



# ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2008

NOVANA

---

Faglig rapport fra DMU nr. 761 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER  
AARHUS UNIVERSITET



*[Tom side]*

# ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2008

NOVANA

---

Faglig rapport fra DMU nr. 761 2010

Thomas Ellermann  
Helle Vibeke Andersen  
Rossana Bossi  
Jesper Christensen  
Kåre Kemp  
Per Løfstrøm  
Christian Monies



## Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 761
- Titel: Atmosfærisk deposition 2008  
Undertitel: NOVANA
- Forfattere: Thomas Ellermann, Helle Vibeke Andersen, Rossana Bossi, Jesper Christensen, Kåre Kemp, Per Løfstrøm, Christian Monies  
Institution, afdeling: Afdeling for Atmosfærisk Miljø
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©  
Aarhus Universitet  
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: Februar 2010
- Faglig kommentering: Lone Grundahl
- Finansiel støtte: Ingen ekstern finansiering
- Bedes citeret: Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Kemp, K., Løfstrøm, P. & Monies, C. 2010: Atmosfærisk deposition 2008. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 74 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 761. <http://www.dmu.dk/Pub/FR761.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2008 beregnet til hhv. 71 og 61 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 28 og 30 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2008 beregnet til ca. 16 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 66 % siden 1989. For fosfor er der ikke sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2008 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Siden 1989 er koncentrationer og depositioner af tungmetaller faldet med en faktor to til tre. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer.
- Emneord: Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, fosfor, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer
- Layout: Majbritt Pedersen-Ulrich  
Omslagsfoto: Britta Munter
- ISBN: 978-87-7073-149-2  
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 74
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMUs hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR761.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.

# Indhold

## Sammenfatning 5

## Forord 7

### 1 Indledning 8

- 1.1 Overvågningsprogrammet 9
- 1.2 Vejret i 2008 13

### 2 Kvælstof 16

- 2.1 Kvælstofdeposition i 2008 16
- 2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande 17
- 2.3 Atmosfærisk belastning af danske landområder 19
- 2.4 Kilder til kvælstofdeposition 21
- 2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen 23
- 2.6 Ammoniak og naturmålestasjonerne 24
- 2.7 Kampagnemålinger af ammoniak på Idom Hede 29
- 2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala 42

### 3 Fosfor 46

- 3.1 Fosfordeposition i 2008 46

### 4 Svovl 48

- 4.1 Svovldeposition i 2008 48
- 4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder 50
- 4.3 Udviklingstendenser for svovldepositionen 52

### 5 Tungmetaller 54

- 5.1 Tungmetaldeposition i 2008 54
- 5.2 Udviklingen i den atmosfæriske deposition og luftkoncentrationer 56

### 6 Ozon 60

- 6.1 Ozon og vegetation 60

### 7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer 64

- 7.1 Våddeposition af pesticider 64
- 7.2 Våddeposition af nitrophenoler 65
- 7.3 Våddeposition af PAH 67

### 8 Referencer 69

## Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder 72

## Bilag 2 Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer 74

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU



## Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra år 2008. Overvågningen indgår som en del af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). Rapporten opsummerer hovedresultaterne vedrørende måling og beregning af atmosfæriske koncentrationer og depositioner af kvælstof-, fosfor- og svovlforbindelser, ozon samt af udvalgte tungmetaller og miljøfremmede organiske forbindelser.

Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 28 og 30 % i perioden 1989-2008. Faldet er relativt jævnt gennem hele perioden. Dog ses variationer fra år til år på grund af ændringer i de meteorologiske forhold fra år til år. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan, herunder i Danmark. DMU har beregnet kvælstofdepositionen med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km<sup>2</sup>) er for 2008 beregnet til 71 ktons N (6,7 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km<sup>2</sup>) til 61 ktons N (14 kg N/ha). Rapporten præsenterer resultater fra målinger af ammoniak på udvalgte naturmålestationer samt detaljerede beregninger af kvælstofdeposition til udvalgte naturområder. Disse beregninger udføres med lokalskalamodellen kaldet OML-DEP.

Depositionen af fosfor i 2008 til de indre danske farvande (areal 31.500 km<sup>2</sup>) og landområder (areal 43.000 km<sup>2</sup>) 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 1989-2008.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for år 2008 beregnet med DEHM til ca. 16 ktons S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes, at svovldepositionen er faldet med ca. 66% siden 1989. Faldet i svovldepositionen er sket i perioden frem til 2001, hvorefter depositionen har været forholdsvis konstant. Faldet i depositionen følger udviklingstendensen for de europæiske emissioner af svovl.

Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) i 2008 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de sidste 19 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne på mellem en faktor to og tre. Størst fald ses for bly og cadmium. For de fleste af tungmetallerne har faldet været størst i perioden frem til sidste halvdel af 1990'erne, hvorefter ændringerne har været forholdsvis små.

Koncentrationen af ozon (AOT40) lå i 2008 for en enkelt målestation over tærskelværdierne for skadelige effekter på vegetation, mens de to øvrige målestationer lå under tærskelværdierne. Ozonkoncentrationen i baggrundsområderne har ligget på samme niveau siden slutningen af 1980'erne.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Lille Valby, Roskilde og Sepstrup Sande viser, at niveauerne for våddeposi-

tion i 2008 ligger på ca. 90-110  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  for pesticider (19 stoffer), ca. 570-1200  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  for nitrophenoler (6 stoffer) og ca. 70-160  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  for PAH (21 stoffer). Våddepositionen af pesticider er generelt lav og har ikke akut virkning på planter.



## Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA), som fra 2004 har afløst NOVA-2003, det tidligere overvågningsprogram. NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som blev gennemført i forbindelse med Vandmiljøplan I (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte.

Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter såvel overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften som udvalgte påvirkninger, miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage til at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår Danmarks Miljøundersøgelsers 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 fagdatacentre og Miljøministeriets miljøcentre. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, for punktkilder hos By- og Landskabsstyrelsen mens fagdatacentre for ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper er placeret hos Danmarks Miljøundersøgelser.

Denne rapport er baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige Fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og natur, 2008, som udgives af Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse og By- og Landskabsstyrelsen.

# 1 Indledning

Årets rapport præsenterer resultater for år 2008 fra atmosfæredelen af Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA), der er efterfølger til det tidligere program (det Nationale overvågningsprogram for vandmiljøet, NOVA 2003). Overvågningen udføres af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI) under Aarhus Universitet, som en del af Det Atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram (BOP).

I NOVANA videreføres 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 forsuring.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af en række miljøfarlige tungmetaller.

Programmet har fokus på bestemmelse af deposition af kvælstofgasser til naturområder, og der er derfor oprettet to nye målestationer i naturområder, hvor der på den ene 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 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). Endvidere laves detaljerede beregninger af kvælstofafsætningen til udvalgte naturområder baseret på lokalskala-modellen kaldet OML-DEP.

Resultaterne præsenteres på en indikatoragtig form. Rapporten er derfor kortfattet og omfatter kun hovedresultaterne fra overvågningsprogrammet. 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 2008, da disse spiller en afgørende rolle for koncentrationer 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 nærvædd liggende kilde.

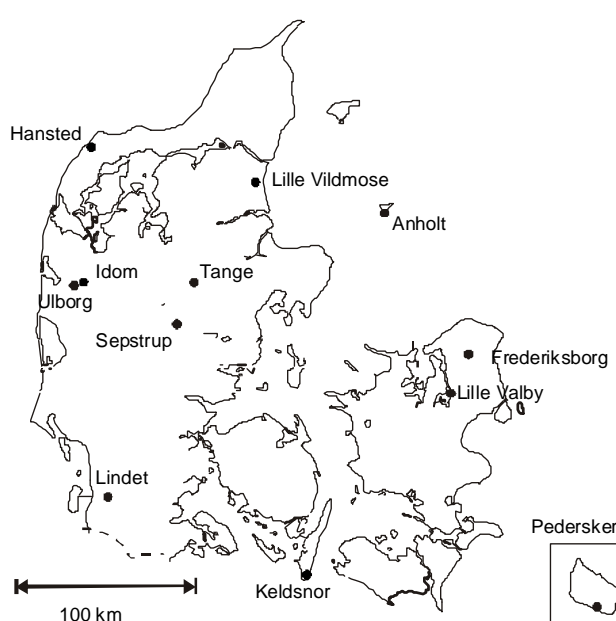
Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger, for herved at styrke det faglige udbytte af programmet. Målingerne anvendes til beskrivelse af den aktuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariation og udviklingstendenser. Modelberegningerne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

I 2008 bestod netværket af ti 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. Endvidere foretages på udvalgte målestationer specialmålinger af salpetersyre og partikulært bundet nitrat.
- Koncentrationer af partikulært bundet fosfor og en række udvalgte tungmetaller.
- Våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer (MFS: pesticider, PAH og nitrophenoler).
- Koncentrationen af ozon.

Udover dette består måleprogrammet af ekstra målestationer i naturområder. I år 2008 var disse placeret på Idom Hede (hede), Lille Vildmose (højmose) og Hansted Reservatet (klithede), hvor der blev foretaget målinger af koncentrationen af ammoniak. Endvidere blev der i to fjortendages kampagner målt deposition af ammoniak på Idom Hede. Endelig er der i forbindelse med det terrestriske overvågningsprogram under NOVANA blevet målt koncentration af ammoniak på 12 naturstationer fordelt rundt om i landet.

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



Figur 1.1 De faste målestationer i BOP i 2008.

Tabel 1.1 Oversigt over målingerne på målestationerne i BOP.

Målestation	Våddeposition*	Gas og partikler**
Anholt	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, NO <sub>2</sub> , denuder
Frederiksborg	Uorganisk, Tungmetaller	Denuder
Hansted	Uorganisk, Tungmetaller	Passiv opsamler
Idom Hede		Naturstation, passiv opsamler
Keldsnor	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> ***
Lille Valby	MFS	
Lille Vildmose		Passiv opsamler
Lindet	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder
Pedersker	Uorganisk, Tungmetaller	
Sepstrup Sande	Uorganisk, Tungmetaller, MFS	
Tange		Filterpack
Ulborg	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub>

\* Uorganisk: N, P, S, Na, Cl, K, Mg, K og Ca. Tungmetaller: Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Fe. MFS: Pesticider og nitrophenoler.

\*\* Filterpack: NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> og partikulært N, P, S, Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb og Fe. Naturstation: Deposition af ammoniak. Denuder: måling af NH<sub>3</sub>, HNO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> og NO<sub>3</sub>. Passiv opsamler: NH<sub>3</sub>.

\*\*\* Målingerne af NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> udføres i forbindelse med LMP IV (det Landsdækkende Luftmåleprogram for byer, se Kemp et al., 2008).

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.

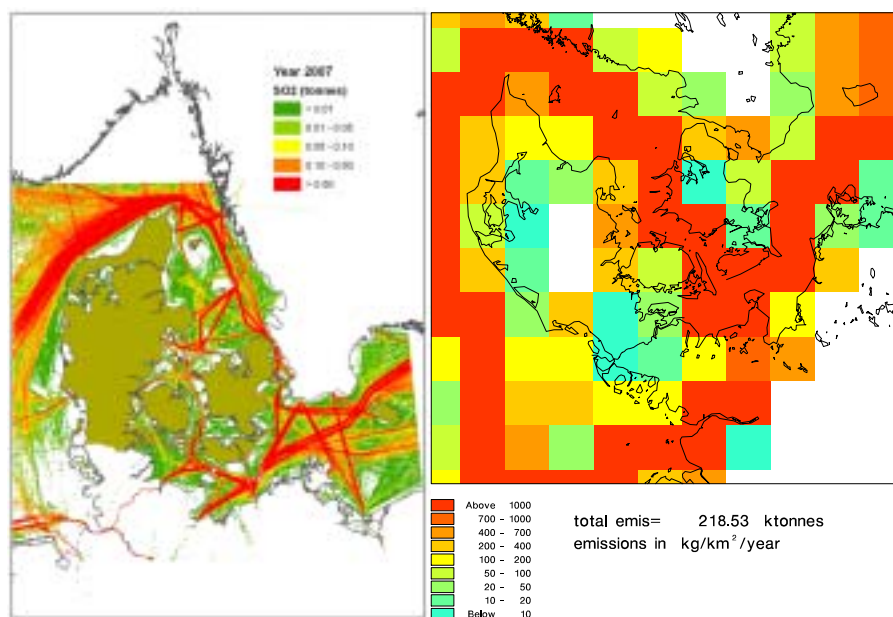
Modelberegninger af luftkoncentrationer og depositioner foretages, som allerede nævnt, med DMUs luftforureningsmodel kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model), som anvendtes i NOVANA for første gang ved rapporteringen i 2004. DEHM er en Eulersk model, hvor emission, transport, kemisk omsætning og 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.



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

Beregningerne af deposition til danske land- og vandområder foretages med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km i det horisontale plan, som dækker hele Danmark og de danske farvandsområder. (undtagen den vestligste del af Nordsøen, hvor den geografiske opløsning er på 17 km x 17 km). Vertikalt dækker modellen de nederste 15 km af atmosfæren, som er opdelt i 29 lag af gitterceller, hvor de nederste lag er relativt tynde (60 m) mens de øverste er relativt tykke (2000 m). Siden rapporteringen for år 2007 er der kun foretaget mindre justeringer af modellen.

Beregningerne for 2008 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 17 km x 17 km for hele Europa (*Hertel et al. 2002*). Disse er baseret på EMEP's emissionsopgørelser på 50 km x 50 km, en detaljeret opgørelse på 17 km x 17 km for EU's landområde og en detaljeret opgørelse for Danmark på 6 km x 6 km, som bl.a. indeholder placering af ca. 70 større punktkilder. Emissionsopgørelserne omfatter udslip fra skibstrafik udarbejdet af EMEP. Beregninger for år 2008 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2007 for NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub>, udarbejdet af DMU-SYS (*Nielsen et al. 2009*). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2007, der er samlet og distribueret af EMEP (*EMEP 2009*). Udover opdatering af emissionsopgørelserne fra år 2006 til 2007 er der sket forbedringer med hensyn til emissionerne fra skibstrafik i de danske farvande, idet DMUs nye skibsemissionsopgørelse med geografisk opløsning på 1 km x 1 km (*Olesen et al., 2009*) er taget i brug. Hidtil har den geografiske opløsning på skibsemissionerne været 50 km x 50 km, hvilket ikke er tilstrækkeligt set i lyset af de ofte snævre danske farvande (figur 1.3). Denne forbedring har ført til forbedringer for navnlig svovlkoncentrationerne, hvoraf en meget stor andel stammer fra skibstrafik (*Olesen et al., 2009*).



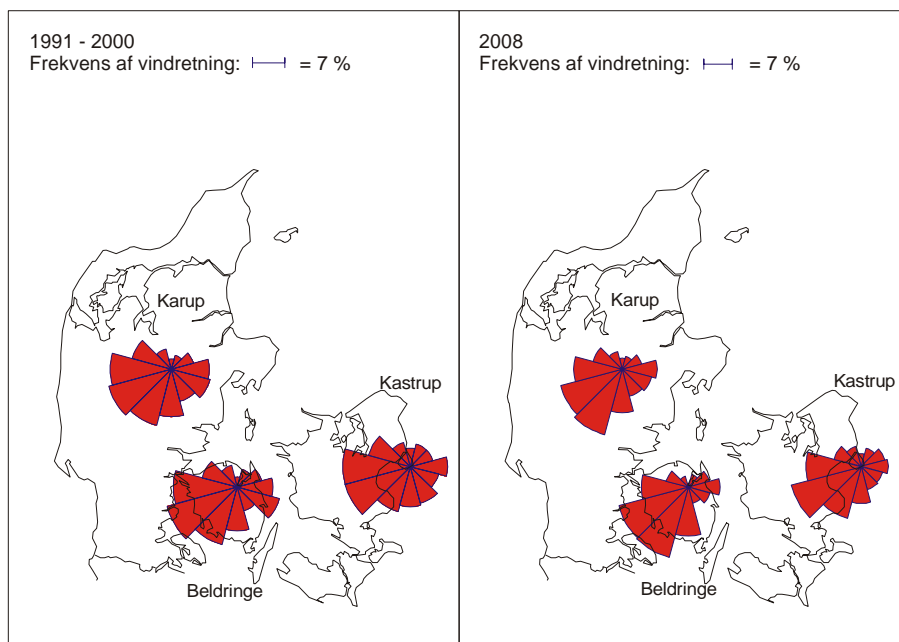
**Figur 1.3** Skibsemissioner af SO<sub>2</sub> pr km<sup>2</sup>. Til venstre i henhold til den nye, AIS-baserede emissionsopgørelse med detaljeringsgrad på 1 x 1 km (*Olesen et al., 2009*). Til højre i henhold til den tidligere benyttede, hvor emissionen foreligger i felter på 50 x 50 km (*EMEP 2008*).

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.

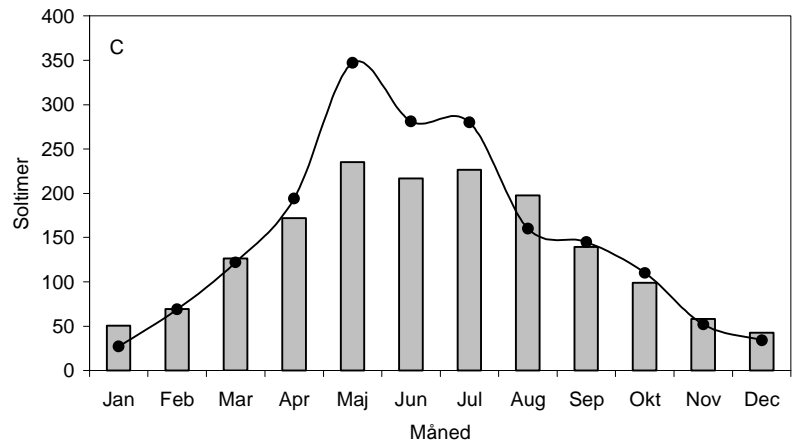
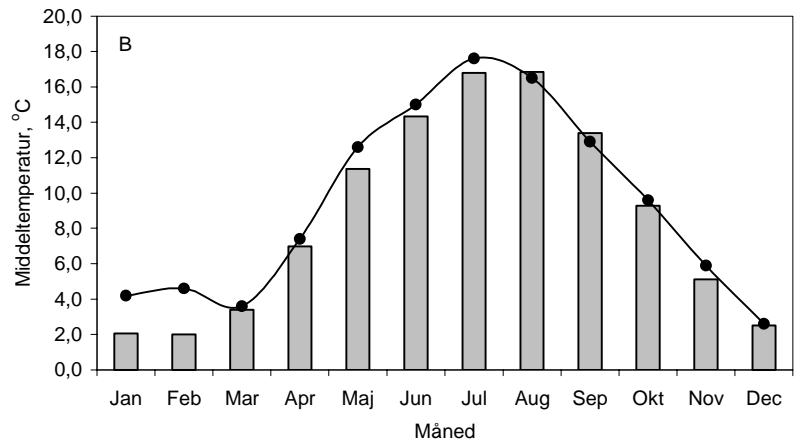
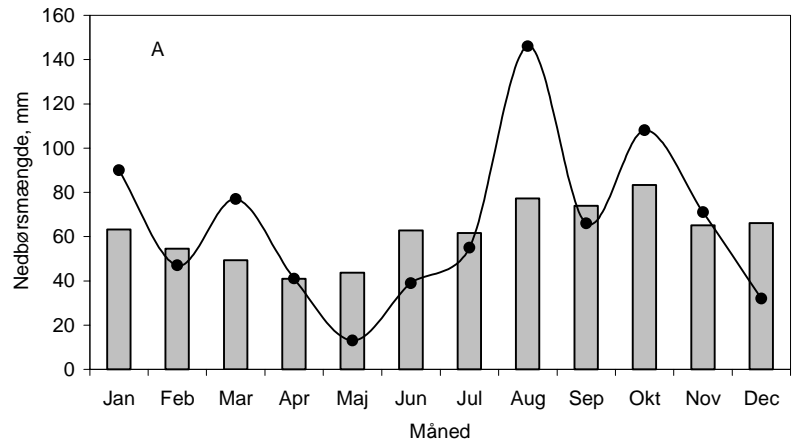
## 1.2 Vejret i 2008

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 2008.

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 1.4 viser vindrosen for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2008 var vestsydvest til sydsydvest og at vindrosen for 2008 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1991-2000. Dog var vindretninger fra syd-øst og øst mindre hyppige i 2008 sammenlignet med 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 1.4** Vindrosen for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1991-2000, mens der til højre vises gennemsnit for 2008. Beregningerne er foretaget for vindhastigheder større end 1,5 m/s. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).



**Figur 1.5** Månedlig nedbør (A); middeltemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2008, mens søjlerne angiver middel for 1989-2008. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2009).



Udover vindretning indvirker nedbørsmængde, temperatur og solindstråling (figur 1.5) også på afsætning af luftforureningskomponenter. Nedbøren i år 2008 var med 783 mm nedbør til Jylland og Øerne 10% over normalen for 1961-1990 (712 mm) og kun lidt over gennemsnittet for perioden 1989-2008 (742 mm) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2009). Nedbøren var meget ujævnt fordelt over året (figur 1.5 A) med størst nedbørsmængde i januar, marts, august og oktober, mens navnlig maj, juni og december havde mindre nedbørsmængder end gennemsnitligt. I år 2008 var der som vanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt i Vest- og Sønderjylland, mens der var mindre nedbør i den østlige del af landet. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer, og de er kun repræsentative for nedbør over land. De meteorologiske beregninger fra den meteorologiske model MM5, viser, at nedbørsmængden til de danske farvande generelt var lavere i 2008 end i 2007. Der er dog store geografiske variationer fx med en betydelig stigning i nedbørsmængden i Skagerrak og et fald i nedbørsmængden i Nordsøen og det Sydlige Bæltthav.

Den årlige middeltemperatur i 2008 var 9,4 °C, hvilket er 1,7 grader over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7°C (DMI 2009), og 0,7 grader højere end gennemsnittet (8,7 °C) for perioden 1989-2008, hvor måleprogrammet har været i funktion. År 2008 var dermed det næst varmeste år der er blevet registreret siden temperaturmålingerne blev startet i 1873 (DMI 2009). Sæsonvariationen i temperaturen (figur 1.5 B) fulgte gennemsnittet for perioden 1989-2008 dog var januar og februar væsentligt varmere end gennemsnit for perioden. Antallet af soltimer (figur 1.5 C) var på 1821 timer, hvilket er betydeligt over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer) og over gennemsnit for perioden 1989-2008 (1633 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2009).

#### **Links**

Yderligere information om målestationerne:

[http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maalinge/5\\_maaleprogrammer/oversigtskort.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinge/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp)

Yderligere information om luftforureningsmodeller:

<http://www.dmu.dk/Luft/Luftforurenings-modeller/>  
eller [Thor.DMU.DK](http://Thor.DMU.DK).

## 2 Kvælstof

### 2.1 Kvælstofdeposition i 2008

#### Relevans

Deposition af kvælstof fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og landområder med næringsstoffer. Det er derfor et af hovedformålene for luftdelen af NOVA-NA 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 2008 viste, at den årlige deposition af kvælstof i områderne omkring hovedstationerne lå på 9-14 kgN/ha for deposition til landområderne (figur 2.1) og på 6-7 kgN/ha for deposition til vandområderne ved Anholt og Keldsnor. I 2008 var depositionen til land- og vandområder i gennemsnit for målestationerne henholdsvis 4% og 13% lavere end i 2007.

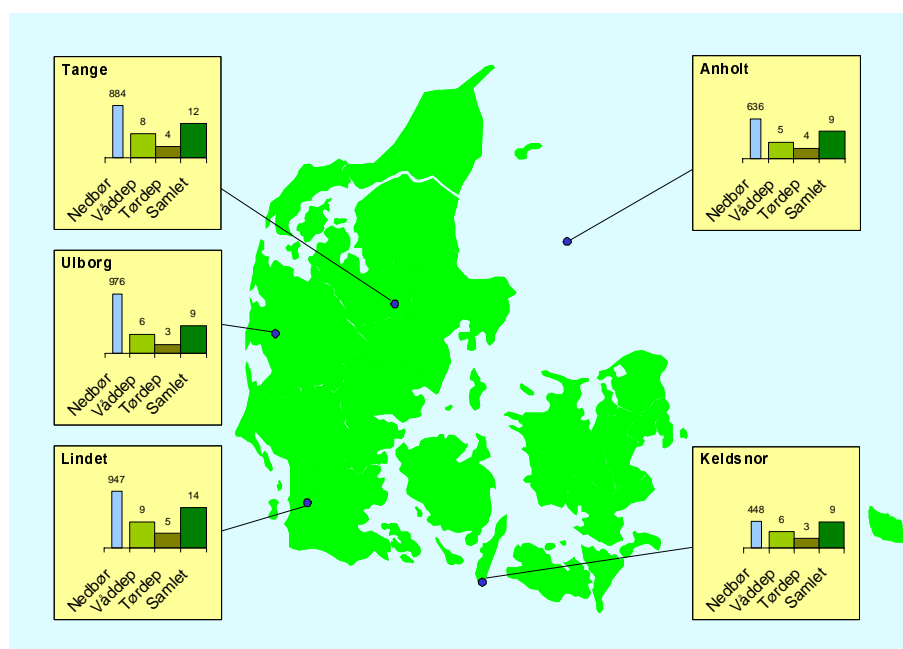
Nedbørsmængden i 2008 var 5% højere end gennemsnittet for perioden 1989-2008 (se afsnit 1.2), men 10% lavere end nedbørsmængden i 2007 (DMI, 2009). Faldet kan derfor i store træk forklares ud fra faldet i nedbørsmængden, idet mindre nedbør generelt giver lavere våddeposition og dermed fald i den samlede kvælstofdeposition. Dette gælder navnlig for afsætning til vandområder, hvor våddeposition udgør omkring 80% af den samlede afsætning.

De laveste depositioner blev bestemt på Anholt, Ulborg og Keldsnor. Disse målestationer bliver kun udsat for begrænset lokal landbrugspåvirkning samtidigt med, at der er en lille våddeposition.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet og Tange, hvor der er høj emission af ammoniak fra nærliggende landbrugsområder. Samtidig

hermed er målestationerne placeret i Jylland, som modtager betydeligt større nedbørsmængder end den østlige del af landet. Dette 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.



**Figur 2.1** Kvælstofdeposition og nedbørsmængde ved de fem hovedstationer i 2008. Figuren angiver deposition til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationerne. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er afrundet til hele tal og angivet i kgN/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1).

## Links

Information om DMUs luftmålestationer kan fås på:

[http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maalinger/5\\_maaleprogrammer/oversigtskort.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp)

## 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.

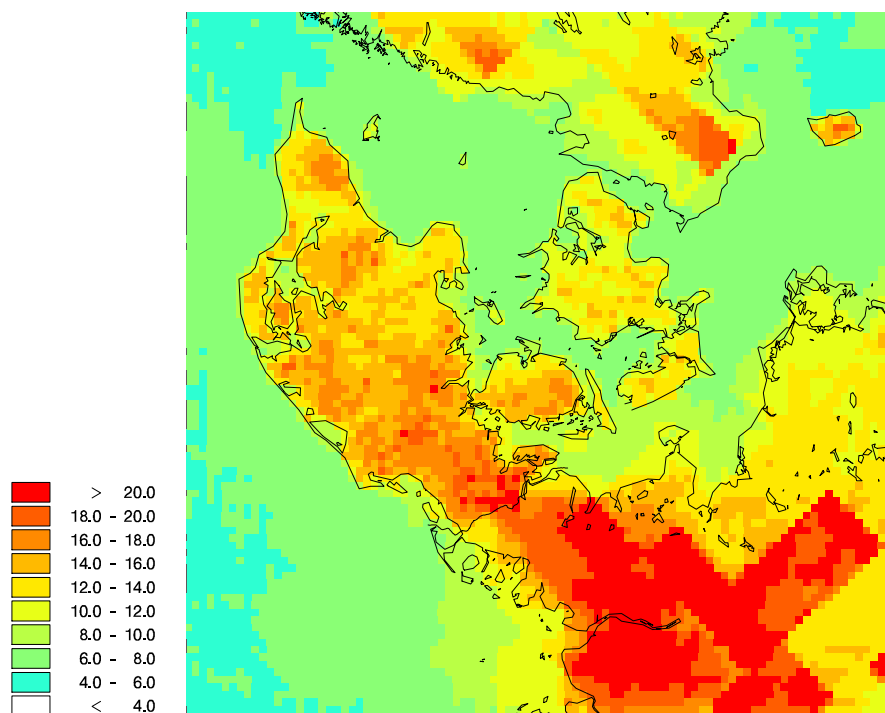
## Målsætning

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 2008 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 71.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km<sup>2</sup> giver en gennemsnitlig deposition på 6,7 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er derfor 8% lavere end rapporteret for 2007, hvilket blandt andet skyldes et fald i våddepositionen grundet fald i nedbørsmængderne fra 2007 til 2008. I målingerne ses et tilsvarende fald i våddepositionen og et fald i den samlede deposition på 4% fra 2007 til 2008.

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 dele af Nordsøen, 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.



**Figur 2.2** Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2008. 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 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km.

**Table 2.1** Den samlede kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande beregnet for 2008. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

Hovedfarvand	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition/areal kgN/ha	Areal km <sup>2</sup>
Nordsøen – dansk del	6,8	23,8	30,6	6,3	48.754
Skagerrak – dansk del	1,1	5,7	6,9	6,6	10.329
Kattegat – svensk del	0,7	4,3	5,0	7,4	6.743
Kattegat – dansk del	2,6	9,6	12,2	7,3	16.830
Nordlige Bælthav	0,7	2,2	2,9	7,5	3.909
Lillebælt	0,7	1,5	2,2	10,2	2.171
Storebælt	0,9	2,6	3,5	7,8	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,8	0,9	7,1	1.336
Øresund - svensk del	0,1	0,6	0,7	7,4	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,5	1,6	2,1	8,2	2.547
Østersøen - dansk del	2,3	7,4	9,7	6,5	14.926
Alle danske farvandsområder	16	55	71	6,7	105.320

Deposition af kvælstof til de danske farvandsområder beregnes, som nævnt ovenfor, med DEHM modellen (version 5.0), 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 2008 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2007 for NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub> (Nielsen et al. 2009), og for resten af Europa for år 2007 (EMEP 2009). 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>

## 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 og deres emissionsstyrke. 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 2008 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 61.000 ton N (tabel 2.2), hvilket er 7% højere end rapporteret for 2007. Den højere deposition i 2008 set i forhold til rapporteringen for 2007 skyldes dels en stigning i våddepositionen, som følge af ændret meteorologi, og dels en mindre modifikation af DEHM fra version 4.0 (2007) til version 5.0 (2008). Beregning med DEHM version 5.0 for både 2007 og 2008 har vist, at ændringer i de meteorologiske forhold fra 2007 til 2008 giver en 5% stigning i den samlede deposition af kvælstof.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 14 kgN/ha, hvilket ligger over eller på niveau med tålegrænserne for mange af de følsomme danske naturtyper f.eks. højmoser 5-10 kgN/ha, lobeliesøer 5-10 kgN/ha, kystklitter med dværgbuske 10-20 kgN/ha og heder 10-20 kgN/ha (*Søgaard et al. 2003*).

Den årlige deposition varierer geografisk mellem 6 kgN/ha og 19 kgN/ha. Årsagen til den store 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 6 km x 6 km. Endvidere spiller nedbørsmængderne også en vigtig rolle for depositionens størrelse. Den største deposition beregnes derfor til den sydlige del af Jylland (figur 2.2), hvor husdyrproduktionen er høj og hvor nedbørsmængderne er store. Lavest deposition ses i Nordsjælland og på 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 2008 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2007 for NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub> (*Nielsen et al. 2009*), og for resten af Europa for år 2007 (*EMEP 2009*). Dette er de nyeste tilgængelige emissionsopgørelser. Depositionerne i tabel 2.2 angiver gennemsnit til de nye regioner. 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 i Midtjylland ligger på ca. 25 kgN/ha, mens deposition til græs ligger på ca. 14 kgN/ha, hvilket svarer til den gennemsnitlige deposition (tabel 2.2).

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 regioner og kommuner kan findes på: <http://www.dmu.dk/luft/luftforurenings-modeller/deposition>

Yderligere information om talegrænser kan findes på: <http://www.dmu.dk/Luft/Effekter+naturen>

**Tabel 2.2** Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2008.

	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km <sup>2</sup>
Nordjylland	5,3	5,6	10,8	14	7907
Midtjylland	9,2	9,6	18,8	14	13093
Syddanmark	9,4	9,8	19,2	16	12130
Sjælland	4,2	4,5	8,7	12	7268
Hovedstaden	1,6	1,6	3,1	12	2567
Hele Landet	30	31	61	14	42927

## 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

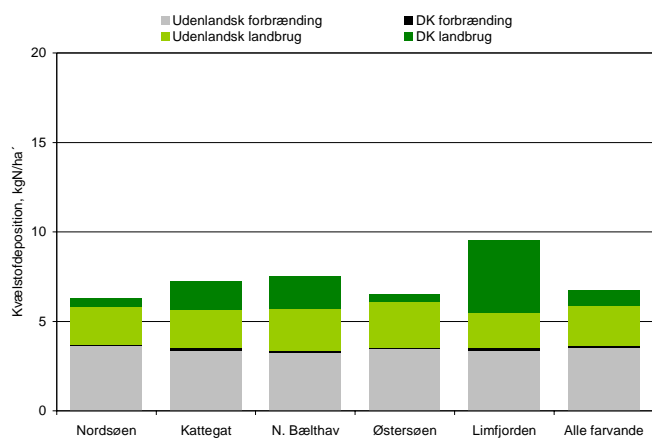
I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle (se afsnit 2.1).

### Tilstand og årsag

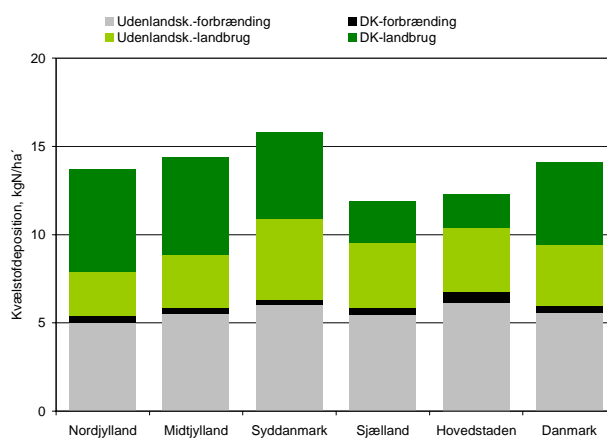
Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres til emission i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med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

Beregningerne viste, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. I 2008 kom ca. 58% og 42% af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion

og forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 47% og 53% af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



**Figur 2.3** Kvælstofdeposition i 2008 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 2008 til de nye regioner og i gennemsnit for hele landet (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. 14 % i 2008. Den største danske andel forekom i Lillebælt (27%), Nordlige Bælthav (25%), Kattegat (25%) og Storebælt (19%) og den mindste i Nordsøen (9%). Dette er i god overensstemmelse med, at de mest hyppige vindretninger er fra syd til vest, hvilket bevirker at Nordsøen, som ligger vest fra Jylland, kun i ringe omfang er påvirket af danske kilder. 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 ca. 44 % 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 de danske landområder (figur 2.4) er større end for farvandsområderne. I gennemsnit for landområderne er den danske andel estimeret til at være på ca. 36%. Den primære årsag til dette er den større deposition af ammoniak fra det lokale landbrug. Størst dansk andel ses for Nord- og Midtjylland med 41-45% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 21%. Når andelen fra danske kilder er størst i Nord- og Midtjylland skyldes det den store husdyrproduktion i Jylland, at de mest hyppige vindretninger er fra syd til vest og den relative store afstand til områder med store emissioner i landene syd for Danmark.

### Links

Yderligere information om danske emissioner kan findes på:  
<http://www.dmu.dk/Luft/Emissioner/>



## 2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

### Relevans

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

### Målsætning

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

### Udvikling og årsag

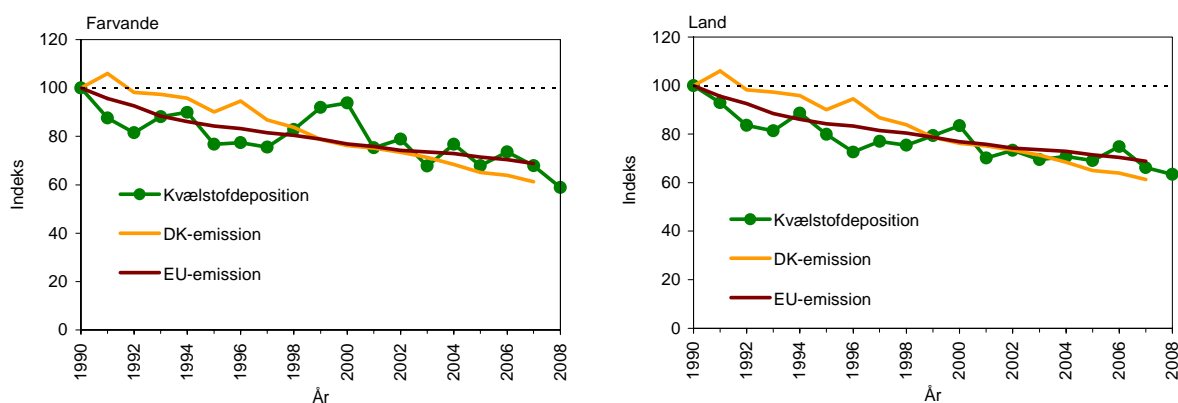
Figur 2.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af kvælstof beregnet som middel af resultaterne fra DMUs hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et fald i kvælstofdepositionen på de danske farvande og landområder på henholdsvis ca. 28 % og 30 % siden 1989. Det vurderes, 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 ændringerne i emissionerne af kvælstof i Danmark og de øvrige europæiske lande (figur 2.5) og det kan derfor konkluderes, at den observerede udvikling i kvælstofdepositionen er 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 omkring 60 % 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 omkring halvdelen af den samlede deposition til landområderne, hvilket forklarer, at variationerne i nedbørsmængden ikke slår så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne.

De viste udviklingstendenser er baseret på målinger af våddeposition og tørdeposition beregnet ud fra målingerne af koncentrationen af kvælstof forbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul som anvendes i modelberegningerne.



**Figur 2.5** Udviklingstendenser for den samlede deposition og emission af kvælstof. Figuren til venstre viser tendenser for udviklingen i depositionen til de indre danske farvande, mens figuren til højre viser tendenser for udviklingen i depositionen til danske landområder. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområder er beregnet som middelværdi af resultaterne fra DMUs 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 fra DMU (Nielsen et al. 2009) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2009).

## 2.6 Ammoniak og naturmålestationerne

### Relevans

De naturlige/seminaturlige økosystemer er begrænset af de næringsstoffer, som jorden afgiver ved forvitring og mineralisering samt dem, der tilføres med atmosfæren. For en række stoffer, bl.a. kvælstof, er den atmosfæriske tilførsel af særlig betydning. Det er uønsket, at den atmosfæriske tilførsel af kvælstof overstiger de såkaldte tålegrænser, hvor økosystemet ikke længere kan bevare sin naturlige artssammensætning. For at få bedre information om afsætning af kvælstof til danske naturområder udføres derfor målinger af ammoniak på to naturstationer. Endvidere er der i forbindelse med de tværgående projekter i NOVANA i perioden april 2006 – april 2007 udvidet med målinger af ammoniak på nogle lokaliteter i det tidligere Ringkøbing Amt. I regi af det terrestriske delprogram under NOVANA blev der i slutningen af 2006 yderligere etableret

12 målestationer med passive diffusionsopsamlere til bestemmelse af langtidsmidler (1 måned) af ammoniakkoncentrationen.

### 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.

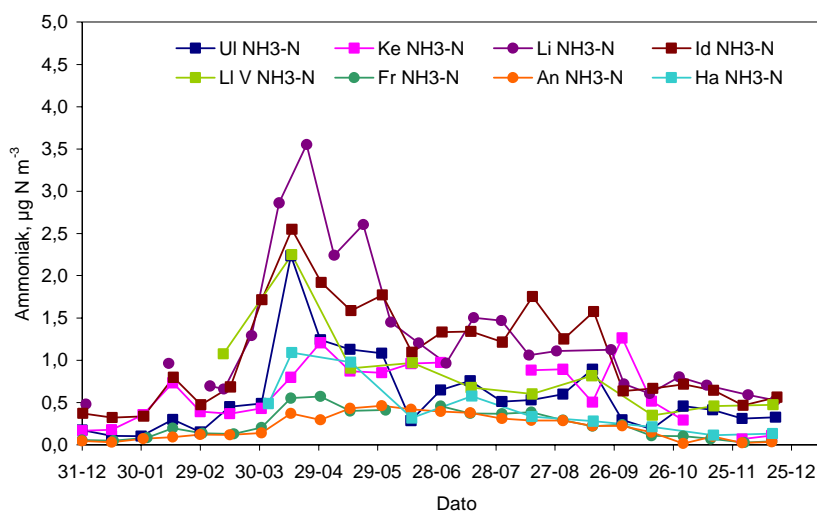
### Tilstand og årsag

I 2004 blev der i regi af NOVANA-programmet startet målinger af kvælstofforbindelser med særligt henblik på terrestriske naturområder. I 2005 og 2006 er der målt på to "naturmålestationer", begge hedelokaliteter i Jylland: Idom Hede sydvest 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 målt halvmånedsmiddelværdier af gasformig ammoniak og partikulært ammonium siden maj/juni 2004 og på Idom hede frem til juni 2006. P.g.a. apparatproblemer blev der skiftet målemetode på Idom hede i juni 2006. Efterfølgende er der på Idom målt med en passiv diffusionsopsamler, der opsamler luftens ammoniak v.h.a. diffusion. Denne metode er ligeledes anvendt på Hjelm Hede fra juni 2007. Det betyder at luftens indhold af partikulært bundet ammonium ikke bestemmes. På Idom Hede er der ydermere gennemført målinger til bestemmelse af tørdepositionen af ammoniak (jvf. afsnit 2.7). I 2008 ophørte målingerne på Hjelm hede og der blev i stedet etableret målinger med passive diffusionsopsamlere på Lille Vildmose (højmose), sydøst for Ålborg, samt i Hanstedreservatet (klithede) ved Vestkysten i Thy. Disse ammoniakmålinger bestemmes som månedsmiddel.

Som led i den generelle bestemmelse af kvælstofbelastningen er der yderligere etableret langtidsmålinger af koncentrationen af gasformig ammoniak og salpetersyre samt partikulært ammonium og nitrat på en del af de faste stationer. Fra og med 2007 er der også målt på Anholt. Langtidsmålingerne foretages med den såkaldte denudermetode, som specifikt separerer gas og partikelbundet kvælstof dvs. ammoniak og salpetersyre på gasform og partikelbundet ammonium og nitrat. De hidtidige målinger med filterpack-opsamleren giver knap så god adskillelse mellem gasser og partikler, som denudermetoden. 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 en række stationer (Ulborg skov, Keldsnor, Lindet skov, Idom hede, Frederiksborg skov, Anholt, Lille Vildmose og Hansted). Generelt viser målingerne fra dele af det faste stationsnet, at de laveste koncentrations-

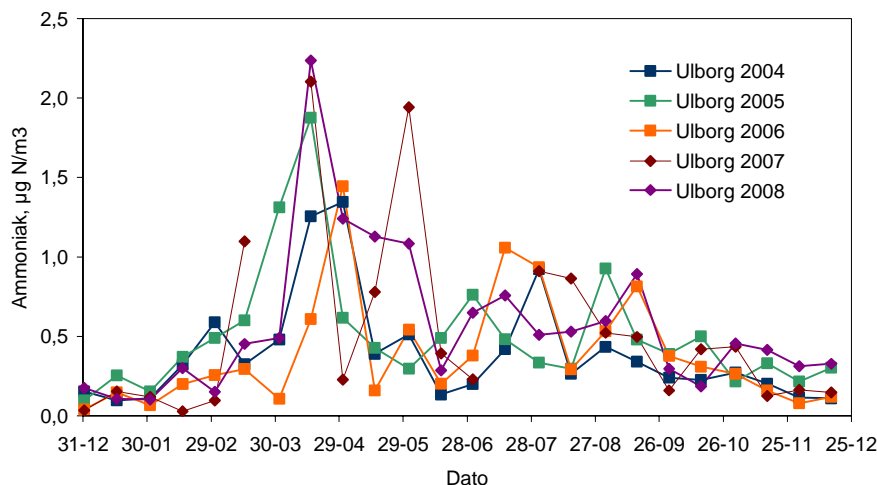
niveauer af ammoniak måles på Frederiksborg i Nordsjælland og på Anholt, mens de højeste koncentrationer måles på Lindet i Sønderjylland. Koncentrationsniveauet på Idom Hede ligger over niveauet målt på Keldsnor og Ulborg. Lille Vildmose ligger lidt over niveauet på Ulborg og Keldsnor, mens Hansted ligger lidt under. Middelværdier m.v. er angivet i bilag 1. På Frederiksborg ses en lille stigning i koncentrationsniveauet i foråret med begyndelse medio april, hvorefter koncentration falder lidt. Anholt stiger også, men til et niveau, der holder sommeren over. Koncentrationsniveauet på Frederiksborg og Anholt er generelt meget ens og minimum ses efterår og vintermåneder med meget lave niveauer. Der ses et forholdsvis ensartet forløb på de jyske stationer, hvor koncentrationerne toppe i foråret og forsommeren i forbindelse med sæsonen for udbringning af gødning på markerne. De jyske stationer har alle maksimum i sidste halvdel af april, hvorefter niveauet falder de efterfølgende måneder til et sommerminimum i juni/juli. Dette gælder dog ikke Lille Vildmose, der har sommerminimum i august. I juli/august stiger Lindet og Idom hede, mens Ulborg og Lille Vildmose (bemærk Lille Vildmose har månedsmiddelværdier) først stiger igen sidst i september. Derefter falder niveauerne hen mod vinterminimum. Keldsnor, der ligger på Langeland, har ikke særlig markant forårsmaksimum og det toppe perioden efter de øvrige stationer. Det skyldes muligvis, at forårsperioden ofte har vinde fra øst og under de forhold er stationen eksponeret for luft fra havet og dermed ikke er så påvirket af landbrugsaktiviteter. Forårstoppen i koncentrationen i Hansted tyder da også på påvirkning fra østlige vinde, da stationen ligger meget isoleret uden kilder mod vest (Vestkysten). Alle stationer har de laveste koncentrationsniveauer i vintermånederne.



**Figur 2.6** Ammoniakkoncentrationer målt i Ulborg (UI), Keldsnor (Ke), Lindet (Li), Idom Hede (Id), Lille Vildmose (LI V), Frederiksborg (Fr), Anholt (An) og Hansted (Ha) i 2008. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode, dog ikke i Lille Vildmose og Hansted, hvor målingerne er månedsmiddel).

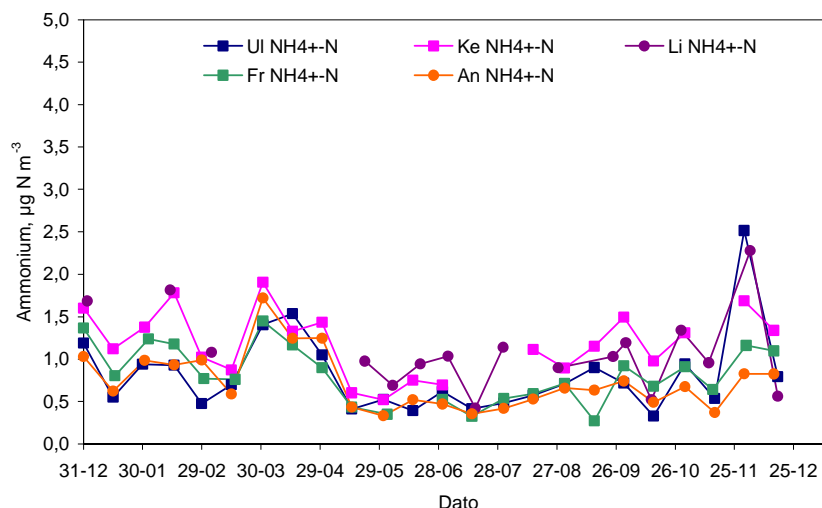
Koncentrationsniveauerne på årsbasis på Ulborg, Keldsnor, Lindet, Idom Hede og Frederiksborg ligger på niveau med målingerne fra 2004-2007. Forskellene i koncentrationsniveauer afspejler i et vist omfang områdernes emissionsdensitet. Det forholdsvis ens mønster stationerne imellem må skyldes en vis ensartethed i landbrugsaktiviteter kombineret med vejrforhold, der påvirker mere generelt.

Figur 2.7 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak målt i Ulborg 2004-2008. Det ses, at tidspunktet for forårsmaksimum varierer fra anden halvdel af april til første halvdel af maj, mens koncentrationsstigningen første halvdel af juni 2007 er usædvanlig stor i forhold til de andre år. I 2008 falder forårs- og forsommertoppen mere sammen end de andre år. Der ses en del variation i koncentrationsforløbene over tid årene imellem, dog mest forår og sommer/tidligt efterår, hvor landbrugsaktiviteten også er størst. I 2005 og 2008 ligger koncentrationsniveauerne en anelse højere i december.



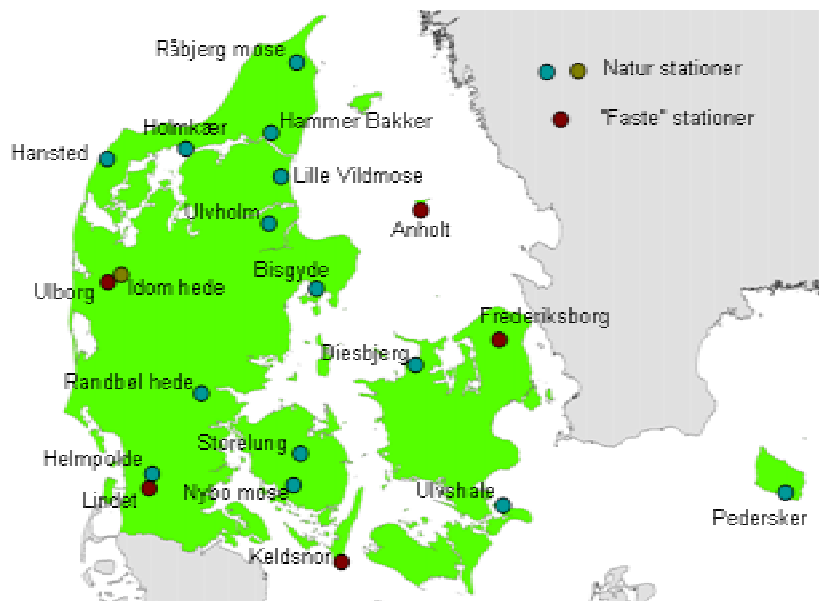
Figur 2.7 Koncentrationer af ammoniak målt på Ulborg 2004-2008. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode).

Figur 2.8 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af partikelbundet ammonium på en række stationer i 2008 (Ulborg skov, Keldsnor, Lindet skov, Frederiksborg skov og Anholt). Der ses et rimeligt ensartet forløb stationerne imellem hen over året. Der er flere perioder med forhøjede niveauer vinter og forår, mens Ulborg og Lindet har de højeste koncentrationer i starten af december. Niveaulet for koncentrationerne ligger forholdsvis ens stationerne imellem, dog ses en regional forskel, idet Lindet i Sønderjylland og Keldsnor på Langeland har de højeste koncentrationer og Frederiksborg i Nordsjælland og Anholt har de laveste. Den lille geografiske variation og måling af de højeste ammoniumkoncentrationer i Sønderjylland og Langeland, hænger sammen med, at en stor andel af det partikulært bundne ammonium langtransporteres til Danmark fra områder med høj ammoniakemission syd for Danmark. I 2008 ligger årsmiddelværdierne af partikulært ammonium på niveau med 2007 og op til ca. 25% lavere end i 2005 og 2006.



**Figur 2.8** Koncentrationer af partikulært ammonium målt på Ulborg skov (UI), Keldsnor (Ke), Lindet skov (Li), Frederiksborg skov (Fr) og Anholt (An) i 2008. Målingerne er halv-månedsmiddelværdier, dog er Lindet midlet fra ugemiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode).

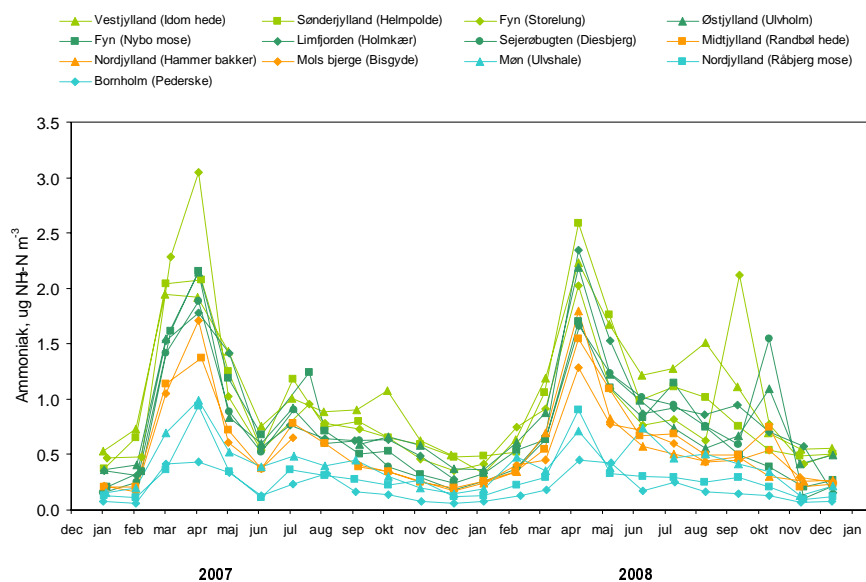
I regi af det terrestriske delprogram under NOVANA blev der i slutningen af 2006 yderligere etableret 12 målestationer med passive diffusionssamlere til bestemmelse af langtidsmidler (1 måned) af ammoniak-koncentrationen. Placeringen af stationerne fremgår af Figur 2.9.



**Figur 2.9** Den geografiske placering af stationer, hvor der måles koncentrationer af ammoniak. De "faste" stationer indgår i baggrundsovervågningen (afsnit 1.1) og i målenettet beskrevet i afsnit 2.6, hvor også naturstationerne Idom Hede, Lille vildmose og Hansted indgår.

Figur 2.10 viser koncentrationsniveauerne målt i 2007 og 2008. Begge år ses en markant forårstop, men i 2007 begynder den lidt tidligere end i 2008. Begge år topper koncentrationerne på de fleste stationer i perioden fra midten af april til midten af maj. I lighed med stationerne præsenteret ovenfor ses, at forårstoppen i 2008 ikke falder så hurtigt i niveau som i 2007. Der er et sommerminimum juni/juli begge år, men niveauerne er

lidt højere i 2008 end 2007. Ulvholm i Østjylland og Diesbjerg ved Sejerøbugten har en markant top i efteråret. Efterårstoppen på Storelung, der er en højmose syd for Odense, skyldes formentlig, at der i perioden var en større rydning af træer på højmoseområdet. De tre lokaliteter (Idom hede, Helmpolde, Storelung) med de højeste årsmiddelkoncentrationer varierer mellem 0,93 og 1,1  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  i 2008, mens Ulvshale på Møn, Råbjerg mose i Nordjylland og Pedersker på Bornholm har de laveste værdier på 0,19-0,41  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  (jf. tabel 4 i bilag 1). Ses på årsmiddelkoncentrationer er niveauerne stort set ens de to år (jf. bilag 1 tabel 4).



**Figur 2.10** Koncentrationer af ammoniak på en række stationer fordelt over landet. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start d. 15. i måneden.

Tabel 4 i bilag 1 indeholder tørdepositionsestimater baseret på de målte månedsmiddelkoncentrationer og beregnede tørdepositionshastigheder (se Fokuspunkt 2, Ellermann et al., 2008). Tørdepositionerne ligger mellem 0,5-2 kg N/ha per år. Sammenholdes med tabel 2.3 ses, at tørdepositionsregninger med målte koncentrationer ligger på niveau eller lidt under estimerne, der er baseret på modellerede koncentrationer og depositioner.

## 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 en af naturmålestationerne. 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. Der blev målt første gang i september 2004, dernæst maj 2005, marts og september/oktober 2006, april 2007 og endelig april og oktober 2008. I rapporten fra 2006 er der givet en nærmere beskrivelse af de anvendte metoder. Efter målingerne i april 2007 blev der indledt en undersøgelse for at finde en ny lokalitet med en anden naturtype end hede. Der blev fokuseret på klitheder og højmoser, da disse to naturtyper er blandt de særligt følsomme for kvælstofbelastning. De danske klitheder er endvidere en unik naturtype i såvel Danmark som Europa. Som beskrevet i sidste års rapport lykkedes det ikke at finde et velegnet alternativ til Idom hede. Få steder viste sig at opfylde metodekravene og for disse steder viste det sig, at tidligere dræning og gødningstilførsel samt frednings- og ejerforhold gjorde, at de alligevel ikke var egnede. Det blev derfor besluttet at blive på Idom Hede og bl.a. fokusere mere på kortere midlingstider. For at indhente oplysninger om ammoniak og forholdene på en klithede og en højmose, blev der oprettet en station med koncentrationsmålinger af ammoniak på klitheden i Hanstedreservatet i Thy samt på den vestlige side af højmosen Lille Vildmose, sydøst for Ålborg.

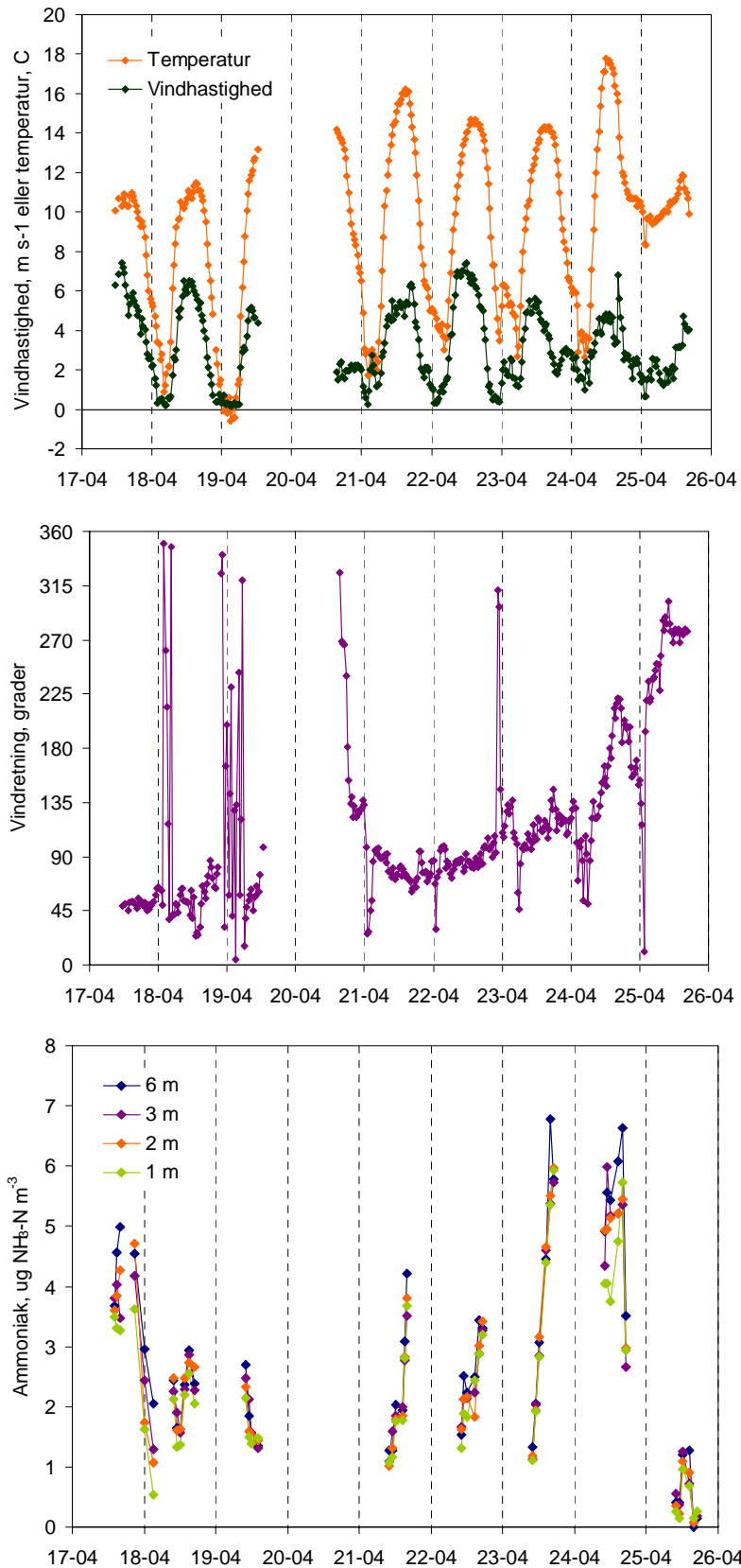
Fluksen af ammoniak estimeres ud fra målinger af den vertikale profil af ammoniakkoncentrationen. Når stof optages eller afgives fra overfladen opstår der en vertikal koncentrationsgradient over overfladen. Gradientens størrelse, kombineret med de meteorologiske forhold, giver et estimat for, hvor meget stof, der er afsat eller frigivet, og dermed fluxen af stoffet. Metoden 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 det været valgt ikke at måle flukse af ammoniak i disse perioder. En anden af metodens forudsætninger betyder, at fluksen ikke kan estimeres i perioder med meget lave vindhastigheder. Disse situationer opstår ofte, når friktionshastigheden bliver lavere end  $0,08 \text{ m s}^{-1}$  og denne værdi er brugt som nedre grænse for fluksberegningerne. Friktionshastigheden er et udtryk for vindprofilen. P.g.a. arbejdsbyrden med ammoniakmålingerne er det de foregående år valgt at måle i perioder af tre timers varighed, hvilket er den maksimale tid, der med rimelighed kan midles over meteorologisk. I målekampagnen i april 2008 er det prioriteret at måle med kortere midlingstider (1-2 timer), mens der i oktober er målt med midlingstider på 1-3 timer. Der måles en koncentrationsprofil ved at måle i højderne 1, 2, 3 og 6 m. Ofte er koncentrationsforskellene meget små og derfor kræves en høj målepræcision, hvilket opnås ved at måle en dobbelt- eller tripelbestemmelse af koncentrationen i hver højde.



### Målekampagnen april 2008

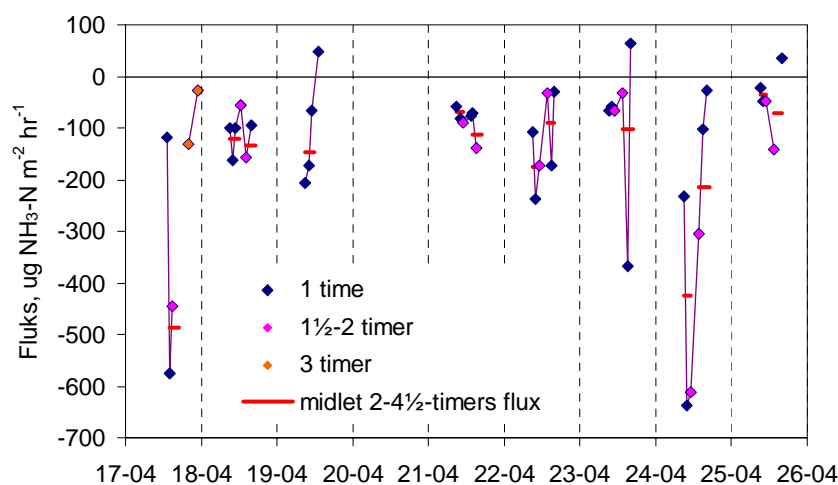
På figur 2.11 ses halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed samt vindretning i målekampagnen fra d. 17. til d. 25. april. Der mangler data fra d. 19. til d. 20. p.g.a. strømsvigt. I løbet af målekampagnen blev der målt temperaturer fra  $-1$  til  $+18$  °C med et middel på  $9$  °C. I begyndelsen af målekampagnen lå dagtemperaturen mellem  $8$  og  $12$  °C, hvorefter den steg lidt. Først i målekampagnen faldt nattemperaturen ned til frysepunktet, mens den senere i forløbet kun faldt til  $2-3$  °C. Sidste nat nåede nattemperaturen kun ned på  $9$  °C. Vindhastigheden i måleperioden varierede fra næsten vindstille til et dagmaksimum omkring  $5-7$  m s<sup>-1</sup>. Variationen i vindhastigheden lignede meget mønstret for temperaturen. Vinden aftog sidst på dagen og de fleste nætter var næsten vindstille. De første to dage kom vinden fra nordøst-øst (figur 2.9). De følgende dage drejede vinden gradvist fra øst over syd mod vest. Flere nætter sås stor spredning i vindretningen og det skyldtes den lave vindhastighed, der gør det vanskeligt at bestemme vindretningen. Der var en del solskin i løbet af perioden. Der blev flere gange observeret lugt af gylle.

Figur 2.11 nederst viser gennemsnitskoncentrationen af ammoniak målt i de fire højder i kampagnen i april 2008. Denudermålingerne er fra  $1$ ,  $2$ ,  $3$  og  $6$  m's højde og er de målinger, der indgår i fluksberegningen. Denudermålingerne er fra  $1$  til  $3$ -timesmiddel. Der blev ikke målt i perioderne omkring solopgang (kl.  $5-9$ ) og solnedgang (kl.  $17-20$ ), jf. ovenstående. I stedet for natmålinger blev det prioriteret at køre  $1$ -times middel, dog er der nattemålinger fra den første nat. Der blev målt koncentrationer fra  $0,08-6,0$  µg NH<sub>3</sub>-N m<sup>-3</sup> med et gennemsnit på  $2,6$  µg NH<sub>3</sub>-N m<sup>-3</sup> ( $3$  m's højde). Da målingerne primært var gennemført i dagtimerne er gennemsnitsværdien ikke repræsentativ for den samlede periode. I forhold til tidligere målekampagner, undtaget noget af tiden i april 2007, ses høje koncentrationsniveauer i dagtimerne, dog ikke den sidste dag, hvor niveauet falder og vindretningen er vestlig. Perioden var præget af en del landbrugsaktivitet og gyllespredning, hvilket formentlig har forårsaget de høje niveauer. Der mangler målinger fra d. 20. p.g.a. strømsvigt.



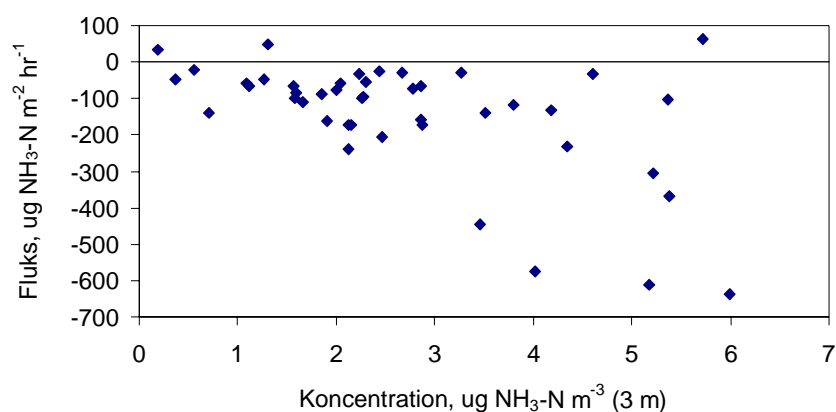
**Figur 2.11** Øverst er vist halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed og i midten vindretningen på Idom Hede i målekampagnen i april 2008. Nederst ses den gennemsnitlige koncentration af ammoniak målt i 1, 2, 3 og 6 m's højde.

Figur 2.12 viser fluksene, der er estimeret på baggrund af målte koncentrationsprofiler og meteorologiske parametre i perioden i april 2008. Fluksene er angivet som mængde pr. m<sup>2</sup> pr. time. Måleperiodens længde er markeret på figuren (1 time, 1½-2 timer eller 3 timer). Der er også vist en gennemsnitsfluks for forskellige perioder (2-4½ time). Denne fluks er beregnet ved at midle koncentrationsmålinger og meteorologiske forhold til længere perioder, bl.a. svarende til de 3-timers målinger, der er gennemført i de tidligere kampagner. Det svarer til at sammenholde om produktet af middeltallene svarer til middel af produktet ( $\langle \bar{x} \rangle \langle \bar{y} \rangle$  og  $\langle \bar{xy} \rangle$ ). De fluks, der er beregnet på de korte midlingstider, viser værdier fra +63 µg NH<sub>3</sub>-N m<sup>-2</sup> hr<sup>-1</sup> (positiv fluks indikerer emission) til -639 µg NH<sub>3</sub>-N m<sup>-2</sup> hr<sup>-1</sup> (negativ fluks indikerer deposition). Der er tre observationer med emission, men ellers var der deposition. Omregnet til fluks pr. år svarer disse tal til en variation mellem en emission på 6 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og en deposition på 56 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Der er målt fluks i knap 60 timer i perioden og omregnes denne periode til et år, svarer det til en årsdeposition på 13 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Fluksene er ikke repræsentative for et år og må derfor tages med forbehold. Sammenholdes fluksberegningerne, der er foretaget på baggrund af de korte midlingstider, med fluksberegningerne baseret på midling af længere tidsperioder (markeret med en rød streg på figur 2.12) viser det, at antagelsen om, at der kunne midles over tre timers meteorologi (udenfor perioden omkring solop- og nedgang) har været korrekt i denne målekampagne.



**Figur 2.12** Estimeret fluks af ammoniak for målekampagnen i april 2008. Fluksen er angivet som gennemsnitsfluksen pr. time ved starttidspunktet. Punkterne er markeret efter længden af måleperioden. Endvidere er angivet gennemsnitsfluks (se tekst), hvor periodens varighed er angivet med en linie fra start til sluttidspunkt.

Figur 2.13 viser fluksen af ammoniak i målekampagnen i april 2008 afbildet som funktion af koncentrationen (3 m). Der ses ikke nogen entydig sammenhæng mellem fluks og koncentration. Det ses, at nogle af perioderne med høje koncentrationer af ammoniak (> 3 µg NH<sub>3</sub>-N m<sup>-3</sup>) viser fluks af samme størrelse som perioder med meget lavere koncentrationer, d.v.s. høj koncentration betyder ikke nødvendigvis høj fluks.



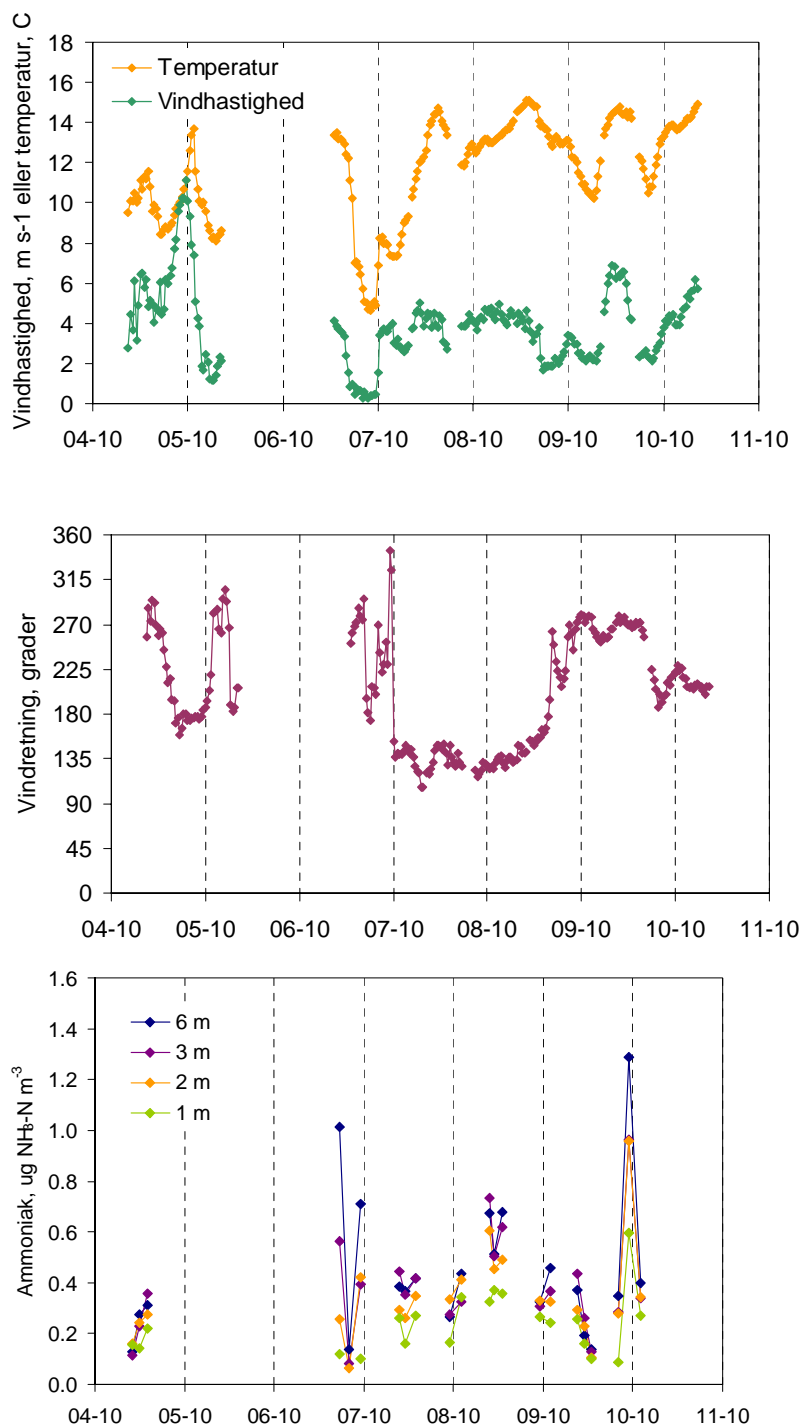
**Figur 2.13** Fluksen af ammoniak i målekampagnen i april 2008 afbilledet som funktion af koncentrationen (målt i 3 m's højde).

### Målekampagnen oktober 2008

I oktober 2008 blev målekampagnen delt i to perioder: fra d. 4.-10.10. og d. 23.-30.10.. På figur 2.14 ses halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed samt vindretning fra den første halvdel af kampagnen. Der mangler data fra d. 5. til d. 6.10., idet målingerne måtte afbrydes p.g.a. et meget kraftigt regnvejr aften/nat d. 4.-5.. Der faldt over 40 mm regn og dele af udstyret tog skade. Der var desuden strømafbrydelse d. 7. om aftenen samt d. 9. en time om morgenen og to timer sidst på eftermiddagen p.g.a. generatorproblemer. I løbet af den første del af målekampagnen blev der målt temperaturer fra 5 til 15 °C med et middel på 12 °C. Målekampagnen begyndte d. 4. om dagen, med dagtemperaturer fra 8 til 12 °C. Temperaturen faldt sidst på eftermiddagen, men begyndte så at stige igen aften og nat i forbindelse med det kraftige regnvejr. Temperaturen toppede kl. 1:30 og faldt derefter til knap 7 °C om morgenen, hvorefter den steg igen. D. 6. nåede temperaturen op på 13 °C om dagen og faldt derefter til 3° C sidst på aftenen, hvorefter temperaturen igen steg. De næste dage kom dagtemperaturen op til 14 °C, mens nattetemperaturen faldt til 8 °C. I første del af målekampagnen varierede vindhastigheden fra næsten vindstille op til 11 m s<sup>-1</sup> (figur 2.12), dog kan det være, at de 11 m s<sup>-1</sup> natten mellem d. 4.-5. kan være influeret af målefejl p.g.a. kraftig regn. I begyndelsen af perioden blæste det mest i dagtimerne, mens d. 7.-8. havde mere ensartet vindstyrke over døgnet. D. 9. og 10. var der igen mere vind i dagtimerne end om natten. Variationsmønstret i vindhastigheden lignede meget variationen i temperatur. Målingerne begyndte d. 4. med en vindretning fra vest (figur 2.14), hvorefter den drejede i syd om aftenen og tilbage til vest i løbet af natten. D. 6. midt på dagen var vindretningen vestlig og den svingede så (med lav vindstyrke og derfor megen variation) til sydøst i løbet af aftenen og natten. D. 7. og frem til d. 8. midt på dagen er vindretningen sydøstlig. Derefter gik den i vest for til sidst at dreje til sydvest. Der var nogen sol i perioden, dog regn d. 4.-5. og støvregn og regn d. 8.. Perioden var meget våd, med vandpytter og små søer på heden.

Figur 2.14 nederst viser den gennemsnitlige koncentration af ammoniak målt i de fire højder i første halvdel af kampagnen i oktober 2008. Denundermålingerne er fra 1, 2, 3 og 6 m's højde og er de målinger, der indgår i fluksberegningen. Denundermålingerne er fra 1 til 3-timesmiddel. Der blev ikke målt i perioderne omkring solopgang (kl. 5-9:30) og solnedgang (kl. 17-20), jf. ovenstående. Dog blev der målt d. 6. kl. 17:30-20 p.g.a. en fejl, da disse data ikke kan anvendes til bestemmelse af flukse. Perio-

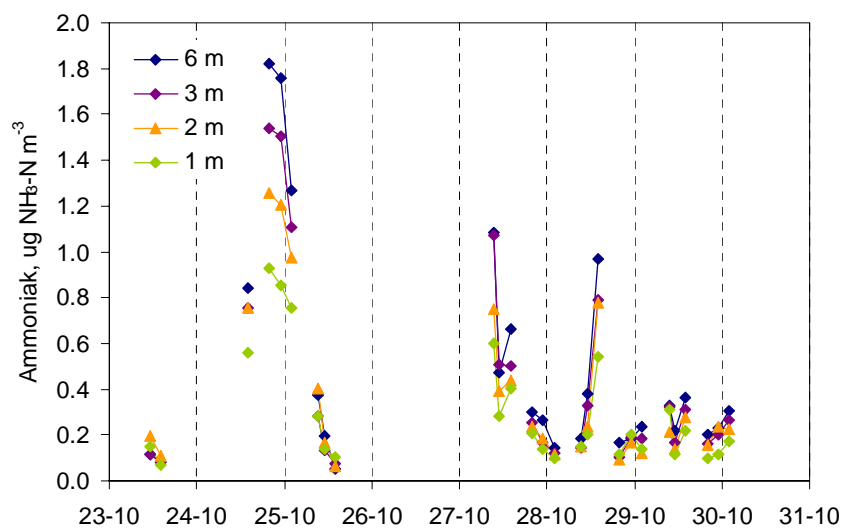
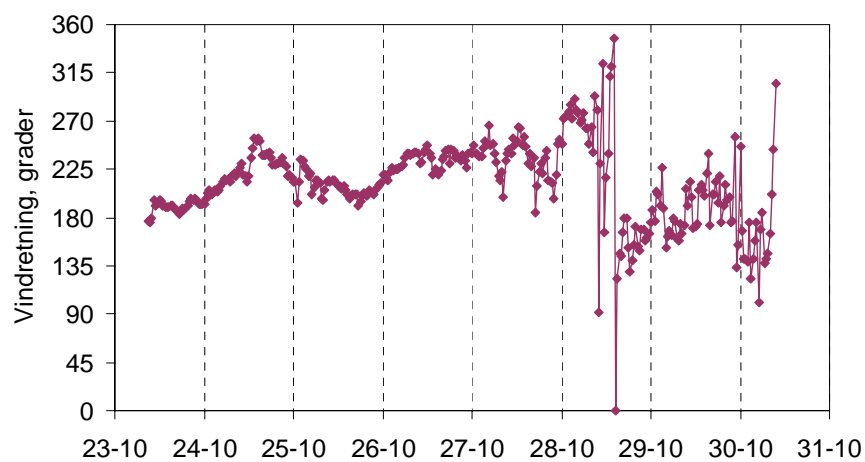
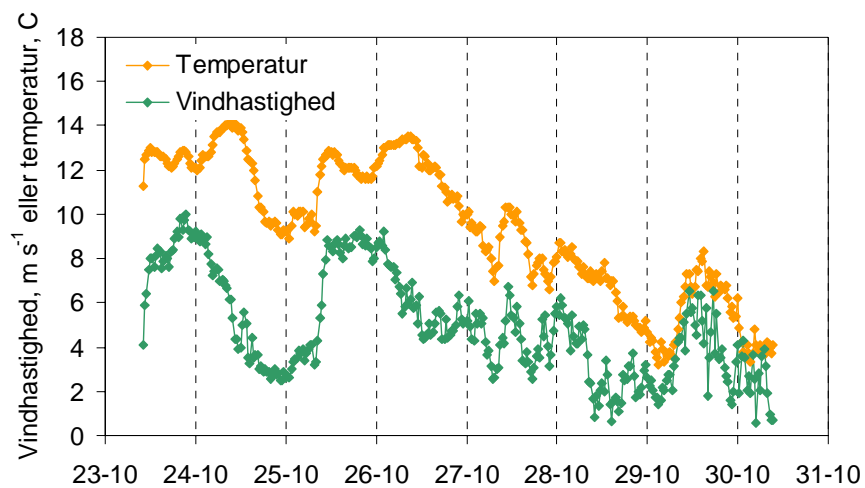
den viste en høj koncentration, formentlig forårsaget af skift i vindretningen i kombination med lav vindhastighed. I løbet af aftenen drejede vindretningen over sydvest, hvor der ligger flere kilder til ammoniak. Lav vindhastighed betyder alt andet lige mindre opblanding af kilden nedstrøms og dermed højere koncentration. Der blev målt koncentrationeniveauer fra 0,09-1,2  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  med et gennemsnit på 0,4  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  (3 m's højde). Der blev målt høje koncentrationer om natten d. 9.-10. Det sker igen i forbindelse med sydvestlig vindretning og en relativ lav vindhastighed. Der ses ikke noget udpræget døgnmønster i koncentrationeniveauerne.



**Figur 2.14** Øverst er vist halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed og i midten vindretningen på Idom Hede i første halvdel af målekampagnen i oktober 2008. Nederst ses den gennemsnitlige koncentration af ammoniak, målt i 1, 2, 3 og 6 m's højde.

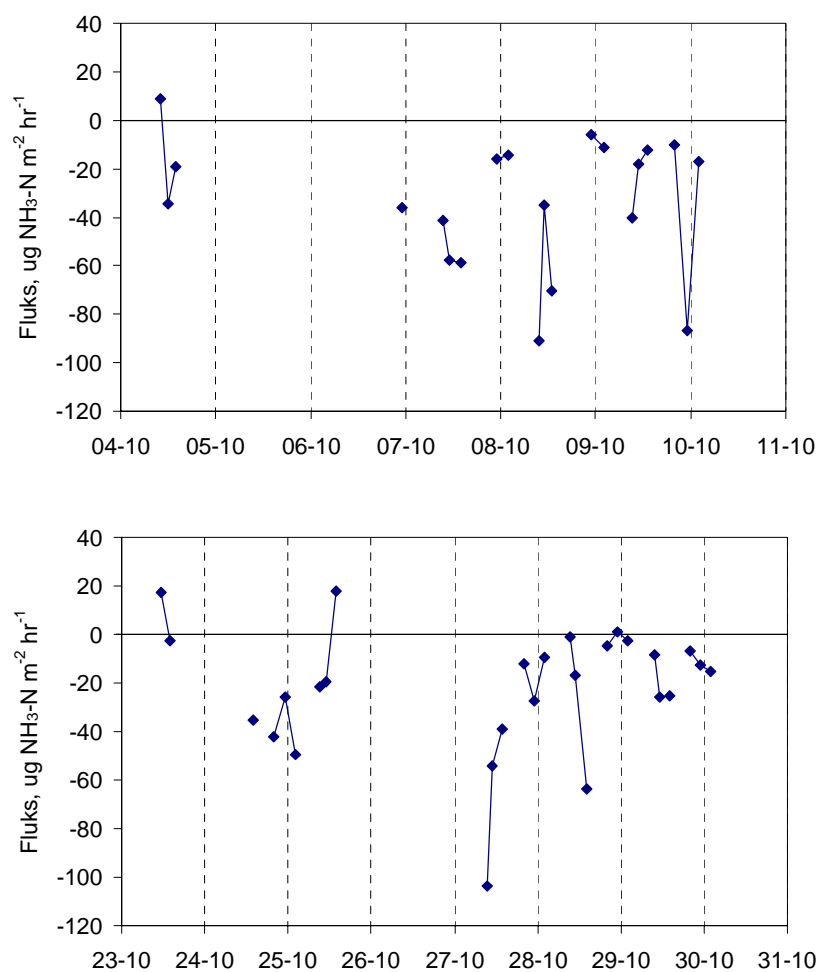
Anden halvdel af målekampagnen i oktober 2008 varede fra d. 23.-30. oktober. På figur 2.15 ses halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed samt vindretning fra den anden halvdel af kampagnen. Der blev målt temperaturer fra 3 til 14 °C med et middel på 9 °C. De første tre dage lå temperaturen mellem 7 og 14 °C, hvorefter den faldt mere eller mindre jævnt fra d. 27. til d. 29. oktober. D. 29. stiger temperaturen om dagen og falder så, i lighed med den foregående nat, til 3 °C. Mønstret i vindhastigheden følger meget mønstret for temperaturen i perioden. I løbet af perioden varierede vindhastigheden fra næsten vindstille op til 10 m s<sup>-1</sup> (figur 2.15) med et gennemsnit på 5 m s<sup>-1</sup>. I modsætning til en del af de foregående års målekampagner var der en del nætter, hvor vindhastigheden ikke var lav. De første fire dage af måleperioden svingede vindretningen fra syd-sydvest til sydvest, hvorefter den d. 28. gik i vest samtidig med, at vinden løjede af og der sås en del variation i vindretningen. Derefter drejede vindretningen til syd og sydøst. Der var regnvejr d. 24. om natten. Der var kraftig regn fra d. 25. om aftenen til sidst på dagen d. 26. (over 40 mm regn). Herefter var der blandet vejr med byger resten af målekampagnen. I lighed med måleperioden først på måneden var perioden meget våd, med vandpytter og små søer på heden.

Figur 2.15 nederst viser den gennemsnitlige koncentration af ammoniak målt i de fire højder i anden halvdel af kampagnen i oktober 2008. Denudermålingerne er fra 1, 2, 3 og 6 m's højde og er de målinger, der indgår i fluksberegningen. Denudermålingerne er fra 1 til 3-timesmiddel. Der blev ikke målt i perioderne omkring solopgang (kl. 5-9:30) og solnedgang (kl. 17-20), jf. ovenstående. Det blev så vidt muligt forsøgt undgået at måle de nætter, hvor der blev forventet lave vindhastigheder, da disse forhold ofte ender med at blive kasseret p.g.a. krav til et minimum turbulens, jf. ovenstående. Der blev ikke målt d. 26. p.g.a. kraftigt regnvejr. Der blev målt koncentrationsniveauer fra 0,07-1,5 µg NH<sub>3</sub>-N m<sup>-3</sup> med et gennemsnit på 0,4 µg NH<sub>3</sub>-N m<sup>-3</sup> (3 m's højde). Der blev målt høje koncentrationer natten d. 24.-25., hvor vindhastigheden faldt og vindretningen var fra sydvest, hvor der ligger kilder til ammoniak. D. 27. om formiddagen (kl. 9:30-11) var koncentrationen forholdsvis høj og d. 28. om eftermiddagen (kl. 14-17) steg koncentrationen. Begge tidspunkter havde sydvestlig vindretning og en relativ lav vindhastighed. Der ses ikke noget udpræget døgnmønster i koncentrationsniveauerne.



**Figur 2.15** Øverst er vist halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed og i midten vindretningen på Idom Hede i anden halvdel af målekampagnen i oktober 2008. Nederst ses den gennemsnitlige koncentration af ammoniak, målt i 1, 2, 3 og 6 m's højde.

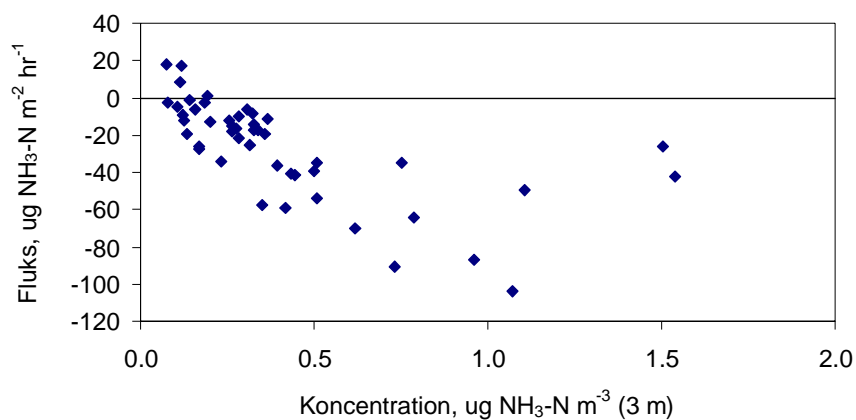
Figur 2.16 viser fluksene, der er estimeret på baggrund af målte koncentrationer og meteorologiske parametre i oktober 2008. Fluksene er angivet som mængde pr.  $\text{m}^2$  pr. time. Fluksene viser værdier fra  $+18 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-2} \text{hr}^{-1}$  (positiv fluks indikerer emission) til  $-104 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-2} \text{hr}^{-1}$  (negativ fluks indikerer deposition). Der er langt overvejende perioder med deposition frem for emission. Omregnet til flukse pr. år svarer disse tal til en variation mellem en emission på  $2 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$  og en deposition på  $9 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ . Der er målt flukse i alt 128 timer i perioden og omregnes denne periode til et år, svarer det til en årsdeposition på  $2 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ . Fluksene er ikke repræsentative for et år og må derfor tages med forbehold. Sammenholdes med måleperioden i april 2008 ses, at både ammoniakkoncentrationer og -flukse er markant lavere i oktober end i april.



**Figur 2.16** Estimeret fluks af ammoniak for målekampagnen i oktober 2008, øverst fra d. 4.-10.10. og nederst fra d. 23.-30.10. Fluksen er angivet som gennemsnitsfluksen pr. time.



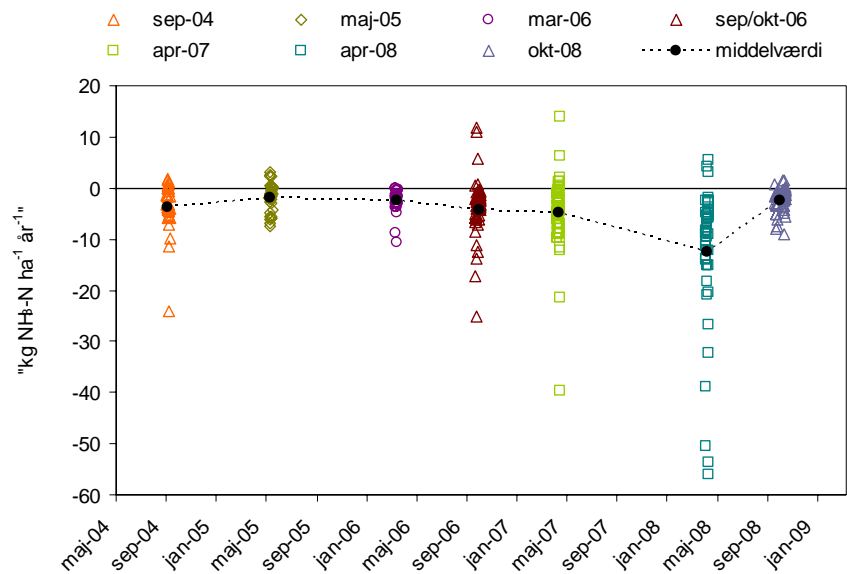
Figur 2.17 viser fluksen af ammoniak målt i kampagnen i oktober 2008 afbilledet som funktion af koncentrationen (3 m). For koncentrationsniveauer under ca.  $1 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  ses en vis sammenhæng, hvor stigende koncentration følges af stigende fluks. Når koncentrationen bliver meget lav, ses også perioder med emission.



Figur 2.17 Fluksen af ammoniak i målekampagnen i oktober 2008 afbilledet som funktion af koncentrationen (målt i 3 m's højde).

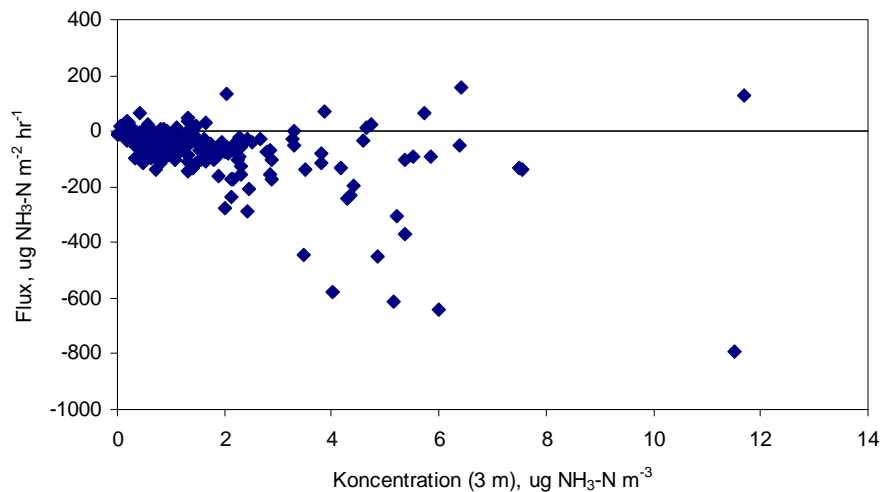
#### Flukse 2004 til 2008

Figur 2.18 viser de målte flukse fra målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006, april 2007, april 2008 samt oktober 2008. Der er udeladt en værdi på  $-69 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  i september/oktober 2006. Fluksene er vist i enheden " $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ", selvom fluksene ikke er repræsentative for et år. Negative tal indikerer deposition og positive tal emission. I april 2008 var mange af målingerne med midlingstider kortere end 3 timer og der blev hovedsagligt målt i dagtimerne. Det er et generelt problem, at mange natmålinger i perioder med meget lave vindhastigheder må kasseres, fordi fluksmetodens forudsætninger ikke holder. Alt andet lige betyder de meget lave vindhastigheder også små flukse. Det ses, at der er stor variation i fluksen i alle målekampagner, især i september/oktober 2006 og april 2007 og 2008. Der ses nogle emissionsflukse, færrest i målekampagnen om vinteren i marts 2006 og oktober 2008. Middelværdien af fluksene er plottet ind for hver målekampagne, selvom de ikke er repræsentative for et år og skal tages med forbehold. Værdierne varierer fra en deposition på 1,8 til 12,6  $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , lavest i maj 2005 og højst i april 2008.



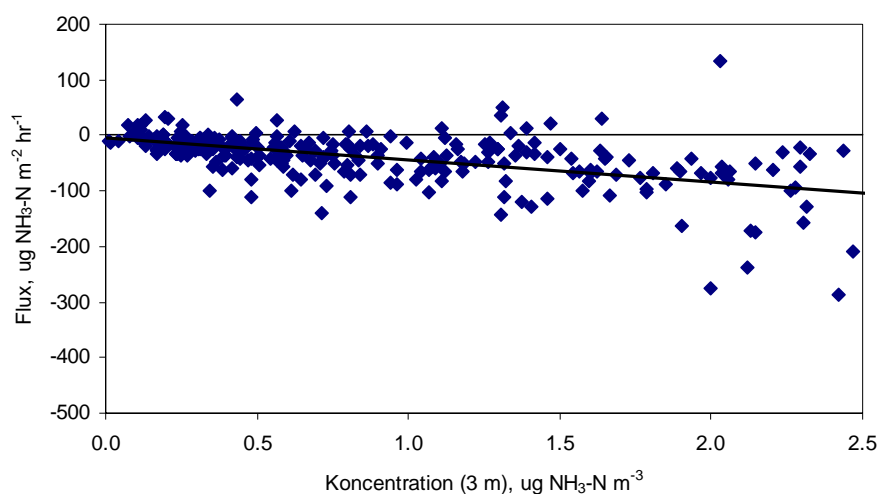
**Figur 2.18** Flukse målt i målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006, april 2007 og april og oktober 2008. Der er udeladt en værdi på 69 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> i september/oktober 2006. Enheden er "kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>" selvom hovedparten af fluksene er målt over tre timer. I april 2008 blev der hovedsagligt målt over 1-3 timer i dagtimerne. Middelværdien for hver målekampagne er angivet. Negative tal betyder deposition, mens positive tal betyder emission.

Figur 2.19 viser fluksen af ammoniak i målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006, april 2007 samt april og oktober 2008, afbildet som funktion af koncentrationen af ammoniak (målt i 3 m's højde). Der ses ikke nogen entydig sammenhæng mellem fluks og koncentration.



**Figur 2.19** Fluks af ammoniak i målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006, april 2007 samt april og oktober 2008, afbildet som funktion af koncentrationen (målt i 3 m's højde).

Figur 2.20 viser fluksmålingerne mod koncentrationen for alle de måleperioder i løbet af kampagnerne, hvor koncentrationen af ammoniak (målt i 3 m's højde) ligger under  $2,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  (87% af observationerne). Det ses, at fluksene har en stor spredning, men at "skyen" af målinger har en nedadgående tendens (regressionslinien er indtegnet). Sammenhængen mellem fluks og koncentration er "depositionshastigheden". Den viste regressionslinie svarer til en depositionshastighed på  $1,1 \text{ cm s}^{-1}$ , om end tallet er behæftet med meget stor usikkerhed. Beregnes årgennemsnittet af depositionshastigheden ud fra de halvmånedlige depositionshastigheder opnået med modelberegninger for Idom Hede (jævnfør Fokuspunkt 2, Ellermann et al., 2009) fås en værdi på  $0,7 \text{ cm/s}$  i både 2007 og 2009. Beregnes årsmiddelværdien af modellens beregnede tørdepositionshastigheder på timebasis fås  $1,0 \text{ cm/s}$  og  $0,9 \text{ cm/s}$  for henholdsvis 2007 og 2008.. Selvom usikkerhederne er store, tyder det på en vis overensstemmelse mellem de målte og modelerede depositionshastigheder.



**Figur 2.20** Fluks af ammoniak i målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006, april 2007 samt april og oktober 2008, afbildet som funktion af koncentrationen (målt i 3 m's højde) i måleperioder med en koncentration af ammoniak under  $2,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ . Regressionslinien er indtegnet.

## 2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala

### Relevans

Deposition 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 og type). 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 til 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 2008 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 26 udvalgte naturområder. DMUs målestationer indgår som en del af disse lokaliteter. 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 ved brug af modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som bygger på en kobling mellem regionalskalamodellen DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition). Begge modeller er udviklet ved DMU (Olesen *et al.* 1992, Olesen *et al.* 2007, Christensen 1997, Frohn *et al.* 2003). En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokal-skala beregninger i NOVANA (Ellermann *et al.* 2006).

For hver naturlokalitet er der udført beregninger med OML-DEP for et beregningsområde på 16 km x 16 km med naturlokaliteten placeret centralt i området. 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 og denne baggrundskoncentration indlæses løbende i OML-DEP modellen. OML-DEP beregner koncentration af ammoniak pga. emission fra de lokale landbrug indenfor beregningsområdet, samt den efterfølgende tørdeposition af ammoniak fra kilderne både i og udenfor beregningsområdet. Deposition af de langtransporterede kvælstofkomponenter beregnes med DEHM. Dette drejer sig om tørdeposition af kvælstofilter og partikelbundet kvælstof samt våddeposition af kvælstof.

**Tabel 2.3** Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2008 med DAMOS systemet. Værdierne angiver den gennemsnitlige depositionen til det 400 m x 400 m felt, der ligger centralt i naturområdet og angiver derfor deposition til naturtypen, som dækker dette felt. Tabellen angiver tørdepositionen af ammoniak beregnet med lokal-skala modellen OML-DEP, samt den øvrige tør- og våddeposition af kvælstof beregnet med regional-skala modellen DEHM. Total deposition er beregnet ud fra decimaltal for de tre bidrag og herefter afrundet.

Lokalitet	Naturtype	NH <sub>3</sub> -N tør-deposition	Øvrig tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Anholt	Græs	1	3	6	10
Frederiksborg	Nåleskov	1	7	6	15
Keldsnor	Landbrug	2	2	6	11
Lindet	Nåleskov	5	9	9	22
Tange	Løvskov	4	10	7	20
Ulborg	Nåleskov	3	7	7	18
Idom Hede	Hede (4030)	2	2	7	11
Hjelm Hede	Hede (4030)	2	2	8	11
Diesebjerg	Overdrev (6230)	1	2	5	9
Ovstrup Hede	Hede (4030)	2	2	8	12
Husby Klit	Kystklit (2130)	1	2	6	9
Lønborg Hede	Hede (4010, 4030)	2	2	7	11
Bisgyde	Overdrev (6230)	1	2	7	10
Ulvholm	Rigkær (7220, 7230)	3	2	8	12
Hammer Bakker	Hede (4030)	2	2	7	10
Holmkær	Strandeng (1330)	2	1	6	9
Ulvshale	Kystklit (2250)	1	3	6	9
Storelung	Højmose (7110)	3	2	8	13
Nybo Mose	Højmose (7110)	2	2	8	12
Helmpolde	Hede (4010, 4030)	3	2	9	14
Randboel Hede	Hede (4030)	2	2	9	13
Pedersker (Raghammer)	Hede (4030)	2	3	6	11
Kaas Skov	Løvskov (9190)	4	10	7	20
Bøgeskov v. Sorø	Løvskov (9130)	2	11	6	19
Bøgeskov v. Maribo-søerne	Løvskov (9130)	3	13	7	22
Råbjerg Mose	Hængesæk (7140)	2	2	6	10

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data for 2008 udtrukket fra den meteorologiske model MM5v3 (Grell *et al.* 1995). Emissionsdata på lokal-skala er for år 2007 og baseret på 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). De atmosfæriske modeller medtager en sæsonvariation af emissionerne som følge af landbrugs praksis og variationer i meteorologiske parametre (Ambelas Skjøth, *et al.* 2004). Overfladens vegetation/beskaffenhed (land use), som har stor betydning for størrelsen af kvælstofdepositionen i beregningsområdet, er baseret på AIS-data (Areal Informations Systemet).

Den beregnede deposition af kvælstof til de udvalgte naturområder ses i tabel 2.3 med angivelse af den dominerende naturtype i området. Udover den samlede kvælstofdeposition (total deposition) angives også tørdeposition af ammoniak, som hovedsageligt kommer fra de lokale landbrug samt den øvrige tør- og våddeposition af kvælstof. Det deponerede kvælstof fra ammoniak alene varierer mellem ca. 1 og 5 kg N/ha i 2008. Variationen skyldes først og fremmest forskelle i emissionen af ammoniak fra de lokale landbrug, afstanden til disse samt forskelle i naturtypens ruhed. Høj ruhed (som fx ved en skov) giver alt andet lige en høj afsætning af kvælstof.

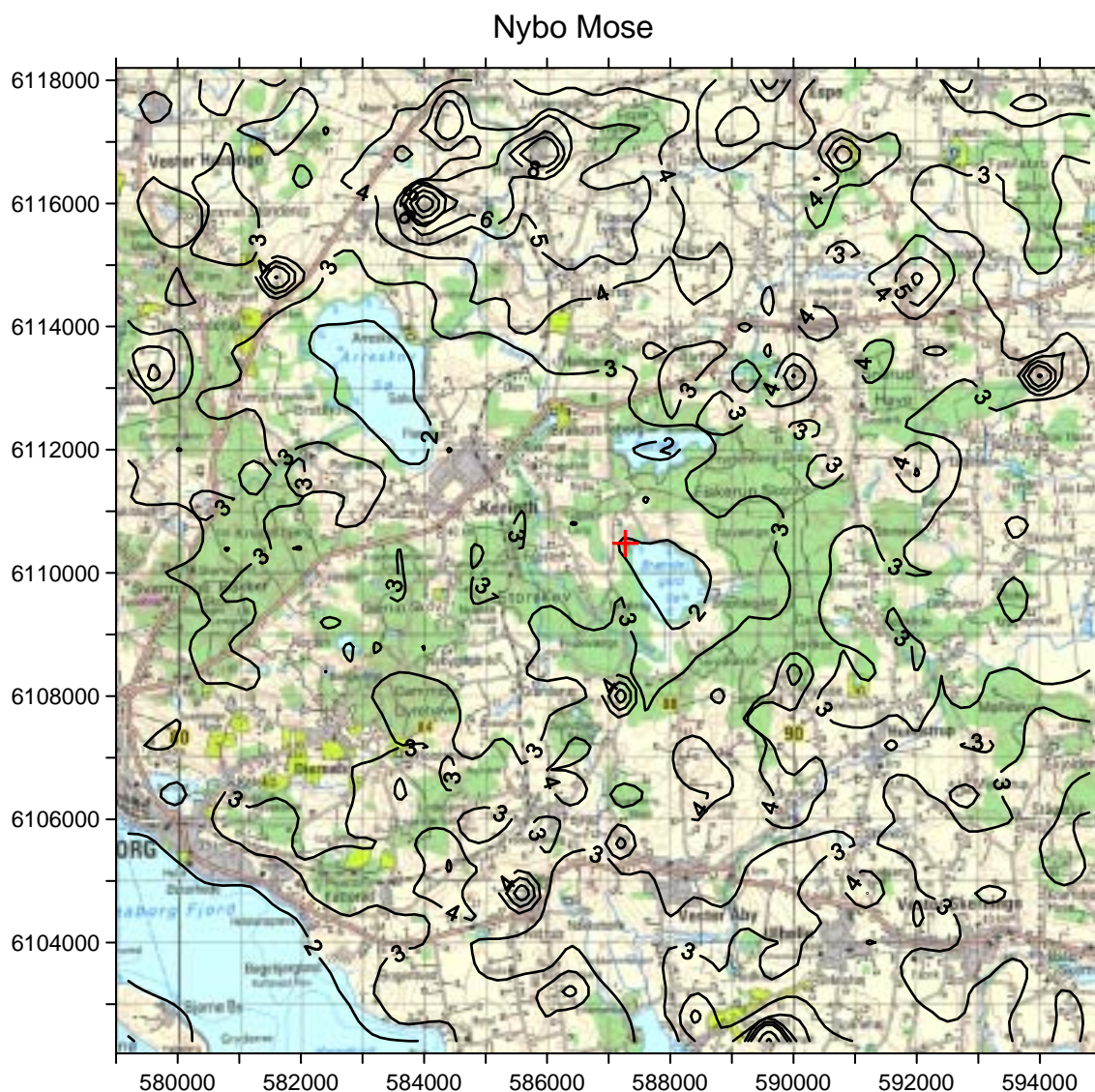
Den samlede kvælstofafsætning til naturområderne varierer mellem ca. 9 og 22 kg N/ha. Tallene i tabel 2.3 angiver depositionen beregnet til selve naturtypen, hvilket fx giver den høje deposition til naturområder med skov, som har den højeste overfladeruhed.

Et eksempel på hvordan den lokale deposition af tørdeponeret ammoniak varierer geografisk ses i figur 2.21. Her er den beregnede fordeling af ammoniakdepositionen i området omkring Nybo Mose på Sydfyn angivet for 2008. Centralt i området ses højmosen at modtage i alt ca. 2 kg N/ha fra både lokale og ikke-lokale ammoniakilder. Der ses flere lokale maksima i området, som er beliggende ved punktkilder. Størrelsen af disse maksima kan dog kun i nogen grad sammenlignes, da niveauet er meget afhængigt af kildens afstand til modellens beregningspunkter, som ligger i et gitter med 400 meters afstand mellem gitterpunkterne. I større afstand fra kilderne ses depositionen som forventet at følge overflades ruheden med størst deposition i områderne med skov og lavest til vandområderne. Den laveste årlige deposition af ammoniak på under ca. 2 kg N/ha ses således over søerne og Faaborg Fjord. Tilsvarende kort for de øvrige lokaliteter angivet i tabellen kan findes på DMUs hjemmeside (se links).

I forhold til 2007 er tørdepositionen af ammoniak i 2008 for 15 lokaliteter faldet med ca. 1 kg/ha og for de resterende 11 er der ingen ændringer. Forskelle på 1 kg N/ha kan dække over meget små ændringer og kan skyldes afrunding i tabellerne. Den mindre depositioner skyldes sandsynligvis mindre danske emissioner i 2008 og mindre svovl emissioner, hvilket medfører mindre depositionshastigheder for ammoniakken. Våddepositionen er i gennemsnit lidt mindre end niveauet i 2007. Niveauerne varierer med 1-2 kg N/ha, hvilket kan skyldes normale variationer i nedbørmængderne. Øvrig tørdeposition er stort set uændret i forhold til 2007. Dog er depositionen ved Maribo Søerne 4 kg/ha større i 2008 og ved Tange 3 kg/ha større.

OML-DEP er valideret blandt andet i forbindelse med forskningsprojekter under VMP III, hvor der er udført feltmålinger omkring en husdyrproduktion (*Løfstrøm og Andersen 2007, Sommer et al. 2009*). I løbet af 2007-2008 er DAMOS systemet valideret ved sammenligning med målte ammoniakkoncentrationer ved flere naturområder i det tidligere Ringkøbing Amt (*Andersen et al. 2008*). I løbet af 2009 har den regionale model DEHM fået en bedre vertikal opløsning, idet antallet af lag er øget fra 21 til 29.

Baseret på de hidtidige erfaringer skønnes usikkerheden 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 2.21** Den beregnede geografiske variation i 2008 af tørdeponeret ammoniak i et 16 km x 16 km område ved Nybo Mose på Sydfyn. De viste niveaukurver er på 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 kg N/ha/år. Disse er angivet på basis af beregning af depositionen til et net af felter på 400 m x 400 m. Det røde kryds midt i kortet angiver punktet, hvor depositionen til Hammer Bakker i tabel 2.3 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 (her 11 kg N/ha/år).

### Links

Kort over beregnet kvælstofdeposition til udvalgte naturlokaliteter:

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

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

Information om DMUs luftmålestationer kan fås på:

[http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maalinge/5\\_maaleprogrammer/oversigtskort.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinge/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp)

Information om AIS-data kan findes på:

[http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort\\_og\\_Geodata/AIS/](http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS/)

## 3 Fosfor

### 3.1 Fosfordeposition i 2008

#### 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 2008 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 km<sup>2</sup>) i 2008 kan herudfra estimeres til ca. 130 tons P. Tilsvarende kan depositionen til de danske landområder (areal 43.000 km<sup>2</sup>) estimeres til ca. 170 tons P.

Depositionen af fosfor er uændret i forhold til rapporteringen for år 2007. Baseret på DMUs målinger og resultater fra Fyns Amt (*Fyns Amt 2005*) vurderes, at der ikke er sket målelige ændringer i den atmosfæriske deposition af fosfor i perioden 1989-2008.

Estimaterne af tørdepositionen af fosfor er baseret på målinger af luftens indhold af partikelbundet fosfor ved opsamling af partikelprøver med filterpack-opsamlere 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/m<sup>3</sup>. I år 2008 var kun ca. 20-30% af målingerne over detektionsgrænsen. Den årlige tørdeposition af fosfor er estimeret til 0,02 kgP/ha. Dette estimat er baseret på tidligere års resultater.



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 opsamlingstragtene). 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  $\pm 0,005-0,01$  kgP/ha).

Et forsigtigt skøn af 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 estimerne 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 2008

#### 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 2008 fra de fem danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent svovl og svovl fra havsalt lå på 5,1-7,6 kgS/ha for deposition til land (figur 4.1). Dette er i gennemsnit for målestationerne ca. 18% lavere end i år 2007.

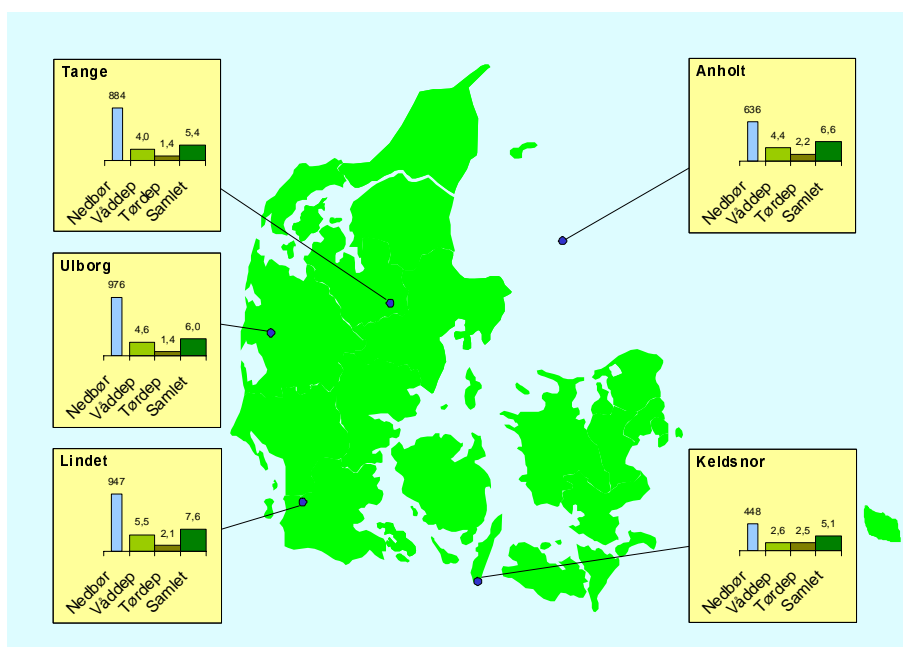
De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet og Anholt og den mindste deposition ved Keldsnor og Tange. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til de fem målestationer. Årsagen til dette er, at svovlforbindelserne kan transporteres 1000 km eller mere via luften og de geografiske variationer 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 tørafsætning af svovl i den sydlige del af Jylland. Den relativt høje tørafsætning på Anholt skyldes formentligt indflydelse fra skibstrafik på Kattegat.

Hovedparten af svovlforbindelserne stammer fra antropogen forbrænding af fossile brændstoffer i forbindelse med transport, energiproduktion, industri m.m.. Resten stammer fra naturlige kilder, hvoraf sulfat fra havsalt er den vigtigste. Sulfat fra havsalt udgør således 15-25% af den samlede svovldeposition; størst bidrag ses ved de kystnære stationer i Vestjylland og ved Anholt. Den relativt høje svovldeposition på Anholt

skyldes dels dette bidrag af sulfat fra havsalt og dels skibstrafik i Kattegat.

Nedbørsmængderne i 2008 er 5% højere end gennemsnittet for perioden 1989-2008 (se afsnit 1.2), men 10% lavere end nedbørsmængden i 2007. Den relativt lave nedbørsmængde i 2008 er medvirkende til den lavere svovldeposition ved målestationerne i 2008 set i forhold til 2007.

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 våddepositionen af en sulfat og tørdepositionen af partikulært sulfat og svovldioxid. Endvidere beregnes tørdepositionen ud fra måling af luftens indhold af svovlforbindelserne, og ikke ved en direkte depositions måling, som er meget ressourcekrævende. Der er stor usikkerhed ved beregning af tørdeposition med denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.



**Figur 4.1** Svovldeposition og nedbørsmængde ved de fem hovedstationer i 2008. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgS/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1).

### Links

Information om DMUs luftmålestationer kan fås på:

[http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maalinger/5\\_maaleprogrammer/oversigtskort.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_maaleprogrammer/oversigtskort.asp).

## 4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder

### Relevans

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

### Målsætning

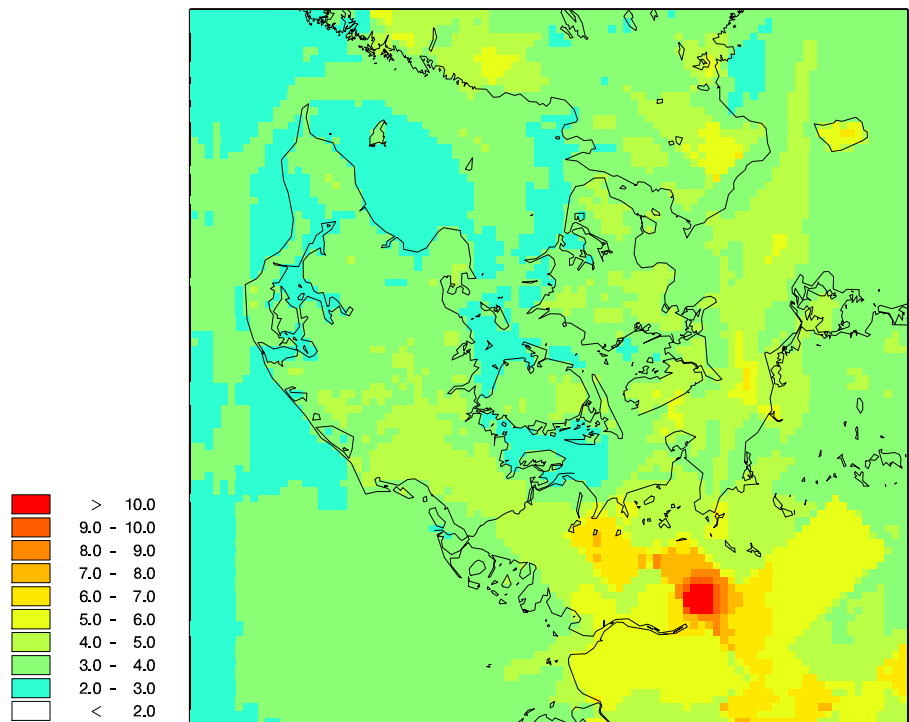
I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder svovl, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser. Dette omfatter også eventuelle 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 2008 beregnet til 16.000 ton S, hvilket kun er 30% lavere end depositionen beregnet for 2007 i forbindelse med den forrige rapportering. Ændringen i deposition af svovl skyldes primært anvendelse af DMUs nye og bedre emissionsopgørelse over udledninger fra skibstrafik i danske farvande (Olesen *et al.*, 2009). Den nye opgørelse har meget højere geografisk opløsning og bedre bestemmelse af selv emissionen og fører til bedre overensstemmelse mellem modelberegnete og målte svovlkoncentrationer (Olesen *et al.*, 2009). Når ændring i skibsemissionerne har stor effekt skyldes det, at skibsemissionerne er en af de største kilder til svovldioxid i Danmark. Den samlede deposition på danske landområder er ca. 1/3 større end den danske emission af svovl. Denne lå i 2007 på 12.500 ton S (Nielsen *et al.* 2009).

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 3,7 kgS/ha (figur 4.2 og tabel 4.1), hvilket svarer til ca. 0,5 keq/ha. Til sammenligning er tålegrænserne for forsurening på 0,9-2,4 keq/ha for overdrev, 0,8-2,7 keq/ha for løvskov og 1,0-4,1 keq/ha for nåleskov (Bak 2003). Skadelige effekter af forsurening afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af forsurende kvælstofforbindelser og syreneutraliserende basekationer også skal tages med i betragtning ved vurdering 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. Størst dansk bidrag ses i Hovedstaden (12%) og mindst dansk bidrag ses for Region Syddanmark (9%). Forskellen mellem regionerne er imidlertid meget lille.



**Figur 4.2** Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2008. 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 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km. Den høje deposition på farvandsområderne skyldes skibstrafik.

Deposition af svovl til de danske landområder beregnes med DMUs luftforureningsmodel kaldet 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.

Modelberegningerne er foretaget med meteorologiske data for år 2008 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2007 for  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{SO}_2$  (Nielsen *et al.* 2009), og for resten af Europa for år 2007 (EMEP 2009). Endvidere er DMUs nye emissionsopgørelse over udledninger fra skibstrafik i de danske farvande i 2007 blevet anvendt (Olesen *et al.*, 2009). 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 regioner. 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 regioner til at være op mod  $\pm 40\%$ .

## 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+naturen/>

**Tabel 4.1** Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2008.

	Tørdeposition 1000 ton S	Våddeposition 1000 ton S	Total deposition 1000 ton S	Total deposition per areal kgS/ha	Areal km <sup>2</sup>
Nordjylland	0,9	1,6	2,6	3,2	7908
Midtjylland	1,7	3,0	4,7	3,6	13094
Syddanmark	1,8	3,0	4,8	4,0	12130
Sjælland	1,3	1,6	2,9	4,0	7268
Hovedstaden	0,5	0,6	1,1	4,2	2568
Hele landet	6	10	16	3,7	42927

## 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.

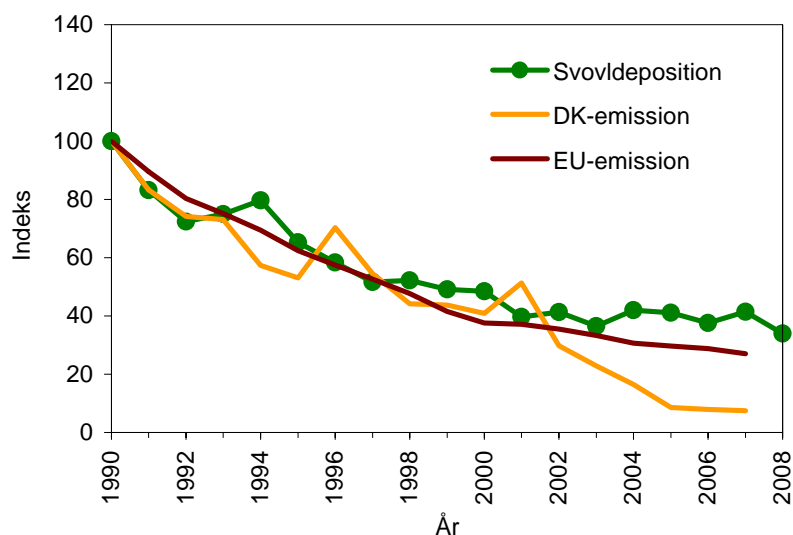
### Udvikling og årsag

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 1989 er depositionen reduceret med ca. 66%. 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 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 27 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 små nedbørsmængder 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 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområderne er beregnet som middelværdi af resultaterne fra DMUs seks hovedstationer. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DMU (Nielsen et al. 2009) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2009).

## 5 Tungmetaller

### 5.1 Tungmetaldeposition i 2008

#### 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, 2004/107/EF), 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

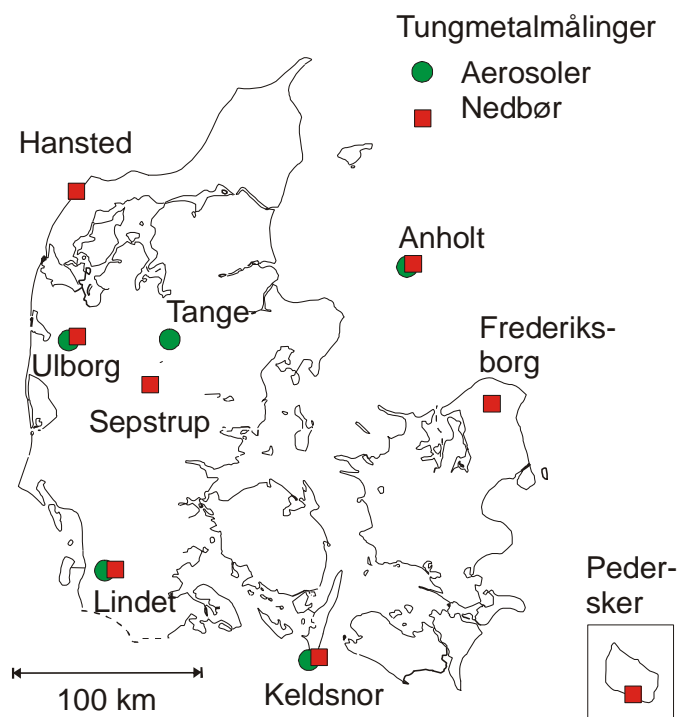
Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt gennem en årrække på de danske målestationer (figur 5.1). I 2008 er der også målt på Keldsnor, så der i alt er målinger fra otte stationer. Resultaterne fra de 7 gamle stationer viser, at depositionen i 2008 ikke adskiller sig væsentligt fra depositionen de seneste par år. Men målingerne fra Keldsnor ligger højere en gennemsnittet af de gamle stationer, hvorfor det samlede resultat for 2008 (figur 5.3) bliver lidt højere for nogle af stofferne. Dog er ændringen lille når man sammenligner med den markante reduktion, der blev nået i perioden 1979-96.

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. Den samlede deposition fremgår af tabel 5.1. Sammenlignes depositionerne til de indre danske farvande med værdier for landbaserede udledninger (overfladevand, spildevand m.m.) af tungmetaller til farvandene, er det atmosfæriske bidrag af samme størrelsesorden som disse og i nogle tilfælde større (Dahllöf, I., personlig kommunikation 2002).

En stor del af de tungmetaller, som findes i atmosfæren og dermed deponeres, kommer fra antropogene kilder udenfor Danmark. Sammenlignes de estimerede depositioner til de indre danske farvande og danske landområder med de danske emissioner (tabel 5.1), ses at de danske emissioner for de fleste af de målte tungmetaller er væsentligt mindre



end depositionerne. Dette underbygger, at det dominerende bidrag til depositionen er antropogene kilder i udlandet. Det "naturlige" bidrag (i form af vindblæst støv o.l.) kan for nogle af tungmetallerne dog også have betydning.



Figur 5.1 Målestationer for tungmetaller i Danmark.

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

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

En anden årsag til usikkerheden er, at estimaterne baseres på beregning af tørdeposition ud fra målinger af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor stor (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. Endelig "ekstrapoleres" resultaterne fra målestationer til at dække de danske landområder samt de indre danske farvande, hvilket bidrager til usikkerheden på estimaterne.

**Tabel 5.1** Årlig deposition estimeret fra målinger af bulk-opsamlet våddeposition på otte stationer i Danmark og tørdeposition vurderet ud fra måling af luftkoncentrationerne. Endvidere deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2008. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2006 (Nielsen et al. 2008).

Deposition	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Deposition til vand $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Landområder (43.000 $\text{km}^2$ ) ton/år	Indre farvande (31.500 $\text{km}^2$ ) ton/år	Danske kilder ton/år
Cr, chrom	149	136	6	4	1,14
Ni, nikkel	289	253	12	8	10,7
Cu, kobber	774	740	33	23	9,5
Zn, zink	6687	6443	288	203	27
As, arsen	92	84	4	3	0,65
Cd, cadmium	30	25	1	1	0,71
Pb, bly	847	776	36	24	6,1
Fe, jern	37117	35072	1596	1105	-

### Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

DMUs hjemmeside: <http://www.dmu.dk/Luft/Emissioner/>

Data rapporteret til EU's Miljøagentur:

[cdr.eionet.europa.eu/dk/Air\\_Emission\\_Inventories/](http://cdr.eionet.europa.eu/dk/Air_Emission_Inventories/)

WEBDAB (2009): [www.ceip.at/](http://www.ceip.at/)

## 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 tidssudviklingen 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 partikelbårne tungmetaller er endda startet op allerede i 1979, således at der i dag findes 30 års målinger. Resultaterne af de mange års overvågning viser en tydelig reduktion i såvel luftens indhold som i våddepositionen af de viste tungmetaller (figur 5.2 og 5.3).

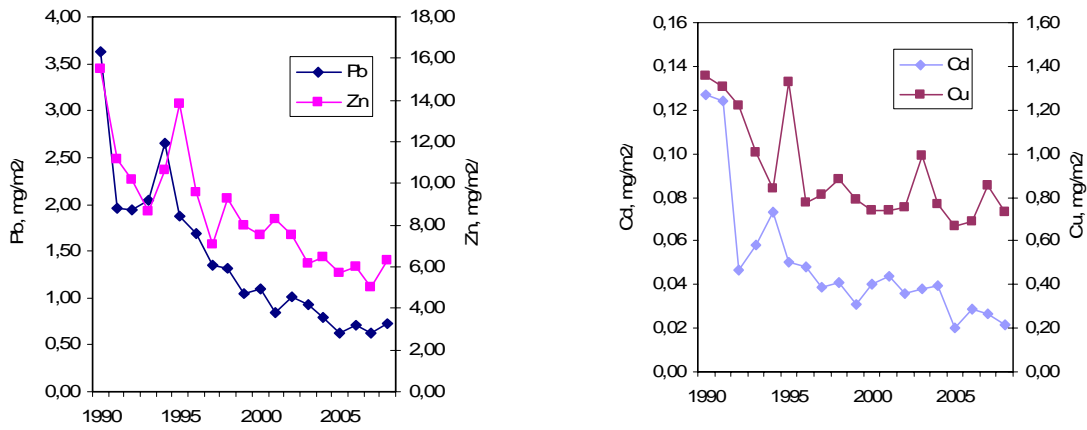
Variationen i depositionen fra år til år af et givent tungmetal afhænger af flere faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområder, der via den atmosfæriske transport, bidrager med tungmetalledfald over Danmark. Denne emission har givetvis været for nedadgående de sidste 10 år, selv om oplysningerne om tungmetalemission i Europa (specielt Østeuropa) er meget upræcise. Mest markant er fjernelse af bly fra benzin, afsvovling af fossile brændstoffer og en generelt bedre rensning af røggasser.

I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner med målingerne ved de danske målestationer. Emissionerne er opdelt i emissioner fra kildeområderne i Øst-, Vesteuropa samt Danmark. De benyttede emissionsdata er nationalt rapporterede værdier (WEBDAB 2009), suppleret med et skøn for Østeuropa for perioden 1990-2000 (Vesteng 2003). Der er god overensstemmelse mellem faldet i emissionerne og såvel luftkoncentrationer som våddepositioner.

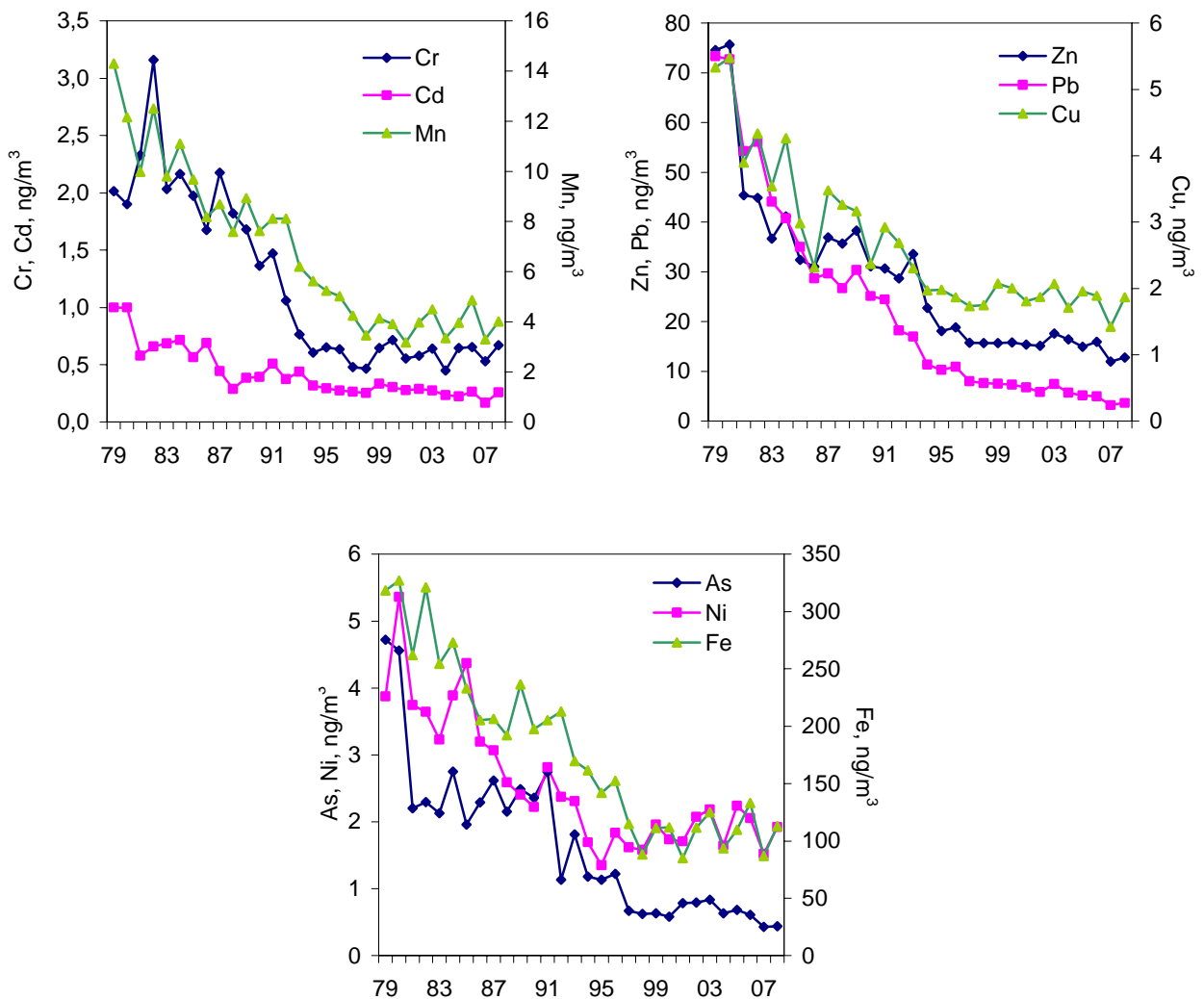
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikkelkoncentrationerne og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

For våddepositionen er der yderligere faktorer, der påvirker variationen. Disse er mængden af nedbør, antallet af byer, 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.

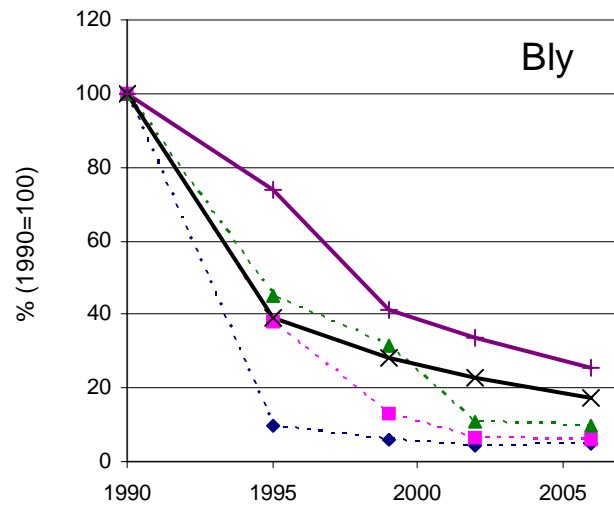
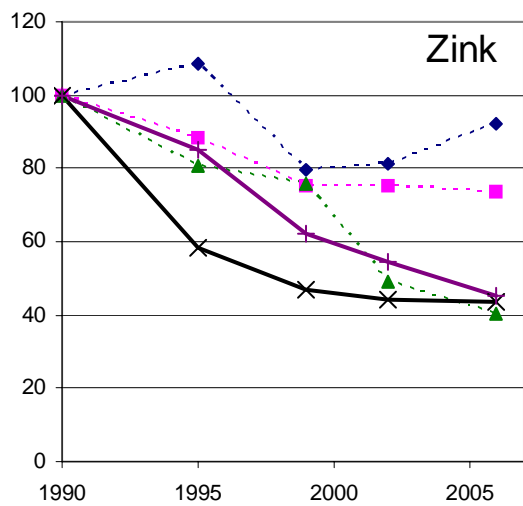
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås at en eventuel kontaminering får stor betydning. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje Cu deposition i 1995 (Figur 5.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne fra 2003 og 2007 ses ligeledes en højere deposition når man sammenligner med de foregående år. Det kan ikke udelukkes, at en del af forklaringen på de høje depositioner også her kan skyldes kontaminering af prøverne.



**Figur 5.2** Tidsudvikling i våddeposition over en 19-årig periode for Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg metal per m<sup>2</sup> per år, hvilket svarer til kg/(km<sup>2</sup> år).



**Figur 5.3** Udvikling gennem 30 år for koncentrationer i luften af en række partikelbårne tungmetaller. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange.



---◆--- Danmark    ---■--- Vesteuropa    ---▲--- Østeuropa    —×— Aerosol    —+— Deposition

**Figur 5.4** Målinger af våddeposition og partikkelkoncentration (aerosol) 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.

## 6 Ozon

### 6.1 Ozon og vegetation

#### Relevans

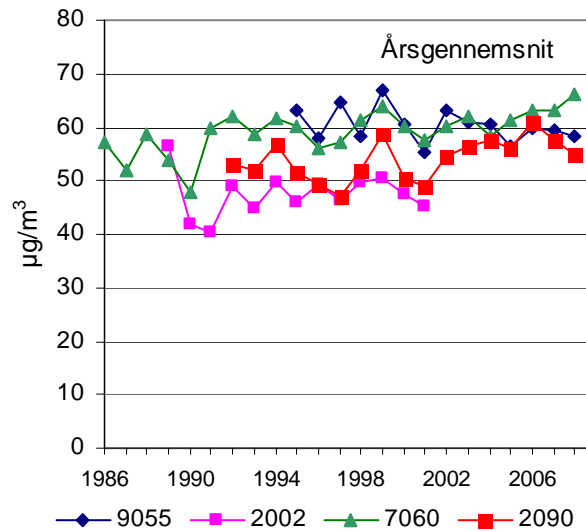
I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforurening, der ofte forekommer i koncentrationer, der har direkte toksisk virkning på planter. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan oxidere mange andre forbindelser i atmosfæren. Ozon reagerer også villigt med organiske forbindelser, bl.a. cellemembraner 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 mellem solopgang og solnedgang (*Käremlämpi og Skärby, 1996*) Denne dosis forbindes med en reduktion i biomassetilvækst på ca. 10%. I forbindelse med EU's datterdirektiv fra 2002 om ozon (2002/2/EC) er der fastsat en målværdi for AOT40 på 9.000 ppbv-timer (=18.000 µg/m<sup>3</sup>-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 2008 ligger årsgennemsnittet omkring 60 µg/m<sup>3</sup> (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. Højeste koncentration i 2008 målt i Ulborg og laveste koncentration på Lille Valby. 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 skyldes beliggenheden med færre kildeområder (større byer, trafik og industri), mens Lille Valby ligger tæt på hovedstadsområdet og Roskilde med lokal emission af kvælstoffilter, der nedbryder ozonen. Resultaterne fra de seneste år viser en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestationerne, hvilket muligvis er en følge af, at NO<sub>x</sub> emissionen er reduceret med indførelse af katalysatorer på benzinbiler.



**Figur 6.1** Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) over en længere år-række 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. 2008).

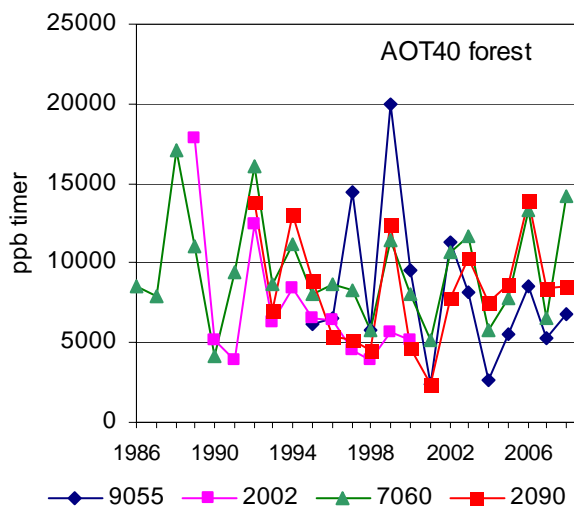
Figur 6.2 viser udviklingstendensen for AOT40-værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby. For Keldsnor og Lille Valbys vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2008 er AOT40-værdien for Ulborg ca. 14.000 ppbv-timer og dermed over den kritiske belastningsgrænse, mens Keldsnor og Lille Valby ligger under. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække (figur 6.2) ses, at AOT40 er varierende og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppbv-timer.

AOT40 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. I 2008 blev målværdien overskredet på Ulborg (9.300 ppbv-timer).

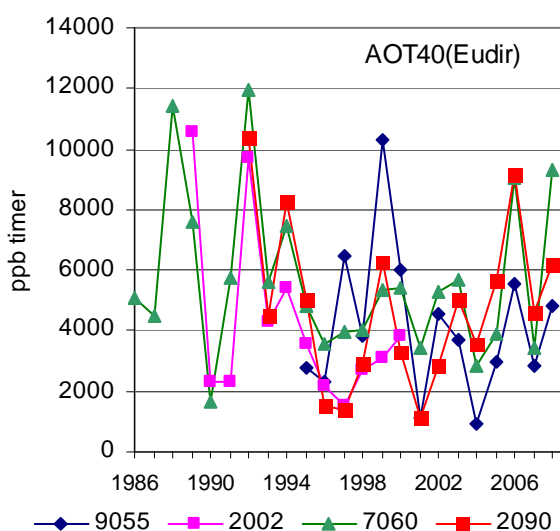
Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af de oxiderede kvælstofforbindelser, der leder til ozondannelsen. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og en del varme somre har kunnet føre til øget fotokemisk 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 skovbrande 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 kvælstofoxider ( $\text{NO}$  og  $\text{NO}_2$ ) betyde en reduktion i nedbrydningen af ozon med kvælstofmonoxid og dermed resultere i relativt højere ozonkoncentrationer. Yderligere har fordelingen mellem emission af kvælstof

stofdioxid 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  $180 \mu\text{g m}^{-3}$ , der er tærskelværdien 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 årrække, beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor (9055), Frederiksborg (2002), Ulborg (7060) og Lille Valby (2090). Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. Målingerne på Keldsnor og Lille Valby er foretaget i forbindelse med LMP IV (Kemp et al. 2008). 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. 2008). 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., The Danish Air quality monitoring programme, Annual summary for 2007 Faglig rapport fra DMU nr. 681. Danmarks Miljøundersøgelser, <http://dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Aktuelle målinger af ozon kan findes på DMUs hjemmeside: <http://www.dmu.dk/luft/maaling/online/>

## 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 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Pesticider i regnvandet kan eventuelt påvirke naturområder og flora og fauna i de danske vandområder.

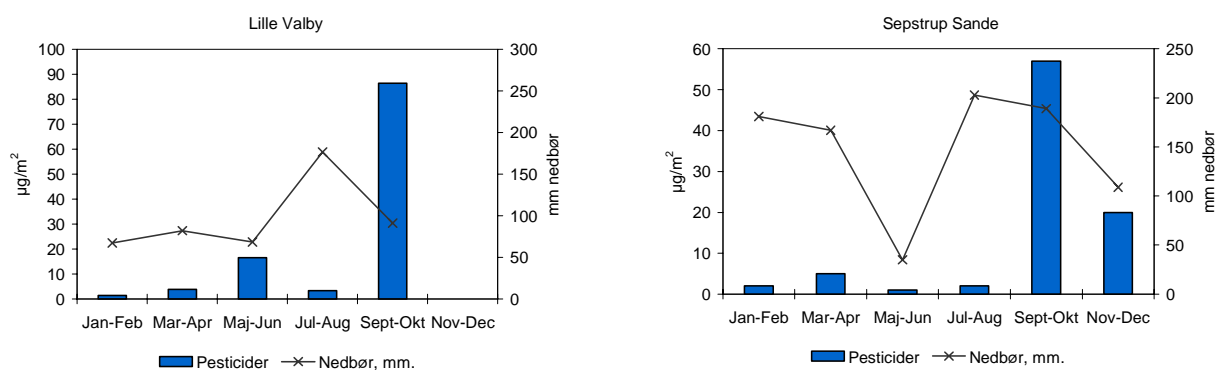
#### Målsætning

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, Lille Valby (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af de udvalgte pesticider (se tabel 7.1). 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 figur 7.1 viser en oversigt over våddepositionen i 2008 af 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Der er ikke opsamlet prøver på Lille Valby i perioden november-december på grund af, at opsamlere var til reparation. Generelt er våddepositionen højere på Lille Valby end på Sepstrup Sande. Den relative højere deposition på Lille Valby i perioden maj-juni skyldes høje koncentrationer af MCPA, mechlorprop, isoproturon og terbutylazin, som sandsynligvis stammer fra lokalt brug af disse stoffer. I september-oktober er depositionen lidt større på Lille Valby end på Sepstrup Sande (henholdsvis 86,4 og 57,7  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ). På Lille Valby skyldes den største del af deposition pendimethalin, mens på Sepstrup Sande er det prosulfocarb, som bidrager mest til deposition. Begge pesticider anvendes til ukrudtsbekæmpelse i vintersæd, hvilket passer med tidspunktet for de høje depositionstal. Generelt er mængden af pesticider i våddeposition lav og har derfor ikke akut virkning på planter.



**Figur 7.1** Våddepositionen,  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ , af 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter i 2008 målt over 2-måneders perioder på Lille Valby og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

## 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\\_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF)

**Tabel 7.1** Våddeposition i 2008 af 14 almindeligt anvendte pesticider samt 5 nedbrydningsprodukter af pesticider målt ved Lille Valby (L.V.) og Sepstrup Sande (S.S.),  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ . n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. Der er ikke opsamlet nedbør i perioden november-december ved Lille Valby.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.
Atrazine	nd	nd	nd	nd	0,14	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd
Desethylatrazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd
Desethylterbutylazine	nd	nd	nd	0,33	1,44	0,14	0,88	2,64	nd	nd	-	nd
Desisopropylatrazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	0,11
Dichlorprop	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd
Diuron	nd	nd	0,41	0,17	0,21	0,28	nd	nd	0,27	nd	-	nd
Ethofumesate	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd
Hydroxyatrazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd
Hydroxysimazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd
Isoproturon	0,14	0,36	0,82	1,84	0,34	nd	nd	nd	1,18	nd	-	nd
MCPA	nd	nd	0,33	0,50	10,84	0,53	0,53	0,81	nd	nd	-	nd
Mechlorprop	nd	nd	nd	0,33	0,89	nd	nd	0,41	nd	nd	-	nd
Metamitron	nd	nd	nd	nd	0,34	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd
Metazachlor	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,18	0,76	-	nd
Pendimethalin	0,74	1,27	0,82	0,67	0,14	0,04	1,41	0,61	77,89	1,51	-	2,27
Prosulfocarb	0,54	0,72	1,15	0,84	0,76	0,11	1,41	0,20	7,11	54,43	-	17,96
Terbutylazine	nd	nd	0,25	0,33	1,51	0,14	0,35	3,45	nd	nd	-	nd
<b>Sum</b>	<b>1,41</b>	<b>2,35</b>	<b>3,78</b>	<b>5,01</b>	<b>16,6</b>	<b>1,23</b>	<b>3,34</b>	<b>2,03</b>	<b>86,36</b>	<b>57,70</b>	-	<b>20,33</b>

## 7.2 Våddeposition af nitrophenoler

### Relevans

Nitrophenoler er en gruppe organiske forbindelser der dannes fotochemisk i luften ved reaktion mellem kvælstofilter og aromatiske hydrocarboner (fx toluen og benzen). Både kvælstofilter og de aromatiske hydrocarboner slippes ud i forbindelse med forbrændingsprocesser (fx biler og energiproduktion). Nitrophenoler har en høj toksicitet for planter. En af

nitrophenolerne, DNOC (dinitro-o-cresol), har tidligere været brugt i Danmark som ukrudtsmiddel. Nitrophenoler transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver fjernet fra atmosfæren med nedbør. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 7 nitrophenoler.

### Målsætning

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

### Tilstand og årsag

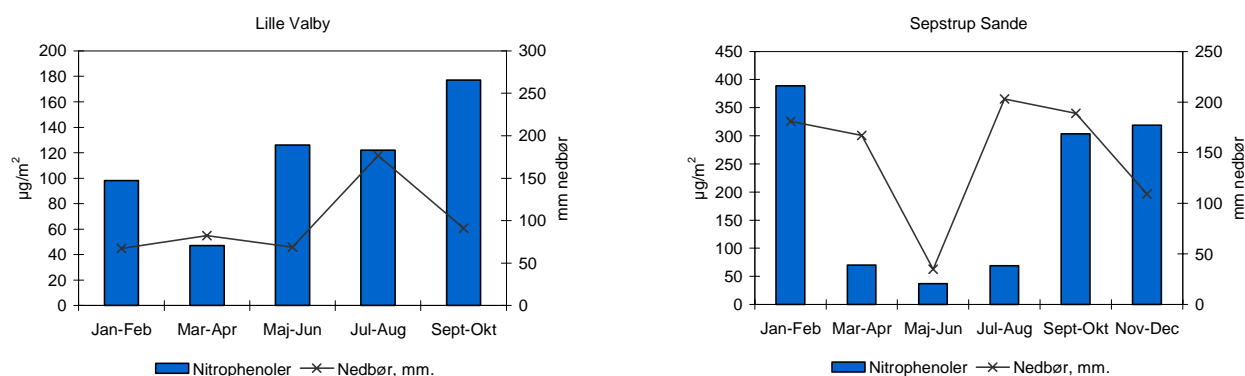
Våddepositionen af nitrophenoler måles på to stationer, Lille Valby (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 7 udvalgte nitrophenoler (tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning 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 7.2 viser resultaterne af måling af våddeposition af nitrophenoler i 2008. Middelkoncentrationer og årlig deposition er højere på Sepstrup Sande, men det skal også tages med i betragtning, at der ikke er opsamlet i perioden november-december på Lille Valby, hvor deposition forventes høj i denne periode. Der er observeret højere deposition af nitrophenoler på Lille Valby i perioderne maj-juni og juli-august i forhold til Sepstrup Sande.

### 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\\_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF)



**Figur 7.2** Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2008 målt over 2-måneders perioder, µg/m<sup>2</sup>. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

**Tabel 7.2** Våddeposition i 2008 af nitrophenoler målt ved Lille Valby (L.V.) og Sepstrup Sande (S.S.), µg/m<sup>2</sup>. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. Der er ikke opsamlet nedbør i perioden november-december ved Lille Valby.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.
4-Nitrophenol	0,27	66,07	0,82	1,67	63,80	17,75	31,97	15,43	65,23	124,93	-	129,65
2,4-Dinitrophenol	26,92	88,15	6,58	11,02	20,10	6,76	19,43	10,96	35,53	60,48	-	56,89
2,6-Dinitrophenol	30,49	101,36	7,73	11,52	22,57	7,39	37,09	21,32	37,72	60,67	-	59,16
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	12,72	29,32	3,45	5,01	2,20	0,70	5,48	4,67	7,01	10,77	-	20,79
3-Methyl-4-nitrophenol	9,15	49,23	5,51	8,02	5,08	0,91	8,12	5,68	13,21	15,12	-	25,14
DNOC	17,90	54,48	22,52	32,73	11,87	3,89	19,78	11,37	18,49	31,37	-	27,22
Dinoseb	0,20	Nd	nd	0,17	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd
<b>SUM</b>	<b>97,65</b>	<b>388,61</b>	<b>46,61</b>	<b>70,14</b>	<b>125,61</b>	<b>37,38</b>	<b>121,85</b>	<b>69,43</b>	<b>177,19</b>	<b>303,35</b>	-	<b>318,84</b>

### 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.

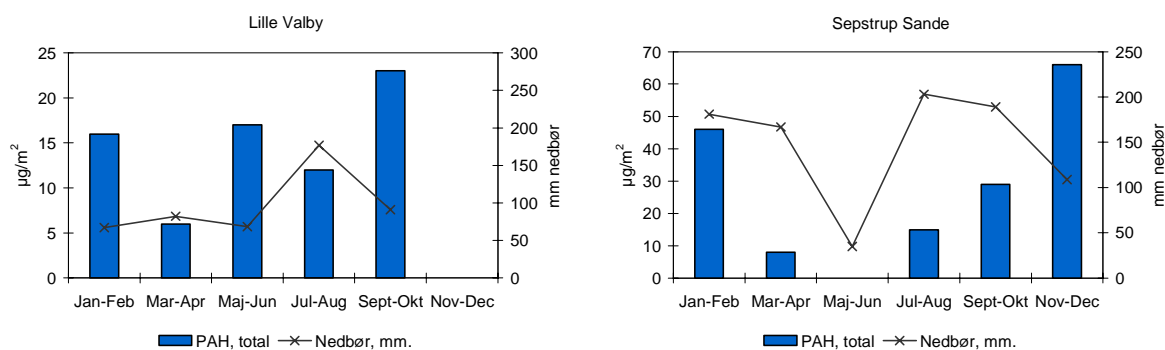
#### Målsætning

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, Lille Valby (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 25 udvalgte PAH (tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af PAH. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.3 og tabel 7.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2008. Den højeste deposition af PAH er observeret på Sepstrup Sande i perioden november-december, hvor det største bidrag til total PAH deposition kommer fra naphthalen. Middelkoncentrationer og årlig deposition er højere på Sepstrup sande, men dette kan skyldes at prøven fra november-december ikke er opsamlet på Lille Valby.



**Figur 7.3** Samlet våddeposition af PAH i 2008 målt over 2-måneders perioder,  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ . Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

**Tabel 7.3** Våddeposition i 2008 af PAH målt ved Lille Valby (L.V.) og Sepstrup Sande (S.S.),  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ . n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen. Der er ikke opsamlet nedbør i perioden november-december ved Lille Valby. Resultater fra Sepstrup, Juli-August ikke tilgængelige på grund af fejl i analysen.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.	L.V.	S.S.
Acenaphthen	nd	nd	0,49	nd	nd	-	nd	nd	nd	1,32	-	0,95
Acenaphthylen	0,40	2,90	0,82	0,84	nd	-	nd	nd	nd	0,76	-	1,51
Anthracen	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd
Benz(a)anthracen	0,88	2,72	1,48	nd	1,24	-	nd	nd	1,73	nd	-	3,40
Benz(a)pyren	1,68	3,98	1,97	1,17	nd	-	1,41	nd	0,73	0,95	-	nd
Benz(e)pyren	1,21	2,90	1,40	1,00	1,10	-	0,88	1,02	0,64	0,95	-	3,02
Benz(ghi)perylene	1,82	4,34	2,06	1,34	1,17	-	nd	1,22	1,55	1,32	-	3,02
Benz(b+j+k)fluorantener	2,83	6,34	3,12	1,50	2,40	-	1,06	nd	2,92	0,95	-	6,62
Chrysen+triphenylen	1,82	5,43	2,80	nd	2,88	-	nd	nd	4,00	1,70	-	8,13
Dibenz[a,h]anthracen	nd	nd	nd	1,34	1,10	-	nd	nd	1,46	nd	-	nd
Dibenzothiophene	nd	nd	nd	nd	0,69	-	nd	nd	0,91	nd	-	nd
3,6-Dimethylphenanthrene	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd
Fluoranthren	0,47	2,53	nd	1,34	0,82	-	nd	nd	0,91	2,27	-	2,65
Fluoren	0,27	nd	nd	1,84	0,27	-	1,41	1,22	0,91	2,27	-	nd
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,09	4,89	2,38	1,17	1,03	-	1,06	nd	1,37	1,13	-	2,84
1-Methylnaphthalen	nd	nd	nd	nd	0,69	-	nd	nd	0,64	2,65	-	3,02
2-Methylnaphthalen	nd	nd	nd	nd	0,89	-	nd	nd	0,91	3,40	-	2,65
2-Methylphenanthren	nd	1,45	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd
Naphthalen	nd	3,26	1,23	2,17	1,65	-	3,71	10,76	1,84	4,53	-	22,11
Perylen	1,14	2,72	1,40	1,34	1,03	-	nd	nd	0,91	1,51	-	2,84
Phenanthren	0,67	2,90	1,15	1,00	1,24	-	2,12	1,22	1,55	2,27	-	2,65
Pyren	0,27	nd	nd	nd	0,69	-	nd	nd	0,82	2,46	-	1,17
<b>SUM</b>	<b>15,6</b>	<b>46,16</b>	<b>6,17</b>	<b>7,52</b>	<b>16,94</b>	-	<b>11,66</b>	<b>15,43</b>	<b>23,14</b>	<b>29,11</b>	-	<b>66,15</b>

### Links

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

[http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/-rapporter/FR555.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/-rapporter/FR555.PDF)

## 8 Referencer

Ambelas Skjøth, C., Hertel, O., Gyldenkerne, S. & Ellermann, T. 2004: Implementing a dynamical ammonia emission parameterization in the large-scale air pollution model ACDEP. - Journal of Geophysical Research -Atmospheres 109(D6): 1-13.

Andersen, H. V., Geels, C., Løfstrøm, og Christensen, J. 2008: Slutrapport "Ammoniakmålinger og modelvalidering" som en del af projektet: "Optimering af værktøj til sammenkædning af lokal og regional kvælstofdeposition og kvælstofindhold i løv":  
<http://www.dmu.dk/Overvaagning/NOVANA/Programbeskrivelse+del+3/Tværgående+undersøgelser>.

Bak, J. L. 2003: Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbærent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug. Skov- og Naturstyrelsen. 114 s. (elektronisk).

Cappelen, J. 2007: Danmarks klima 2006 med Tórshavn, Færøerne og Nuuk, Grønland. DMI, København, Danmark. 51 s. - Teknisk rapport 07-01, <http://www.dmi.dk/dmi/tr07-01.pdf>.

Cappelen, J. og Jørgensen, B. V. 2007: Dansk vejr siden 1874 - måned for måned med temperatur, nedbør og soltimer samt beskrivelser af vejret. DMI, København, Danmark. 11 s. - Teknisk rapport 07-02: <http://www.dmi.dk/dmi/tr07-02.pdf>.

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.

DMI 2009: [www.dmi.dk](http://www.dmi.dk)

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, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 66 pp. NERI Technical report no. 595, <http://www.dmu.dk>

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>

EMEP 2009: [www.EMEP.int](http://www.EMEP.int)

Frohn, L., Christensen, J., Brandt, J., Geels, C. & Hansen, K. M. 2003: Validation of a 3-D hemispheric nested air pollution model. - Atmospheric Chemistry and Physics Discussions 3, 3543 - 3588.

Fyns Amt 2005: Atmosfærisk nedfald 2004. Vandmiljøovervågning.- Odense: Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen. 39 s.

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.

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.

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/>

Kärenlämpi, L. & Skärby, L. (eds.) 1996: critical Levels for Ozone in Europe: Testing and finalizing the Concepts. UNECE workshop report, University of Kuopio, Finland.

Kemp, K., Ellermann, T., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. & Jensen, S.S 2008: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2007. National Environmental Research Institute, Roskilde Denmark 47 p. - NERI Technical report No. 681.

Løfstrøm, P. & Andersen, H. V. 2007: Måling af ammoniak i nærheden af stalde. - Vand og Jord, 1, 16-20.

Nielsen, O-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Jensen, M.T., Plejdrup, M.S. & Illerup, J.B. 2008: Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2006. National Environmental Research Institute, University of Aarhus . 504 pp. - NERI Technical Report No. 675.

Nielsen, O-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R. & Hjelgaard, K. 2009: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2007. National Environmental Research Institute, University of Aarhus . 498 pp. - NERI Technical Report No. 716.

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., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 2007: OML: Review of model formulation. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. - NERI Technical Report 609: 130 pp. (electronic). Available at: <http://www.dmu.dk/Pub/FR609.pdf> .



Olesen, H.R., Winther, M., Ellermann, T., Christensen, J. & Plejdrup, M. 2009: Ship emissions and air pollution in Denmark. Present situation and future scenarios. Report from Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark, in press.

Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E., Pihl, S., Clausen, P., Laur- sen, K., Brenballe, T., Madsen, J., Baatrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Møller, P. F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R. M., Fred- shavn, J. R., Aude, E. & Nygaard, B. 2003: Kriterier for gunstig beva- ringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 2. udg. Danmarks Miljøun- dersøgelser. 460 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 457.

Sommer, S.G., Østergård, H.S., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., Jensen, L.S. 2009: Validation of model calculation of ammonia deposition in the neighbourhood of a poultry farm using measured NH<sub>3</sub> concentrations and N deposition. Atmospheric Environment (43), pp.915-920.

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](http://www.emep.int/reports/mscw_note_1_2003.pdf)

WEBDAB 2009: <http://webdab.emep.int/>.

# Bilag 1

## Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder

**Table 1** Koncentrationer af gasformig ammoniak målt i 2008, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Målingerne foretaget som halvmånedsmiddel, undtaget Lindet, som er målt som **ugemiddelværdier (min/max angivet for 2-ugers gennemsnit)** og Hansted og Lille Vildmose, som er målt med passive diffusionsopsamlere som månedsmiddel.

	Middel $\mu\text{gN/m}^3$	Max $\mu\text{gN/m}^3$	Min $\mu\text{gN/m}^3$	Dækning %	Bemærkninger
Ulborg	0,57	2,2	0,10	100	30.6.-31.10. målt med passive opsamlere
Frederiksborg	0,24	0,57	0,03	96	
Idom hede	1,1	2,6	0,32	100	
Keldsnor	0,61	1,3	0,07	88	
Lindet	1,3	3,6	0,48	91	
Anholt	0,21	0,46	0,01	100	
Hansted	0,40	1,4	0,11	100	
Lille Vildmose	0,76	2,3	0,08	100	Periode: 11.3. 2008 til 14.3. 2009

**Table 2** Koncentrationer af partikulært ammonium målt i 2008, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Bortset fra Lindet er målingerne foretaget som halvmånedsmiddel. På Lindet er der målt ugemiddelværdier (min/max angivet for 2-ugers gennemsnit).

	Middel $\mu\text{gN/m}^3$	Max $\mu\text{gN/m}^3$	Min $\mu\text{gN/m}^3$	Dækning %	Bemærkninger	
Ulborg	0,82	2,5	0,33	100	30.6.-31.10. målt med filterpackmetoden	
Frederiksborg	0,82	1,5	0,27	96		
Keldsnor	1,2	1,9	0,52	88		
Lindet	1,1	2,3	0,42	72		forårsperiode mangler, måske underestimeret
Anholt	0,73	1,7	0,33	100		

**Table 3** Koncentrationer af den totale mængde af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt i 2008, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Bortset fra Lindet er målingerne foretaget som halvmånedsmiddel. På Lindet er der målt ugemiddelværdier (min/max angivet for 2-ugers gennemsnit).

	Middel $\mu\text{gN/m}^3$	Max $\mu\text{gN/m}^3$	Min $\mu\text{gN/m}^3$	Dækning %	Bemærkninger
Ulborg	1,4	3,8	0,51	100	forårsperiode mangler, måske underestimeret
Frederiksborg	1,1	1,7	0,49	96	
Keldsnor	1,8	2,8	1,2	88	
Lindet	2,1	3,6	1,1	72	
Anholt	0,94	1,9	0,47	100	

**Tabel 4.** Årsmiddel af koncentrationer og tørdepositioner af gasformig ammoniak målt i 2007 og 2008. Målingerne er taget som månedsmiddel (dog er Idom målt som ½-månedsmiddel og midlet til måned). Tørdepositionsestimaterne er baseret på målte koncentrationer og modellerede depositions-hastigheder (jf. Fokuspunkt 2, Ellermann et al., 2009).

	<b>Middel 2007</b> $\mu\text{gN m}^{-3}$	<b>Middel 2008</b> $\mu\text{gN m}^{-3}$	<b>Modelleret deposition med målt koncentration 2007**</b> $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$	<b>Modelleret deposition med målt koncentration 2008**</b> $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$
Mols bjerge (Bisgyde)*	0.54	0.54	1	1
Sejerøbugten (Diesbjerg)	0.68	0.79	2	2
Nordjylland (Hammer bakker)	0.55	0.56	1	1
Sønderjylland (Helmpolde)	0.95	0.98	2	2
Limfjorden (Holmkær)	0.79	0.91	2	2
Fyn (Nybo mose)	0.78	0.70	2	1
Bornholm (Pederske)	0.21	0.19	0.5	0.5
Midtjylland (Randbøl hede)	0.55	0.61	1	1
Nordjylland (Råbjerg mose)	0.30	0.29	0.7	0.5
Fyn (Storelung)	0.95	0.93	2	2
Østjylland (Ulvholm)*	0.82	0.85	2	1
Møn (Ulvshale)	0.41	0.41	1	1
Vestjylland (Idom hede)	1.0	1.1	2	2
Vestjylland (Hjelm hede)	0.98	-	2	-

\*Bisgyde og Ulvholm mangler prøverne i perioden 15.08.-15.09.07. Der er ikke taget hensyn til det i årsmiddelkoncentrationen af ammoniak. I depositionsestimatet er anvendt middelværdien af koncentrationen i den foregående og efterfølgende periode

\*\*jf. tekst i Fokus punkt 2 i Ellermann et al., 2009.

## 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. Detektionsgrænsen er beregnet som tre gange standardafvigelse på seks analyser af en standard på 0,010 µg/l.

**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*	0,005	20
chloridazon	0,006	15
desethylatrazin*	0,003	10
desethylterbuthylazin*	0,011	40
desisopropylatrazin*	0,014	20
dichlorprop*	0,003	30
2,6-dimethyl-4-nitrophenol	0,002	12
2,4-dinitrophenol	0,004	13
2,6-dinitrophenol	0,004	12
diuron*	0,003	15
DNOC*	0,006	40
ethofumesat*	0,008	40
Fenpropimorph	0,006	75
hydroxy-atrazin*	0,003	30
hydroxy-simazin	0,008	60
isoproturon*	0,006	50
MCPA*	0,003	30
mechlorprop*	0,003	40
metamitron*	0,008	30
metazachlor*	0,006	30
3-methyl-2-nitrophenol	0,002	11
3-methyl-4-nitrophenol	0,002	15
4-nitrophenol*	0,006	15
pendimethalin	0,005	33
terbutylazin*	0,005	25

## DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk) finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk)

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf.: 4630 1200  
Fax: 4630 1114

Administration  
Afdeling for Arktisk Miljø  
Afdeling for Atmosfærisk Miljø  
Afdeling for Marin Økologi (hovedadresse)  
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi  
Afdeling for Systemanalyse (hovedadresse)

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejlsovej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 8920 1400  
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi  
Afdeling for Marin Økologi  
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 14, Kalø  
8410 Rønne  
Tlf.: 8920 1700  
Fax: 8920 1514

Afdeling for Systemanalyse  
Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

## Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, [www.dmu.dk/Udgivelser/](http://www.dmu.dk/Udgivelser/), finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2009**
- 759 Control of Pesticides 2008. Chemical Substances and Chemical Preparations.  
By Krongaard, T. 25 pp.
- 758 Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Højvads Rende.  
Af Grant, R., Mejlhede, P. & Blicher-Mathiesen, G. 74 s.
- 755 Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder.  
Af Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B. 38 s.
- 754 Indicators for Danish Greenhouse Gas Emissions from 1990 to 2007.  
By Lyck, E., Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Winther, M., Hoffmann, L. & Thomsen, M. 94 pp.
- 753 Environmental monitoring at the Seqi olivine mine 2008-2009.  
By Søndergaard, J., Schiedek, D. & Asmund, G. 48 pp.
- 751 Natur og Miljø 2009 – Del B: Fakta.  
Af Normander, B., Henriksen, C.I., Jensen, T.S., Sanderson, H., Henrichs, T., Larsen, L.E. & Pedersen, A.B. (red.) 170 s. (also available in print edition, DKK 200)
- 750 Natur og Miljø 2009 – Del A: Danmarks miljø under globale udfordringer.  
Af Normander, B., Jensen, T.S., Henrichs, T., Sanderson, H. & Pedersen, A.B. (red.) 94 s. (also available in print edition, DKK 150)
- 749 Thick-billed Murre studies in Disko Bay (Ritenbenk), West Greenland.  
By Mosbech, A., Merkel, F., Boertmann, D., Falk, K., Frederiksen, M., Johansen, K. & Sonne, C. 60 pp.
- 747 Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer.  
Af Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Clausen, J. 46 s.
- 746 NEC-2020 emission reduction scenarios. Assessment of intermediary GAINS emission reduction scenarios for Denmark aiming at the upcoming 2020 National Emission Ceilings EU directive.  
By Slentø, E., Nielsen, O.-K., Hoffmann, L., Winther, M., Fauser, P., Mikkelsen, M.H. & Gyldenkerne, S. 216 pp.
- 745 NuukBasic. Conceptual design and sampling procedures of the biological programme of NuukBasic.  
By Aastrup, P., Nymand, J., Raundrup, K., Lauridsen, T.L., Krogh, P.H., Schmidt, N.M., Illeris, L. & Ro-Poulsen, H. 70 pp.
- 744 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2007.  
By Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M. & Hjelgaard, K. 216 pp.
- 743 Dioxin og biologisk effektmonitoring i ålekvabbe i kystnære danske farvande.  
Af Strand, J., Bossi, R., Dahllöf, I., Jensen, C.A., Simonsen, V., Tairova, Z. & Tomkiewicz, J. 66 s.
- 742 Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010.  
Af Noer, H., Asferg, T., Clausen, P., Olesen, C.R., Bregnballe, T., Laursen, K., Kahlert, J., Teilmann, J., Christensen, T.K. & Haugaard, L. 288 s.
- 741 Biodiversity at the Ecosystem Level – Patterns and Processes.  
Proceedings of the 2nd DanBIF conference, 26-27 April 2009.  
By Balslev, H. & Skov, F. (eds.). 44 pp.
- 739 Emission Inventory for Fugitive Emissions in Denmark.  
By Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. & Nielsen, M. 47 pp.
- 738 Økologisk risikovurdering af genmodificerede planter i 2008.  
Rapport over behandlede forsøgsudsætninger og markedsførings-sager.  
Af Kjellsson, G., Damgaard, C., Strandberg, M., Simonsen, V. & Krogh, P.H. 48 s.
- 737 Environmental monitoring at the former lead-zinc mine in Maarmorilik, Northwest Greenland, in 2008.  
By Schiedek, D., Asmund, G., Johansen, P., Rigét, F., Johansen, K., Strand J., & Mølvig, S. 70. pp.
- 736 Naturtilstand på terrestriske naturarealer – besigtigelser af § 3-arealer.  
Af Fredshavn, J.R., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. 46 s.
- 735 Naturtilstand i habitatområderne. Habitatdirektivets lysåbne naturtyper.  
Af Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 76 s.
- 734 Undervandsplanter som indikatorer for vandkvalitet i søer.  
Af Søndergaard, M., Johansson, L.S., Jørgensen, T.B. & Lauridsen, T.L. 48 s.

*[Tom side]*

# ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2008

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2008 beregnet til henholdsvis 71 og 61 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 28 og 30 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2008 beregnet til ca. 16 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 66 % siden 1989. For fosfor er der ikke sket betydelige ændringer i koncentrationer og depositioner. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2008 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Siden 1989 er koncentrationer og depositioner af tungmetaller faldet med en faktor to til tre. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer.