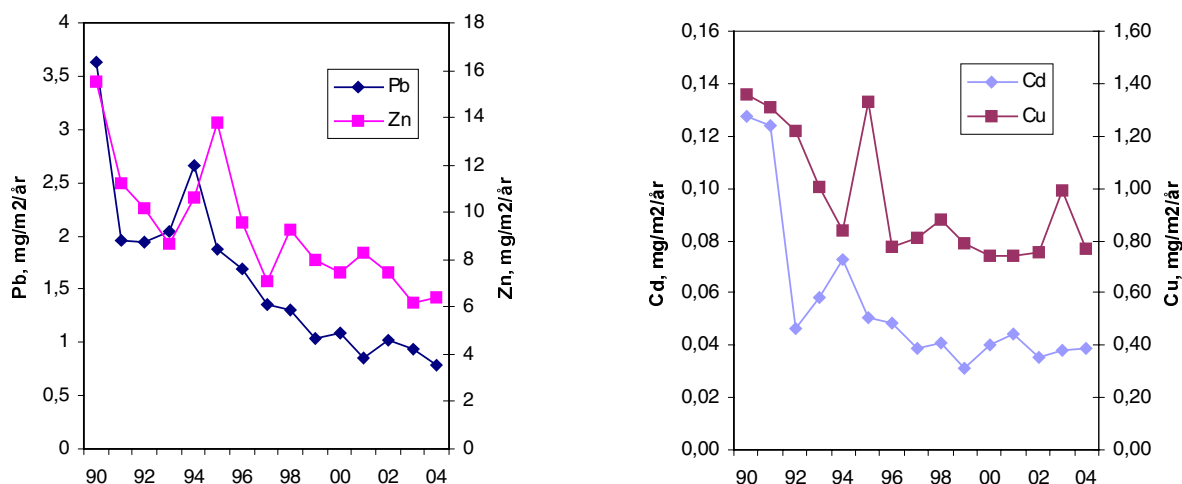
givetvis været for nedadgående de sidste 10 år, selv om oplysningerne om tungmetalemission i Europa (specielt Østeuropa) er meget upræcise. Mest markant er fjernelse af bly fra benzin, afsvovling af fossile brændstoffer og en generelt bedre rensning af røggasser.

I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner (Vestreng 2003; WEBDAB 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.

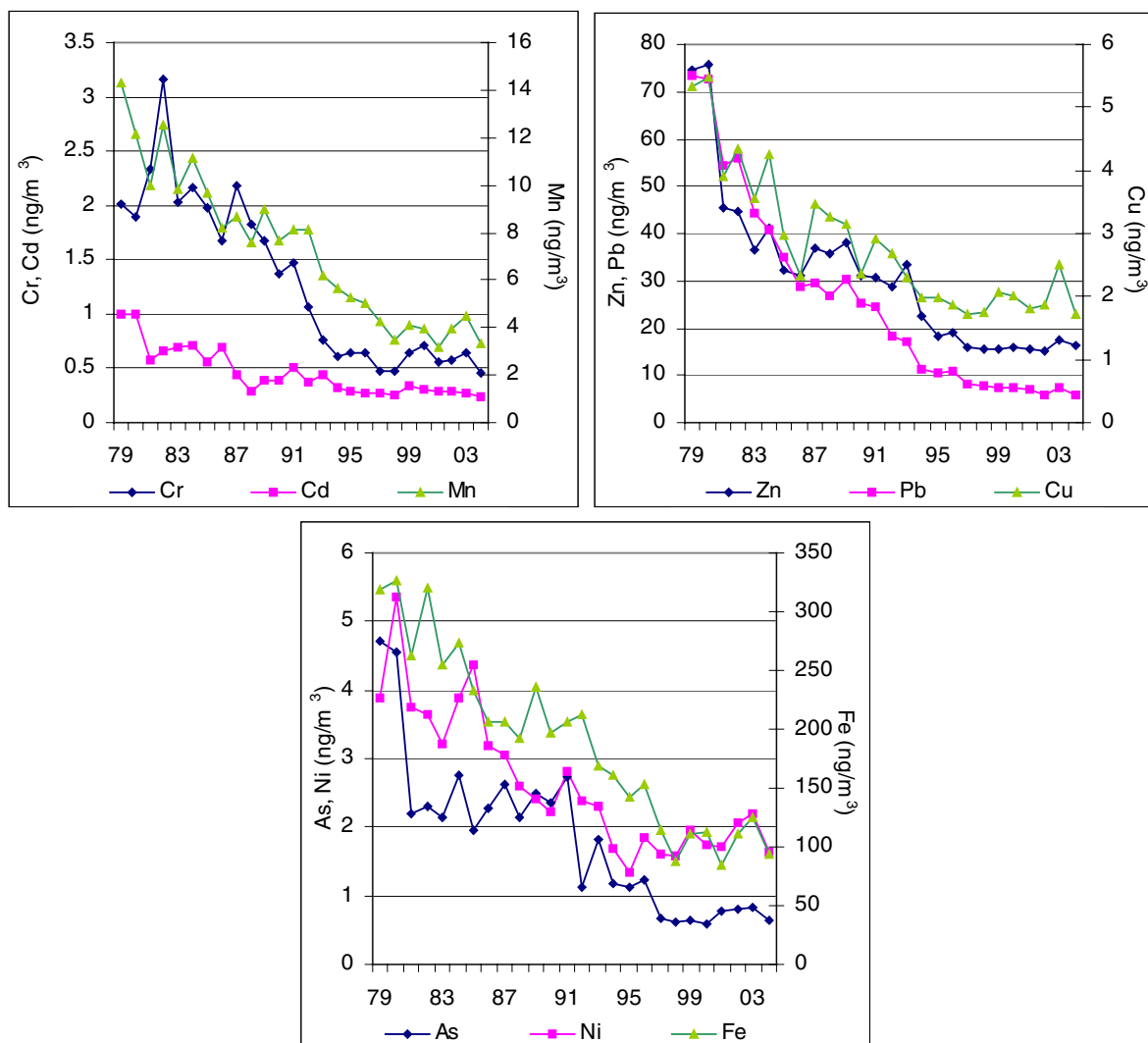
En anden årsag til variationerne i depositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i depositionen.

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 partikelbundne tungmetaller.

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 5.2) 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 også kan skyldes kontaminering af prøverne.



Figur 5.2 Tidsudvikling i våddeposition over en 15 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).



Figur 5.3 Udvikling gennem 26 år for koncentrationer i luften af en række tungmetaller. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange.

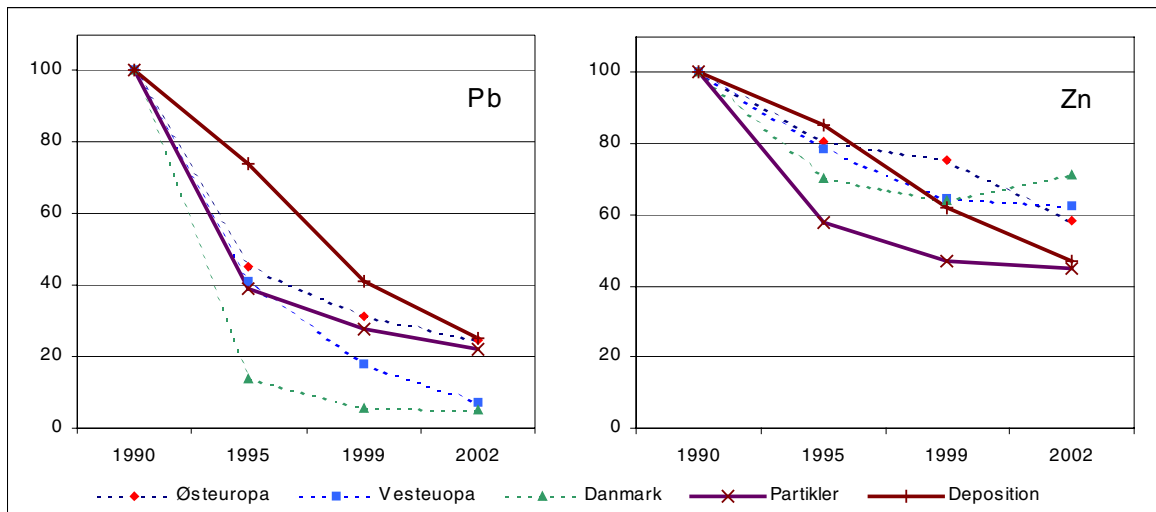
Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al., Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 556, 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 partikkelkoncentration 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 Vestreng 2003.

6 Ozon

6.1 Ozon og vegetation

Relevans

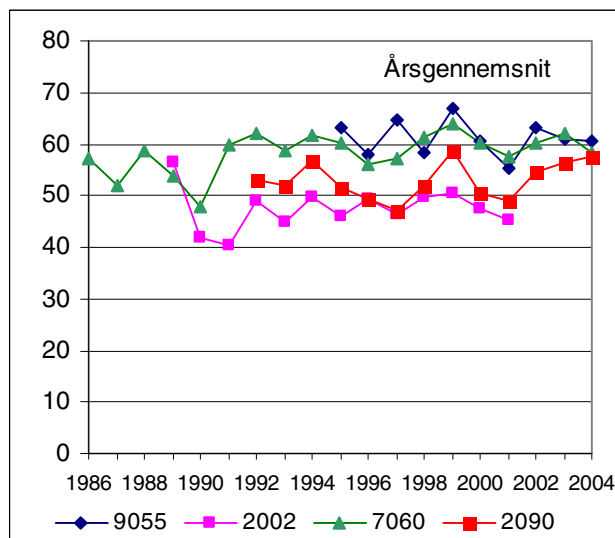
I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforurening, der ofte forekommer i koncentrationer, der har direkte toksisk virkning på planter. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan oxidere mange andre forbindelser i atmosfæren. Ozon reagerer også villigt med organiske forbindelser, bl.a. cellemembraner i vores lunger eller i plantecellerne.

Målsætning

I Danmark og på europæisk plan findes der målsætninger for belastningen med ozon for både skovøkosystemer og anden vegetation samt for mennesker. Der er fastsat en kritisk belastningsgrænse (critical level) for effekter af ozon på væksten af træer og anden vegetation. Det er valgt at bruge et index, der kaldes AOT40, som angiver den akkumulerede eksponering over en tærskelværdi på 40 ppbv ozon. Er der f.eks. i løbet af en dag målt tre timemiddelværdier af ozon, der overstiger 40 ppbv, fx 45, 50 og 55 ppbv, bliver dagens AOT40 = 5 + 10 + 15 = 30 ppbv•timer. For bøg er der estimeret en kritisk belastningsgrænse på 10.000 ± 5.000 ppbv•timer i vækstsæsonen dvs. beregnet for perioden april til september (Käremlämpi og Skärby (1996)) Denne dosis forbindes med en reduktion i biomassetilvækst på ca. 10%. I forbindelse med EU's datterdirektiv fra 2002 om ozon (2002/2/EC) er der fastsat en målværdi for AOT40 på 9.000 ppbv•timer (=18.000 µg/m³•timer) til beskyttelse af vegetation. Værdien skal beregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl 8.00 til 20.00. Denne målværdi er fastsat til beskyttelse af vegetation. Den skal først være gældende for år 2010 og skal beregnes som middel af 5 år.

Tilstand, udvikling og årsag

Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby, Keldsnor og indtil år 2000 også i Frederiksborg. Figur 6.1 viser årgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2004 ligger årgennemsnittet omkring og lige under 60 µg/m³. Det ses, at koncentrationen har en vis år til år variation, og at der er en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. Ulborg og Keldsnor har de højeste niveauer, mens Frederiksborg og Lille Valby ligger lidt under. Hovedparten af den ozon, der findes i



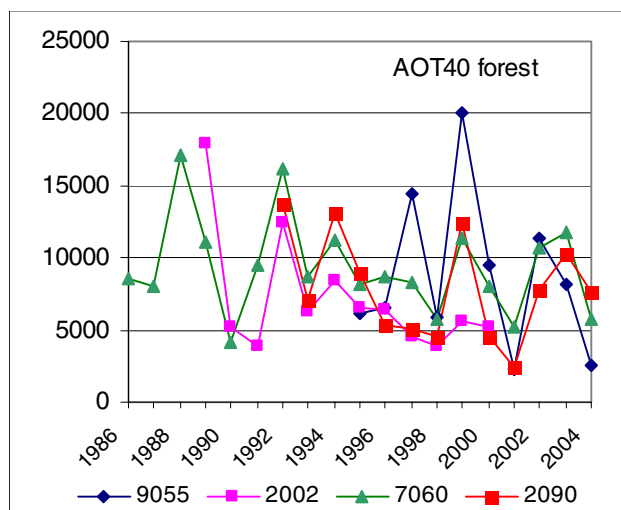
Figur 6.1 Årgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed µg/m³) over en længere årrække på stationerne Keldsnor (9055), Frederiksborg (2002), Ulborg (7060) og Lille Valby (2090). Målingerne på Keldsnor og Lille Valby er foretaget i forbindelse med LMP IV (Kemp et al. 2005).

luften i Danmark, er kommet med luftmasser, der er transporteret til Danmark fra navnlig den sydlige og centrale del af Europa. I kildeområder kan ozon blive nedbrudt af lokalt produceret kvælstofmonoxid. De højere koncentrationer i Ulborg og Keldsnor skyldes beliggenheden med færre kildeområder (større byer, trafik og industri), mens Frederiksborg og Lille Valby ligger tæt på hovedstadsområdet, Hillerød og Roskilde med lokal emission af kvælsfilter, der nedbryder ozonen.

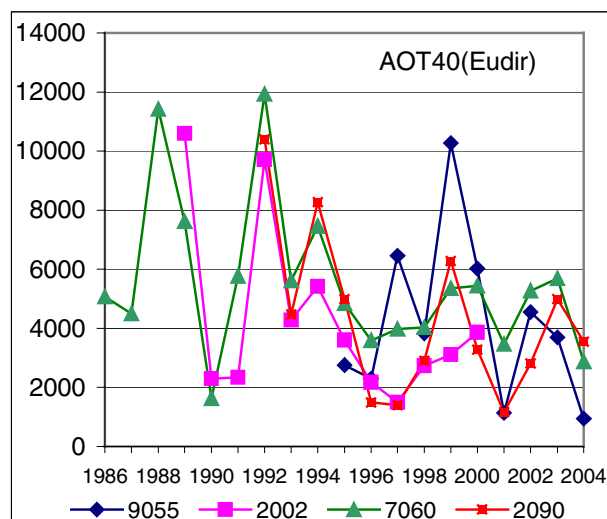
Figur 6.2 viser udviklingstendensen for AOT40 værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby. For Keldsnor og Lille Valbys vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2004 er AOT40-værdien for Ulborg lidt over 5.000 ppbv•timer og dermed ikke over den kritiske belastningsgrænse. Dette gælder også Keldsnor og Lille Valby. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække (figur 6.2) ses, at de er varierende og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse.

AOT40-værdierne for vegetation beregnet i henhold til EU's ozondirektiv er vist i figur 6.3. AOT40 beregnet på denne måde bliver mindre end AOT40 til skov, hvilket skyldes at beregningerne til vegetation foretages for en kortere del af året end beregningerne til skov. Her ses ligeledes en stor år til år variation, hvor de højeste værdier når 12.000 ppbv•timer, hvilket er over målværdien på 9.000 ppbv•timer. Siden 2001 har der ikke været overskridelse af denne. Det ses, at der er en tendens til et fald i AOT40 fra 1986-2004. Denne vurdering skal dog tages med forbehold for, at år til år variationerne kan være af samme størrelse som det samlede fald gennem perioden.

Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af de oxiderede kvælstofforbindelser, der leder til ozondannelsen. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og en del varme somre har kunnet føre til øget fotokemisk aktivitet på europæisk plan. Forhøjede ozonkoncentrationer i Danmark er oftest forbundet med luftmasser, der bringes ind over landet fra Centraleuropa, hvor industriområder og områder med høj befolkningstæthed og meget trafik fører til høje ozonkoncentrationer. Meteorologiske forhold har derfor stor indflydelse på ozonkoncentrationen. Den hemisfæriske baggrundskoncentration af ozon er stigende, bl.a. forårsaget af væksten i Kina og Indien. På lokalskala kan reduceret emission af kvælstofilter (NO og NO₂) betyde en reduktion i nedbrydningen af ozon med kvælstofmonoxid og dermed resultere i relativt højere ozonkoncentrationer. Yderligere har fordelingen mellem emission af kvælstofdioxid og kvælstofmonoxid fra trafikken ændret sig, idet en øget del udgøres af direkte emission af kvælstofdioxid fra dieselmotorer. Dette fører til større ozonproduktion.



Figur 6.2 AOT40 værdier for skov (enhed ppbv•timer) over en årrække, beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor (9055), Frederiksborg (2002), Ulborg (7060) og Lille Valby (2090). Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. Målingerne på Keldsnor og Lille Valby er foretaget i forbindelse med LMP IV (Kemp et al. 2005). AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i april til september.



Figur 6.3 AOT40 værdier (enhed ppbv•timer) for vegetation beregnet i henhold til EU's ozondirektiv for målestationerne Keldsnor (9055), Frederiksborg (2002), Ulborg (7060) og Lille Valby (2090). Målingerne på Keldsnor og Lille Valby er foretaget i forbindelse med LMP IV (Kemp et al. 2005). AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl 8.00 til 20.00.

I de seneste år er der en tendens til færre episoder i Nordeuropa med koncentrationer over 180 µg m⁻³, der er grænseværdien for én-times maksimumkoncentration for beskyttelse af mennesker. Der er således mange faktorer, der spiller ind på ozonkoncentrationerne og der er brug for mere viden til at forstå, hvordan udviklingen påvirkes.

Links

Yderligere information kan findes i Ellermann et al. 2005, Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 556, Danmarks Miljøundersøgelser, <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Information om ozon i relation til byerne kan findes i Kemp et al., Air quality monitoring programme, Annual summary for 2004, Faglig rapport fra DMU nr. 544, Danmarks Miljøundersøgelser, <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Akutelle målinger af ozon kan findes på DMUs hjemmeside: http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoetilstand/3_luft/4_maalinger/default.asp

7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

7.1 Våddeposition af pesticider

Relevans

Ved udsprøjtning af pesticider kan pesticiderne overføres til det atmosfæriske miljø dels ved aerosoldannelse, dels ved fordampning af stofferne fra jord og planteoverflader. De pesticider, der indgår i måleprogrammet, har alle en vis evne til at fordampe. En del af stofferne anvendes fortsat i Danmark eller anvendes i vore nabolande. Der måles også for nedbrydningsprodukter af nogle af disse stoffer. Der analyseres for i alt 13 almindeligt anvendte pesticider, 5 nedbrydningsprodukter af pesticider samt 3 persistente chlorerede pesticider, der ikke længere anvendes i Danmark og vore nabolande. Pesticider i regnvandet kan eventuelt påvirke naturområder og flora og fauna i de danske vandområder.

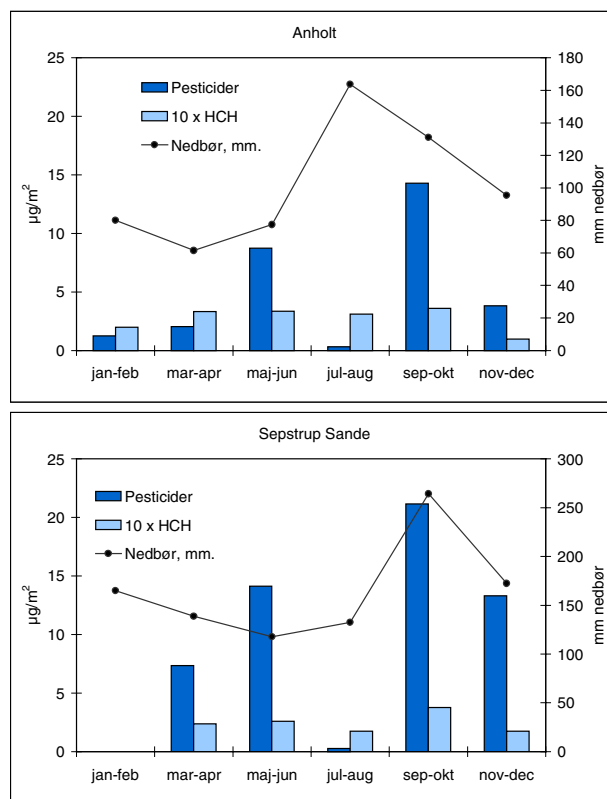
Målsætning

I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Der er dog ingen direkte målsætning om størrelsen af pesticiddepositionen.

Tilstand og årsag

Måling af våddeposition af pesticider indgår som noget nyt i NOVANA og rapporteres her for første gang. Depositionen af pesticider måles på to stationer, Anholt og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af de udvalgte pesticider (se tabel 7.1 og tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå af-dampning og nedbrydning af pesticiderne. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand. Metoderne beskrives nærmere i Fokuspunkt 1 (Kapitel 8).

Tabel 7.1 og 7.2 samt figur 7.1 viser en oversigt over våddepositionen i 2004 af 13 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Depositionsmønstret er det samme på begge stationer med størst deposition i forårs- og efterårsmånederne og stort set ingen deposition i juli-august. Dette svarer til de perioder, hvor der udbringes pesticider. Når der ikke måles pesticider i juli-august skyldes det at pesticiderne ikke anvendes i denne periode og at de hurtigt omdannes kemisk i atmosfæren. Der er stor forskel på mængden af de enkelte pesticider (tabel 7.1). Pendi-methalin, MCPA, Isoproturon og terbutylazin udgør således langt hovedparten af den samlede våddeposition. Våddepositionen er dobbelt så stor på Sepstrup Sande som på Anholt, hvilket dels afspejler en større nedbørsmængde, dels at Sepstrup Sande ligger midt i Jylland omgivet af landbrugsproduktion, mens Anholt



Figur 7.1 Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af almindeligt anvendte pesticider (inklusiv 5 nedbrydningsprodukter) og chlorerede pesticider (HCH) i 2004 målt over 2-måneders perioder på Anholt og Sepstrup Sande. Bemærk at værdierne for HCH er ganget med en faktor 10. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode, mm. For Anholt startede opsamling d. 21 januar. Den angivne deposition er derfor et estimat, som svarer til hele perioden januar-februar. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-februar på Sepstrup Sande.

ligger langt fra lokale kilder. Mængden af pesticider i våddeposition er lav og har ikke akut virkning på planter.

I 2004 indgik tre chlorerede pesticider i måleprogrammet: DDT, α -HCH og γ -HCH (Lindan). De chlorerede pesticider har været anvendt på verdensbasis mellem 1950 og ca. 1970 til bekæmpelse af skadedyr, men efter at det blev opdaget, at disse stoffer er persistente og akkumuleres i fødekæden har en lang række lande forbudt anvendelse af dem. Dette gælder for DDT. α -HCH (hovedbestandelen af teknisk lindan, der er en blanding af forskellige isomerer af HCH) er ligeledes stort set forbudt i alle lande. γ -HCH (Lindan) er til gengæld en af de få chlorerede pesticider, der stadigvæk anvendes visse steder i verden. α - og γ -HCH er flygtige og transporteres via luften over lange afstande fx helt til Arktisk.

Den største våddeposition blev målt for γ -HCH (tabel 7.2), hvilket afspejler at γ -HCH stadigvæk benyttes i visse dele af verden. Da γ -HCH ikke anvendes

i Danmark og de fleste af de europæiske lande er stoffet langtransporteret til Danmark. Våddepositionen af α -HCH er kun en femtedel af depositionen af γ -HCH. Da stoffet stort set er forbudt på globalt plan skyldes den målte våddeposition gen-fordampning af stoffet fra tidligere kontaminerede områder (jord og havvand). DDT blev ikke fundet i nogle af prøverne, hvilket er i overensstemmelse med at det har været forbudt længe.

Deposition af α -HCH og γ -HCH er jævnt fordelt over hele året på begge stationer (figur 7.1), hvilket er i overensstemmelse med, at stofferne stort set ikke nedbrydes i naturen, og at koncentrationerne derfor kun varierer lidt gennem året.

Tabel 7.1 Våddeposition i 2004 af 13 almindeligt anvendte pesticider samt 5 nedbrydningsprodukter af pesticider målt ved Anholt og Sepstrup Sande, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. n.q. angiver at stoffet er detekteret, men i så små mængder, at depositionen ikke kunne bestemmes. For Anholt startede opsamling d. 21 januar. Den angivne deposition er derfor et estimat, som svarer til hele perioden januar-februar. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-februar på Sepstrup Sande.

	jan-feb		mar-apr		maj-jun		jul-aug		sep-okt		nov-dec		Årligt	
	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup
Atrazine	n.d.		n.d.	n.d.	0,46	1,2	n.d.	n.q.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,5	1,2
Chloridazone	n.d.		n.q.	n.q.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Desethylatrazine	0,14		0,18	0,45	n.q.	n.q.	n.d.	n.d.	0,39	0,53	n.d.	n.d.	0,6	1,0
Desethylterbutylazine	0,17		0,12	0,30	1,0	2,8	n.q.	n.q.	0,92	n.q.	n.d.	n.d.	2,1	3,1
Desisopropylatrazine	0,29		0,58	0,90	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	0,29	n.q.	0,9	0,9
Dichlorprop	n.d.		n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diuron	n.d.		0,10	0,15	n.d.	0,24	n.q.	n.d.	0,26	n.d.	n.d.	n.d.	0,4	0,4
Ethofumesate	n.d.		n.d.	n.d.	n.q.	0,24	n.d.	n.d.	0,39	n.d.	0,19	n.d.	0,6	0,2
Fenpropimorph	n.q.		n.d.	n.d.	n.d.	n.q.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hydroxyatrazine	n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	0,59	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,6
Hydroxysimazine	0,21		n.q.	n.q.	0,32	n.d.	n.d.	n.d.	n.q.	n.d.	n.d.	n.d.	0,3	n.d.
Isoproturon	n.q.		n.q.	1,50	2,7	0,71	n.d.	n.d.	0,66	1,32	n.d.	0,86	3,4	4,4
MCPA	n.q.		0,25	0,45	n.d.	2,9	n.q.	0,26	n.q.	n.q.	1,72	8,8	2,0	12,5
Mechlorprop	n.q.		0,16	0,42	0,38	n.q.	n.d.	n.q.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,5	0,4
Metamitron	n.d.		0,45	n.d.	n.d.	0,71	n.d.	n.q.	0,66	n.q.	0,19	0,03	1,3	0,7
Metazachlor	n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,33	n.q.	0,66	1,3	n.d.	n.d.	1,0	1,3
Pendimethalin				2,4		n.d.	n.d.	n.d.	10	18	1,4	3,6	11,8	24,0
Terbutylazine	n.q.		0,18	0,75	1,3	4,7	n.d.	n.d.	n.q.	n.q.	n.d.	n.d.	1,5	5,5
Sum	0,8	0,0	2,0	7,3	6,2	14,1	0,3	0,3	14,3	21,2	3,8	13,3	26,2	56,2

Tabel 7.2 Våddeposition i 2004 af chlorerede pesticider målt ved Anholt og Sepstrup Sande, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. n.q. angiver at stoffet er detekteret, men i så små mængder, at depositionen ikke kunne bestemmes. For Anholt startede opsamling d. 21 januar. Den angivne deposition er derfor et estimat, som svarer til hele perioden januar-februar. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-februar på Sepstrup Sande.

	jan-feb		mar-apr		maj-jun		jul-aug		sep-okt		nov-dec		Årligt	
	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$
alpha-HCH	0,00		0,07	i.a.	0,05	0,05	0,03	0,03	0,03	0,09	0,04	0,08	0,22	0,29
gamma-HCH (Lindan)	0,20		0,27	0,24	0,29	0,21	0,28	0,14	0,33	0,28	0,06	0,10	1,41	1,17
DDT	n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Sum HCH	0,20		0,33	0,24	0,33	0,26	0,31	0,17	0,36	0,38	0,10	0,17	1,63	1,47

7.2 Våddeposition af nitrophenoler

Relevans

Nitrophenoler er en gruppe organiske forbindelser der dannes fotokemisk i luften ved reaktion mellem kvælstofilter og aromatiske hydrocarboner (fx toluen og benzen). Både kvælstofilter og de aromatiske hydrocarboner slippes ud i forbindelse med forbrændingsprocesser (fx biler, energiproduktion). Nitrophenoler har en høj toksicitet mod planter. En af nitrophenolerne, DNOC (dinitro-o-cresol), har tidligere være brugt i Danmark som ukrudtsmiddel. Nitrophenoler transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver fjernet fra atmosfæren med nedbør. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 7 nitrophenoler.

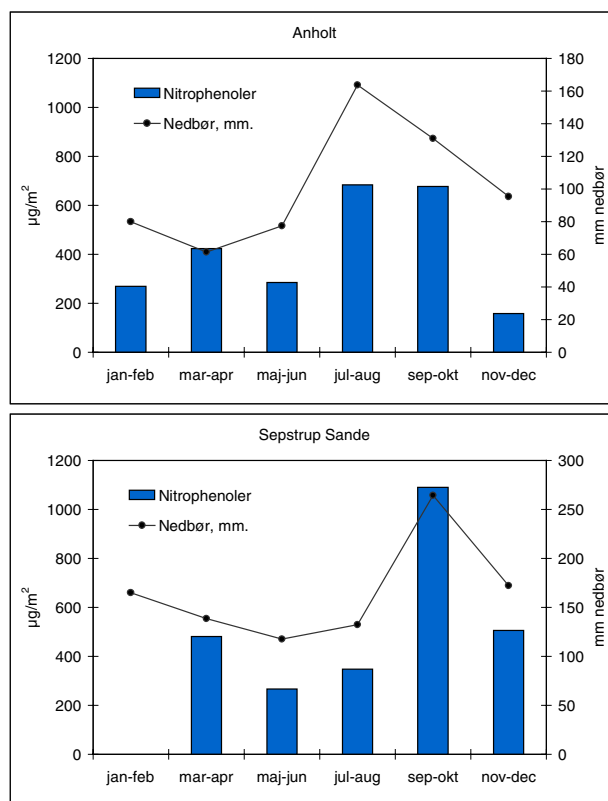
Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Der er dog ingen direkte målsætning om størrelsen af deposition af nitrophenoler.

Tilstand og årsag

Måling af våddeposition af nitrophenoler indgår som noget nyt i NOVANA og rapporteres her for første gang. Våddepositionen af nitrophenoler måles på to stationer, Anholt og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 7 udvalgte nitrophenoler (tabel 7.3). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå af-dampning og nedbrydning af nitrophenolerne. Metoderne beskrives nærmere i Fokuspunkt 1 (Kapitel 8). Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.2 og tabel 7.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af nitrophenoler i 2004. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige for de 2 stationer. Der ses dog en lidt højere deposition på Sepstrup Sande, hvilket formentligt kan forklares ved, at nedbørsmængden er større på Sepstrup Sande end på Anholt. Sæsonvariationen i våddepositionen på de to målestationer følger i store træk variationerne i nedbørsmængden med størst våddeposition i juli-oktober og september-oktober på henholdsvis Anholt



Figur 7.2 Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2004 målt over 2-måneders perioder, µg/m². Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode, mm. For Anholt startede opsamling d. 21 januar. Den angivne deposition er derfor et estimat, som svarer til hele perioden januar-februar. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-februar på Sepstrup Sande.

og Sepstrup Sande. Dette afspejler, at der er ringe sæsonvariation i emissionerne af de forbindelser, som fører til dannelse af nitrophenoler i atmosfæren, og at størrelsen af våddepositionen derfor primært er bestemt af nedbørsmængden. Sæsonvariationen og det ens koncentrationsniveau peger på, at den største del af nitrophenolerne bliver langtransporteret til Danmark.

Tabel 7.3 Våddeposition i 2004 af nitrophenoler målt ved Anholt og Sepstrup Sande, µg/m². For Anholt startede opsamling d. 21 januar. Den angivne deposition er derfor et estimat, som svarer til hele perioden januar-februar. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-februar på Sepstrup Sande.

	jan-feb		mar-apr		maj-jun		jul-aug		sep-okt		nov-dec		Årligt	
	Anholt µg/m ²	Sepstrup µg/m ²	Anholt µg/m ²	Sepstrup µg/m ²	Anholt µg/m ²	Sepstrup µg/m ²	Anholt µg/m ²	Sepstrup µg/m ²	Anholt µg/m ²	Sepstrup µg/m ²	Anholt µg/m ²	Sepstrup µg/m ²	Anholt µg/m ²	Sepstrup µg/m ²
4-Nitrophenol	17		63	80	73	1	174	95	164	254	8	124	498	665
2,4-Dinitrophenol	38		84	103	56	69	126	63	126	196	30	79	459	613
2,6-Dinitrophenol	40		90	110	57	70	132	64	126	200	31	85	476	634
2,6-Dimethyl- 4-nitrophenol	24		9	4	5	5	17	8	18	51	13	30	86	117
3-Methyl-2-nitrophenol	63		26	0	8	6	20	11	30	60	18	38	164	138
3-Methyl-4-nitrophenol	52		88	102	66	83	157	81	142	231	40	107	545	725
DNOC	35		63	82	20	33	59	26	71	99	19	43	268	339
Sum nitrophenoler	269		424	481	285	267	684	348	677	1091	158	507	2497	3232

7.3 Våddeposition af PAH

Relevans

Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) er en gruppe organiske forbindelser der emitteres til luften i forbindelse med forbrænding af fossile og naturlige brændsler fx i biler og ved enegiproduktion. PAH er kendt som mutagene stoffer, som er mistænkt for at være kræftfremkaldende for dyr og mennesker. PAH transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver tør- og våddeponeret. PAH bindes til jordpartikler, hvor de bliver svært nedbrydelige for mikroorganismer. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 25 PAH forbindelser.

Målsætning

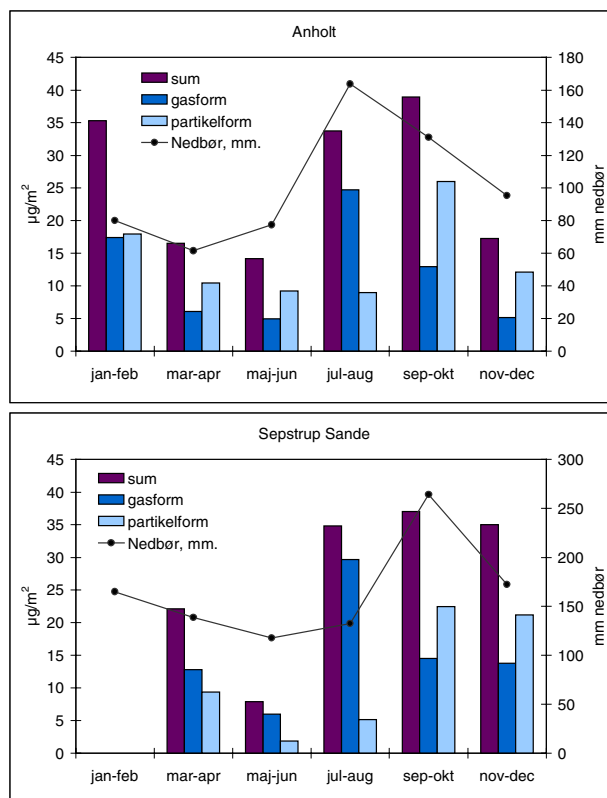
I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Deposition af PAH indgår i EUs 4. datterdirektiv om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polyaromatiske kulbrinter i luften (2004/107/EF). Der er i direktivet ikke angivet nogen målsætninger om størrelsen af depositionen af PAH.

Tilstand og årsag

Måling af våddeposition af PAH indgår som noget nyt i NOVANA og rapporteres her for første gang. Våddepositionen af PAH måles på to stationer, Anholt og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 25 udvalgte PAH (tabel 7.4), og omfatter den benzo[a]pyren, der i EUs 4. datterdirektiv anvendes, som markør for PAH. Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af PAH. Metoderne beskrives nærmere i Fokuspunkt 1 (Kapitel 8). Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.3 og tabel 7.4 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2004. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige for de 2 stationer. Der ses dog en lidt højere deposition på Sepstrup Sande, hvilket formentligt kan forklares ved, at nedbørsmængden er større på Sepstrup Sande end på Anholt. Sæsonvariationen i våddepositionen på de to målestationer følger i grove træk variationerne i nedbørsmængderne med størst våddeposition i juli-oktober og september-december på henholdsvis Anholt og Sepstrup Sande. På Sepstrup Sande ses en forholdsvis stor våddeposition i juli-august og november-december når man sammenligner med nedbørsmængderne. Den høje våddeposition i juli-august skyldes et forholdsvis stort bidrag af de lette PAH, som fortrinsvis findes på gasform i atmosfæren og som generelt ses i højere koncentrationer når temperaturen er høj. I november-december ses en høj våddeposition på Sepstrup Sande. Dette kan måske skyldes bidrag fra lokale

kilder fx forbrænding af træ (brændeovne) i vintersæsonen.



Figur 7.3 Samlet våddeposition af PAH i 2004 målt over 2-måneders perioder, µg/m². De blå søjler angiver henholdsvis PAH på gasform og på partikelform. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode, mm. For Anholt startede opsamling d. 21 januar. Den angivne deposition er derfor et estimat, som svarer til hele perioden januar-februar. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-februar på Sepstrup Sande.

Tabel 7.4 Våddeposition i 2004 af PAH målt ved Anholt og Sepstrup Sande, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. For Anholt startede opsamling d. 21 januar. Den angivne deposition er derfor et estimat, som svarer til hele perioden januar-februar. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-februar på Sepstrup Sande.

	jan-feb		mar-apr		maj-jun		jul-aug		sep-okt		nov-dec		Årligt	
	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Anholt $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Sepstrup $\mu\text{g}/\text{m}^2$
Acenaphthen	0,5		0,4	0,3	0,3	0,6	n.d.	0,8	n.d.	0,8	0,1	1,0	0,8	3,5
Acenaphthylen	0,3		0,3	0,6	0,3	0,1	0,8	0,1	0,8	1,6	0,8	1,4	3,0	3,8
Anthracen	0,4		0,2	0,6	0,2	0,2	0,3	n.d.	0,3	0,3	0,2	0,2	1,1	1,3
Benz(a)anthracen	0,6		0,3	n.d.	0,3	n.d.	0,8	n.d.	0,8	3,2	1,1	1,6	3,3	4,7
Benz(a)pyren	0,6		0,6	n.d.	n.d.	n.d.	1,6	n.d.	1,6	2,1	0,9	1,2	4,6	3,3
Benz(e)pyren	1,1		0,7	n.d.	0,7	n.d.	1,3	n.d.	1,3	1,9	0,8	1,2	4,8	3,1
Benz(ghi)perylene	0,9		0,5	n.d.	0,3	n.d.	1,7	n.d.	1,7	2,4	0,9	1,6	5,1	3,9
Benz(b+j+k)fluoranthener	2,6		1,4	0,8	0,9	0,5	3,7	n.d.	3,7	2,4	2,1	3,1	11,8	6,7
Chrysen+triphenylen	2,5		1,0	1,8	0,9	n.d.	2,2	n.d.	0,0	5,8	2,3	3,3	6,4	10,9
Dibenz[a,h]anthracen	n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,3	n.d.	0,0	n.d.	n.d.	n.d.	0,3	0,0
Dibenzothiophene	0,3		0,2	0,3	0,6	0,2	0,7	0,7	2,2	n.d.	0,2	0,3	3,9	1,5
3,6-Dimethylphenanthrene	0,1		0,1	n.d.	0,1	n.d.	n.d.	n.d.	0,0	n.d.	n.d.	n.d.	0,1	0,0
Fluoranthren	2,9		1,1	0,0	0,2	0,1	3,3	0,3	0,3	1,3	1,0	1,2	5,8	3,0
Fluoren	0,3		0,7	3,5	0,9	0,1	0,8	1,1	0,7	0,3	0,4	1,4	3,5	6,3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,6		0,8	n.d.	0,7	n.d.	2,4	n.d.	n.d.	3,4	1,1	2,1	5,0	5,5
1-Methylnaphthalen	2,0		1,8	2,3	0,5	1,4	2,6	5,3	3,3	1,9	0,8	2,2	9,0	13,1
2-Methylnaphthalen	2,5		2,3	5,0	1,9	2,6	4,7	13,4	0,8	5,0	1,8	5,5	11,5	31,5
2-Methylphenanthren	0,2		0,4	0,8	0,8	0,1	0,5	0,4	2,4	0,3	0,2	0,2	4,2	1,7
Naphthalen	11,7		1,2	4,2	1,2	1,6	4,1	10,6	2,6	4,0	1,0	4,1	10,1	24,6
Perylen	0,6		0,5	n.d.	n.d.	n.d.	1,3	n.d.	4,7	n.d.	n.d.	n.d.	6,5	0,0
Phenanthren	2,0		1,4	1,8	2,6	n.d.	3,7	2,0	0,5	0,3	1,0	2,4	9,2	6,5
Pyren	1,6		0,7	0,3	0,7	0,2	2,4	0,3	4,1	0,3	0,7	1,0	8,5	2,1
Sum PAH	35		17	22	14	8	39	35	32	37	17	35	119	137

8 Fokus punkt 1: Deposition af miljøfremmede organiske stoffer

Et af de nye elementer i NOVANA er måling af våd-deposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. De stoffer, der måles, indgik i NOVA 2003 i en række af de andre delprogrammer, men er nu også medtaget i Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition. Målet hermed er at få viden om den atmosfæriske transport og deposition af miljøfremmede organiske stoffer til danske land- og vandområder for herved at få et bedre samlet billede af transporten af disse stoffer i miljøet. Der er udvalgt stoffer fra grupperne pesticider, nitrophenoler, PAH (polyaromatiske kulbrinter) og phtalater (blødgørere til plastik).

8.1 Måleprogram

Måleprogrammet for de miljøfremmede organiske stoffer er startet op med målinger af våddeposition ved de to målestationer Anholt og Sepstrup Sande. Årsagen til dette begrænsede program er, at det er et nyt element i overvågningen og derfor er det hensigtsmæssigt at starte op med et begrænset omfang. Endvidere er det en del dyrere at analysere miljøfremmede organiske stoffer end at analysere de uorganiske komponenter, som hidtil har indgået i luftovervågningen. De tilgængelige økonomiske ressourcer er derfor ligeledes en af årsagerne til det begrænsede antal målestationer.

De to målestationer er valgt fordi de repræsenterer hvert sit område af NOVANA. Anholt ligger midt i Kattegat og målingerne vil derfor give viden om våd-depositionen på de indre danske farvande. Sepstrup Sande ligger midt i Jylland og målingerne vil derfor give viden om depositionen i et område præget af høj landbrugsaktivitet.

Stofvalg

Der blev fokuseret på 4 stofgrupper ved udvælgelsen af stoffer til denne del af NOVANA: Pesticider, nitrophenoler, phtalater og PAH. De enkelte forbindelser fremgår af tabel 1.1 – 1.4 i afsnit 1.2. Begrundelse for valget af de enkelte stoffer er:

- at de eller deres nedbrydningsprodukter har en skadelig effekt på miljøet,
- at de er opført på internationale og/eller nationale stoffister over miljøfremmede organiske stoffer i forbindelse med direktiver og konventioner
- og/eller at de indgår i de øvrige delprogrammer i NOVANA.

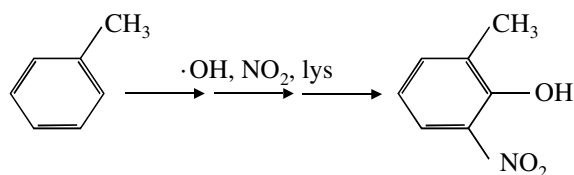
Endvidere er der ved valget af stoffer taget hensyn til, at stofferne med en vis sandsynlighed kan findes i luften på gasform, partikulært bundet eller opløst i regn- og skydråber. Endelig er der også taget hensyn til, at visse analysemetoder omfatter mange miljøfremmede organiske stoffer på en gang, således at

antallet af stoffer, som der undersøges for, maksimeres i forhold til de økonomiske udgifter.

Pesticiderne stammer primært fra landbrugsproduktionen. Ved udsprøjtning af pesticider på markerne kan pesticiderne overføres til det atmosfæriske miljø dels ved aerosoldannelse, dels ved fordampning af stofferne fra jord og planteoverflader. De pesticider, der indgår i måleprogrammet har alle et vist fordampningspotentiale. En del af stofferne anvendes fortsat i Danmark eller anvendes i vore nabolande. Der måles også for nedbrydningsprodukter af nogle af disse stoffer. Der analyseres for i alt 18 pesticider og nedbrydningsprodukter (se tabel 1.1).

Der måles desuden for enkelte persistente klorerede pesticider, HCH og DDT, som ikke har været tilladt at anvende i mange år. Disse stoffer kan komme til Danmark ved langtransport i atmosfæren og Danmark er forpligtet til at overvåge disse stoffer i henhold til Stockholm-konventionen. Disse stoffer indgår egentligt ikke i luftovervågningen i NOVANA, men det har været muligt at få prøverne analyseret for disse stoffer via samarbejde med luftovervågningsprogrammet for Grønland i regi af det Arktiske monitorings og assessment program (AMAP).

Den væsentligste kilde til nitrophenoler er fotochemiske reaktioner mellem hydroxyl radikalet, kvælstofilter og aromatiske hydrocarboner. Et eksempel på denne reaktion er dannelsen af 2-nitro-o-cresol:



Reaktionen sker i en række trin og kræver tilstedeværelse af lys. 2-nitro-o-cresol er blot et af mange produkter, som kan dannes via den kemiske omdannelse af toluen i atmosfæren.

Trafikken er den største kilde til emission af aromatiske hydrocarboner til atmosfæren, selv om andre forbrændingsprocesser også bidrager. Kvælstofilterne emitteres ligeledes fra forbrændingsprocesser.

Nitrophenoler er vandopløselige og bliver derfor fjernet fra atmosfæren med nedbør. Flere nitrophenoler har herbicidlignende toksisk effekt på planter, især 2,4-dinitrophenol. En af nitrophenolerne, DNOC (di-nitro-orthocresol), har tidligere været anvendt som herbicid. Negative effekter af nitrophenoler på planter er observeret i et studie fra bjergområder (Natangelo et al., 1999). Syv nitrophenoler, inklusiv DNOC, analyseres i måleprogrammet (Se tabel 1.3).

Phtalater anvendes bl.a. som blødgørere i plastmaterialer. Nogle af phtalaterne er mistænkt for at have hormonlignende effekter. Stofferne er langsomt nedbrydelige og findes udbredt i miljøet.

PAH-forbindelser dannes ved forbrændingsprocesser. Nogle af stofferne er fordampelige og Danmark er forpligtet til at overvåge depositionen af udvalgte PAH i henhold til det 4. datterdirektiv (2004/107/EF) fra år 2007. Der måles for 22 udvalgte PAH-



Figur 8.1 Wet-only sampler til opsamling af organiske miljøfremmede stoffer i regnvand. Det hvide låg dækker opsamlingstragten i tørre perioder. Når det regner drejes låget væk fra tragten som vist til venstre. Regnvandet opsamles i en 5 l glasflaske (den store flaske i midten), som opbevares koldt i prøvetagerens køleskab under opsamlingen. De to mindre flasker er blindprøver.

forbindelser (se tabel 1.4), som omfatter de stoffer, som er nævnt i direktivet.

Opsamling

Måleprogrammet startes op med bestemmelse af våd-deposition med wet-only-opsamlere (figur 1.1). Disse består af en glastragt med en øvre diameter på 24 cm. Tragten er ved hjælp af et glasrør tilsluttet en 5 L glasflaske. Opsamlingstragten er i tørvejr dækket af et låg. En føler registrerer når det regner og aktiverer en mekanisme, der fjerner låget. Når regnen ophører, bringes låget atter til at dække tragten. Det vil sige, at partikler, der deponeres ikke bliver opsamlet. Under opsamlingen opbevares glasflasken med prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren. Prøverne sendes afkølede til analyse for de udvalgte miljøfremmede stoffer. Der opsamles regnvand over perioder på 2 måneder. Dette gøres for at få tilstrækkeligt regnvand til at udføre analyserne, for at begrænse omkostningerne ved analyserne samt for at bibeholde information om sæsonvariationen i våddepositionen.

Med de valgte metoder fokuseres altså alene på bestemmelsen af våddeposition, mens tørdepositionen af de miljøfarlige organiske stoffer ikke måles. Denne prioritering skal ligeledes ses i lyset af, at programmet er nyt, og at de økonomiske ressourcer er begrænsede. Efter 2-3 års målinger er det intentionen at evaluere resultaterne fra måling af våddepositionen med henblik på at få begyndt målinger af luftens indhold af miljøfarlige organiske stoffer på gas- og partikkelform for derved at kunne beregne tørdepositionen af disse.

Analysemetoder

PAH, phtalater og de apolære (fedtopløselige) pesticider ekstraheres fra den vandige fase med organisk solvent (dichlormethan). Derefter indampes ekstraktet til næsten tørhed og genopløses i toluen. PAH og phtalater analyseres ved hjælp af GC-MS (gaskromatografi med massespektrometrisk detektion). Chlorerede pesticider analyseres med GC-HRMS (høj opløsning massespektrometri), som giver en større følsomhed og specificitet i forhold til almindelig GC-MS. Figur 1.2 viser det anvendte højtopløsende massespektrometer med tilhørende gaskromatograf.

GC-HRMS er nødvendig for at kunne måle de lave koncentrationer af chlorerede pesticider i regnvand. Genfindning af stofferne i prøverne er beregnet ud fra en deuterium-mærket eller en ^{13}C mærket standard. Identifikation af positive fund for PAH er baseret på massen af molekyllær ion og den kromatografisk retentions-tid. Identifikation af positive fund for chlorerede pesticider er baseret på en karakteristisk ion (nøjagtigt masse med 4 decimaler) og den tilsvarende ion indeholdende ^{37}Cl .

Der har været problemer med phtalatanalyserne, som derfor ikke er medtaget i afsnittet om fund i 2004. Det har vist sig, at for de fleste af de analyserede phtalater er koncentrationen i blindprøver taget i både laboratoriet og felten højere end koncentrationen af stofferne i selve prøverne. Dette skyldes, at phtalater findes over alt og selv laboratorieudstyr er kontamineret med phtalater. Derfor kan man konkludere, at phtalater ikke kan ekstraheres med den samme metode der anvendes til PAH og apolære pesticider, men kræver en selvstændig metode, hvor der tages hensyn til alle mulige kontamineringskilder.

Polære (vandopløselige) pesticider og nitrophenoler ekstraheres ved fastfase ekstraktion (Solid Phase Extraction, SPE). Stofferne opkoncentreres fra prøven på et polymer-baseret materiale og ekstraheres igen fra fast fase kolonnen ved hjælp af organiske solventer. Solventet inddampes, ekstraktet genopløses i et vandigt solvent og analyseres ved hjælp af LC-MS-MS (væskechromatografi med detektion ved hjælp af dobbelt massespektrometri; se figur 1.3) Komponenterne ioniseres ved electrospray ionization (ESI), hvor de sure stoffer ioniseres ved negativ ESI og de basiske-neutrale stoffer ioniseres ved positiv ESI. Det ioniserede molekyle isoleres i den første MS (kvadrupol) og fragmenteres under påføring af elektrisk energi og en kollisionsgas (nitrogen). Et karakteristisk fragment isoleres i den anden MS (kvadrupol). Kun den komponent, der har den rigtige moderion og det rigtige fragment samt den rigtige retentionstid (samme retentionstid for standard og prøve) bliver positivt detekteret i prøven. Koncentrationen af stofferne i prøven er beregnet på basis af respons i forhold til deuterium-mærket standard. Kalibreringsstandard består af ekstraherede vandprøver. På denne måde er genfindingsprocent allerede indbygget i kvantificeringsmetoden. Metoden til polære pesticider er akkrediteret af DANAK (Nr. 411). Detaljerne for metodeudvikling findes i Bossi et al. (2002). Et typisk chromatogram fra en regnvandsprøve analyseret med LC-MS-MS ses i Figur 1.3. Usikkerhed og detektionsgrænse fremgår af bilag 2.

8.2 Fund i 2004

Nedbørsmængden ved de to målestationer er beregnet ud fra den mængde vand, der er opsamlet med bulk opsamlere på den pågældende station. Den samlede mængde af et miljøfremmed stof, der er opsamlet med wet only prøvetageren er beregnet som en opsummering af produktet af koncentration og vandmængde i de enkelte prøvetagningsperioder. Depositionen pr. m² er beregnet under hensyntagen til opsamlingsstragtes areal.



Figur 8.3 Billedet til venstre viser LC-MS-MS-instrument. (Perkin Elmer) som anvendes til analyse af polære (vandopløselige) pesticider og nitrophenoler Billedet til højre viser LC-MS-MS-kromatogram fra analyse af pesticider og nitrophenoler i regnvandsprøve.

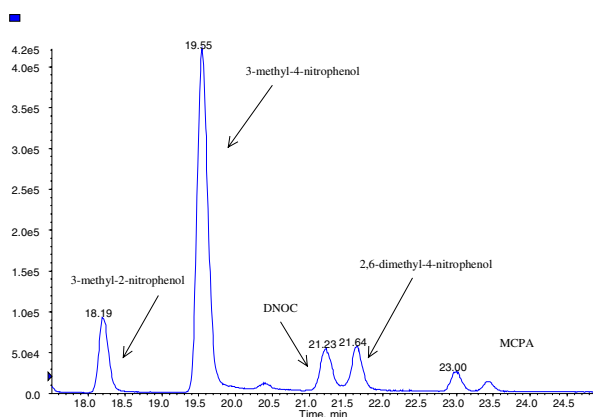


Figur 8.2 Gaskromatograf med højopløsende massespektrometer (Kratos), som anvendes til analyse af de chlorerede pesticider.

Pesticider

Forekomsten af pesticider i regnvand i 2004 fremgår af tabel 1.1 og figur 1.4. Våddepositionen af pesticider er lidt højere ved Sepstrup Sande end på Anholt. Mønsteret er det samme på begge stationer med størst våddeposition forår og efterår og stort set ingen deposition i sommermånederne. Dette stemmer overens med sæsonen for udbringning af pesticider. Herbicidet pendimethalin udgør størstedelen af depositionen i september-oktober. På Sepstrup Sande bidrager pendimethalin på årsniveau med 28 µg/m², MCPA med 15 µg/m², terbutylazin og desethylterbutylazin med tilsammen 10 µg/m², isoproturon 5 µg/m² og atrazin, desethylatrazin og hydroxyatrazin med i alt 3 µg/m². De øvrige stoffer bidrager hver især med under 1 µg/m². På Anholt bidrager pendimethalin med 12 µg/m², MCPA med 6 µg/m² og terbutylazin og desethylterbutylazin med tilsammen 5 µg/m². De øvrige stoffer bidrager hver især med deposition på 1,2 µg/m² eller derunder. Figur 1.4 viser fordelingen af pesticidbelastningen over året.

Pendimethalin bruges som ukrudtsmiddel på korn (mest på vintersæd) med en total behandlet areal på



Tabel 8.1 Årlig våddeposition af pesticider samt middel, min. og max. koncentrationer i regnvand i 2004. n.d. angiver, at det pågældende pesticid ikke kunne detekteres, mens n.q. angiver, at det pågældende pesticid blev identificeret, men i så små mængder at koncentrationen ikke kunne bestemmes. I de tilfælde, hvor stoffet ikke er blevet detekteret, er våddepositionen sat til 0.

	Anholt				Sepstrup Sande			
	Middel ng/L	Minimum ng/l	Maximum ng/L	Årsdeposition µg/m ²	Middel ng/L	Minimum ng/l	Maximum ng/L	Årsdeposition µg/m ²
Atrazine	0,8	n.d.	6	0,5	1,4	n.d.	1	1,4
Chloridazone	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Desethylatrazine	1,2	n.d.	3	0,8	1,2	n.d.	3	1,2
Desethylterbutylazine	4,6	n.d.	19	2,8	3,7	n.d.	24	3,7
Desisopropylatrazine	2,0	n.q.	9	1,2	n.d.	n.d.	6	0,0
Dichlorprop	n.d.	n.d.	n.d.	0,0	n.d.	n.d.	n.d.	0,0
Diuron	0,6	n.d.	2	0,4	0,5	n.d.	2	0,5
Ethofumesate	1,0	n.d.	3	0,6	0,3	n.d.	2	0,3
Fenpropimorph	n.d.	n.d.	n.d.	0,0	n.d.	n.d.	n.d.	0,0
Hydroxyatrazine	n.d.	n.d.	n.d.	0,0	0,7	n.d.	5	0,7
Hydroxysimazine	0,4	n.d.	4	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	0,0
Isoproturon	1,9	n.d.	6	1,2	5,3	n.d.	10	5,2
MCPA	10	n.d.	51	6,2	15	n.d.	51	15
Mechlorprop	0,3	n.d.	3	0,2	0,5	n.d.	3	0,5
Metamitron	3,2	n.d.	7	1,9	0,9	n.d.	6	0,9
Metazachlor	1,7	n.d.	5	1,0	1,6	n.d.	5	1,6
Pendimethalin LC	20	n.d.	79	12	29	n.d.	68	28
Terbutylazine	3,5	n.d.	24	2,1	6,5	n.d.	40	6,5

81230 ha i 2003 (MST, Bekæmpelsesmiddel statistik, 2003). Pendimethalin har et relativt højt damptryk (4,0 mPa), som gør at stoffet let fordamper efter udsprøjtning. Fund af pendimethalin ses i forbindelse med udsprøjtning på korn forår og efterår.

MCPA bruges hovedsageligt på vårsæd, og i meget begrænset omfang om efteråret, da stoffet udvaskes til grundvand når jordtemperaturen er lav og der er overskudsnedbør. MCPA er alligevel fundet både forår og efterår.

Terbutylazin bruges hovedsageligt på majs om foråret og stoffet er derfor kun fundet om foråret på begge stationer.

Isoproturon og atrazin sælges ikke længere i Danmark. De fundne koncentrationer skyldes muligvis transport fra andre lande eller uautoriseret brug i Danmark.

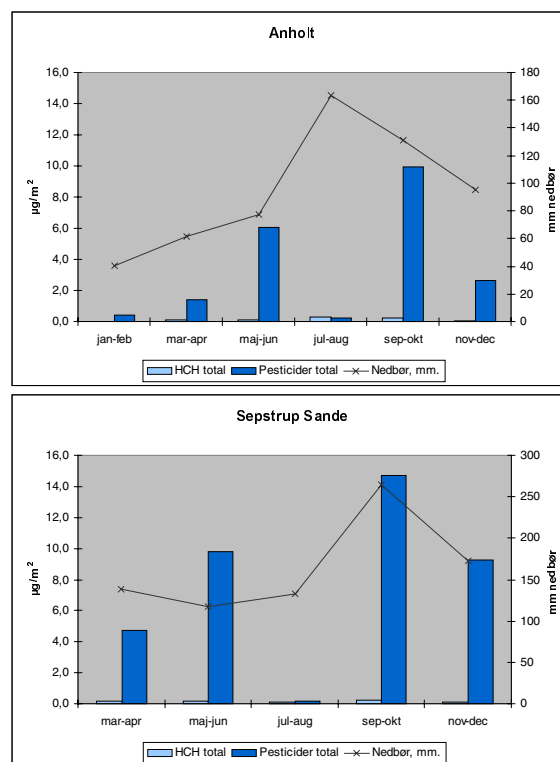
Generelt ses højere koncentration og deposition af pesticider ved Sepstrup Sande end på Anholt. Årsagen til dette er formentligt at Sepstrup Sande er placeret midt i Jylland omgivet af landbrugsproduktion, mens Anholt ligger relativt langt fra større områder med landbrugsproduktion.

Ved Söderåsen i det nordvestlige Skåne blev der analyseret regnvand i perioden april til juni og september til november 2003 (Kreuger et al 2004). Prøverne blev opsamlet med bulk-opsamler. I modsætning til de danske prøver indeholder de svenske prøver således også bidrag fra tørdeposition af pesticiderne. For de fleste pesticider ligner niveauet i Danmark og Sverige hinanden. Koncentrationen og depositionen af isoproturon ligger dog meget højere i de svenske prøver. Den samlede deposition er på 2,08 µg/m² i perioden maj-juni og september-oktober. Årsag til forskellen mellem danske og svenske målinger er formentligt, at isoproturon ikke er tilladt i Danmark, men det anvendes fortsat i Sverige med sprøjtningssperiode fra april til oktober. Desuden er dichlorprop påvist i Sverige men ikke i Danmark. Depositionen af pendimethalin ligger højere i Danmark end i Sverige.

De målte koncentrationer af pesticider har ingen akut effekt på planter. Alle målte koncentrationer ligger under grænseværdien for pesticider i drikkevand på 100 ng/L.

Chlorede pesticider

Gamma-HCH (lindan) og alpha-HCH transporteres til Danmark fra fjerne områder. På globalt plan bruges lindan stadigvæk i en lang række lande fx til bejdsning af frø, som i Nordamerika (Canada). Lindan er forbudt i en række lande herunder de fleste europæiske lande inklusiv Danmark. Alpha-HCH (teknisk lindan) bruges ikke længere, da det er blevet forbudt på globalt



Figur 8.4. Forekomsten af pesticider i regnvand og nedbørsmængden i de tilsvarende perioder ved henholdsvis Anholt og Sepstrup Sande 2004. Bemærk at der mangler prøver for den første del af året, da prøveopsamlingen først blev startet op d. 21/1-05 og 24/2-05 på hhv. Anholt og Sepstrup Sande.

Tabel 8.2 Årlig våddeposition af chlorerede pesticider samt middel, min. og max. koncentrationer i regnvand i 2004. n.d. angiver, at den pågældende pesticid ikke kunne detekteres, mens n.q. angiver, at den pågældende pesticid blev identificeret, men i så små mængder at koncentrationen ikke kunne bestemmes. I de tilfælde, hvor stoffet ikke er blevet detekteret, er våddepositionen sat til 0.

	Anholt				Sepstrup Sande			
	Middel ng/l	Minimum ng/l	Maximum ng/l	Årsdeposition µg/m ²	Middel ng/l	Minimum ng/l	Maximum ng/l	Årsdeposition µg/m ²
alpha-HCH	0,4	0,2	0,5	0,2	0,3	0,2	0,4	0,3
gamma-HCH (lindan)	2,3	0,4	2,5	1,4	1,2	0,6	1,8	1,2
DDT	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

plan. De koncentrationer, der findes i luften af alpha-HCH, skyldes derfor gen-fordampning fra tidligere kontaminerede områder (jord og havvand). Lindan og alpha-HCH er fundet i lave koncentrationer på begge stationer. Den samlede deposition i løbet af året udgør på begge stationer ca. 1,5 µg/m² (tabel 1.2). Forholdet mellem gamma-HCH og alpha-HCH varierer mellem 1:4 i Sepstrup Sande og 1:6 på Anholt. Tidligere målinger af gamma-HCH og alpha-HCH udført på Anholt i 1992 (Cleeman et al., 1995) påviste højere koncentrationer af begge stoffer, med en årlig deposition på 0,8 µg/m² af alpha-HCH og 9,1 µg/m² af gamma-HCH. Disse målinger blev udført med bulkopsamler, som står åben i både regn- og tørvejr og derfor opsamler våddeposition samt et bidrag fra tørdeposition af de to stoffer. Målinger i 2004 er bliv udført med wet-only-opsamlere, som kun står åben i regnvejr og derfor udelukkende opsamler våddepositionen. Forskellen mellem resultaterne fra 1992 og 2004 kan derfor til dels skyldes forskel i de to opsamlingsmetoder. De lavere koncentrationer af lindan i prøverne fra 2004 kan også skyldes et nedsat forbrug af lindan i Europa i de seneste år. Nyere målinger af gamma- og alpha-HCH udført i Sydsverige (Skåne) (Kreuger et al., 2004) viser en årlig deposition af de 2 stoffer på henholdsvis 0,85 µg/m² (gamma) og 0,26 µg/m² (alpha). Disse koncentrationer er sammenlignelige med de koncentrationer der blev fundet i Danmark i 2004.

DDT blev ikke påvist i nogen af prøverne, hvilket er i overensstemmelse med resultater fra Sverige (Kreuger et al., 2004).

Nitrophenoler

Nitrophenoler tegner sig for størstedelen af de analyserede miljøfremmede stoffer. Den største deposition er målt i Sepstrup Sande i september-oktober, hvor der blev deponeret 992 µg/m². Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige for de 2 stationer (tabel 1.3). Forholdet mellem mono- og dinitrophenoler er ca. 1:1 på begge stationer. Forholdet mellem mono- og dinitrophenoler kan benyttes til at vurdere om de målte nitrophenoler stammer fra lokale kilder eller om der er tale om langtransporteret luftforurening. Årsagen til dette er, at dinitrophenolerne bliver dannet ud fra nitrophenolerne i vanddråber i atmosfæren. Jo større en andel af nitrophenolerne, som er ble-

vet omdannet til dinitrophenoler jo længere tid er der gået og jo længere kan stofferne være blevet transporteret i atmosfæren. De målte forhold mellem mono- og dinitrophenoler indikerer at den målte våddeposition af nitrophenoler ikke skyldes lokale kilder. Der er tidligere målt nitrophenoler i Danmark ved Roskilde (DMU) og Oure (midt i en frugtplantage) (se Asman et al. 2005). Årsdeposition af 4-nitrophenol og 2,4-dinitrophenol i Roskilde var henholdsvis 2066 og 980 µg/m². Årsdeposition af 4-nitrophenol og 2,4-dinitrophenol i Oure var henholdsvis 643 og 1253 µg/m². Forholdet mellem 4-nitrophenol og 2,4-dinitrophenol er 2 og 0,5 ved henholdsvis Roskilde og Oure, hvilket hænger sammen med at stationen ved Oure, ligesom Sepstrup og Anholt, er placeret længere fra kilderne (trafik) end Roskilde.

De gennemsnitlige koncentrationer observeret for nitrophenol, 2,4-dintrophenol og 3-methyl-4-nitrophenol er sammenlignelige med de koncentrationer, der er målt i Hannover, Tyskland (Levsen et al., 1991).

PAH

PAH (polyaromatiske hydrocarboner) findes i atmosfæren i både gas- og partikelfasen. De lette PAH'er (2-3 aromatiske ringe) er hovedsageligt på gasform, mens PAH med mere end 3 ringe er i ligevægt mellem gas og partikler, hvor de tungeste stoffer hovedsageligt findes på partikler. PAH i gasform vil opnå en ligevægt med regndråber og vil blive skyllet fra atmosfæren med regnvand. Processen kan beskrives med Henry's lov (fordeling af stofferne mellem gas- og vandfasen). Udvaskning og deposition af partikler er en mere kompliceret proces, der afhænger af de meteorologiske forhold og de fysiske-kemiske egenskaber af partiklerne. I nogle studier (fx. Halsall et al., 2001) er det observeret at partikel-bundet PAH bliver både tør- og våddeponeret, hvorimod gasformige PAH kun bliver våddeponeret. Derfor forventes det, at de lette PAH, som er på gasform, vil udgøre den største fraktion af PAH fundet i regnvand. Det skal understreges, at i det nuværende monitoringsprogram er der kun opsamlet våddeposition. Tørdeposition af PAH udgør en væsentlig del af den samlede depositionen af PAH, især for de stoffer, som er bundet til partikler (Golomb et al., 1997).

Tabel 8.3 Årlig våddeposition af PAH samt middel, min. og max. koncentrationer i regnvand i 2004. n.d. angiver, at den pågældende PAH ikke kunne detekteres, mens n.q. angiver, at den pågældende PAH blev identificeret, men i så små mængder at koncentrationen ikke kunne bestemmes. I de tilfælde, hvor stoffet ikke er blevet detekteret, er våddepositionen sat til 0.

	Anholt				Sepstrup Sande			
	Middel ng/l	Minimum ng/l	Maximum ng/l	Årsdeposition µg/m ²	Middel ng/l	Minimum ng/l	Maximum ng/l	Årsdeposition µg/m ²
Acenaphthen	1,9	n.d.	6	1,1	4,2	2	6	4,2
Acenaphthylen	4,1	n.d.	6	2,5	4,6	1	8	4,5
Anthracen	1,9	n.d.	5	1,2	1,5	n.d.	4	1,5
Benz(a)anthracen	5,0	n.d.	7	3,1	5,6	n.d.	12	5,6
Benz(a)pyren	5,8	n.d.	12	3,5	4,0	n.d.	8	3,9
Benz(e)pyren	7,3	n.d.	14	4,4	3,7	n.d.	7	3,6
Benz(ghi)perylene	6,8	n.d.	13	4,1	4,7	n.d.	9	4,7
Benz(b+j+k)fluoranthener	19	6	33	11	8	n.d.	18	8
Chrysen+triphenylen	14	n.d.	31	8,4	13	n.d.	22	13
Dibenz[a,h]anthracen	0,5	n.d.	2	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	0,0
Dibenzothiophene	4,9	3	8	3,0	1,8	1	5	1,8
3,6-Dimethylphenanthrene	0,3	n.d.	1	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	0,0
Fluoranthren	13	1	36	8,0	3,5	1	7	3,5
Fluoren	8,6	4	12	5,3	7,5	1	23	7,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	10	n.d.	20	6,3	6,6	n.d.	13	6,5
1-Methylnaphthalen	19	7	29	11	16	7	40	15
2-Methylnaphthalen	42	24	73	25	38	19	101	37
2-Methylphenanthren	4,6	3	10	2,8	2,0	1	5	2,0
Naphthalen	40	16	146	25	29	14	80	29
Perylen	3,8	n.d.	10	2,3	n.d.	n.d.	n.d.	0,0
Phenanthren	24	23	33	15	7,7	n.d.	14	7,7
Pyren	11	5	20	6,6	2,5	1	6	2,5
Sum af PAH	247			151	164			162

Den samlede deposition af PAH er henholdsvis 162 µg/m² i Sepstrup Sande og 151 µg/m² på Anholt. På begge stationer udgør naphthalen og 2-methylnaphthalen ca. en tredjedel af den samlede deposition af PAH. Dette forhold er også fundet af Golomb et al. (1997), som fandt at naphthalen og methylnaphthalener bidrager med 58,2% til deposition af PAH. Årsagen til at det netop er disse to PAH, som våddeponeres i stor mængde er, at de udgør ca. 85% af den samlede mængde PAH i luften (Possanzini et al.

