



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVANA

Atmosfærisk deposition 2005

Faglig rapport fra DMU, nr. 595

(Tom side)



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVANA

Atmosfærisk deposition 2005

Faglig rapport fra DMU, nr. 595
2006

*Thomas Ellermann
Helle Vibeke Andersen
Rossana Bossi
Jørgen Brandt
Jesper Christensen
Lise Marie Frohn
Camilla Geels
Kåre Kemp
Per Løfstrøm
Betty Bügel Mogensen
Christian Monies*

Datablad

Titel:	Atmosfærisk deposition 2005
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Thomas Ellermann, Helle Vibeke Andersen, Rossana Bossi, Jørgen Brandt, Jesper Christensen, Lise Marie Frohn, Camilla Geels, Kåre Kemp, Per Løfstrøm, Betty Bügel Mogensen, og Christian Monies
Afdeling:	Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 595
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	oktober 2005
Faglig kommentering:	Peter Wählin
Finansiel støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B., & Monies, C., 2006: Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 66 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 595. http://www.dmu.dk/Pub/FR595.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2005 beregnet til hhv. 76 og 64 ktøns N. Beregningerne er foretaget med en opdateret version af luftforureningsmodellen kaldet DEHM. Opdateringen giver uændrede værdier for deposition over land, men giver lavere værdier end den tidligere anvendte version for deposition af kvælstof til farvandsområderne. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med ca. 22% siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2005 beregnet til ca. 24 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 62% 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 2005 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Tungmetalniveauerne er faldet med en faktor to til tre siden 1989. Endvidere rapporteres resultater fra måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, fosfor, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, organisk luftforurening
Layout:	Majbritt Ulrich
ISBN:	978-87-7772-949-2
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	66
Internet-version:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR595.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 2005	11
2 Kvælstof	13
2.1 Kvælstofdeposition i 2005	13
2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande	14
2.3 Atmosfærisk belastning af danske landområder	15
2.4 Kilder til kvælstofdeposition	17
2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	18
2.6 Ammoniak og naturmålestationerne	19
2.7 Kampagnemålinger af ammoniak på Idom Hede	20
2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala	21
3 Fosfor	25
3.1 Fosfordeposition	25
4 Svovl	27
4.1 Svovldeposition i 2005	27
4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder	28
4.3 Udviklingstendenser for svovldepositionen	30
5 Tungmetaller	31
5.1 Tungmetaldeposition i 2005	31
5.2 Udviklingen i den atmosfæriske deposition og luftkoncentrationer	32
6 Ozon	35
6.1 Ozon og vegetation	35
7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer	37
7.1 Våddeposition af pesticider	37
7.2 Våddeposition af nitrophenoler	38
7.3 Våddeposition af PAH	39
8 Fokuspunkt om lokal-skala beregninger i NOVANA	41
8.1 Indledning	41
8.2 Modelsystemet DAMOS	41
8.3 Lokal-skala modellen OML-DEP	42

8.4	Resultater	45
8.5	Sammenligning med målte data	47
8.6	Fremtidsperspektiver	48
9	Fokuspunkt om målinger af ammoniakflukse i NOVANA	49
9.1	Indledning	49
9.2	Ammoniakflukse i NOVANA	49
9.3	Ammoniakflukse, metode	50
9.4	Ammoniakmålinger, metode	50
9.5	Målekampagner	51
9.6	Vejrforhold under kampagnemålingerne	52
9.7	Ammoniakkoncentrationer	53
9.8	Ammoniakgradienter	54
9.9	Ammoniakflukse	55
9.10	Konklusion	55
10	Referencer	57
	Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med ½-månedstiden	59
	Bilag 2 Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer.	61
	Bilag 3 Opdatering af DEHM	63

Sammenfatning

Denne rapport sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra år 2005. 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.

Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultater vurderet til at være faldet med ca. 22% i perioden 1989-2005. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan, herunder i Danmark.

DMU har beregnet kvælstofdepositionen med luftforureningsmodellen DEHM, som siden sidste rapportering er blevet opdateret på en række punkter. Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (103.000 km²) er for 2005 beregnet til 76 ktøns N (7,4 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 64 ktøns N (15 kg N/ha). Den forbedrede model har ingen konsekvenser for beregning af kvælstofdepositionen på land, mens der beregnes lavere deposition til marine områder.

Rapporten præsenterer resultater fra målinger af ammoniak på to naturmålestationer samt detaljerede beregninger af kvælstofdeposition til 24 udvalgte naturområder. Disse beregninger udføres med lokal-skalamodellen kaldet OML-DEP.

Depositionen af fosfor i 2005 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 væsentlige ændringer i koncentrationer og depositioner af fosfor i perioden 1989-2005.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for år 2005 beregnet med DEHM til ca. 24 ktøns S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes, at svovldepositionen er faldet med ca. 62% siden 1990.

Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2005 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de sidste 17 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne på mellem en faktor to og tre, og de er størst for bly og cadmium.

Koncentrationen af ozon lå i 2005 under tærskelværdierne for skadelige effekter på vegetation. Ozonkoncentrationen i baggrundsområderne har ligget på samme niveau siden slutningen af 1980'erne.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Anholt og Sepstrup Sande viser en samlet våddeposition af pesticider på ca. 40 µg/m² (19 stoffer), chlorerede pesticider på ca. 0,2 µg/m² (1 stof), nitrophenoler på ca. 900 µg/m² (6 stoffer) og polyaromatiske hydrocarboner (PAH) på ca. 290 µg/m² (22 stoffer). Våddepositionen af pesticider er generelt lav og har ikke akut virkning på planter.

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 næringsalte. 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.

Rapporten "Terrestriske naturtyper 2005" er baseret på amtskommunale data og rapporter om overvågning af den terrestriske natur.

Rapporten "Arter 2004-2005" er baseret på statslige og amtskommunale data og rapporter om overvågningen af dyre- og plantearter omfattet af Habitatt direktivet og Fuglebeskyttelsesdirektivet.

Rapporten "Landovervågningsoplande 2005" 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 2005" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

1 Indledning

Årets rapport præsenterer resultater for år 2005 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 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 bl.a. foretages intensive målinger af tørdeposition 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 miljøfremmede organiske stoffer (pesticider, PAH, phtalater og nitrophenoler).

Programmet inkluderer omfattende beregninger af deposition af kvælstof og svovl på danske land- og vandområder. Disse beregninger udføres med DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model), som siden sidste års rapportering er blevet opdateret på en række punkter (se Bilag 3).

Resultaterne præsenteres på en indikatoragtig form. Rapporten er derfor kortfattet og omfatter kun hovedresultaterne fra overvågningsprogrammet. Rapporten omfatter to fokuspunkter. Det ene præsenterer de intensive målinger af ammoniak på den ene naturstation, mens det andet giver en introduktion til lokal-skala-modellen kaldet OML-DEP, som anvendes til detaljerede beregninger af kvælstofdeposition til udvalgte naturområder.

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 2005, 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 nærværende kilde.

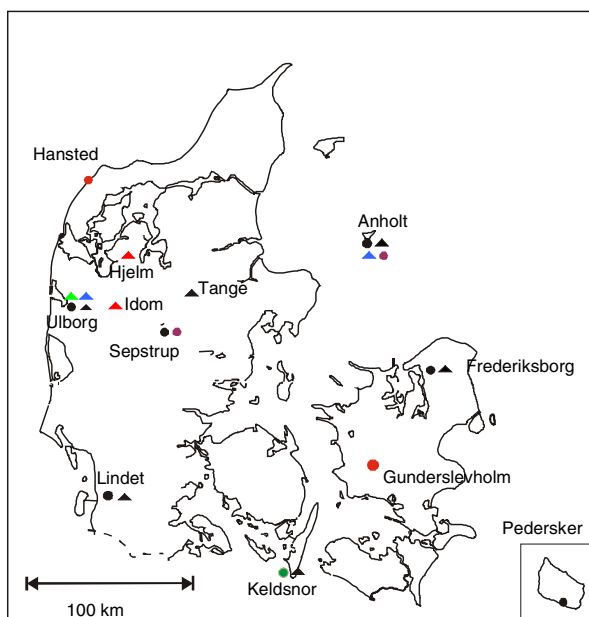
Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger, for herved at styrke det faglige udbytte af programmet. Målingerne anvendes til beskrivelse af den aktuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariation og udviklingstendenser. Modelberegningerne 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 2005 bestod netværket af ni 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 2005 var disse placeret på Idom Hede og Hjelm Hede, hvor der blev foretaget målinger af ammoniakkoncentration på årsbasis og i kampagner blev der målt deposition af ammoniak på Idom Hede.

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. Undtaget er Frederiksborg, hvor der kun måles kvælstof. (▲) Blå markeringer angiver de to stationer, hvor der også måles NO_2 . (▲) Grøn angiver målinger af ozon. (▲) Rød angiver de to naturstationer med fokus på deposition af ammoniak. I forbindelse med LMP IV (det Landsdækkende Luftmåleprogram for byer) måles koncentrationer af NO_2 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 forinden 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 anvendtes i NOVANA for første gang ved rapporteringen i 2004. 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 $16,67 \text{ km} \times 16,67 \text{ km}$ 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).

Modellen er blevet opdateret på en række områder siden rapporteringen i 2005. Største ændring er introduktion af et nyt modul til beregning af tørdeposition, således at modellen matcher den nyeste udvikling på dette område. Opdateringen af modellen giver anledning til en betydelig reduktion i deposition af kvælstof til de danske farvande (26%), mens der kun er tale om en lille ændring på beregning af deposition til landområderne. Flere detaljer om modelopdateringen kan findes i Bilag 3, som også beskriver konsekvens af opdatering af modellen.

Beregningerne for 2005 er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5 (Grell *et al.*, 1995), som indgår i DMU-ATMI's THOR system (Thor.DMU.dk). Til modelberegningerne anvendes emissionsopgørelser på $16,67 \text{ km} \times 16,67 \text{ km}$ for hele Europa (Hertel *et al.*, 2002). Disse er baseret på EMEP's emissionsopgørelser på $50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$, en detaljeret opgørelse på $16,67 \text{ km} \times 16,67 \text{ km}$ 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. Beregninger for år

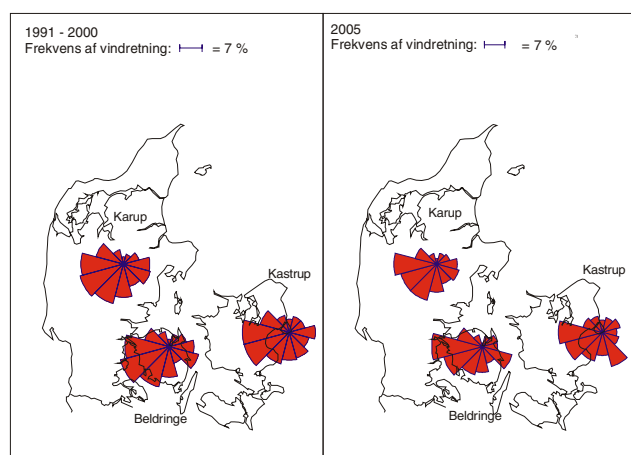
2005 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2004 udarbejdet af DMU-SYS (Illerup *et al.*, 2006) samt internationale opgørelser for år 2003 samlet og distribueret af EMEP (EMEP 2006).

Beregning af afsætning af kvælstof til udvalgte naturområder foretages med DMUs DAMOS-system, som er en kombination af DEHM og DMUs lokalskalamodel OML-DEP. Med dette modelsystem beregnes afsætning af kvælstof med en geografisk opløsning på 400 m x 400 m indenfor et område på 16 km x 16 km omkring det udvalgte naturområde. Beregningerne er nærmere beskrevet i Fokuspunkt 1 (se Kapitel 8).

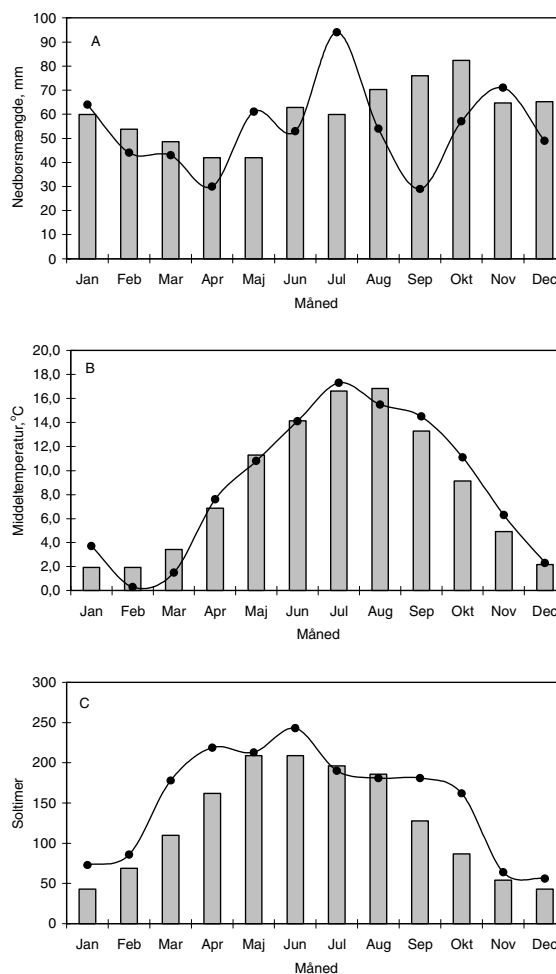
1.2 Vejret i 2005

De meteorologiske forhold spiller en afgørende rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2005.

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 Mellemeuropa, hvor emissionerne af luftforurening er høj. Figur 1.3 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2005 var sydvest til vest og at vindrosen for 2005 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1991-2000. Ved Kastrup og Beldringe ses dog i 2005 mere 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.



Figur 1.3 Vindroser for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1991-2000, mens der til højre vises gennemsnit for 2005. 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 soltimer (C). Areal-vægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2005, mens søjlerne angiver middel for 1989-2005. Dog angives normalen for 1961-1990 for soltimer. Data er fra Cappelen (2000; 2001; 2002; 2003, 2004, 2005; 2006).

Udover vindretning indvirker nedbørsmængde, temperatur og solindstråling (figur 1.4) også på afsætning af luftforureningskomponenter. Nedbøren i år 2005 var med 647 mm nedbør til Jylland og Øerne under normalen for 1961-1990 (712 mm) som over gennemsnittet for perioden 1989-2005 (727 mm) (Cappelen 2000; 2001; 2002; 2003; 2004; 2005; 2006). Nedbøren var meget ujævnt fordelt over året (figur 1.4 A) med størst nedbørsmængde i juli, mens august til oktober havde mindre nedbørsmængder end gennemsnitligt. I år 2005 var der som vanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt i Vestjylland, mens der var 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 den meteorologiske model MM5, viser at nedbørsmængden til de danske farvande generelt er tydeligt lavere i 2005 set i forhold til 2004.

Den årlige middeltemperatur i 2005 var 8,8°C, hvilket er over normalgennemsnittet for 1961-1990 (7,7°C; Cappelen, 2004), og lidt højere end gennemsnit (8,5°C) for perioden 1989-2005, hvor måleprogrammet har været i funktion. År 2005 var sammen med 1914, 1938, og

1975 således det 6. varmeste år der er målt siden 1874. Sæsonvariationen i temperaturen fulgte i store træk gennemsnittet for perioden 1989-2005; dog var efteråret det 2. varmeste siden målingerne startede i 1874. Antallet af soltimer (Figur 1.4 C) var på 1846 timer, hvilket er betydeligt over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer). Bemærk at antallet af soltimer base-res på globalstråling, mod tidligere anvendelse af so-lautograf (Cappelen, 2005; 2006).

Links

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

Yderligere information om luftforureningsmodeller:
<http://www.dmu.dk/Luft/Luftforurenings-modeller/> eller Thor.DMU.DK.

2 Kvælstof

2.1 Kvælstofdeposition i 2005

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 kvælstofemissionen er der en form for indirekte målsætning om reduktion i kvælstofdepositionen. Danmark har via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere

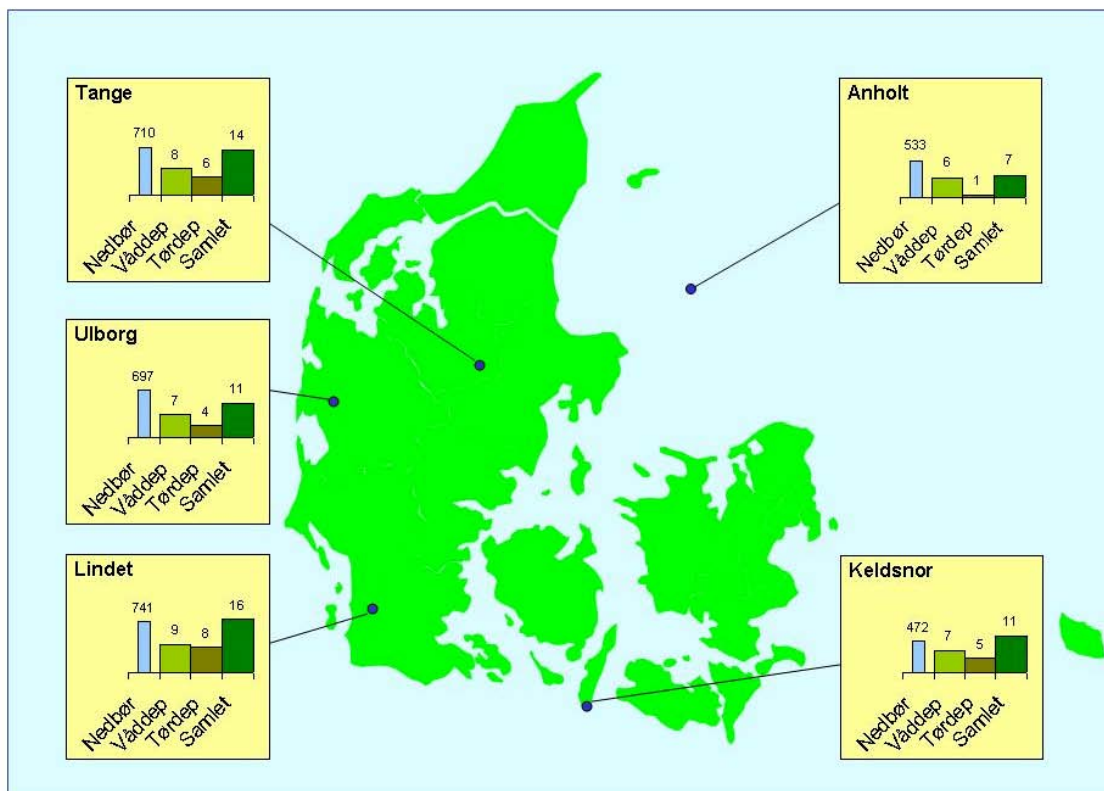
emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2010 med henholdsvis 60% og 43% set i forhold til 1990. Gøteborg-protokollen vil alt i alt føre til en reduktion af Europas emissioner af kvælstofilter og ammoniak med henholdsvis 41% og 17% set i forhold til 1990, hvis alle deltagende lande overholder deres forpligtelser.

Tilstand og årsag

Målinger i 2005 viste, at den årlige deposition af kvælstof i områderne omkring hovedstationerne lå på 10-16 kgN/ha for deposition til landområderne og på 7-10 kgN/ha for deposition til vandområderne (figur 2.1). Dette var omtrent på samme niveau som i 2004. I 2005 var depositionen til land- og vandområder henholdsvis 7% og 3% lavere end i 2004.

Nedbørsmængden i 2005 var lav sammenlignet med gennemsnit for perioden 1989-2005 (se afsnit 1.2). Dette var medvirkende til, at våddepositionen var ca. 10% lavere ved målestationerne i 2005 sammenlignet med 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 Kattegat.



Figur 2.1 Kvælstofdeposition og nedbørsmængde ved de fem hovedstationer i 2005. Kvælstofdepositionen ved Anholt angiver deposition til vand, mens kvælstofdeposition til områderne omkring de øvrige stationer angiver deposition til en gennemsnitlig landoverflade (lav plantevækst). Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er afrundet til hele tal og 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.

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 Keldsnor og Lindet er der i år pga. tekniske vanskeligheder for en del af året 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

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

2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande

Relevans

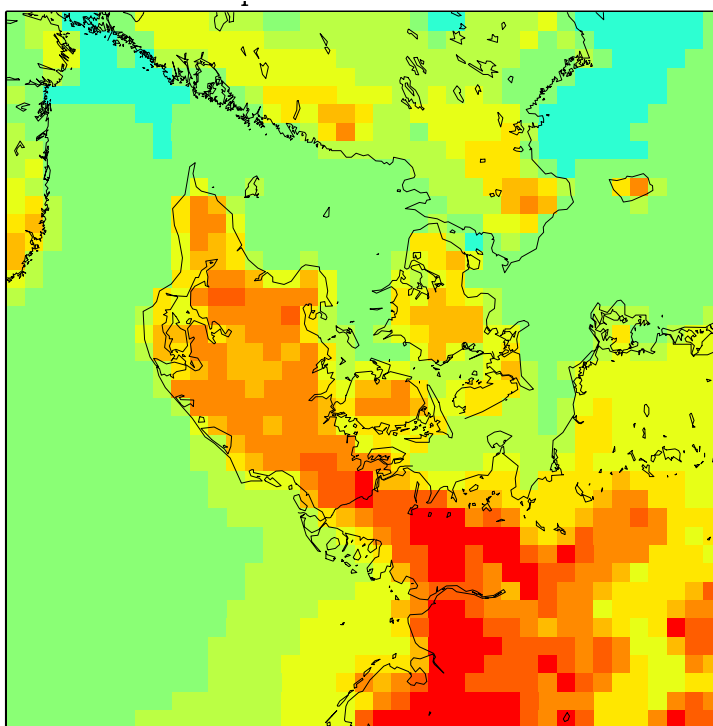
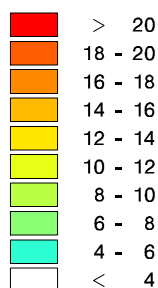
Depositionen af kvælstof fra atmosfæren varierer mellem de forskellige dele af de danske farvandsområder som følge af forskelle i de meteorologiske forhold og afstand til emissionsområderne. Det er derfor vigtigt at beregne den geografiske fordeling af depositionen og belastningen af de enkelte farvandsområder.

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 2005 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 76.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 103.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 7,4 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er derfor 30% mindre end tidligere rapporteret for 2004. Forskellen skyldes dog hovedsageligt, at beregningerne for 2005 er udført med den opdaterede version af modellen, DEHM. Den nye version giver resultater, der er 26% mindre end den tidligere version af modellen (se i øvrigt Bilag 3). Sammenligning af beregninger



Figur 2.2 Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2005. 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 2005. 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	9,0	26,2	35,2	7,2	48750
Skagerrak – dansk del	1,6	5,6	7,2	6,9	10358
Kattegat – svensk del	0,8	3,5	4,3	6,4	6743
Kattegat – dansk del	3,6	8,7	12,3	7,3	16828
Nordlige Bælthav	1,1	2,0	3,1	8,0	3909
Lillebælt	0,9	1,4	2,2	10,3	2171
Storebælt	1,2	2,7	3,9	8,6	4519
Øresund - dansk del	0,3	0,7	1,0	6,6	1398
Øresund - svensk del	0,1	0,5	0,6	5,9	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,6	1,6	2,2	8,7	2547
Østersøen - dansk del	2,7	6,0	8,7	6,9	12567
Alle danske farvandsområder	21	55	76	7,4	103000

for 2004 og 2005 med den samme og nye version af modellen viser, at depositionen er faldet med 9% fra 2004 til 2005. Dette skyldes et fald i våddepositionen, som følge af mindre nedbør i 2005 sammenlignet med 2004 (se afsnit 1.2).

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 13 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på 6 kgN/ha er beregnet for Skagerrak og Øresund. 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 2005 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2004 (Illerup *et al.*, 2006) og for resten af Europa for år 2003 (EMEP 2006). 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 $\pm 50\%$ for de kystnære områder, fjorde, vige og bugter. Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

Links

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 2005 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 64.000 ton N (tabel 2.2), hvilket er 6% lavere end tidligere rapporteret for 2004. Forskellen skyldes udelukkende, at beregningerne for 2005 er udført med den nye version af modellen, DEHM (se bilag 3). Sammenligning mellem beregningerne for 2004 og 2005 udført med den samme og nye version af modellen viser, at depositionen til de danske landområder i snit er uændret fra 2004 til 2005.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 15 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 8 kgN/ha og 19 kgN/ha (figur 2.2). Årsagen til den store geografiske variation er navnlig, at depositionens størrelse afhænger af den lokale emission af ammoniak og dermed af den lokale landbrugsaktivitet. 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 den sydlige del af 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 2005 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2004 (Illerup *et al.*, 2006) og for resten af Europa for år 2003 (EMEP 2006). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser. Depositionerne i tabel 2.2 angiver gennemsnit til amter og enkelte kommuner. Depositionen af kvælstofgasser og partikelbundet kvælstof (tørdepositionen) afhænger af landoverfladens karakter, således at deposition på en mere ru overflade typisk er højere end deposition på en mindre ru overflade. Depositionen til f.eks. en skov ligger på ca. 30 kgN/ha, mens deposition til græs ligger på ca. 13 kgN/ha (Ellermann *et al.*, 2005).

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

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 2005. Deposition er angivet som et gennemsnit for landområderne.

	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition per areal	Areal
	1000 ton N	1000 ton N	1000 ton N	kgN/ha	km ²
Københavns Kommune	0,07	0,04	0,11	13	90
Frederiksberg Kommune	0,01	0,004	0,01	15	9
Københavns Amt	0,4	0,3	0,7	13	531
Frederiksborg Amt	0,9	0,7	1,6	12	1349
Roskilde Amt	0,7	0,5	1,2	13	894
Vestsjællands Amt	2,2	1,7	3,9	13	2978
Storstrøms Amt	2,3	2,0	4,3	13	3391
Bornholms Regionskommune	0,5	0,3	0,8	14	590
Fyns Amt	2,9	2,1	5,0	14	3488
Sønderjyllands Amt	3,8	2,9	6,7	17	3863
Ribe Amt	2,7	2,3	5,0	16	3133
Vejle Amt	3,0	2,2	5,2	16	3193
Ringkøbing Amt	4,2	3,2	7,4	16	4656
Århus Amt	4,0	3,0	6,9	15	4558
Viborg Amt	3,5	2,7	6,1	15	4102
Nordjyllands Amt	5,1	4,1	9,2	15	6156
Hele landet	36	28	64	15	42978

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.

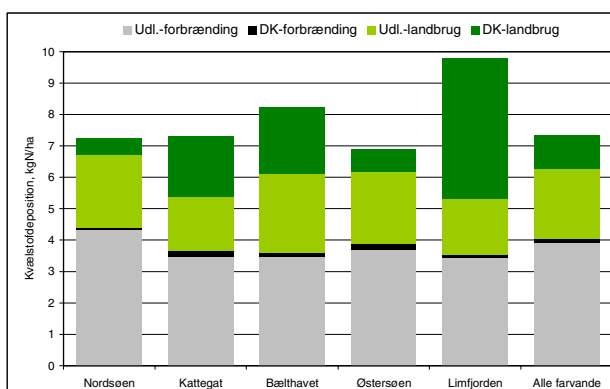
Målsætning

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).

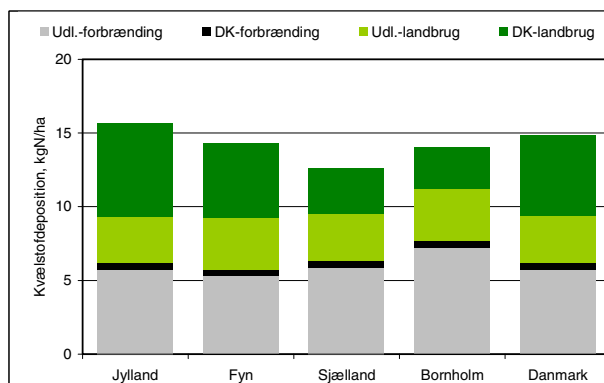
Tilstand og årsag

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 emission 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 kvælstoffilter 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 viste, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion. I 2005 kom ca. 56% og 44% af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandede kom ca. 45% og 55% af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.3 Kvælstofdeposition i 2005 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 2005 til Jylland, Fyn, Sjælland, Bornholm og Danmark opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

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 estimeret til kun at være på ca. 17%; den største danske andel forekom i det Nordlige Bælthav (38%), Lillebælt (36%), Kattegat (29%) og Skagerrak (19%) og den mindste i Nordsøen (8%). 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 er den danske andel estimeret til at være på ca. 39%. Den primære årsag til dette er den større deposition af ammoniak fra det lokale landbrug. Størst dansk andel ses for Jylland med 42% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen på Bornholm kun er på 25%. Det store bidrag fra danske kilder til depositionen i Jylland skyldes den store husdyrproduktion i dette område.

Links

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 kvælstoffer 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 europæisk plan på 41% for kvælstoffilterne 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 ca. 22% siden 1989. Det vurderes, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark som helhed. Lokalt kan der dog være betydelige afvigelser fra det generelle billede. Årsag til dette er navnlig deposition af ammoniak, som udgør en betydelig del af den samlede kvælstofdeposition og som varierer meget fra område til område pga. den lokale landbrugsproduktion.

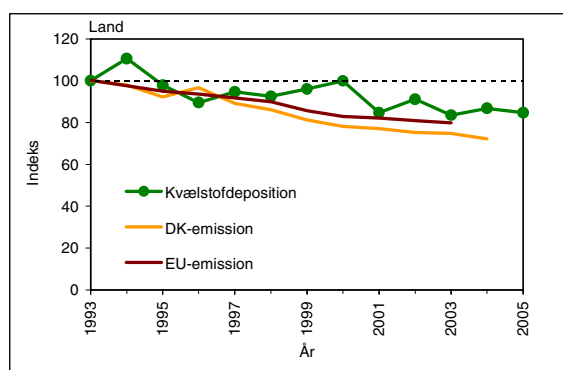
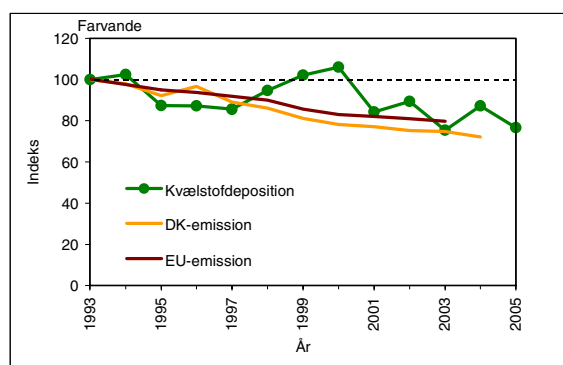
Den atmosfæriske kvælstofdeposition følger æn-

dringerne 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 en konsekvens 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 i kvælstofdepositionen 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 nedbørmængden ikke slår så kraftigt igennem på den samlede deposition.

De viste udviklingstendenser er baseret på målinger af våddeposition og tørdeposition beregnet ud fra målingerne af koncentrationen af kvælstofforbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul som anvendes i modelberegningerne. Derfor er udviklingstendensen blevet genberegnet helt tilbage til 1993 ved dette års rapportering (1990-1992 vil blive inkluderet ved rapportering i 2007). Opdatering af tørdepositionsmodul har ikke ændret på den gennemsnitlige udviklingstendens (se også bilag 3).



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 1993. 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., 2006) og fra de 25 EU-lande af EMEP (EMEP 2006).

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 gasformigt ammoniak og partikulært ammonium på to naturstationer.

Målsætning

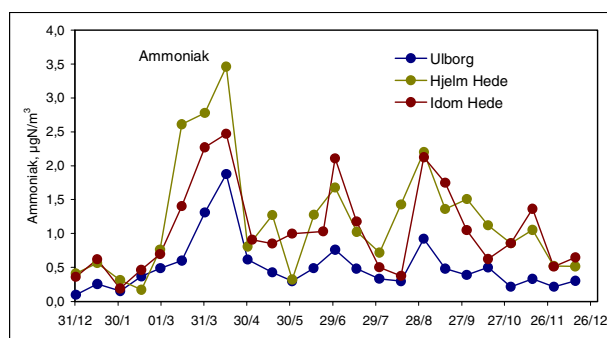
I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser. Dette omfatter også eventuelle 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. I 2005 forsattes målingerne på de to "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 gasformigt 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 (jvf. afsnit 2.7).

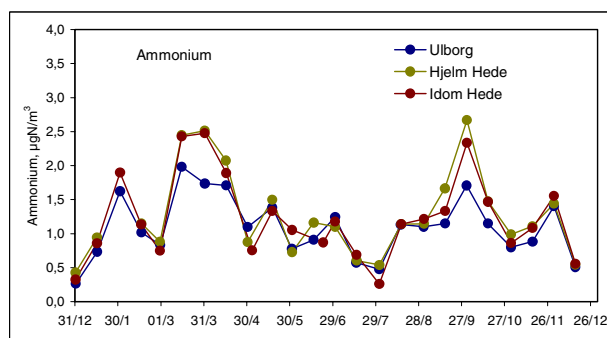
Som led i den generelle bestemmelse af kvælstofbelastningen er der yderligere etableret langtidsmålinger af koncentrationen af gasformigt ammoniak og salpetersyre samt partikulært ammonium og nitrat på en del af de faste stationer. Langtidsmålingerne foretages med den såkaldte denudermetode, som specifikt separerer gas og partikelbundet kvælstof dvs. ammoniak på gasform og partikelbundet ammonium samt salpetersyre og partikelbundet nitrat. De hidtidige målinger med filterpack-opsamleren 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 fysiske og kemiske egenskaber og deponeres med forskellig hastighed. Dette har indflydelse på, hvor langt stofferne transporteres via atmosfæren. Ammoniak på gasform transporteres over korte afstande og stammer derfor hovedsageligt fra lokalt landbrug. Partikelbundet ammonium transporteres over store afstande og en stor del er derfor langtransporteret til Danmark fra udenlandske kilder.

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 topper 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.



Figur 2.6 Ammoniakkoncentrationer målt på Hjelm hede, Idom hede og over skov i Ulborg i 2005. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (prik angiver start for opsamlingsperiode).

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 1. Forskellene i koncentrationsniveauer afspejler i et vist omfang områdernes emissionsdensitet. Alle stationer udviser forårs/forsommermaksimum og der ses forhøjede værdier igen i august. Det forholdsvis ens mønster stationerne imellem må skyldes en vis ensartethed i landbrugsaktiviteter kombineret med vejrforhold, der påvirker mere generelt.



Figur 2.7 Koncentrationer af partikulært ammonium målt på Hjelm Hede, Idom Hede og over skov i Ulborg i 2005. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (prik angiver start for opsamlingsperiode).

Figur 2.7 viser halvmånedsmiddelværdier af den partikulære ammoniumkoncentration 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 i netværket, 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 mindre geografiske variation og måling af de højeste ammoniumkoncentrationer i Sønderjylland hænger sammen med, at en stor andel af det partikulært bundne ammonium langtransporteres til Danmark fra områder med høj ammoniakemission syd for Danmark.

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 fluksen af ammoniak på Idom Hede, som er den ene af de to naturmålestationer. Fluksen er et mål for tørdepositionen og angives med fortegn. Negativ fluks angiver deposition mens positiv fluks angiver emission.

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.

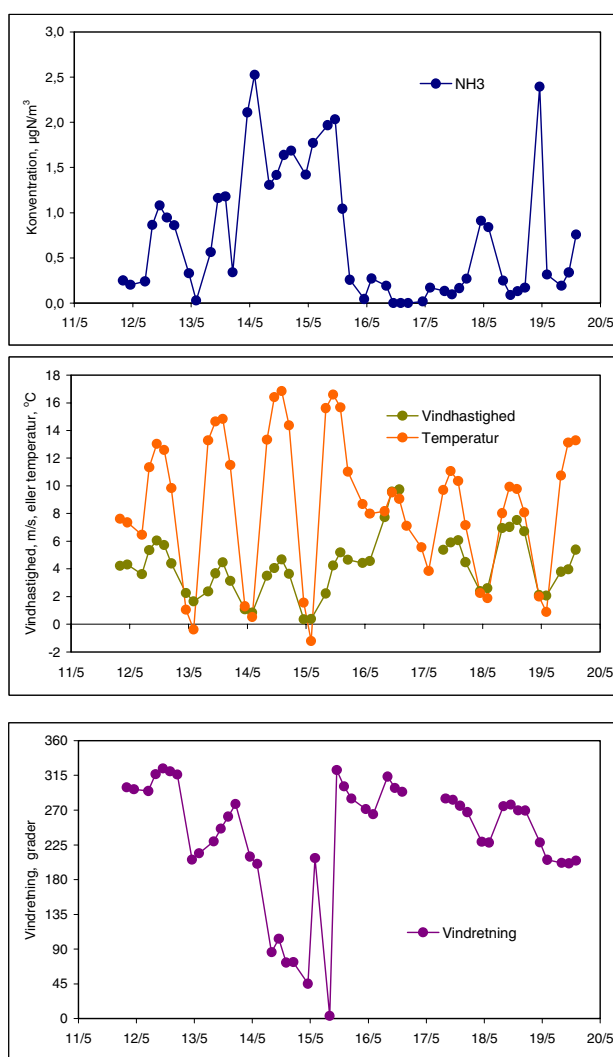
Tilstand og årsag

For at opnå større forståelse af de processer, der styrer depositionen af gasformig ammoniak, er der gennemført målinger af fluksen af ammoniak på Idom Hede. Indtil videre er der i alt udført tre målekamper på Idom Hede. Den første i september 2004 og den anden i maj 2005. Den tredje var planlagt til vinter 2005, men den blev udskudt til marts 2006. Resultaterne fra de tre kamper præsenteres samlet i Fokuspunkt 2 (se Kapitel 9), som også beskriver de anvendte metoder lidt nærmere.

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,

2, 3 og 6 m. Der måles en tripelbestemmelse af koncentrationen i hver målehøjde og pga. en forudsætning om lille variation i de meteorologiske forhold må midlingstiden ikke overstige tre timer. Der er målt tretimers middelværdier seks perioder i døgnet. I perioden omkring solopgang og solnedgang måles ikke, da de meteorologiske forhold her er stærkt vekslende.

Vejret i kampagneperioden var præget af dagstemperaturer på 10-16°C midt på dagen (figur 2.8). Om natten var temperaturen betydeligt lavere og to dage blev der målt temperaturer lige under frysepunktet. Vindhastigheden var typisk på 4-6 m/s midt på dagen, mens den næsten alle nætter var mindre end 2 m/s (i 4 m's højde). Meget lave vindhastigheder er metode-mæssigt et problem for fluksbestemmelsen, da de meteorologiske forudsætninger ikke holder og i disse perioder har det derfor ikke været muligt at beregne fluksen.



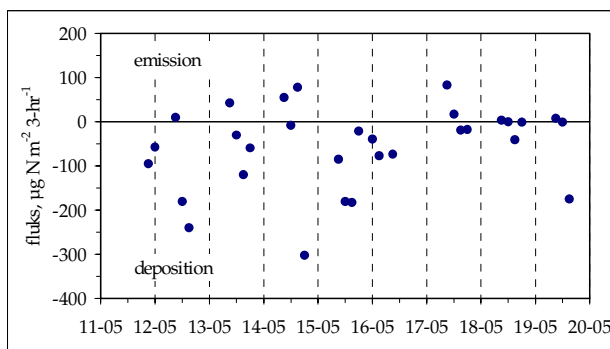
Figur 2.8 Koncentration af ammoniak i 3 m's højde, målt som tre-timersmiddelværdier på Idom hede i kampagne maj 2005. I midten ses vindhastighed og temperatur og nederst angives vindretning.

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 2,5 $\mu\text{gN}/\text{m}^3$.

De lave koncentrationer om natten d.13/5 måles samtidig med registrering af en relativ luftfugtighed tæt ved 100% og det er muligt, at dug/tåge ved overfladen har optaget ammoniakken. Der er dog også registreret nætter med dug/tåge, 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. Den høje koncentration om natten d. 19/5 skyldes formentligt kombination af vind direkte fra nærliggende husdyrstald og lav grænselagshøjde. Den lave grænselagshøjde fanger den emitterede ammoniak i et lag tæt ved jordoverfladen og medvirker derved til den høje ammoniakkoncentration.

De beregnede flukse for kampagneperioden vises i Figur 2.9. Det ses, at fluksen varierer mellem - 300 og 70 $\mu\text{gN m}^{-2}$ for opsamlingsperioderne af tre timers varighed. Dette svarer til en variation fra -9 kg N/ha per. år til lige over 2 kgN/ha per. år. Positive værdier angiver emission fra hedens planter, mens negative værdier angiver deposition af atmosfærens ammoniak. Der ses betydelig variation fra måleperiode til måleperiode. Gennemsnittet af fluksmålingerne svarer til en årsdeposition på 1,6 kgN/ha, men fluksene er ikke repræsentative for et helt år.

Resultaterne af målingerne af deposition af ammoniak diskuteres yderligere i Fokuspunkt 2, hvor resultaterne fra kampagnen i maj 2005 præsenteres sammen med resultaterne fra de øvrige målekampagner.



Figur 2.9 Beregnet fluks af ammoniak for målekampagnen i maj 2005. Fluksen angives som den samlede fluks i opsamlingsperioder af tre timers varighed.

2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala

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 og landoverfladens karakter (ruhed). 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 24 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.

Tilstand og årsag

For år 2005 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 24 udvalgte naturområder. DMUs målestationer indgår som en del af de 24 naturlokaliteter. Herved kan målinger af ammoniak anvendes 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 DEHM og lokalskalamodellen OML-DEP (Operational 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. DEHM beregner koncentration af ammoniak fra kilder udenfor OML-DEPs beregningsområde. OML-DEP beregner koncentration af ammoniak fra de lokale landbrug indenfor beregningsområdet. Indenfor beregningsområdet anvendes OML-DEP til beregning af tørdeposition af ammoniak fra kilder både indenfor og udenfor beregningsområdet. Deposition af den langtransporterede kvælstof beregnes med DEHM. Dette drejer sig om tørdeposition af kvælstoffilter og partikelbundet kvælstof samt om våddeposition af kvælstof.

Tabel 2.3 Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2005. Værdierne angiver den gennemsnitlige depositionen til det 400 m x 400 m felt, som ligger centralt i naturområdet og angiver derfor deposition til den naturtype, som dækker dette felt. Tabellen angiver tørdepositionen af ammoniak samt den øvrige tør- og våddeposition af kvælstof. 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	1	5	5	11
Frederiksborg	Nåleskov	2	11	5	18
Keldsnor	Landbrug	3	4	7	14
Lindet	Nåleskov	6	11	8	25
Tange	Løvskov	5	8	7	20
Ulborg	Nåleskov	4	10	7	21
Idom Hede	Hede	3	3	7	13
Hjelm Hede	Hede	3	3	7	13
Ulvemose V (83, 84)	Hede	2	3	7	12
Urup Dam (113)	Rigkær	5	4	5	14
Randbøl Hede (103)	Hede	3	3	7	13
Nørholm Hede (101)	Hede	3	3	7	13
Trehøje Hede	Hede	4	3	7	14
Vrads/Bavnhede (44)	Hede	2	3	7	12
Paradisbakkerne 136)	Hede	2	5	5	12
Skidendam (187)	Mose	1	4	5	10
Holm mose (17)	Mose	4	4	8	16
Draved C og V (115)	Mose	4	3	8	15
Afblæsningsfladen (7)	Fugtig klitlavning	1	4	5	10
Bøndersvig (153)	Lavmose	2	4	6	12
Holmegaardsmose (149)	Mose	2	4	6	12
Klibjerg/Esberg (111)	Klithede	2	4	7	13
Stenholt Højmosen (53)	Højmosen	4	3	6	13
Kongenshus NØ (30)	Hede	3	3	6	12

I forhold til sidste års rapportering er der sket forbedringer i beregningerne, idet den tidligere anvendte regionalskalamodel, ACDEP, er udskiftet med DEHM og idet det nye tørdepositionsmodul er implementeret i OML-DEP.

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data fra år 2005 fra DMU's vejrmiddel (*Brandt et al. 2000*). Emissionsdata på lokal skala for år 2004 er udarbejdet ved bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR), det Generelle LandbrugsRegister (GLR), landmændenes gødningsregnskaber indrapporteret til Plantedirektoratet samt markblokkort (*Gyldenkerne, 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 (arealinformationssystem).

Den beregnede deposition af kvælstof til de 24 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 tør- og våddeposition af kvælstof. Det deponerede kvælstof fra ammoniak varierer mellem 0,6 til 6 kgN/ha. Variationen skyldes først og fremmest forskelle i emissionen af kvælstof fra de lokale landbrug og afstanden til disse samt forskelle i naturtypens ruhed. Høj ruhed giver generelt høj afsætning af kvælstof.

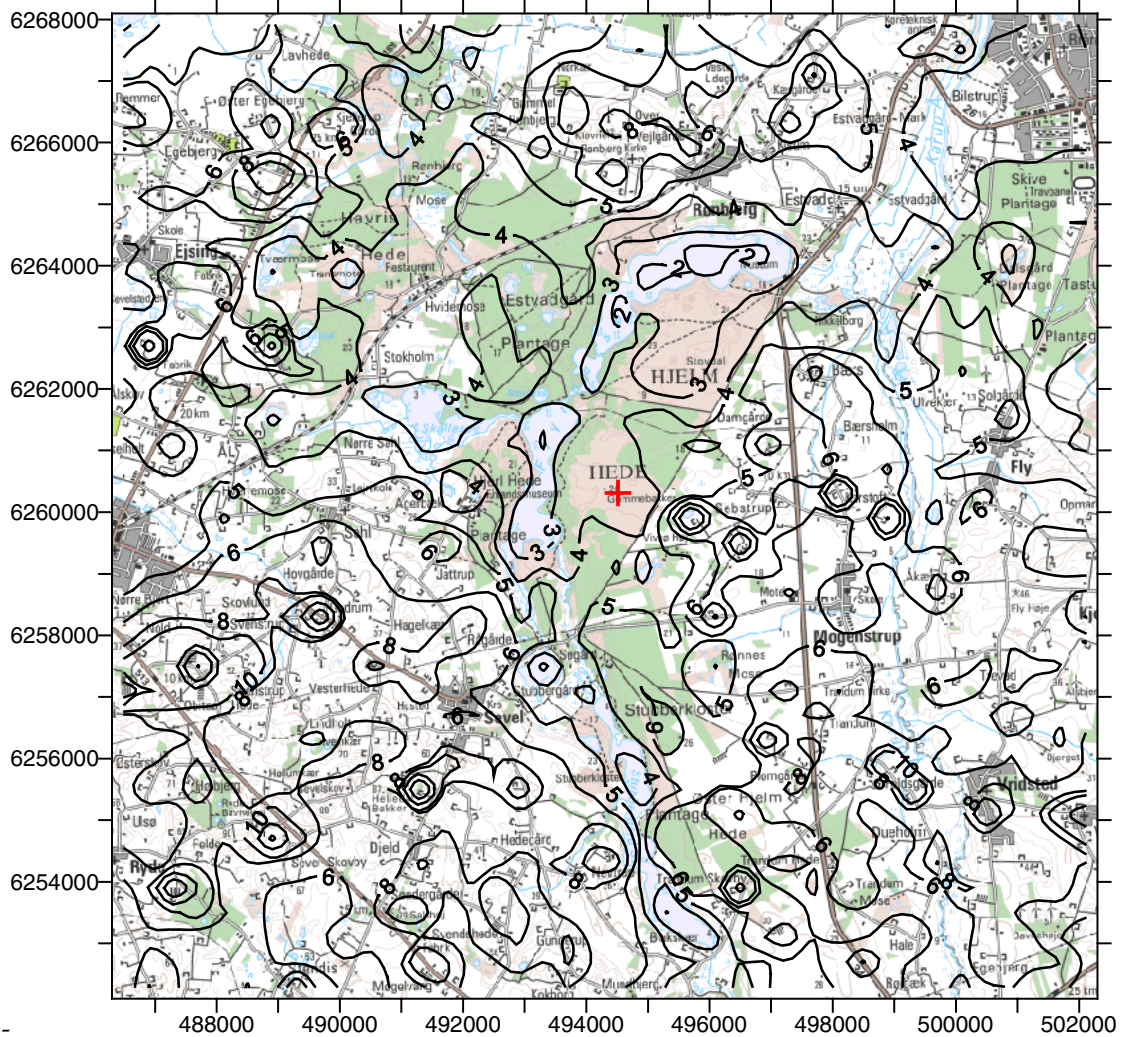
Den samlede kvælstofafsetsning til naturområderne varierer mellem 10 og 25 kgN/ha. Tallene i

tabel 2.3 er beregnet til selve naturtypen, hvilket fx giver den høje deposition til naturområder med skov, som har høj ruhed.

Et eksempel på hvordan den lokale deposition varierer ses i figur 2.11. Her er vist fordelingen i området omkring Hjelm Hede. Den mindste deposition af ammoniak på under 2 kgN/ha findes på søen vest for Hjelm 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 et rødt kryds i figuren.

Der ses mange lokale maksima, som er beliggende ved punktkilderne. De største depositioner direkte ved punktkilderne er over 30 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 6 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 forskningsprojekter 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 depositionsverdier.



Figur 2.11 Den beregnede geografiske variation af tørdeponeret ammoniak, kg N/ha i et 16 km x16 km område ved Hjem Hede for 2005. 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 Hjem Hede. Det røde kryds midt i kortet angiver punktet, hvor depositionen til Hjem Hede i tabel 1.1 er beregnet. Værdierne på akserne angiver placering af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord). Den samlede deposition til et punkt i området fås ved at addere den øvrige tørdeposition og våddepositionen til værdierne i figuren. For Hjem Hede svarer dette til addition af 10 kg N/ha.

Links

Kort over beregnet kvælstofdeposition til udvalgte naturlokaliteter:

<http://www.dmu.dk/Luft/Luftforurenings-modeller/Deposition/DepositionUdvalgt.htm>

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/

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 2005 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 2005 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 2004. 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 1989-2006.

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 2005 på 13 ng/m³, hvilket er det samme niveau, som tidligere. Den årlige tørdepositionen af fosfor er herefter estimeret til 0,02 kgP/ha. Dette estimat er baseret på tørdepositionen af parti-

kulært bundet kvælstof 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. fugleklatte i opsamlingstragterne). Våddepositionen bestemt på denne måde giver derfor anledning til en overestimering af våddepositionen af fosfor.

I 2001-2002 blev 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)*.

4 Svovl

4.1 Svovldeposition i 2005

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 end den kan tåle, herunder svovl som forsurende stof. Via Habitatdirektivet er Danmark forpligtet til at beskytte natur og miljø, herunder beskytte mod skadelige effekter som følge af deposition af forsurende svovlforbindelser. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for svovldepositionens størrelse og ej heller direkte reduktionsmålsætninger. Via målsætninger om reduktion af svovlemissionen er der dog lagt en form for indirekte målsætning om reduktion i svovldepositionen. Danmark har således via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere svovlemissionen frem til år 2010 til 67% af emissionen i 1990. En

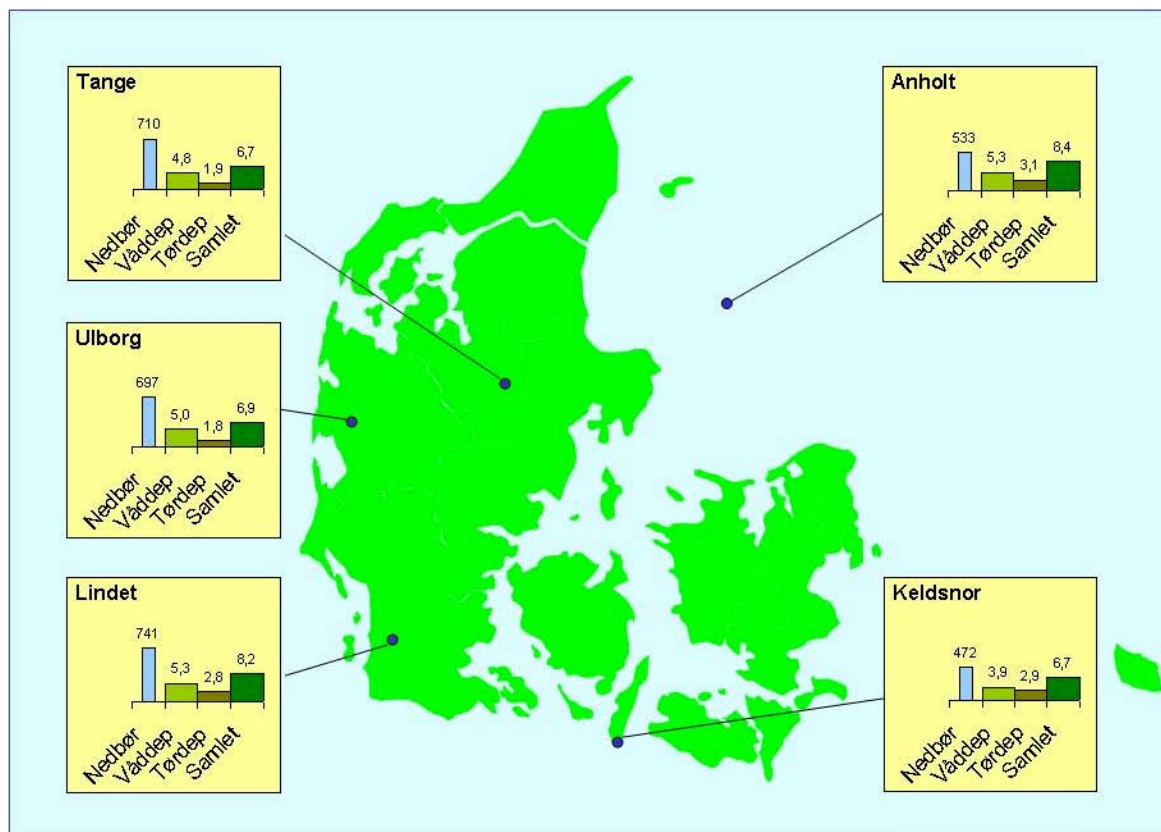
målsætning, som allerede er mere end opfyldt. Samlet vil Gøteborg-protokollen resultere i en reduktion af Europas svovludslip med 63% set i forhold til 1990.

Tilstand og årsag

Resultaterne i 2005 fra de seks danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af svovl lå på 6,7-8,4 kgS/ha for deposition (figur 4.1). Dette er ca. 13% højere end rapporteret for 2004. Årsagen er hovedsageligt opdatering af tørdepositionsmodul, hvilket medfører en højere tørdeposition af svovl ved målestationerne.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet og Anholt og den mindste deposition ved Keldsnor og Tange. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til de fem 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 høj svovldeposition i den sydlige del af Jylland.

Hovedparten af svovlforbindelserne stammer fra antropogen forbrænding af fossile brændstoffer i forbindelse med transport, energiproduktion, industri m.m.. Resten stammer fra naturlige kilder, hvoraf sul-



Figur 4.1 Svovldeposition og nedbørmængde ved de fem hovedstationer i 2005. Svovldepositionen er beregnet til en gennemsnitlig landoverflade. Nedbørmængden er angivet i mm og deposition er angivet i kgS/ha.

fat 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. Den høje svovldeposition på Anholt skyldes dels dette bidrag af sulfat fra havsalt og dels skibstrafik i Kattegat.

Nedbørsmængderne i 2005 er lav sammenlignet med gennemsnit for perioden 1989-2005 (se afsnit 1.2). På trods af dette ses en stort set uændret våddeposition i 2005 sammenlignet med 2004.

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 depositionsmåling, 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 2005 med måling af gasser og partikler ved målestationerne Keldsnor og Lindet er usikkerheden forhøjet for bestemmelse af tørdepositionen af svovl. For disse målestationer vurderes usikkerheden til at ligge omkring 30-40%.

Links

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

4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Relevans

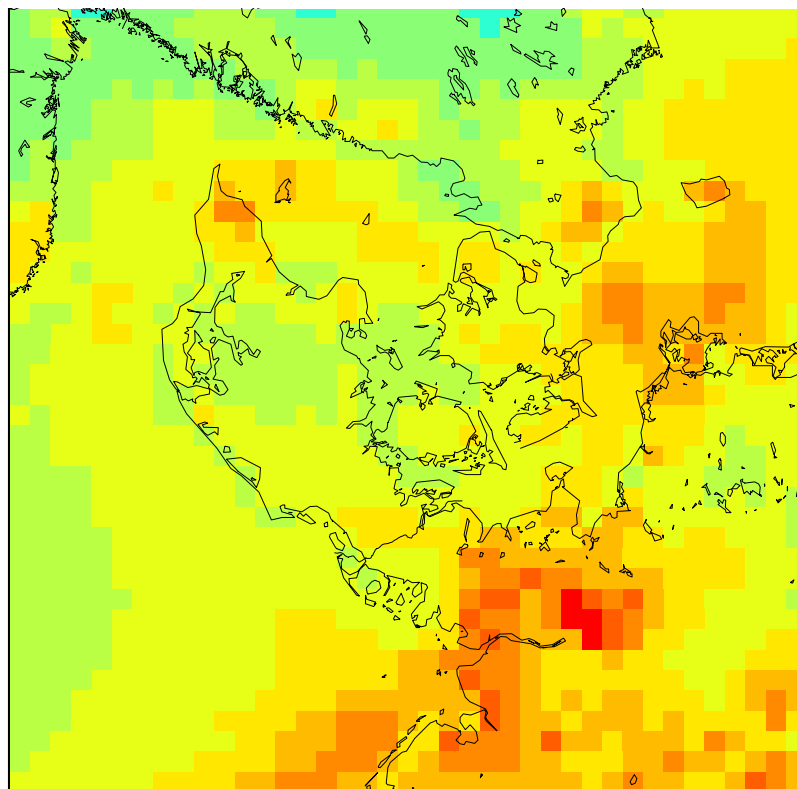
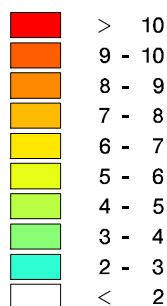
Deposition af svovl fra atmosfæren kan have en forurenende og dermed skadelig effekt på danske naturområder. Det er derfor vigtigt af bestemme den geografiske fordeling af depositionen og dermed belastningen af de enkelte landområder.

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 i øvrigt afsnit 4.1).

Tilstand og årsag

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for år 2005 beregnet til 24.000 ton S, hvilket er på niveau med depositionen i 2004. Den samlede deposition på danske landområder er næsten en faktor to større end den danske emission af svovl. Denne lå i 2004 på 12.200 ton S (Illerup *et al.*, 2006).



Figur 4.2 Den samlede deposition af svovlforbindelser beregnet for 2005. 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.

Den gennemsnitlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 5,5 kgS/ha (figur 4.2 og tabel 4.1), hvilket svarer til ca. 0,9 keq/ha. Til sammenligning er tålegrænserne for forsuring 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 forsuring afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af forsurende kvælstofforbindelser og syreneutraliserende baser også skal tages med i betragtning ved vurderinger af svovldeposition i relation til tålegrænser.

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 11% af den samlede deposition. De største danske bidrag ses i den nordlige del af Sjælland (16%), hvilket skyldes de relativt store danske emissioner i dette område. Dette bevirker også, at den største deposition af antropogen svovl beregnes for dette område. Den laveste deposition beregnes for Viborg og Ringkøbing Amt, hvor det danske bidrag kun er på 9%. Den danske andel af svovlafsætningen er blevet reduceret betydeligt ved dette års beregninger. Dette skyldes at international skibstrafik ved en fejl var regnet med som danske emissioner ved sidste års beregninger.

Deposition af svovl til de danske landområder beregnes med den nye og bedre model, DEHM. 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. 10-30% af den samlede antropogene og naturlige deposition.

Modellen er blevet opdateret i forbindelse med dette års beregninger. I gennemsnit giver opdatering dog ingen betydelige konsekvenser for den samlede afsætning af svovl til de danske landområder (se Bilag 3).

Modelberegningerne er foretaget med meteorologiske data for år 2005 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2004 (Illerup et al., 2006) og for resten af Europa for år 2003 (EMEP 2006). 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 således være 30-50% højere end angivet i figur 4.2 og tabel 4.1.

Ud fra sammenligning mellem resultaterne fra målinger og modelberegninger estimeres usikkerheden for de enkelte amter til at være op mod ±40%.

Tabel 4.1 Den samlede svovldeposition til de danske amter samt Københavns- og Frederiksberg Kommune beregnet for 2005. Tørdepositionen og dermed den samlede deposition er angivet som et gennemsnit for landområderne.

	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition per areal kgS/ha	Areal km ²
Københavns Kommune	0,03	0,02	0,05	5,9	90
Frederiksberg Kommune	0,003	0,002	0,01	5,9	9
Københavns Amt	0,2	0,1	0,3	5,7	531
Frederiksborg Amt	0,5	0,4	0,8	6,2	1349
Roskilde Amt	0,3	0,2	0,5	5,8	894
Vestsjællands Amt	0,9	0,8	1,7	5,8	2978
Storstrøms Amt	1,0	1,1	2,1	6,2	3391
Bornholms amt	0,3	0,2	0,4	7,5	590
Fyns Amt	0,9	1,0	1,9	5,4	3488
Sønderjyllands Amt	0,9	1,3	2,2	5,7	3863
Ribe Amt	0,7	1,0	1,7	5,5	3133
Vejle Amt	0,7	0,9	1,6	5,0	3193
Ringkøbing Amt	1,0	1,4	2,4	5,2	4656
Århus Amt	1,1	1,2	2,3	5,1	4558
Viborg Amt	0,9	1,1	2,0	4,8	4102
Nordjyllands Amt	2,0	1,7	3,7	5,9	6156
Hele landet	11	12	24	5,5	42978

Links

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.

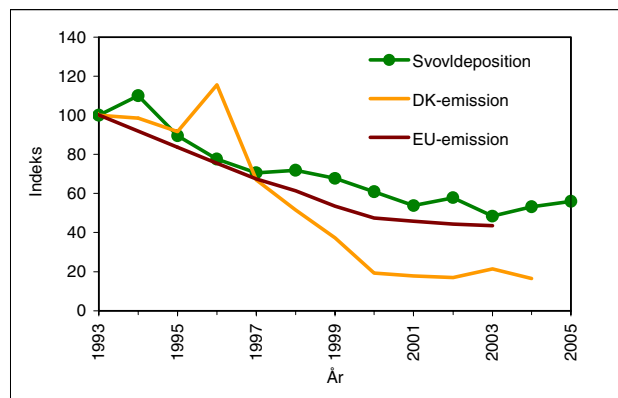
Udvikling og årsag

Figur 4.3 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra DMUs hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1990 er depositionen reduceret med ca. 62%; 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 bl.a. 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).



Figur 4.3 Udviklingstendenser for samlet deposition og emission af svovl. Alle værdier er indekseret til 100 i 1993. 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 2005

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.

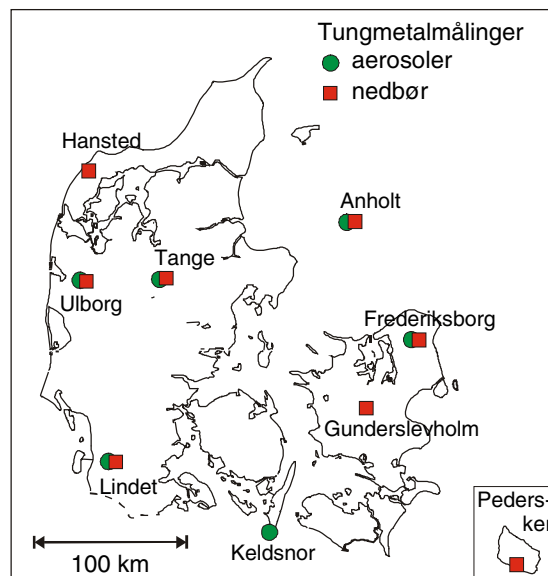
Tilstand og årsag

Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt gennem en årrække på de danske målestationer (figur 5.1). Resultaterne viser, at depositionen i 2005 (tabel 5.1) 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.

Depositionen af tungmetaller måles med bulkopsamlere (som for kvælstof, sulfat m.m.), hvor tragten er eksponeret for nedfald hele tiden; altså også i perioder,



Figur 5.1 Målestationer for tungmetaller i Danmark. rød: våddeposition - grøn: partikkelkoncentration.

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

En anden årsag til usikkerheden er, at estimerne 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 deposition (ca. 10% til vand og 20-30% til land), således at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke slår fuldt igennem.

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 2005. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2004 (Illerup, 2006).

Deposition	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land	Deposition til vand	Landområder (43.000 km ²)	Indre farvande (31.500 km ²)	Danske kilder
	µg/m ²	µg/m ²	ton/år	ton/år	ton/år
Cr, chrom	101	88	4	3	1,16
Ni, nikkel	264	221	11	7	9,6
Cu, kobber	730	693	31	22	8,5
Zn, zink	6216	5912	267	186	23
As, arsen	95	82	4	3	0,66
Cd, cadmium	29	24	1	1	0,53
Pb, bly	819	710	35	22	5,2
Fe, jern	34276	32377	1474	1020	-

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

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

DMU's hjemmeside:

<http://www.dmu.dk/Luft/Emissionsopg%C3%B8relser/>

J.B. Illerup, O. Nielsen, M. Winther, M.H. Mikkelsen, L. Hoffmann, S. Gyldenkerne, P. Fauser, M. Nielsen. Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE Inventories from the base year of the protocols to year 2004. Faglig rapport fra DMU nr. 589 <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rappporter/>

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

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 tungmetaldepositionen.

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 tungmetall afhænger af flere faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområder, der via den atmosfæriske transport, bidrager med tungmetallnedfald over Danmark. Denne emission har givetvis været for nedadgående de sidste 10 år, selv om oplysningerne om tungmetallemission 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.

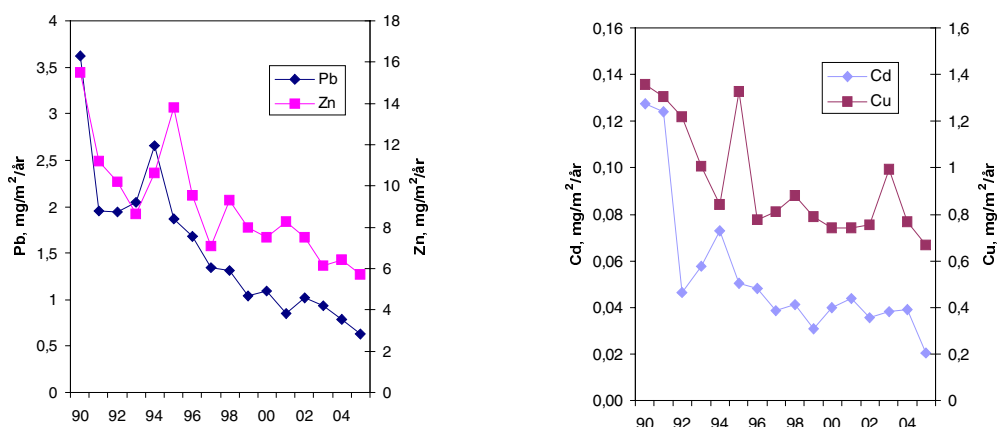
I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetallemissioner (Vestreng 2003; WEBDAB 2004) gennem 15 år med målingerne ved de danske målestationer. Emissionerne er opdelt i emissioner fra kildeområderne i Øst-, Vesteuropa samt Danmark. Der er god overensstemmelse mellem faldet i emissionerne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

En anden årsag til variationerne i våddepositionen 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 partikkelkoncentrationerne og i våddepositionen.

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

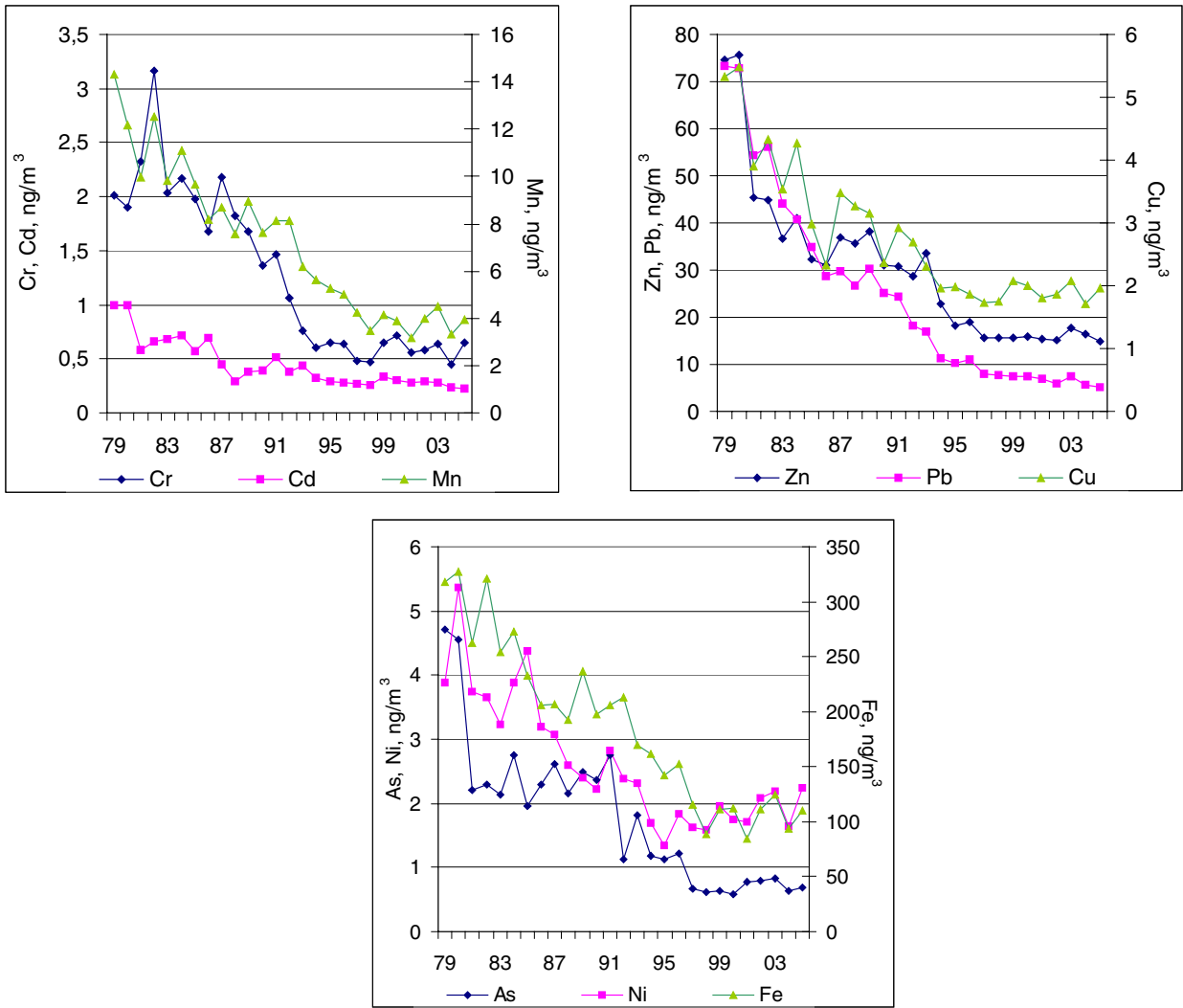
ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje Cu deposition i 1995 (Figur 5.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne fra 2003 ses ligeledes en væsentlig højere deposition når man sammenligner med de foregående år. En del af forklaringen på dette er givetvis, at luftens indhold 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.



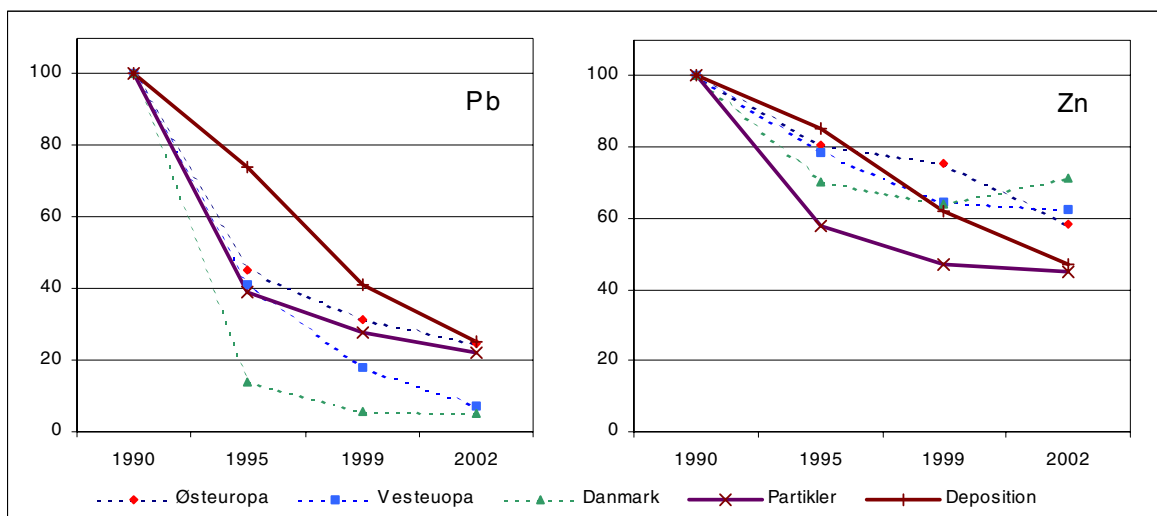
Figur 5.2 Tidsudvikling i våddeposition over en 15 årig periode af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg metal per m² per år, hvilket svarer til kg/(km² år).

Links

Yderligere information kan findes i 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 5.3 Udvikling gennem 27 år for koncentrationer i luften af en række tungmetaller. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange.



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

6 Ozon

6.1 Ozon og vegetation

Relevans

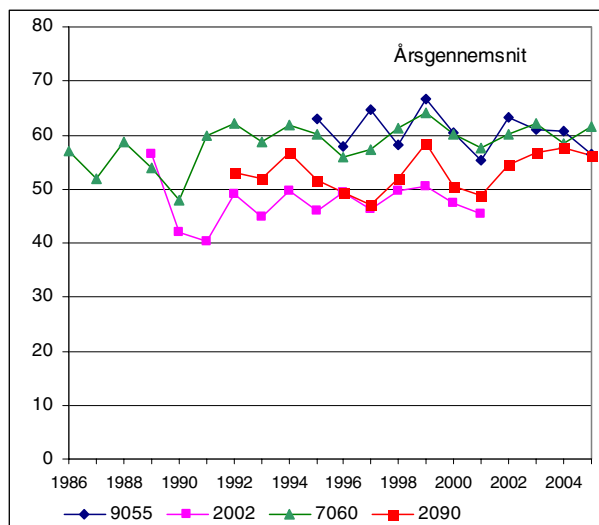
I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforurening, der ofte forekommer i koncentrationer, der har direkte toksisk virkning på planter. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan oxidere mange andre forbindelser i atmosfæren. Ozon reagerer også villigt med organiske forbindelser, bl.a. cellemembraner 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 fx 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 (Kärem-lämpi 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 kl. 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 årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2005 ligger årsgennemsnittet omkring og lige under 60 µg/m³ (svarende til 30 ppbv). 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 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 kvælstoffilter, der nedbryder ozonen.



Figur 6.1 Årsgennemsnittet 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. 2006).

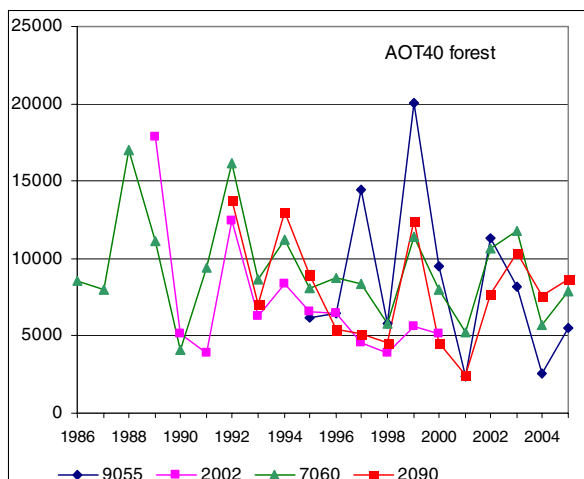
Figur 6.2 viser udviklingstendensen for AOT40 værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby. For Keldsnor og Lille Valbys vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2005 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 på 10.000 ppbv-timer.

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 1986-2005. Denne vurdering skal dog tages med forbehold for, at år til år variationerne kan være af samme størrelse som det samlede fald gennem perioden.

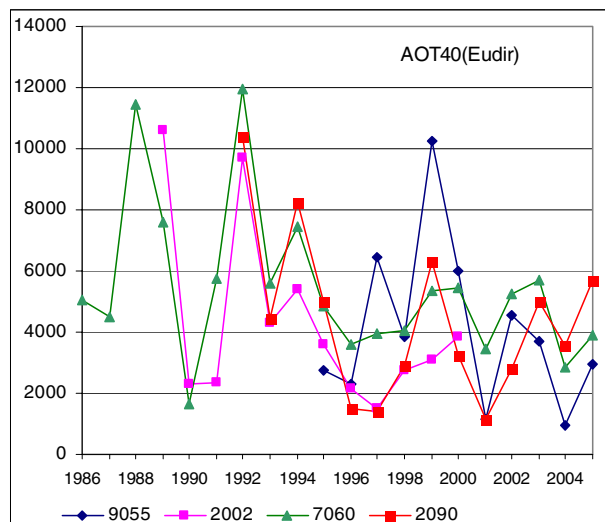
Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af de oxiderede kvælstofforbindelser, der leder til ozondannelsen. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og en del varme somre har kunnet føre til øget fotokemisk 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. Også tørve- og skovbrænde synes at have betydning. 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.

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.



Figur 6.2 AOT40 værdier for skov (enhed ppb•timer) over en år-række, 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. 2006). AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- og nedgang i april til september.



Figur 6.3 AOT40 værdier (enhed ppb•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. 2006). AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl 8.00 til 20.00.

Links

Information om ozon i relation til byerne kan findes i Kemp et al., Air quality monitoring programme, Annual summary for 2005, Faglig rapport fra DMU nr. 584, 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_miljoe-tilstand/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, fem nedbrydningsprodukter af pesticider samt tre 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.

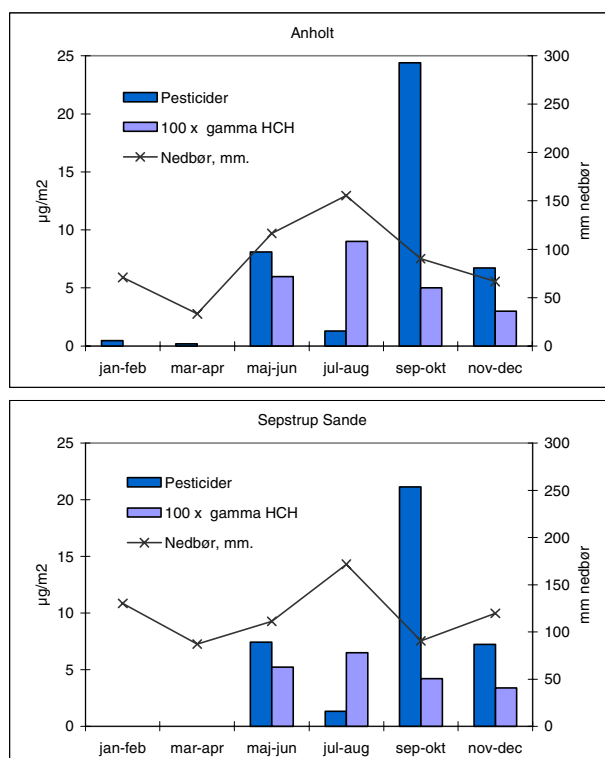
Tilstand og årsag

Våddepositionen af pesticider måles på to stationer, Anholt og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager (dvs. opsamler er kun åben når det regner) og analyseres efterfølgende for indholdet af de udvalgte pesticider (se tabel 7.1 og tabel 7.2). Der måles ikke luftkoncentrationer og 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 pesticiderne. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Tabel 7.1 og 7.2 samt figur 7.1 viser en oversigt over våddepositionen i 2005 af 14 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 detekteres pesticider i juli-august skyldes det, at de pågældende pesticider 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). Prosulfocarb udgør den største del af den samlede våddeposition. Dette afspejler formentlig, at prosulfocarb er et af de mest anvendte pesticider. Undersøgelser af Grant *et al.* (2006) viste, at i 2005 var prosulfocarb det mest anvendte aktiv stof i de fem landovervågningsoplande under NOVANA. Depositionen var omtrent på samme niveau på de to målestati-

oner. Generelt er mængden af pesticider i våddeposition lav og har derfor ikke akut virkning på planter.

Både i 2004 og 2005 blev der, som et supplement til programmet, analyseret for tre chlorerede pesticider: DDT, α - og γ -HCH (Lindan). De chlorerede pesticider har været anvendt på verdensbasis mellem 1950 til ca. 1970 til bekæmpelse af skadedyr, men efter at man opdagede, at disse stoffer er persistente og akkumuleres i fødekæden, har en lang række lande forbudt anvendelse af disse stoffer. Dette gælder for DDT. γ -HCH (Lindan) er en af de få chlorerede pesticider, der stadigvæk anvendes visse steder i verden. α -HCH (hovedbestanden af teknisk lindan, der er en blanding af forskellige isomerer af HCH) er stort set forbudt i alle lande på verdensbasis. α - og γ -HCH er flygtige og transporteres via luften over lange afstande og kan transporteres helt op til Arktis.



Figur 7.1 Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af almindeligt anvendte pesticider (inklusive 5 nedbrydningsprodukter) og chlorerede pesticider (γ -HCH) i 2005 målt over 2-måneders perioder på Anholt og Sepstrup Sande. Bemærk at værdierne for γ -HCH er ganget med en faktor 100. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode, mm. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-april på Sepstrup Sande.

I 2005 blev der kun fundet γ -HCH (Lindan) i nedbøren. Da γ -HCH (Lindan) ikke anvendes i Danmark og i de fleste af de europæiske lande, er stoffet langtransporteret til Danmark. Depositionen af γ -HCH (Lindan) er højst i sommerhalvåret, som er den periode, hvor der sprøjtes mod skadedyr.

Hverken DDT eller α -HCH blev fundet i nedbøren i 2005. For DDT er dette i overensstemmelse med, at det har været forbudt længe. I 2004 blev der fundet små mængder α -HCH i nedbør. Årsagen til, at der ikke blev fundet α -HCH i 2005 er formentlig, at koncentrationen er meget lav og derfor har ligget under detektionsgrænsen for analysen (se Bilag 2).

Links

Yderligere information om opsamlings- og analysemetoder kan findes i *Ellermann et al., 2005, Atmosfærisk deposition, 2004., Faglig rapport fra DMU nr. 555, Danmarks Miljøundersøgelser:*

http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR555.PDF

Table 7.1 Våddeposition i 2005 af 15 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.d. angiver at stofet ikke er detekteret. I.a. angiver, at der ikke har været analyseret for det pågældende stof. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-april på Sepstrup Sande.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup
Atrazine	n.d.		n.d.		n.d.	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chloridazone	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Desethylatrazine	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Desethylterbutylazine	n.d.		n.d.		3,8	2,2	0,3	0,8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Desisopropylatrazine	n.d.		n.d.		0,5	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,4	n.d.
Dichlorprop	n.d.		n.d.		n.d.	0,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Diuron	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Ethofumesate	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fenpropimorph	n.d.		n.d.		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.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hydroxysimazine	n.d.		0,0		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Isoproturon	0,0		0,1		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,3	0,2	0,4	0,8
MCPA	0,1		0,0		1,2	1,4	0,8	n.d.	0,3	0,2	n.d.	n.d.
Mechlorprop	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Metamitron	n.d.		n.d.		0,8	0,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Metazachlor	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	0,2	n.d.	0,3	0,2	n.d.	n.d.
Pendimethalin	0,3		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,9	2,5	1,2	1,9
Prosulfocarb	i.a.		i.a.		i.a.	i.a.	n.d.	0,2	21,6	18,0	4,7	4,5
Terbutylazine	n.d.		n.d.		1,8	2,0	n.d.	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Sum	0,5		0,2		8,1	7,4	1,3	1,3	24,4	21,1	6,7	7,2

7.2 Våddeposition af nitrophenoler

Relevans

Nitrophenoler er en gruppe organiske forbindelser der dannes fotokemisk i luften ved reaktion mellem kvælstoffilter og aromatiske hydrocarboner (fx toluen og benzen). Både kvælstoffilter 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 bl.a. med nedbør. Der analyseres i måleprogrammet for i alt syv 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

Våddepositionen af nitrophenoler måles på to stationer, Anholt og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager (dvs. er kun åben når det regner) og analyseres efter-

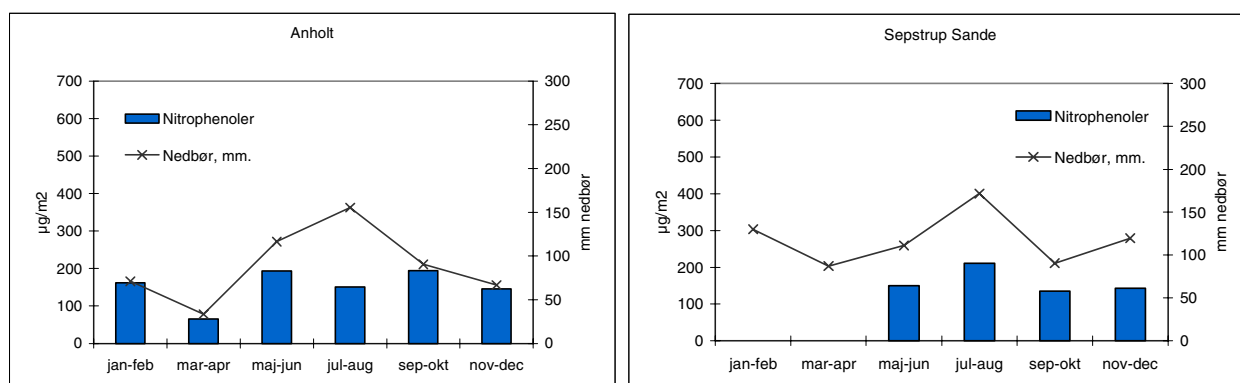
følgende for indholdet af syv udvalgte nitrophenoler (tabel 7.3). Der måles ikke luftkoncentrationer og tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå af-dampning og nedbrydning af nitrophenolerne. 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 2005. Middelkoncentrationer og årlig deposition er generelt sammenlignelige for de 2 stationer. Sæsonvariationen i våddepositionen på de to målestationer følger i store træk variationerne i nedbørsmængderne. 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.

Links

Yderligere information om opsamlings- og analysemetoder kan findes i *Ellermann et al., 2005, Atmosfærisk deposition, 2004., Faglig rapport fra DMU nr. 555, Danmarks Miljøundersøgelser:*

http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR555.PDF



Figur 7.2 Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2005 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode, mm. Der blev ikke samlet prøver i januar-april på Sepstrup Sande.

Tabel 7.2 Våddeposition i 2005 af nitrophenoler målt ved Anholt og Sepstrup Sande, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-april på Sepstrup Sande.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup
4-Nitrophenol	53		19		78	3	49	56	49	31	7	2
2,4-Dinitrophenol	19		12		36	50	33	53	43	32	33	34
2,6-Dinitrophenol	20		0,4		4	5	3	5	4	2	2	1
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	10		4		6	3	6	8	12	7	16	18
3-Methyl-2-nitrophenol	21		8		9	5	6	8	14	11	19	18
3-Methyl-4-nitrophenol	28		15		41	57	39	58	43	35	44	48
DNOC	11		6		19	25	15	23	29	18	23	21
Sum	162		66		193	149	151	211	194	135	145	143

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 energiproduktion. 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.

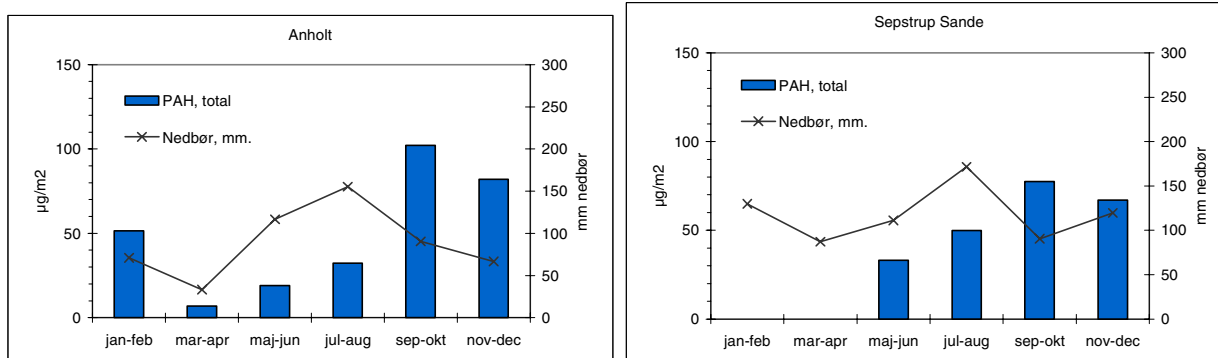
Målsætning

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

Våddepositionen af PAH måles på to stationer, Anholt og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager (dvs. at den kun er åben når det regner) og analyseres efterfølgende for indholdet af 25 udvalgte PAH (tabel 7.3), og omfatter benzo[a]pyren, der i EUs 4. datterdirektiv anvendes, som markør for PAH.). Der måles ikke luftkoncentrationer og tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på to måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå af-dampning og nedbrydning af PAH. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.



Figur 7.3 Samlet våddeposition af PAH i 2005 målt over 2-måneders perioder, µg/m². Der blev ikke samlet prøver ind i januar-april på Sepstrup Sande.

Figur 7.3 og tabel 7.4 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2005. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige for de 2 stationer. Deposition af PAH er størst i vinterperioden, hvor luftkoncentrationer af PAH er højere. Dette skyldes at emissioner af PAH er højere om vinteren p.g.a. af mere afbrændt af træ og fossilt brændsel, og at PAH bliver nedbrudt af sollys i sommerperioden.

Links

Yderligere information om opsamlings- og analysemetoder kan findes i *Ellermann et al., 2005, Atmosfærisk deposition, 2004., Faglig rapport fra DMU nr. 555, Danmarks Miljøundersøgelser*: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fa_grapporter/rapporter/FR555.PDF

Tabel 7.3 Våddeposition i 2005 af PAH målt ved Anholt og Sepstrup Sande, µg/m². n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen.. Der blev ikke samlet prøver ind i januar-april på Sepstrup Sande.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup	Anholt	Sepstrup
Acenaphthen	1,0		0,1		0,4	1,9	n.d.	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	2,3
Acenaphthylen	0,8		0,1		n.d.	0,4	n.d.	0,4	1,0	0,4	2,1	1,4
Anthracen	0,3		n.d.		n.d.	0,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,3	n.d.
Benz(a)anthracen	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,1	2,2
Benz(a)pyren	1,7		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,1	n.d.	2,1	2,9
Benz(e)pyren	1,6		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,5	1,4	2,6	2,8
Benz(ghi)perylene	0,7		n.d.		n.d.	n.d.	3,9	n.d.	2,1	n.d.	2,9	3,4
Benz(b+j+k)fluoranthener	3,9		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,4	n.d.	7,9	6,9
Chrysen+triphenylen	11,2		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	23,2	23,2	27,6	30,2
Dibenz[a,h]anthracen	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,1	n.d.
Dibenzothiophene	0,9		0,2		0,9	1,0	1,2	1,9	4,6	0,7	1,0	1,0
3,6-Dimethylphenanthrene	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluoranthren	2,0		0,2		n.d.	0,4	3,4	0,6	1,1	0,7	6,3	4,5
Fluoren	2,3		0,3		3,3	2,9	0,8	4,4	1,4	0,7	1,3	1,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,2		n.d.		n.d.	n.d.	1,5	3,1	n.d.	n.d.	3,3	4,0
1-Methylnaphthalen	3,7		1,1		2,5	4,6	2,9	8,2	12,2	7,0	2,7	2,5
2-Methylnaphthalen	7,6		1,9		5,1	10,1	3,3	18,8	28,3	17,5	2,7	2,9
2-Methylphenanthren	1,2		0,1		n.d.	0,5	n.d.	0,7	0,7	0,3	1,1	1,3
Naphthalen	5,8		2,0		4,4	8,1	3,1	11,9	21,9	22,2	3,9	3,7
Perylen	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Phenanthren	3,3		0,7		2,5	2,6	2,5	3,1	2,9	0,9	4,8	4,0
Pyren	2,0		n.d.		n.d.	n.d.	11,1	n.d.	0,4	n.d.	5,3	5,0
SUM	51		7		19	33	32	50	102	78	82	67

8 Fokuspunkt om lokal-skala beregninger i NOVANA

8.1 Indledning

Den luftforurening der i dag har størst betydning for den danske natur er nedfald og afsætning af atmosfærisk kvælstof i form af ammoniak (NH_3) og kvælstofoxiderne (kvælstofmonoxid (NO) og kvælstofdioxid (NO_2)) samt deres partikelbundne reaktionsprodukter ammonium (NH_4^+) og nitrat (NO_3^-). De væsentligste kilder til kvælstofoxiderne og ammoniak er hhv. forbrændingsprocesser (bl.a. relateret til energi- og industriproduktion samt forbrændingsanlæg og trafik) og husdyrproduktionen i landbruget (bl.a. fordampning fra staldanlæg og udbragt gylle).

Efter emission til atmosfæren bliver kvælstoffet opblandet og transporteret af vinden samt omdannet til andre kvælstofforbindelser pga. atmosfærekemiske reaktioner. Til slut afsættes kvælstofforbindelserne til overfladen igen. Dette kan ske ved såkaldt våddeponering dvs. ved fjernelse med nedbøren eller ved afsætning gennem direkte kontakt med overfladen, hvilket kaldes tørdeponering. Hastigheden hvormed stofferne tørdeponeres kaldes tørdepositionshastigheden. Den afhænger af de meteorologiske forhold, kvælstofforbindelsernes kemiske egenskaber og overfladens karakteristika. Fx vil en overflade med mange træer eller bygninger være karakteriseret ved at have en høj "ruhed", hvor kvælstof nemmere afsættes end på en glat overflade som f.eks. en græsmark eller en vandoverflade. Både de kemiske omdannelsesprocesser i atmosfæren og den efterfølgende afsætning har stor betydning for hvor langt kvælstofforbindelserne kan transporteres i atmosfæren.

Ammoniak er en gas, der relativt hurtigt afsættes ved direkte kontakt med overfladen i nærområdet. Studier har vist, at helt op til 50% af den emitterede ammoniak afsættes indenfor 50 km afstand fra kilden, men afsætningen vil i høj grad afhænge af lokale forhold (se *Hertel et al., 2005*, og referencer heri). I atmosfæren omdannes NH_3 relativt hurtigt (størrelsesordenen 10% pr. time) til partikulært ammonium ved reaktion med luftens sure gasser og partikler. Partikulært ammonium afsættes kun langsomt ved tørdeposition og det fjernes derfor hovedsageligt fra atmosfæren i forbindelse med nedbør (vådafsætning), idet partikulært ammonium let optages i vanddråber. Partikulært ammonium kan derfor transporteres over store afstande (>1000 km) før den fjernes igen.

For kvælstofoxiderne gælder det, at den udsendte NO relativt hurtigt omdannes til NO_2 , der ikke kan vådafsættes, men kun tørafsættes til overfladen. Dette sker relativt langsomt set i forhold til NH_3 . Under typiske forhold afsættes ammoniak ca. fem gange så hurtigt som NO_2 til en landoverflade med lav bevoksning (se *Asman et al., 1994*, og referencer heri). Ved kemisk omdannelse af NO_2 i atmosfæren dannes salpetersyre (HNO_3) (ca. 5% pr. time), som dels hurtigt kan tørafsættes og dels hurtigt omdannes til partikulært nitrat (NO_3^-). Som for partikulært ammonium er tørdepositionshastigheden re-

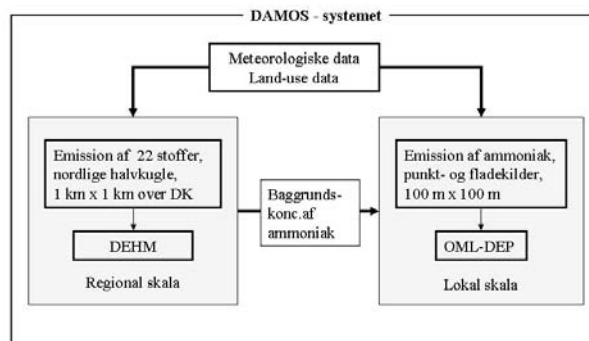
lativt lav for partikulært nitrat, der ofte transporteres over lange afstande før den afsættes med nedbøren.

Afsætning af kvælstof fra atmosfæren til de danske land- og naturområder varierer fra landsdel til landsdel. Men også på lokal skala ses der betydelige variationer i mængden, der afsættes. Det skyldes bl.a. de mange lokale kilder, der ud over landet varierer i tæthed og styrke hovedsageligt pga. forskelle i landbrugsdrift. Ved vurdering af lokale miljøeffekter som følge af afsætning af kvælstof til naturen, er det derfor nødvendigt at beregne både det regionale (langtransporterede) bidrag til afsætningen og de lokale variationer og bidrag til afsætningen. For at kunne gøre dette har Danmarks Miljøundersøgelser udviklet modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som er baseret på en kobling mellem regional-skala modellen DEHM og lokal-skala modellen OML-DEP.

I forbindelse med NOVANA anvendes DAMOS til at udføre detaljerede beregninger af kvælstofbelastningen til 24 udvalgte naturområder i Danmark. I det følgende beskrives først opbygningen af DAMOS og koblingen mellem regional- og lokal-skala modellen. Derefter beskrives modellerne mere detaljeret og de anvendte input data gennemgås. Til slut gives eksempler på beregningerne med DAMOS for år 2005 samt sammenligninger mellem modelresultater og data fra danske målestationer.

8.2 Modelsystemet DAMOS

I figur 1.1 ses den overordnede struktur af DAMOS. DEHM er en regional luftforureningsmodel udviklet ved Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI), DMU (*Christensen, 1997, Frohn, 2004*). Modellen dækker hele den nordlige halvkugle med en modelopløsning på ned til ca. 17 km x 17 km over Danmark. Det er en tredimensionel model som inkluderer realistiske beskrivelser af de fysiske og kemiske processer i atmosfæren baseret på de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser af bl.a. ammoniak og kvælstoffilter. DEHM anvendes bl.a. til at beregne depositionen af kvælstof og svovl til de danske farvandsområder, samt til amter og kommuner (se kapitel 1 og Fokuspunkt om DEHM i *Ellermann et al., 2005*).



Figur 8.1. Modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System) med beregningen af hhv. det regionale og lokal bidrag til den samlede kvælstofdeposition til f.eks. et naturområde.

Som beskrevet ovenfor adskiller ammoniak sig fra de andre kvælstofforbindelser ved at tørdeponere hurtigt og de lokale kilder for derved stor betydning. DEHM vil med en modelopløsning på ca. 17 km x 17 km derfor ikke kunne anvendes til en detaljeret beregning af tørdepositionen af ammoniak til et naturområde. Her anvendes i stedet OML-DEP som beregner den lokale spredning og deposition af ammoniak på basis af en detaljeret emissionsopgørelse over de lokale landbrugskilder. I NOVANA sammenhænge er OML-DEP sat op til at lave beregninger for 24 naturlokaliteter, hver placeret centralt i et modelområde på 16 km x 16 km. Hvert område er opdelt i et beregningsgitter på 40 x 40 felter; altså en opløsning på 400 m x 400 m. Dette giver en relativt høj geografisk opløsning af de beregnede depositioner samtidigt med at de lokale kilder til ammoniak er inkluderet i modelområdet. For at inkludere bidraget fra ammoniak kilder udenfor OML-DEP's modelområde indlæses der på randen af modelområdet luftkoncentrationer af ammoniak beregnet med DEHM. Dette bidrag kaldes i denne sammenhæng "baggrundskoncentrationen af ammoniak". Denne udtrækkes på timebasis fra DEHM på basis af vindretningen, således at det er ammoniak opstrøms for OML-DEP's modelområde, som overføres fra DEHM (se figur 8.2).

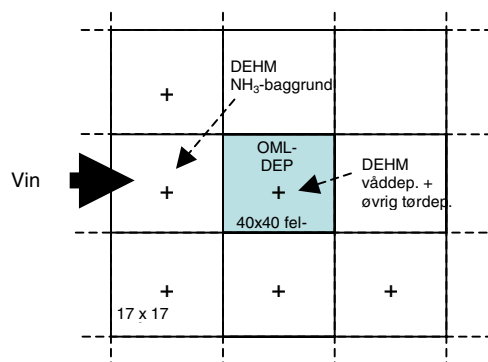
De andre kvælstofforbindelser varierer derimod ikke i så høj grad på lokal skala og kan derfor med rimelighed beregnes direkte med DEHM.

Den samlede kvælstofbelastning til et naturområde er altså sammensat af følgende komponenter fra DAMOS systemet:

1. Tøraftsat ammoniak beregnet med lokal-skala modellen OML-DEP på basis af dels emissionsopgørelse over de lokale landbrugskilder indenfor modelområdet på 16 km x 16 km, og dels bidraget fra ammoniak kilder udenfor OML-DEP's beregningsområde beregnet med regional-skala modellen DEHM.
2. Øvrig tøraftsætning (af bl.a. partikulært ammonium) samt vådaftsat kvælstof beregnet med DEHM. Værdierne er trukket ud fra modellens resultater for beregningsnettet på ca. 17 km x 17 km og kaldes typisk baggrundsniveauet af kvælstof.

8.3 Lokal-skala modellen OML-DEP

Ved modellering af atmosfærisk transport benyttes forskellige modeltyper afhængig af de tidsmæssige og rumlige skalaer der fokuseres på. Tæt på kildeområderne anvendes ofte Lagrangeske modeltyper, hvor transporten af et stof beskrives langs en trajektorie, der følger vinden. Den Operationelle Meteorologiske Luftkvalitetsmodel (OML) er en sådan model udviklet ved ATMI/DMU siden 1980'erne med henblik på at estimere spredning af luftforurening fra forskellige kilder på afstande op til 20-30 km. (se f.eks. Berkowicz *et al.*, 1986; Olesen *et al.*, 1992).



Figur 8.2 De forskellige bidrag til den samlede belastning af kvælstof til et naturområde. Det store gitter angiver DEHM's beregningsgitter med en opløsning på ca. 17 km x 17 km, hvorfra bl.a. baggrundskoncentrationen af ammoniak udtrækkes. Denne bruges som input til den lokale beregning med OML-DEP som dækker et modelområde på 16 km x 16 km med 40 x 40 beregningspunkter (det lyseblå felt). DEHM beregner hele tiden baggrundskoncentrationen af ammoniak i det felt som ligger opstrøms for det lyseblå felt. Med vestlig vindtæring vil det sige feltet vest for det lyseblå felt. Løbende overføres denne ammoniak til OML-DEP, som beregner den samlede tøraftsætning af ammoniak fra baggrunden og fra de lokale kilder beliggende indenfor det lyseblå felt.

Modellen har været brugt til mange formål og benyttes bl.a. af de danske myndigheder til at vurdere luftforureningen i forbindelse med miljøvurdering af industrielle anlæg. OML har også været brugt i forbindelse med kortlægning af luftkvalitet i byområder og i en speciel version langs motorveje (se bl.a. Jensen *et al.* 2004), samt til vurdering af spredning af pollen fra GMO afgrøder (Geels *et al.* 2004).

OML modellen er videreudviklet fra udelukkende at beregne spredning fra punkt- og arealkilder til, at den i dag også kan anvendes til beregning af den atmosfæriske afsætning af f.eks. pollen og ammoniak til overfladen. Denne version af modellen kaldes OML-DEP. I det følgende beskrives først spredningsdelen af modellen og derefter de tørdeponeringsparameteriseringer som er inkluderet i OML-DEP.

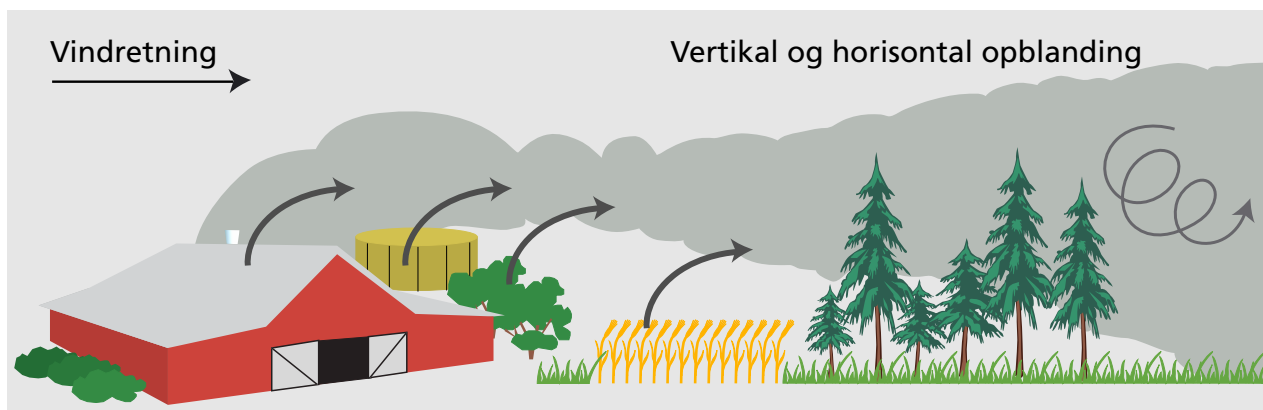
Atmosfærisk spredning

OML-DEP er en Gaussisk røgfane model. Principperne bag denne type model er baseret på målinger af koncentrationsfordelingen nedstrøms fra en kilde f.eks. en skorsten. Målingerne viser, at den atmosfæriske spredning tilnærmelsesvis fører til, at koncentrationen i den såkaldte røgfane fra en punktkilde er normal fordelt (også kaldet en Gaussisk fordeling) i både vertikal og horisontal retning omkring røgfanens centerlinje. En sådan Gaussisk fordeling beskrives ud fra spredningsparametrene σ_y og σ_z som angiver størrelsen (standardafvigelsen) af spredningen fra centerlinjen i henholdsvis horisontalt og vertikalt plan. Figur 8.3 illustrerer "røgfanen" fra en emissionskilde, her en gård med tilhørende marker, og den efterfølgende spredningen pga. vinden og de turbulente processer i atmosfæren.

I OML er den atmosfæriske spredning beskrevet ud fra en parameterisering baseret på grundlæggende fysiske parametre der karakteriserer turbulensen i

det atmosfæriske grænselag. De Gaussiske spredningsparametre σ_y og σ_z er kontinuerte funktioner af typiske meteorologiske parametre. Effekterne af flere forskellige processer, bl.a. mekanisk og termisk turbulens, og for punktkilder, røgfanens opdrift og forstyrrelser pga. omgivende bygninger, bidrager til den samlede produktion af turbulens og spredning i modellen. En detaljeret beskrivelse af de fysiske pa-

rameteriseringer er givet i de originale referencer (Olesen, 1994; 1995; Berkowicz et al., 1986). I en række sammenligninger i forbindelse med et internationalt harmoniseringsarbejde har modellen klaret sig fint i tests.



Figur 8.3 Schematisk illustration af "røgfanen" af ammoniak emitteret fra staldanlæg og marker samt den efterfølgende spredning og opblanding i atmosfæren og tørdepositionen til overfladen.

Tørdeposition

Som allerede nævnt er OML i de senere år videreudviklet til at inkludere tørafsætning af bl.a. ammoniak og i forbindelse med arbejdet til denne NOVANA rapport er et nyt tørafsætningsmodul implementeret i modellen. Dette modul følger metoden til beregning af tørafsætning som i dag anvendes i EMEP modellen (Simpson et al., 2003, Emberson et al., 2000). Dermed beregnes tørafsætningen på samme måde i den regionale og lokale model.

Nedfald af luftforurening i form af gasser eller partikler til jordens overflade er i tørvejr bestemt af en kombination af nedsynkning som følge af tyngdekraftens indflydelse samt turbulent og molekylær diffusion. Den samlede tørafsætning (også kaldet fluxen, F_d) til overfladen antages typisk at være proportional med koncentrationen (c) og afsætningshastigheden v_d :

$$F_d = v_d c$$

Der eksisterer ikke en direkte formel for hvordan afsætningshastigheden (v_d) skal beregnes, og i stedet anvendes en parameterisering der er baseret på en antagelse om at afsætningsprocessen kan beskrives ved hjælp af en analogi til et elektrisk kredsløb med modstande i serieforbindelse (se fx Seinfeld 1986), hvor en høj modstand mod tørafsætning resulterer i en langsom tørafsætning.

I beskrivelsen af tørafsætningen bliver resultatet af at anvende denne analogi, at der kan antages at være tre modstande mod afsætning til overfladen; modstanden mod aerodynamisk transport gennem grænselaget (r_a), modstanden mod transport gennem et quasilaminært grænselag som befinder sig i de ne-

derste få mm fra overfladen (r_b) og modstanden mod afsætning på selve overfladen (r_c). Udtrykket for v_d er for stoffet i givet som:

$$v_d(i) = \frac{1}{r_a + r_b(i) + r_c(i)}$$

Den aerodynamiske modstand (r_a) afhænger af forskellige meteorologiske parametre, som friktionshastighed, turbulens og den atmosfæriske stabilitet.

Den quasi-laminære modstand (r_b) afhænger af diffusiviteten af de enkelte gasser i luft, dvs. af hvor hurtigt den enkelte gas opblandes i luften. I modellen anvendes et udtryk for r_b der bl.a. afhænger af viscositeten i luften.

Overflademodstanden (r_c) består af to komponenter; en der beskriver modstanden mod stomatalt optag i vegetationen (det vil sige optag gennem planternes spalteåbninger, kaldet stomata), og en der beskriver den overflademodstand der ikke afhænger af stomata. For det stomatale optag findes der i litteraturen en detaljeret beskrivelse for ozon og denne er anvendt i det nye tørafsætningsmodul. Alle andre gassers overflademodstand mod stomatalt optag baseres på resultaterne for ozon skaleret med forholdet mellem de to gassers diffusivitet.

Beregningen af modstanden mod stomatalt optag afhænger af en lang række parametre, heriblandt vegetationstypen og bladenes størrelse, vækstsæsonen, mængden af solindstråling som vegetationen har til rådighed til fotosyntese, overfladetemperaturen, forskellen i damptrykket i og udenfor de enkelte planter og endelig vandindholdet i jorden.

Den overflademodstand der ikke afhænger af stomata er for ammoniak afhængig af forholdet mellem koncentrationen af ammoniak og svovldioxid (et mål for "suhedsgraden") i atmosfærens ne-

derste lag samt af overfladetemperaturen og den relative fugtighed. Koncentrationen af svovldioxid varierer kun lidt inden for modelområdet på 16 km x 16 km og indlæses fra den regionale model, DEHM.

For at få et samlet udtryk for overflademodstanden (r_c) kombineres udtrykkene for modstand mod stomatalt og ikke-stomatalt optag:

$$r_c = \frac{1}{lai \cdot g_{sto}(NH_3) + g_{ns}(NH_3)}$$

Her er $g_{sto}(NH_3)$ den stomatale ledningsevne (ledningsevne er det reciprokke af modstand), $g_{ns}(NH_3)$ er den non-stomatale ledningsevne og lai er det såkaldte *leaf area index* der udtrykker hvor mange og hvor store blade der er på vegetationen. For overflader der ikke er dækket af vegetation beregnes r_c som bidraget fra non-stomatalt ledningsevne alene.

Udvaskning

Der er i OML-DEP ikke taget hensyn til perioder med regn og den efterfølgende udvaskning af luftforurening. Det er en rimelig tilnærmelse da det kun regner ca. 5% af tiden i Danmark. Modelberegninger har også vist at langt hovedparten af vådafsætningen af ammonium stammer fra kilder udenfor Danmark og det lokale bidrag til våddeposition spiller derfor kun en meget lille rolle.

Atmosfærekemi

For at tage højde for den kemiske omdannelse af ammoniak i atmosfæren inkluderer modellen et simpelt kemimodul (Asman et al., 1989), som i gennemsnit reducerer ammoniakkoncentrationen med ca. 10% indenfor et typisk modelområde på 16 km x 16 km og ved typiske meteorologiske forhold.

Model usikkerhed

Usikkerheden ved en DAMOS-beregning er sammensat af mange bidrag: den OML-beregnete spredning/fortynding, baggrundskoncentrationen fra DEHM, den anvendte depositions algoritme, den numeriske metode til beregning af depositionen, de meteorologiske data samt emissionen. Den samlede usikkerhed på den samlede årlige depositions beregning med DAMOS vurderes at ligge indenfor $\pm 50\%$. Usikkerheden på de højeste depositioner i umiddelbar nærhed af kilderne kan dog være højere, da modellens algoritmer ikke er valideret for så store depositionsverdier. Disse vurderinger er dog kun foreløbige, idet der i forbindelse med forskningsprojekter under VMP III er ved at blive indsamlet måledata til brug for en mere grundig vurdering af kvalitet af OML-DEP.

Modelopsætning

OML-DEP beregner koncentrationen og afsætningen af ammoniak time for time baseret på et sæt af meteorologiske data, oplysninger om emission og overfladens arealanvendelse. Disse input data er beskrevet nedenfor.

Modellen opsættes med et kvadratisk beregningsgitter bestående af 40 x 40 beregningspunkter. Størrelsen af modelområdet og dermed opløsningen af beregningen bestemmes bl.a. ud fra hvilke kildeområder der ønskes inkluderet i beregningen.

I denne rapport er der udført beregninger for de 24 naturlokaliteter, hver med et modelområde på 16 km x 16 km med naturlokaliteten placeret centralt i området. Hvert område er opdelt i et beregningsgitter med felter af 400 m x 400 m, hvilket giver en relativt høj geografisk opløsning af de beregnede kvælsafafsætninger samtidigt med at de lokale kilder til ammoniak er inkluderet i modelområdet.

Arealanvendelse

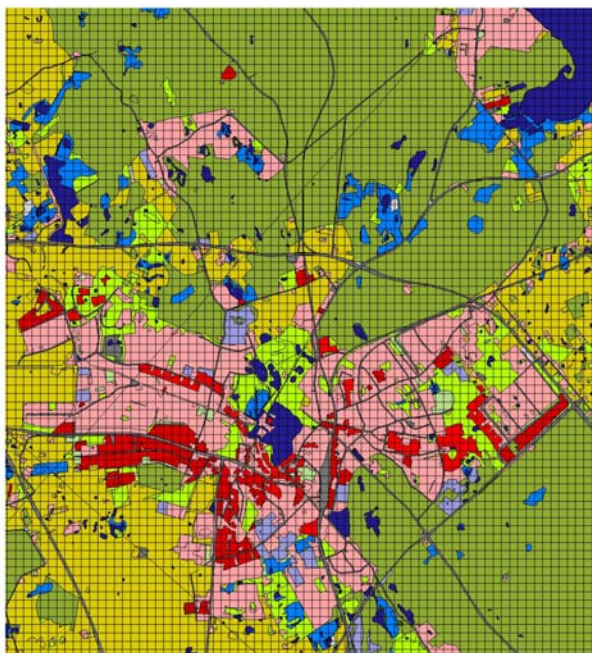
Overfladens vegetation/beskaftethed også kaldet arealanvendelsen har stor betydning for hvor hurtigt luftforurening afsættes på overfladen. En "ru" overflade dækket af f.eks. skov vil således medføre en større afsætning til overfladen end f.eks. en relativt "glat" overflade som en græsmark. For Danmark er disse oplysninger samlet i Areal Informations Systemet (AIS, Nielsen et al., 2000). Herfra kan udtrækkes den procentvise fordeling af forskellige overfladetyper indenfor f.eks. 100 m x 100 m. Et eksempel på kortlægningen af arealanvendelse er vist i figur 8.4, der dækker Hillerød og omegn. For hvert beregningsområde kan overfladen være opdelt på op til 15 forskellige typer udtrukket fra AIS med en opløsning på 100 m x 100 m, som indlæses i modellens beregningsnet.

Emissionsdata

OML-DEP inkluderer emissioner af ammoniak pga. fordampning fra landbrug i Danmark. Emissionsdata på lokal skala fås ved bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR), det Generelle LandbrugsRegister (GLR), landmændenes gødningsregnskaber indrapporteret til Plantedirektoratet samt markblokkort (Gyldenkerne et al., 2004 og 2005). For hver ejendom beregnes en "normemission" på baggrund af hvilke dyrearter der er og deres antal, samt hvilke afgrøder der dyrkes på de marker, som tilhører den pågældende ejendom. Den geografiske fordeling af emissionen er derfor meget detaljeret og er bl.a. fordelt på de enkelte staldandlæg, også kaldet punktkilder. Informationen om emissionen fra de såkaldte arealkilder via udbringning af gødning til markerne og emissionen fra afgrøderne er fordelt med en geografisk opløsning på 100 m x 100 m.

I OML DEP tages der højde for af emissionen af ammoniak varierer hen over året som følge af en kombination af alm. landbrugspraksis i Danmark (f.eks. udbringning af gødning om foråret styret af plantevæksten) og variationer i meteorologiske parametre (hovedsageligt temperatur), der har indflydelse på bl.a. fordampningen fra gylletanke og længden af vækstsæsonen (Gyldenkerne et al., 2005).

Data der ligger til grund for den anvendte emissionsfordeling er gældende for 2004.



Figur 8.4 Eksempel fra Hillerød og omegn på areal-anvendelsesdata anvendt som input for modelberegningerne. Data er her vist i net på 100 m x 100 m.

Det skal bemærkes at oplysninger om staldd typer, foder- og udbringningspraksis mm på nuværende tidspunkt ikke er tilgængelige i forbindelse med udarbejdelsen af emissionsdatasættet. Emissionen fra det enkelte dyrebrug er derfor beregnet på basis af antagelser om en standardpraksis og standardemissionsfaktorer for stalde mm. Ligeledes er hobbylandbrug og flere dyretyper som f.eks. heste ikke registreret i CHR på nuværende tidspunkt. Emissionsestimaterne er derfor normaliseret til den samlede danske ammoniakemission fra landbruget opgjort af DMU. Usikkerheden på den enkelte kilde forventes at være i størrelsesordenen 25-40% (S. Gyldenkerne, DMU, personlig kommunikation, 2006).

Arealkilderne indlæses i OML-DEP's modelområde og fordeles jævnt i beregningsfelterne på 400 m x 400 m. Et eksempel på hvordan det samlede lokale emissionsdatasæt ser ud er givet i figur 8.5.

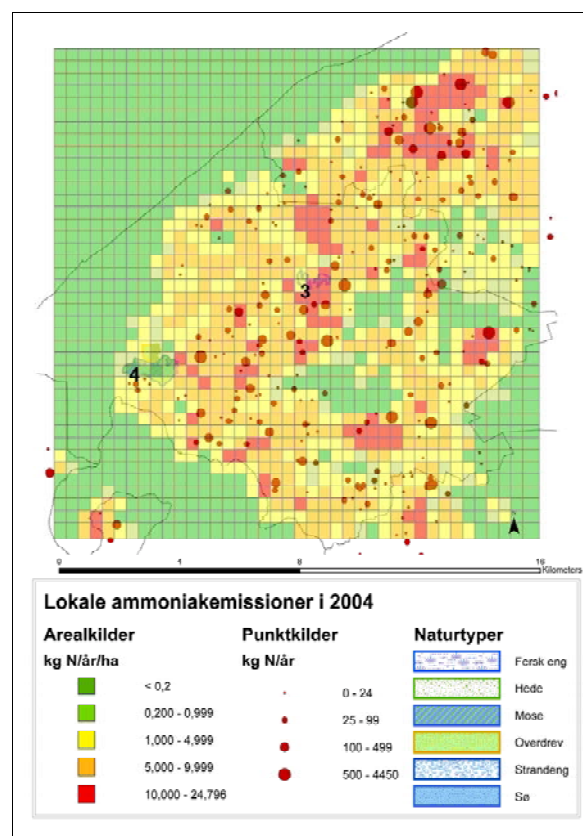
Meteorologiske data

OML-DEP er udviklet til at lave beregninger på basis af meteorologiske inputdata fra f.eks. en meteorologisk mast eller beregnede data fra en vejrmudel. I begge tilfælde skal data bearbejdes i såkaldte preprocessorer, der er udviklet specielt til at beregne de mikrometeorologiske parametre, som indgår i denne type spredningsmodel. I forbindelse med beregningerne til NOVANA er DAMOS systemet udviklet til at benytte input fra vejrpoggnosemodellen MM5 version 3 (Grell et al., 1995). MM5 er en tre-dimensionel numerisk vejrpoggnosemodel, som på DMU anvendes med en opsætning, der mht. modelområde og horisontalopløsning svarer til den regionale model DEHM. Over Danmark beregnes de meteorologiske data således med en opløsning på ca. 17 km x 17 km

og en tidslig opløsning på en time. Data for 2005 er anvendt her.

Randbetingelser

Lokal-skala-modellen inkluderer emissioner af ammoniak indenfor beregningsområdet på f.eks. 16 km x 16 km. Men pga. transporten med vinden vil emissionskilder udenfor området også bidrage til koncentrationen og dermed afsætningen af ammoniak i dette område. Som beskrevet i afsnit 1.1 og figur 1.2 inkluderes dette baggrundsbidrag ved at anvende beregningerne fra regional-skala modellen, DEHM, som input til OML-DEP. På basis af oplysninger om placering og størrelse af OML-DEP's beregningsområde, den regionale beregning og tidsserier af vinddata beregnes, hvor meget ammoniak der blæser ind i beregningsområdet. På tilsvarende måde udtrækkes overfladekoncentrationen af SO₂ til anvendelse i beregningen af tørafsætningen af ammoniak. Disse tidsserier indlæses på randen af OML-DEP's beregningsområde.



Figur 8.5 Eksempel på lokal emissionsopgørelse indlæst i OML-DEP's beregningsgitter.

8.4 Resultater

I figur 8.6 er den beregnede geografiske fordeling af tørdeponeret ammoniak (kg N/ha) i området omkring Lindet vist som eksempel på de lokale beregninger for 2005. Lindet er lokaliseret i Sønderjylland i et område med mange dyrehold. I fordelingen af afsat ammoniak ses mange lokale maksima som skyldes emissionen fra lokale punktkilder, altså går-danlæg og emission fra udbringningsarealer og afgrøder. Den største afsætning på over 20-30 kg N/ha

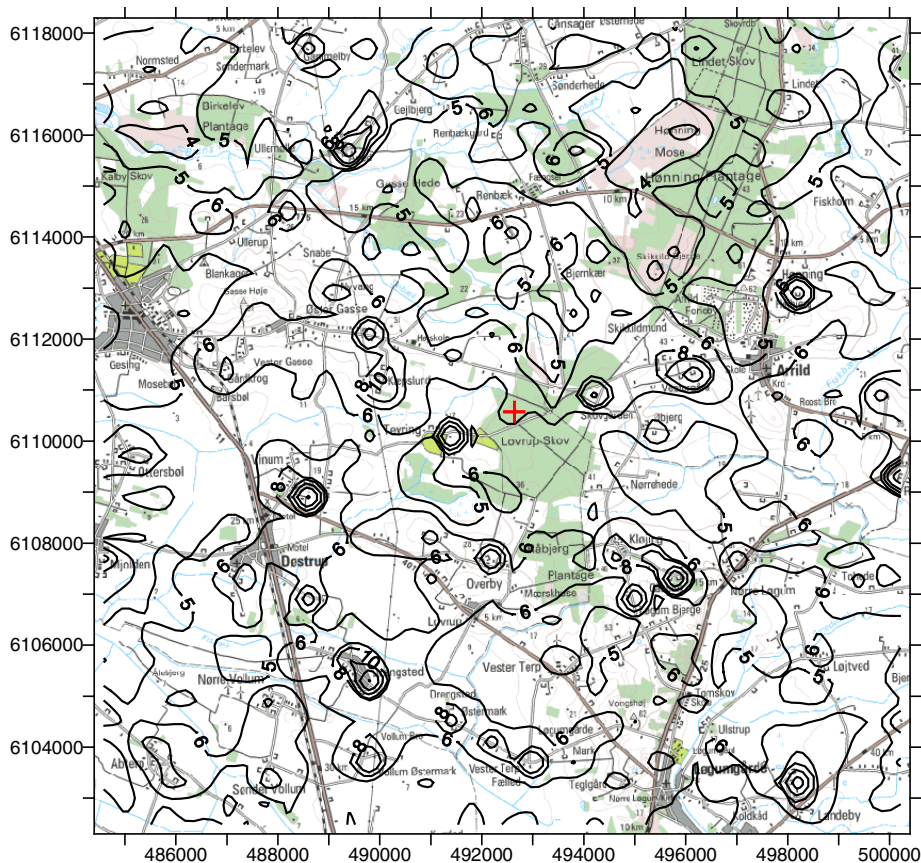
ses omkring nogle af de større gårdanlæg. Det skal bemærkes at størrelsen af disse maksima kun i nogen grad kan sammenlignes, da et givent niveau vil være meget afhængigt af kildens placering i forhold til modellens beregningsgitter på 400 m x 400 m.

For at illustrerer betydningen af baggrundskoncentrationen af ammoniak som indlæses i OML-DEP på basis af beregninger med DEHM, har vi også udført beregninger hvor de lokale emissioner er sat lig nul. En sådan beregning kan ikke give et helt korrekt billede af betydningen af kilder udenfor lokalområdet, eftersom beregningen af tørdepositionshastigheden afhænger af koncentrationen af ammoniak i luften. Beregningen giver dog et billede af, hvor meget ammoniak der tørafsættes i et område uden lokale ammoniakkilder. Den resulterende afsætning i området omkring Lindet er vist i figur 8.7. Som forventet er afsætningen meget lavere og der er ingen store lokale maksima. Tørafsætningen af ammoniak pga. kilder udenfor området på 16 km x 16 km er ca. 2-3 kg N/ha i det meste af området i 2005. Størst afsætning på op til 4 kg N/ha ses over Hønning Plantage i den nordøstlige del af området. Fordelingen

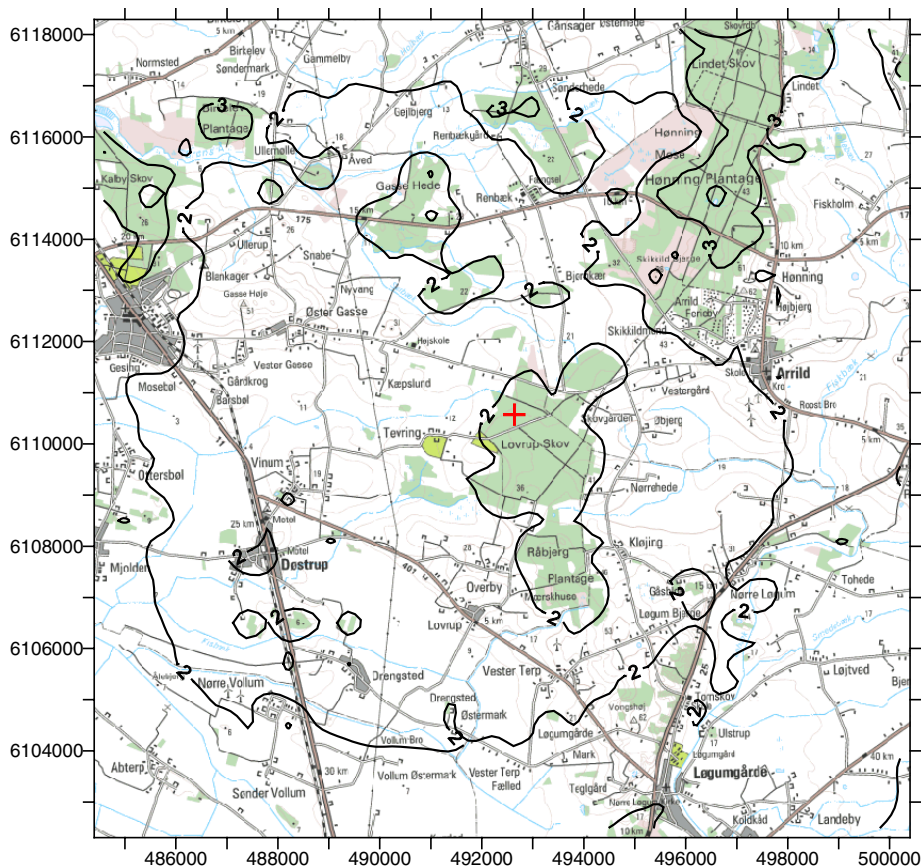
illustrer sammenhængen mellem overfladetyper og afsætningen. Som tidligere beskrevet tørafsættes der mere NH_3 til en ru overflade og i figur 8.7 ses niveaukurverne for de største afsætninger at være sammenfaldende med områderne med skov.

Samlet kvælstofbelastning ved Lindet

Den totale kvælstofbelastning fås ved at addere tørdeposition af ammoniak, tørdeposition af de langtransporterede stoffer, samt våddeposition af kvælstofholdige stoffer, se tabel 1.1. Lindet er lokaliseret i en skov og den tørafsatte andel er derfor høj. Den samlede kvælstofbelastning er beregnet til 25 kg N/ha i 2005.



Figur 8.6 Eksempel på lokal-skala beregning for 2005 af tørdeponeret ammoniak (kg N/ha) til et område på 16 km x 16 km centreret omkring Lindet. I figuren er angivet et rødt kryds, som markerer målestationens placering. Værdierne på akserne angiver placering af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord). De fleste niveaukurver har angivet en værdi. I de tilfælde hvor værdien ikke er angivet, kan værdien bestemmes, idet følgende niveauer er anvendt: 0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30, 50 og 70 kg N/ha.



Figur 8.7 Eksempel på lokal-skala beregning hvor alle lokale emissioner er sat lig nul og det derfor kun er baggrundskoncentrationen indlæst på randen af området der bidrager til afsætningen af ammoniak (kg N/ha). Her for området omkring Lindet. Værdierne på akserne angiver placering af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord). De fleste niveaukurver har angivet en værdi.

Tabel 8.1 De beregnede afsætningskomponenter der bidrager til den samlede kvælstofbelastning ved Lindet i 2005.

	Afsætning, kgN/ha
Lokalt ammoniak (OML-DEP)	6
Øvrig tøraftsætning (DEHM)	11
Vådaftsætning (DEHM)	8
Samlet afsætning	25

8.5 Sammenligning med målte data

Både OML og DEHM har været brugt i mange sammenhænge og er igennem årene blevet valideret løbende ved sammenligning med målte data.

I figur 8.8 er målte og beregnede årsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen ved fem af de danske målestationer sammenlignet.

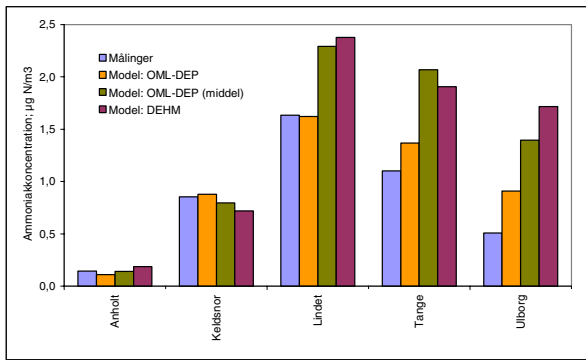
Beregninger med OML-DEP for selve målepunktet giver en god overensstemmelse mellem målinger og modelresultater. Ved denne vurdering skal det tages med i betragtning at usikkerheden på emissionerne er stor sammenlignet med forskellen mellem målinger og modelresultater.

Ved Ulborg, Tange og Lindet overestimerer DEHM og OML-DEP-middel (middelværdi for modelområdet på 16 km x 16 km) ammoniakkoncentrationen kraftigt. Overestimeringen skyldes at DEHM og OML-DEP-middel repræsenterer koncentrationerne som følge af den samlede emission af ammo-

niak i et område på mellem 250-290 km² og derved ikke tager hensyn til placering af de lokale kilder inde i dette område. De tre målestationer er alle placeret med en vis afstand til de nærmeste landbrug (f.eks. i skov) og emissionen i den umiddelbare nærhed af målestationen er derfor mindre end den gennemsnitlige koncentration for modelområdet på 16 km x 16 km. Derfor giver beregninger med DEHM og OML-DEP-middel en for høj koncentration. I beregningen med OML-DEP anvendes den meget højere opløsning af emissionerne og derved tages der højde for placering af de lokale kilder. Dette giver, som vist i figur 8.8, en bedre overensstemmelse med måleresultaterne.

Ved Keldsnor og specielt ved Anholt hvor de lokale emissioner er meget lave er der kun små forskelle mellem den målte årsmiddelværdi af koncentrationen og de tre forskellige modelværdier. Dette skyldes at det i høj grad er langtransporteret ammoniak og dermed baggrundskoncentrationen taget fra DEHM, der dominerer signalet.

Figur 8.9 viser den beregnede årstidsvariation i ammoniakkoncentrationen sammenlignet med måleresultaterne. Ud fra figuren ses, at modellerne generelt følger sæsonvariationen i 2005. Dog ses den højeste middelmiddelværdi i maj måned ifølge modellerne, mens den højeste middelmiddelværdi måles i april 2005. En analyse af den anvendte parameteriseringen viser, at sæsonvariation i ammoniakemissionen (se Ellermann et al, 2004) giver anledning til en stor ammoniakemission som følge af udbringning af husdyrgødning i maj 2005.



Figur 8.8 Målte og beregnede koncentrationer af ammoniak ved 5 danske målestationer i 2005. Beregningerne for DEHM repræsenterer den ca. 17 km x 17 km beregningscelle som indeholder den enkelte målestation. For OML-DEP er beregninger vist for både den 400 m x 400 m beregningscelle der indeholder målestationen (centerpunktet for lokalområdet) samt som middel for hele beregningsområdet på 16 km x 16 km. Målingerne af ammoniak på Anholt og Tange er foretaget med filterpack-opsamler og målingerne på Keldsnor, Lindet og Ulborg er foretaget med denudermetoden (se afsnit 2.6).

Målingerne peger på, at udbringning af husdyrgødning i år 2005 faktisk fandt sted tidligere end forudset i modellen, og at det er en af de vigtigste årsager, til forskellen mellem årstidsvariationen bestemt ud fra målinger og modelresultater.

Alt i alt viser den ovenstående sammenligning mellem målinger og modelberegninger af ammoniakkoncentrationen, at DAMOS systemet med en

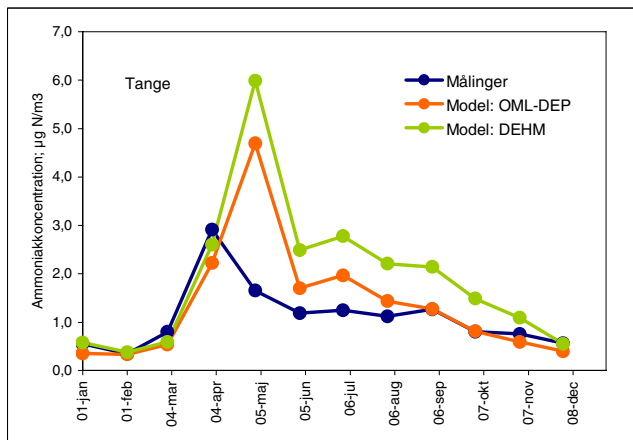
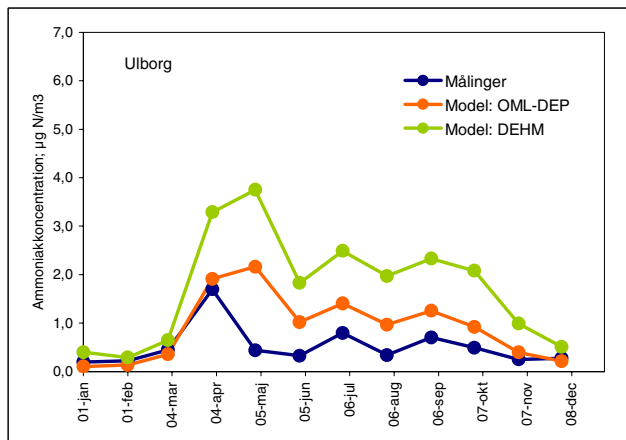
kobling mellem en regional-skala model og en lokal-skala model er nødvendig for at få det bedst mulige estimat af kvælstofbelastningen af et specifikt naturområde.

8.6 Fremtidsperspektiver

Både DEHM og OML-DEP udvikles løbende i forbindelse med forskellige forskningsprojekter og i takt med at øgede computerressurser gør det muligt at inkludere mere beregningstunge parameteriseringer og f.eks. en højere opløsning i beregningerne.

Resultatet fra dette års målinger og modelberegninger peger, på at der er behov for en forbedring beskrivelsen af sæsonvariation i ammoniakemissionen evt. via en inddragelse af måleresultaterne direkte ved fastlæggelse af tidspunkt for f.eks. forårsudbringning af husdyrgødning.

DAMOS systemet skal derudover valideres yderligere ved sammenligning med tilgængelige målinger af både luftkoncentrationer og depositioner af kvælstof. OML-DEP valideres i øjeblikket via sammenligning med specifikke koncentrationsmålinger omkring en husdyrproduktion under et VMP III forskningsprojekt.



Figur 8.9 Månedsmiddel af ammoniakkoncentrationen i luften ved fem målestationer. Her er de målte værdier sammenlignet med resultaterne af hhv. DEHM og OML-DEP modellerne. For 2005.

9 Fokuspunkt om målinger af ammoniakflukse i NOVANA

9.1 Indledning

I den løbende overvågning anvendes i dag beregninger af tørdeposition af ammoniak, enten på basis af målinger af kvælstofkoncentrationerne ved målestationerne eller som del af luftforureningsmodellerne (se bl.a. afsnit 2.1, 2.3 og 2.8). For at forbedre grundlaget for disse beregninger udføres der i NOVANA målinger af tørdepositionen i forbindelse med feltkampagner på Idom Hede (Klosterheden Statsskovsdistrikt). Målingerne og resultaterne beskrives nærmere i dette fokuspunkt.

Kvantificering af den atmosfæriske kvælstofbelastning har stor betydning for vurderingen af terrestriske naturområders tilstand og udvikling. Ud fra målinger og beregninger i NOVANA (Ellermann *et al.*, 2005) vides, at baggrundsbelastningen af kvælstof udgøres af en nogenlunde ligelig fordeling af reduceret og oxideret kvælstof, hvor det reducerede kvælstof hovedsageligt stammer fra landbrugssektoren. Våddepositionen i Danmark er nogenlunde ligeligt fordelt mellem ammonium og nitrat, d.v.s. både reduceret og oxideret kvælstof og den er relativt jævnt fordelt over landet, dog bl.a. afhængig af nedbørmængden. Tørdepositionen af kvælstof består både af gasformigt (kvælstofoxider og ammoniak) og partikulært (nitrat og ammonium) nitrogen. I mange områder vil naturområdernes kvælstofbelastning være stærkt påvirket af væsentlige ekstra tørdepositionsbidrag, der stammer fra ammoniakemission fra områdets landbrugsaktiviteter og visse steder kan enkeltkilder tæt ved et naturområde have meget stor betydning.

Atmosfærisk deposition kan måles og estimeres på forskellige måder. Våddeposition bestemmes ved at opsamle nedbør og analysere indholdet for de relevante kemiske stoffer. Tørdeposition måles ved en kombination af krævende, præcise målinger af luftkoncentrationer og mikrometeorologi, men i mangel af bedre estimeres tørdepositionen ofte på baggrund af målte eller beregnede luftkoncentrationer, evt. simple meteorologiske målinger eller beregninger samt antagelser omkring afsætning eller optag til overfladen eller i vegetationen. Den totale deposition til høj vegetation som f.eks. skov kan med en vis succes estimeres ud fra opsamling af gennemdryp, d.v.s. den nedbør, der har passeret kronelaget i en vegetation. Sammenholdes gennemdryp og fri-landsnedbør fås et estimat for tørdepositionen. Sidstnævnte metode er dog begrænset til stoffer, der ikke interfererer med kronelaget. Århus Amt har målt ammoniakdeposition til en højmose (Hansen *et al.*, 2005) med en passiv fluxmetode (Hansen *et al.*, 1999).

Der har på internationalt niveau været gennemført et mindre antal studier med målinger af ammoniakflukse og dermed også tørdeposition af ammoniak på naturområder. Målinger af ammoniakflukse til et hede/mose-område i Skotland gennem et helt år viste, at døgn- og sæsonvariationen i den hastighed, hvormed ammoniakken deponeres, samt netto fluksen til overfladen, begge var afhængige af

vindhastighed, overfladefugtighed og den atmosfæriske ammoniakkoncentration (Flechard & Fowler, 1998). Andre målinger af ammoniakflukse til naturområder har vist, at fluksen ikke nødvendigvis kun er entydigt nedadgående, d.v.s. at ammoniak ikke kun deponeres, men også emitteres (Langford & Fehsenfeld (1992); Erisman & Wyers, 1993; Duyzer *et al.*, 1994; Sutton *et al.*, 1995; Sutton *et al.*, 1997; Wyers & Erisman, 1998; Andersen *et al.*, 1999). I Danmark har der været gennemført en serie tørdepositionsmålinger af ammoniak til en skov i Vestjylland (Klosterheden Statsskovsdistrikt, Andersen *et al.*, 1999). Disse målinger viste, at tørdepositionsprocessen er et kompliceret samspil af mange faktorer, hvor bl.a. ammoniakkoncentrationen, vindhastighed, temperatur og fugtighed viste sig at have indflydelse.

Tørdepositionsprocessen af ammoniak lader sig ikke umiddelbart parameterisere i alle detaljer på det nuværende vidensgrundlag og de eksisterende modeller anvender en simplificeret version. Da målinger har vist, at depositionen og ammoniakkoncentrationen i en vis udstrækning er covariable, opstår en vanskelig situation i forhold til at modellere koncentrationerne, hvis ikke fluksprocesserne er bedre beskrevet. Der er derfor behov for øget viden om processerne, som styrer overfladeudvekslingen af ammoniak, både på forskellige naturtyper og ved varierende kvælstofbelastninger.

9.2 Ammoniakflukse i NOVANA

I det nyligt startede overvågningsprogram NOVANA har der været gennemført målinger af ammoniakflukse, og dermed tørdepositionen af ammoniak, til Idom hede, der ligger sydvest for Holstebro. Idom Hede er en del af et fredet område ved Idom Å under Klosterheden Skovdistrikt. Heden er 186 ha og i relation til EU-Habitatdirektivet tilhører det meste af arealet naturtypen "tør hede". Den årlige depositionsbelastning er for 2004 beregnet til 13 kgN/ha, hvoraf de 7,4 kgN/ha er våddeposition. Tørdepositionen er beregnet til 5,5 kgN/ha, hvoraf ammoniak udgør de 2,8 kgN/ha (Ellermann *et al.*, 2005). Beregningerne for 2005 viser en årlig depositionsbelastning på samme niveau som i 2004 og med en våddeposition på 6,7 kgN/ha og en tørdeposition af kvælstof på 6,0 kgN/ha. Heraf udgør tørdeposition af ammoniak 2,9 kgN/ha. Der måles løbende halvmånedsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen på heden med start i juni 2004. Årsgennemsnittet i 2005 for ammoniakkoncentrationen var 1,1 $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ på heden. Der er målt flukse i tre perioder af ca. ni dages varighed i september 2004, maj 2005 og marts 2006.



Figur 9.1. Foto af mast med meteorologiudstyr og denudere på Idom Hede. På billedet til højre ses to denuderholdere på højre side af masten. Modsat den øverste denuderholder ses sonic anemometer og under den en vindhastighedsmåler samt en temperatur og fugtighedsmåler

I 2004 blev der rejst en seks m høj målemast på heden. Masten er fast instrumenteret med meteorologiudstyr, der måler forskellige klimatiske parametre (temperatur, vindhastighed, relativ fugtighed og vindretning, samt en sensor, der registrerer fugtighed på overfladen). Disse målinger kører kontinuerligt og fungerer v.h.a. solpaneler, der producerer strøm til instrumenter og dataopsamling. De perioder, hvor der har været målt flukse af ammoniak, har masten været yderligere instrumenteret med et sonic anemometer til bl.a. målinger af luftens turbulens. Derudover blev der opsat udstyr til måling af luftens koncentration af ammoniak i fire højder over jorden (1, 2, 3 og 6 m). Figur 9.1 viser masten med meteorologiudstyr og holdere med ammoniakopsamlere (jvf. nedenstående afsnit om ammoniakmålinger).

9.3 Ammoniakflukse, metode

Nær overfladen af eksempelvis en hede kan fluksen estimeres ud fra målinger af den vertikale fordeling af luftens koncentration af ammoniak kombineret med mikrometeorologiske målinger. Denne fremgangsmåde kaldes den "aerodynamiske gradientmetode". Når stof optages eller afgives fra overfladen opstår der en vertikal koncentrationsgradient over overfladen. Gradientens størrelse, kombineret med de meteorologiske forhold, giver et estimat for, hvor meget stof, der er afsat eller frigivet, og dermed fluksen af stoffet. Dette gælder kemiske stoffer, men også vindhastigheden, varme og vanddamp har gradienter. For vind taler man typisk om vindprofilen snarere end gradienten. Den aerodynamiske gradientmetode indebærer en række forudsætninger og antagelser. Det antages, at der er en transportkoefficient, der forbinder gradienten med fluksen og at denne koefficient er ens for vind, varme, vanddamp og gasser som f.eks. kuldioxid eller ammoniak. Under meteorologiske forhold med meget lave vindhastigheder opfyldes denne similaritet ikke. Der måles typisk fra en mast, og en anden af metodens forudsætninger er, at det omkringliggende område skal være rimeligt ensartet m.h.t. topografi og vegetation, da bl.a. vindprofilen skal være uforstyrret, når den

måles ved masten. På Idom hede opfyldes dette krav i og med, at heden har en udstrækning på mere end en halv kilometer i alle retninger fra målemasten. Metoden forudsætter endvidere, at fluksen er konstant med højden. For et stof som ammoniak betyder det bl.a., at det antages, at der ikke sker kemiske reaktioner i luften, der kan fjerne eller tilføre stof og dermed give et falsk billede af afsætning eller frigivelse.

Gradientmetoden forudsætter, at meteorologien skal være rimelig ensartet i den givne måleperiode. I tiden omkring solopgang og solnedgang sker der store skift i de meteorologiske forhold og derfor har der ikke været målt flukse af ammoniak i disse perioder. P.g.a. arbejdsbyrden med ammoniakmålingerne blev det valgt at måle i perioder af tre timers varighed, hvilket er den maksimale tid, der med rimelighed kan midles over meteorologisk. En kortere midlingstid ville i visse perioder også kunne give problemer med detektionen for ammoniakmålingerne, da de opsamlede stofmængder ofte er meget små. På det nuværende teknologiske stadie er det forbundet med en del problemer og stor arbejdsbyrde at måle ammoniakkoncentrationen over kort tid. Optiske metoder, der typisk bruges til måling over korte tidsintervaller, er endnu ikke udviklet til at kunne måle ned i de koncentrationsniveauer af ammoniak, der er i danske baggrundsområder. Der findes forskellige metoder til bestemmelse af ammoniakkoncentrationen, men alle benytter et princip, hvor ammoniak opsamles på/i et absorberende medie og efterfølgende analyseres. Metoderne er meget arbejdskrævende.

9.4 Ammoniakmålinger, metode

På Idom hede har ammoniakkoncentrationen været målt v.h.a. den såkaldte "denudermetode". De denudere, der har været anvendt på Idom hede, består af et glasrør, 50 cm langt og 3 mm i indvendig diameter. Indersiden af glasrøret er belagt med oxalsyre og idet luften suges gennem glasrøret, afsættes luftens indhold af ammoniak på syren. Efter endt eksponering lukkes røret til. Tilbage i laboratoriet ekstraheres røret med vand og ekstraktet analyseres

vådkemisk for indholdet af ammonium. Indholdet af ammonium samt mængden af luft, der er suget gennem røret, giver luftkoncentrationen i den pågældende eksponeringsperiode. Denudermetoden har den egenskab, at den opsamlers luftens gasformige ammoniak, mens de ammoniumholdige partikler passerer gennem røret. Dette er en vigtig egenskab ved denuderne, da den efterfølgende vådkemiske analyse ikke kan skelne, hvorvidt indholdet af ammonium stammer fra gas eller partikler. For at denne adskillelse skal fungere, kræver det, at denne type denudere anvendes med et flow på mellem 2-3 l min⁻¹. For en måleperiode på tre timer betyder dette et luftvolumen på 360-540 l. Ved omhyggelig håndtering i laboratoriet er der opnået en detektionsgrænse på 0,02 µg NH₃-N/m⁻³ for en tre-timers periode. Denne fremgangsmåde indebærer, at målekampagnen gennemføres uden oplysninger om de aktuelle koncentrationsforhold, som først kendes efter den efterfølgende analyse.

Størrelsen af den vertikale koncentrationsgradient af ammoniak er bestemt af afsætning og/eller frigivelse af stof ved overfladen, men da det er luften, der transporterer ammoniakken til/fra overfladen, afhænger gradienten også af, hvor hurtig lufttransporten er. I september 2004 havde to trediedele af gradienterne en variationskoefficient mindre end 20% på koncentrationen mellem de fire målehøjder. I maj 2005 og marts 2006 var omkring halvdelen af gradienterne med en variation under 20% på koncentrationen mellem de fire højder. De små gradienter medfører, at kravet til målepræcisionen bliver meget stor. På Idom Hede blev det valgt at lave triplbestemmelser af koncentrationen i fire højder for at bestemme gradienten bedst muligt.

Figur 9.2 viser denudere i en såkaldt denuderholder. Holderen er konstrueret til tre målesekvenser ad gangen, d.v.s. én holder kan hænge i masten 3 x 3 timer. Holderne skiftes manuelt to gange i døgnnet og der er typisk blevet skiftet i perioderne omkring solopgang eller solnedgang. På figuren ses holderen med de 3 x 3 denudere (glasrør). På de tre denudere til venstre på fotoet ses en varmekappe. Det er nødvendigt at varme glasrørene lidt for at undgå kondens og derfor sættes en varmekappe med aluminiumsrør med varmetråde omkring glasrørene, når disse er monteret i holderen. Varmekappen beskytter også mod sollys og brud på glasrørene.



Figur 9.2. Denuderholder med 3 x 3 denudere, hvor sættet til venstre er forsynet med varmekappe.

Denuderrørene sættes ind i hver sin selvstændige kanal i denuderholderen. Efter hver denuder sidder en kritisk blænde, der holder et kendt flow i netop det rør. De tre rør, der kører parallelt, samles i én streng efter blænderne og tre slanger, en for hver målesekvens, forbinder denuderholderen til udstyr på jorden. På jorden er slangerne forbundet til magnetventiler, der via en tidsstyring skifter mellem de tre målesekvenser. Det samlede flow for hver streng registreres med flowmetre på jorden og registreringen lagres på en datalogger sammen med oplysninger om, hvilken af målesekvenserne, der kører. For at holde et kendt flow i de kritiske blænder kræver systemet et kraftigt undertryk og det er opnået ved at suge med to pumper. Der har været målt i fire højder og således har der været opsat i alt 24 denudere ad gangen (4 højder x 3 denudere x 3 perioder). Disse denudere var forbundet med i alt 12 slanger (4 højder, 3 målesekvenser) til udstyret på jorden. Strømmen til pumper m.v. har været leveret af en generator, der har stået i udkanten af heden under målekampagnerne.

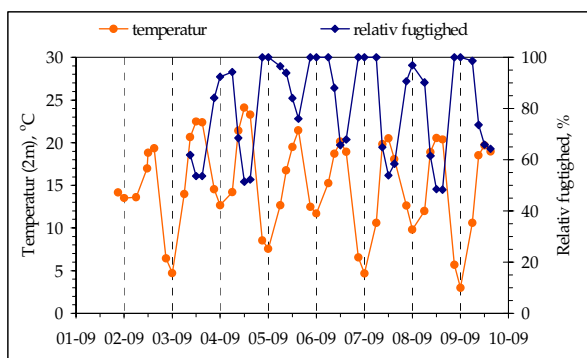
9.5 Målekampagner

De tre målekampagner er gennemgået nedenstående m.h.t. vejrforhold og ammoniakmålinger. Dog foreligger der endnu ikke meteorologiske data for marts 2006 og derfor heller ikke ammoniakflukse.

9.6 Vejrforhold under målekampagnerne

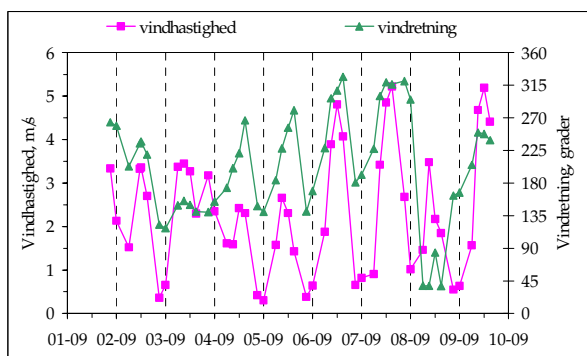
September 2004

Vejret i løbet af målekampagnen i september 2004 var generelt godt med sol hver dag. D. 5. var en undtagelse, idet der i løbet af formiddagen rullede tågebanks ind fra vest og det var diset vejr indtil midt på eftermiddagen, hvorefter det klarede op igen. Temperaturene lå fra 3°C om natten og op til 24°C om dagen (figur 9.3). Mange nætter var præget af dugdannelse og tåge. P.g.a. tekniske problemer er der ikke målinger af den relative fugtighed i starten af målekampagnen.



Figur 9.3. Temperatur samt relativ fugtighed i målekampagnen i september 2004. De lodrette streger indikerer midnat. Værdierne er angivet ved måleperiodens start og som tre-timers-middelværdier svarende til måleperioderne for ammoniakmålingerne. Perioder omkring solopgang og solnedgang er ikke medtaget.

Vinden var svag til jævn, ofte meget svag om natten (figur 9.4). Vindretningen var skiftende, mange dage med sydlig retning om natten, der svingede til vest/nordvest om dagen. D. 8. når vinden dog op i nordøstlig retning (figur 9.4).

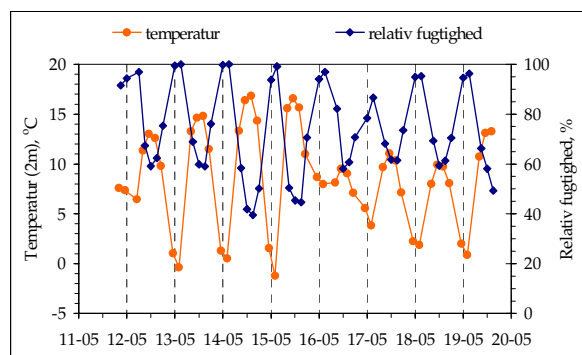


Figur 9.4. Vindhastighed, målt i 4m's højde, og vindretning i målekampagnen i september 2004. De lodrette streger indikerer midnat. Værdierne er angivet ved måleperiodens start og som tre-timers-middelværdier svarende til måleperioderne for ammoniakmålingerne. Perioder omkring solopgang og solnedgang er ikke medtaget.

Maj 2005

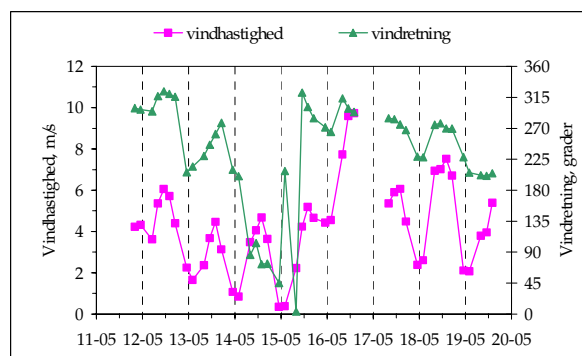
Vejret i løbet af målekampagnen i maj 2005 var generelt godt med sol hver dag, dog med en smule regn d. 16. om morgenen. Der var tre nætter med let nattefrost (ned til -1°C) og i dagtimerne op til 17°C (figur 9.5). Mange nætter havde dugdannelse. P.g.a. tekni-

ske problemer mangler der nogle af de meteorologiske målinger fra d. 16. om eftermiddagen til d. 17. om morgenen.



Figur 9.5. Temperatur samt relativ fugtighed i målekampagnen i maj 2005. De lodrette streger indikerer midnat. Værdierne er angivet ved måleperiodens start og som tre-timers-middelværdier svarende til måleperioderne for ammoniakmålingerne. Perioder omkring solopgang og solnedgang er ikke medtaget.

Vindhastigheden varierede fra jævn til hård i dagtimerne, d. 16. når den 10 m s^{-1} (figur 9.6). Der var generelt lav vindhastighed om natten. Hovedparten af tiden var vindretningen mellem sydvest og nordvest, dog er der et skift til øst-nordøst d. 14.-15. (figur 9.6).



Figur 9.6. Vindhastighed, målt i 4m's højde, og vindretning i målekampagnen i maj 2005. De lodrette streger indikerer midnat. Værdierne er angivet ved måleperiodens start og som tre-timers-middelværdier svarende til måleperioderne for ammoniakmålingerne. Perioder omkring solopgang og solnedgang er ikke medtaget.

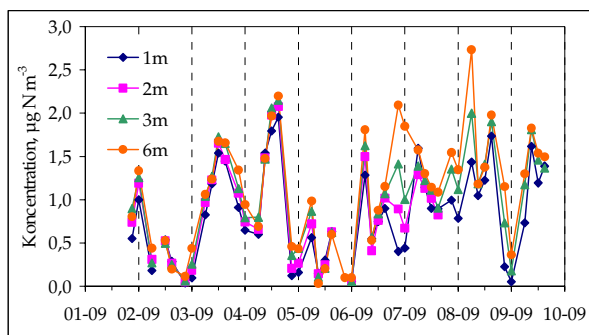
Marts 2006

Det var besluttet at gennemføre en vinterkampagne, men ikke på snedække, da dette ikke generelt er repræsentativt for danske vinterforhold. Målekampagnen var oprindeligt planlagt i februar 2006, men p.g.a. sne blev den udskudt til midten af marts. Vejret var stadig koldt med få graders varme om dagen og ned til -10°C om natten, men der var ikke snedække. Mange nætter var præget af meget lave vindhastigheder. De meteorologiske data foreligger endnu ikke. P.g.a. tekniske problemer er der en pause i målingerne d. 17.

9.7 Ammoniakkoncentrationer

September 2004

Figur 9.7 viser ammoniakkoncentrationen målt i forskellige højder i september 2004. Målingerne i 2 m er udeladt de sidste dage, da det blev prioriteret at måle lidt flere perioder med færre højder i et forsøg på at opnå målinger med lidt mere varierende vejrforhold.



Figur 9.7. Ammoniakkoncentrationer målt i højderne 1, 2, 3 og 6 m i målekampagnen september 2004. Hver koncentrationsangivelse er angivet ved måleperiodens start og det er en tre-timers middelværdi af tre parallelle målinger. De lodrette streger indikerer midnat.

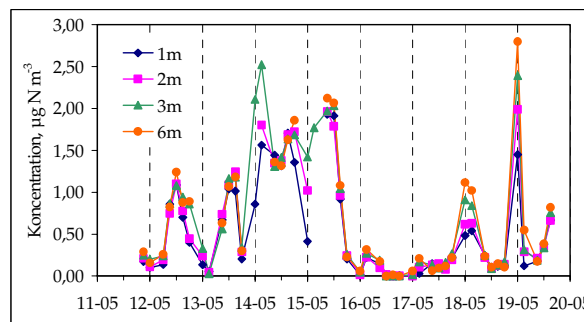
Der var stor variation i ammoniakkoncentrationen, både indenfor døgnet og dagene imellem (figur 9.7). Der blev målt koncentrationer fra $0,03$ - $2,7 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. Den gennemsnitlige koncentration var $1,0 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (gennemsnit af alle målinger). I 2004 var gennemsnittet af langtidsmålingerne for andet halvår (15.6.-31.12.) $0,8 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ og målekampagnens niveau var typisk for august/september det år.

Ammoniakkoncentrationen er en funktion af kildestyrken og afstand til kilder samt meteorologiske forhold og hvilke gasser og partikler, der i øvrigt er i luften. Ammoniak er meget vandopløseligt og opløseligheden er temperaturafhængig. De mange parametres indflydelse gør det vanskeligt at analysere kortere tidsserier af ammoniakkoncentrationer. I et vist omfang fulgte koncentrationsvariationen temperaturen og den relative fugtighed i september 2004, men da vindretning og -styrke tildels covarierer med disse parametre, er det ikke muligt at afgøre, hvilke faktorer, der har haft størst indflydelse. D. 3., 4. og 9. var en tydelig stigning i koncentrationen om dagen. Den følger stigende temperatur og faldende relativ fugtighed, men d. 4. og 9. var der samtidig et skift i vindretningen (figur 9.4). Mod syd er der langt til kildeområder, mens der ligger enkelte kilder syd-vest/vest for måleområdet. Stigningen i koncentrationen følger således både stigende temperatur men også et skift i kildestyrken i oplandet. De meget lave koncentrationer om natten blev observeret i forbindelse med dug og tåge, men eksempelvis aften/nat d. 6.-7. blev der ikke observeret et koncentrationsfald, trods dug og tåge. Koncentrationsforløbet fra aftenen/natten d. 4.-5. til efterfølgende aften følger et vejrforløb, hvor der var dug og tågebanker om natten, der lettede om morgenen d. 5., hvor koncentrationen begyndte at stige. I løbet af formiddagen rul-

lede der tågebanker ind fra vest og koncentrationen falder igen. Det var diset vejr til midt på eftermiddagen, hvorefter det klarede op igen og koncentrationen stiger igen.

Maj 2005

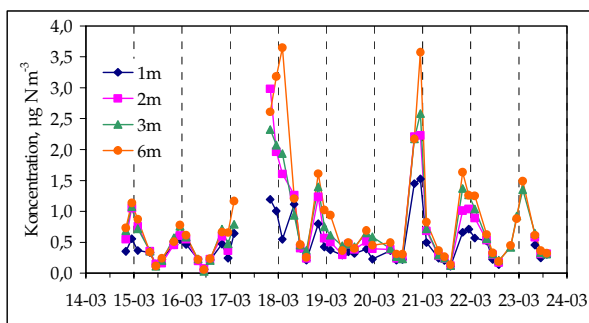
De målte ammoniakkoncentrationer i de forskellige højder i målekampagnen i maj 2005 er vist på figur 9.8. Gennemsnitskoncentrationen var $0,7 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (gennemsnit af alle målinger). Langtidsmålingerne viste en middelværdi på $0,8 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ for maj måned. Ammoniakkoncentrationen i målekampagnen maj 2005 varierede fra under detektionsgrænsen på $0,02$ til $2,8 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$. De koncentrationer, som lå under detektionsgrænsen, blev observeret i forbindelse med meget kraftig vind (op til 10 m s^{-1}) fra nordvest (figur 9.6, d. 16.). Denne vindretning bringer oftest meget rene luftmasser ind fra Nordsøen og p.g.a. den kraftige vindstyrke er emissionerne fra landområdet mellem kysten og heden formentlig fortyndet mere end normalt. Der ses både stigninger i koncentrationen midt på dagen (d. 12., 13. og 19.) og om natten (d. 14., 18. og 19.).



Figur 9.8. Ammoniakkoncentrationer målt i højderne 1, 2, 3 og 6 m i målekampagnen maj 2005. Hver koncentrationsangivelse er angivet ved måleperiodens start og det er en tre-timers middelværdi af tre parallelle målinger. De lodrette streger indikerer midnat.

Marts 2006

I marts 2006 er daglængden kort og der blev målt tre dagperioder og tre natperioder, hvor der i de andre kampagner blev målt fire dagperioder og to natperioder. I modsætning til de to andre målekampagner var der et forholdsvis entydigt koncentrationsmønster i marts 2006, hvor koncentrationen, i mere eller mindre grad, stiger om natten (figur 9.9). Gennemsnitskoncentrationen (gennemsnit af alle målinger) var $0,7 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ med en variation fra $0,03$ - $3,7 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$.

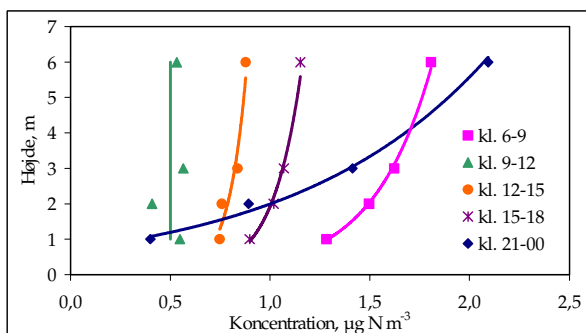


Figur 9.9. Ammoniakkoncentrationer målt i højderne 1, 2, 3 og 6 m i målekampagnen marts 2006. Hver koncentrationsangivelse er angivet ved måleperiodens start og det er en tre-timers middelværdi af tre parallelle målinger. De lodrette streger indikerer midnat.

9.8 Ammoniakgradienter

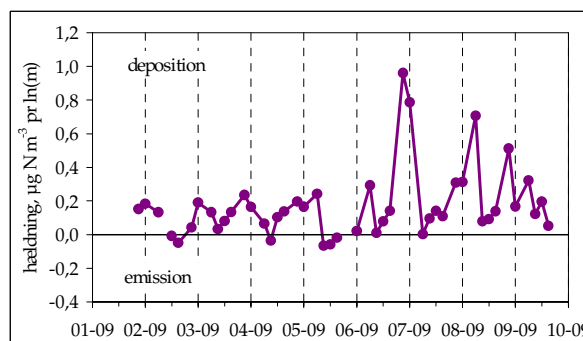
September 2004

Figur 9.10 viser et eksempel på koncentrationsmålinger i forskellige højder i fem måleperioder fra d. 6. september 2004. Der ses et forløb, hvor dagen starter med en tydelig gradient fra kl. 6-9. Derefter opløses gradienten om formiddagen (kl. 9-12), hvorefter gradienten bygger op igen (kl. 12-15 og 15-18) og bliver meget stor om aftenen (kl. 21-0).



Figur 9.10. Koncentrationsgradienter af ammoniak, målt i højderne 1, 2, 3 og 6 m, d. 6. september 2004. Det er tre-timers måleperioder. Det eksponentielle fit til målingerne er medtaget for at illustrere gradienterne, dog er gradienten kl. 9-12 angivet som en lodret streg, da denne periode ikke udviser nogen gradient.

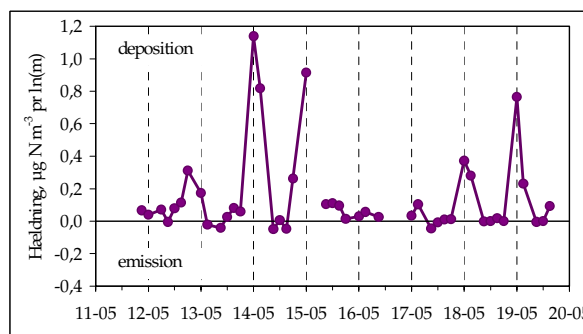
Den aerodynamiske gradientmetode forudsætter, at hældningen på koncentrationsgradienten er lineært afhængig til den naturlige logaritme til højden. Når fluksen udregnes, bruges således hældningen på denne linie sammen med et meteorologisk mål for turbulensstransporten i luften: Friktionshastigheden. Figur 9.11 viser forløbet af hældningen af ammoniakkoncentrations-gradienterne (i forhold til logaritmen til højden) i målekampagnen i september 2004. Der ses et forløb, hvor gradienterne typisk var størst om natten og derefter blev små, forsvandt (hældning omkring nul) eller blev negative om dagen. Når hældningen er positiv, er der deposition, mens der er emission, når hældningen er negativ. Hvis hældningen er nul, er der ingen udveksling mellem overfladen og luften.



Figur 9.11. Hældningen af koncentrationsgradienten af ammoniak, når denne relateres til logaritmen til højden, september 2004. De lodrette linier indikerer midnat. Når hældningen er positiv, så er der deposition, mens når hældningen er negativ, så er der emission. Hvis hældningen er nul, er der ingen udveksling mellem overfladen og luften.

Maj 2005

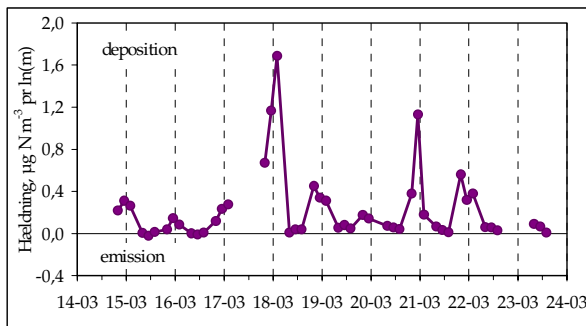
Hældningen på gradienten igennem målekampagnen maj 2005, set i forhold til logaritmen til højden, er vist på figur 9.12. Hældningen følger samme mønster som målingerne fra september 2004 med største hældninger/gradienter om natten og små gradienter, der ind imellem også er negative dvs. emission.



Figur 9.12. Hældningen af koncentrationsgradienten af ammoniak, når denne relateres til logaritmen til højden, maj 2005. De lodrette linier indikerer midnat. Når hældningen er positiv, så er der deposition, mens når hældningen er negativ, så er der emission. Hvis hældningen er nul, er der ingen udveksling mellem overfladen og luften.

Marts 2006

Døgnvariationen på hældningen af gradienterne i marts 2006 lignede meget de to andre målekampagner, om end nogle af natgradienterne var endnu større og der var få observationer med negative hældninger (figur 9.13). De største gradienter fulgte de højeste koncentrationer.

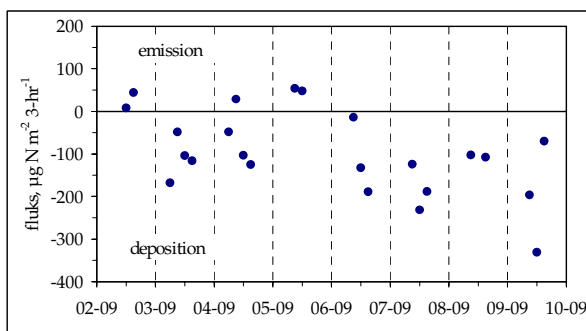


Figur 9.13. Hældningen af koncentrationsgradienten af ammoniak, når denne relateres til logaritmen til højden, marts 2006. De lodrette linier indikerer midnat. Når hældningen er positiv, så er der deposition, mens når hældningen er negativ, så er der emission. Hvis hældningen er nul, er der ingen udveksling mellem overfladen og luften.

9.9 Ammoniakflukse

September 2004

Når ammoniakgradienterne skal omsættes til flukse, skal den aerodynamiske gradientmetode forudsætninger og antagelser være opfyldt. I målekampagnen i september falder en del måleperioder fra p.g.a. disse krav. Mange nætter havde meget lave vindhastigheder. Den megen dug og tåge har formentlig været årsag til at det skift, der var forventet i de meteorologiske forhold efter solopgang, først kom senere. Det betød, at måleperioden fra kl. 6-9 om morgenen ofte havde så store skift i meteorologien, at omsætningen fra gradient til fluks ikke længere var pålidelig. Figur 9.14 viser fluksen af ammoniak i de resterende måleperioder. En negativ fluks repræsenterer deposition, mens en positiv fluks er emission. Det ses, at målekampagnen overvejende har haft perioder med depositionsflukse.

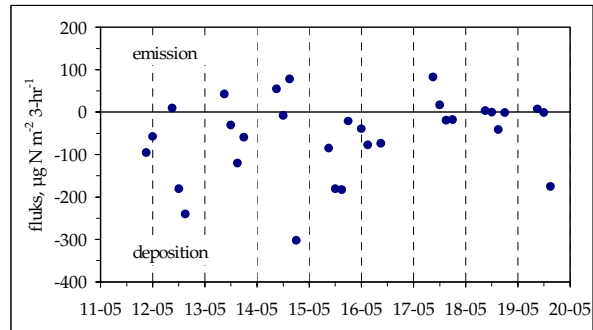


Figur 9.14. Ammoniakflukse, målt som tretimers-middelværdier i september 2004. De lodrette linier indikerer midnat. Negative fluks repræsenterer deposition, mens positive fluks er emission.

Gennemsnittet af fluksmålingerne svarer til en årsdeposition på $2,8 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$, men fluksene er ikke repræsentative for et år og målingerne skal tages med forbehold i forhold til en generel vurdering af kvælstofbelastningen på Idom hede.

Maj 2005

Figur 9.15 viser fluksmålingerne fra maj 2005. En del natperioder mangler, da forudsætningerne for metoden ikke var opfyldt i de pågældende perioder. Der er overvejende depositionsflukse, men et veksellende billede.



Figur 9.15. Ammoniakflukse, målt som tre-timersmidelværdier i maj 2005. De lodrette linier indikerer midnat. Negative fluks repræsenterer deposition, mens positive fluks er emission.

Gennemsnittet af fluksmålinger svarer til en årsdeposition på $1,6 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$, men ligesom for målingerne i september 2004 er fluksene ikke repræsentative for et år og målingerne må tages med forbehold i forhold til en generel vurdering af kvælstofbelastningen på Idom hede.

9.10 Konklusion

Der foreligger endnu for få målinger til at afgøre, om fluksene har relation til klimatiske forhold samt hvorvidt depositionsprocessen afhænger af ammoniakkoncentrationen. Det videre arbejde vil derfor fokusere på at få flere målinger på Idom hede. Hvor mange målekampagner, der skal udføres på Idom hede er endnu ikke fastlagt, da det bl.a. afhænger af, hvilke vejrforhold, der må komme under de fremtidige målinger. Målekampagnerne i september 2004 og maj 2005 var præget af godt vejr og solskin, mens marts 2006 var ualmindelig kold. Næste kampagne er planlagt til oktober 2006. Målekampagnen måtte gerne byde på mere overskyede vejrforhold med vind om natten, men ikke længerevarende regn, da det er et problem for omregningen til flukse. På længere sigt er det planen at gennemføre tørdepositions målinger af ammoniak på en lokalitet med en anden vegetationstype, eksempelvis en højmosse.

10 Referencer

- Andersen H.V., Hovmand M.F., Hummelshøj P. & Jensen N.O., 1999: Measurements of ammonia concentrations, fluxes and dry deposition velocities to a Spruce forest in Denmark 1991-1995. *Atmospheric Environment* 33, p.1367-1383.
- Asman, W. A., Pinksterboer, E. F., Mass, H. F. M., Erisman, J.-W., Waijers-Ypelaan, A., Slanina, J. & Horst, T. W., 1989: Gradients of the Ammonia Concentration in a Nature Reserve: Model Result and Measurements. *Atmospheric Environment*, vol. 23, no. 10, pp.2259-2265.
- Asman, W.A.H., Sørensen, L.-L.; Berkowicz, R.; Granby, K.; Nielsen, H.; Jensen, B.; Runge, E.H.; Lykkelund, C.; Gryning, S.-E. og Sempreviva, A.M., 1994: Processer for tørdeposition. Miljøstyrelsen, 199 s. - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 35.
- 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).
- Berkowicz, R., H. R. Olesen & K. B. Gislason 1986: The Danish Gaussian air pollution model (OML): Description, Test and sensitivity analysis in view of regulatory applications. In: *Air pollution Modelling and its applications*, pp. 453-481, NATO-CCMS, vol. 10, Plenum Press, New York.
- 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.
- Cappelen, J. 2006: Vejret som det gik i 2005 i Danmark, i Nuuk på Grønland og i Tórshavn på Færøerne. *Vejret* 106: 10-15.
- Christensen, J.H. 1997: The Danish Eulerian Hemispheric Model – a Three-Dimensional Air Pollution Model Used for the Arctic. - *Atmospheric Environment* 31(24): 4169-4191.
- Duyzer J., 1994: Dry deposition of ammonia and ammonium aerosols over heatland. *Geophysical Research*, 99, p. 18.757-18.763
- Ellermann, T., Hertel, O., Ambelas skjøth, C., Kemp, K. & Monies, C. 2004: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 47 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 519.
- Ellermann, T., Andersen, H.V., Monies, C., Kemp, K., Bossi, R., Mogensen, B.B., Løfstrøm, P., Christensen, J. & Frohn, L.M., 2005: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 76 pp. NERI Technical report no. 555 <http://www.dmu.dk>
- Emberson, L. D., Simpson, D., Tuovinen, J.-P., Ashmore, M. R. and Cambridge, H. M., 2000: Towards a model of ozone deposition and stomatal uptake over Europe. *Research Note No. 42, EMEP/MSC-W 6/2000*, 57p.
- EMEP 2006: www.EMEP.int
- Erisman J.W. & Wyers G.P., 1993: Continuous measurements of surface exchange of SO₂ and NH₃; implications for their possible interaction in the deposition process. *Atmospheric Environment* 27A, p. 1937-1949
- Flechar, C., and Fowler, D., 1998: Atmospheric ammonia at a moorland site. II: Long term surface atmosphere micrometeorological flux measurements. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 124, p. 733-757.
- Frohn, L. M., 2004: A study of long-term high-resolution air pollution modelling. Ph.D thesis. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark. 444 pp.
- Fyns Amt 2005: Atmosfærisk nedfald 2004. Vandmiljøovervågning.– Odense: Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen. 39 s.
- Geels, C., Løfstrøm, P., Frohn, L.M., Brandt, J. & Kjellsson, G., 2004: Vindspredning af GM pollen fra raps og rug marker i landskabet: Resultater af modelsimuleringer. - FØJOenyt. Nyhedsbrev fra Forskningscenter for Økologisk Jordbrug 2004(2): 1-5.
- Grell, G. A., Dudhia, J. and Stauffer, D. R., 1995: A description of the fifth-generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5), Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Centre for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, NCAR Technical Note, NCAR/TN-398+STR, pp. 114.
- Grant, R., Blicher-Matjiesen, G., Jensen, P.G., Madsen, I. 2006: Landovervågningsoplande 2005. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 594 (elektronisk). <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.
- Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. og Münier, B., 2004: Danish Integrated Emission Model for Agriculture (DIEMA). Poster presented at the Workshop on End user requirements on spatial and temporal disaggregation of GHG budget organised by CARBOEUROPE, Spello, Italy, 26-27 January 2004.

- 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.
- Hansen, B., Wyers G.P., Nørnberg P., Nemitz E. & Sutton M.A., 1999: Intercalibration of a passive wind-vane flux sampler against a continuous-flow denuder for the measurements of atmospheric ammonia concentrations and surface exchange fluxes. *Atmospheric Environment* 33, p. 4379-4388.
- Hansen B., Bjerregaard H., Lindgaard Hansen J. E. & Tamstorf K., 2005: Stenholt Mose, kvælstofdeposition og vandstand i højmosen. Århus Amt, ISBN 87-7906-348-9, 41 s.
<http://www.nm.aaa.dk/publikat/pdf/stenholtmose.pdf>
- 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.
- Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., & Ellermann, T., 2005: Vidensyntese inden for afsætning af atmosfærisk ammoniak – fokus på lokalskala. 34 p., NERI technical report No 360.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR560.PDF
- 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. & Nielsen, M., 2005: Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2004. Reported to the UNECE LRTAP Convention May 2006.
http://cdr.eionet.europa.eu/dk/Air_Emission_Inventories/Submission_EMEP_UNECE/envrgl_mq
- Jensen, S.S., Løfstrøm, P., Berkowicz, R., Olesen, H.R., Frydendal, J., Fuglsang, K., Hummelshøj, P., 2004: Luftkvalitet langs motorveje - Målekampagne og modelberegninger. Danmarks Miljøundersøgelser, 67 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 522.
<http://fagligerapporter.dmu.dk>.
- Kemp, K., Ellermann, T., Palmgren, F., Wählin, P., 2006: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2004. National Environmental Research Institute, Roskilde Denmark 66 p. - NERI Technical report No. 544.
- Loon, M. van, Roemer, M. G. M., Builtjes, 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.
- Nielsen, K., Stjernholm, M., Østergaard Olsen, B., Müller-Wohlfeil, D.-I., Madsen, I., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H.S., Rolev, A.M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V.K., Hvidberg, M., Jensen, J.E., Bacher, V., & Larsen, H., 2000: Areal Informations Systemet – AIS, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser ©, URL: <http://ais.dmu.dk> Udgivelsestidspunkt: Oktober 2000.
- Olesen H. R., P. Løfstrøm, R. Berkowicz & A. B. Jensen, 1992: An improved dispersion models for regulatory use - the OML Model. In: *Air pollution Modelling and its applications*, pp. 29-38, Plenum Press, New York.
- Olesen, H.R., 1994: Evaluation of the OML Model. In: Cuvelier, C. (ed.): *Proceedings of the Workshop Intercomparison of Advanced Practical Short-Range Atmospheric Dispersion Models*. August 30 - September 3, 1993 (Manno-Switzerland). CSCS (Centro Svizzero di Calcolo Scientifico). EUR 15603 EN: pp. 43-47.
- Olesen, H. R., 1995: The Model Validation Exercise at Mol - Overview of Results: *International Journal of Environment and Pollution*, 5, 761-784.
- Seinfeld, J. H., 1986: *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. Printed by John Wiley & Sons, Inc. New York, 1986, pp. 738.
- Simpson, D., Fagerli, H., Jonson, J. E., Tsyro, S. and Wind, P., 2003: *Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe, PART 1, Unified EMEP Model Description*. EMEP Report 1/2003, 96p.
- Sutton M.A., Fowler D., Burkhardt J.K. & Milford C., 1995: *Water, Air and Soil Pollution* 85, p. 2057-2063
- Sutton M.A., Perthue E., Fowler D., Storeton-west R.L., Cape J.N., Arends B.G. & Möls J.J., 1997: Vertical distribution and fluxes of ammonia at Great Dun Fell. *Atmospheric environment* 31 p., 2615-2624.
- Vestreng, V. 2003: Review and Revision, Emission data reported to CLRTAP, MSC-W Status Report 2003 EMEP/MSW-W NOTE 1/2003, Norsk Meteorologisk Institutt, Oslo.
http://www.emep.int/reports/mscw_note_1_2003.pdf
- WEBDAB (2004) <http://webdab.emep.int/>.
- Wyers, G.P. & Erisman J.W., 1998: Ammonia exchange over coniferous forest. *Atmospheric Environment* 32, 441-451.

Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med ½-månedstiden

Table 1 Koncentrationer af gasformig ammoniak målt i 2005, angivet som middelværdi (middel), variation angivet ved standardafvigelse (std), maksimum (max), minimum (min) og antallet af observationer (obs). Bortset fra Lindet er målingerne foretaget som halvmånedsmiddel, d.v.s. 100% dækning over året modsvarer 24/25 observationer. På Lindet er der målt ugemiddelværdier og 100% dækning svarer til 53 observationer.

	Middel $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Std $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Obs
Ulborg	0,51	0,39	1,88	0,10	24
Frederiksborg	0,23	0,20	0,71	0,02	22
Idom hede	1,06	0,65	2,47	0,19	24
Hjelm hede	1,20	0,84	3,46	0,17	24
Keldsnort	0,85	0,65	2,73	0,09	20
Lindet	1,63	1,09	5,02	0,22	47

Table 2 Koncentrationer af partikulært ammonium målt i 2005, angivet som middelværdi (middel), variation angivet ved standardafvigelse (std), maksimum (max), minimum (min) og antallet af observationer (obs). Bortset fra Lindet er målingerne foretaget som halvmånedsmiddel, d.v.s. 100% dækning over året modsvarer 24/25 observationer. På Lindet er der målt ugemiddelværdier og 100% dækning svarer til 53 observationer.

	Middel $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Std $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Obs
Ulborg	1,09	0,45	1,98	0,27	24
Frederiksborg	1,20	0,59	2,99	0,42	20
Idom hede	1,23	0,61	2,47	0,26	24
Hjelm hede	1,27	0,64	2,67	0,43	23
Keldsnort	1,52	0,68	3,41	0,85	16
Lindet	1,63	1,14	6,36	0,23	47

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. Detektionsgrænsen er bestemt som tre gange standard afvigelse af otte overfladevandsprøver spiket til et niveau der ligger inden for fem 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 tre gange standardafvigelse på seks analyser af en standard på 0,010 µg/l. Detektionsgrænse og metodens usikkerheden for analyse af PAH og chlorerede pesticider fremgår af henholdsvis tabel 2 og 3.

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

Table 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

Table 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

Bilag 3 Opdatering af DEHM

Modelberegningerne af deposition af kvælstof og svovl til de danske land- og vandområder foretages med DEHM (Dansk Eulersk Hemispherisk Model). Modellen er udviklet på DMU og blev anvendt for første gang i forbindelse med NOVANA rapporteringen i 2005, hvor der blev udarbejdet et Fokuspunkt med beskrivelse af den nye model inklusiv en gennemgang af konsekvenser af udskiftning af den tidligere anvendte model, ACDEP-modellen, med DEHM.

I det forløbne år er DEHM blevet forbedret yderligere. Der er dels tale om nødvendige opdateringer, som det først har været muligt at indarbejde her i 2006, og dels tale om rettelse af en fejl i den tidligere version af DEHM. De væsentligste ændringer er:

- Opdatering af tørdepositionsmodul, som beregner tørafsætning af gasser og partikler.
- Indarbejdning af korrektion af friktionshastighed og Monin-Obukhov længde, således at der er overensstemmelse mellem den meteorologiske model, MM5, og DEHM.
- Der er nu 16 forskellige typer overflade i modellen i stedet for 8, som tidligere anvendt.
- Nyt emissionsmodul er færdig udviklet og implementeret.
- Emission af ammoniak i Danmark beskrives nu via DMUs nyligt udviklede parameterisering af ammoniakemissionen, som baseres på DMUs detaljerede emissionsopgørelse for ammoniak emission fra dansk landbrug (opgjort på 1 km x 1 km).
- EMEPs trafikemissioner af NO_x skaleres med DMUs trafikopgørelser.
- Fejl i beregning af våddeposition er blevet rettet, således, at våddepositionen beskrives bedre.

Konsekvens af opdatering

For at kortlægge forskellen mellem den nye og gamle version af modellen er der lavet beregninger for år 2004 med begge versioner af modellen. I Figur 1, 2 og 3 ses sammenligning mellem afsætning af kvælstof og svovl på de danske amter samt afsætning af kvælstof på de danske hovedfarvande (i programmet indgår ikke afsætning af svovl til farvandsområderne, idet havvand naturligt indeholder store mængder sulfat). Ud fra disse beregninger kan det konkluderes, at opdateringen af modellen har givet følgende gennemsnitlige ændringer i afsætningen:

- 6% fald i afsætning af kvælstof på amterne.
- 2% fald i afsætning af svovl på amterne.
- 26% fald i afsætning af kvælstof på hovedfarvandede.

Ændringerne i afsætning på amterne ligger derfor klart indenfor usikkerheden på modelberegningerne, mens der er tale om en tydelig reduktion i afsætningen på farvandsområderne.

Udviklingstendens

Udviklingstendens for den samlede afsætning af kvælstof og svovl (sum af våd- og tørafsætning) i perioden 1989-2005 vurderes på basis af:

- Målingerne af våddeposition.
- Beregning af tørdeposition ud fra målingerne af koncentration af gasser og partikler. Tørdepositions-beregningerne foretages med tørdepositionsmodul fra DEHM.

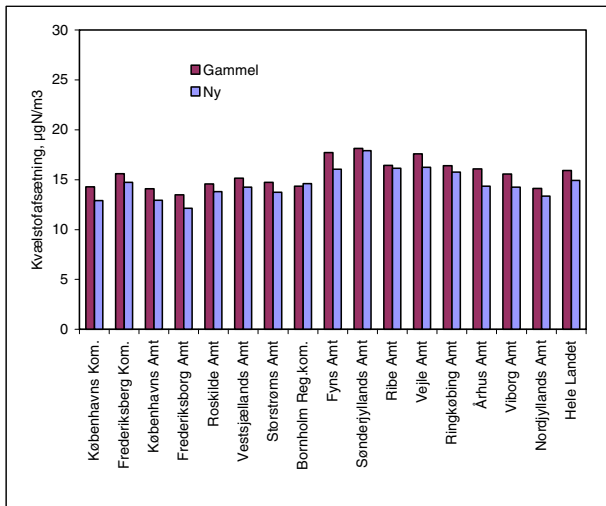
Da tørdepositionsmodul er blevet opdateret ved dette års modelberegninger, er der blevet foretaget nye beregninger af tørdepositionen i perioden fra 1993-2005. Grundet manglende meteorologidata er der ikke lavet beregninger for årene 1989-1992, men disse vil blive inkluderet ved næste års rapportering. Herefter er der lavet nye beregninger af udviklingstendensen af den samlede våd- og tørafsætning. Disse beregninger viser, at det nye tørdepositionsmodul ikke ændrer på vurdering af udviklingstendensen for afsætning af kvælstof og svovl på landområderne samt afsætning af kvælstof på farvandsområderne (Figur 4).

Kildefordeling

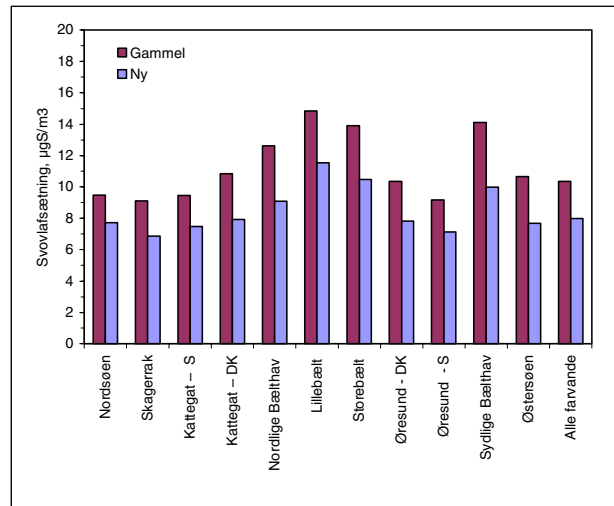
I forbindelse med beregningerne for år 2004 blev der lavet fejl ved beregning af den danske andel af depositionen, idet emissioner fra international skibstrafik blev inkluderet, som del af de danske emissioner. Ved rapporteringen for år 2004 blev den danske andel beregnet til henholdsvis 46% og 20% for afsætning på land- og farvandsområder (Ellermann *et al.*, 2005), hvilket er en for høj dansk andel. Ved dette års rapportering, hvor fejlen er blevet rettet, er den danske andel beregnet til henholdsvis 39% og 17% for afsætning på land- og farvandsområder i 2005. For kvælstof er der tale om en mindre ændring, som hovedsageligt skyldes ovennævnte fejl og i mindre grad opdatering af modellen. For svovl er andel fra danske kilder blevet rettet fra 18% til 11%, som følge af at fejlen i sidste års beregninger er blevet rettet ved dette års beregninger.

Fremtidige opdateringer af modellen

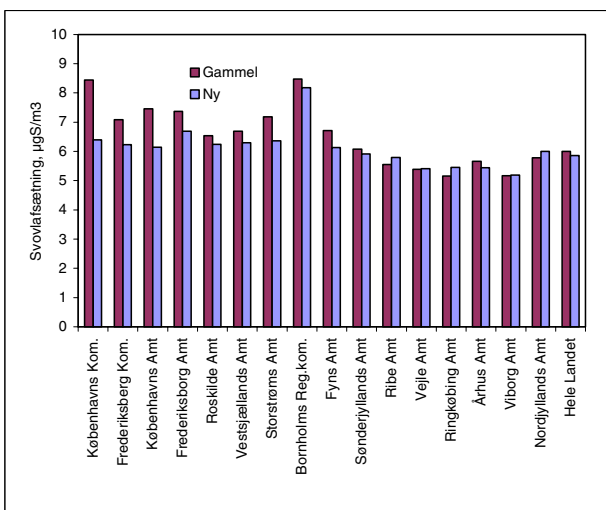
Med de nu gennemførte opdateringer af modellen vurderes det, at der ikke vil være behov for væsentlige opdateringer i selve modellen frem til 2008-2009. Derimod vil der være behov for forbedringer af en række af de input, som anvendes ved modelberegningerne. Et af de områder, hvor der vil være behov for opdatering er skibsemissionerne, hvor de nuværende emissionsopgørelser har en for grov geografisk opdeling. Et andet område er emissionsopgørelserne for ammoniak i Danmark, hvor de nyeste videnskabelige resultater peger på, at de nuværende emissioner er sat for højt (omkring 10-15%).



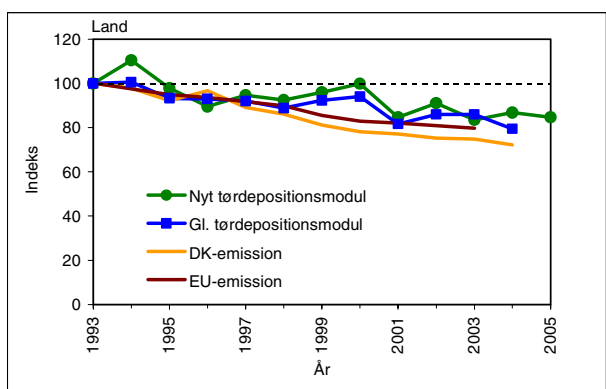
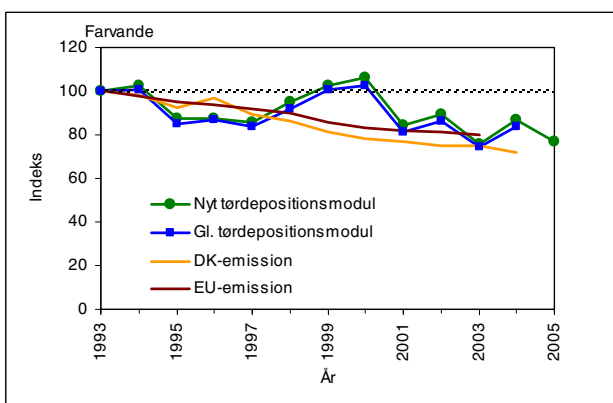
Figur 1 Afsætning af kvælstof på landområderne i 2004 beregnet med den gamle og nye version af modellen.



Figur 3 Afsætning af kvælstof på hovedfarvandsområderne i 2004 beregnet med den gamle og nye version af modellen.



Figur 2 Afsætning af svovl på landområderne i 2004 beregnet med den gamle og nye version af modellen.



Figur 4 Udviklingstendenser for den samlede deposition og emission af kvælstof. Den samlede deposition beregnes ud fra sum af våddeposition og tørdeposition beregnet ud fra målte luftkoncentrationer vha. tørdepositionsmodulet. Den blå og grønne kurve viser resultaterne fra beregning af samlet deposition med det nye og gamle tørdepositionsmodul. 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 1993. Udviklingstendenserne i 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., 2006) og fra de 25 EU-lande af EMEP (EMEP 2006).

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

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

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

*Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

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

Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2005

- Nr. 553: Søer 2004. NOVANA. Af Lauridsen, T.L. et al. 62 s. (elektronisk)
- Nr. 554: Vandløb 2004. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.) 81 s. (elektronisk)
- Nr. 555: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 74 s. (elektronisk)
- Nr. 557: Terrestriske naturtyper 2004. NOVANA. Af Strandberg, B. et al. 58 s. (elektronisk)
- Nr. 558: Vandmiljø og Natur 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning.
Af Andersen, J.M. et al. 132 s. (elektronisk)
- Nr. 559: Control of Pesticides 2004. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
- Nr. 560: Vidensyntese indenfor afsætning af atmosfærisk ammoniak. Fokus for modeller for lokal-skala.
Af Hertel, O. et al. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 561: Aquatic Environment 2004. State and trends – technical summary.
By Andersen, J.M. et al. 62 pp., DKK 100,00.
- Nr. 562: Nalunaq environmental baseline study 1998-2001. By Glahder, C.M. et al. 89 pp. (electronic)
- Nr. 563: Scientific and technical background for intercalibration of Danish coastal waters.
By Petersen, J.K. & Hansen, O.S. (eds.) et al. 72 pp. (electronic)

2006

- Nr. 564: Styringsmidler i naturpolitikken. Miljøøkonomisk analyse.
Af Schou, J.S., Hasler, B. & Hansen, L.G. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 565: Dioxin in the Atmosphere of Denmark. A Field Study of Selected Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme II. By Vikelsøe, J. et al. 81 pp. (electronic)
- Nr. 566: Begrænsning af fosfortab fra husdyrbrug. Metoder til brug ved fremtidige miljøgodkendelser.
Af Nielsen, K. et al. 41 s. (elektronisk)
- Nr. 567: Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, south Greenland, 2005.
By Glahder, C.M. & Asmund, G. 35 pp. (electronic)
- Nr. 568: Vejledning om godkendelse af husdyr. Faglig rapport fra arbejdsgruppen om ammoniak.
Af Geels, C. et al. 87 s. (elektronisk)
- Nr. 569: Anskydning af vildt. Konklusioner på undersøgelser 1997-2005. Af Noer, H. 35 s. (elektronisk)
- Nr. 570: Conservation status of bird species in Denmark covered by the EU Wild Birds Directive.
By Pihl, S. et al. 127 pp. (electronic)
- Nr. 571: VVM på husdyrbrug – vurdering af miljøeffekter. Af Nielsen, K. et al. 52 s. (elektronisk)
- Nr. 572: Søerne i De Vestlige Vejler. Af Søndergaard, M. et al. 55 s. (elektronisk)
- Nr. 573: Monitoring and Assessment in the Wadden Sea. Proceedings from the 11. Scientific Wadden Sea Symposium, Esbjerg, Denmark, 4.-8. April 2005. By Laursen, K. (ed.) 141 pp. (electronic)
- Nr. 574: Økologisk Risikovurdering af Genmodificerede Planter i 2005. Rapport over behandlede forsøgs-udsætninger og markedsføringssager. Af Kjellsson, G., Damgaard, C. & Strandberg, M. 22 s. (elektronisk)
- Nr. 575: Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse. Scenarieanalyse for et udvalgt opland. Af Schou, J.S. et al. 42 s. (elektronisk)
- Nr. 576: Overvågning af Vandmiljøplan II – Vådområder 2005. Af Hoffmann, C.C. et al. 127 s. (elektronisk)
- Nr. 577: Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Empiriske modeller for sammenhæng til næringsstofftilførsler, klima og hydrografi. Af Markager, S., Storm, L.M. & Stedmon, C.A. 219 s. (elektronisk)
- Nr. 578: Limfjorden i 100 år. Klima, hydrografi, næringsstofftilførsel, bundfauna og fisk i Limfjorden fra 1897 til 2003.
Af Christiansen, T. et al. 85 s. (elektronisk)
- Nr. 579: Aquatic and Terrestrial Environment 2004. State and trends – technical summary.
By Andersen, J.M. et al. 136 pp. (electronic)
- Nr. 580: Habitatmodellering i Ledreborg Å. Effekt af reduceret vandføring på ørred.
Af Clausen, B. et al. 58 s. (elektronisk)
- Nr. 582: Arter 2004-2005. NOVANA. Af Søgaard, B., Pihl, S. & Wind, P. 145 s. (elektronisk)
- Nr. 584: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2005.
By Kemp, K. et al. 40 pp. (electronic)
- Nr. 585: Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling, 1998-2003.
Af Boutrup, S. et al. 140 s. (elektronisk)
- Nr. 586: Vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Kommissionens temastrategi for luftforurening.
Af Bach, H. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 588: Agerhøns i jagtsæsonen 2003/04 – en spørgebrevsundersøgelse vedrørende forekomst, udsætning, afskydning og biotoppleje. Af Asferg, T., Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 47 s. (elektronisk)
- Nr. 589: Denmark's National Inventory Report – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2004. Emission Inventories. Illerup, J.B. et al. 554 pp. (electronic)

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2005 beregnet til hhv. 76 og 64 ktons N. Beregningerne er foretaget med en opdateret version af luftforureningsmodellen kaldet DEHM. Opdateringen giver uændrede værdier for deposition over land, men giver lavere værdier end den tidligere anvendte version for deposition af kvælstof til farvandsområderne. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med ca. 22% siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2005 beregnet til ca. 24 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 62% 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 2005 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Tungmetalniveauerne er faldet med en faktor to til tre siden 1989. Endvidere rapporteres resultater fra måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer.