



# ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2009

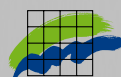
NOVANA

---

Faglig rapport fra DMU nr. 801 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER  
AARHUS UNIVERSITET



*[Tom side]*

# ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2009

NOVANA

---

Faglig rapport fra DMU nr. 801 2010

Thomas Ellermann  
Helle Vibeke Andersen  
Rossana Bossi  
Jesper Christensen  
Per Løfstrøm  
Christian Monies  
Lone Grundahl  
Camilla Geels



## Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 801
- Titel: Atmosfærisk deposition 2009  
Undertitel: NOVANA
- Forfattere: Thomas Ellermann, Helle Vibeke Andersen, Rossana Bossi, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, Lone Grundahl, Camilla Geels  
Afdeling: Afdeling for Atmosfærisk Miljø
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©  
Aarhus Universitet  
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: December 2010
- Faglig kommentering: Kaj Mantzius Hansen
- Finansiel støtte: Ingen ekstern finansiering
- Bedes citeret: Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2010: Atmosfærisk deposition 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 95 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 801. <http://www.dmu.dk/Pub/FR801.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2009 beregnet til hhv. 84 og 64 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 31 og 32 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2009 beregnet til ca. 18 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 70 % 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 2009 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 af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt om modelberegning af udviklingstendens for kvælstofdepositionen.
- 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: 978-87-7073-199-7  
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 95
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMUs hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR801.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 2009 13

### 2 Kvælstof 17

- 2.1 Kvælstofdeposition i 2009 17
- 2.2 Atmosfærisk belastning af danske farvande 19
- 2.3 Atmosfærisk belastning af danske landområder 20
- 2.4 Kilder til kvælstofdeposition 22
- 2.5 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen 24
- 2.6 Ammoniak og naturmålestationerne 25
- 2.7 Kampagnemålinger af ammoniak på Idom Hede 32
- 2.8 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala 39

### 3 Fosfor 46

- 3.1 Fosfordeposition i 2009 46

### 4 Svovl 48

- 4.1 Svovldeposition i 2009 48
- 4.2 Atmosfærisk belastning af danske landområder 50
- 4.3 Udviklingstendenser for svovldepositionen 52

### 5 Tungmetaller 54

- 5.1 Tungmetaldeposition i 2009 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 63

- 7.1 Våddeposition af pesticider 63
- 7.2 Våddeposition af nitrophenoler 64
- 7.3 Våddeposition af PAH 66

### 8 Fokuspunkt: Modelberegning af udviklingstendenser af kvælstofafsætning til danske farvands- og landområder: 1989 - 2009 68

- 8.1 Baggrund 69
- 8.2 Luftforureningsmodellen DEHM 71
- 8.3 Udviklingstendenser 73
- 8.4 Sammenfatning og konklusion 87

### 9 Referencer 89

### Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder 93

**Bilag 2 Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige  
organiske stoffer 95**

**Danmarks Miljøundersøgelser**

**Faglige rapporter fra DMU**

## Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra år 2009. 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, udvalgte tungmetaller og miljøfremmede organiske forbindelser samt koncentrationer af ozon.

DMU har beregnet kvælstofdepositionen med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km<sup>2</sup>) er for 2009 beregnet til 84 ktøns N (8,0 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km<sup>2</sup>) til 64 ktøns N (15 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 31 og 32% 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.

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 2009 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 1989-2009.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for år 2009 beregnet med DEHM til ca. 18 ktøns S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes, at svovldepositionen er faldet med ca. 70% siden 1989. Faldet i svovldepositionen er fortrinsvist sket i perioden frem til 2001, hvorefter depositionen har været forholdsvis konstant indtil 2007, hvor der igen observeres en tendens til en faldende svovldeposition. 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 2009 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de sidste 20 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne til mellem 16 og 60% af niveauet i 1990. 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.

Ozonkoncentrationen i baggrundsområderne har ligget på omtrent samme niveau siden slutningen af 1980'erne. Koncentrationen af ozon (AOT40) lå i 2009 for alle tre baggrundsmålestationer under tærskelvær-

dierne for skadelige effekter på vegetation. Dog overskrides EU's langsigtede målværdi for AOT40 for beskyttelse af vegetation.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Lille Valby, Roskilde viser, at våddeposition i 2009 lå på 101 og 169  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  for pesticider (19 stoffer), hvor af mere end 80% stammer alene fra MCPA og prosulfocarb. Depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) lå på 566 og 964  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  og depositionen af PAH (21 stoffer) lå på 96 og 129  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ .



## 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 fagdatacentrene og Miljøministeriets miljøcentre. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, for punktkilder hos By- og Landskabsstyrelsen mens fagdatacentrene 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, 2009, som udgives af Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse og By- og Landskabsstyrelsen.

# 1 Indledning

Årets rapport præsenterer resultater for år 2009 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.

I NOVANA videreføres mange af de elementer, som indgik i luftovervågningen i NOVA 2003. I det nuværende program indgår således:

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

Et af programmets fokusområder er 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 er præsenteret 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 overvågningsprogrammet. Efter denne introduktion gives en kort beskrivelse af de danske meteorologiske forhold i år 2009, da disse spiller en afgørende rolle for koncentrationer og depositioner af luftforureningskomponenter.

## 1.1 Overvågningsprogrammet

Formålet med overvågningsprogrammet 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 nærved liggende kilde.

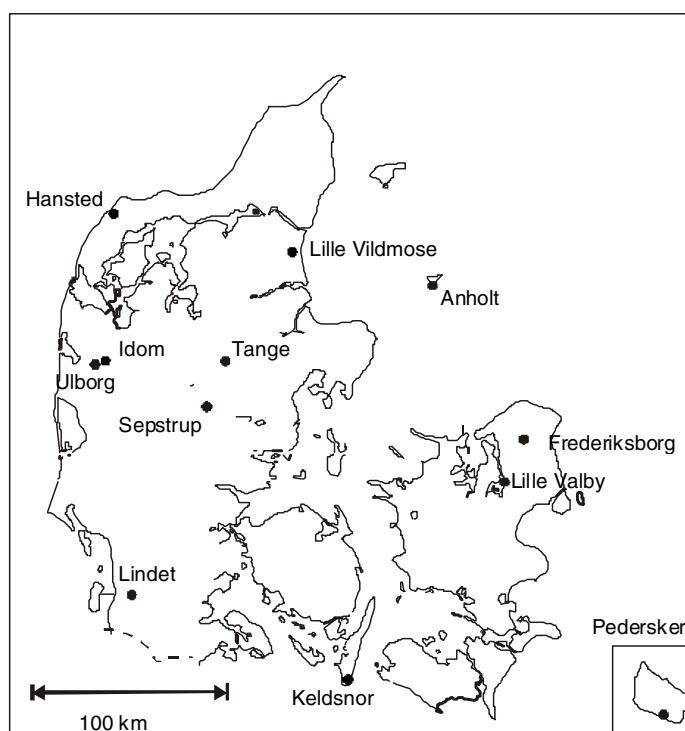
Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger, for herved at styrke det faglige udbytte af programmet. Målingerne anvendes til beskrivelse af den aktuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariation og udviklingstendenser. Modelberegningerne 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 2009 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 2009 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 en fjorten-dages kampagne i september-oktober 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 på kvælstoffølsomme naturområder 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 2009.

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>.

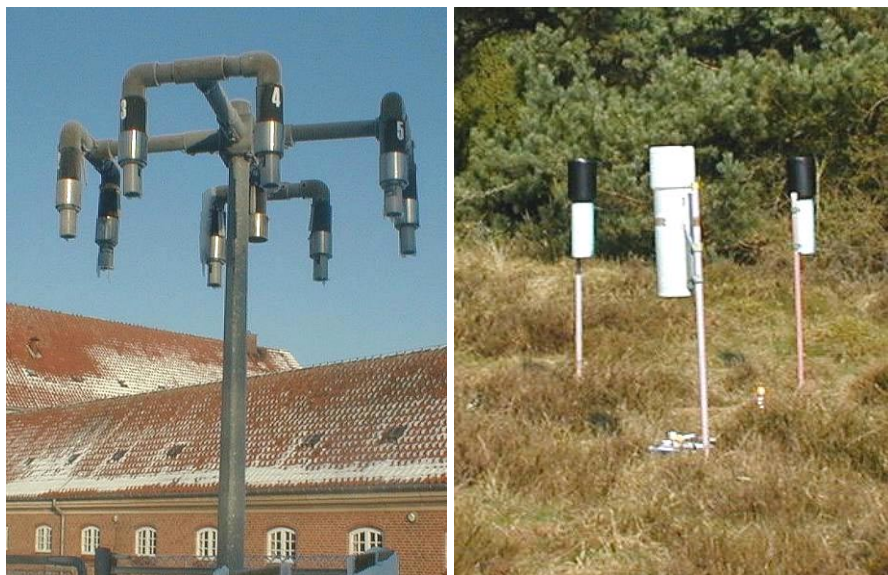
\*\*\* Målingerne af NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> udføres i forbindelse med LMP IV (det Landsdækkende Luftmåleprogram for byer, se *Ellermann et al., 2010*).

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.

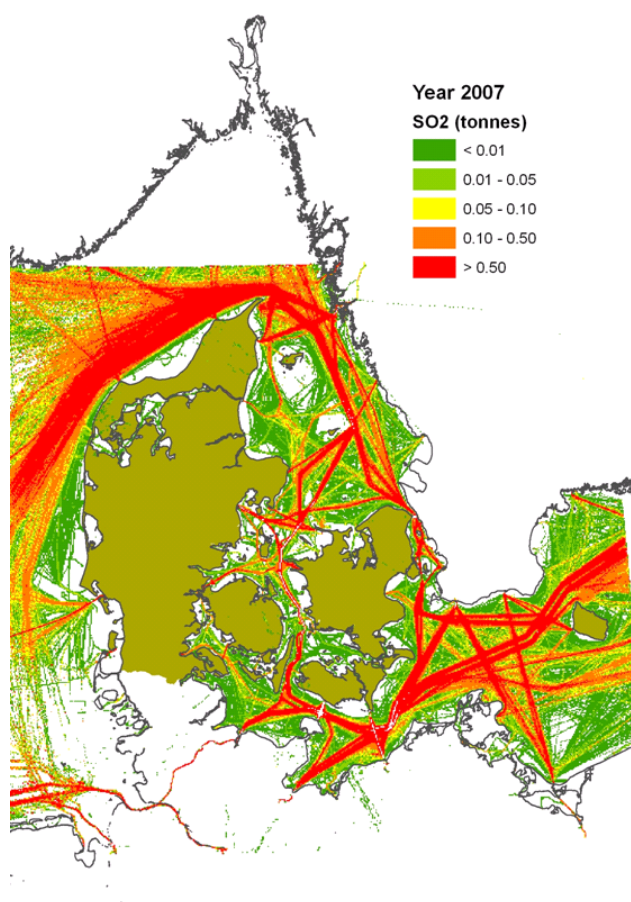
Modelberegninger af luftkoncentrationer og depositioner foretages, som allerede nævnt, med DMUs luftforureningsmodel kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model), som anvendtes i NOVANA for første gang ved rapporteringen i 2004. DEHM er en Eulersk model, hvor emission, transport, kemisk omsætning og 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 tragte og en opsamlingsflaske monteret forinden 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 2008 er der kun foretaget mindre justeringer af modellen.

Beregningerne for 2009 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 2009 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2008 for NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub>, udarbejdet af DMU-SYS (Nielsen *et al.* 2010). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2007, der er samlet og distribueret af EMEP (EMEP 2009), og som omfatter både landbaserede kilder og skibstrafik. Endvidere er emissioner fra skibstrafik i de danske farvande baseret på DMU's nye skibsemissionsopgørelse for 2007 med geografisk opløsning på 1 km x 1 km (Olesen *et al.*, 2009) (figur 1.3).



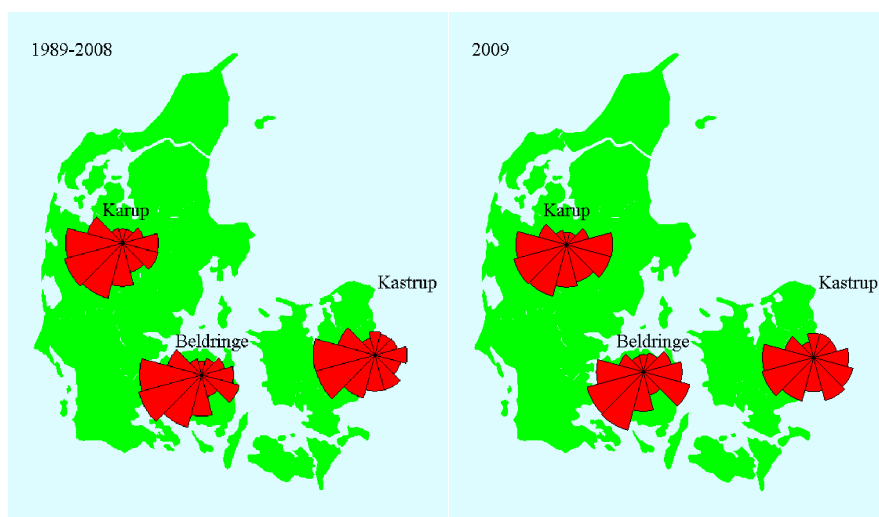
**Figur 1.3** Skibsemissioner af SO<sub>2</sub> pr km<sup>2</sup> med detaljeringsgrad på 1 x 1 km (Olesen *et al.*, 2009).

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.

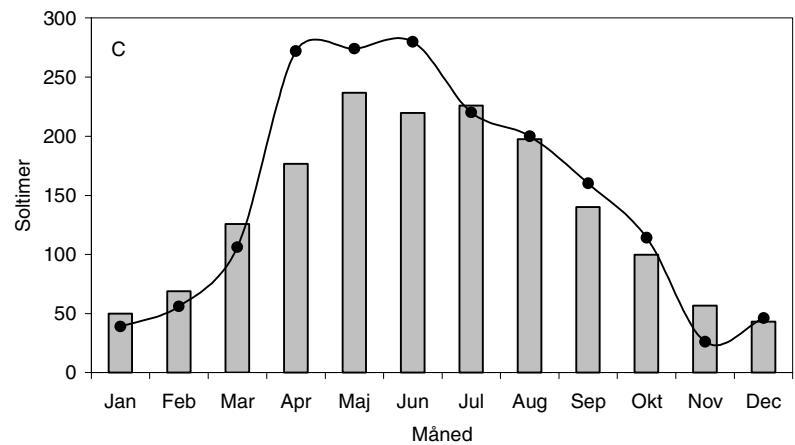
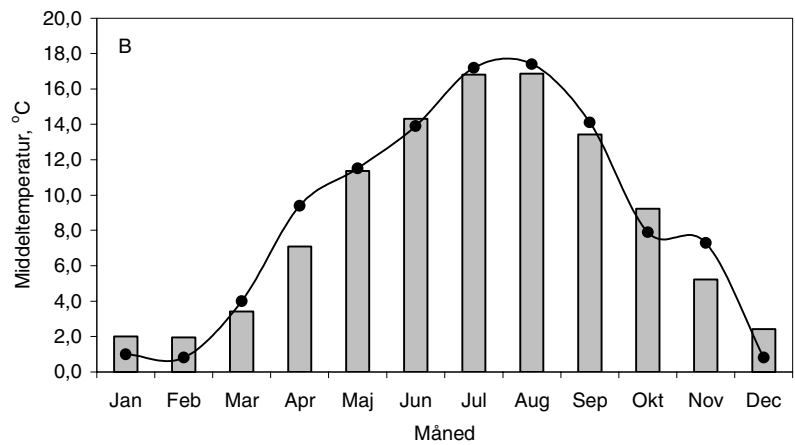
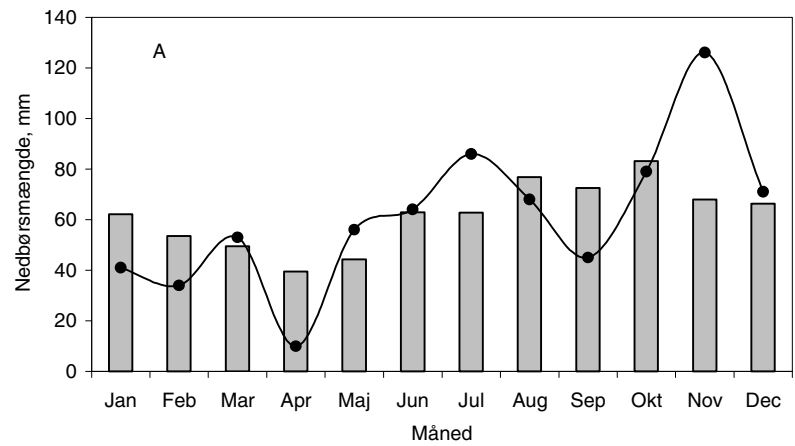
## 1.2 Vejret i 2009

De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponerer til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2009.

En af de vigtigste parametre for niveauerne af luftforurening er vinden, som bestemmer hvor luftmasserne transporteres kommer fra og hvor hurtigt denne transport finder sted. For baggrundsområder i Danmark ses typisk høj luftforurening ved transport af luft til Danmark fra Mellem Europa, hvor emissionerne af luftforurening er høj. Figur 1.4 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2009 var vestsydvest til sydsydvest og at vindrosen for 2009 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1989-2008. Dog var vindretninger fra syd-øst og øst mere hyppige i 2009 sammenlignet med perioden 1989-2008, hvilket peger på relativt høj luftforurening grundet de store kildeområder sydøst for Danmark. 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** Vindroser for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2008, mens der til højre vises gennemsnit for 2009. 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 2009, mens søjlerne angiver middel for 1989-2009. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2010).



Udover vindretning indvirker nedbørsmængde, temperatur og solindstråling (figur 1.5) også på afsætning af luftforureningskomponenter. Nedbøren i år 2009 var med 733 mm nedbør til Jylland og Øerne kun 3% over normalen for 1961-1990 (712 mm) og svarede stort set til gennemsnittet for perioden 1989-2008 (742 mm) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2010). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (figur 1.5) med størst nedbørsmængde i november, juli og oktober, mens navnlig april og september havde mindre nedbørsmængder end gennemsnitligt. I år 2009 var der som vanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne (figur 1.6). De største nedbørsmængder faldt i Vest- og Sønderjylland, mens der var mindre nedbør i den østlige del af landet. Forskellen mellem landsdelene var dog mindre end sædvanligt. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørmålestationer, og de er kun repræsentative for nedbør over land. De meteorologiske beregninger fra den meteorologiske model MM5 viser et blandet billede med hensyn til ændringerne i nedbørsmængderne fra 2008 til 2009. I visse dele af Nordsøen, vestlige del af Kattegat og Bælthavene ses en stigning i nedbørsmængden fra 2008 til 2009, mens der for Østersøen, Skagerrak og østlige del af Kattegat ses et fald i nedbøren (figur 1.6).

Den årlige middeltemperatur i 2009 var 8,8 °C, hvilket er 1,1 grader over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7°C (DMI 2010), og kun 0,1 grader højere end gennemsnittet (8,7 °C) for perioden 1989-2009, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2010). Sæsonvariationen i temperaturen (figur 1.5 B) fulgte gennemsnittet for perioden 1989-2009 dog var januar og februar koldere end gennemsnittet for perioden, mens april og oktober var varmere end gennemsnittet. Antallet af soltimer (figur 1.5 C) var på 1793 timer, hvilket er over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer) og over gennemsnit for perioden 1989-2009 (1640 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2010).

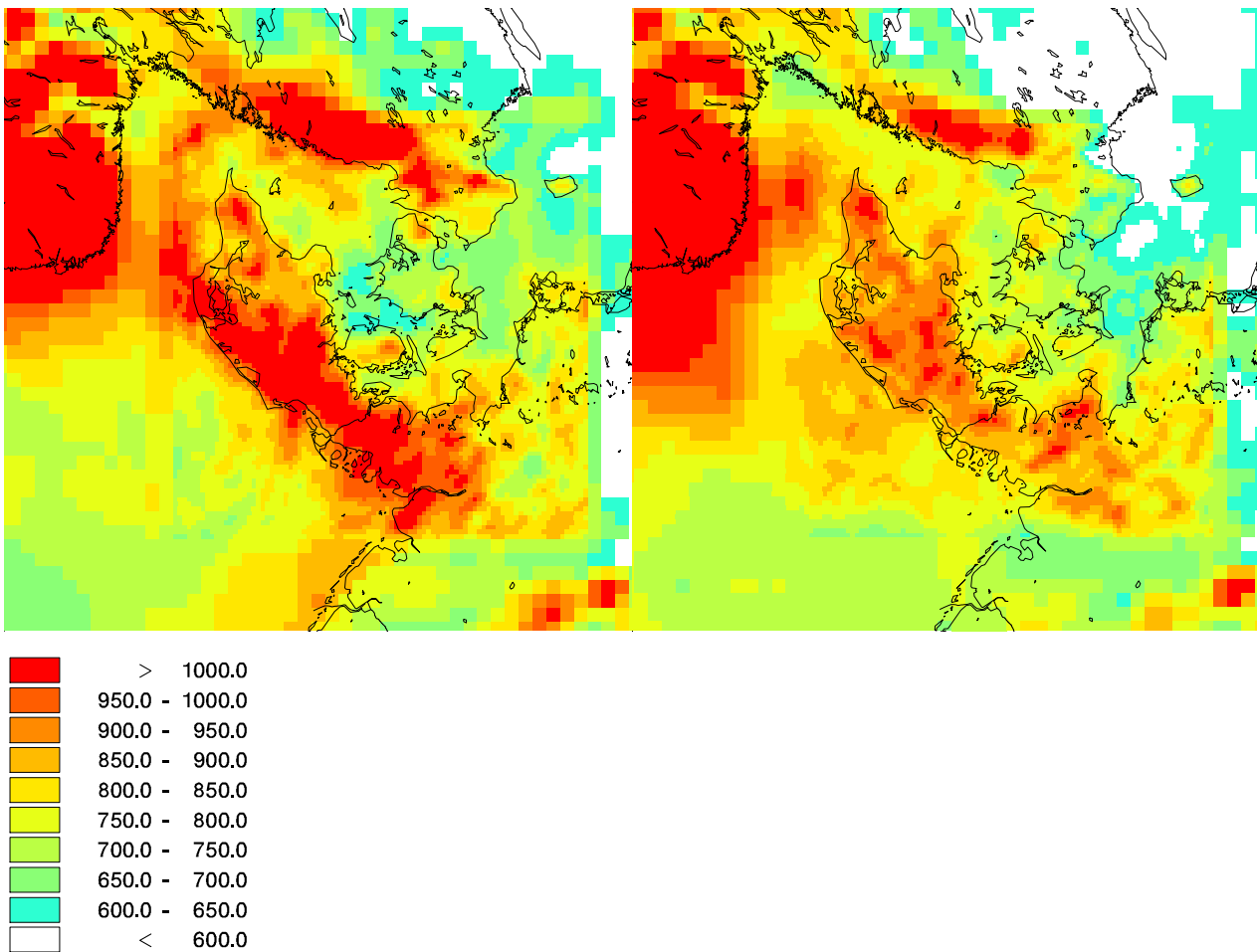
### Links

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).



**Figur 1.6.** Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model MM5 for 2008 (venstre) og 2009 (højre). Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet, men giver også et fint overblik over de geografiske variationer i nedbøren.

## 2 Kvælstof

### 2.1 Kvælstofdeposition i 2009

#### 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 nationale reduktionsmålsætninger. Der imod er der internationale målsætninger om reduktion af kvælstofemissionen, hvilket vil føre til reduktion af afsætningen af kvælstof. 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

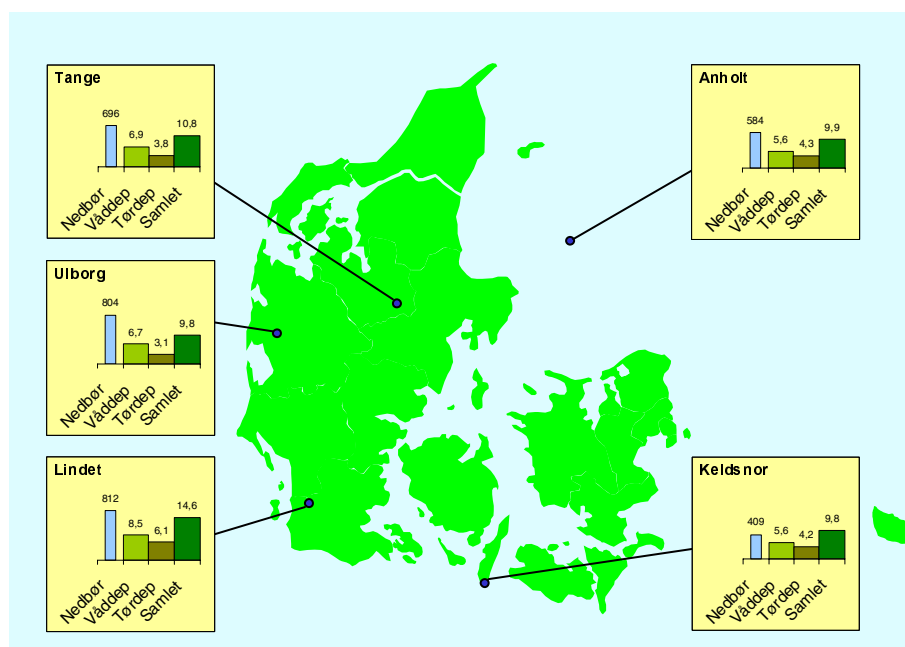
Målinger i 2009 viste, at den årlige deposition af kvælstof i områderne omkring hovedstationerne lå på 10-15 kgN/ha for deposition til landområderne (figur 2.1) og på 6-7 kgN/ha for deposition til vandområderne ved Anholt og Keldsnor. I 2009 var depositionen til land- og vandområder i gennemsnit for målestationerne stort set uændret i forhold til depositionen i 2008. Der blev til land- og vandområderne målt en deposition henholdsvis 3% og 1% højere end i 2008.

På landsplan svarede nedbørsmængden i 2009 stort set til gennemsnittet for perioden 1989-2009 (se afsnit 1.2), mens den i 2009 var ca. 6% lavere end 2008. Som gennemsnit for målestationerne blev der ligeledes målt et fald fra 2008 til 2009 (15%). Dette har givet en mindre våddeposition i 2009 set i forhold til 2008. Den stort set uændrede samlede deposition af kvælstof skyldes højere luftkoncentrationer og forskelle i de øvrige meteorologiske forhold. Disse to faktorer har til sammen givet en højere tørdeposition og dermed modvirket faldet i våddepositionen.

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. I 2009 var forskellen mellem Tange og Anholt, Ulborg og Keldsnor dog usædvanlig lille, hvilket for en stor del kan forklares ved den lave nedbørsmængde i Midtjylland i 2009 sammenlignet med de foregående år.

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 2009. 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.

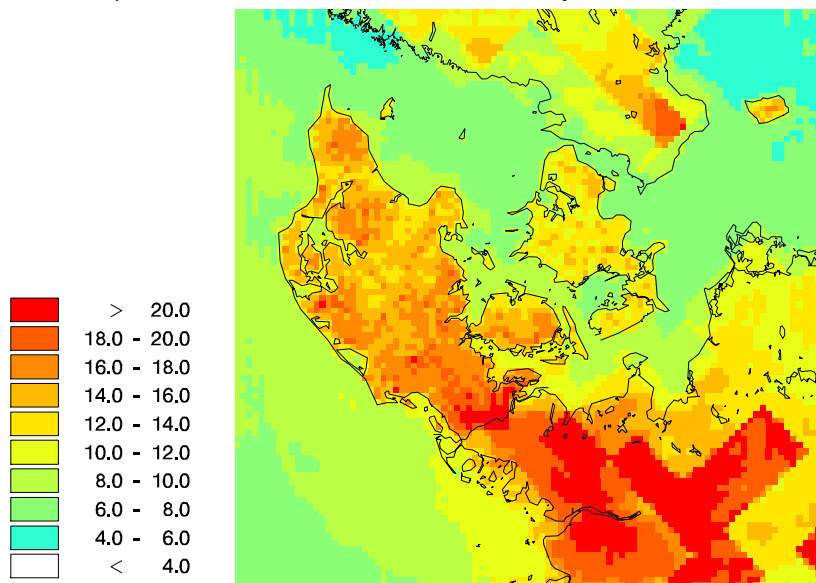
### Målsætning

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 2009 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 84.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km<sup>2</sup> giver en gennemsnitlig deposition på 8,0 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er derfor 17% højere end rapporteret for 2008. Dette skyldes ændringer i de meteorologiske forhold, hvilket har ført til en stigning i våddepositionen.

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 14 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 2009. 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

**Tabel 2.1** Den samlede kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande beregnet for 2009. 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	7,5	32,5	40,0	8,2	48.754
Skagerrak – dansk del	1,2	7,1	8,3	8,1	10.329
Kattegat – svensk del	0,7	4,3	5,1	7,5	6.743
Kattegat – dansk del	2,6	10,4	13,0	7,8	16.830
Nordlige Bælthav	0,7	2,6	3,3	8,5	3.909
Lillebælt	0,7	1,8	2,5	11,4	2.171
Storebælt	0,9	3,0	3,9	8,6	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,8	1,0	7,8	1.336
Øresund - svensk del	0,1	0,7	0,8	8,7	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,5	1,8	2,3	8,9	2.547
Østersøen - dansk del	2,2	7,5	9,7	6,5	14.926
Alle danske farvandsområder	16,5	67,5	84,1	8,0	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 2009 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2008 for NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub> (Nielsen et al. 2010), og for resten af Europa for år 2007 (EMEP 2010). 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 2009 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 64.000 ton N (tabel 2.2), hvilket er uændret (1% højere) set i forhold til rapporteringen for 2008.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 15 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 depositionen varierer geografisk mellem 6 kgN/ha og 20 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 2009 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2008 for NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub> (*Nielsen et al. 2010*), og for resten af Europa for år 2007 (*EMEP 2010*). 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 ±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 tålegrænser kan findes på: <http://www.dmu.dk/Luft/Effekter+naturen>

**Tabel 2.2** Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2009.

	<b>Tørdeposition 1000 ton N</b>	<b>Våddeposition 1000 ton N</b>	<b>Total deposition 1000 ton N</b>	<b>Total deposition per areal kgN/ha</b>	<b>Areal km<sup>2</sup></b>
Nordjylland	5,4	6,3	11,7	14,8	7907
Midtjylland	9,5	10,1	19,6	15,0	13093
Syddanmark	9,6	10,5	20,1	16,6	12130
Sjælland	4,2	4,8	9,0	12,4	7268
Hovedstaden	1,6	1,6	3,2	12,6	2567
Hele Landet	30,3	31,3	63,6	14,8	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

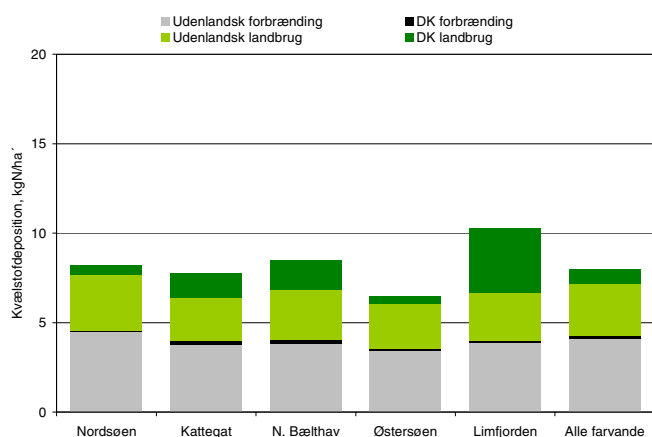
I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle (se afsnit 2.1).

### Tilstand og årsag

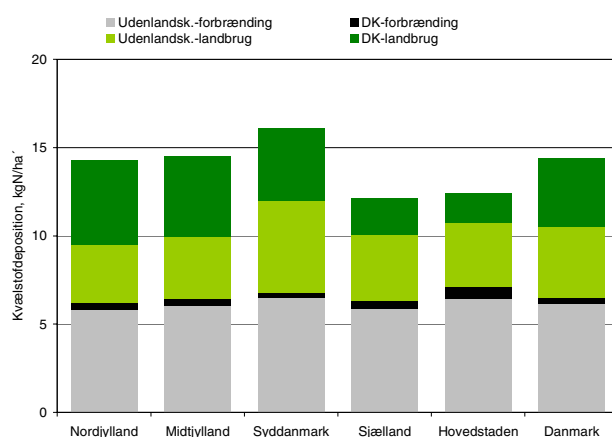
Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres til emission i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med 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 2009 kom ca. 56% og 44% 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 2009 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 2009 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. 12% i 2009. Den største danske andel forekom i Lillebælt (22%), Nordlige Bælthav (22%), Kattegat (22%) og Storebælt (18%) og den mindste i Nordsøen (7%). 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. 37% 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. 32%. Den primære årsag til dette er den større deposition af ammoniak fra det lokale landbrug. Størst dansk andel ses for Nord- og Midtjylland med 36-38% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 20%. 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 kvælstof 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. 31% og 32% 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.

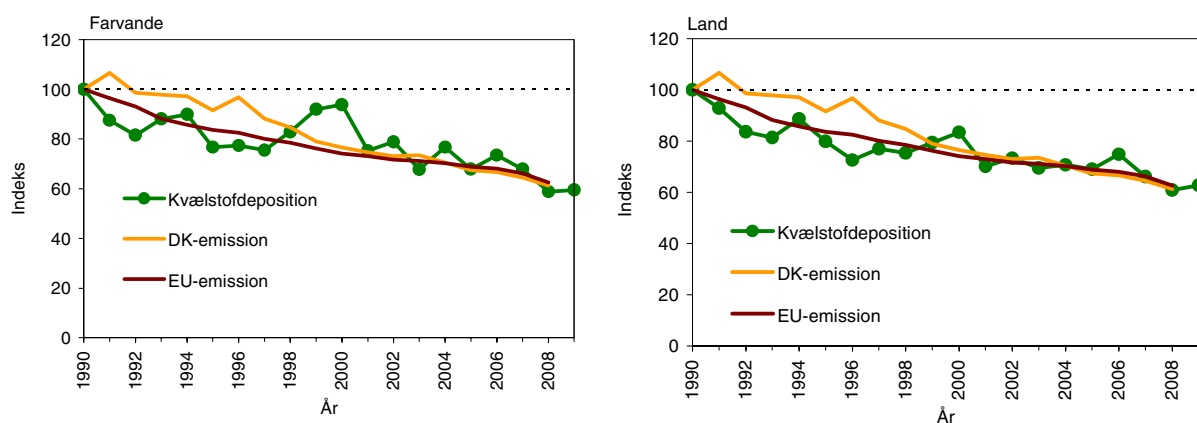
Den atmosfæriske kvælstofdeposition følger ændringerne i emissionerne af kvælstof i Danmark og de øvrige europæiske lande (figur 2.5) og det kan derfor konkluderes, at den observerede udvikling i kvælstofdepositionen er en konsekvens af reduktioner i emissionen af kvælstof. Da hovedparten af kvælstofdepositionen 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 am-

moniak 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. Navnlige for deposition til farvandene ses betydelige år til år variationer. Årsagen til dette er, at våddepositionen udgør 70-90% af den samlede deposition til vand, 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. 2010) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2010).

## 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 er der sat forskellige måleprogrammer i gang, hvor koncentrationsniveauerne af ammoniak undersøges på en række lokaliteter fordelt geo-

grafisk ud over landet og også fordelt på forskellige kvælstoffølsomme naturtyper.

### 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 løbet af programperioden har der i forbindelse med de tværgående projekter i NOVANA i perioden 2006–2007 været udvidet med målinger af ammoniak på klithede og hede 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. I 2008 er nogle af målingerne på hedelokaliteter flyttet til andre kvælstoffølsomme lokaliteter som højmose, klithede samt sure overdrev. I 2009 er der, ud over de supplerende målinger på de faste stationer (jf. nedenstående), målt ammoniakkoncentrationer på i alt 15 stationer, fordelt på lokaliteter med hede, klithede, højmose, hænge-sæk og sure overdrev. Målingerne på sure overdrev er, i modsætning til hovedparten af de øvrige lokaliteter, placeret nær marker og dermed også tættere på kildeområder i forbindelse med udbringning af gødning.

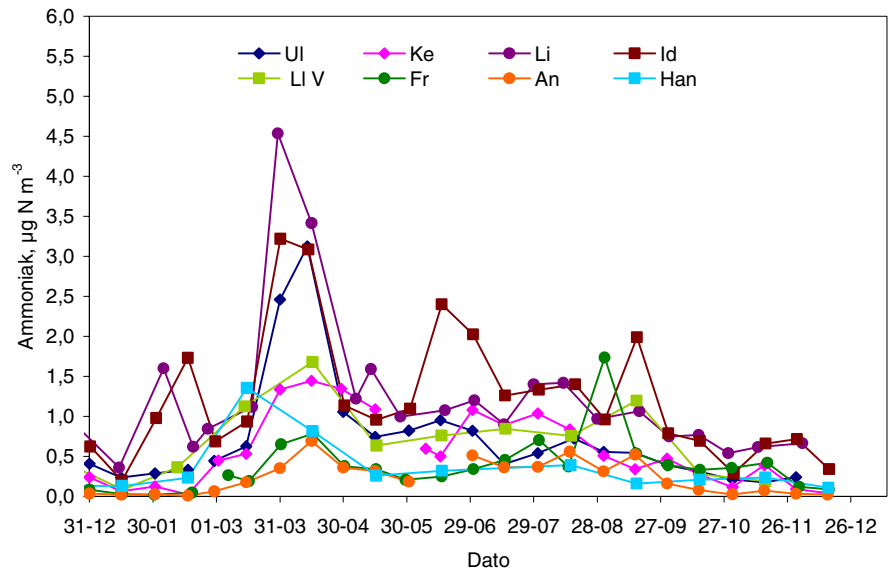
Som led i den generelle bestemmelse af kvælstofbelastningen er der yderligere etableret langtidsmålinger af koncentrationen af gasformig ammoniak og salpetersyre samt partikulært ammonium og nitrat på en del af de faste stationer. Fra og med 2007 er der også målt på Anholt. Langtidsmålingerne foretages 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 af depositionen 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 (højmose) og Hansted (klithede)). Generelt viser målingerne fra dele af det faste stationsnet, at de laveste koncentrationsniveauer af ammoniak måles på Frederiksborg i Nordsjælland og på Anholt, mens de højeste koncentrationer måles på Lindet i Sønderjylland og Idom hede i Vestjylland. Lille Vildmose ligger

på niveau med Ulborg og lidt over niveauet på Keldsnor, mens Hansted ligger noget under. Middelværdier m.v. er angivet i bilag 1. På Frederiksborg og Anholt ses et rimeligt ensartet forløb med en stigning i koncentrationsniveauet i foråret med begyndelse medio marts og maksimum sidste halvdel af april, hvorefter koncentration falder lidt i maj og juni. Derefter stiger koncentrationsniveauet lidt igen. På Frederiksborg er observeret et forhøjet koncentrationsniveau af ammoniak (knap  $2 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ ) i perioden fra d. 31.8. til d. 15.9., hvilket er usædvanligt i forhold til tidligere observationer på stationen. I de efterfølgende måleperioder frem til nytår ligger stationen på et lidt højere niveau end observeret foregående år, hvor det typisk har fulgt niveauet på Anholt. I perioden fra d. 31.8. til d. 15.10. viser parallelmålinger af ammoniak på stationen med passive diffusionsopsamlere ikke forhøjede niveauer og det er derfor muligt, at det forhøjede niveau skyldes en kontaminering af selve måleapparatet og dermed repræsenterer målingerne ikke forholdene på stationen som helhed. I bilag 1 er angivet middelværdier for koncentrationsniveauet i Frederiksborg som de er målt samt under antagelse af, at apparatet er kontamineret og niveauet reelt har fulgt tidligere års sammenhæng til niveauet på Anholt. Målingerne på Anholt holder sommerniveauet frem til først i oktober og falder derefter igen i vintermånederne.

På Idom hede og Lindet observeres en koncentrationsforøgelse i februar, mens alle stationer begynder at få stigende niveauer i marts. Herefter ses et forholdsvis ensartet forløb på stationerne, hvor koncentrationerne topper i foråret i forbindelse med sæsonen for udbringning af gødning på markerne. De jyske stationer Lindet, Idom hede og Ulborg har maksimum i april, mens koncentrationen topper i perioden d. 15.03. til d. 15.04. i Hansted Reservatet og d. 15.4-15.5. i Lille Vildmose. I Hansted Reservatet og Lille Vildmose bestemmes koncentrationsniveauet som månedsmiddel. Forårstoppen i koncentrationen i Hansted tyder på påvirkning fra østlige vinde, da stationen ligger meget isoleret uden kilder mod vest (Vestkysten), hvorimod Lille Vildmose, der ligger tæt ved kysten til Kattegat, ikke er særlig påvirket af kilder ved østlige vinde.

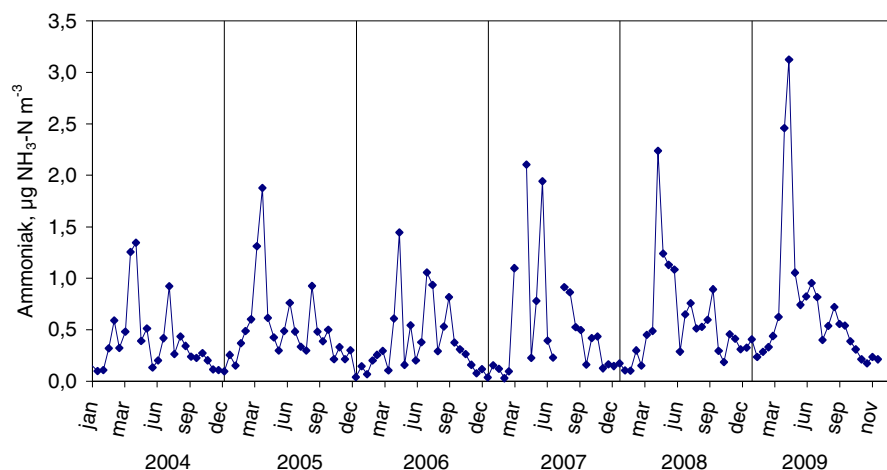
Niveauerne falder på alle stationerne i maj og ligger nogenlunde jævnt hen over sommeren, dog ses endnu en koncentrationsforøgelse fra midten af juni til midten af juli på Idom hede. Der er også tidligere år observeret forholdsvis markante sommertoppe på Idom hede. På Lindet er der svag stigning i koncentrationsniveauet sidst på sommeren. I Lille Vildmose observeres en lille stigning i koncentrationsniveauet i perioden medio september til medio oktober. Efter september/oktober falder niveauerne på alle stationerne hen mod vinterminimum. Keldsnor, der ligger på Langeland, har et forårsmaksimum samtidig med de jyske stationer, men koncentrationsniveauet falder derefter jævnt (dog mangler en måleperiode fra d. 31.5.-08.06.) til et sommerminimum sidste halvdel af juni. Derefter stiger koncentrationen første halvdel af juli for dernæst at falde jævnt mod vinterminimum. 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 2009. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode, dog ikke i Lille Vildmose og Hansted, hvor målingerne er månedsmiddel).

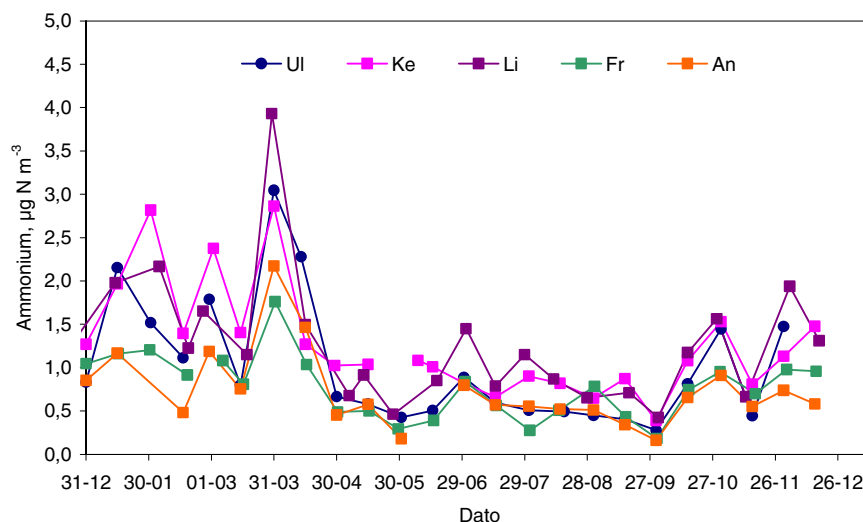
I Ulborg og på Idom Hede ligger niveauerne på årsbasis i 2009 lidt højere end niveauerne i 2008, mens Keldsnor, Lindet og Anholt udviser nogenlunde samme niveau som 2008. På Frederiksborg er niveauet på årsbasis forhøjet. Betragtes målingerne på Frederiksborg fra årets sidste fire måneder som kontamineret (jf. ovenstående) og antages en sammenhæng til Anholt som set de foregående år, er niveauet ikke ændret. De maksimale koncentrationsniveauer (forårstoppen) på Ulborg, Idom Hede og Lindet ligger lidt højere i 2009 end de foregående år. Forskellene i koncentrationsniveauer afspejler i et vist omfang områdernes emissionsdensitet. Det forholdsvis ens tidlige 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 2004-2009. Det ses, at tidspunktet for forårsmaksimum varierer fra første halvdel af april til første halvdel af maj. Der kommer en koncentrationsstigning igen efter forårstoppen og i 2007 er det allerede første halvdel af juni og her er den usædvanlig stor i forhold til de andre år. I 2008 falder forårs- og forsommertoppen over en længere periode end de andre år. I 2009 er forårsmaksimum højere end de foregående år. Alle år er der en tendens til et tretoppet mønster med den mest markante top i forbindelse med forårsudbringning og dernæst to toppe henover sommeren og det tidlige efterår. Nogle år (2005, 2007 og 2008) ses også en svag koncentrationsforøgelse i oktober/november. I vinteren 2008/2009 ligger koncentrationsniveauerne en anelse højere end tidligere år, hvilket muligvis skyldes det meget milde vejr i den pågældende periode. Alt andet lige vil øget temperatur betyde øget koncentration.



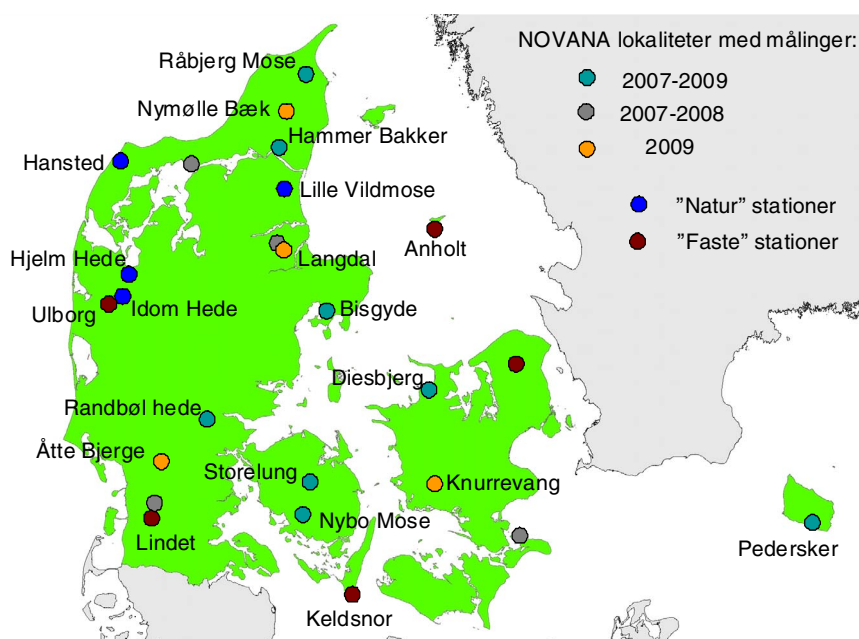
**Figur 2.7** Koncentrationer af ammoniak målt på Ulborg 2004-2009. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode).

Figur 2.8 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af partikelbundet ammonium på en række stationer i 2009 (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 og bortset fra Keldsnor har alle stationer de højeste koncentrationer i starten af april, hvor også ammoniakniveauet er højt. Niveauerne 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 2009 ligger årsmiddelværdierne af partikulært ammonium lidt over niveauet i 2008. De maksimale koncentrationsniveauer ligger noget højere end i 2008.



**Figur 2.8** Koncentrationer af partikulært ammonium målt på Ulborg skov (UI), Keldsnor (Ke), Lindet skov (Li), Frederiksborg skov (Fr) og Anholt (An) i 2009. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier, 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 diffusion-sopsamlere til bestemmelse af langtidsmidler (1 måned) af ammoniak-koncentrationen (beskrevet i fokuspunkt 2, *Ellermann et al., 2009*). Placeringen af stationerne fremgår af Figur 2.9. I 2009 blev der etableret fire nye stationer, mens fire af stationerne fra målenettet 2007-2008 blev nedlagt. Stationerne Holmkær (ved Limfjorden), Ulvholm (Østjylland), Helm Polde (i Sønderjylland) samt Ulvshale (på Møn) blev lukket. I stedet blev der oprettet fire stationer på arealer med sure overdrev. Det er stationerne Nymølle Bæk i Nordjylland, Langdal i Østjylland, Åtte Bjerger i Sønderjylland og Knurrevang i Sydvestsjælland. De fire nye stationer er dels oprettet med henblik på at skaffe viden om koncentrationsniveauer og depositionsbelastning i.f.t. naturtypen, som er kvælstoffølsom, dels for at skaffe viden om koncentrationsniveauer i områder tæt på marker i.f.t. validering af OML-DEP modellen (jf. afsnit 2.8).

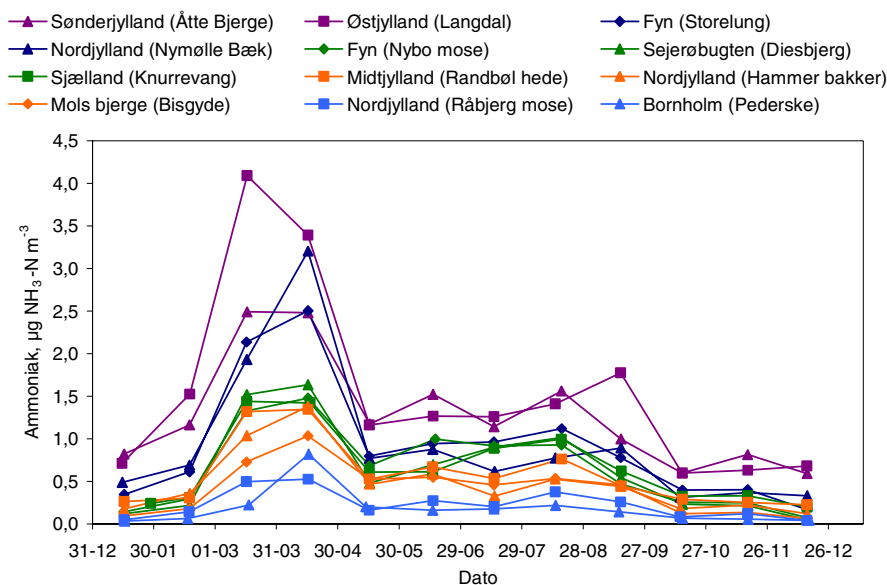


**Figur 2.9** Den geografiske placering af stationer, hvor der måles koncentrationer af ammoniak. De "faste" stationer indgår i baggrundsovervågningen (afsnit 1.1) og i målenettet beskrevet i afsnit 2.6, hvor også naturstationerne Idom - og Hjelm Hede samt Hansted Reservatet og Lille Vildmose indgår. Naturtyperne fremgår af tabel 2.3.

Målingerne fra 2009 ses på figur 2.10. Stationerne har et forholdsvis ensartet mønster, omend koncentrationsniveauerne er forskellige. De højeste koncentrationer ses i foråret (perioden d. 15.03. til d. 15.05.) på alle stationer. Derefter ses et mere eller mindre varierende niveau hen over sommeren og fra d. 15.10. begynder koncentrationerne at falde på de fleste stationer. Langdal har en lille koncentrationsstigning i det tidlige efterår (d. 15.9.-15.10.). De to stationer Åtte Bjerger og Langdal, står begge på overdrev, der ligger midt i et landbrugsområde med marker omkring. Disse stationer viser også de højeste koncentrationsniveauer. Årsmiddelværdierne ligger på h.h.v. 1,3 og 1,5  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  (jf. bilag 1). Overdrevsstationen ved Nymølle Bæk i Nordjylland og Storelung på Fyn (højmose) viser også høje koncentrationsniveauer (årsmiddel på 0,93  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ ) og begge er stationer beliggende i områder med høj landbrugsaktivitet. Knurrevang er en overdrevstation syd for Tystrup sø (Sydvestsjælland) og denne station er eksponeret fra marker mod øst, mens der mod vest og sydvest er overdrev og skovarealer. Denne station

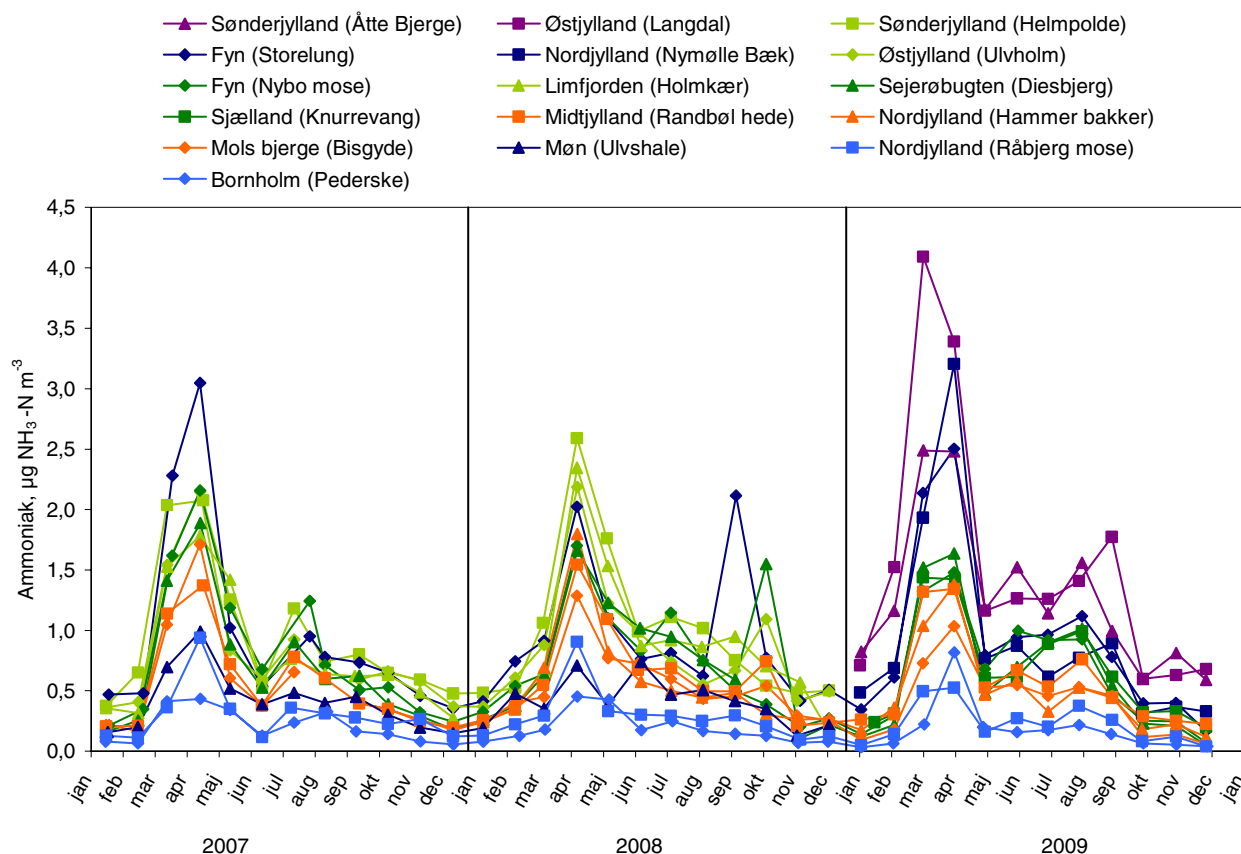


viser koncentrationsniveauer meget lig Diesbjerg, der ligger i Sejerøbugten samt Nybo mose på Fyn (årsmiddel 0,63-0,68  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ ). Bisgyde, Hammer Bakker og Randbøl Hede ligger på en årsmiddelværdi på 0,41-0,57  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ . Pedersker på Bornholm og Råbjerg mose i Nordjylland har de laveste koncentrationsniveauer (0,18-0,23  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ ), der som årsmiddel ligger på niveau med Anholt (jf. bilag 1).



**Figur 2.10** Koncentrationer af ammoniak i 2009 på en række stationer fordelt over landet. Målingerne er månedsmiddel (måler fra d.15. til d. 15. måneden efter) og markeret ved start d. 15. i måneden.

Figur 2.11 viser koncentrationsniveauerne målt i 2007, 2008 og 2009 på alle stationerne. Hvert år ses en markant forårstop og koncentrationerne topper på de fleste stationer i perioden fra midten af april til midten af maj. På stationerne Nybo mose, Bisgyde, Hammer Bakker og Råbjerg mose er forårstoppen 2009 lidt lavere end 2007 og/eller 2008. På Pedersker på Bornholm er 2009 forårsmaksimum højere end i 2007 og 2008. På de øvrige stationer (Diesbjerg, Storelung, Randbøl hede) er 2009 forårsmaksimum på niveau med 2007 og/eller 2008. Ses på årsmiddelkoncentrationer er niveauerne stort set ens de tre år, dog er niveauerne på Nybo mose, Bisgyde, Hammer Bakker og Råbjerg mose en anelse lavere i 2009, hvilket formentlig hænger sammen med, at forårsmaksimum også er lidt lavere i 2009 end de foregående år (jf. fig. 2.11). Det højere forårsmaksimum på Pedersker på Bornholm slår ikke igennem på årsmiddelværdien i.f.t. 2007 og 2008, formentlig fordi perioden kun strækker sig over én måned, hvor de forhøjede forårsværdier årene før strækker sig over et længere tidsrum (jf. fig. 2.11 og bilag 1).



**Figur 2.11** Koncentrationer af ammoniak på en række stationer fordelt over landet. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start, som er d. 15. i måneden.

## 2.7 Kampagnemålinger af ammoniak på Idom Hede

### Relevans

De naturlige/seminaturlige økosystemer er begrænset af de næringsstoffer, som jorden afgiver ved forvitring og mineralisering samt dem, der tilføres med atmosfæren. For en række stoffer, bl.a. kvælstof, er den atmosfæriske tilførsel af særlig betydning. Det er uønsket, at den atmosfæriske tilførsel af kvælstof overstiger de såkaldte tålegrænser, hvor økosystemet ikke længere kan bevare sin naturlige artssammensætning. For at få bedre information om afsætning af kvælstof til danske naturområder udføres derfor kampagnemålinger af fluksen af ammoniak på Idom Hede, som er den ene af 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 og april 2007. 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 forrige 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. I 2009 blev der gennemført målinger i september/oktober på Idom hede.

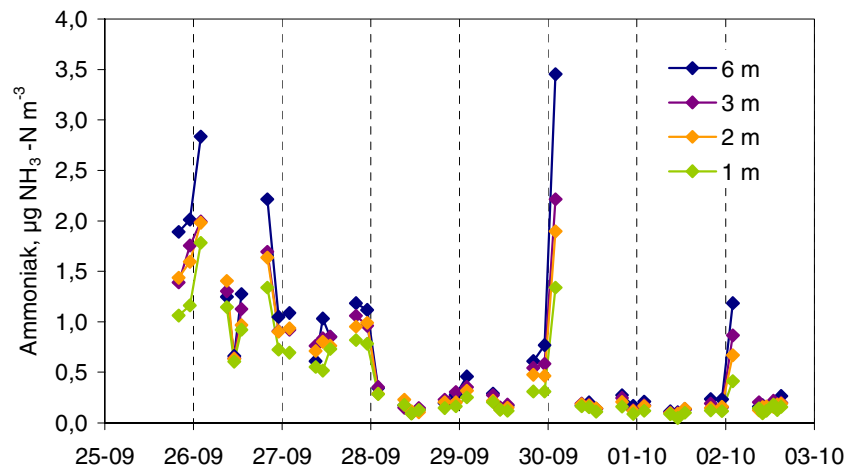
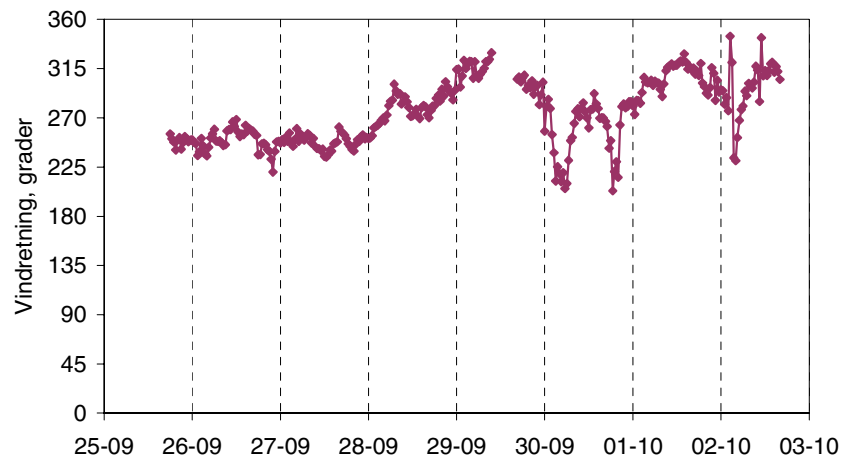
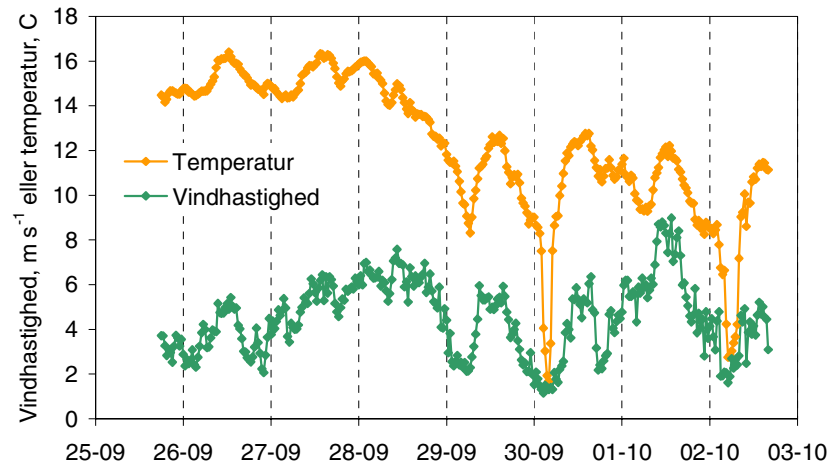
Fluksen af ammoniak estimeres ud fra målinger af den vertikale profil af ammoniakkoncentrationen. Når stof optages eller afgives fra overfladen opstår der en vertikal koncentrationsgradient over overfladen. Gradientens størrelse, kombineret med de meteorologiske forhold, giver et estimat for, hvor meget stof, der er afsat eller frigivet, og dermed fluksen 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. 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 september/oktober 2009

På figur 2.12 ses halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed samt vindretning i målekampagnen fra d. 25. september til d. 2. oktober. Der mangler data på vindretning d. 29. kl. 10 – 16 p.g.a. apparat-svigt. I løbet af målekampagnen blev der målt temperaturer fra 2 til  $16 \text{ }^\circ\text{C}$  med et middel på  $12 \text{ }^\circ\text{C}$ . I den første del af kampagnen (d. 25. til d. 29. om aftenen) lå temperaturen mellem  $13 \text{ og } 16 \text{ }^\circ\text{C}$  med en beskeden døgnvariation. Natten d. 28.-29. falder temperaturen til  $8 \text{ }^\circ\text{C}$  og herefter når dagtemperaturen de følgende dage op på mellem  $11 \text{ og } 13 \text{ }^\circ\text{C}$ , mens nattemperaturen d. 29.-30. samt d. 1.-2. når ned på h.h.v.  $2 \text{ og } 3 \text{ }^\circ\text{C}$ , hvor den om natten d. 30.-1. kun falder til  $9 \text{ }^\circ\text{C}$ . Vindhastigheden i måleperioden varierede fra et minimum på  $1 \text{ m s}^{-1}$  (om natten d. 30.) til et maksimum på  $9 \text{ m s}^{-1}$  (om dagen d. 1.). Generelt var vindhastigheden højest om dagen og faldt så mere eller mindre om natten. De største forskelle

mellem dag og nat følger de dage, hvor også temperaturforskellen er størst. De første to dage kom vinden fra vestsydvest (figur 2.12), hvorefter den drejede mere mod nordvest. Om natten d. 30. går vinden tilbage mod sydvest og drejer derefter mod vest om dagen, hvorefter den drejer mod sydvest igen. I løbet af den efterfølgende nat drejer vinden så tilbage mod vest og næste dag ender den i nordvest. Om aftenen d. 1. går vinden tilbage mod vest og sydvest, dog med nogen spredning, der formentlig hænger sammen med, at vindhastigheden også falder. Det var overvejende skyet frem til d. 28., hvorefter der var vekslende skydække og med nogle byger, særligt natten og morgen d. 30. til d. 1. og lidt d. 1. til d. 2.

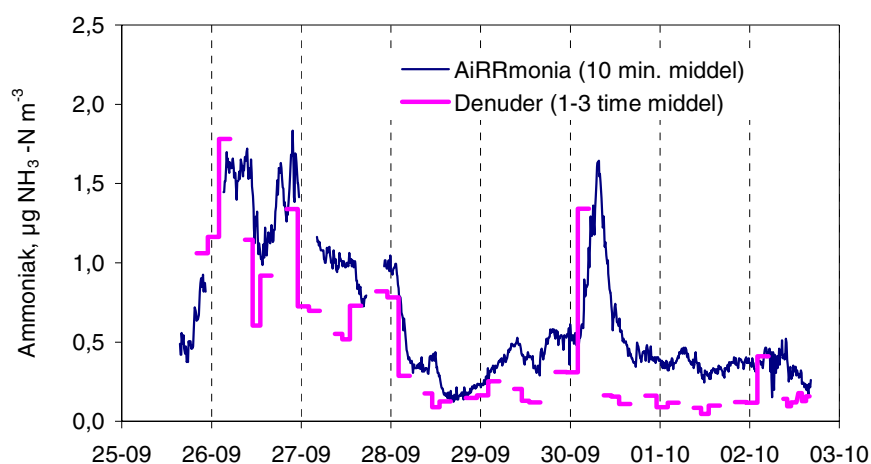
Figur 2.12 nederst viser gennemsnitskoncentrationen af ammoniak målt i de fire højder i kampagnen i september/oktober 2009. Denudermålingerne er fra 1, 2, 3 og 6 m's højde og er de målinger, der indgår i fluksberegningen. Der er målt i perioderne kl. 9-11, 11-13, 13-16 og 20-23, 23-2 og 2-5 (DNT), dog er målingerne d. 2. oktober 1-times middel. Der blev ikke målt i perioderne omkring solopgang (kl. 5-9) og solnedgang (kl. 16-20), jf. ovenstående. Der blev målt koncentrationsniveauer fra 0,10-2,2  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  med et gennemsnit på 0,57  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  (3 m's højde). Generelt ses højere koncentrationsniveauer om natten i forhold til om dagen. Der synes også at være et generelt skift i koncentrationsniveau, hvor dagniveauet generelt ligger lidt højere i perioden inden d. 28. for derefter at falde til et lavere niveau efter d. 28. Niveauskiftet sker samtidig med, at vindretningen skifter fra overvejende vestsydvest og derefter går mere mod nordvest. I umiddelbar nærhed af heden er der flere kilder mod vest og sydvest end der er mod nordvest. Natten og tidlig morgen d. 29.-30. ses høje koncentrationer og her går vinden tilbage mod sydvest og løjer også en del af. D. 2. om natten ses også en forøgelse i koncentrationsniveauet samtidig med, at vindhastigheden falder og vindretningen drejer mod sydvest. Det ses, at de høje koncentrationer om natten også er de perioder, hvor der er størst koncentrationsforskel mellem målehøjderne og de laveste vindhastigheder.



**Figur 2.12** Øverst er vist halvtimesmiddelværdier for temperatur og vindhastighed og i midten vindretningen på Idom Hede i målekampagnen i september/oktober 2009. Nederst ses den gennemsnitlige koncentration af ammoniak målt i 1, 2, 3 og 6 m's højde.

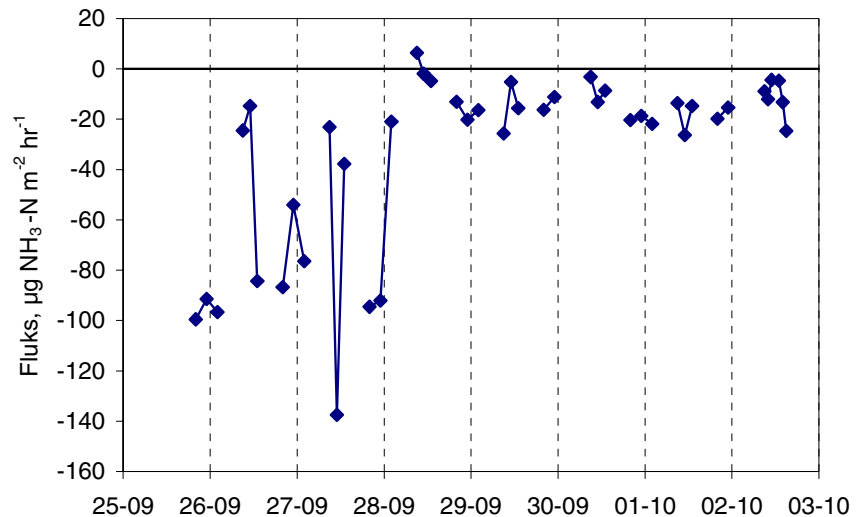
Figur 2.13 viser koncentrationen af ammoniak målt med to forskellige målemetoder i kampagnen i september/oktober 2009. Den udermålingen er fra 1 m's højde og er de målinger, der indgår i fluksmålingen. Den anden målemetode, "AiRRmonia", måler 10-minutters middelværdier af koncentrationen. AiRRmonia-metoden er også en slags denuder,

hvor luftens ammoniak diffunderer over i en væske, som efterfølgende automatisk analyseres for ammoniumindhold. Således leverer apparatet et resultat, mens man er på lokaliteten, hvor den anden denudermetode kræver en manuel ekstraktion af prøveopsamleren og en efterfølgende analyse i laboratoriet. AiRRmonia'ens indløb er i en højde på 0,5 m over jorden. De to målemetoder viser generelt det samme koncentrationsmønster, men i en del dagperioder (d. 26. kl. 11-13, d. 27, d. 29.-d.2.) samt natten d. 30.-1., når AiRRmonia'en ikke ned på de samme koncentrationsniveauer som denudermålingen viser. Det gør den derimod d. 28. om dagen samt sidst på dagen d. 2. Der er erfaring for, at AiRRmonia'en har en vis forsinkelse i respons ved større koncentrationsskift, og det kan være, at dette er forklaringen på de dage, hvor de lave niveauer ikke nås.



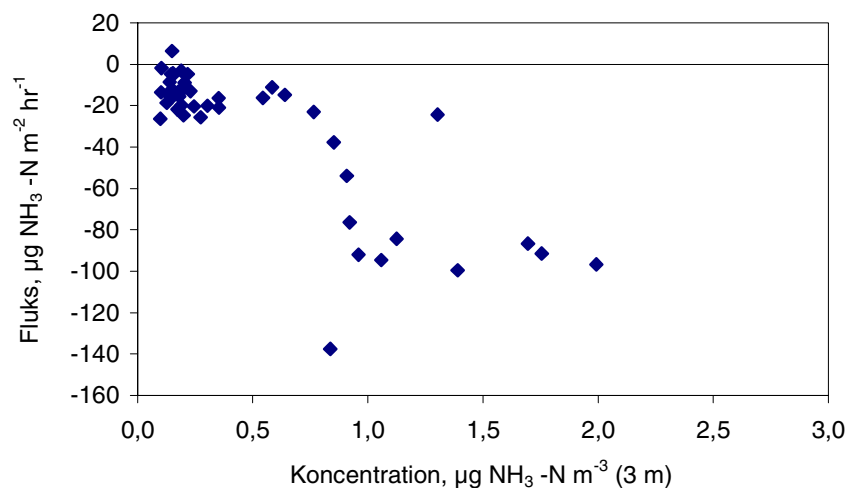
**Figur 2.13** Ammoniakkoncentrationen målt med to forskellige målemetoder (se tekst) i målekampagnen. "AiRRmonia"-metoden giver 10-minutters middelværdier, mens de andre målinger er denudermålinger med midlingstider fra en til tre timer (1 m's højde).

Figur 2.14 viser fluksene, der er estimeret på baggrund af målte koncentrationsprofiler og meteorologiske parametre i perioden i september/oktober 2009. Fluksene er angivet som mængde pr. m<sup>2</sup> pr. time. Der er én observation med emission, men ellers var der deposition i resten af perioden. De største flukse ses i de første dage af målekampagnen, hvor også koncentrationen er højest. Nattemålingerne d. 30. og d. 2. har også perioder med høje koncentrationer, men i disse perioder kan fluksen ikke estimeres p.g.a. meget lave vindhastigheder (friktionshastigheden når under 0,08 m s<sup>-1</sup>, jf. ovenstående). Fluksene varierer mellem +6 og -138 µg NH<sub>3</sub>-N m<sup>-2</sup> hr<sup>-1</sup>. Omregnet til flukse pr. år svarer disse tal til en variation mellem en emission på 0,6 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og en deposition på 12 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Der er målt flukse i 99 timer i perioden og i gennemsnit svarer målingerne til en årsdeposition på 3 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.



**Figur 2.14** Estimeret fluks af ammoniak for målekampagnen i september/oktober 2009. Fluxen er angivet som gennemsnitsfluxen pr. time ved starttidspunktet.

Figur 2.15 viser fluxen af ammoniak i målekampagnen i september/oktober 2009 som funktion af koncentrationen (3 m). Der ses sammenhæng mellem flux og koncentration, dog ses de højeste flukse at følge de høje koncentrationer af ammoniak ( $> \text{ca. } 1 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ ).

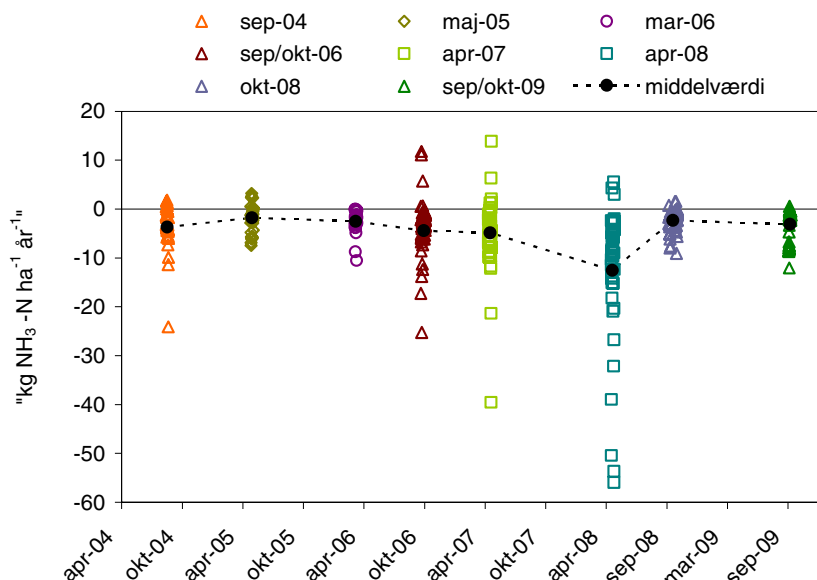


**Figur 2.15** Fluxen af ammoniak i målekampagnen i september/oktober 2009 som funktion af koncentrationen (målt i 3 m's højde).

### Flukse 2004 til 2009

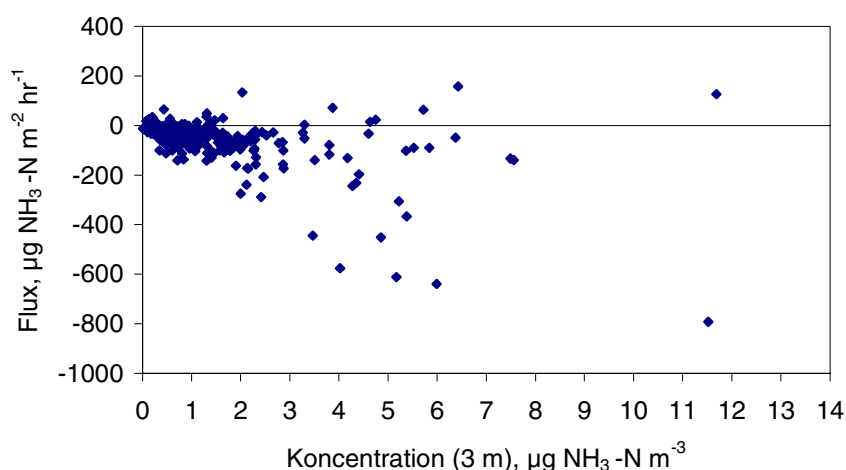
Figur 2.16 viser de målte flukse fra målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006, april 2007, april og oktober 2008 samt september/oktober 2009. Der er udeladt en værdi på  $69 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  i september/oktober 2006. Fluxene er vist i enheden " $\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ", selvom hovedparten af fluxene er målt over tre timer og fluxene ikke er repræsentative for et år. 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 nattemålinger i perioder med meget lave vindhastigheder må kasseres, fordi fluxmetodens forudsætninger ikke holder. Alt andet lige betyder de meget lave vindhastigheder også små flukse. Det ses, at der er stor variation i fluxen i alle målekampagner, især i september/oktober 2006 og april 2007

og 2008. Der ses nogle emissionsflukse, færrest i målekampagnen i marts 2006, oktober 2008 og september/oktober 2009. Middelværdien af flukse-  
sene er plottet ind for hver målekampagne, selvom de ikke er repræsen-  
tative for et år og skal tages med forbehold. Værdierne varierer fra en  
deposition på 1,8 til 12,6 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, lavest i maj 2005 og højest i  
april 2008.



**Figur 2.16** viser de målte flukse fra målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006, april 2007, april og oktober 2008 og september/oktober 2009. 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 flukse-  
ne er målt over tre timer. I april 2008 blev der hovedsagligt målt over 1-3 timer i dagtimerne. Middelværdien for hver må-  
lekampagne er angivet.

Figur 2.17 viser fluksen af ammoniak i alle målekampagnerne afbildet som funktion af koncentrationen af ammoniak (målt i 3 m's højde). Der ses ikke nogen entydig sammenhæng mellem fluks og koncentration.

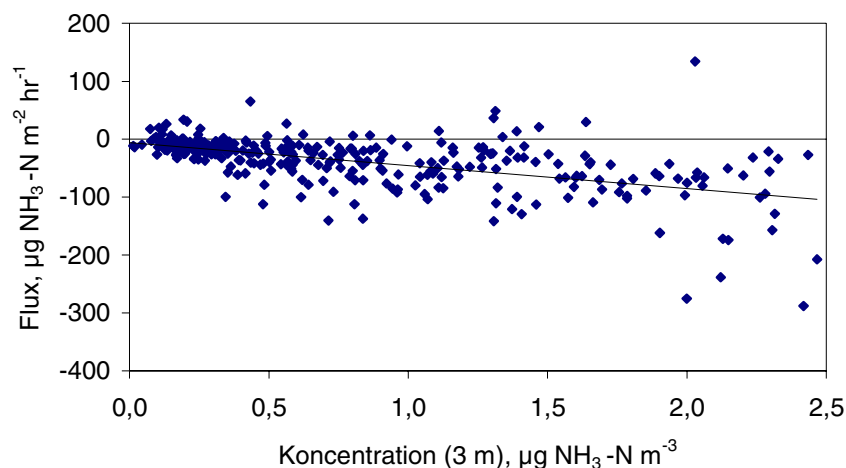


**Figur 2.17** Fluks af ammoniak i alle målekampagner afbildet som funktion af koncentrationen (målt i 3 m's højde).

Figur 2.18 viser fluksmålingerne mod koncentrationen for alle de måle-  
perioder i løbet af kampagnerne, hvor koncentrationen af ammoniak  
(målt i 3 m's højde) ligger under 2,5 µg NH<sub>3</sub>-N m<sup>-3</sup> (89% af observatio-  
nerne). Det ses, at fluksene har en stor spredning, men at "skyen" af må-



linger 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 opnået med modelberegningerne for Idom Hede fås en værdi på  $0,7 \text{ cm s}^{-1}$  for 2007,  $0,9 \text{ cm s}^{-1}$  for 2008 og  $0,9 \text{ cm s}^{-1}$  for 2009. Selvom usikkerhederne er store, tyder det på en vis overensstemmelse mellem de målte og modelerede depositionshastigheder.



**Figur 2.18** Fluks af ammoniak i målekampagnerne september 2004, maj 2005, marts og september/oktober 2006, april 2007, april og oktober 2008 samt september/oktober 2009, 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 2009 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 107 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).

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 ammoniak koncentrationer ved flere naturområder i det tidligere Ringkøbing Amt (Andersen *et al.* 2008). I 2009 fik den regionale model DEHM en bedre vertikal opløsning, idet antallet af lag blev øget fra 21 til 29.

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 på randen af OML-DEPs beregningsområde. Disse beregninger inkluderer kilderne udenfor beregningsområdet, og denne baggrundskoncentration indlæses løbende i OML-DEP modellen. OML-DEP beregner koncentration af ammoniak, der stammer fra emission fra de lokale landbrug indenfor beregningsområdet samt bidraget fra baggrundskoncentrationen. Tørdeposition af ammoniak beregnes således ud fra kilderne både i og udenfor beregningsområdet. Deposition af de langtransporterede kvælstofkomponenter beregnes med DEHM. Dette drejer sig om tørdeposition af kvælstof og partikelbundet kvælstof samt våddeposition af kvælstof.

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data for 2009 udtrukket fra den meteorologiske model MM5v3 (Grell *et al.* 1995). Emissionsdata på lokal-skala er for år 2008 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 107 naturområder ses i tabel 2.3, hvor også naturtypen er angivet. Blandt de 107 områder indgår også de 26 områder, som indgår i beregningerne for 2008. Udover den samle-

de kvælstofdeposition angives også tørdeposition af ammoniak, som hovedsageligt kommer fra de lokale landbrug samt den øvrige tørdeposition og våddeposition af kvælstof. Lokalteterne er grupperet således, at DMU's målestationer listes først og dernæst lokaliteterne opdelt efter naturtype. Indenfor hver naturtype er lokaliteten sorteret efter størrelsen af den totale deposition. Bredde- og længdegrad for lokaliteten er også angivet.

Det deponerede kvælstof fra ammoniak alene varierer mellem ca. 0,5 og 6 kg N/ha i 2009. 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 26 kg N/ha. Tallene i tabellen angiver depositionen beregnet til selve naturtypen, hvilket fx giver den høje deposition til naturområder med skov, som har den højeste overfladeruhed.

**Tabel 2.3** Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2009 med DAMOS systemet. 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 depositionen er beregnet med decimaltal fra de tre bidrag og derefter afrundet.

Lokalitet	Bredde-grad	Længde-grad	Naturtype	NH <sub>3</sub> -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Anholt	56,717	11,521	Græs	0,5	4	5	9
Frederiksborg	55,956	12,352	Nåleskov	1	8	7	15
Keldsnor	54,747	10,737	Landbrug	2	3	7	11
Lindet	55,142	8,885	Nåleskov	5	9	10	24
Tange	56,353	9,602	Løvskov	3	10	7	21
Ulborg	56,290	8,428	Nåleskov	3	8	8	19
Sorø	55,436	11,573	Løvskov (9130)	2	11	6	20
Kås Skov	56,624	8,686	Løvskov (9130)	3	11	7	22
Maribo Søerne	54,746	11,580	Løvskov (9130)	2	12	7	22
Møns Klint	54,998	12,527	Løvskov (9130)	2	16	6	24
Tisvilde Hegn	56,042	12,079	Stilkeke-krat (9190)	1	11	6	18
Hald Ege	56,399	9,363	Stilkeke-krat (9190)	3	10	7	20
Dollerup	56,370	9,314	Stilkeke-krat (9190)	4	11	7	21
Dokkedal	56,914	10,258	Stilkeke-krat (9190)	2	13	7	22
Mols Bjerger	56,218	10,550	Stilkeke-krat (9190)	2	14	7	23
Livø	56,893	9,081	Stilkeke-krat (9190)	2	14	7	23
Kovtrup Skov	55,908	9,403	Stilkeke-krat (9190)	4	11	8	23
Skivum Nørrekrat	56,881	9,592	Stilkeke-krat (9190)	5	11	9	24
Favrholt	57,437	10,419	Stilkeke-krat (9190)	6	12	8	26
Tornby klit	57,547	9,897	Klit (2140/2130)	1	2	6	10
Ulvshale	55,040	12,265	Kystklit (2250)	1	3	6	10
Hansted	57,051	8,560	Kystklit (2130)	1	2	7	10
Husby Klit	56,293	8,132	Kystklit (2130)	1	3	7	11
Ulvsholm	56,598	10,030	Rigkær (7220, 7230)	2	2	8	12
Holmkær	57,021	9,054	Strandeng (1330)	2	2	7	11
Råbjerg Mose	57,554	10,359	Hængesæk (7140)	2	2	8	11
Lønborg Hede	55,870	8,427	Hede (4010, 4030)	2	2	8	12
Helm Polde	55,169	8,931	Hede (4010, 4030)	3	2	10	15
Paradisbakkerne	55,096	15,084	Hede, tør (4030)	2	2	6	9
Tegners Museumspark	56,085	12,404	Hede, tør (4030)	1	2	6	10
Diesebjerg	55,826	11,430	Hede, tør (4030)	1	2	6	10
Raghammer	55,014	14,945	Hede, tør (4030)	2	3	6	10
Ulvshale Hede	55,040	12,270	Hede, tør (4030)	1	3	6	10
Ovstrup Hede	56,247	8,931	Hede, tør (4030)	2	2	7	11
Hjelm Hede	56,487	8,911	Hede, tør (4030)	2	2	7	11
Vrads/Bavnhede	56,046	9,435	Hede, tør (4030)	2	2	8	11
Ulvemose V II	56,019	9,152	Hede, tør (4030)	2	2	8	11
Harrild hede	56,027	9,159	Hede, tør (4030)	2	2	8	11
Borris Hede	55,919	8,627	Hede, tør (4030)	2	2	8	12
Hammer Bakker	57,129	10,038	Hede, tør (4030)	2	2	9	12
Rørbæk Sø NØ	55,936	9,393	Hede, tør (4030)	2	2	8	12
Randbøl Hede	55,663	9,117	Hede, tør (4030)	2	2	8	12
Idom Hede	56,315	8,483	Hede, tør (4030)	2	2	8	13
Kongenshus NØ	56,384	9,162	Hede, tør (4030)	4	2	7	13
Karlsgårde Sø	55,644	8,594	Hede, tør (4030)	3	2	8	14
Tømmerby Kær	57,078	8,948	Hede, våd (4010)	1	2	7	11
Vrads Sande	56,049	9,439	Hede, våd (4010)	1	2	8	11
Glømbak	57,028	9,043	Hede, våd (4010)	2	2	8	11
Ulvemose V	56,017	9,146	Hede, våd (4010)	2	2	8	11
Råbjerg Mose	57,537	10,344	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
Marbæk Hede	55,555	8,330	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
Nørholm Hede	55,680	8,626	Hede, våd (4010)	3	2	9	13

Tabel 2.3 fortsat

Lokalitet	Breddegrad	Længdegrad	Naturtype	NH <sub>3</sub> -N tørdeposition	Øvrige tørdeposition	Våddeposition	Totaldeposition
Skidendam	56,054	12,550	Højmose (7110)	1	2	7	9
Holmegårds Mose	55,296	11,801	Højmose (7110)	1	2	7	10
Lille Vildmose	56,867	10,173	Højmose (7110)	1	2	7	11
Tofte Mose	56,846	10,178	Højmose (7110)	1	2	7	11
Stenholt	56,208	9,366	Højmose (7110)	2	2	7	11
Hjarbæk	56,521	9,326	Højmose (7110)	2	2	7	11
Sandelsbjerg St. Vildm.	57,222	9,772	Højmose (7110)	2	2	8	12
Nybo Mose	55,133	10,369	Højmose (7110)	2	2	9	13
Storelung	55,255	10,256	Højmose (7110)	3	2	8	13
Svanemosen	55,433	9,429	Højmose (7110)	3	2	9	14
Holm Mose	54,965	9,402	Højmose (7110)	3	2	10	15
Draved C og V	55,015	8,938	Højmose (7110)	3	2	11	16
Grævingehøj	55,938	12,031	Overdrev, kalkrige (6120)	1	2	6	9
Vindekilde	55,734	10,893	Overdrev, kalkrige (6120)	1	3	6	10
Kobberhage	56,180	10,738	Overdrev, kalkrige (6120)	1	3	7	10
Timeglasklinten	55,728	10,977	Overdrev, kalkrige (6120)	1	3	6	11
Asmindøre Hage	55,945	10,533	Overdrev, kalkrige (6120)	2	3	6	11
Ristinge Klint	54,828	10,612	Overdrev, kalkrige (6120)	2	2	7	12
Kyndby Bakker	55,814	11,894	Overdrev, kalkrige (6210)	1	2	6	10
Ejby Ådal	55,703	11,844	Overdrev, kalkrige (6210)	2	2	6	10
Jydelejet	54,985	12,533	Overdrev, kalkrige (6210)	1	3	6	10
Høvblege	54,964	12,509	Overdrev, kalkrige (6210)	1	3	6	10
Hanstholmknuden S	57,113	8,595	Overdrev, kalkrige (6210)	1	2	7	10
Mejlø	55,590	10,616	Overdrev, kalkrige (6210)	1	3	7	11
Hellesklint	55,730	10,908	Overdrev, kalkrige (6210)	2	3	6	11
Møgelskår	55,950	10,532	Overdrev, kalkrige (6210)	2	3	6	11
Fejrup Klint	56,133	10,486	Overdrev, kalkrige (6210)	1	3	7	11
Åmølle	56,683	10,090	Overdrev, kalkrige (6210)	2	2	8	11
Ugleenge	55,052	14,912	Overdrev, kalkrige (6210)	3	3	6	12
Hedegårde	56,709	9,977	Overdrev, kalkrige (6210)	3	2	8	13
Nørre Hvidbjerg	56,669	8,515	Overdrev, kalkrige (6210)	3	2	7	13
Skindbjerglund	56,882	9,905	Overdrev, kalkrige (6210)	3	2	8	13
Voderup Klint	54,862	10,339	Overdrev, kalkrige (6210)	3	2	8	14
Bygholm Å	55,870	9,731	Overdrev, kalkrige (6210)	4	2	8	14
Jægersborg Dyrehave	55,789	12,570	Overdrev, sure (6230)	1	2	7	10
Ryegård Dyrehave	55,676	11,845	Overdrev, sure (6230)	1	2	6	10
Rævebjerg	55,802	11,389	Overdrev, sure (6230)	1	2	6	10
Ordrup Næs	55,841	11,367	Overdrev, sure (6230)	1	3	6	10
Rundebakke	55,919	12,048	Overdrev, sure (6230)	1	2	6	10
Diesebjerg	55,824	11,431	Overdrev, sure (6230)	1	2	6	10
Knurrevang	55,323	11,620	Overdrev, sure (6230)	2	2	6	10
Bisgyde	56,226	10,541	Overdrev, sure (6230)	1	2	7	11
Fandens hul, Mols	56,202	10,535	Overdrev, sure (6230)	1	2	7	11
klægbjerg	56,102	10,529	Overdrev, sure (6230)	1	3	7	11
Bryrup	56,461	9,180	Overdrev, sure (6230)	3	2	7	11
Stubbergård sø	56,446	8,903	Overdrev, sure (6230)	3	2	7	12
Tostrup	56,723	9,976	Overdrev, sure (6230)	3	2	8	13
Tågelund	55,627	9,261	Overdrev, sure (6230)	2	2	8	13
Rødme Svinehaver	55,101	10,500	Overdrev, sure (6230)	2	2	9	13
Skjern Å	55,962	8,689	Overdrev, sure (6230)	3	2	8	13
Skibtved	57,387	10,470	Overdrev, sure (6230)	3	2	8	13
Langdal	56,561	10,104	Overdrev, sure (6233)	4	2	8	13
Nymølle Bæk	57,300	10,227	Overdrev, sure (6232)	3	2	9	14
Åtte Bjerger	55,454	8,975	Overdrev, sure (6231)	3	2	10	15
Bjergskov	54,960	9,453	Overdrev, sure (6230)	4	2	10	16

Et eksempel på hvordan den lokale tørdeposition af ammoniak varierer geografisk ses i figur 2.19. Her er den beregnede fordeling af ammoniakdepositionen i området i det nordlige Vendsyssel angivet for 2009. Centralt i området ses Råbjerg Mose samlet at modtage ca. 1,5-2 kg N/ha fra

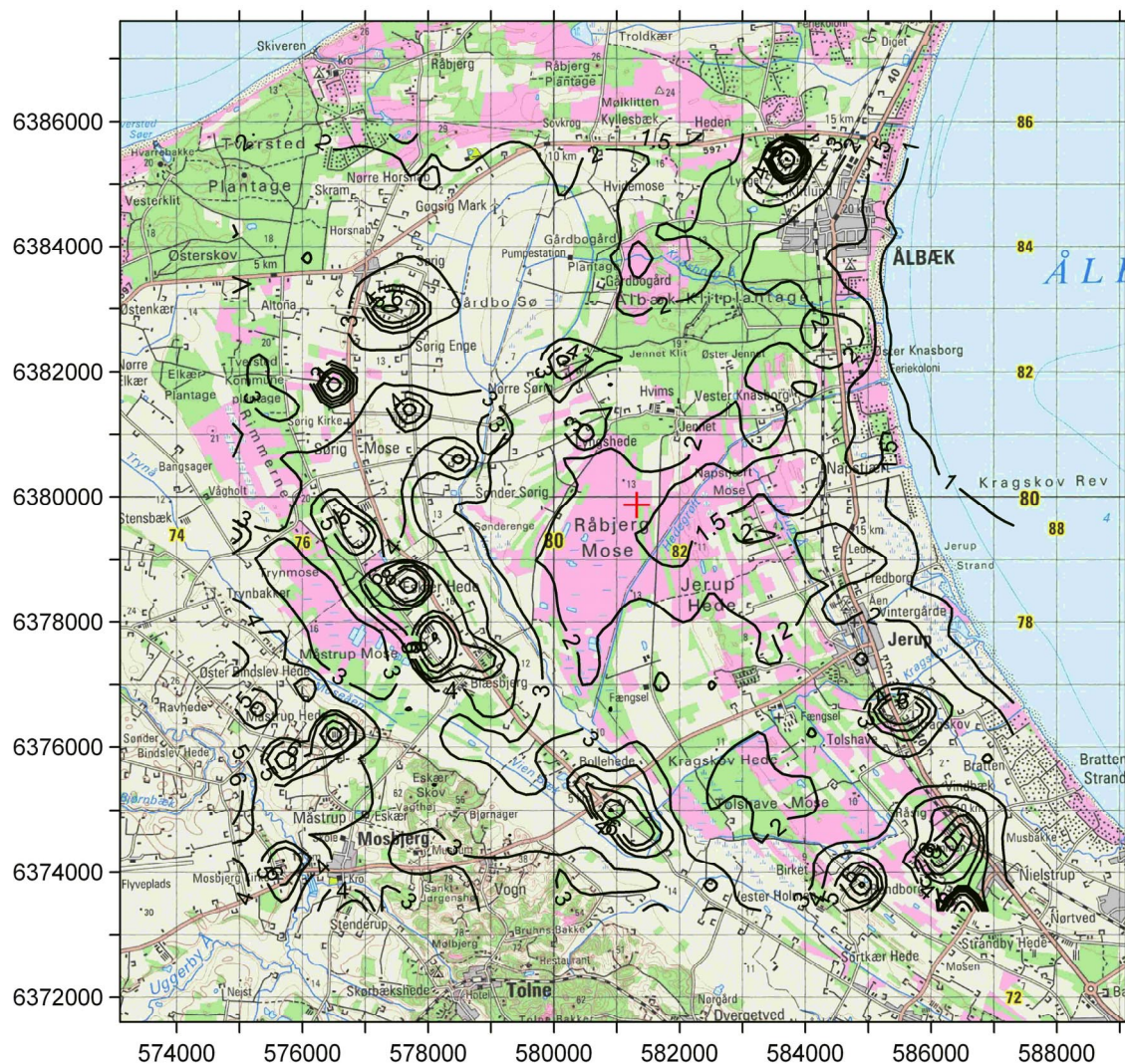
både lokale og ikke-lokale ammoniakkloder. Der ses flere lokale maksima i området, som er beliggende ved punktkilder. Størrelsen af disse maksima kan dog kun i nogen grad sammenlignes, da niveauet er meget afhængigt af kildens afstand til modellens beregningspunkter, som ligger i et gitter med 400 meters afstand mellem gitterpunkterne i beregningsnettet. Der er et overordnet fald i depositionen fra vest mod øst. Det skyldes, at der er relativt mange kilder umiddelbart mod vest og ingen bidrag fra Ålbæk Bugt mod øst. I større afstand fra lokale kilder ses depositionen, som forventet, at følge overflades ruhed med størst deposition i områderne med skov og lavest til havet. Den laveste årlige deposition af ammoniak på ca. 1 kg N/ha ses ved kysten. Tilsvarende kort for de øvrige lokaliteter angivet i tabellen kan findes på DMUs hjemmeside (se links).

For 2008 blev beregnet depositionen til 26 lokaliteter, der også indgår i tabellerne for 2009. I 2009 er ændringerne i tørdepositionen af ammoniak for disse 26 lokaliteter i gennemsnit nul og ændringerne på de enkelte lokaliteter er stort set alle mindre end  $\pm 0,2$  kg N/ha. En direkte sammenligning med tabellen for 2008 viser dog forskelle på  $\pm 1$  kg N/ha, hvilket skyldes afrunding i tabellerne. Øvrig tørdeposition er for de 7 skovlokaliteter øget med ca.  $\frac{1}{2}$  kg N/ha, og de resterende stationer er stort set uændret i forhold til 2008. Våddepositionen for de 26 lokaliteter er i gennemsnit 0,5 kg N/ha større end i 2008, hvilket kan skyldes normale variationer i nedbørmængderne.

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 meget store depositionsværdier.



## Råbjerg Mose (kg NH<sub>3</sub>-N/ha)



**Figur 2.19** Den beregnede geografiske variation i 2009 af tørdeponeret ammoniak i et 16 km x 16 km område i det nordlige Vendsyssel. De anvendte niveaukurver er 1, 1,5, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 kg N/ha/år. Kurverne stopper 1600 m fra kanten af området, idet usikkerheden her er større. Depositionen er beregnet i et net af felter på 400 m x 400 m. Det røde kryds midt i kortet angiver punktet, hvor depositionen til Råbjerg Mose (naturområde: Hængesæk, 7140) 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/luftforureningsmodeller/deposition/natur/>

Information om naturområder i den terrestriske del af NOVANA:

<http://www.dmu.dk/myndighedsbetjening/overvaagning/fagdatacentre/fdc biodiversitet/>

Information om DMUs luftmålestationer kan fås på:

[http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maaling/5\\_maaleprogrammer/oversigtskort.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maaling/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 2009

#### 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 2009 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 2009 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 2008. 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 siden 1989.

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 2009 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 er derfor mindre udsat for 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 2009

#### 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

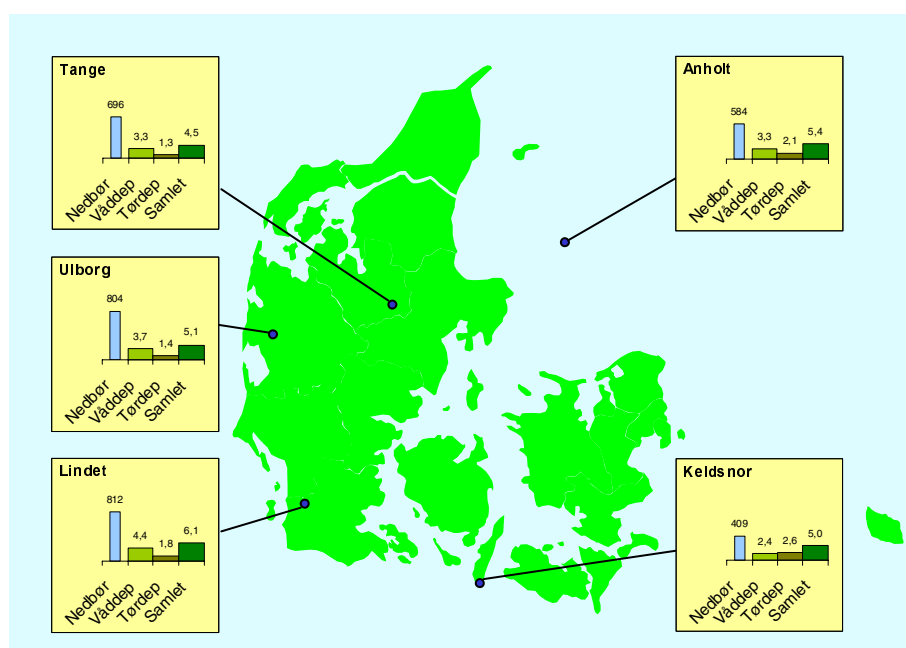
Resultaterne i 2009 fra de fem danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent svovl og svovl fra havsalt lå på 4,5-61 kgS/ha for deposition til land (figur 4.1). Dette er i gennemsnit for målestationerne ca. 15% lavere end i år 2007.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet og den mindste deposition ved 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. De relative høje tørafsætninger på Anholt og Keldsnor 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.

På landsplan svarede nedbørsmængden i 2009 stort set til gennemsnittet for perioden 1989-2009 (se afsnit 1.2), mens den i 2009 var ca. 6% lavere end 2008. Som gennemsnit for målestationerne blev der ligeledes målt et fald fra 2008 til 2009 (15%). Dette har givet en mindre våddeposition af svovl i 2009 set i forhold til 2008, hvilket forklarer det observerede fald i depositionerne ved målestationerne.

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 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 2009. 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

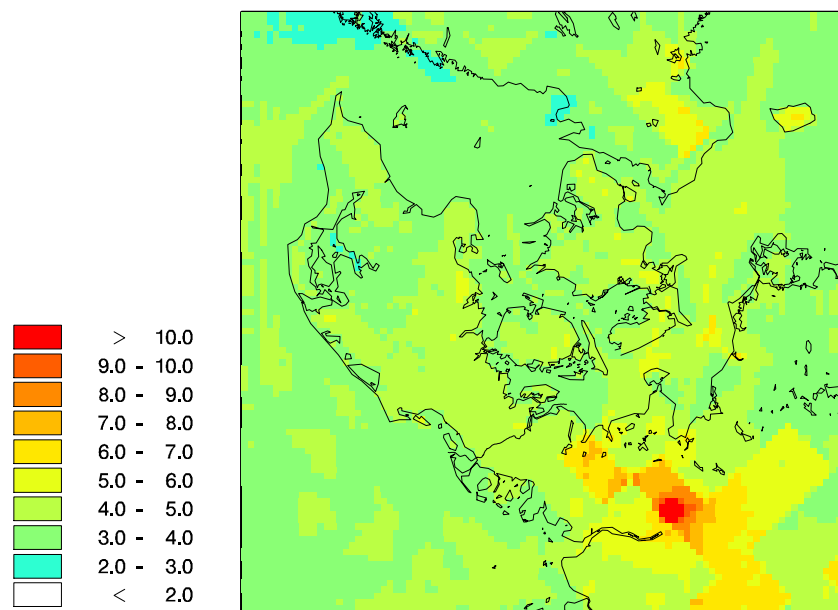
I Danmark og på Europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder svovl, end den kan tåle. I forbindelse med Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at beskytte habitatområderne mod væsentlige forringelser og forstyrrelser. Dette omfatter også eventuelle 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 2009 beregnet til 18.000 ton S, hvilket er ca. 13% højere end rapporteret for 2008. Den samlede deposition på danske landområder er ca. dobbelt så stort som den danske emission af svovl. Denne lå i 2008 på 9.800 ton S (*Nielsen et al. 2010*).

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 4,2 kgS/ha (figur 4.2 og tabel 4.1), hvilket svarer til ca. 0,6 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 10% af den samlede deposition. Størst dansk bidrag ses i Hovedstaden (11%) 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 2009. 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 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 2009 (se afsnit 1.1) og emissionsopgørelser for Danmark for år 2008 for  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{SO}_2$  (Nielsen *et al.* 2010), og for resten af Europa for år 2007 (EMEP 2010). 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 2009.

	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition	Areal
	1000 ton S	1000 ton S	1000 ton S	per areal kgS/ha	km <sup>2</sup>
Nordjylland	1,0	2,1	3,1	4,0	7908
Midtjylland	1,9	3,4	5,3	4,1	13094
Syddanmark	2,0	3,3	5,3	4,3	12130
Sjælland	1,4	1,8	3,2	4,4	7268
Hovedstaden	0,5	0,7	1,1	4,5	2568
Hele landet	6,8	11,3	18,1	4,2	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 forurende 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 forurende 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

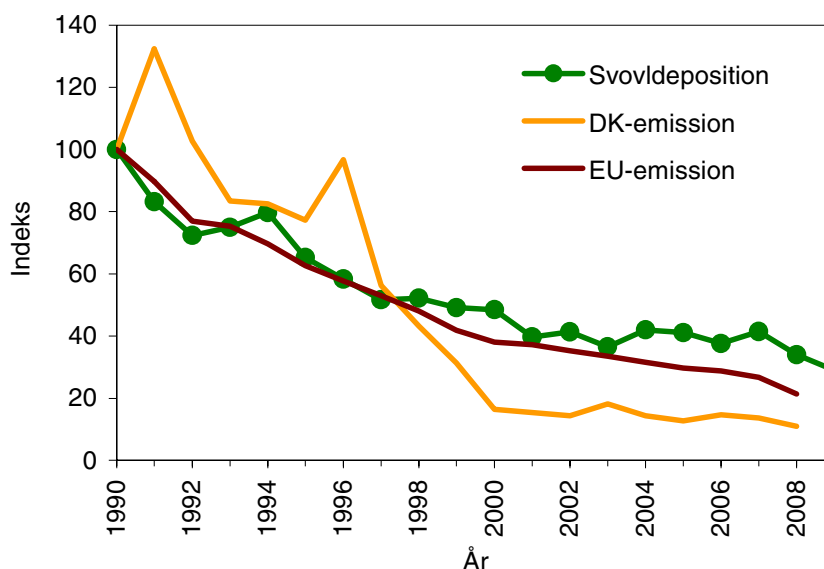
Figur 4.3 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra DMUs hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1989 er depositionen reduceret med ca. 70%. Det største fald er målt i perioden frem til 2000, hvorefter depositionen stort set har været på samme niveau indtil 2007, hvor der igen ses et mindre fald i depositionen. 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.

Udledningerne af svovl fra skibstrafik spiller også en stor rolle for deposition af svovl i Danmark og denne rolle er blevet relativt mere betydende, fordi de landbaserede kilder er blevet reguleret, mens reguleringen af udledningerne fra skibstrafik hidtil har været meget begrænset. Den Internationale Maritime Organisation har nu vedtaget reguleringer af udledningerne af svovl fra skibstrafik med en reduktion af svovl i brændstof fra omkring 2,7% før 2007 til 1,5% i 2007 gældende for Nordsøen og Østersøen, hvilket i denne sammenhæng dækker alle de danske farvande. Nedsættelse af svovlindholdet i 2007 kunne være medvirkende årsag til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2009, men der kræves en længere måleserie for at kunne fastlægge dette mere præcist.

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. 2010) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2010).

## 5 Tungmetaller

### 5.1 Tungmetaldeposition i 2009

#### 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 tungmetal-deposition 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; EC 2005) 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.

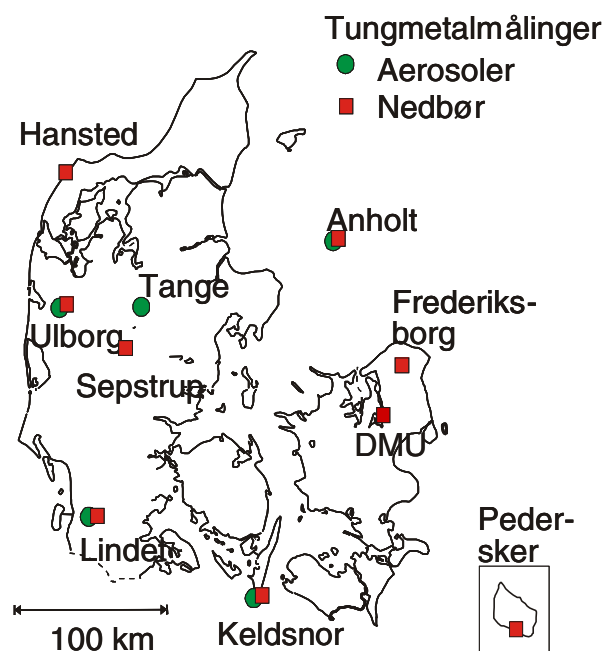
#### Tilstand og årsag

Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt gennem en årrække på de danske målestationer (figur 5.1). I 2009 er der også målt ved DMU, Roskilde, så der i alt er målinger fra ni stationer.

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





**Figur 5.1** Målestationer for tungmetaller i Danmark. Rød: våddeposition – grøn: partikelkoncentration.

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

En anden årsag til usikkerheden er, at estimerne baseres på beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor betydelig (op til  $\pm 80\%$ ). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10% til vand og 20-30% til land), således at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke slår fuldt igennem.

**Table 5.1** Årlig deposition estimeret fra målinger af bulk-opsamlet våddeposition på ni 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 2009. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2008 (Nielsen et al. 2010).

Deposition	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land µg/m <sup>2</sup>	Deposition til vand µg/m <sup>2</sup>	Landområder (43.000 km <sup>2</sup> ) ton/år	Indre farvande (31.500 km <sup>2</sup> ) ton/år	Danske kilder ton/år
Cr, chrom	126	119	5	4	1,12
Ni, nikkel	219	183	9	6	7,5
Cu, kobber	806	776	35	24	9,7
Zn, zink	5558	5329	239	168	28
As, arsen	98	89	4	3	0,43
Cd, cadmium	32	25	1	1	0,42
Pb, bly	821	753	35	24	8,2
Fe, jern	37243	35509	1601	1119	-

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

### Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

DMU's hjemmeside: <http://www.dmu.dk/Luft/Emissioner/>

Data rapporteret til EU's Miljøagentur:

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

WEBDAB (2010): [www.ceip.at/](http://www.ceip.at/)

## 5.2 Udviklingen i den atmosfæriske deposition og luftkoncentrationer

### Relevans

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

### Målsætning

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

### Udvikling og årsag

Udviklingen i luftens indhold af en række tungmetaller (målt på partikelform og som våddeposition) er i forbindelse med NOVANA og dets forløbere blevet målt siden 1989. Målingerne af luftens indhold af tungmetaller er endda startet op allerede i 1979, således at der i dag findes 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).

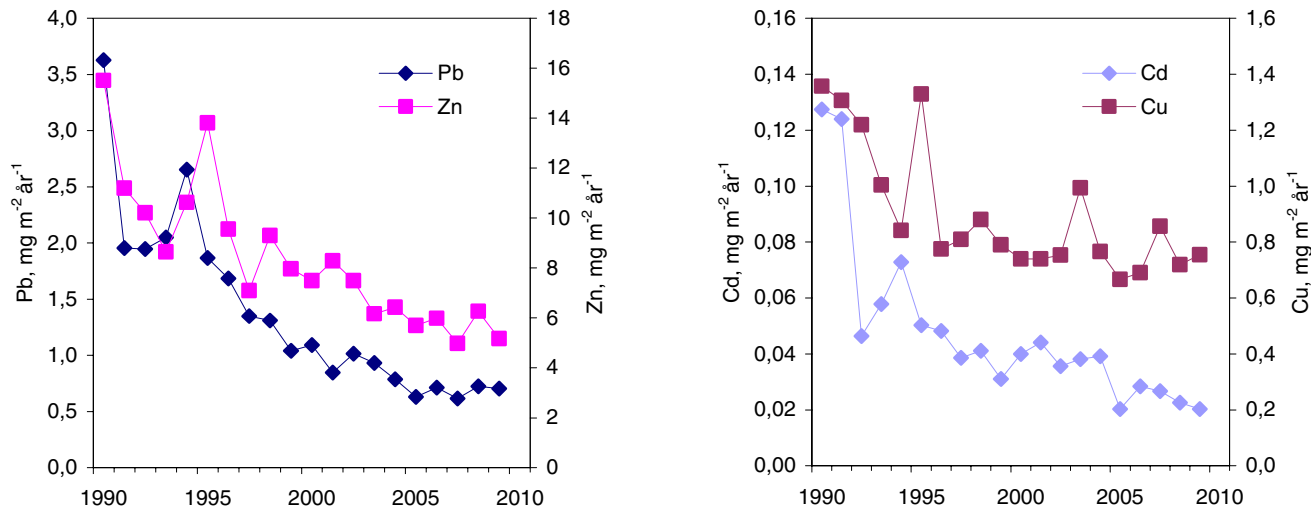
Variationen i depositionen fra år til år af et givent tungmetal afhænger af flere faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområder, der via den atmosfæriske transport, bidrager med tungmetalfald over Danmark. Denne emission har givetvis været for nedadgående de sidste 10 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 emissioner består af nationalt rapporteret værdier (*WEBDAB 2009*), suppleret med et skøn fra Østeuropa for perioden 1990-2000 (*Vestreg 2003*). Der er god overensstemmelse mellem faldet i emissionerne og såvel luftkoncentrationer som våddepositioner.

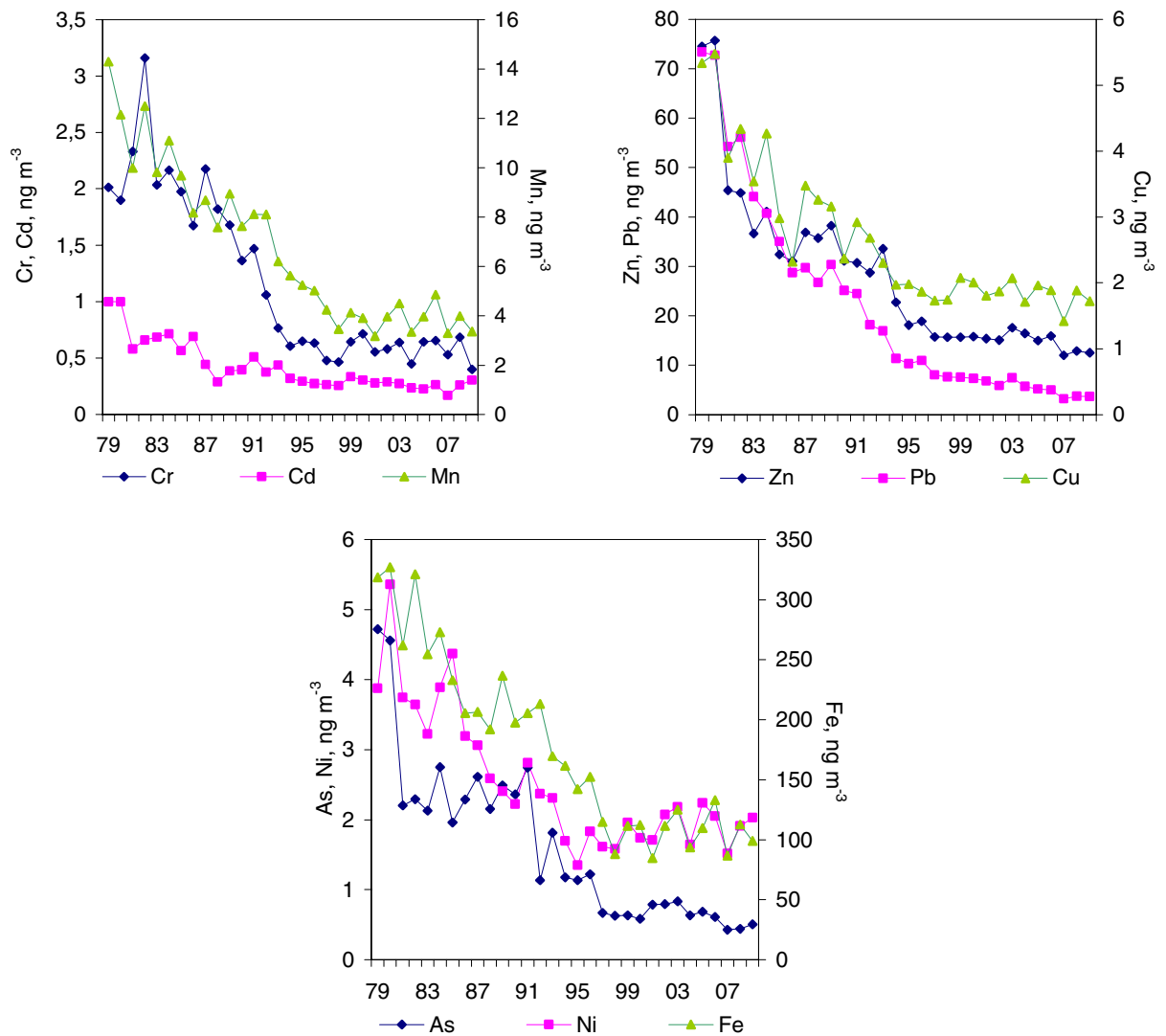
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i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

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

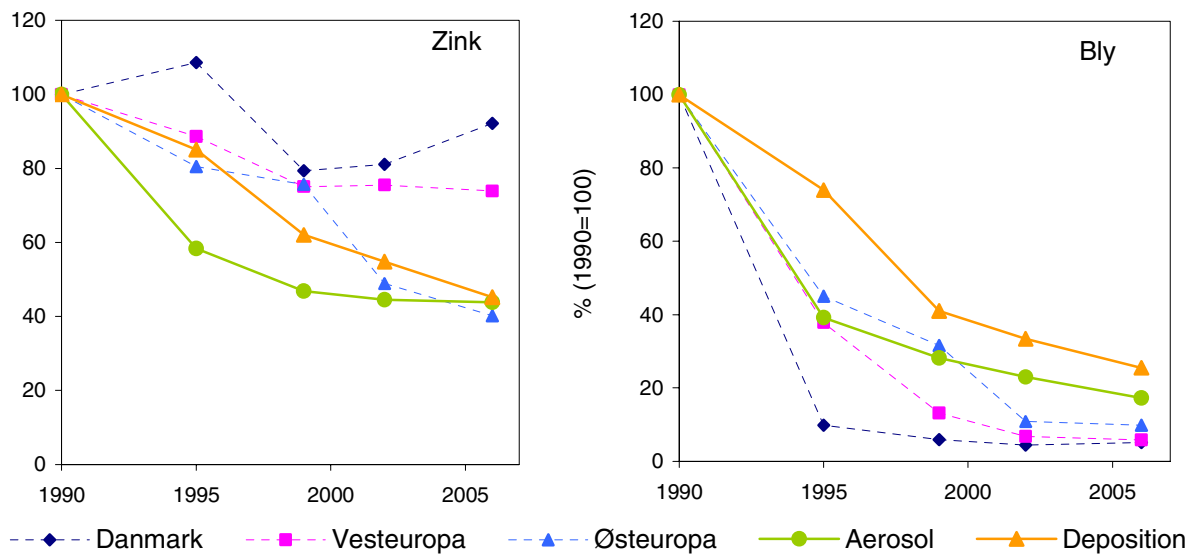
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje Cu deposition i 1995 (Figur 5.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne fra 2003 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 20 årig periode af 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 tungmetaller. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange.



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

## 6 Ozon

### 6.1 Ozon og vegetation

#### Relevans

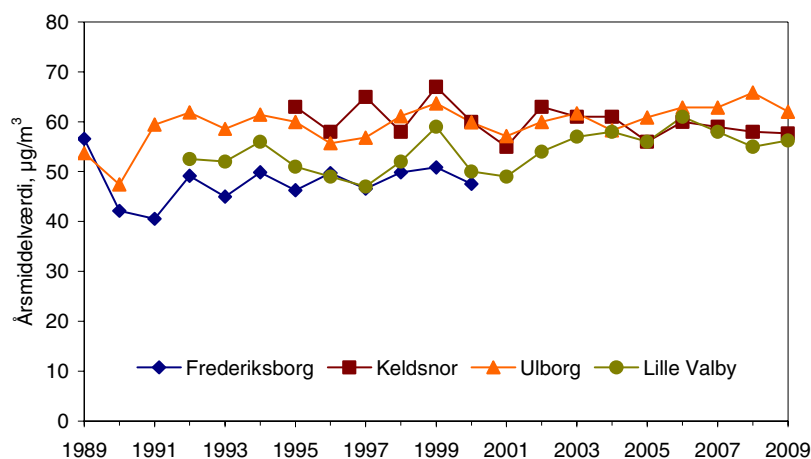
I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforurening, der ofte forekommer i koncentrationer, der har direkte toksisk virkning på planter. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan oxidere mange andre forbindelser i atmosfæren. Ozon reagerer også villigt med organiske forbindelser, bl.a. cellemembraner 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 2009 ligger årsgennemsnittet på 56-62 µg/m<sup>3</sup> (svarende til 28-31 ppbv), hvilket svarer til niveauet fra 2008. 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 2009 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 kvælstofilter, 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, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby. Målingerne på Keldsnor og Lille Valby er foretaget i forbindelse med LMP IV (Ellermann et al. 2010).

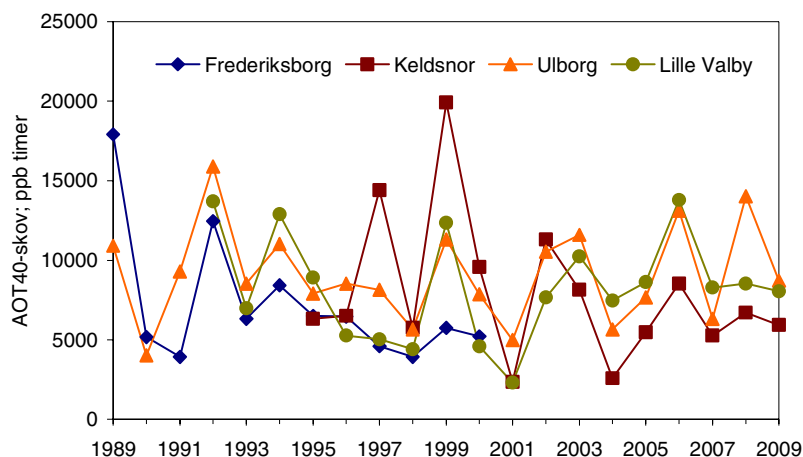
Figur 6.2 viser udviklingstendensen for AOT40-værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby. For Keldsnor og Lille Valbys vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2009 er AOT40-værdien for Ulborg ca. 8.700 ppbv-timer, mens Keldsnor og Lille Valby ligger på henholdsvis 5.900 og 8.100 ppbv-timer. Dermed ligger alle tre målestationer under den kritiske belastningsgrænse for skov i 2009. 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 (EC, 2008). I 2009 var AOT40 ved Ulborg og Keldsnor og Lille Valby henholdsvis 4.300, 2.500 og 3.500 ppbv-timer, hvilket betyder, at der ikke var overskridelser af EU's målværdi for AOT40. Den langsigtede målsætning (3.000 ppbv-timer (EC, 2008) var dog overskredet på Ulborg og Lille Valby i 2009.

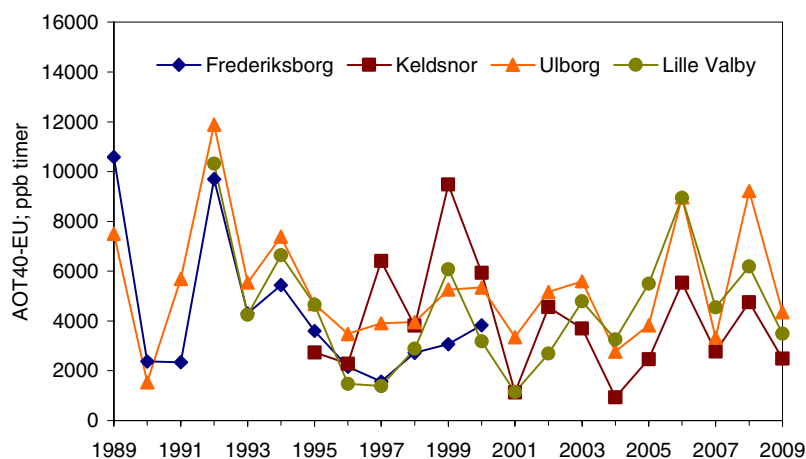
Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af de oxiderede kvælstofforbindelser, der leder til ozondannelsen. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og en del varme somre har kunnet føre til øget fotokemisk 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) beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby. 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 (Ellermann et al. 2010). 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, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby. Målingerne på Keldsnor og Lille Valby er foretaget i forbindelse med LMP (Ellermann et al. 2010). 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 Ellermann et al., The Danish Air quality monitoring programme, Annual summary for 2010 Faglig rapport fra DMU nr. 799. 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.

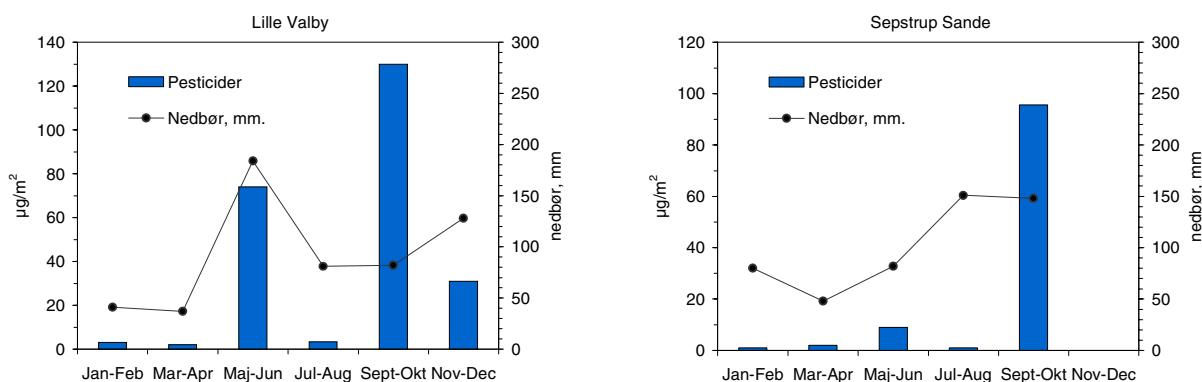
#### Målsætning

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 pesticid depositionen.

#### 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 2009 af 12 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Der er ikke data for Sepstrup Sande i perioden november-december da vandflasken sprængtes på grund af frost. 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, som sandsynligvis stammer fra lokalt brug af stoffet. I september-oktober er depositionen lidt større på Lille Valby end på Sepstrup Sande (henholdsvis 130,3 og 95,6 µg/m<sup>2</sup>). På begge stationer er det prosulfocarb, som bidrager mest til depositionen. Prosulfocarb anvendes til ukrudtsbekæmpelse i vintersæd, hvilket passer med tidspunktet for de høje depositionstal. Generelt er mængden af pesticider i våddeposition lav og våddepositionen har derfor ikke akutte skadevirkninger på planter.



**Figur 7.1** Våddepositionen,  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ , af 12 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter i 2009 målt over 2-måneders perioder på Lille Valby og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

**Tabel 7.1** Våddeposition i 2009 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		Årlig	
	L.V.	S.S.	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	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Desethylatrazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Desethylterbutylazine	nd	nd	nd	nd	6,01	2,86	0,32	0,45	nd	nd	nd	-	6,3	3,3
Desisopropylatrazine	2,03	nd	nd	0,29	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,76	-	2,8	0,3
Diclorprop	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	0,4	nd
Diuron	nd	nd	0,04	nd	nd	nd	0,32	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Ethofumesate	nd	nd	nd	nd	0,74	0,24	nd	nd	nd	nd	nd	-	0,7	0,2
Hydroxycarazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Hydroxymazine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Isoproturon	0,08	0,16	0,48	0,81	nd	nd	nd	nd	0,41	0,3	0,51	-	1,5	1,3
MCPA	nd	nd	1,7	0,19	60,8	2,61	0,57	0,3	nd	nd	nd	-	62,5	3,1
Mechlorprop	nd	nd	nd	0,19	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Metamitron	nd	nd	nd	nd	1,29	0,41	nd	nd	nd	nd	0,64	-	1,6	0,6
Metazachlor	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,49	nd	1,15	0,59	nd	-	1,2	0,6
Pendimethalin	0,53	0,72	0,22	0,14	0,37	0,16	1,94	nd	14,76	3,1	5,38	-	23,2	4,1
Prosulfocarb	0,25	0,4	0,29	0,1	1,84	0,9	0,16	0,15	113,97	91,6	23,96	-	140,5	93,2
Terbutylazine	nd	nd	nd	nd	2,58	2,12	0,16	nd	nd	nd	nd	-	2,7	2,1
<b>Sum</b>	<b>2,9</b>	<b>1,3</b>	<b>2,2</b>	<b>1,7</b>	<b>74</b>	<b>9,3</b>	<b>3,2</b>	<b>0,45</b>	<b>130</b>	<b>96</b>	<b>31</b>	<b>-</b>	<b>169</b>	<b>101</b>

## 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)

## 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 6 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

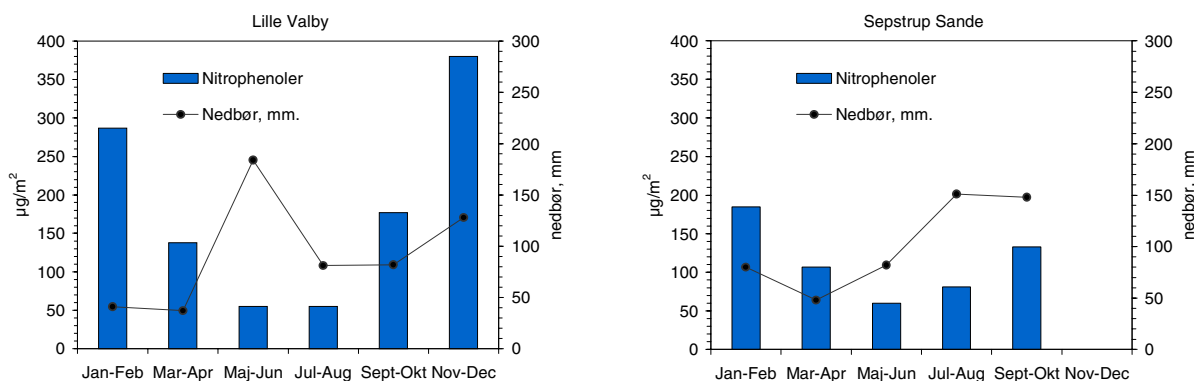
Våddepositionen af nitrophenoler måles på to stationer, Lille Valby (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 7 udvalgte nitrophenoler (tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet 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 2009. Der er ikke data for Sepstrup Sande i perioden november-december, da vandflasken sprængtes på grund af frost. Middelkoncentrationer og årlig deposition er højere på Lille Valby, hvor den højeste koncentration er observeret i november-december. Den manglende prøve fra november-december for Sepstrup Sande vil kunne have bidraget til en højere total deposition.

### 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 2009 målt over 2-måneders perioder,  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ . Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

**Tabel 7.2** Våddeposition i 2009 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		Årligt	
	L.V.	S.S.	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	165,5	111,4	0,3	55,7	84,0	20,9	25,1	24,4	10,7	67,7	210,1	-	495,7	280,1
2,4-Dinitrophenol	30,3	16,6	28,9	22,7	29,8	20,6	17,6	33,0	28,0	31,1	50,4	-	185,0	124,0
2,6-Dinitrophenol	2,3	0,6	3,4	2,4	1,7	2,0	1,5	1,7	1,6	1,0	3,2	-	13,7	7,7
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	26,9	15,1	nd	5,1	3,9	2,2	1,5	4,4	0,8	7,7	31,1	-	64,2	34,4
3-Methyl-4-nitrophenol	33,1	24,0	nd	8,9	5,0	3,7	1,8	3,8	0,8	10,8	42,3	-	83,0	51,2
DNOC	30,1	17,5	14,7	12,2	12,9	10,1	7,9	13,8	13,3	14,9	42,7	-	121,6	68,5
Dinoseb	nd	nd	0,2	0,2	0,4	0,2	nd	nd	0,2	nd	nd	-	0,5	0,2
SUM	287	185	45	107	138	60	55	81	55	133	380	-	964	566

### 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.

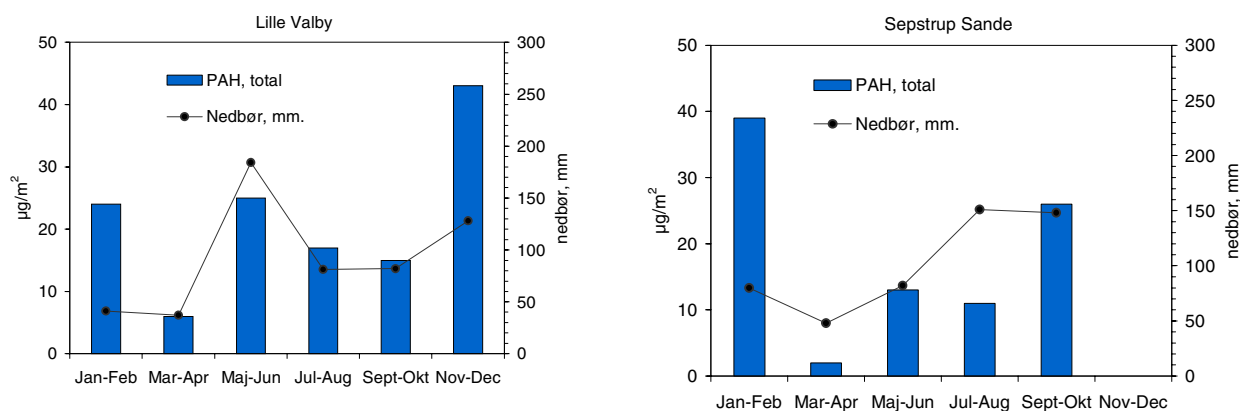
#### Målsætning

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 7.3). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå 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 2009. Der er ikke data for Sepstrup Sande i perioden november-december, da vandflasken sprængtes på grund af frost. Den højeste deposition af PAH er observeret i perioderne november-december og januar-februar på begge stationer.



**Figur 7.3** Samlet våddeposition af PAH i 2009 målt over 2-måneders perioder,  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ . Kurven angiver nedbørmængde i den tilsvarende periode i mm.

**Tabel 7.3** Våddeposition i 2009 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. Prøven i perioden november-december ved Sepstrup ikke tilgængelig.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	L.V.	S.S.	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	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
Acenaphthylen	0,5	0,5	nd	nd	1,7	1,0	0,7	1,4	0,7	nd	2,2	-	5,7	2,8
Anthracen	0,3	0,3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	0,3	0,3
Benz(a)anthracen	1,2	1,4	0,4	0,4	1,7	0,8	0,7	nd	nd	nd	1,2	-	5,2	2,6
Benz(a)pyren	1,3	1,5	0,6	0,6	2,4	1,2	1,2	nd	1,3	2,5	2,3	-	9,0	5,8
Benz(e)pyren	1,1	1,7	0,4	0,4	1,7	0,7	0,8	nd	0,9	1,6	1,7	-	6,5	4,5
Benz(ghi)perylene	1,6	2,3	0,6	0,6	3,3	1,5	1,4	nd	1,5	2,7	2,6	-	11,0	7,1
Benz(b+j+k)fluoranthener	3,3	5,8	1,0	1,1	4,1	2,0	2,0	nd	2,2	4,3	4,7	-	17,4	13,2
Chrysen+triphenylen	3,0	4,2	0,9	0,8	3,1	1,5	1,4	nd	1,0	1,6	2,6	-	12,0	8,1
Dibenz[a,h]anthracen	1,4	1,4	nd	nd	nd	2,0	nd	nd	nd	5,8	4,6	-	6,0	9,1
Dibenzothiophene	nd	0,2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	0,2
3,6-Dimethylphenanthren	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,2	nd	-	nd	1,2
Fluoranthren	2,9	5,8	0,4	0,3	0,7	nd	nd	nd	0,4	0,7	3,6	-	8,1	6,8
Fluoren	0,3	0,5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	0,3	0,5
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,7	2,5	0,6	0,6	3,0	1,5	1,4	7,6	1,5	2,8	2,6	-	10,7	14,9
1-Methylnaphthalen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,0	nd	nd	nd	3,8	-	4,8	nd
2-Methylnaphthalen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,8	nd	nd	nd	2,6	-	4,3	nd
2-Methylphenanthren	0,2	0,6	nd	nd	1,8	nd	nd	nd	4,2	nd	nd	-	6,2	0,6
Naphthalen	nd	1,5	0,3	nd	1,1	1,4	3,1	1,7	nd	0,9	1,5	-	6,0	5,5
Perylen	1,2	1,1	0,5	0,5	nd	1,2	1,1	nd	1,2	2,1	2,1	-	6,0	4,9
Phenanthren	2,2	3,8	0,5	0,5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,3	-	5,0	4,3
Pyren	1,9	3,8	0,3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,3	-	4,6	3,8
SUM	24	39	7	6	25	15	17	11	15	26	43	-	129	96

## 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)

## 8 Fokuspunkt: Modelberegning af udviklingstendenser af kvælstofafsætning til danske farvands- og landområder: 1989 - 2009

Baggrundsovervågningen af luftkvalitet og atmosfærisk deposition er i Danmark baseret på en kombination af målinger og beregninger af atmosfæriske koncentrationer og depositioner af kvælstof-, fosfor, ozon, svovlforbindelser og udvalgte tungmetaller samt miljøfremmede stoffer.

En vigtig del af overvågningen er at bestemme den samlede kvælstofdeposition til de danske vand- og landområder, som foretages hvert år ved hjælp af både målinger og modeller. Resultaterne bruges bl.a. til at beskrive den tidslige udvikling og den geografiske variation af depositionen. Igennem årene er måleprogrammet blevet kombineret med modelberegninger hen imod det vi i dag kalder integreret monitoring af luftforurening. Fordelen ved en sådan integreret monitoring er dels at udnytte data fra de faste målestationer til vurdering af de faktiske niveauer over et større geografisk område samt den tidslige udvikling, og dels at udnytte data til procesforståelse og yderligere modeludvikling.

Modelberegningerne, der bliver præsenteret i dette kapitel, bruges navnlig til at vurdere den samlede kvælstofdeposition til de danske farvands- og landområder. Modelberegningerne øger dermed den geografiske dækning af overvågningen. Modellerne kan også bruges som et værktøj til at vurdere bidraget fra f.eks. danske kilder i forhold til internationale emissioner.

I dette fokuspunkt vil vi beskrive resultaterne af en netop afsluttet modelberegning, der spænder over to årtier. Beregningerne er foretaget med den omfattende luftforureningsmodel DEHM, der dels kræver et omfattende input af bl.a. meteorologiske data og dels er meget beregningstung. Beregninger for mange år med først den anvendte meteorologiske model og derefter med DEHM kræver derfor at store computerressourcer er tilgængelige, hvilket er den primære årsag til at beregningerne ikke har kunnet udføres tidligere.

I andre dele af NOVANA har estimater af udviklingstendenser af kvælstofdepositionen til især udvalgte farvande været efterspurgt. Med denne beregning er det nu muligt at udtrække og levere denne type oplysninger, om end modelberegningerne fortsat bør forbedres.

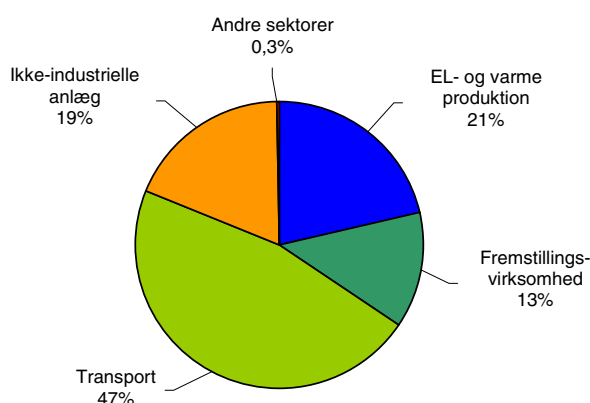
Vi vil i det følgende give en kort introduktion til kvælstofproblematikken og de processer som er relevante i Danmark. Derefter beskrives den anvendte version af DEHM og tidsserier af målte og beregnede N-komponenter analyseres. Vi vil også diskutere udviklingstendenser i lyset af emissionsændringer i samme periode. Endelig bruges modelresultaterne til at vurdere om, der er regionale forskelle i kvælstofdepositionen til de danske farvands- og landområder.

Hovedkonklusionen af dette studie er, at modellen kan bruges som et værktøj til at vurdere variationer og udviklingstendenser i kvælstofdepositionen over de danske landområder. Ved brug over de danske farvandsområder giver modellen en generel underestimering af udviklingstendenserne og resultaterne skal derfor anvendes med forbehold for denne bias. Baseret på analyserne har det ligeledes været muligt at identificere processer og beskrivelser i DEHM modellen som vi i fremtiden bør fokusere på med henblik på at forbedre modellen yderligere.

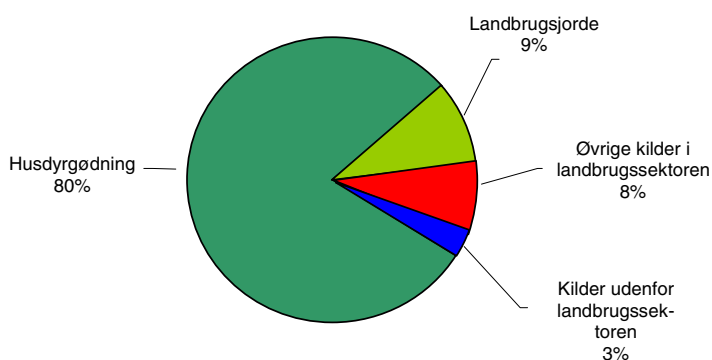
## 8.1 Baggrund

Den luftforurening der i dag har størst betydning for den danske natur er deposition af atmosfærisk kvælstof i form af ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), kvælstofoxiderne (kvælstofmonoxid ( $\text{NO}$ ) og kvælstofdioxid ( $\text{NO}_2$ )) samt deres partikelbundne reaktionsprodukter ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). De væsentligste kilder til kvælstofoxiderne er forbrændingsprocesser (bl.a. relateret til energi- og industriproduktion samt forbrændingsanlæg og trafik), mens kilderne til ammoniak primært findes i husdyrproduktionen i landbruget (bl.a. fordampning fra staldanlæg og udbragt gylle). Se figur 8.1 for en mere detaljeret opdeling af kilderne, som opgjort af DMU for året 2008.

### $\text{NO}_x$ emission 2008



### $\text{NH}_3$ emission 2008



**Figur 8.1.** Danske emissioner af kvælstofoxider ( $\text{NO}_x$ ) og ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) opdelt på aktiviteter (DMU 2010).

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

Ammoniak er en gas, der relativt hurtigt afsættes ved direkte kontakt med overfladen i nærområdet. Studier har vist, at helt op til 50% af den emitterede ammoniak afsættes indenfor 50 km afstand fra kilden, men afsætningen vil i høj grad afhænge af lokale forhold (se *Hertel et al., 2005, og referencer heri*). I atmosfæren omdannes  $\text{NH}_3$  relativt hurtigt (størrelsesordenen 10% pr. time) til partikulært ammonium ved reaktion med luftens sure gasser og partikler. Partikulært ammonium afsættes kun langsomt ved tørdeposition og det fjernes derfor hovedsageligt fra atmosfæren i forbindelse med nedbør (våddeposition), idet partikulært ammonium let optages i vanddråber. Partikulært ammonium kan derfor transporteres over store afstande (>1000 km) før den fjernes igen.

For kvælstofoxiderne gælder det, at den udsendte NO relativt hurtigt omdannes til  $\text{NO}_2$ , der kun afsættes ved tørdeposition, da  $\text{NO}_2$  ikke er vandopløselig og derfor ikke bliver afsat med våddeposition. Dette sker relativt langsomt set i forhold til  $\text{NH}_3$ . Under typiske forhold afsættes ammoniak ca. fem gange så hurtigt som  $\text{NO}_2$  til en landoverflade med lav bevoksning (se *Asman et al., 1994, og referencer heri*). Ved kemisk omdannelse af  $\text{NO}_2$  i atmosfæren dannes salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ) (ca. 5% pr. time), som dels hurtigt kan tørdeponeres og dels hurtigt omdannes til partikulært nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Som for partikulært ammonium er tørdepositions-hastigheden relativt lav for partikulært nitrat, der ofte transporteres over lange afstande før den våddeponeres med nedbøren.

Deposition af kvælstof fra atmosfæren til de danske land- og farvandsområder varierer fra landsdel til landsdel og fra farvand til farvand. Men også på lokal skala ses der betydelige variationer i depositionen. Det skyldes bl.a. de mange lokale kilder, der ud over landet varierer i tæthed og styrke hovedsageligt pga. forskelle i landbrugsdrift. Ved vurdering af lokale miljøeffekter som følge af deposition af kvælstof til naturen, er det derfor nødvendigt at beregne både det regionale (langtransporterede) bidrag til depositionen og de lokale variationer og bidrag til depositionen. For at kunne gøre dette har Danmarks Miljøundersøgelser udviklet modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som er baseret på en kobling mellem regional-skala modellen DEHM og lokal-skala modellen OML-DEP. Modelsystemet har bl.a. været anvendt til at udføre detaljerede beregninger af kvælstofbelastningen til udvalgte naturområder i Østjylland og flere steder på Sjælland og Bornholm (se de faglige rapporter fra DMU: *Frohn et al. 2008 og Geels et al. 2008*).



I forbindelse med NOVANA anvendes DAMOS også til detaljerede beregninger af kvælstofbelastningen til udvalgte naturområder i Danmark. Lokalskalamodellen OML-DEP og koblingen med DEHM i DAMOS er beskrevet i et tidligere fokuspunkt (*Ellermann et al. 2006*).

## 8.2 Luftforureningsmodellen DEHM

DEHM – den Danske Eulerske Hemisfæriske Model – er en state-of-the-art 3D luftforureningsmodel, som udover anvendelsen i forbindelse med NOVANA bl.a. bruges indenfor AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) til kvantificering af transporten af luftforurening til Arktis, samt i THOR-systemet til beregning af luftforureningsprognoser på Europæisk skala. DEHM indeholder en realistisk beskrivelse af de fysiske og kemiske processer i atmosfæren og kan bl.a. anvendes til at beregne transport, spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, samt deposition af luftforurening på land- og vandoverflader.

### 8.2.1 Modelopsætning

Modellen indeholder mulighed for at dække forskellige områder med forskellig opløsning og er i øjeblikket sat op med fire forskellige domæner, sådan at der opnås et stort modelområde samtidigt med, at der er høj opløsning i modellen for udvalgte områder, som f.eks. Danmark (figur 8.2). Når det er muligt at dække både hemisfæren og national skala samtidigt skyldes det, at DEHM er en såkaldt nested model. Det vil sige, at den opererer på forskellige geografiske niveauer, og at den udnytter beregningsresultaterne fra det første niveau med lav geografisk opløsning som input til de mere detaljerede beregninger på det følgende niveau osv.

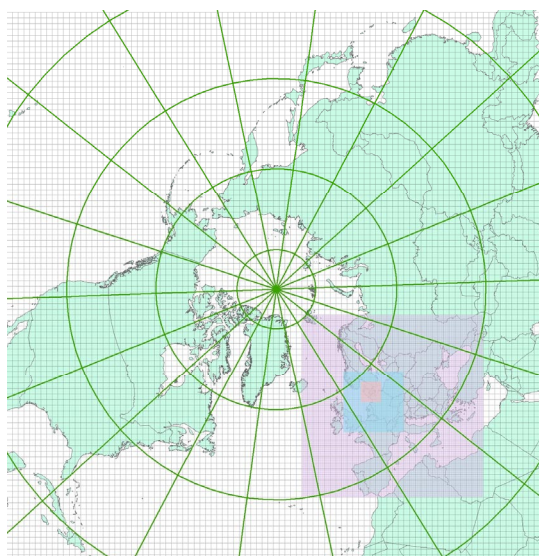
DEHM er fællesbetegnelsen for en hel familie af modeller, der er baseret på den samme atmosfærefysik. Den version af modellen, som anvendes til beregningerne i NOVANA er den fulde kemiversion af modellen. Der er 63 kemiske stoffer i denne version (f.eks. ozon, kvælstof, organiske forbindelser, partikler, mm.) og 120 kemiske reaktioner. I denne version af modellen er der lagt vægt på beregning af koncentrationer og depositioner af kvælstof og svovl på national skala.

DEHM er en Eulersk model, hvormed man beregner koncentrationer og depositioner i et net af små bokse (gitterceller), der ligger fast. I det vandrette plan er der fx i det tredje domæne af DEHM 96 x 96 gitterceller, som hver har en størrelse på ca. 17 km x 17 km (hvilket også kaldes opløsningen i modellen). Dette domæne dækker et område på ca. 1600 km x 1600 km og inkluderer Danmark, samt en god del af vores nabolande. I det lodrette plan er der 29 lag, som til sammen dækker de nederste ca. 15 km af atmosfæren, hvilket er tilstrækkeligt i luftforureningsmodeller. De nederste lag er relativt tynde (ca. 30 m), hvilket hænger sammen med, at modellen skal kunne beregne depositionen af luftforureningen til land- og vandoverflader, samt at den skal kunne give en realistisk opblanding af emissionerne i den øvrige luftmasse. De øverste lag er til gengæld relativt tykke (ca. 2000 m), hvilket hænger sammen med, at luften i denne del af atmosfæren er mere homogen end i den nederste del tæt ved overfladen.

I hvert domæne består modellen altså af ca. 270.000 gitterceller, og for hver af disse beregnes transporten og den kemiske omdannelse af luftforureningen. Transporten er bestemt af de meteorologiske forhold og foregår ud og ind af de enkelte gitterceller i såvel lodret som vandret plan.

Udslip af luftforurening til atmosfæren beregnes i modellen ved, at gittercellerne i de nederste lag tilføres luftforureningen. De lave kilder (biler, køer, private oliefyr m.m.) tilføres til det nederste lag. De høje kilder (høje skorstene på fx forbrændingsanlæg og kraftværker) fordeles i forskellige lag i modellen ud fra ekspertviden om emissionsforhold. Depositionen på land- og vandoverfladerne estimeres ved at modellen beregner depositionen af de enkelte luftforureningskomponenter på basis af koncentrationerne i det nederste lag. Den afsatte luftforurening fjernes herefter fra gittercellerne i det nederste lag.

Modellen kræver et input af meteorologiske data der bestemmer transporten med vinden osv. Her anvendes den meteorologiske model MM5 (Grell *et al.* 1995), som er sat op med de samme modeldomæner og med samme opløsning som DEHM. MM5 anvender et input af meteorologiske data på en grovere opløsning. For perioden 1989 til og med 1999 har vi indkøbt data fra det europæisk meteorologiske regnecenter (ECMWF) med en relativ grov opløsning ( $2,5^\circ \times 2,5^\circ$ , 12 timer). Fra år 2000 blev det muligt frit at hente meteorologiske data med høj opløsning ( $1^\circ \times 1^\circ$ , 6 timer) fra det tilsvarende regnecenter i USA, National Center for Environmental Prediction (NCEP). Forskelle i dataprodukterne, herunder opløsningen kan have betydning for bl.a. beregningen af trends i nedbøren og dermed af våddepositionen i DEHM. Det er i dag ikke muligt at foretage en beregning for perioden 1989 til 2009 baseret på et kontinuert sæt af data som input til MM5, da data enten ikke er frit tilgængelige eller anskaffelsen vil være forbundet med en større udgift. Derudover er det et generelt problem ved studier af trends over længere perioder, at de meteorologiske datasæt fra store regnecentre kan inkludere en mindre bias pga. ændringer i tilgængelige observationer og opdateringer i de modeller centrene anvender.



**Figur 8.2.** DEHM modellens fire domæner. I den lange beregning for perioden 1989-2009 er modellen sat op med tre domæner, dvs. inklusiv domænet vist som en blå firkant på figuren. Beregningerne for 2009, der er beskrevet i hovedrapporten, er for det inderste domæne (den inderste lyserøde firkant).

For begge modeller gælder det, at beregningstiden er længere jo højere opløsningen er i modellen. Til den lange beregning har vi inkluderet tre modeldomæner, hvilket giver en opløsning på ca. 17 km x 17 km over Danmark og nærmeste områder (se også Figur 8.2). Det giver en rimelig geografisk opløsning, samtidigt med, at det holder beregningstiden på et acceptabelt niveau. Det ville på nuværende tidspunkt tage for lang tid at gennemføre den lange serie af beregninger for alle årene med den højeste opløsning på 6 km x 6 km med de tilgængelige computerressourcer på DMU.

Emissionen af de primære stoffer som NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> er i modellen baseret på en kombination af nationale emissionsopgørelser for Danmark udarbejdet af DMU-SYS og internationale opgørelser udarbejdet af EMEP (the European Monitoring and Evaluation Programme). Opløsningen af emissionen varierer fra 50 km x 50 km til 1 km x 1 km alt efter hvilke data der er tilgængelige. For 2008 og 2009 anvendes emissionsdata fra de nyeste tilgængelige datasæt (typisk 2007 eller 2008). For tidligere år anvendes data, der repræsenterer året for beregningen.

### 8.2.2 Modelusikkerhed

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. For landområderne vurderes usikkerheden at være op mod  $\pm 40\%$  (for gennemsnit af gitterfelterne). Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

## 8.3 Udviklingstendenser

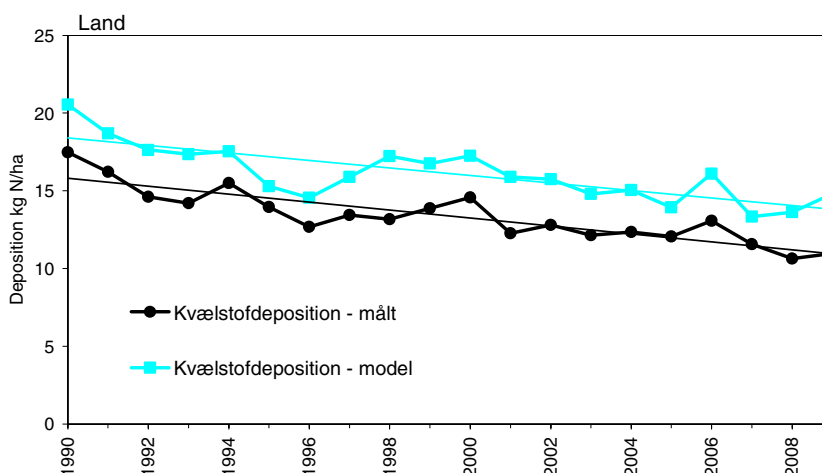
Vi fokuserer her på udviklingstendenserne i de årlige depositioner af kvælstof opdelt på hhv. land- og vandområder. Ved at sammenligne DEHM's resultater med gennemsnittet af depositionen bestemt ved de danske hovedstationer diskuteres det, om modellen kan genskabe de målte tendenser henover perioden fra 1989 til 2009. Udviklingstendenserne i forhold til udviklingen i emissioner på både nationalt og internationalt niveau diskuteres også. Modellens respons på ændringer i emissioner og meteorologi er interessant, fordi det kan være med til at fortælle os om den forståelse vi har af de atmosfæriske processer og den måde vi beskriver dem på i modellerne er rigtige. Bl.a. kan det hjælpe os til at forstå de ikke-lineære processer forbundet med omdannelse og deposition, som medvirker til, at en given ændring i emissionen ikke nødvendigvis fører til en tilsvarende ændring i depositionen. For at kunne vurdere modellens anvendelse til scenarieberegninger er det endvidere vigtigt at vurdere om modellen er i stand til at genberegne den målte udviklingstendens. Hvis den ikke kan dette, vil det ofte være forbundet med stor usikkerhed at anvende modellen til scenarieberegninger.

Til slut diskuteres udviklingstendenserne i de årlige depositioner til de danske hovedfarvande og regioner bl.a. med henblik på at undersøge om DEHM's resultater viser regionale forskelle i udviklingstendensen. Udviklingstendensen for afsætning af kvælstof til de enkelte hovedfarvande og regioner giver endvidere vigtig information om udviklingen i den luftbårne kvælstof, hvilket er vigtig input til en række af de andre delområder under NOVANA.

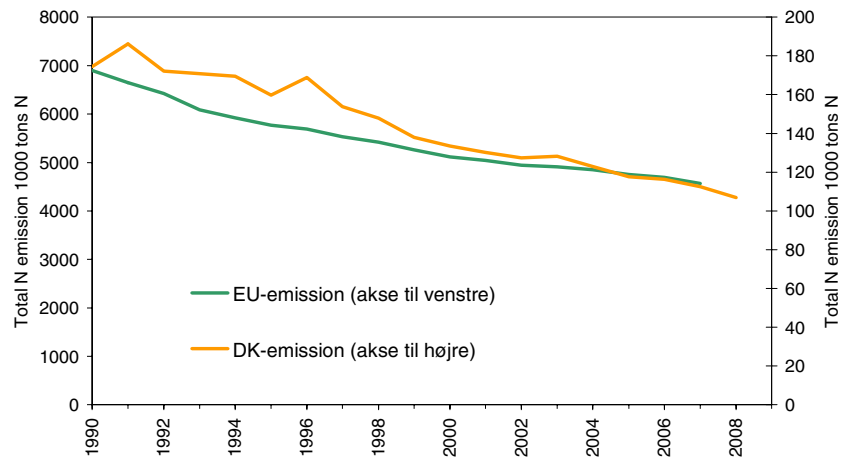
### 8.3.1 Den samlede kvælstofdeposition

Når vi her refererer til de målte udviklingstendenser af kvælstofdepositionen, så er det værdier baseret på summen af direkte målinger af våddepositionen og beregnede niveauer af tørdepositionen. Tørdepositionen er estimeret på basis af målte koncentrationer af kvælstofkomponenter i luften og tørdepositions-hastigheder baseret på tørdepositionsmodul fra DEHM. Vi anvender her målinger fra DMU's fem hovedmålestationer (placeringen af stationerne kan ses i afsnit 2.1.)

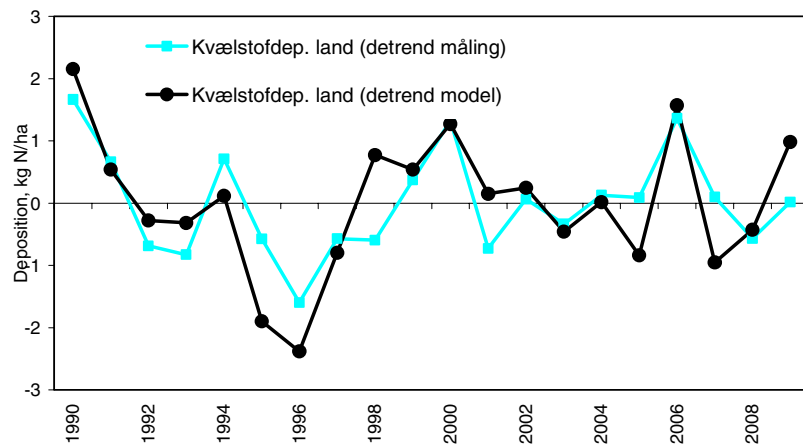
I figur 8.3a og 8.4 ses udviklingen i kvælstofdepositionen til de danske land- og vandområder, mens udviklingen i kvælstofemission i Danmark og EU er vist i figur 8.3b. Grunden til at der typisk skelnes mellem deposition til land og vand skyldes primært, at nogle kvælstofkomponenter afsættes hurtigere ved tørdeposition til overflader på land end til vandoverflader. Derudover finder de fleste emissioner af kvælstofkomponenter sted på land, hvor specielt emissionen af ammoniak fra landbruget spiller en større rolle for depositionen til landområderne end for depositionen til vandområderne. Som tidligere beskrevet skyldes dette, at ammoniak afsættes eller omsættes hurtigt og derfor primært påvirker land- og vandområder nær emissionskilderne. I disse figurer er 1989 ikke medtaget, da der mangler en del målinger dette år.



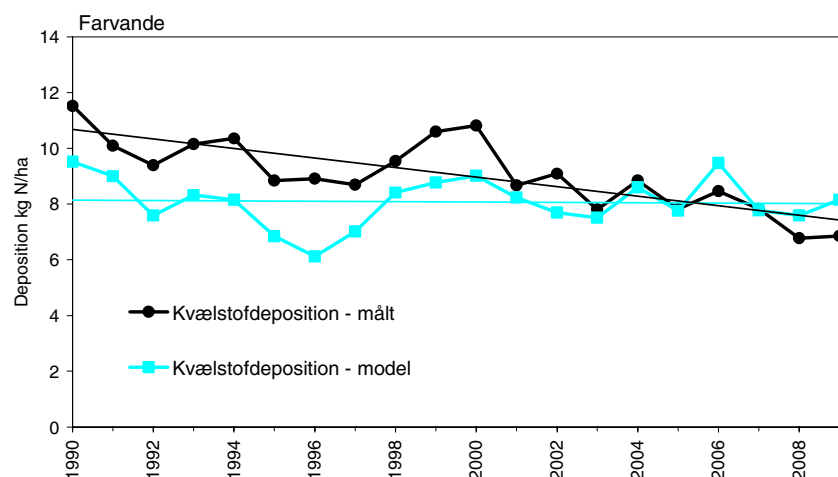
**Figur 8.3a.** Udviklingstendenserne i den samlede kvælstofdeposition til de danske landområder. Den målte depositions-kurve er baseret på et gennemsnit af resultaterne fra DMU's fem hovedstationer. Den beregnede er baseret på et gennemsnit fra de samme fem lokaliteter.



**Figur 8.3b.** Udviklingen i de samlede kvælstofemissioner på nationalt og europæisk niveau. Bemærk at akserne til de to kurver er forskellige da den samlede emission på EU niveau er væsentlig højere end den samlede emission i Danmark.



**Figur 8.3c.** Som i figur 8.3a, men detrended. Dvs. at den lineære trend i hhv. den målte og beregnede tidsserie er fratrukket.



**Figur 8.4.** Udviklingstendenserne i den samlede kvælstofdeposition til de danske farvande. Den målte depositionscurve er baseret på et gennemsnit af resultaterne fra to af DMU's hovedstationer ved hhv. Keldsnor og Anholt. Den beregnede kurve er baseret på et gennemsnit fra de samme to lokaliteter.

**Tabel 8.1.** Statistiske parametre af de målte og beregnede (i parentes) tidsserier. Udover middelværdi og korrelationskoefficient er standardafvigelse og bias også angivet. Standardafvigelsen er et mål for, hvor meget depositionen i løbet af perioden varierer omkring middelværdien, mens bias giver et mål for om modellen overestimerer (positiv bias) eller underestimerer (negativ bias) de målte niveauer.

	<b>Kvælstofdep. til land, 1990-2009.</b>	<b>Kvælstofdep. til vand, 1990-2009.</b>	<b>Våddep., 1989-1999.</b>	<b>Våddep., 2000-2008.</b>
Middelværdi [kg N/år]	13,4 (16,1)	9,05 (8,08)	8,7 (6,8)	7,5 (6,8)
Standardafvigelse [kg N/år]	1,7 (1,8)	1,2 (0,8)	0,9 (1,0)	0,7 (0,7)
Bias [kg N/år]	2,7	-1,0	-1,8	-0,7
Korrelationskoef.	0,92	0,47	0,86	0,78

Statistiske parametre der typisk anvendes ved validering af modeller er angivet i tabel 8.1. Både figuren og de statistiske parametre viser, at modellen generelt følger den målte udvikling over land, hvor der tydeligt ses et fald i den samlede kvælstofdeposition og mindre variationer fra år til år. Korrelationen mellem de to tidsserier er høj (0,92). Depositionen til land beregnet med modellen ligger i gennemsnit ca. 20% højere end målingerne, hvilket betyder at der er en positiv bias.

Det målte fald i slutningen af perioden ses ikke i modellen, hvor specielt depositionen i 2009 er overvurderet. Det skyldes formentlig delvist, at det er emissioner fra 2007 og 2008 der anvendes til beregning for 2009. Først når emissionerne for 2009 er opgjort i 2011 kan vi se, om der er sket et fald i emissionerne, som kan forklare forskellen mellem målte og beregnede værdier i 2009.

Ser vi på 2008 i forhold til 1990 er der målt et fald på 29% til land, mens modellen beregner et fald på 24%. Både den målte og beregnede deposition til land ses at følge tendensen i kvælstofemissionerne på EU-niveau og i Danmark (figur 8.3b). Fra 1990 til 2007 er emissionerne faldet med ca. 40% i Danmark og ca. 33% samlet for Europa. Det kan altså konkluderes, at det generelle fald i kvælstofdeposition skyldes reduktioner i emissionerne. Variationerne fra år til år skyldes derimod hovedsageligt variationer i de meteorologiske forhold. Det ses, at modellen ligeledes er i stand til at genskabe de meteorologisk betingende variationer fra år til år.

Resultaterne er baseret på data fra de danske målestationer, men det vurderes, at de repræsenterer den generelle udvikling henover Danmark. Lokalt kan der dog være store afvigelser fra den generelle udviklingstendens. Det skyldes bidraget fra den lokale ammoniakemission, som i dele af Danmark udgør en betydelig del af depositionen. Den lokale udvikling i landbrugsproduktionen kan derfor have stor indflydelse på tendensen i kvælstofdepositionen i et givent område.

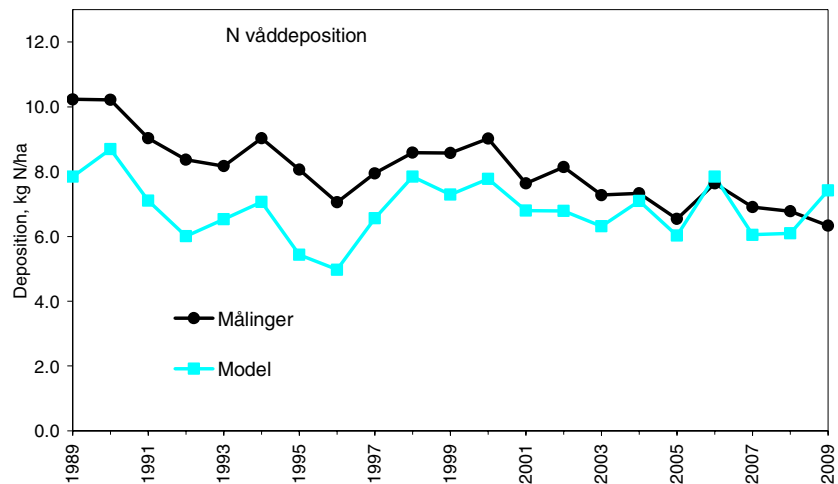
Ved analyser af tidsserier med f.eks. en flerårig trend, kan det være svært at vurdere, hvor godt variationer på kortere tidsskalaer er simuleret af en model. For at vurdere hvor godt modellen kan simulere de årlige variationer er den lineære trend derfor fratrukket de to tidsserier, se figur 8.3c. Korrelationen mellem de to kurver er nu 0,78 og som det ses på figuren er der god overensstemmelse mellem de målte og beregnede udsving fra år til år. Disse udsving skyldes hovedsageligt variationer i de meteorologiske forhold.

Over farvandene (figur 8.4 og tabel 8.1) ses modellen også at kunne beregne de målte år til år variationer, mens niveauet som gennemsnit over hele perioden er underestimeret med ca. 10%. Det generelle fald i depositionen henover perioden er også underestimeret af modellen. Målingerne angiver et fald på ca. 29% fra 1990 til 2008, mens modellen kun estimerer et fald på 1%. Over farvandene kan våddepositionen udgøre op mod 90% af den samlede kvælstofdeposition. Årlige variationer og udviklingstendenser i den samlede nedbør har derfor stor betydning for depositionen, specielt over farvandene.

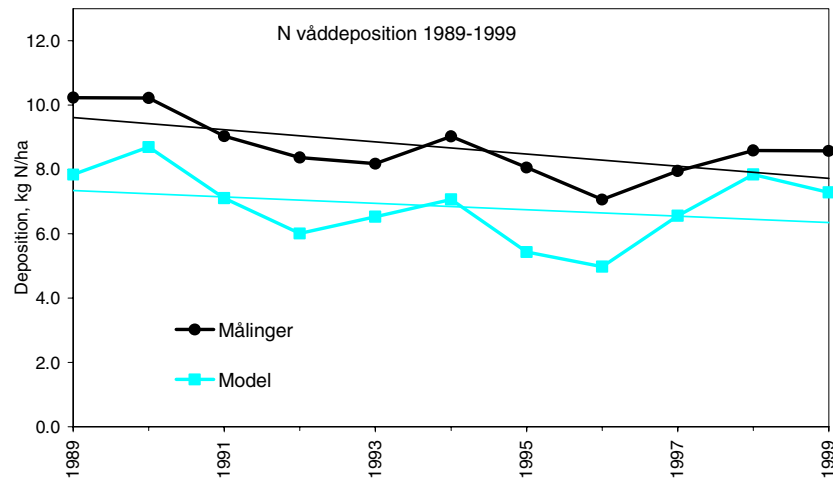
Den direkte målte våddeposition for hele perioden er vist i figur 8.5a sammen med den tilsvarende kurve fra DEHM. Som det ses underestimerer DEHM våddepositionen med ca. 15%, som gennemsnit over hele perioden. Der er ellers god overensstemmelse mellem variationerne fra år til år. År med relativt meget nedbør fx 1994 og 2006 ses både i målinger og model at resultere i øget våddeposition af kvælstof og ses også som en top i kurverne med den samlede deposition (figur 8.3a og 8.4).

Forskellen mellem model og målinger ser ud til at være mindre i den sidste halvdel af perioden. For at belyse dette nærmere vises i figur 8.5b og 8.5c sammenligningen for de to perioder hver for sig. Som tidligere nævnt, anvendes mere detaljerede meteorologiske data fra 2000 til 2009. Det må forventes, at modellen dermed giver en bedre beregning af bl.a. den geografiske fordeling af nedbøren og dermed af våddepositionen. Det ses også, at niveauet af våddepositionen er i god overensstemmelse med målingerne i perioden fra 2000-2008, hvor modellen underestimerer det målte niveau med mindre end 10%. I figur 8.5b og 8.5c er også indsat en linje for den lineære trend hørende til hver kurve. For hver af de to perioder er der en tilfredsstillende overensstemmelse mellem trenden i målingerne og modelberegningerne når usikkerhederne i forbindelse med bl.a. emissionsopgørelserne tages med i betragtning. I tabel 8.1 ses korrelationen mellem målt og beregnet våddeposition at være på 0,86 og 0,78 i de to perioder. For at vurdere de årlige variationer i større detalje, er tidsserierne for de to perioder vist i figur 8.5d og 8.5e med den lineære trend fratrukket. Der ses at være god overensstemmelse mellem de målte og beregnede variationer og korrelationen er nu 0,93 og 0,76 for de to "detrended" perioder.

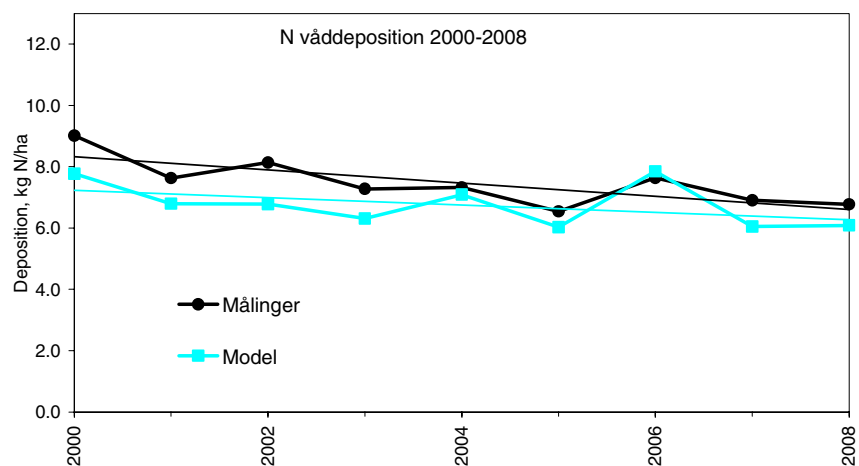
Det vurderes derfor, at den væsentligste årsag til, at modellen ikke kan reproducere faldet i våddeposition i den samlede periode fra 1989-2009 er, at det har været nødvendigt at anvende to forskellige sæt meteorologiske data før og efter 2000. Dette er ligeledes den væsentligste årsag til, at modellen ikke kan reproducere den nedadgående tendens ved beregning af deposition til farvandene (figur 8.4).



**Figur 8.5a.** Udviklingstendenserne i våddepositionen i Danmark fra 1989 til 2009. Kurverne er baseret på et gennemsnit af målte/beregnete værdier ved DMU's hovedstationer.

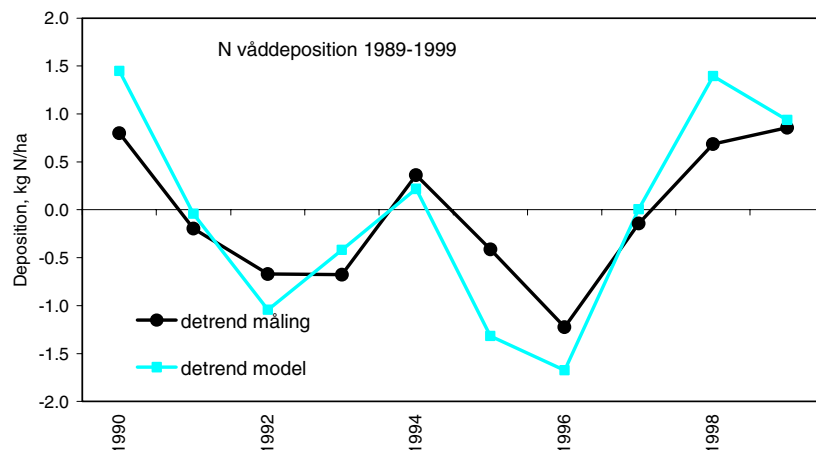


**Figur 8.5b.** Udviklingstendenserne i våddepositionen i Danmark som i figur 8.5a, men kun fra 1989 til 1999.

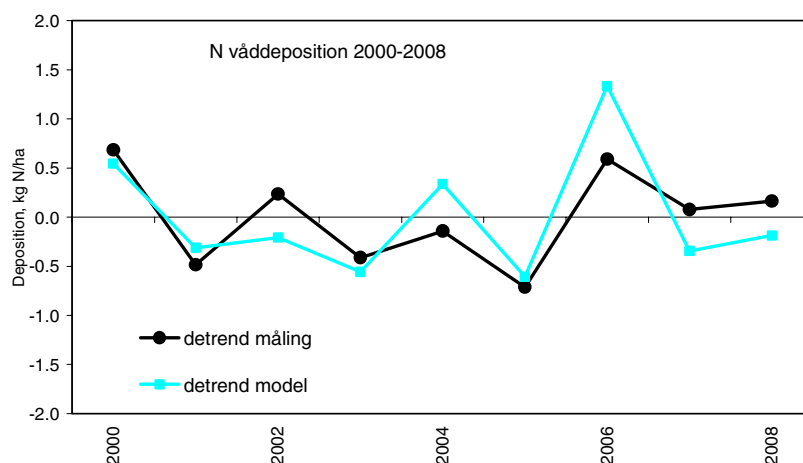


**Figur 8.5c.** Udviklingstendenserne i våddepositionen i Danmark som i figur 8.5a, men kun fra 2000 til 2008. Depositionen for 2009 er ikke medtaget her, da opdaterede emissioner endnu ikke er tilgængelige.





**Figur 8.5d.** Som i figur 8.5b, men detrended. Dvs. at den lineære trend i hhv. den målte og beregnede tidsserie er fratrukket. Dermed er det nemmere at sammenligne målte og beregnede variationer i våddepositionen fra år til år.



**Figur 8.5e.** Som i figur 8.5c, men detrended. Dvs. at den lineære trend i hhv. den målte og beregnede tidsserie er fratrukket. Dermed er det nemmere at sammenligne målte og beregnede variationer i våddepositionen fra år til år.

### 8.3.2 Koncentrationer af $\text{NH}_3$ , $\text{NH}_4$ og $\text{NH}_x$

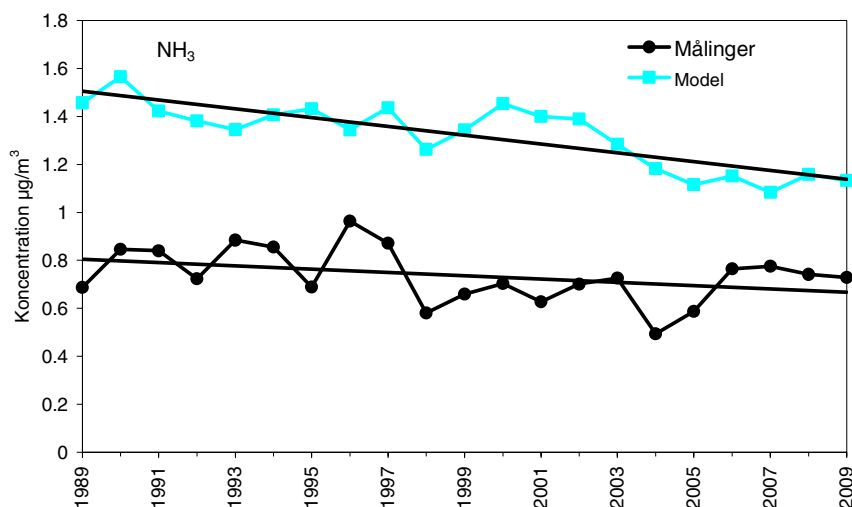
I det følgende diskuteres målte og beregnede udviklingstendenser af  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_4$  og  $\text{NH}_x$  i atmosfæren. Det er interessant at evaluere modellen i forhold til beregning af udviklingstendenser og niveauer af disse stoffer, bl.a. fordi det kan belyse om de kemiske processer relateret til disse kvælstofkomponenter er rigtigt beskrevet i modellen. Dette har bl.a. betydning for vurdering af hvor langt kvælstofforbindelserne kan transporteres i atmosfæren, da  $\text{NH}_3$  hurtigt afsættes eller omdannes til  $\text{NH}_4$ .  $\text{NH}_4$  afsættes primært ved våddeposition og har en længere levetid i atmosfæren end  $\text{NH}_3$ . Derfor kan den transporteres længere i atmosfæren.

**Tabel 8.2.** Statistiske parametre af de målte og beregnede (i parentes) tidsrækker. Udover middelværdi og korrelationskoefficienten er standardafvigelse og bias også angivet. Standardafvigelsen er et mål for hvor meget koncentrationen i løbet af perioden varierer omkring middelværdien, mens bias giver et mål for om modellen overestimerer (positiv bias) eller underestimerer (negativ bias) de målte niveauer.

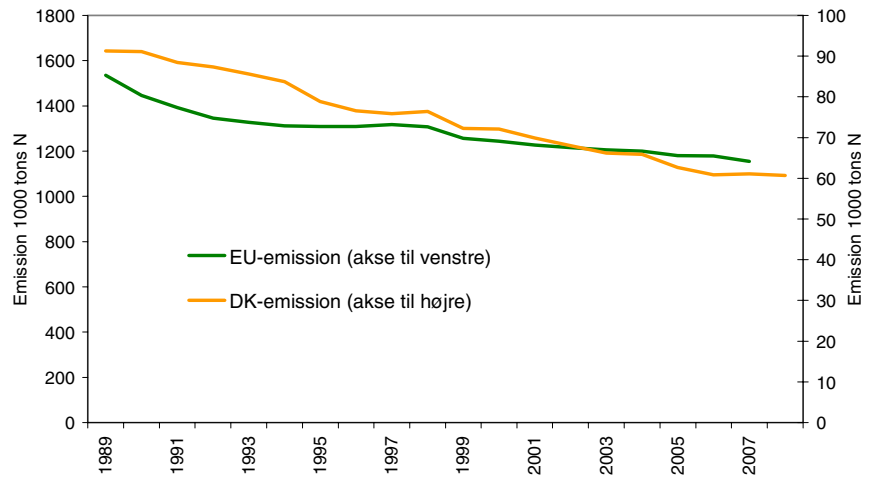
	NH <sub>3</sub> koncentrationen, 1989-2009.	NH <sub>4</sub> koncentrationen, 1989-2009.	NH <sub>x</sub> koncentrationen, 1989-2009.
Middelværdi [µg/m <sup>3</sup> ]	0,7 (1,3)	1,7 (1,2)	2,5 (2,4)
Standardafvigelse [µg/m <sup>3</sup> ]	0,1 (0,1)	0,5 (0,4)	0,5 (0,5)
Bias [µg/m <sup>3</sup> ]	0,6	-0,5	-0,1
Korrelationskoef.	0,33	0,97	0,93

Modellen overestimerer NH<sub>3</sub>-koncentrationen gennem hele perioden (figur 8.6a og tabel 8.2). Der ses en tendens til faldende koncentrationer i såvel målingerne (17%) som modelberegningerne (25%). Faldet er lidt større i modellen end i målingerne, hvilket er årsag til, at forskellen mellem målinger og model er mindre i 2009 end i starten af perioden. NH<sub>3</sub>-emissioner på både dansk niveau og EU niveau er vist i figur 8.6b. I perioden fra 1989 til 2007 er der sket et fald i disse på hhv. 34% og 21%. Ud fra modelberegningerne vides det, at størstedelen af den luftbårne NH<sub>3</sub> i Danmark stammer fra danske kilder, hvilket skyldes NH<sub>3</sub>'s korte levetid i atmosfæren. Faldet i NH<sub>3</sub> skyldes derfor primært faldet i emissionerne fra dansk landbrug. Når ændringerne i målingerne og modelberegningerne er mindre end faldet i emissionerne, skyldes det at sulfatkoncentrationen er faldet i atmosfæren i løbet af denne samme periode. Dette har ført til en stigning i NH<sub>3</sub>'s levetid i atmosfæren, hvilket delvis har modvirket faldet i emissionerne.

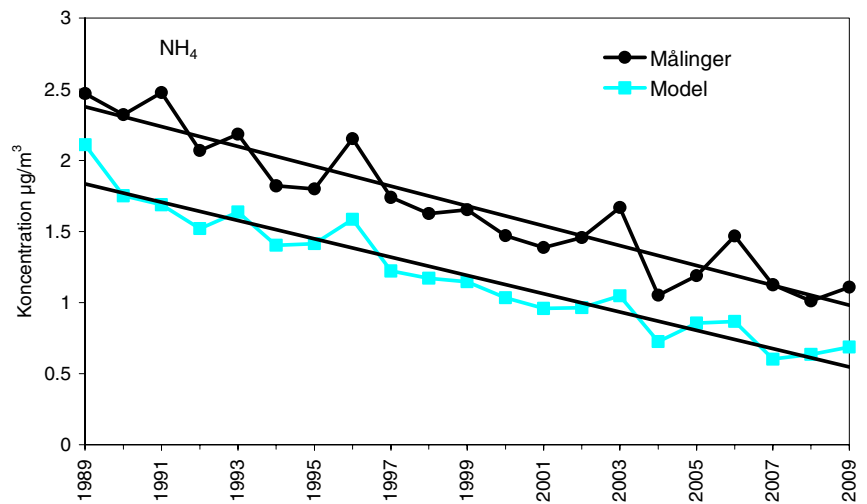
Ser vi på partikulært ammonium (NH<sub>4</sub>) i figur 8.7, ses modellen at underestimerer det målte koncentrationsniveau gennem hele perioden. År til år variationer og det generelt faldende niveau er dog fanget af modellen (korrelationen er 0,97). Summen (NH<sub>x</sub>) af ammoniak og dets reaktionsprodukt ammonium er vist i figur 8.8, og her ses der at være en høj grad af overensstemmelse mellem model og måling både med hensyn til niveau og udviklingstendens. I tabel 8.2 ses at korrelationen mellem model og målte værdier er 0,93.



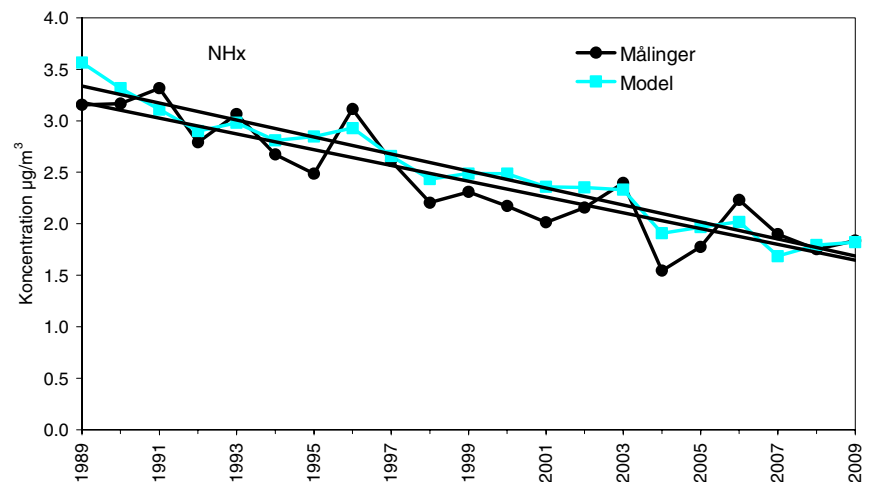
**Figur 8.6a.** Udviklingstendenserne i koncentrationen af NH<sub>3</sub> i perioden fra 1989 til 2009. Kurverne er baseret på et gennemsnit af målte og modelberegnete værdier ved DMU's hovedstationer.



**Figur 8.6b.** Udviklingstendenserne i emissionen af  $\text{NH}_3$  i Danmark og EU. Kurverne er baseret på udtræk fra hhv. DMU's (Nielsen et al., 2010) og EMEP's (EMEP 2010) opgørelser over emissioner.



**Figur 8.7.** Udviklingstendenserne i koncentrationen af  $\text{NH}_4$  i perioden fra 1989 til 2009. Kurverne er baseret på et gennemsnit af målte og modelberegne værdier ved DMU's hovedstationer.



**Figur 8.8.** Udviklingstendenserne i koncentrationen af  $\text{NH}_x$  (summen af  $\text{NH}_3$  og  $\text{NH}_4$ ) i perioden fra 1989 til 2009. Kurverne er baseret på et gennemsnit af målte og modelberegne værdier ved DMU's hovedstationer.

Der er flere faktorer der bidrager til, at der er forskel på, hvor godt modellens resultater passer med målte niveauer af disse kvælstofkomponenter:

- For en komponent som  $\text{NH}_3$ , der hurtigt afsættes eller omdannes i atmosfæren, er afstanden til emissionskilderne afgørende for koncentrationsniveauerne. De danske målestationer er alle placeret i baggrundsområder dvs. i god afstand fra lokale kilder. I modellen vil koncentrationen i en given gittercelle derimod være påvirket af et gennemsnit af alle kilder indenfor området på 17 km x 17 km, hvilket ved de danske målestationer giver en overestimering af de reelle niveauer og en lav korrelation. Dette er et generelt problem ved modellering af  $\text{NH}_3$  og internationale sammenligninger viser, at modellerne har svært ved at estimere  $\text{NH}_3$ -niveauerne (se fx *van Pul et al., 2009*). Bedre estimater kan fås ved at anvende en højere opløsning i modellen og DAMOS giver koncentrationsniveauer, som er i bedre overensstemmelse med målingerne.
- Der er væsentlige usikkerheder forbundet med opgørelser af  $\text{NH}_3$  emissioner på lokal skala, hvilket har direkte indflydelse på modellens  $\text{NH}_3$ -koncentrationer på en given lokalitet. Usikkerheden skyldes bl.a. at det er nødvendigt med meget detaljerede informationer og at emissionsberegningerne kræver omfattende bearbejdnings af forskellige dataudtræk (fx. fra det Centrale Husdyr Register, det Generelle Landbrugs Register og landmændenes gødningsregnskaber), samt antagelser om at variationer er styret af alm. landbrugspraksis og meteorologiske parametre. Usikkerheden på den enkelte kilde forventes at være i størrelsesordenen 25-40% (*S. Gyldenkerne, DMU, personlig kommunikation, 2006*).
- Et forbedret datagrundlag til den anvendte emissionsopgørelse kan være en mulig forklaring på at  $\text{NH}_3$ -niveauet i modellen er tættere på det målte niveau hen i mod slutningen af perioden.
- $\text{NH}_3$  omdannes til  $\text{NH}_4$  ved reaktion med sure gasser og partikler. En underestimering af  $\text{NH}_4$ -koncentrationen i modellen kan derfor skyldes en underestimering af syreindholdet i atmosfæren ( $\text{SO}_4$  og  $\text{HNO}_3$ ). Dette beskrives nærmere i næste afsnit.
- Også i andre luftforureningsmodeller ses der en tendens til, at de to komponenter over- eller underestimeres, mens summen af dem passer godt med målinger (se f.eks. *van Pul et al., 2009*). Denne generelle tendens indikerer, at modellernes beskrivelse af ligevægten mellem  $\text{NH}_3$  og  $\text{HNO}_3$  ikke er i overensstemmelse med de virkelige processer i atmosfæren.

### 8.3.3 Koncentrationer af $\text{sumNO}_3$ og $\text{SO}_4$

I det følgende diskuteres målte og beregnede udviklingstendenser af  $\text{sumNO}_3$  (summen af salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ )) og sulfat ( $\text{SO}_4$ ).  $\text{SO}_4$  er inkluderet, fordi det er en vigtig komponent for kvælstofomsætningen i atmosfæren.

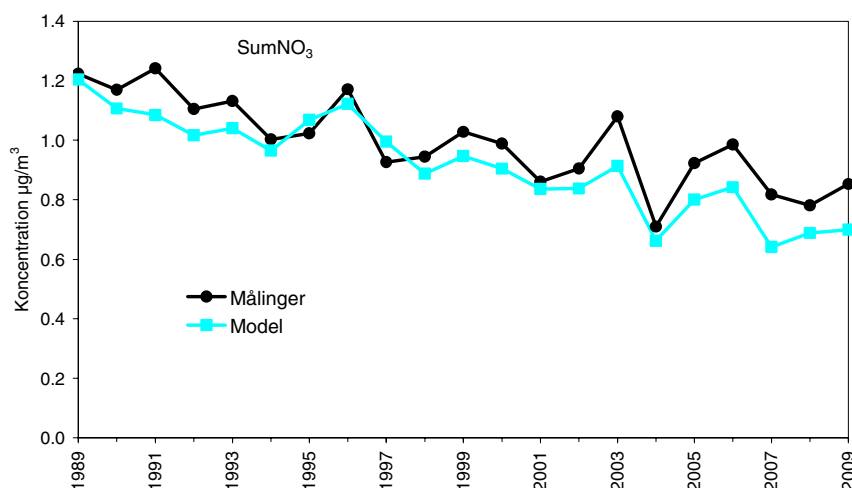
$\text{NO}$  udsendt ved forbrændingsprocesser omdannes i atmosfæren til salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ) og derefter partikulært nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Disse to komponenter har meget forskellige levetider hvor  $\text{HNO}_3$  er en flygtig gas der enten hurtigt tørafsættes på overflader eller hurtigt omsættes, mens  $\text{NO}_3^-$  kan transporteres over lange afstande. Da  $\text{HNO}_3$  er meget reaktivt er det

ikke muligt at angive nøjagtige målinger af de to komponenter separat og man ser i stedet på sumNO<sub>3</sub>. Som det ses i figur 8.9 og tabel 8.3 følger den beregnede kurve for koncentrationen af sumNO<sub>3</sub> den målte kurve både mht. niveau, år til år variationer samt udviklingstendens.

Omdannelsen fra ammoniak til andre kvælstofkomponenter sker som tidligere beskrevet ved reaktion med luftens sure gasser og partikler. Levetid og omdannelseshastighed mellem de forskellige kvælstofkomponenter afhænger således af mængden og typen af syre i luften.

**Tabel 8.3.** Statistiske parametre af de målte og beregnede (i parentes) tidsserier. Udover middelværdi og korrelationskoefficienten er standardafvigelse og bias også angivet. Standardafvigelsen er et mål for hvor meget koncentrationen i løbet af perioden varierer omkring middelværdien, mens bias giver et mål for om modellen overestimerer (positiv bias) eller underestimerer (negativ bias) de målte niveauer.

	SumNO <sub>3</sub> koncentrationen, 1989-2009.	SO <sub>4</sub> koncentrationen, 1989-2009.
Middelværdi [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	1,0 (0,9)	1,2 (0,9)
Standardafvigelse [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	0,1 (0,2)	0,4 (0,5)
Bias [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	-0,1	-0,2
Korrelationskoef.	0,92	0,93

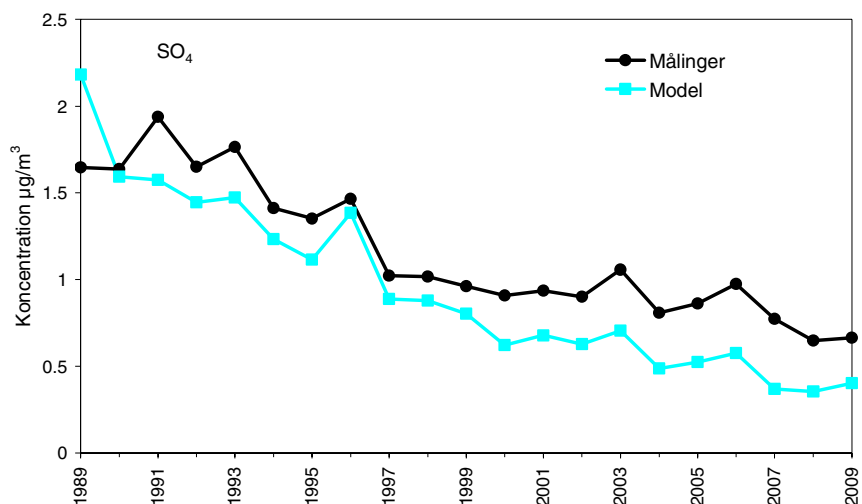


**Figur 8.9.** Udviklingstendenserne i koncentrationen af sumNO<sub>3</sub> (summen af salpetersyre (HNO<sub>3</sub>) og nitrat (NO<sub>3</sub>)) i perioden fra 1989 til 2009. Kurverne er baseret på et gennemsnit af målte/beregnete værdier ved DMU's hovedstationer.

I den lange periode fra 1989 til 2009 er der sket store reduktioner i fx emissionerne af svovl i de europæiske lande. I figur 8.10 har vi medtaget en sammenligning af målte og modellerede koncentrationer af SO<sub>4</sub> for at dokumentere, at DEHM kan reproducere ændringerne i relevante syreholdige stoffer i denne periode. Generelt passer modellens resultater godt med den målte udviklingstendens i SO<sub>4</sub> med et stort fald fra 1989 til i dag (korrelationen er 0,93). Dog giver modellen en underestimering af niveauet (ca. 18% som gennemsnit over hele perioden). Denne underestimering skyldes blandt andet, at modellen ikke medtager en række naturlige kilder til sulfat bl.a. biogen dannelse af dimethylsulfid, som omdannes til sulfat i atmosfæren.

Et fald i sulfatindholdet i atmosfæren medfører, at en mindre del af ammoniakker omdannes til ammoniumsulfat. I stedet dannes der mere ammoniumnitrat ved reaktion mellem ammoniak og salpetersyre. Det vil føre til en længere levetid af sumNO<sub>3</sub> pga. den længere levetid af NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

En analyse ved brug af EMEP-modellen har tidligere vist, at  $\text{sumNO}_3$  koncentrationen er op mod 25% højere i Europa end den ville have været, hvis der ikke havde været et stort fald i svovlemissionen (Fagerli & Aas, 2008). En tilsvarende analyse er ikke foretaget med DEHM, men den generelle udviklingstendens i  $\text{SO}_4$  og  $\text{sumNO}_3$  ses at være fanget af modellen. Dette indikerer at de atmosfærekemiske processer relateret til de omtalte komponenter er velbeskrevet i DEHM, når de manglende naturlige kilder til sulfat, samt den generelle modelusikkerhed tages med i betragtning.



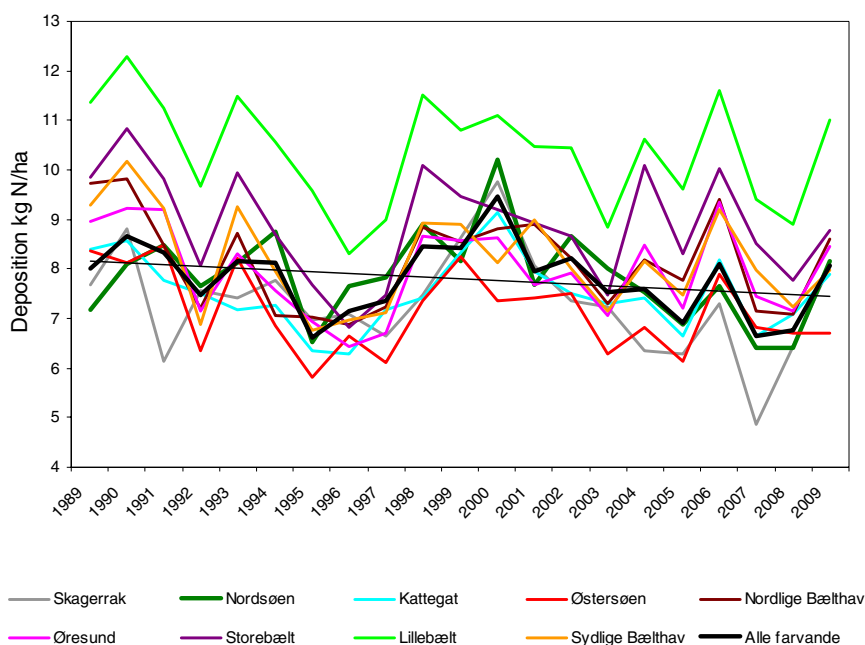
**Figur 8.10.** Udviklingstendenserne i koncentrationen af sulfat ( $\text{SO}_4$ ) i perioden fra 1989 til 2009. Kurverne er baseret på et gennemsnit af målte/beregnete værdier ved DMU's hovedstationer.

### 8.3.4 De danske farvande

Geografiske forskelle i meteorologiske forhold og afstand til kildeområder gør, at der er forskel på, hvor meget kvælstof de enkelte danske farvande modtager fra atmosfæren. Bidraget fra kilder i udlandet spiller også en rolle. Tidligere analyser med DEHM har vist, at udenlandske kilder bidrager til en gradient henover de danske vand- og landområder med de højeste depositioner mod syd pga. atmosfærisk transport af kvælstof fra europæiske lande med store emissioner af kvælstof. Ved brug af modellen kan belastningen af de enkelte farvandsområder beregnes. I de foregående afsnit har vi vist, at modellen kan reproducere en væsentlig del af de generelle tendenser og variationer i koncentrationer og depositioner af kvælstofkomponenter som målt ved de danske hovedstationer. Den lange modelberegning giver således mulighed for at studere udviklingstendenserne af kvælstofdepositionen til de enkelte danske farvande i løbet af de sidste årtier, også i områder hvor der ikke foretages målinger.

**Tabel 8.4.** Modelberegnete ændringer i kvælstofdepositionen til de danske hovedfarvande i perioden fra 1989 til 2009.

Hovedfarvand	Areal km <sup>2</sup>	Fald i deposition 1989 til 2009
Nordsøen	48.754	8%
Skagerrak	10.329	9%
Kattegat	16.830	5%
Nordlige Bælthav	3.909	7%
Lillebælt	2.171	10%
Storebælt	4.519	9%
Øresund	1.336	6%
Sydlig Bælthav	2.547	11%
Østersøen	14.926	13%
Alle danske farvandsområder	105.320	9%



**Figur 8.11.** Udviklingen i kvælstofdepositionen per arealenhed til den danske del af hovedfarvandene. Beregnet med DEHM for perioden 1998-2009.

I figur 8.11 ses udviklingstendensen af kvælstofdepositionen per areal (kg N/ha) for de danske hovedfarvande. Kun depositionen til den danske del af farvandene er medtaget her. I tabel 8.4 er arealet af de enkelte områder angivet sammen med den modelberegnete udviklingstendens.

Depositionen varierer med op mod en faktor to mellem de enkelte områder. Størst deposition er beregnet til Lillebælt gennem hele perioden, hvilket bl.a. skyldes nærheden til landbrugsområderne i Sønderjylland og på Fyn. Ifølge DEHM modtager de danske havområder samlet mellem ca. 70.000 ton og ca. 100.000 ton N pr år. Heraf modtager Nordsøen typisk lidt mindre end 50%, hvilket svarer til hvor stor en del Nordsøen udgør af det samlede areal.

De store variationer fra år til år skyldes som tidligere nævnt hovedsageligt variationer i nedbøren.

I Figur 8.11 er der vist en lineær udviklingstendens beregnet for gennemsnittet af alle de danske farvandsområder og i tabel 8.4 er angivet det procentvise fald i depositionen for hvert farvandsområde. Som det ses er der kun en svag hældning på trend-linjen og et gennemsnitligt fald på 9%. Der er mindre regionale forskelle i hvor meget depositionen er faldet fra 1989 og til nu. Det største fald i depositionen på 13% er ifølge modellen ved Østersøen, mens det mindste fald på 5% ses ved Kattegat.

Sammenligningen med målte depositioner ved de to danske målestationer Anholt og Keldsnor (figur 8.4) viste tydeligt, at modellen underestimerer den målte udviklingstendens. Formentligt er underestimeringen af udviklingstendensen relateret til, at modellen giver et for lille fald i våddepositionen af kvælstof i perioden 1989-2009 og dermed relateret til det anvendte meteorologiske input.

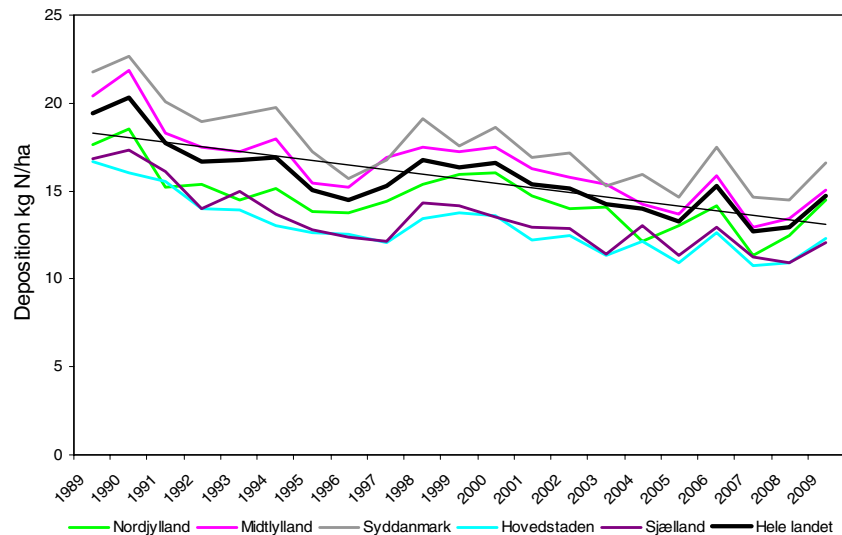
### 8.3.5 De danske landområder

Der er også geografiske forskelle i kvælstofdepositionen henover de danske landområder. Som for farvandsområderne skyldes det en kombination af meteorologiske forhold, fordelingen af emissioner fra primært industri, trafik og landbrug, samt bidraget fra udlandet. Den beregnede deposition til landområderne opdelt på regionsniveau er vist i figur 8.12.

Gennem hele perioden ses den højeste deposition til region Syddanmark, mens den laveste deposition beregnes for Hovedstaden og i enkelte år for region Sjælland. Den lineære trend-linje (figur 8.12) beregnet for gennemsnit af hele landet viser et tydeligt fald i depositionen. Denne udviklingstendens ses i alle regioner med kun mindre forskelle. Største fald i depositionerne er ifl. modellen (tabel 8.5) sket i Midtjylland og Sjælland, hvor der er sket en ændring på ca. 30%, mens ændringen i Nordjylland er på ca. 23%.

Baseret på målinger ved Tange og Ulborg, begge placeret i Midtjylland, estimeres et fald på ca. 31-32% i perioden fra 1990-2009. Målestationerne ved Lindet og Keldsnor er placeret i region Syddanmark og her måles et fald på hhv. ca. 30% og 37% i denne periode. Målingerne vil dog kun repræsentere de lokale forhold og kan ikke forventes at give et billede af de generelle tendenser i en større region. Specielt er målestationen ved Keldsnor pga. beliggenheden på spidsen af Langeland ikke repræsentativ for hele region Syddanmark.





**Figur 8.12.** Udviklingen i kvælstofdepositionen per arealenhed til de danske regioner. Beregnet med DEHM for perioden 1998-2009.

**Tabel 8.5.** Det beregnede fald i kvælstofdepositionen til de danske regioner i perioden fra 1989 til 2009.

Region	Areal km <sup>2</sup>	Fald i deposition 1989 til 2009
Nordjylland	7.907	23%
Midtjylland	13.093	30%
Syddanmark	12.130	29%
Sjælland	7.268	30%
Hovedstaden	2.567	28%
Hele landet	42.927	28%

## 8.4 Sammenfatning og konklusion

For første gang har det været muligt at gennemføre en detaljeret modelberegning, der spænder fra 1989 til 2009. Fokus har her været på udviklingstendenser af kvælstof til danske farvands- og landområder, samt udviklingen i koncentrationer af udvalgte komponenter. Baseret på sammenligning med målinger fra de danske hovedmålestationer kan vi konkludere følgende:

- For den samlede kvælstofafsætning er der god overensstemmelse mellem resultaterne fra DEHM og målinger ved de danske landmålestationer, når det gælder den generelle udviklingstendens, som er styret af et fald i kvælstofemissionerne, samt variationer fra år til år pga. variationer i de meteorologiske forhold. Depositionen til land beregnet med modellen er i gennemsnit ca. 20% over det målte niveau.
- Over farvandene underestimerer modellen den observerede udviklingstendens, mens modellen giver et godt billede af variationer fra år til år. Evalueringen af våddepositionen af kvælstof viser, at denne underestimering bl.a. kan være forbundet med en generel underestimering af faldet i den målte våddeposition henover perioden. For det generelle niveau af den samlede deposition og våddepositionen er der specielt i den sidste halvdel af perioden god overensstemmelse

mellem målingerne og DEHM. Dette skyldes formentligt bl.a. et skift i det meteorologiske input før og efter 2000. Nye analyser af bl.a. nedbøren skal udføres for at undersøge, hvilken betydning dette skift har for de beregnede udviklingstendenser.

- Baseret alene på målinger fra de danske hovedmålestationer kan det konkluderes at udviklingstendensen i den samlede kvælstofafsætning til farvands- og landområder er meget ens. Fra 1990 og frem til 2007 er der sket et fald i depositionen på ca. 30%. I samme periode er den samlede kvælstofemission i Danmark faldet med ca. 40%, mens den i hele EU er faldet med ca. 33%.
- Modellen giver generelt en god beskrivelse af udviklingstendens for koncentrationerne af  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{sumNO}_3$  og  $\text{SO}_4$ .
- Modellen overestimerer koncentrationen af  $\text{NH}_3$  og underestimerer koncentrationen af  $\text{NH}_4$ , mens der er overensstemmelse mellem model og målinger med hensyn til summen  $\text{NH}_x$ . Der er mange potentielle årsager til denne forskel, hvoraf den vigtigste formentligt er, at modellen beregner en for langsom omdannelse af  $\text{NH}_3$  til  $\text{NH}_4$ . Det er derfor nødvendigt videreudvikle modellen på dette felt.
- Både målinger (17%) og modelresultater (25%) viser et fald i koncentrationen af  $\text{NH}_3$ . Årsagen til dette fald er primært faldet i udledningerne af  $\text{NH}_3$  fra dansk landbrug.  $\text{NH}_3$ -emissionerne i Danmark er i perioden faldet med ca. 30%.
- Koncentrationer af  $\text{sumNO}_3$  og til dels  $\text{SO}_4$  passer også godt med målingerne. Der er dog en tendens til at modellen underestimerer det målte niveau af  $\text{SO}_4$ , hvilket blandt andet skyldes, at ikke alle kilder til sulfat er med i modellen. Generelt indikerer dette at modellen kan genskabe de væsentligste atmosfærekemiske processer relateret til de omtalte komponenter.
- Alt i alt har analysen af den lange modelberegning vist, at modellen kan bruges som et værktøj til at vurdere variationer og udviklingstendenser i kvælstofdepositionen over de danske landområder. Ved brug over de danske farvandsområder giver modellen en generel underestimering af udviklingstendenserne og resultaterne skal derfor anvendes med forbehold for denne bias. Analysen har ligeledes vist, at det fortsat er nødvendigt at forbedre modellen. Analysen har peget på at det blandt andet er nødvendigt, at arbejde videre med beregningerne af våddepositionen og den kemiske omdannelse af ammoniak. DMU deltager bl.a. i internationale samarbejder med henblik på at forbedre beskrivelserne af kvælstofkomponenterne i luftforureningsmodellerne.

## 9 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/Tvaergaende+undersogelser>.

Asman, W.A.H., Sørensen, L.-L.; Berkowicz, R.; Granby, K.; Nielsen, H.; Jensen, B.; Runge, E.H.; Lykkelund, C.; Gryning, S.-E. og Sempreviva, A.M, 1994: Processer for tørdeposition. Miljøstyrelsen, 199 s. - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 35.

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 2010: [www.dmi.dk](http://www.dmi.dk)

EC 2005: Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the European Union L23/3.

EC 2008: Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 on ambient air quality and cleaner air for Europe. Official Journal of the European Union L152/1.

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>.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J.H., Geels, C., Kemp, K., Mogensen, B.B., Monies, C. 2009: Atmosfærisk deposition 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 96 pp. NERI Technical report no. 708, <http://www.dmu.dk>.

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M. & Jensen, S.S. 2010: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2010. National Environmental Research Institute, Roskilde Denmark 61 p. - NERI Technical report No. 799. <http://www.dmu.dk/Pub/FR799.pdf>.

EMEP 2010: [www.EMEP.int](http://www.EMEP.int).

Fagerli, H. & Aas, W., 2008, Trends of nitrogen air and precipitation: Model results and observations at EMEP sites in Europe, 1980-2003, *Environmental Pollution*, 154, 448-461.

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.

Frohn, L. M., Geels, C., Madsen, P. Vangsbo & Hertel, O., 2008, Kvælstofbelastning af naturområder i Østjylland: Opgørelse for udvalgte Natura 2000 områder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 49 s. (Faglig rapport fra DMU; 673).

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

Geels, C., Frohn, L. M., Madsen, P. Vangsbo & Hertel, O., 2008, Kvælstofbelastning af naturområder på Bornholm og Sjælland: Opgørelse for udvalgte Natura 2000 områder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 57 s. (Faglig rapport fra DMU; 689).

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.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Frohn, L.M., Vignati, E., Frydendall, J., de Leeuw, G., Schwarz, U., & Reis, S. 2002: Assessment of the atmospheric nitrogen and sulphur inputs into the North Sea using a Lagrangian model. *Physics and Chemistry of the Earth* 27, 1507-1515.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., & Ellermann, T., 2005: Vidensyntese inden for afsætning af atmosfærisk ammoniak – fokus på lokalskala. 34 p., NERI technical report No 360. [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR560.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR560.PDF)

Hovmand, M. F., Grundahl, L., Runge, E., Kemp, K., Aistrup, W.A. 1993: Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, 96 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 91. <http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>.

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

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., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R. & Hjelgaard, K. 2010: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2008. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 565 pp. – NERI Technical Report No. 776.

Olesen H. R., Løfstrøm, P., Berkowicz, R. & Jensen, A. B. 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., Laurson, K., Brenballe, T., Madsen, J., Baatrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Møller, P. F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R. M., Fredshavn, J. R., Aude, E. & Nygaard, B. 2003: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser. 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.

van Pul, A., Hertel, O., Geels, C., Dore, A. J., Vieno, M., van Jaarsveld, H. A., Bergström, R., Schaap, M. & Fagerli, H. 2009, Modelling of the Atmospheric Transport and Deposition of Ammonia at a National and Regional Scale, In: Sutton, Mark A.; Reis, Stefan; Baker, Samantha M.H., (eds.) Atmospheric Ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts. Results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Springer, 301-358.

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

**Tabel 1.** Koncentrationer af gasformig ammoniak målt i 2009, 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 $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Dækning %	Bemærkninger
Ulborg	0,70	3,1	0,17	99	
Frederiksborg	0,38	1,7	0,02	98	Måske kontamineret fra 31.08.-31.12
Frederiksborg	0,25	0,78	0,02	98	Estimeret fra 31.08.-31.12.*
Idom hede	1,2	3,2	0,20	100	
Keldsnor	0,57	1,4	0,02	98	29.04.-31.05. målt med filterpack9
Lindet	1,2	4,5	0,36	100	04.02.-18.03, 17.-24.06., 03.-10.09., 01.-15.10. målt med filterpack
Anholt	0,23	0,69	0,01	95	
Hansted	0,38	1,4	0,13	100	perioden 15.12.08-15.12.09
Lille Vildmose	0,70	1,7	0,08	100	perioden 15.12.08-15.12.09

\*antaget kontaminering af apparat, estimeret perioden fra 31.8.-31.12. ud fra målinger med passiv diffusionsopsamler samt målinger fra Anholt (jf. afsnit 2.6).

**Tabel 2.** Koncentrationer af partikulært ammonium målt i 2009, 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 $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Dækning %	Bemærkninger
Ulborg	1,0	3,1	0,28	99	
Frederiksborg	0,77	1,8	0,18	98	
Keldsnor	1,3	2,9	0,39	98	29.04-31.05. målt med filterpack
Lindet	1,3	3,9	0,42	100	04.02.-18.03, 03.-10.09., 01.-15.10. målt med filterpack
Anholt	0,76	2,2	0,16	95	

**Tabel 3.** Koncentrationer af den totale mængde af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt i 2009, 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 $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Max $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Min $\mu\text{gN}/\text{m}^3$	Dækning %	Bemærkninger
Ulborg	1,7	5,5	0,62	99	
Frederiksborg	1,2	2,5	0,50	98	kontamineret fra 31.08.-31.12.
Keldsnor	1,9	4,2	0,86	98	29.04-31.05. målt med filterpack
Lindet	2,5	8,5	1,2	100	04.02.-18.03, 17.-24.06, 03.-10.09, 01.-15.10 målt med filterpack
Anholt	0,99	2,5	0,32	95	

**Table 4.** Årsmiddel af koncentrationer og tørdepositioner af gasformig ammoniak målt i 2007, 2008 og 2009. 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*).

	Middel 2007 µgN m <sup>-3</sup>	Middel 2008 µgN m <sup>-3</sup>	Middel 2009 µgN m <sup>-3</sup>	Modelleret deposition med målt koncentration 2007** kg NH <sub>3</sub> -N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	Modelleret deposition med målt koncentration 2008** kg NH <sub>3</sub> -N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	Modelleret deposition med målt koncentration 2009** kg NH <sub>3</sub> -N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Mols bjerge (Bisgyde)*	0,54	0,54	0,40	1	1	0,9
Sejerøbugten (Diesbjerg)	0,68	0,79	0,63	2	2	1
Nordjylland (Hammer bakker)	0,55	0,56	0,48	1	1	0,8
Sønderjylland (Helmpolde)	0,95	0,98		2	2	
Limfjorden (Holmkær)	0,79	0,91		2	2	
Fyn (Nybo mose)	0,78	0,70	0,65	2	1	1
Bornholm (Pedersker)	0,21	0,19	0,18	0,5	0,5	0,4
Midtjylland (Randbøl hede)	0,55	0,61	0,57	1	1	1
Nordjylland (Råbjerg mose)	0,30	0,29	0,23	0,7	0,5	0,4
Fyn (Storelung)	0,95	0,93	0,93	2	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	1,2	2	2	2
Vestjylland (Hjelm hede)	0,98	-		2	-	
Østjylland (Langdal)			1,5			3
Sønderjylland (Åtte Bjerge)			1,3			2
Nordjylland (Nymølle Bæk)			0,93			2
Sjælland (Knurrevang)			0,68			1

\*Bisgyde og Ulvholm mangler prøverne i perioden 15.08.-15.09.07. Der er ikke taget hensyn til det i årsmiddelkoncentrationen af ammoniak. I depositions estimatet 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
desethylterbutylazin*	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  
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi  
Afdeling for Systemanalyse

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

Afdeling for Ferskvandsøkologi  
Afdeling for Terrestrisk Økologi

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

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.	2010
789	Forekomst og regulering af fritlevende mink i Danmark i jagtsæsonen 2007/08. Af Asferg, T. 28 s.
788	Forekomst af antikoagulante rodenticider i danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr. En basisundersøgelse. Af Christensen, T.K., Elmeros, M. & Lassen, P. 84 s.
787	Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde. Af Markager, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Windolf, J. & Timmermann, K. 54 s.
786	Emissions from decentralised CHP plants 2007 – Energinet.dk Environmental project no. 07/1882. Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production. By Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 113 pp.
785	Guidelines to environmental impact assessment of seismic activities in Greenland waters. 2nd edition. By Boertmann, D., Tougaard, J., Johansen, K. & Mosbech, A. 42 pp.
784	Denmark's National Inventory Report 2010. Emission Inventories 1990-2008 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. By Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkærne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Johannsen, V.K., Vesterdal, L., Rasmussen, E., Arfaoui, K. & Baunbæk, L. 1178 pp.
783	Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner. Af Andersen, M.S. 33 s.
782	Screening for kloralkaner i sediment. Relevans for NOVANA. Af Larsen, M.M., Hjorth, M. & Sortkjær, O. 22 s.
781	Emissionskortlægning for decentral kraftvarme 2007 – Energinet.dk miljøprojekt nr. 07/1882. Delrapport 5 Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme, 2006. Af Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 105 s.
780	Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport. By Winther, M. & Slentø, E. 99 pp.
779	Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE. Af Olesen, H.R., Wählin, P. & Illerup, J.B. 71 s.
778	Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag. Af Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) 206 s.
777	Air pollution from residential wood combustion in a Danish village. Measuring campaign and analysis of results. By Wählin, P., Olesen, H.R., Bossi, R. & Stubkjær, J. 49 pp.
776	Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2008. By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R. & Hjelgaard, K. 565 pp.
775	Environmental monitoring at the former lead-zinc mine in Maarmorilik, Northwest Greenland, in 2009. By Johansen, P., Asmund, G., Rigét, F., Johansen, K. & Schledermand, H. 32 pp.
774	Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune. Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.
773	Geese, seabirds and mammals in North and Northeast Greenland. Aerial surveys in summer 2009. By Boertmann, D. & Nielsen, R.D. 66 pp.
772	Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2009. By Glahder, C.M., Asmund, G. & Riget, F. 32 pp.
771	OMLHighway within the framework of SELMAGIS. Final Report. By Jensen, S.S., Becker, T., Ketznel, M., Løfstrøm, P., Olesen, H.R. & Lorentz, H. 26 pp.
770	Road pricing, luftforurening og eksternalitetsomkostninger. Af Jensen, S.S., Ketznel, M. & Andersen, M.S. 48 s.

## ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2009

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2009 beregnet til henholdsvis 84 og 64 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 31 og 32 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2009 beregnet til ca. 18 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 70 % 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 2009 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 af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt om modelberegning af udviklingstendens for kvælstofdepositionen.