2004). De findes hovedsageligt i gasform men bliver let våddeponeret på grund af deres høje vandopløselighed.

Koncentrationerne af PAH varierer betydeligt mellem de to målestationer. Den samlede koncentration af PAH er omkring 50% større på Anholt sammenholdt med Sepstrup Sande. Årsagen til dette er måske at Anholt til dels er påvirket af forurening fra den store skibstrafik op gennem Kattegat.

Tabel 8.4. Årlig våddeposition af nitrophenoler samt middel, min. og max. koncentrationer i regnvand i 2004.

	Anholt				Sepstrup Sande			
	Middel ng/l	Minimum ng/l	Maximum ng/l	Årsdeposition µg/m ²	Middel ng/l	Minimum ng/l	Maximum ng/l	Årsdeposition µg/m ²
4-Nitrophenol	847	81	1250	516	663	6	962	656
2,4-Dinitrophenol	767	313	1360	467	610	461	743	604
2,6-Dinitrophenol	795	328	1468	484	631	486	755	625
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol								

Tabel 8.4. Årlig våddeposition af nitrophenoler samt middel, min. og max. koncentrationer i regnvand i 2004.

	Anholt				Sepstrup Sande			
	Middel ng/l	Minimum ng/l	Maximum ng/l	Årsdeposition µg/m ²	Middel ng/l	Minimum ng/l	Maximum ng/l	Årsdeposition µg/m ²
4-Nitrophenol	847	81	1250	516	663	6	962	656
2,4-Dinitrophenol	767	313	1360	467	610	461	743	604
2,6-Dinitrophenol	795	328	1468	484	631	486	755	625
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	134	61	301	82	117	26	192	115
3-Methyl-2-nitrophenol	246	101	780	150	138	2	227	136
3-Methyl-4-nitrophenol	905	415	1436	552	722	611	872	715
DNOC	440	199	1031	268	338	200	542	334

9 Fokus punkt 2: Ny model til beregning af depositioner til danske land- og vandområder

Modelberegningerne af deposition (afsætning) af kvælstof og svovl til de danske land- og vandområder er ved denne årsrapportering foretaget med en ny og forbedret model, som betegnes DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model). Modellen er udviklet på DMU gennem de seneste år og fremstår i dag som en fuld tredimensional luftforureningsmodel, som via en realistisk beskrivelse af de fysiske og kemiske processer i atmosfæren kan beregne spredning og omdannelse samt afsætning af luftforurening på land- og vandoverflader.

DEHM er på en række områder betydeligt bedre end den tidligere anvendte model, ACDEP (Atmospheric chemistry and deposition). Årsagen hertil er især, at DEHM er en såkaldt Eulersk model, mens ACDEP er en såkaldt trajektoriemodel (afsnit 1.2). De Eulerske modeller giver en bedre beskrivelse af specielt transporten af luftforurening end trajektoriemodellerne.

I det fælleseuropæiske overvågningsprogram, EMEP (Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe) er der sket en lignende udvikling i modellerne fra trajektoriemodeller til Eulerske modeller. Når modelskift på DMU og i EMEP sker nogenlunde samtidigt skyldes det, at de Eulerske modeller kræver en betydelig computerkraft for at kunne gennemføre beregningerne. Det er først med de seneste års udvikling af computere, at det er blevet en fordel at anvende de Eulerske modeller i forbindelse med luftovervågningen.

Baggrunden for udvikling af den nye model er ikke blot ønsket om en mere realistisk beskrivelse af de fysiske og kemiske processer. Det skyldes også, at den hidtidige model har haft svært ved at give gode resultater på en række områder. I NOVANA sammenhænge drejer det sig primært om, at ACDEP gav en overestimering af våddepositionen af kvælstof, en for høj samlet deposition af svovl og at den ikke var i stand til at beregne udviklingstendenserne i kvælstof- og svovldepositionen.

Den nye model er blevet kvalitetsvurderet på basis af sammenligning mellem beregningsresultater og målinger på danske og europæiske målestationer. DEHM er også blevet sammenlignet med den tidligere anvendte ACDEP og bl.a. EMEPs model. Baseret på kvalitetsvurderingen af den nye model, DEHM, har vi konkluderet følgende:

- DEHM giver en bedre beskrivelse af de generelle fysiske og kemiske processer i atmosfæren end ACDEP-modellen.
- DEHM lever op til den internationale standard på området.
- DEHM giver betydeligt bedre resultater for beregning af våddepositionen end ACDEP-modellen og resultaterne fra DEHM er i god overensstemmelse med målingerne af våddeposition ved de danske målestationer.

- DEHM giver bedre overensstemmelse med målingerne end ACDEP når det drejer sig om den samlede deposition af såvel kvælstof som svovl.
- DEHM giver en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande, som i gennemsnit for 2004 er 13% lavere end resultaterne fra ACDEP. Denne forskel ligger indenfor modelusikkerheden.
- DEHM giver en samlet deposition af kvælstof til danske amter og kommuner, som i gennemsnit for 2004 ligger 29% lavere end ACDEP. Denne forskel skyldes først og fremmest, at ACDEP beregner en for høj våddeposition sammenlignet med målingerne. Det kan derfor konkluderes, at det er DEHM, som giver de mest pålidelige resultater. På trods af at forskellen mellem de to modeller er på 29% vurderes det, at forskellen ligger inden for modelusikkerheden på ACDEP.

Da modelberegningerne danner basis for vurderingen af den luftbårne belastning af miljøet med kvælstof og svovl gives i dette fokuspunkt en uddybende forklaring på forskellene mellem de to modeller og deres fordele og ulemper. Endvidere præsenteres resultaterne af kvalitetsvurderingen af DEHM samt en sammenligning mellem beregninger af deposition til amter, kommuner og farvande foretaget med DEHM og ACDEP.

9.1 Om DEHM

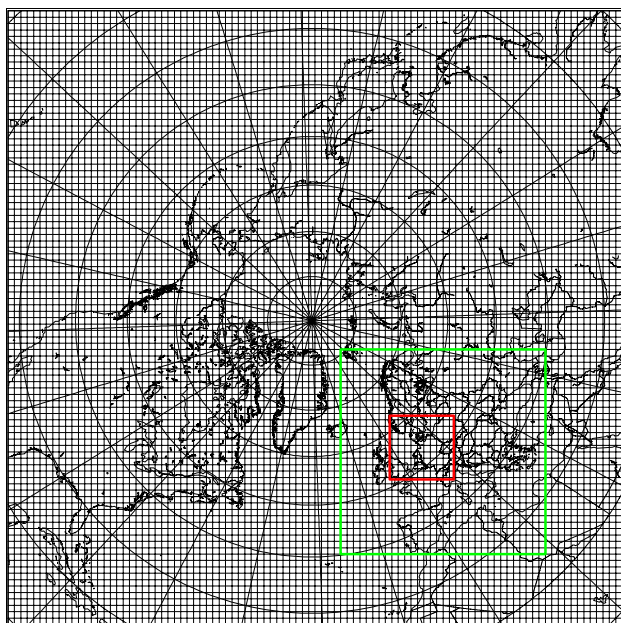
DEHM udgør egentligt en hel familie af modeller i et fælles modelsystem. Det bruges af DMU til beregning af luftforurening på en geografisk skala som dækker lige fra den nordlige hemisfære og ned til den nationale skala. Den version af modellen, som anvendes til beregningerne i NOVANA, kaldes DEHM-REGINA (Regional High Resolution Air Pollution Model); i denne sammenhæng benyttes blot DEHM). I denne version af modellen er der lagt fokus på beregning af koncentrationer og depositioner af kvælstof og svovl på national skala. Øvrige versioner af modellen dækker:

DEHM-SO _x -Pb	beregning af svovl og bly på hemisfærisk skala
DEHM-CO ₂	beregning af kuldioxid på europæisk skala
DEHM-POP	beregning af persistente organiske forurenende forbindelser på hemisfærisk skala
DEHM-HG	beregning af kviksølv på hemisfærisk skala

Når det er muligt at dække både hemisfærisk - og national skala skyldes det, at DEHM er en såkaldt nested (trinvis) model. Det vil sige, at den opererer på forskellige geografiske niveauer, og at den udnytter beregningsresultaterne fra det første niveau med lav

geografisk opløsning som input til de mere detaljerede beregninger på det følgende niveau o.s.v.

I DEHM er der tre niveauer, som dækker hhv. hemisfæren, Europa og Danmark med de nærmeste omgivelser (Figur 9.1). Det er resultater fra det tredje og mest detaljerede niveau, som benyttes i NOVANA.



Figur 9.1 De tre niveauer i DEHM: 1. Hemisfære (sort), 2. Europa (grøn) og 3. Danmark (rød) med geografisk opløsning på 150 km x 150 km, 50 km x 50 km og 16,67 km x 16,67 km.

9.2 Hvad er anderledes i den nye model?

Den væsentligste forbedring i den nye model er, at DEHM er en Eulersk model til forskel fra den tidligere anvendte model, som er en trajektoriemodel. Grundprincippet i de to typer af modeller er meget forskelligt, hvilket giver en forskel i den måde, hvorpå modellen kan beskrive de fysiske og kemiske processer. I dette afsnit vil vi derfor først skitsere principperne i de to forskellige modeller og herefter kort gennemgå de fordele, som vi har opnået ved at skifte til den nye model.

Eulerske modeller

DEHM er en Eulersk model, hvor koncentrationer og depositioner beregnes i et net af gitterceller, der ligger fast. I det vandrette plan er der fx i det tredje niveau af DEHM 96 x 96 gitterceller på hver 16,67 km x 16,67 km. Tilsammen dækkes et område på 1600 km x 1600 km placeret med Danmark i midten (Figur 9.1). I det lodrette plan er der 20 lag, som tilsammen dækker de nederste 15 km af atmosfæren, hvilket er tilstrækkeligt til denne type luftforureningsberegninger. De nederste lag er relativt tynde (ca. 60 m), hvilket hænger sammen med, at modellen skal kunne beregne afsætning af luftforureningen til land- og vandoverflader, samt at den skal kunne give en realistisk opblanding af emissionerne i den øvrige luftmasse. De øverste lag er til gengæld relativt tykke (ca. 2000 m), hvilket hænger sammen med at luften i denne del af atmosfæren er

mere homogen end i den nederste del tæt ved overfladen.

Alene for det 3. niveau består modellen altså af ca. 180.000 gitterceller, og for hver af disse beregnes transport og kemisk omdannelse af luftforureningskomponenterne. Transporten er bestemt af de meteorologiske forhold (afsnit 1.3) og foregår ud og ind af de enkelte gitterceller i såvel lodret - som vandret plan.

Udslip af luftforurening til atmosfæren beregnes i modellen ved at gittercellerne i de nederste lag tilføres luftforurening. De lave kilder (biler, køer, private olie-fyr m.m.) tilføres til det nederste lag. De høje kilder (høje skorstene på fx forbrændingsanlæg og kraftværker) tilføres med en fordeling over lag 3 til 11 således at $\frac{3}{4}$ af udslippet fra de høje kilder tilføres lagene fra ca. 200 til 686 m over overfladen.

Afsætning på land- og vandoverfladerne beregnes ved, at modellen beregner depositionen af de enkelte luftforureningskomponenter. For tørdepositionen sker det på basis af koncentrationerne i det nederste lag og de enkelte stoffers tørdepositions hastighed. For våddepositionen anvendes information om mængden af nedbør og koncentrationerne i de enkelte lag, samt de enkelte stoffers evne til at blive fjernet fra atmosfæren via nedbøren. Den afsatte luftforurening fjernes fra gittercellerne i de respektive lag.

Trajektoriemodeller

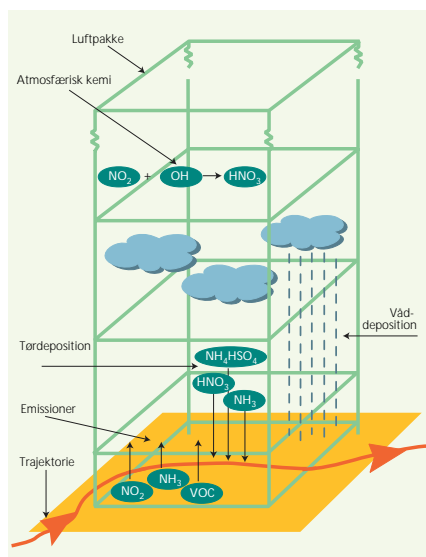
ACDEP er en trajektoriemodel, hvilket også kaldes en Lagrangesk model. I denne model beregnes luftforureningen ved, at man lader en luftpakke transportere langs en bane (trajektorie), der er bestemt af de meteorologiske forhold. Det svarer til at sende en ballon op i luften, hvor den vil følge en bane, der er bestemt af vindens hastighed og retning.

I ACDEP-modellen regnes trajektorierne baglæns, hvilket betyder, at man starter i de punkter, hvor man vil beregne fx. depositionen og regner 96 timer baglæns for at finde ud af hvor luftpakken oprindeligt kommer fra. Herefter regnes fremad igen. Under transporten modtager luftpakken udslip fra de kilder, som passerer, og stofferne omdannes kemisk, spredes i lodret retning og afsættes til land- og vandoverfladerne via tør- og våddeposition (Figur 9.2).

For at kunne beregne den lodrette spredning af luftforureningen er hver luftpakke opdelt i 10 lag, som tilsammen dækker de nederste 2 km af atmosfæren. De nederste lag er relativt tynde for at give god beskrivelse af processerne langs overfladen, navnlig selve depositionen. Til gengæld er de øverste lag relativt tykke lige som i DEHM.

For hver beregnet trajektorie kan man bestemme luftkvalitet og deposition i en enkelt punkt kaldet receptorpunktet. For at lave beregninger til et større geografisk område udføres beregninger til mange receptorpunkter, som tilsammen kan dække det givne område. Disse receptorpunkter fordeles jævnt ud i et net med 30 km x 30 km mellem punkterne. Ved beregning af deposition til danske land- og vandområder anvendes 233 receptorpunkter.

Hver enkelt trajektorie beregner luftkvalitet og deposition til et enkelt tidspunkt svarende til det tidspunkt, hvor luftpakken ankommer til receptorpunktet. For at dække en længere periode beregnes trajektorier



Figur 9.2 Opbygningen af trajektoriemodellen 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.

med ankomsttidspunkter for fx hver time hele året rundt. For et år beregnes således omkring 2 millioner trajektorier for at dække de danske land- og vandområder.

Forbedringer

Den grundlæggende forbedring ved DEHM er, at det er en tredimensional Eulersk model, hvor det er muligt at beskrive de meteorologiske forhold (vind, diffusion, kobling til skykemi, våddeposition) tredimensionelt og dermed på en mere realistisk måde. Dette er ikke muligt i trajektoriemodellerne. Et markant eksempel på denne forskel er modellernes forskellige beskrivelse af vindretningens drejning med højden; det såkaldte wind shear. Dette fænomen kan slet ikke medregnes i trajektoriemodeller, hvorimod det indgår i de tredimensionale eulerske modellens beskrivelse af de meteorologiske forhold.

Ud over de grundlæggende forskelle baseret på principperne bag de to forskellige modeller, så er der også en række andre forbedringer ved DEHM:

- DEHM omfatter et langt større geografisk område og den inkluderer derfor flere kildeområder og kan tage hensyn til fx interkontinental transport. Beregningerne med ACDEP omfatter kun Europa.
- I DEHM er den geografiske opløsning på 16,67 km x 16,67 km. I de tidligere anvendte beregninger med ACDEP var opløsningen på 30 km x 30 km (i dag kan beregninger med ACDEP dog også udføres på 16,67 km x 16,67 km).
- I DEHM anvendes et nyt og større skema over de kemiske reaktioner. I DEHM indgår 60 stoffer inklusiv en beskrivelse af dele af de kemiske reaktioner i våd fase (sky- og regndråber) samt en bedre håndtering af partikler (fx. beregnes massen af par-

tikler). Til sammenligning indgår der kun 35 stoffer i ACDEP-modellen. Kemiskemaet i DEHM er udviklet delvist fra det skema, som anvendes i EMEP's model.

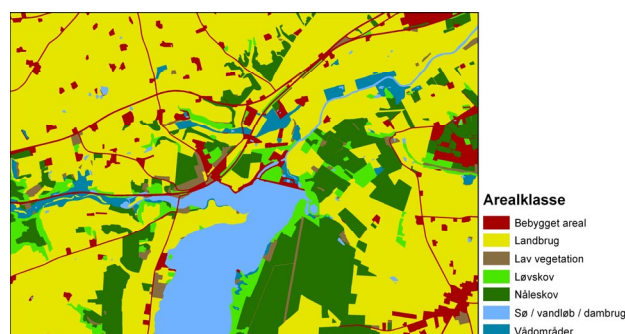
- DEHM inkluderer beregning af tørdeposition til 7 forskellige typer af landoverflader (løvskov, nåleskov, landbrug, græs, byer, sump/mose og sne/is), mens ACDEP kun inkluderer en gennemsnitlig landoverflade (lav plantevækst). Ved beregning af tørdepositionen tages der i DEHM endvidere hensyn til årstidernes skift, hvilket ikke er tilfældet i ACDEP. For Danmark fås information om overfladetype fra DMUs AIS-database, hvor de enkelte områder er kortlagt og opdelt i overfladetyper; også kaldet land-use kategorier (figur 9.3).
- I DEHM tages der højde for sæsonvariationen i tørdepositionen. Det er vigtigt da tørdepositionen til fx en løvskov er langt større når der er blade på træerne end uden blade på træerne. ACDEP inkluderer ikke sådan en overflade afhængighed.

Der er selvfølgelig også ulemper ved den nye model, hvoraf den mest betydningsfulde er beregningstiden. Det tager med DMUs computere omkring 12 dage at lave NOVANA-beregninger for et år med DEHM, mens det kun tager omkring ½ dag med ACDEP.

En anden ulempe er, at man ikke kan lave beregninger til et punkt alene, men bliver nødt til at køre hele modellen, selv om man kun skal benytte information om deposition ved fx en enkelt målestation. Med ACDEP modellen kan man på få minutter udføre sådanne beregninger til enkelte målestationer.

9.3 Validering af modellen

I forbindelse med udskiftning af ACDEP-modellen med DEHM har der været foretaget en grundig validering af modellen. Valideringen er primært foretaget ved at sammenligne modelresultaterne fra DEHM med danske og europæiske måleresultater samt med resultater fra andre modeller. Der har været lagt særlig vægt på at sammenholde resultater fra DEHM med resultater fra den tidligere anvendte model, ACDEP.



Figur 9.3 Et eksempel på kortlægning af land-use i området omkring målestationen Tange. Land-use kategorierne er kortlagt med en geografisk opløsning på 100 m x 100 m. Kortet er baseret på data fra AIS-databasen (reference), som er aggregeret til de viste klasser.

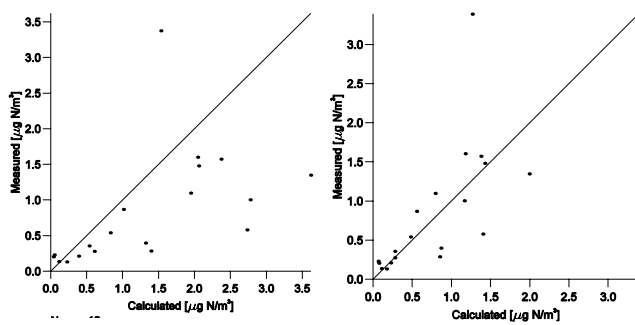
Europæiske målestationer

Figurene 9.4-9.6 viser en sammenligning mellem målinger foretaget ved 208 målestationer i EMEPs netværk med modelresultater fra hhv. ACDEP og DEHM for år 2000. Det generelle billede er, at begge modeller giver rimelige resultater, og at DEHM giver lidt bedre resultater end ACDEP-modellen. Dette er navnlig markant på beregningerne af sulfat, hvor ACDEP beregner såvel for høj koncentration (figur 9.6) som våd-deposition. DEHM giver resultater for sulfat, som stemmer bedre overens med målingerne. En mere udførlig præsentation af sammenligningerne mellem de europæiske målinger og modelresultaterne kan se i Frohn et al. (2005).

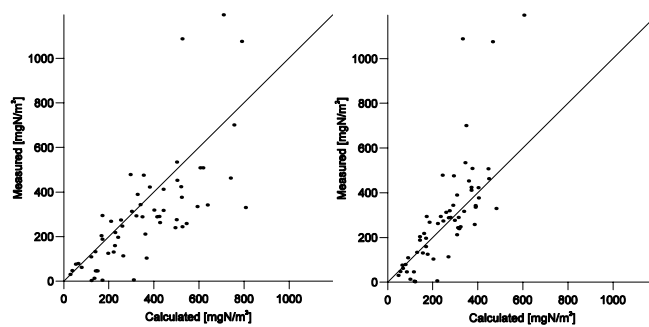
Danske målestationer

Der er også foretaget en grundig sammenligning mellem målinger fra det danske net af målestationer og modelresultaterne fra DEHM og ACDEP. Dette har særlig fokus i forbindelse med anvendelse af modelresultaterne i NOVANA.

Figurene 9.7-9.9 viser en sammenligning mellem målinger foretaget ved de danske målestationer og modelresultater beregnet med hhv. ACDEP og DEHM for år 2004. Figurene viser deposition af kvælstof og svovl opdelt på henholdsvis våd- og tørdeposition samt samlet deposition.

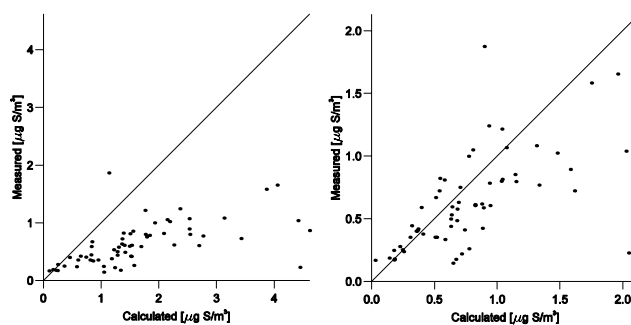


Figur 9.4 Sammenligning mellem målinger af partikulært ammonium ved EMEPs målestationer og modelresultater fra hhv. ACDEP (venstre) og DEHM (højre). Resultater for år 2000.

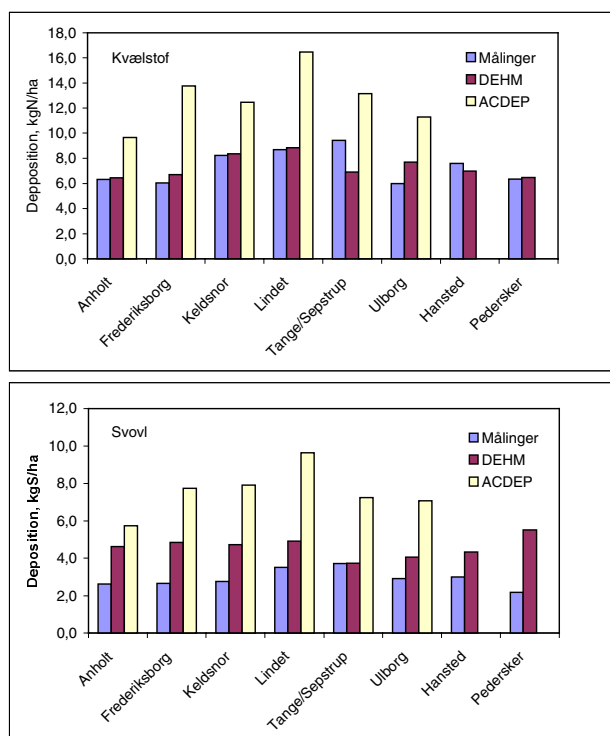


Figur 9.5 Sammenligning mellem målinger af våddeposition af nitrat ved EMEPs målestationer og modelresultater fra hhv. ACDEP (venstre) og DEHM (højre). Resultater for år 2000.

Sammenligningen mellem målingerne og modelresultaterne viser, at beregning af våddeposition af kvælstof og svovl med DEHM giver resultater, som er i god overensstemmelse med målingerne (figur 9.8). Til gengæld giver ACDEP-modellen resultater, som er op mod en faktor to større end målingerne. Ved tidligere beregninger har det ligeledes været observeret, at ACDEP-modellen giver anledning til en for høj våd-deposition (Ellermann et al., 2004), men fejlen har dog været mindre markant end det er tilfældet for 2004.



Figur 9.6 Sammenligning mellem målinger af partikulært sulfat ved EMEPs målestationer og modelresultater fra hhv. ACDEP (venstre) og DEHM (højre). Resultater for år 2000.

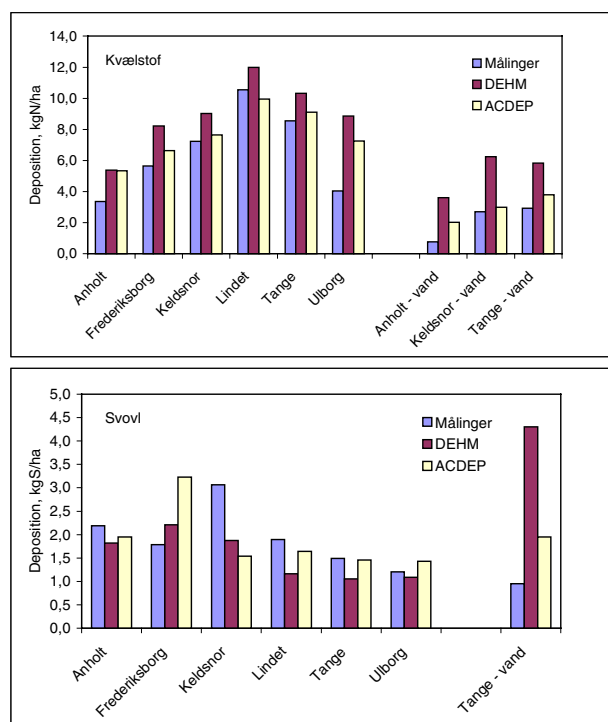


Figur 9.7 Målt og modelberegnet våddeposition af kvælstof og svovl til målestationerne i 2004.

Figur 9.8 viser tilsvarende sammenligning for tørdeposition af kvælstof og svovl. Der foretages ikke direkte målinger af tørdeposition, så værdierne angivet med "målinger" viser tørdepositionen beregnet ud fra målinger af luftkoncentrationen ganget med tørdepositionshastigheden. Denne angiver hastigheden, hvormed de forskellige kemiske forbindelser afsættes via tørdeposition og afhænger primært af de kemiske forbindelsers egenskaber. Fx blandes kvælstofdioxid kun meget dårligt med vand og tørdepositionshastigheden for kvælstofdioxid til vandoverflader er derfor stort set nul. Til gengæld sker der en betydelig afsætning af kvælstofdioxid til landoverflader, hvor det bl.a. kan optages direkte gennem planternes spalteåbninger.

Tørdepositionshastigheden afhænger også af de meteorologiske forhold. Beregningen af tørdepositionen på basis af målte luftkoncentrationer er derfor baseret på meteorologiske målinger ved målestationen Ulborg (Målingerne foretages af Forskningscenter Risø).

Endelig afhænger tørdepositionshastigheden af ruheden af overfladerne. En ru overflade, fx en skov danner meget turbulens i luften og herved kan der transporteres store mængder luftforurening ned til overfladen, hvilket øger tørdepositionen. En glat overflade, fx kort græs eller en vandoverflade, danner til gengæld kun lidt turbulens, hvilket giver lav tørdeposition. For at kunne sammenligne med modelresultaterne er tørdepositionen beregnet til en gennemsnitlig landoverflade (lav plantevækst). For målestationerne Anholt, Keldsnor og Tange, der ligger ved kysten eller bredden af en sø, er der endvidere beregnet tørdeposition til en vandoverflade.



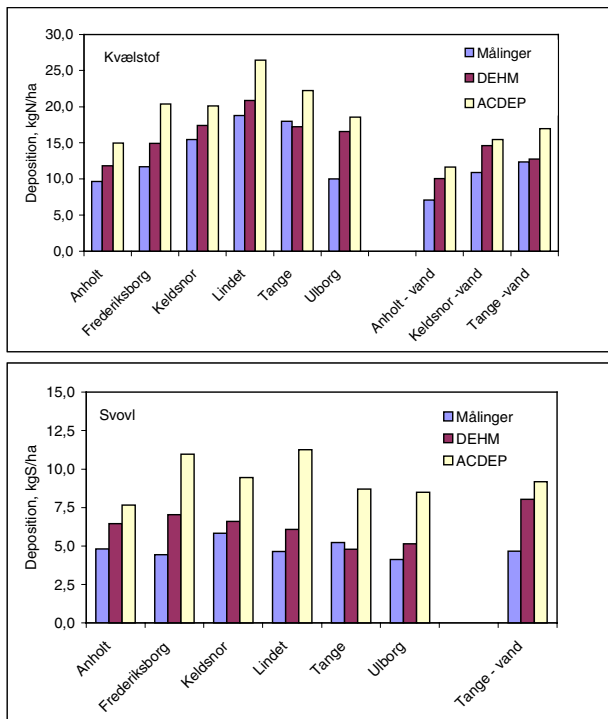
Figur 9.8 Målt og modelberegnet tørdeposition af kvælstof og svovl til målestationerne i 2004. Den målte tørdeposition er tørdeposition bestemt på basis af tørdepositionshastigheder og målte luftkoncentrationer. Til venstre angives deposition til landoverflader. Til højre angives deposition til vandoverflader ved de to kyststationer Anholt og Keldsnor samt til Tange, som ligger ved bredden af Tange Sø. For svovl beregnes ikke deposition til Anholt og Keldsnor grundet havvands naturligt høje forekomst af sulfat.

De to modeller afviger kun lidt fra hinanden mht. beregning af tørdepositionen af kvælstof til en gennemsnitlig landoverflade og for de fleste målestationer er der god overensstemmelse mellem målinger og modelresultater. For tørdeposition til vandoverflader ses derimod en tydelig forskel på de to modeller. DEHM beregner en for høj tørdeposition set i forhold til målingerne, mens ACDEP er i rimelig god overensstemmelse med målingerne.

For svovl ses et tilsvarende billede som for kvælstof. Dog ses større forskel mellem målinger og modelresultaterne for visse af målestationerne. Specielt ses, at DEHM giver en markant overestimering af tørdepositionen af svovl til vandoverflade ved Tange.

Figur 9.9 viser en sammenligning mellem målingerne og modelresultaterne for den samlede deposition af henholdsvis kvælstof og svovl. Der er god overensstemmelse mellem målingerne og modelresultaterne for de to modeller når det drejer sig om kvælstof. DEHM giver bedre overensstemmelse mellem modelresultater og målingerne end ACDEP-modellen, hvilket især skyldes at ACDEP overestimerer våddepositionen af kvælstof.

Når det drejer sig om den samlede svovldeposition ses, at ACDEP-modellen giver en markant overestimering, hvilket også er blevet konkluderet ved tidligere vurderinger af modellen (Ellermann et al., 2004). DEHM er i bedre overensstemmelse med målingerne. Den beregnede deposition til vandoverflader er dog

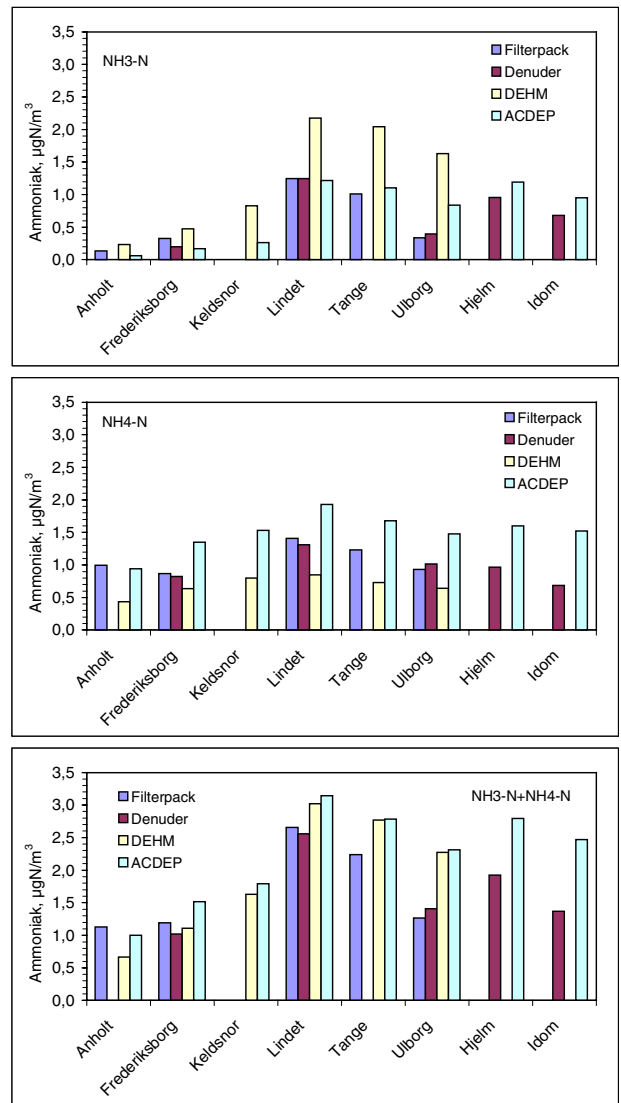


Figur 9.9 Målt og beregnet samlet deposition af kvælstof og svovl til målestationerne i 2004. Til venstre angives deposition til landoverflader. Til højre angives deposition til vandoverflader ved de to kyststationer Anholt og Keldsnor samt til Tange, som ligger ved bredden af Tange Sø.

stadigvæk forhøjet, hvilket skyldes en for høj tørdeposition.

Der er også foretaget vurderinger af, hvor gode modellerne er til at beregne koncentrationerne af de forskellige luftforureningskomponenter. I figur 9.10 ses en sammenligning mellem målinger og modelberegninger for ammoniak og partikulært bundet ammonium. Af figuren ses, at der er betydelige forskelle mellem målinger og modelresultater for ammoniak. Endvidere ses, at DEHM beregner en for høj ammoniakkoncentration og en for lav koncentration af partikulært bundet ammonium. Den beregnede sum af de to komponenter er i god overensstemmelse med målingerne, idet fejlen på de to komponenter opvejer hinanden. En af forklaringerne på hvorfor modellerne rammer forkert på netop ammoniak og partikulært ammonium er, at der er stor geografisk variation på emissionen af ammoniak. Med DEHM beregnes en middeldeposition til gitterceller med et areal på 278 km² og i ACDEP-modellen til gitterceller på 900 km². Med målingerne bestemmes tilgængelig deposition til målestationerne og deres umiddelbare omgivelser. Det er derfor forventeligt, at målingerne ved målestationerne ikke altid er repræsentative for de gitterceller, der bliver midlet over i modellen.

En anden mulig forklaring er, at de vertikale forskelle i koncentrationen af de forskellige forbindelser ikke er tilstrækkeligt godt beskrevet i modellen. Målingerne foretages i 2 m højde, mens modellen beregner gennemsnit for de nederste 60 m af luften. Da ammoniak afsættes hurtigt via tørdeposition, er det forventeligt, at koncentrationen varierer med højden over overfladen.



Figur 9.10 Målte og beregnede koncentrationer af ammoniak, partikulært bundet ammonium og sum af de to forbindelser. Da opsamling af ammoniak og partikulært bundet ammonium ikke kan adskilles 100% med filterpack-opsamler vises også resultater fra opsamling af de to komponenter med en såkaldt denuder. Denuderen er et 50 cm glasrør, hvor ammoniak via diffusion opsamles på indersiden af røret. Efter denuderen sidder et filter, som opsamler partikulært bundet ammonium, der grundet partiklernes større masse transporteres lige igennem denuderret uden kontakt med overfladen. Denuderen giver fuldstændig adskillelse mellem ammoniak og partikulært bundet ammonium.

Endelig skal det ved vurdering af kvaliteten af modelberegningerne tages med i betragtning, at usikkerheden på modelberegningerne i høj grad afhænger af usikkerheden på de emissionsopgørelser, som benyttes som udgangspunkt for beregningerne. Usikkerheden på emissionsopgørelserne afhænger af, hvilke kemiske forbindelser der er tale om, og hvilke lande det drejer sig om. Typisk vil der være en usikkerhed på op mod 30% på emissionsopgørelserne alene.

International modelvalidering

Endelig har DEHM indgået i en international evaluering af luftforureningsmodeller afholdt i regi af EMEP. Her blev DEHM sammenlignet med førende internati-

onale modeller herunder bl.a. EMEPs egen model. Den generelle vurdering er, at DEHM giver resultater fuldt på højde med EMEP-modellen og at DEHM derfor hører til blandt de førende europæiske modeller. Flere detaljer om modelevureringen kan findes i Loon et al. (2004).

9.4 Usikkerhed på modelberegningerne

På basis af sammenligningerne mellem målinger og modelberegninger af deposition til danske land- og vandområder skønnes, at usikkerheden på modelberegning af den samlede deposition af kvælstof og svovl er på $\pm 30\%$ for deposition til vandoverflader og $\pm 40\%$ for deposition til landområder. I de kommende år, når vi har beregninger for flere år vil vi udarbejde en grundigere analyse af usikkerheden på modelberegningerne.

9.5 Konsekvens af modelskift for deposition til amter, kommuner og danske farvandsområder

En af de vigtigste konsekvenser af modelskiftet er, at de beregnede gennemsnitlige depositioner til amter, kommuner og vandområder ændres, som følge af forskellene i de to modeller. Derfor er der for år 2004 udført modelberegninger med både DEHM og ACDEP. Beregningerne er udført med de samme emissions- og meteorologidata. Forskellen mellem de beregnede depositioner viser derfor, hvor stor en ændring der er i depositionen alene på grund af modelskiftet.

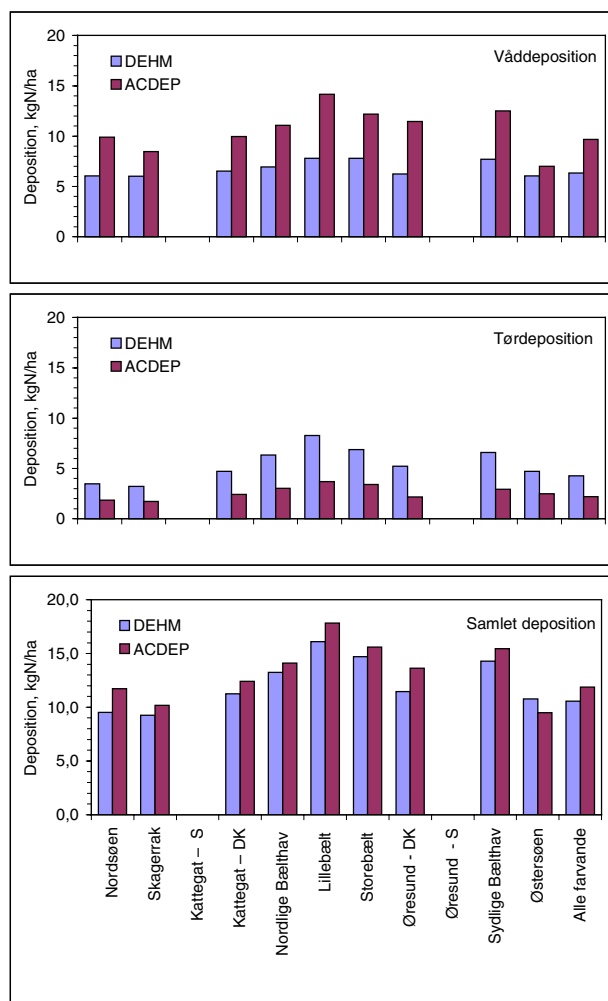
Farvandsområder 2004

Figur 9.11 viser den beregnede tør-, våd- og samlede deposition for 2004 ved anvendelse af hhv. ACDEP og DEHM. Af figuren ses, at der er god overensstemmelse mellem de to modeller for den samlede deposition af kvælstof og som middel for alle farvande giver DEHM en samlet deposition på 10,4 kgN/ha, hvilket kun er 13% under resultatet fra ACDEP, 11,9 kgN/ha. Dette er klart inden for usikkerheden på modelberegningerne.

Til gengæld ses der større forskel når det drejer sig om tør- og våddepositionen. Her ses, at DEHM beregner højere tørdeposition og lavere våddeposition end ACDEP. Dette resultat er forventeligt på basis af sammenligning mellem målinger og resultater fra modelberegningerne, hvor samme tendens blev observeret og hvor det blev konkluderet, at resultaterne fra DEHM var i bedre overensstemmelse med målingerne end resultaterne fra ACDEP.

Landområder 2004

Figur 9.12 viser den beregnede tør-, våd- og samlede deposition til amterne for 2004 ved anvendelse af hhv. ACDEP og DEHM. Beregningerne med ACDEP giver en gennemsnitlig årlig deposition af kvælstof på 21

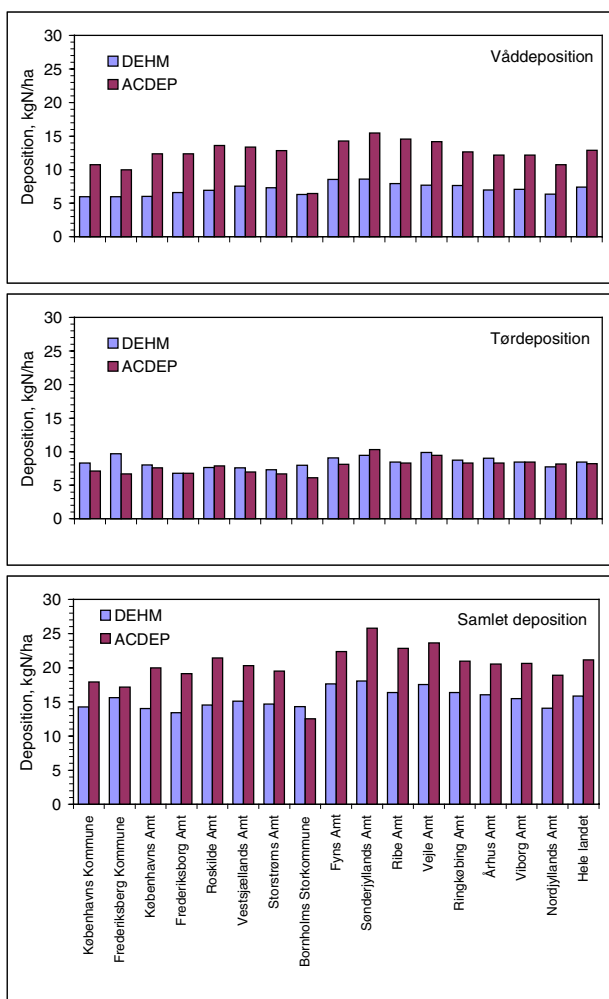


Figur 9.11 Middeldeposition af kvælstof til hovedfarvandede og Lillebælt beregnet med DEHM og ACDEP for år 2004.

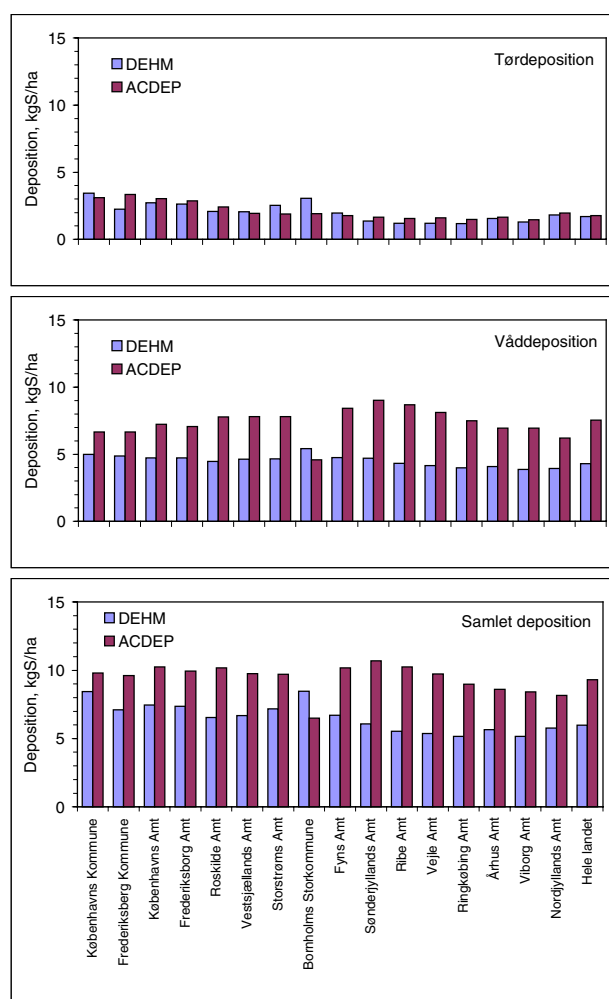
kgN/ha, hvilket er 5 kgN/ha højere end resultatet med DEHM, som giver 16 kgN/ha. I gennemsnit er der 29% forskel mellem de to modeller. Usikkerheden på beregning af kvælstofdeposition til danske landområder er imidlertid stor (op til faktor 2 på ACDEP) og det vurderes derfor, at forskellen mellem ACDEP og DEHM ligger inden for usikkerheden på modelberegningerne.

Sammenligningerne af resultaterne for våddepositionen og tørdepositionen viser, at forskellen mellem de to modeller ligger ved beregning af våddepositionen (figur 9.3), hvilket også var tilfældet for beregningerne til farvandeområderne.

Samme mønster ses ved beregning af deposition af svovl til amter; forskellen er blot lidt større (figur 9.14). ACDEP giver, forårsaget af en høj våddeposition, en samlet svovldeposition på 9 kgS/ha, hvilket er ca. 40% højere end depositionen bestemt med DEHM, som ligger på 6 kgS/ha. Det har tidligere været konkluderet at ACDEP beregnede for høje svovldepositioner (Ellermann et al., 2004).



Figur 9.12 Middeldeposition af kvælstof til amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner beregnet med DEHM og ACDEP for år 2004.



Figur 9.13 Middeldeposition af svovl til amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner beregnet med DEHM og ACDEP for år 2004.

Dansk andel af depositionen 2004

Udskiftning af modellen giver også en mindre ændring i beregningen af den danske andel af depositionen af kvælstof og svovl. I gennemsnit for hele landet beregnes en lidt højere dansk andel med DEHM end med ACDEP. Kvælstofdeposition fra danske kilder til danske farvande stiger i gennemsnit fra 12% (1,4 kgN/ha) med ACDEP til 20% (2,1 kgN/ha) med DEHM.

Tilsvarende ses en stigning fra omkring 38% til 46% for deposition til amterne. Årsagen til denne stigning er, at ACDEP beregner en for høj våddeposition. Da våddepositionen hovedsageligt stammer fra udenlandske kilder beregnes en tilsvarende lavere dansk andel af den samlede deposition. I absolutte tal er kvælstofdepositionen fra danske kilder dog stort set uændret, idet DEHM og ACDEP giver en samlet kvælstofdeposition på hhv. 7,4 og 8,0 kgN/ha.

Tabel 9.1 Landsgennemsnit af kvælstofdeposition i 2004 til de syv forskellige overfladetyper i modellen. Græs er en samlet kategori, der bl.a. dækker over en lang række forskellige naturområder med lav plantevækst fx. heder.

Overfladetype	Deposition kgN/ha
Nåleskov	29
Løvskov	29
Opdyrket område	14
Græs	13
Bebygget areal	25
Vådområde	12
Vand (hav, fjord, sø, å)	13
Gennemsnit	16

9.6 Deposition til forskellige overfladetyper

DEHM beregner depositionen til forskellige overfladetyper, hvorved der kan tages hensyn til, at fx en skov, der har stor ruhed, modtager betydeligt mere kvælstof end en flad græsmark. I tabel 9.1 vises den gennemsnitlige deposition til de syv forskellige overfladetyper i modellen. Det mest markante resultat er, at skovområderne modtager omkring dobbelt så meget kvælstof, som de øvrige overfladetyper, når der ses bort fra bebygget areal (dette område omfatter også spredt landbrugsbebyggelse). Heder svarer i den nuværende parameterisering til kategorien græs. Heder modtager, som gennemsnit for Danmark omkring 13 kgN/ha. I praksis vil der være betydelige forskelle mellem hedeområder alt efter, hvilket stadie hederne er i, men disse variationer er ikke inkluderet i modelberegningerne. Der er endvidere også betydelige geografiske variationer, hvor områder i Sønderjylland modtager mest kvælstof mens områder på Sjælland og Bornholm modtager betydeligt mindre kvælstof.

9.7 Beregning af udviklingstendenser

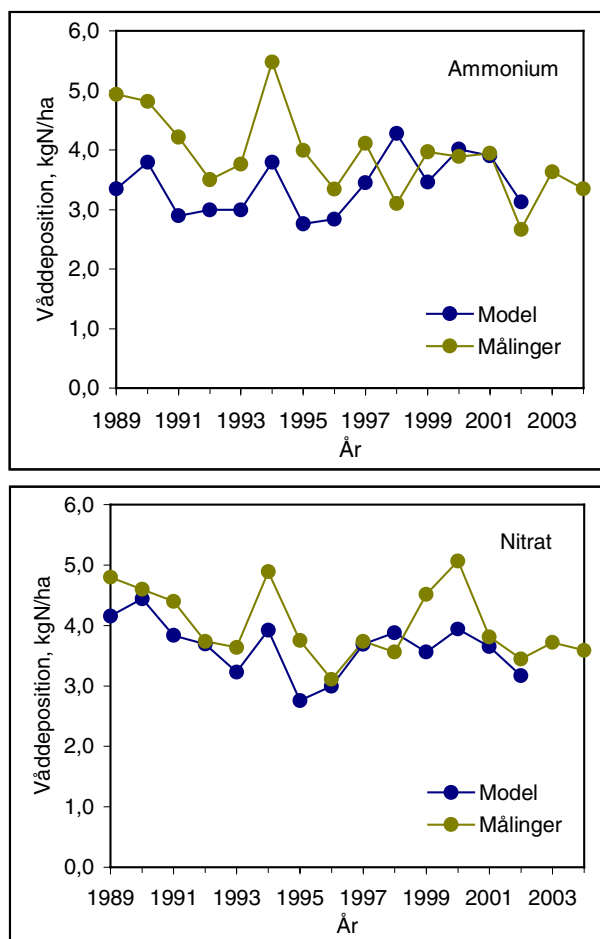
Et af formålene med udvikling af modeller til luftforureningsberegninger er at kunne anvende disse til at lave beregninger af den fremtidige udvikling i kvælstof- og svovldepositionen på basis af scenarier for ændringer i emissionerne. En forudsætning for at kunne lave pålidelige scenarieberegninger er, at modellen kan eftergive de hidtidige udviklingstendenser.

Derfor vil der i løbet af det kommende år blive foretaget beregninger af udviklingstendenserne for depositionen af kvælstof og svovl. Disse beregninger kræver imidlertid meget computerkapacitet og vil derfor tage lang tid at udføre. I en tidligere udgave af modellen med grovere geografisk opløsning (50 km x 50 km) er der lavet beregninger tilbage til 1989. Disse viser, at modellen selv i denne "grovere" version giver en rimelig beskrivelse af udviklingstendenserne (figur 9.14). Det er forventningen, at den nuværende version af modellen vil give bedre overensstemmelse med målingerne.

9.8 Fremtidsperspektiver

På trods af at der er opnået forbedringer med overgang til DEHM er der fortsat behov for forbedringer på en række områder. Dette drejer sig primært om den geografiske opløsning af modellen og p.t. arbejdes der på DMU hen mod en geografisk opløsning helt ned på 1 km x 1 km for Danmark. Dette vil primært give bedre modelresultater for ammoniak, hvor den høje geografiske variation i emissioner og depositioner bedre vil kunne beskrives. Dette vil formentligt også medføre, at modelresultaterne for ammoniakkoncentrationen vil komme i bedre overensstemmelse med målingerne på de danske målestationer.

Et andet område, som vil blive forbedret er beregningen af tørdepositionen, hvor DMU er ved at udvikle og teste et nyt modul til modellen. I dette modul



Figur 9.14 Beregnet og målt udviklingstendens for våddeposition af ammonium og nitrat ved målestationen Ulborg.

tages der i endnu højere grad højde for sæsonvariationerne i tørdepositionen. I modulet vil det også blive muligt at udføre beregninger med en større differentiering af overfladetyperne, således at depositionen til de forskellige naturtyper bliver bedre beskrevet.

Den vertikale variation af ammoniakkoncentrationen er pt. ikke særlig detaljeret beskrevet i modellen. Dette er måske en del af forklaringen på den observerede forskel mellem målinger og modelberegninger af ammoniakkoncentrationen. Der vil i den kommende tid blive arbejdet på at forbedre denne side af modellen. Det er imidlertid også et område, hvor der er behov for yderligere feltstudier for at fremskaffe den basisviden, som er nødvendig for udvikling af modellen.

Referencer

- Asman, W.A.H., Jørgensen, A., Bossi, R., Vejrup K.V., Mogensen, B.B., Glasius, M., 2005: Wet deposition of pesticides and nitrophenols at two sites in Denmark: measurements and contribution from regional sources. *Chemosphere* 59:1023-1031.
- Bak, J. L. 2003: Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug. Skov- og Naturstyrelsen. 114 s. (elektronisk).
- Bossi, R., Vejrup, K.V., Mogensen, B.B., Asman, W.A.H., 2002: Analysis of polar pesticides in rainwater in Denmark by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 957:027-36.
- 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.
- Cappelen, J. 2005: Sådan var vejret i 2004 – i Danmark, Nuuk i Grønland og i Tórshavn på Færøerne. *Vejret* 102: 1-10.
- Cleeman, M., Poulsen, M.E., Hilbert, G., 1995: Deposition of lindane in Denmark. *Chemosphere* 30: 2039-2049.
- Ellerman et al. 2004, Atmosfærisk deposition 2003, Faglig rapport fra DMU nr. 519, Danmarks Miljøundersøgelser,
- Ellermann, T., Andersen, H. V., Christensen, J., Frohn, L. M., C., Kemp, K., Monies, C., 2005: Atmosfærisk deposition, Driftsrapport for luftovervågning i 2004, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, Faglig rapport fra DMU, nr. 556. Under udarbejdelse EMEP 2005: www.EMEP.int
- Frohn, L. M., J. Brandt, J. H. Christensen, C. Geels, O. Hertel, C. A. Skjøth and T. Ellermann, 2005: Evaluering af langtransportmodeller i NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU. Under udarbejdelse.
- Fyns Amt 2005: Atmosfærisk nedfald 2004. Vandmiljøovervågning.– Odense: Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen. 39 s.
- Golomb, D., Ryan, D., Underhill, J., Wade, T., Zemba, S., 1997: Atmospheric deposition of toxic onto Massachusetts Bay-II. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Atmospheric Environment* 31: 1361-1368.
- Gyldenkerne, S., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. & Ellermann, T. 2005: A dynamical ammonia emission parameterization for use in air pollution models. - *Journal of Geophysical Research- Atmospheres* 110(D7): D07108 pp.
- Halsall, C., Sweetman, A.J., Barrie, I.A., Jones, K.C., 2001: Modeling the behavior of PAHs during the atmospheric transport from the UK to the Arctic. *Atmospheric Environment* 35: 225-267.
- 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. <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>
- Illerup, J.B., Nielsen, M., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkerne, S. & Fauser, P., 2005 : Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2003. Reported to the UNECE LRTAP Convention May 2005. http://cdr.eionet.eu.int/dk/Air_Emission_Inventories/Submission_EMEP_UNECE/envqkknbq/Danish_Annual_Emissions_Inventory_report_to_UNECE_Chapter_1-7.doc
- 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

Kemp, K., Ellermann, T., Palmgren, F., Wählin, P., Berkowicz, R. & Brandt, J. 2005: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2004. National Environmental Research Institute, Roskilde Denmark 66 p. - NERI Technical report No. 544.

Kreuger, J., Törnquist, M., Kylin, H., 2004: Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nedbörd under 2003. Swedish University of Agricultural Sciences, Rapport 2004:18, ISSN 4103-977X.

Kärenlämpi, L., Skärby, L. (eds.) 1996: Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and Finalising the Concepts. UNECE Workshop Report. University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science, Kuopio, Finland.

Levsen, K., Behnert, S., Winkeler, H.D., 1991: Organic compounds in precipitation. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 340: 665-671.

Loon, M. van, Roemer, M. G. M., Bultjes, P. J. H., Bessagnet, B., Rouill, L., Christensen, J., Brandt, J., Fagerli, H., Tarrason, L., Rodgers, I., Stern, R., Bergström, R., Langner, J., Foltescu, V., 2004: "Model inter-comparison. In the framework of the review of the Unified EMEP model". TNO-report, TNO-MEPO – R 2004/282, pp. 86, June 2004.

Natangelo, M., Mangiapan, S., Bagnati, R., Benfenati, E., Fanelli, R., 1999: Increased concentrations of nitrophenols in leaves from a damaged forestal site. *Chemosphere* 38: 1495-1503.

Possanzini, M., Di Palo, V., Gigliucci, P., Sciano', M.C.T., Cecinato, A., 2004: Determination of phase-distributed PAH in Rome in ambient air by denuder/GC-MS method. *Atmospheric Environment* 38: 1727-1734.

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/>.

Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med ½-månedstiden

Tabel Koncentrationer af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt i 2004, angivet som middelværdi (middel), standardafvigelse (std), maximum (max), minimum (min) og antallet af observationer (obs). Bortset fra Lindet er målingerne foretaget som halvmånedsmiddel, d.v.s. 100% dækning over året modsvarende 26 observationer. På Lindet er der målt ugemiddelværdier og 100% dækning svarer til 48 observationer (enkelte måleperioder har været forlænget). Idom hede starter d.15.06.2004. Hjelm hede starter d.30.03.2004. Keldsnor starter d.15.04. 2004, men mangler mange perioder.

		Middel	std	Max	Min	obs
Ulborg	ug NH ₃ -N m ⁻³	0,39	0,34	1,35	0,10	24
	ug NH ₄ ⁺ -N m ⁻³	1,02	0,59	2,46	0,29	21
Frederiksborg	ug NH ₃ -N m ⁻³	0,20	0,12	0,47	0,01	22
	ug NH ₄ ⁺ -N m ⁻³	0,82	0,42	2,29	0,34	22
Lindet	ug NH ₃ -N m ⁻³	1,25	0,83	3,79	0,40	47
	ug NH ₄ ⁺ -N m ⁻³	1,31	0,99	4,5	0,20	45
Hjelm hede	ug NH ₃ -N m ⁻³	0,96	0,61	2,22	0,15	18
	ug NH ₄ ⁺ -N m ⁻³	0,96	0,58	2,57	0,34	15
Idom hede	ug NH ₃ -N m ⁻³	0,80	0,43	1,69	0,24	12
	ug NH ₄ ⁺ -N m ⁻³	0,75	0,38	1,75	0,34	13
Keldsnor	ug NH ₃ -N m ⁻³	0,74	0,29	1,13	0,30	11
	ug NH ₄ ⁺ -N m ⁻³	1,07	0,54	2,29	0,19	11

Bilag 2 Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer.

Polære pesticider (med undtagelse af pendimethalin) analyseres under akkreditering (Danak reg. no. 411). Detektionsgrænse og metodens usikkerheden for disse stoffer fremgår af tabel 1 (Bilag 1). Detektionsgrænsen er bestemt som 3 gange standard afvigelse af 8 overfladevandsprøver spiket til et niveau der ligger inden for 5 gange den estimerede detektionsgrænse.

Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l). Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty in measurements) samt EURACHEM's vejledning "Quantifying Uncertainty in Analytical Measurements".

Pendimethalin og nitrophenoler analyseres med den samme metode som polære pesticider. For disse stoffer er der også angivet detektionsgrænse og måleusikkerhed. Måleusikkerheden for analyse af PAH og chlorerede pesticider er beregnet med den samme metode som pesticiderne. Detektionsgrænsen er beregnet som 3 gange standardafvigelse af 6 analyser af standard på 0,010 µg/l. Detektionsgrænse og metodens usikkerheden for analyse af PAH og chlorerede pesticider fremgår af henholdsvis tabel 2 og 3 (Bilag 1).

Tabel 1. Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer der analyseres under akkreditering er mærket med *.

Stof	Detektionsgrænse µg/l	Måleusikkerhed %
atrazin*	0,001	17
chloridazon*	0,003	14
desethylatrazin*	0,002	10
desethylterbuthylazin*	0,002	39
desisopropylatrazin*	0,006	15
dichlorprop*	0,002	29
2,6-dimethyl-4-nitrophenol	0,002	12
2,4-dinitrophenol	0,004	13
2,6-dinitrophenol	0,004	12
diuron*	0,001	11
DNOC*	0,003	37
ethofumesat*	0,002	32
fenpropimorph*	0,006	74
hydroxy-atrazin*	0,002	27
hydroxy-simazin*	0,002	56
isoproturon*	0,001	48
MCPA*	0,002	30
mechlorprop*	0,002	37
metamitron*	0,003	19
metazachlor*	0,002	30
3-methyl-2-nitrophenol	0,002	11
3-methyl-4-nitrophenol	0,002	15
4-nitrophenol*	0,006	4
pendimethalin	0,005	33
terbutylazin*	0,002	23

Tabel 2. Detektionsgrænser og måleusikkerhed for PAH, som analyseres med GC-MS.

Stof	Detektionsgrænse µg/l	Måleusikkerhed %
Acenaphthen	0,004	21
Acenaphthylen	0,003	21
Anthracen	0,006	16
Benz(a)anthracen	0,008	33
Benz(a)pyren	0,003	23
Benz(e)pyren	0,004	22
Benz(ghi)perylene	0,008	25
Benz(b+j+k)fluoranthener	0,004	22
Chrysen+triphenylen	0,006	25
Dibenz[a,h]anthracen	0,004	20
Dibenzothiophene	0,006	16
3,6-Dimethylphenanthrene	0,007	17
Fluoranthen	0,004	16
Fluoren	0,003	16
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,006	25
1-Methylnaphthalen	0,006	34
2-Methylnaphthalen	0,006	34
2-Methylphenanthren	0,005	16
Naphthalen	0,005	34
Perylen	0,002	23
Phenanthren	0,009	17
Pyren	0,006	54

Tabel 3. Detektionsgrænser og måleusikkerhed for chlorerede pesticider, som analyseres med høj opløsning GC-MS.

Stof	Detektionsgrænse ng/l	Måleusikkerhed %
α-HCH	0,5	27
γ-HCH	0,7	27

National Environmental Research Institute

The National Environmental Research Institute, NERI, is a research institute of the Ministry of the Environment. In Danish, NERI is called *Danmarks Miljøundersøgelser (DMU)*.

NERI's tasks are primarily to conduct research, collect data, and give advice on problems related to the environment and nature.

Addresses:

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

National Environmental Research Institute
Frederiksborgvej 399
PO Box 358
DK-4000 Roskilde
Denmark
Tel: +45 46 30 12 00
Fax: +45 46 30 11 14

*Management
Personnel and Economy Secretariat
Monitoring, Advice and Research Secretariat
Department of Policy Analysis
Department of Atmospheric Environment
Department of Marine Ecology
Department of Environmental Chemistry and Microbiology
Department of Arctic Environment
Project Manager for Quality Management and Analyses*

National Environmental Research Institute
Vejlshøvej 25
PO Box 314
DK-8600 Silkeborg
Denmark
Tel: +45 89 20 14 00
Fax: +45 89 20 14 14

*Department of Terrestrial Ecology
Department of Freshwater Ecology*

National Environmental Research Institute
Grenåvej 12-14, Kalø
DK-8410 Rønde
Denmark
Tel: +45 89 20 17 00
Fax: +45 89 20 15 15

Department of Wildlife Biology and Biodiversity

Publications:

NERI publishes professional reports, technical instructions, and the annual report. A R&D projects' catalogue is available in an electronic version on the World Wide Web.

Included in the annual report is a list of the publications from the current year.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2004

- Nr. 513: Marine områder 2003 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Ærtebjerg, G. et al. 121 s. (elektronisk)
- Nr. 514: Landovervågningsoplande 2003. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 118 s. (elektronisk)
- Nr. 515: Søer 2003. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 85 s. (elektronisk)
- Nr. 516: Vandløb 2003. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) 54 s. (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. 2005. 103 s. (elektronisk)
- Nr. 519: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 45 s. (elektronisk)
- Nr. 520: Atmosfærisk deposition. Driftsrapport for luftforurening i 2003. Af Ellermann, T. et al. 78 s. (elektronisk)
- Nr. 521: Udvikling og afprøvning af metoder til indsamling af flora og fauna på småstenede hårbunds-habitater. Af Dahl, K. et al. 85 s. (elektronisk)
- Nr. 522: Luftkvalitet langs motorveje. Målekampagne og modelberegninger. Af Jensen, S.S. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 523: ExternE transport methodology for external cost evaluation of air pollution. Estimation of Danish exposure factors. By Jensen, S.S. et al. 44 pp. (electronic)
- Nr. 524: Råstofaktiviteter og natur- og miljøhensyn i Grønland. Af Boertmann, D. 2005. 101 s. (elektronisk)
- Nr. 525: Screening of "new" contaminants in the marine environment of Greenland and the Faroe Islands. By Vorkamp, K. et al. 97 pp. (electronic)

2005

- Nr. 526: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Af Dahl, K. 16 s. (elektronisk)
- Nr. 527: The impact on skylark numbers of reductions in pesticide usage in Denmark. Predictions using a landscape-scale individual-based model. By Topping, C.J. 33 pp. (electronic)
- Nr. 528: Vitamins and minerals in the traditional Greenland diet. By Andersen, S.M. 43 pp. (electronic)
- Nr. 529: Mejlgrund og lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandet område med stenrev i Samsø Bælt. Af Dahl, K., Lundsteen, S. & Tendal, O.S. 87 s. (elektronisk)
- Nr. 530: Eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa. Af Andersen, J.H. et al. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 531: Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater fra 1999-2003. Af Andersen, J.M. (red.). 94 s.
- Nr. 532: NOVANA. Nation-wide Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description - Part 1. By Svendsen, L.M. & Norup, B. (eds.). 53 pp., 60,00 DKK.
- Nr. 533: Fate of mercury in the Arctic (FOMA). Sub-project atmosphere. By Skov, H. et al. 55 pp. (electronic)
- Nr. 534: Control of pesticides 2003. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.T. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
- Nr. 535: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Af Dahl, K. (red.) et al. 158 s. (elektronisk)
- Nr. 536: Aromatiske kulbrinter i produceret vand fra offshore olie- og gasindustrien. Test af prøvetagningsstrategi. Af Hansen, A.B. 41 s. (elektronisk)
- Nr. 538: Tungmetaller i tang og musling ved Ivituut 2004. Johansen, P. & Asmund, G. 27 s. (elektronisk)
- Nr. 539: Anvendelse af molekylærgenetiske markører i naturforvaltningen. Andersen, L.W. et al. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 540: Cadmiumindholdet i kammusling *Chlamys islandica* ved Nuuk, Vestgrønland, 2004. Af pedersen, K.H., Jørgensen, B. & Asmund, G. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 541: Regulatory odour model development: Survey of modelling tools and datasets with focus on building effects. By Olesen, H.R. et al. 60 pp. (electronic)
- Nr. 542: Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater. Af Schou, J.S. & Abildtrup, J. 64 s. (elektronisk)

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2004 beregnet til hhv. 107 og 68 ktøns N. Beregningerne er foretaget med en ny og bedre luft-forureningsmodel kaldet DEHM, som giver lavere værdier end den tidligere anvendte model. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 20 % og 23 % i siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2004 beregnet til ca. 26 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 80 % siden 1990. For fosfor er der ikke sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Depositioner og koncentrationer af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2004 adskiller sig ikke væsentligt fra de se-neste år. Tungmetalniveauerne er faldet med en faktor to og tre siden 1989. For første gang rapporteres resultater fra måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer.