



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2012

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 73

2013



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2012

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 73

2013

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

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73
- Titel: Atmosfærisk deposition 2012
Undertitel: NOVANA
- Forfattere: Thomas Ellermann, Helle Vibeke Andersen, Rossana Bossi, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, Lone Grundahl, Camilla Geels
Afdeling: Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
URL: <http://www.dce.au.dk>
- Udgivelsesår: November 2013
- Faglig kommentering: Ole Hertel
- Finansiell støtte: Miljøministeriet
- Bedes citeret: Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2013: Atmosfærisk deposition 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 85 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73. <http://dce2.au.dk/pub/SR73.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2012 beregnet til hhv. 81 og 60 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 34 og 31 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2012 beregnet til ca. 11,5 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % 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 2012 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 16 – 60% af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt om måling af ammoniakkoncentration ved Roskilde med høj tidsopløsning
- Emneord: Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, fosfor, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer
- Layout: Majbritt Pedersen-Ulrich
Omslagsfoto: Peter Lyster Ellermann
- ISBN: 978-87-7156-031-2
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 85
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på centrets hjemmeside <http://dce2.au.dk/pub/SR73.pdf> (nyt link indsættes)
- 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 8
- 1.2 Vejret i 2012 13

2 Kvælstof 17

- 2.1 Relevans 17
- 2.2 Målsætning 17
- 2.3 Kvælstofdeposition i 2012 17
- 2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande 19
- 2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder 20
- 2.6 Kilder til kvælstofdeposition 21
- 2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen 23
- 2.8 Grænseværdier for NO_x til beskyttelse af vegetation 24
- 2.9 Ammoniak og naturmålestationerne 25
- 2.10 Målinger i det faste netværk 26
- 2.11 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala 33

3 Fosfor 40

- 3.1 Relevans 40
- 3.2 Målsætning 40
- 3.3 Tilstand, udviklingstendens og årsag 40

4 Svovl 42

- 4.1 Relevans 42
- 4.2 Målsætning 42
- 4.3 Svovldeposition i 2012 42
- 4.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder 43
- 4.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation 45
- 4.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen 46

5 Tungmetaller 48

- 5.1 Relevans 48
- 5.2 Målsætning 48
- 5.3 Tilstand og årsag 48

6 Ozon og vegetation 54

- 6.1 Relevans 54
- 6.2 Målsætning 54
- 6.3 Tilstand, udvikling og årsag 54

7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer 58

- 7.1 Relevans 58
- 7.2 Målsætning 58
- 7.3 Våddeposition af pesticider 58
- 7.4 Våddeposition af nitrophenoler 60
- 7.5 Våddeposition af PAH 61

8 Fokuspunkt: Ammoniakmålinger med høj tidsopløsning - AiRRmonia målinger i Roskilde 63

- 8.1 Indledning 63
- 8.2 Ammoniakmonitorer 64
- 8.3 Meteorologiske data 66
- 8.4 Modelberegninger med DAMOS 66
- 8.5 Målinger med AiRRmonia og sammenligning med øvrige data 66
- 8.6 Årstidsvariation 72
- 8.7 Døgnvariation 72
- 8.8 Konklusion 75

Referencer 76

Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder 80

Bilag 2 Usikkerhed og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer 81

Bilag 3 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne 82

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra 2012. 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.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2011 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM til 81 ktons N (7,7 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 60 ktons N (14 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 34 og 31% i perioden 1989-2012. Faldet i kvælstofafsætningen er relativt jævn 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 lokalskala-modellen kaldet OML-DEP.

Depositionen af fosfor i 2012 til de indre danske farvande (31.500 km²) og landområder (43.000 km²) 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 1989-2012.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2012 beregnet med DEHM til ca. 11,5 ktons S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 75% 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 2011 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de seneste 22 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. Middel af AOT40 (mål for beskyttelse af vegetation mod skader fra ozon) for perioden fra 2007-2012 ligger under 6.000 ppb·timer på alle baggrundsmålestationer (Ulborg, Keldsnor, Lille Valby/Risø). Der er dermed ingen overskridelse af

EU's målværdi, som er gældende fra 2010. EU's langsigtede mål for beskyttelse af vegetation (3.000 ppb-timer) blev i 2012 kun overskredet ved Risø og Ulborg.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø, Roskilde viser, at våddeposition i 2012 lå på omkring 160 og 75 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for pesticider (19 stoffer), hvoraf omkring 80% stammer alene fra MCPA og prosulfocarb. Depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) lå på omkring 790 og 580 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og depositionen af PAH (22 stoffer) lå på 110 og 150 $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt om en ny type målinger af ammoniakkoncentration med høj tidsopløsning (ned til 10 min). Formålet med målingerne er at få information om for eksempel døgnvariationen af ammoniakkoncentrationen, for herved at kunne videreudvikle og teste modellerne med henblik på forbedring af modelberegning af kvælstofafsætningen til naturområderne. Målingerne bliver i fokuspunktet sammenlignet med resultaterne fra lokalskalaberegninger af ammoniak med DCE's modelsystem DAMOS.

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2012.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og vidensgrundlag til at understøtte Danmarks overvågningsbehov og -forpligtelser. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår DCE med bidrag fra Institut for Bioscience og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren, samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene og Naturstyrelsen. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS, for punktkilder hos Naturstyrelsen, mens fagdatacentrene for vandløb, søer, marine områder, landovervågning, samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacenter for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

I 2013 er den årlige nationale rapportering af naturtyper og arter erstattet af EU-afrapporteringen til Habitatdirektivet og Fuglebeskyttelsesdirektivet for perioden 2007-2012. Data fra 2012 vil endvidere indgå sammen med data fra 2013 i NOVANA-rapporten i 2014.

Denne rapport er udarbejdet af Fagdatacenter for luft og er baseret på fagdatacentrets overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og natur, 2012, som udgives af DCE, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS og Naturstyrelsen.

1 Indledning

Delprogram for luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2012 omkring luftkvalitet og atmosfærisk deposition i relation til vandmiljø og naturen. Den anden del af programmet omkring luftkvalitet i relation til sundhed og med fokus på byerne er blevet rapporteret særskilt i oktober 2013 (Ellermann et al., 2013).

Overvågningen udføres af det tidligere Danmarks Miljøundersøgelser, nu DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Delprogram for luft viderefører mange af de elementer, som har indgået i de tidligere versioner af luftovervågningsprogrammet og er fortsat baseret på integration af målinger og modelberegninger. I det nuværende program indgår således fortsat:

- 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 luftkoncentrationer af ozon.
- Omfattende beregninger af deposition af kvælstof og svovl på danske land- og vandområder. Disse beregninger udføres med DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model).
- Bestemmelse af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer (pesticider, PAH og nitrophenoler).
- Naturdelprogram med fokus på afsætning af kvælstof til følsomme naturområder. Denne del omfatter målinger af ammoniak-koncentrationer på en lang række naturområder samt avancerede målinger af døgnvariationen af ammoniak.
- Naturdelprogrammet omfatter også modelberegninger af kvælstof-deposition til udvalgte naturområder. Disse beregninger foretages med høj geografisk opløsning, således at beregningerne kan tage højde for ammoniakdepositionen fra kilderne i lokalområdet.

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 2012, 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 forbindelse med ændringerne af måleprogrammet for luft i 2010 blev der foretaget en række ændringer i programmet. Det har betydet, at målestationerne ved Hansted og Frederiksborg er blevet nedlagt, samt at der er blevet foretaget reduktioner i programmet vedrørende målinger af våddeposition og luftkoncentrationer.

Ud over dette er der fra juli 2010 blevet etableret en ny stor målestation ved Risø, hvor der udføres et omfattende måleprogram, som retter sig såvel mod målingerne i relation til natur og vandmiljø som mod målingerne i relation til luftforurening i byerne. Denne målestation er blevet etableret ved at flytte målestationen ved Lille Valby 2 km vest over til Risø samt flytning af våddepositions målingerne fra målestationen Frederiksborg og luftkoncentrationsmålingerne med filterpack ved Keldsnor til Risø. Målet er at få en bedre opfyldelse af de nationale og internationale krav til luftovervågning ved at samle målingerne af mange forskellige luftforureningsparametre på en lokalitet for derved at få et mere helstøbt billede af luftkvaliteten og den atmosfæriske deposition.

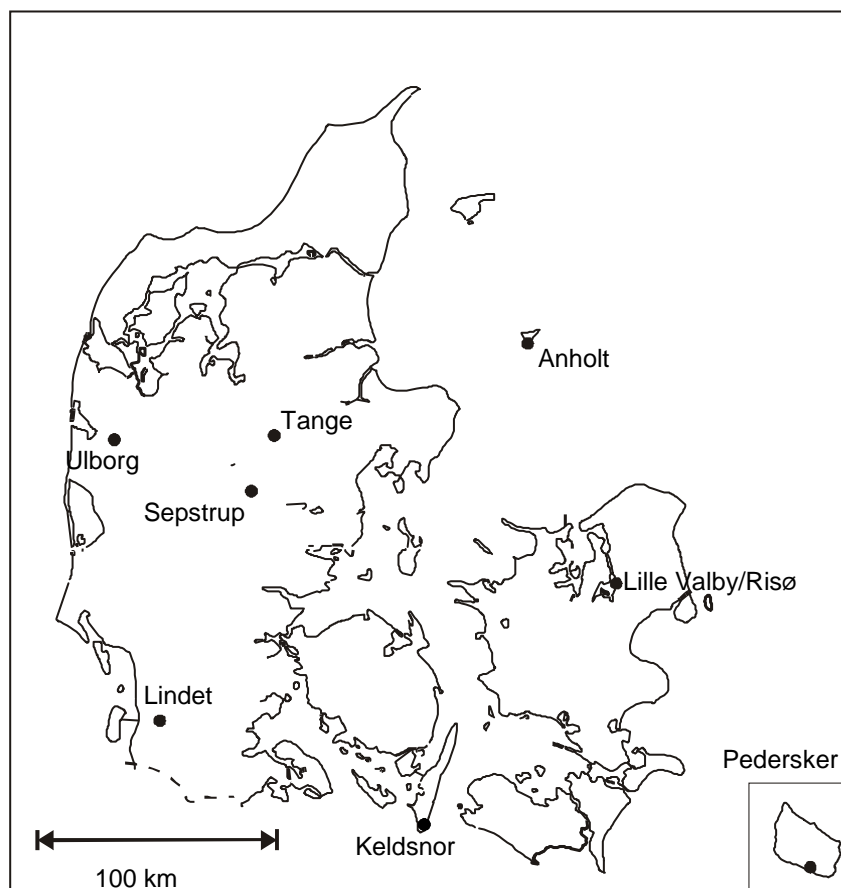
I 2012 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

- 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 en række udvalgte tungmetaller på to af målestationerne.
- Våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer (MFS: pesticider, PAH og nitrophenoler).
- Koncentrationen af ozon.

Programmet varierer på de enkelte målestationer.

Udover dette består måleprogrammet af en række mindre målestationer med fokus på målinger af koncentrationerne af ammoniak og ammonium i relation til den luftbårne kvælstofs påvirkning af kvælstoffølsomme naturområder. I år 2012 bestod denne del af programmet af naturmålestationer placeret på Idom Hede (hede) og Lille Vildmose (højmose), samt 12 naturstationer fordelt på kvælstoffølsomme naturområder rundt om i landet.

Placeringen af målestationerne og måleprogrammet ved de større faste 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 større målestationer i 2012.

Tabel 1.1 Oversigt over målingerne på de faste større målestationer i delprogram for luft under NOVANA.

Målestation	Våddeposition*	Gas og partikler**
Anholt	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, NO ₂ , Denuder
Keldsnor	Uorganisk, Tungmetaller	Denuder NO ₂ , O ₃ NH ₃ -korttidsmålinger
Lille Valby/Risø***	Uorganisk, Tungmetaller MFS	Filterpack Denuder NO ₂ , O ₃
Lindet	Uorganisk, Tungmetaller	
Pedersker	Uorganisk, Tungmetaller	
Sepstrup Sande	Uorganisk, Tungmetaller, MFS	
Tange		Filterpack
Ulborg	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder, NO ₂ , O ₃

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

** Filterpack: NH₃, SO₂ og partikulært N, P, S, Ni, As, Cd, og Pb. Tungmetallerne er kun bestemt ved Anholt og Risø. Naturstation: Denuder: måling af NH₃, HNO₃, NH₄ og NO₃. Passiv opsamler: NH₃.

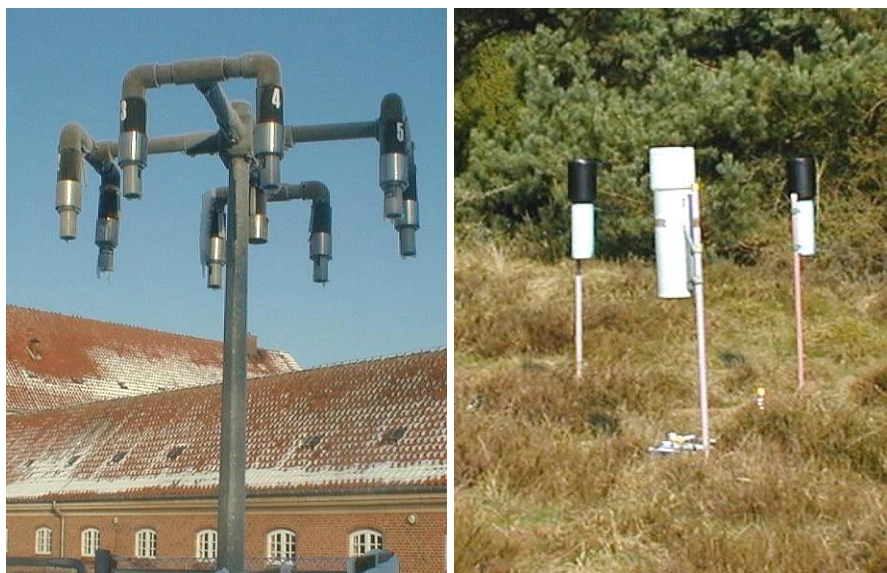
*** Målestationen ved Lille Valby blev juli 2010 flyttet 2 km vestover til Risø, hvor den blev udvidet med ekstra målinger

Ud over anvendelsen af måleresultaterne fra delprogram for luft under NOVANA indgår de danske måleresultater i en række internationale monitoringsprogrammer. 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 Institut for miljøvidenskab, Aarhus Universitet akkrediteret under ISO 17025 til at udføre hovedparten af prøveopsamlingerne og analyserne, som anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.

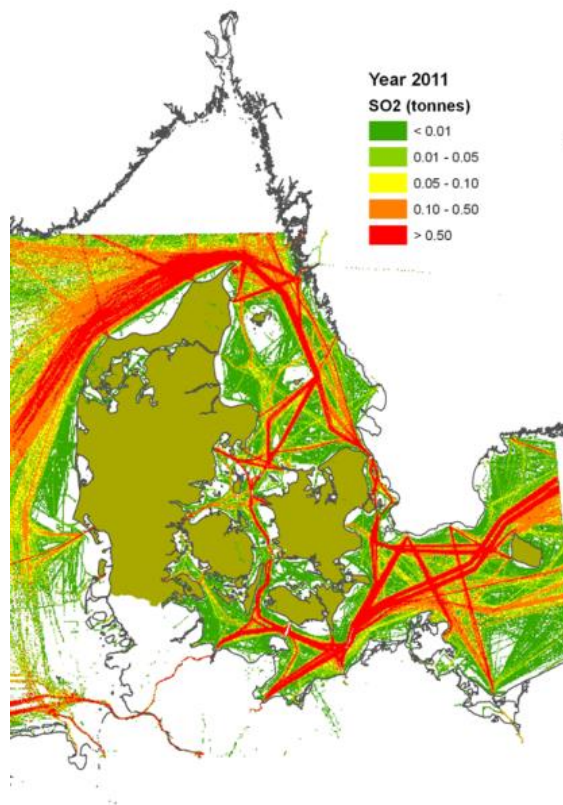
Modelberegninger af luftkoncentrationer og depositioner foretages, som allerede nævnt, med luftforureningsmodellen kaldet DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model), som anvendtes i NOVANA for første gang ved rapporteringen i 2004. DEHM er en Eulersk model, hvor emission, luftbåren transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening beregnes i et tredimensionelt net af gitterceller. Emissionen af luftforureningskomponenterne er baseret på de nationale emissionsopgørelser og den luftbårne transport er beregnet på basis af informationer om de meteorologiske forhold for det år, som der laves modelberegninger for.



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

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 2010 er der kun foretaget mindre justeringer af modellen.

Beregningerne for 2012 er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5 (*Grell et al. 1995*), som indgår i modelsystemet kaldet THOR (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 desuden udslip fra skibstrafik udarbejdet af EMEP. Beregninger for år 2012 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for år 2011 for NH₃, NO₂ og SO₂, udarbejdet af DCE (*Nielsen et al. 2013*). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2011, der er samlet og distribueret af EMEP (*EMEP 2013*), og som omfatter både landbaserede kilder og skibstrafik. Emissioner fra skibstrafik i de danske farvande er baseret på den danske skibsemissionsopgørelse for 2011 med geografisk opløsning på 1 km x 1 km (*Olesen et al., 2009*) (figur 1.3).



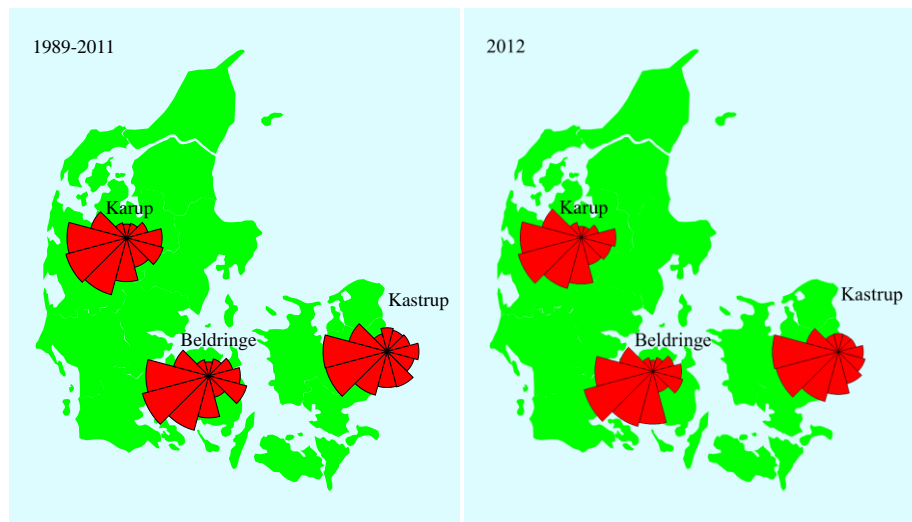
Figur 1.3. Skibsemissioner af SO₂ pr km² med detaljeringsgrad på 1 x 1 km (Olesen *et al.*, 2009). I beregningerne for 2012 er der anvendt emissionsopgørelse for 2011, som er blevet udarbejdet på basis af opgørelsen fra 2007, hvor der for 2011 er taget hensyn til gældende regler om lavere svovlindhold i brændstoffet.

Beregning af afsætning af kvælstof til udvalgte naturområder foretages med modelsystemet kaldet DAMOS-system, som er en kombination af DEHM og lokalskalamodellen 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 2012

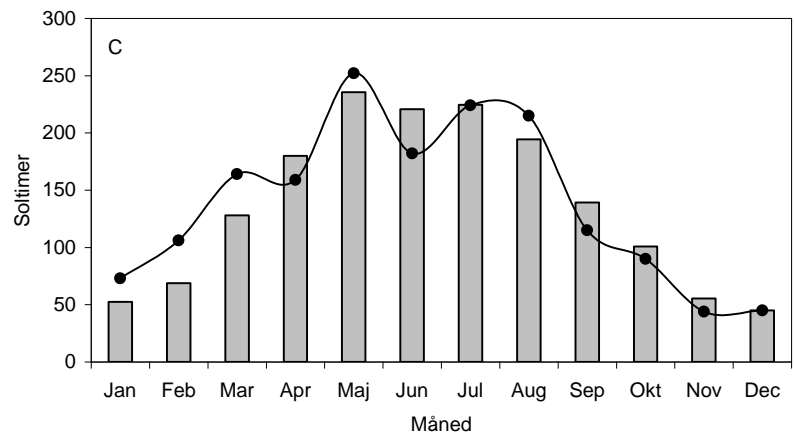
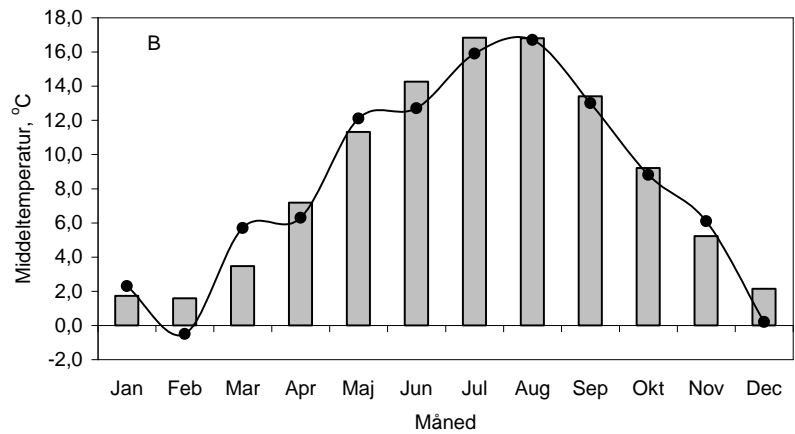
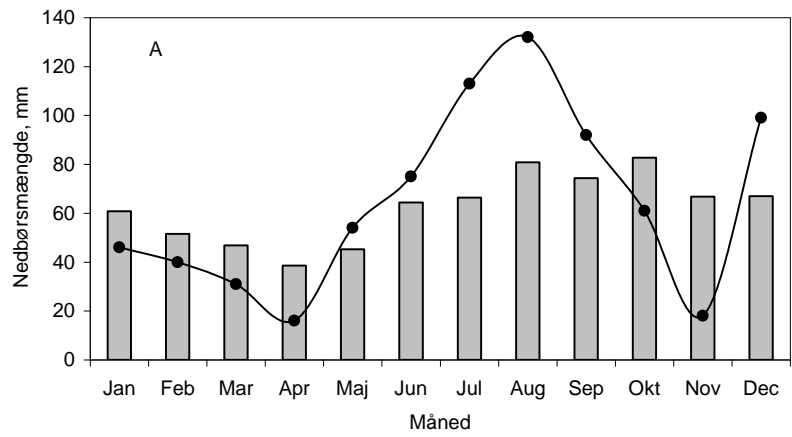
De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2012.

En af de vigtigste parametre for niveauerne af luftforurening er vinden, som bestemmer, hvor luftmasserne kommer fra, og hvor hurtigt de bevæger sig. For baggrundsområder i Danmark ses typisk høj luftforurening ved transport af luft til Danmark fra Mellemeuropa, hvor emissionerne af luftforurening er høj. Figur 1.4 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2012 var sydvest og at vindrosen for 2012 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1989-2011. 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 1989-2011, mens der til højre vises gennemsnit for 2012. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vindretning indvirker nedbørsmængde, temperatur og mængden af sollys (angivet ved antallet af soltimer; figur 1.5) også på afsætning af luftforureningskomponenter. Nedbøren i 2012 var med 818 mm nedbør til Jylland og Øerne højere end i 2011 og 15% over normalen for 1961-1990 (712 mm) og 10 % over gennemsnittet for perioden 1989-2012 (745 mm) (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2013). Nedbøren var ujævnt fordelt over året, figur 1.5 (A), med nedbørsmængde i sommermånederne, som var tydeligt over gennemsnittet for 1989-2012, mens nedbørsmængden i de fire første måneder og november var under gennemsnittet. I 2012 var der som vanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne, men i 2012 var de geografiske forskelle langt større end i 2011. De største nedbørsmængder faldt i den vestlige del af Jylland, hvor der i mange områder faldt mere end 1000 mm nedbør. Til sammenligning faldt der 500-600 mm i det sydøstlige Sjælland og på Lolland, Falster og Bornholm. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (DMI 2013), og de er kun repræsentative for nedbør over land. De meteorologiske beregninger med den meteorologiske model MM5 foretaget af DCE viser et tilsvarende billede af fordelingen af nedbørsmængderne over land (figur 1.6). Beregninger af nedbør over hav viser tilsvarende et billede med væsentlige geografiske forskelle med størst nedbør i de vestlige farvande (Nordsøen, Skagerrak) og mindre nedbør mod vest (Østersøen). I store dele af Nordsøen og Kattegat ses en stigning i nedbørsmængden fra 2011 til 2012, mens der for det Sydlige Bælthav og Østersøen ses et fald (figur 1.6).



Figur 1.5. Månedlig nedbør (A); middeltemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2012, mens søjlerne angiver middel for 1989-2012. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2013).

Den årlige middeltemperatur i 2012 var 8,3 °C, hvilket er relativt lavt set i forhold til de seneste år og lavere end i 2011 (9,0 °C). I 2012 var middeltemperaturen 0,6 °C over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7°C (DMI 2013), og 0,3 °C lavere end gennemsnittet (8,6 °C) for perioden 1989-2011, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2013). Februar var koldere end sædvanligt, marts var varmere end sædvanligt, mens den øvrige variation over året følger den typiske årsvariation, figur 1.5(B). Antallet af soltimer, figur 1.5 (C), var på 1674 timer, hvilket er over normalen for perioden 1961-1990 (1495 timer) og men kun lidt over gennemsnit for perioden 1989-2011 (1641 timer) og stort set svarende til 2011 (Cappelen og Jørgensen 2007, DMI 2013).

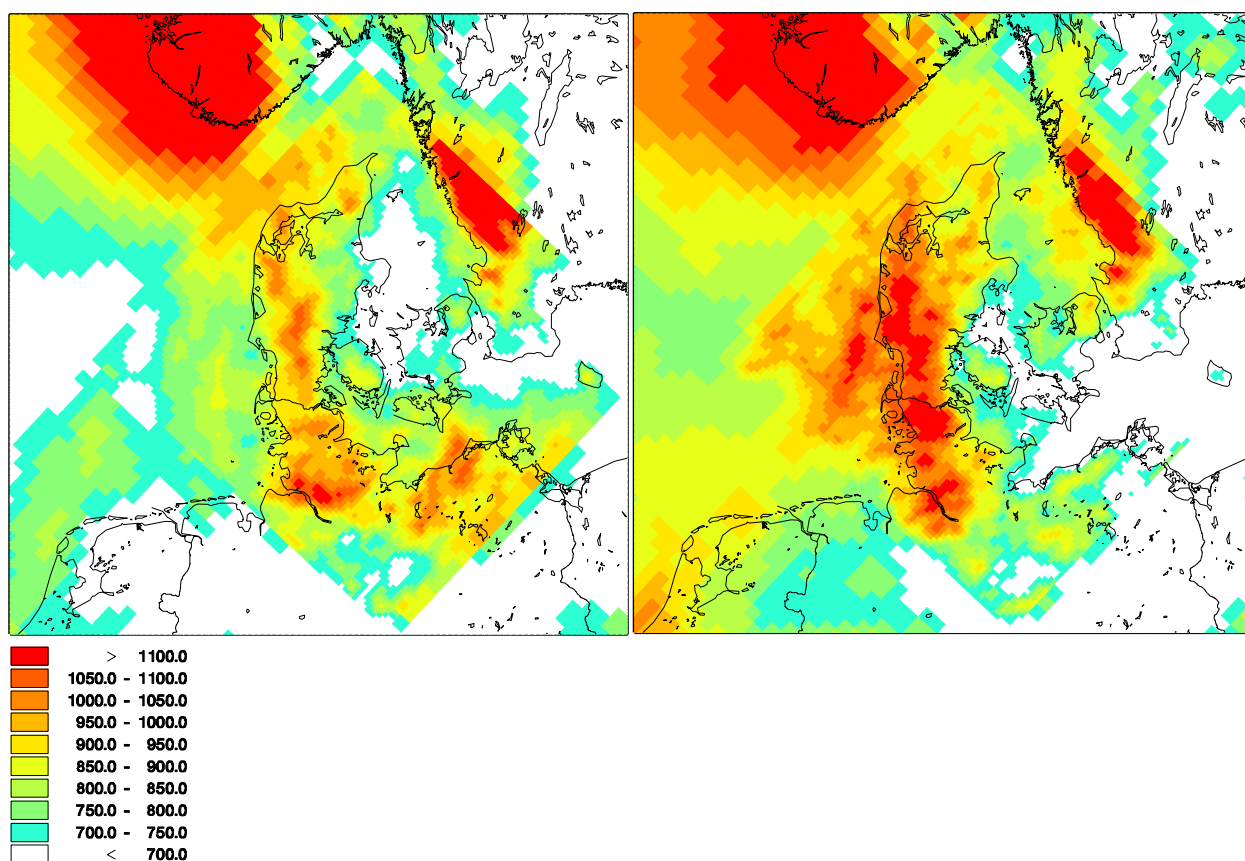
Links

Yderligere information om målestationerne:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

Yderligere information om luftforureningsmodeller:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/>



Figur 1.6. Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model MM5 for 2011 (venstre) og 2012 (højre). Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet og deposition, men giver også et fint overblik over de geografiske variationer i nedbøren.

2 Kvælstof

2.1 Relevans

Deposition af kvælstof fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og naturområder med næringsstoffer. Det er derfor et af hovedformålene for luftdelen af NOVANA at bestemme den årlige deposition af kvælstof til vandmiljøet og landområderne. Det er endvidere vigtigt at kende kilderne til kvælstofdepositionen og udviklingstendensen.

2.2 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 EU's medlemslande herunder 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. Derimod er der internationale målsætninger om reduktion af kvælstofemissionen, hvilket vil føre til reduktion af afsætningen af kvælstof. Danmark påtog sig via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2010 med henholdsvis omkring 60% og 43% set i forhold til 1990. I 2012 er der blevet vedtaget en ny revideret Gøteborg-protokol med emissionslofter for 2020. Danmark har i forbindelse med den reviderede Gøteborg protokol forpligtet sig til at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2020 med henholdsvis 56% og 24% set i forhold til 2005, svarende til i alt omkring 71 % og 45 % set i forhold til de danske udledninger i 1990. For EU's medlemslande vil der samlet blive tale om en reduktion på 40% og 6% for henholdsvis kvælstofilterne og ammoniak set i forhold til 2005. Den reviderede Gøteborg-protokol er endnu ikke trådt i kraft.

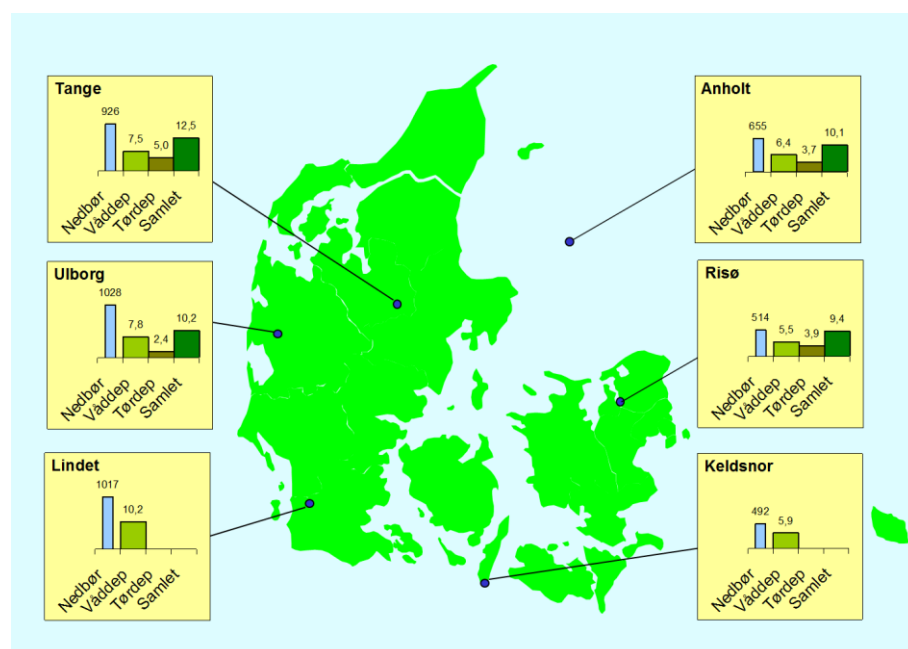
2.3 Kvælstofdeposition i 2012

I 2012 blev den samlede deposition af kvælstof bestemt ved fire målestationer (figur 2.1). Målinger ved målestationerne viste, at den årlige deposition af kvælstof i 2012 i områderne omkring hovedstationerne lå på 9-13 kgN/ha for deposition til landområderne (figur 2.1). Depositionen lå på 7 kgN/ha for deposition til vandområderne ved Anholt. I 2012 var depositionen til landområderne i gennemsnit for målestationerne stort set på niveau med 2011. Depositionen til vandområderne ved Anholt var omkring 20% højere i 2012 end i 2011, hvilket primært skyldtes en øget våddeposition.

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

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet (kun våddeposition) og Tange. Ved Lindet og Tange er der 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, hvilket navnlig har været tilfældet i 2012. Forskellen mellem alle målestationerne er dog ikke særlig stor (under 30%) set i sammenligning med den store forskel i nedbørsmængderne (op til en faktor 2).

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 den bedst egnede metode i forbindelse med overvågningsprogrammet.



Figur 2.1. Kvælstofdeposition (kgN/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2012. Figuren angiver deposition til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationerne. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgN/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Grundet revision af program indgår tørdepositionen ikke længere ved Lindet og Keldsnor. Resultater for våddeposition ved Risø har forhøjet usikkerhed grundet manglende resultater fra fire halvmåned.

Links

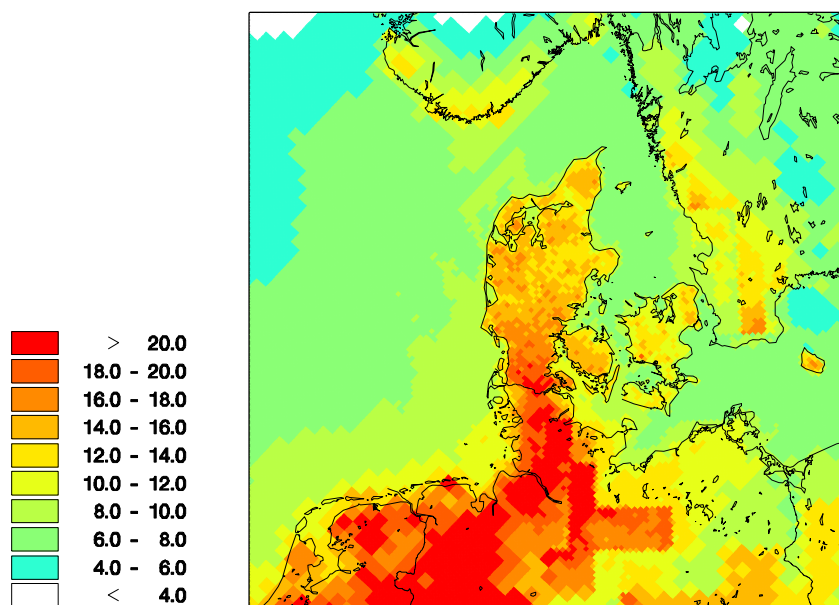
Information om DCE's luftmålestationer kan fås på:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande

For 2012 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 81.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 7,7 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er omkring samme niveau som rapporteret for 2011 (79.000 ton N) og omkring 14 % højere end rapporteret for 2010 (71.000 tons). Forskellen mellem årene 2010-2012 skyldes hovedsageligt ændringer i de meteorologiske forhold.

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 omkring 13 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på omkring 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 2012. 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 2012. 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 ²
Nordsøen – dansk del	6,3	31,0	37,3	7,7	48.754
Skagerrak – dansk del	1,2	6,5	7,7	7,5	10.329
Kattegat – svensk del	0,8	5,2	5,9	8,8	6.743
Kattegat – dansk del	2,8	10,4	13,2	7,8	16.830
Nordlige Bælthav	0,8	2,3	3,1	8,0	3.909
Lillebælt	0,7	1,7	2,4	11,1	2.171
Storebælt	0,9	2,9	3,8	8,4	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,8	1,0	7,2	1.336
Øresund - svensk del	0,1	0,6	0,8	8,3	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,5	1,7	2,2	8,7	2.547
Østersøen - dansk del	2,3	7,9	10,2	6,8	14.926
Alle danske farvandsområder	16	65	81	7,7	105.320

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://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/>

2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder

For 2012 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 60.000 ton N (tabel 2.2), hvilket er den samme deposition, som beregnet for 2011. Der er dog sket mindre ændringer i forholdet mellem tør- og våddeposition, således at våddepositionen er steget med omkring 13 % og tørdeposition er faldet med omkring 15 %. Disse variationer fra år til år skyldes naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

Den gennemsnitlige deposition ligger uændret på 14 kgN/ha, hvilket ligger over eller på niveau med tålegrænserne for mange af de følsomme danske naturtyper f.eks. højmoser 5-10 kgN/ha, lobeliesøer 5-10 kgN/ha, klit 10-25 kgN/ha og heder 10-25 kgN/ha (*Naturstyrelsen, 2011*).

Den årlige deposition varierer geografisk mellem omkring 9 kgN/ha og til omkring 20 kgN/ha beregnet som gennemsnit for modellens gitterceller på 6 km x 6 km. 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 husdyrprodukti-

onen 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.

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

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte regioner og kommuner kan findes på: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/effekter/natur/>

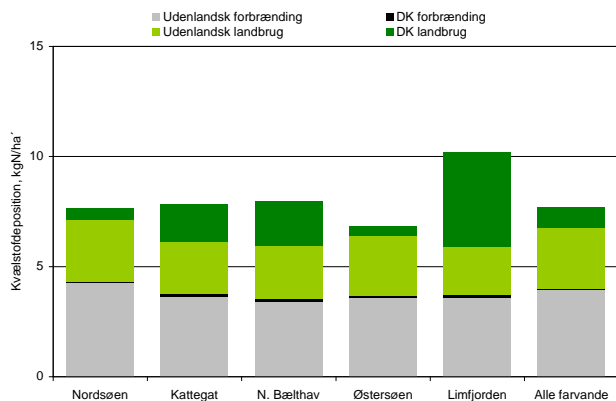
Table 2.2. Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2012.

	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km²
Nordjylland	4,8	5,9	10,7	13,5	7907
Midtjylland	8,4	10,1	18,4	14,1	13093
Syddanmark	8,7	10,6	19,2	15,8	12130
Sjælland	3,8	4,6	8,4	11,5	7268
Hovedstaden	1,4	1,7	3,1	12,4	2567
Hele Landet	27	33	60	14,0	42927

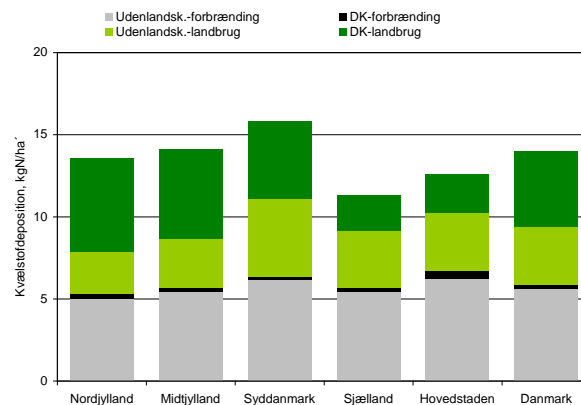
2.6 Kilder til kvælstofdeposition

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 viser, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. I 2012 kom ca. 58% og 42% af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 48% og 52% af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.3. Kvælstofdeposition i 2012 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 2012 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. 13% i 2012. Den største danske andel forekom i Lillebælt (25%), Nordlige Bælthav (27%), Kattegat (24%) og Storebælt (19%) og den mindste i Nordsøen (8%). Dette er i god overensstemmelse med, at de mest hyppige vindretninger er fra syd til vest, hvilket bevirker at Nordsøen, som ligger vest for Jylland, kun i ringe omfang er påvirket af danske kilder. For lukkede fjorde, vige og bugter kan den danske andel være betydeligt større, hvilket skyldes den korte afstand til de danske kilder. Et eksempel herpå er Limfjorden, hvor ca. 44% stammer fra danske kilder. Figur 2.3 viser endvidere, at de danske bidrag hovedsageligt stammer fra emissioner fra landbrugsproduktionen, og at forskellen i den danske andel af depositionen stort set kan forklares ved forskellene i bidraget fra landbruget.

Den danske andel af den gennemsnitlige kvælstofdeposition til de danske landområder (figur 2.4) er større end for farvandsområderne. I gennemsnit for landområderne er den danske andel estimeret til at være på ca. 35%. Den primære årsag til dette er den større deposition af ammoniak fra det lokale landbrug. Størst dansk andel ses for Nord- og Midtjylland med 41-44% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 21%. Når andelen fra danske kilder er størst i Nord- og Midtjylland skyldes det den store husdyrproduktion i Jylland i kombination med de hyppige vindretninger fra syd til vest og den relativt større afstand til områder med store emissioner i landene syd for Danmark. På lokal skala kan den danske andel være væsentligt større som følge af kvælstofdeposition fra fx store lokale landbrug.

Links

Yderligere information om danske emissioner kan findes på:
<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/Emissioner/>

2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

Figur 2.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af kvælstof beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et fald i kvælstofdepositionen til de danske farvande og landområder på henholdsvis ca. 34% og 31% 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 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 45% af kvælstofdepositionen stammer fra danske kilder.

I figur 2.5 skelnes mellem deposition til farvandene og landområderne, hvilket primært skyldes, at visse kvælstofkomponenter afsættes hurtigere til landområder (f.eks. på planter og jord) end til vandområder. Endvidere spiller emissionen af ammoniak fra landbruget en langt større rolle for depositionen til landområderne end til farvandsområderne. Årsag til dette er, at ammoniak omsættes og deponeres hurtigt, således at ammoniak primært påvirker landområderne, som generelt ligger tættere på kilderne end farvandene.

De meteorologiske forhold spiller også en betydelig rolle for udviklingen i kvælstofdepositionen. I figur 2.5 ses betydelige variationer i kvælstofdepositionen fra år til år. År til år variationerne skyldes primært variationer i de meteorologiske forhold. Navnlig for deposition til farvandene ses betydelige år til år variationer. Årsagen til dette er, at våddepositionen udgør 70-90% af den samlede deposition 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.

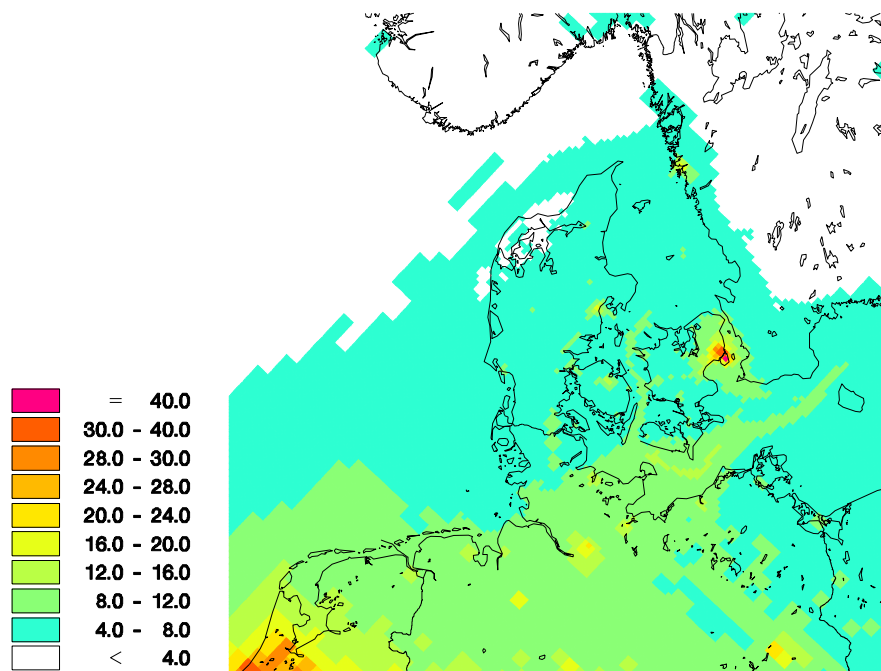
De viste udviklingstendenser er baseret på målinger af våddeposition og tørdeposition beregnet ud fra målingerne af koncentrationen af kvælstof-forbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul som anvendes i modelberegningerne.



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 Anholt, Tange og Ulborg. Deposition til farvandene er baseret på resultaterne fra Anholt og Keldsnor, som begge ligger placeret tæt ved kysten. For Keldsnor er tørdepositionen siden 2010 estimeret på basis af denudermålinger med ugeopsamling. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DCE (*Nielsen et al. 2013*) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (*EMEP 2013*).

2.8 Grænseværdier for NO_x til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi til beskyttelse af vegetation mod skadelige effekter relateret til NO_x. Grænseværdien gældende uden for bymæssige områder er på 30 µg/m³ som årsmiddelværdi. Resultater for 2012 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på figur 2.6. For størstedelen af landet ligger årsmiddelmiddelmålingerne under 12 µg/m³, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder er der ingen overskridelser, da København er det eneste område med værdier over 30 µg/m³ i 2012.



Figur 2.6. Årsmiddelmiddelmålinger af NO_x i 2012 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg NO_x/m³.

2.9 Ammoniak og naturmålestationerne

I 2004 blev der i regi af NOVANA-programmet startet målinger af kvælstofforbindelser med særligt henblik på at forbedre estimater for kvælstofbelastningen af terrestriske naturområder. I løbet af programperioden er der i forbindelse med de tværgående projekter i NOVANA samt i regi af det terrestriske delprogram blevet etableret målestationer til bestemmelse af langtidsmidler (½-1 måned) af ammoniakkoncentrationen på kvælstoffølsomme lokaliteter. Data er dels brugt som information om koncentrationsniveauer på de konkrete lokaliteter, dels til brug for modelvalidering. Over årene er nogle målestationer nedlagt, mens andre er flyttet. I 2012 er der, ud over målinger på de faste stationer (fire stationer, jf. nedenstående), målt ammoniakkoncentrationer på i alt 15 stationer, fordelt på lokaliteter med hede, klithede, højmoser, hængesæk og sure overdrev. Målingerne på nogle af 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.

Belastningen ses oftest i sammenhæng med "tålegrænser" (Critical Load), hvor forskellige typer økosystemer har forskellige tålegrænser, idet tolerancen overfor kvælstofdeposition er forskellig. Det betyder, at når den atmosfæriske deposition overstiger et naturområdes tålegrænse (opgives som et interval), må det formodes, at depositionen forårsager væsentlig skade på økosystemet.

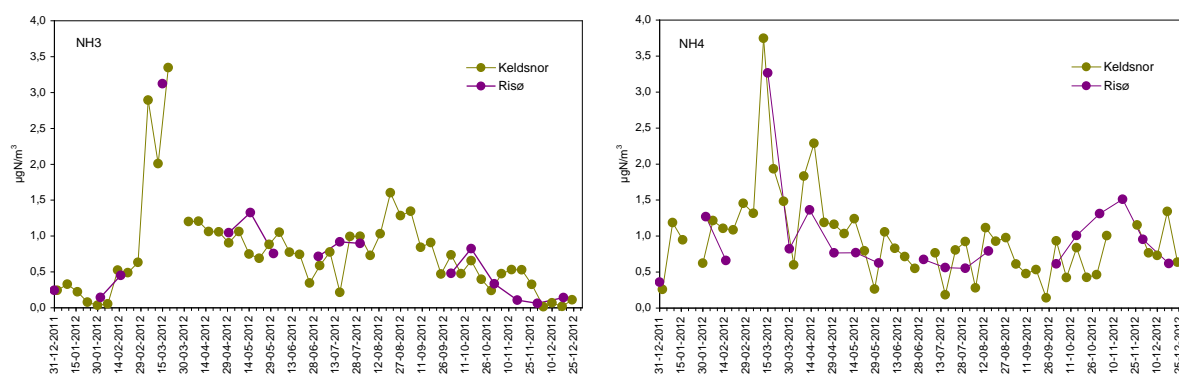
Der er en stigende international erkendelse af, at depositionsformen (våd- eller tørdeposition) samt hvorvidt kvælstoffet afsættes i reduceret eller oxideret form, har en betydning for effekten af afsætningen (sammenfattet af Nordin et al. 2011). Dette tager tålegrænserne ikke højde for, idet de er baseret på den samlede kvælstofbelastning. Depositionerne af de forskellige kemiske former kan betyde noget for både graden af påvirkning og også hastigheden hvormed den sker, både på kort og lang sigt. Ammoniak kan have plantefysiologiske effekter, idet gassen kan optages direkte gennem plantens spalteåbninger, mens effekten af ammonium og nitrat opløst i nedbør ofte går gennem jorden og afhænger af jordtype og hvilke plantearter, der er til stede.

For nogle stoffer er der fastsat kritiske luftkoncentrationer (Critical Level), der angiver skadesniveauer. I 2010 blev en revision af Critical Levels for ammoniak vedtaget i UN-ECE regi (EMEP, 2010). Ved denne revision er niveauet for skadevirkning sat væsentlig ned. Som årsmiddelværdi er Critical Level (long term) for ammoniak sat til $0,8 \mu\text{g N m}^{-3}$ for lav og mosser samt økosystemer, hvor lav og mosser er centrale arter og $2,5 \mu\text{g N m}^{-3}$ (med et usikkerhedsinterval på $1,6\text{-}3,3 \mu\text{g N m}^{-3}$) for højere planter på heder, overdrev og skovbundsflora.

Som led i den generelle bestemmelse af kvælstofbelastningen gennemføres der langtidsmålinger af koncentrationen af gasformig ammoniak og salpetersyre samt partikulært ammonium og nitrat på en del af de faste stationer. Langtidsmålingerne foretages som et supplement til filterpackopsamlere (se afsnit 1.1). Fra og med 2010 er koncentrationsmålingerne af ammoniak/ammonium med denudermetoden nedlagt på flere stationer (Anholt, Ulborg og Lindet), mens der er oprettet en station på Risø ved Roskilde. På to af lokaliteterne (Ulborg og Lindet) er denuder-målingerne erstattet af ammoniakmålinger målt med den passive diffusionsmetode, som også bruges på de ovenfor nævnte naturstationer.

2.10 Målinger i det faste netværk

Figur 2.7 viser halvmånedsmiddelværdier i 2012 af koncentrationen af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt på Keldsnor og Risø. Generelt viser de to stationer meget ens niveauer af både ammoniak og ammonium, hvilket er i overensstemmelse med tidligere års resultater. De laveste ammoniakkoncentrationer ses i vintermånederne, hvor niveauerne er nogenlunde som i vinterperioden i 2011. På både Keldsnor og Risø ses forårsmaksimum at optræde i første halvdel af marts, hvilket ligeledes svarer til 2011, men forårstoppen er mere markant i 2012 end i 2011. Herefter falder niveauet til et nogenlunde konstant niveau hen over sommeren, hvorefter der for ammoniak ses en mindre stigning i august og september svarende til efterårsudbringning af gødning. Herefter aftager koncentrationerne igen hen mod vinteren. For ammonium ses et nogenlunde konstant niveau i 2. halvår af 2012. Når koncentrationen ikke falder hen mod vinteren (ligesom for ammoniak) skyldes det langtidstransport af ammonium fra udenlandske kilder. I 2012 ligger årsmiddelværdien på Keldsnor og Risø af både gasformig ammoniak og partikulært ammonium omkring 10-30 % under niveauet i 2011, hvilket hovedsageligt skyldes variationer fra år til år i de meteorologiske forhold og for ammoniak også år til år variationer i de lokale landbrugsaktiviteter.



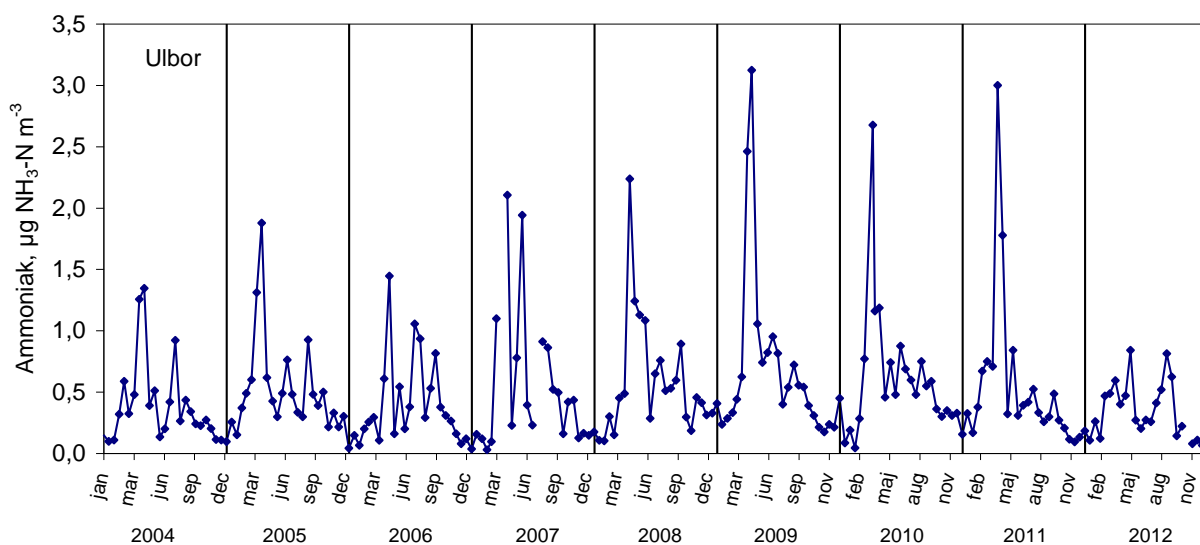
Figur 2.7. Koncentrationer af gasformig ammoniak og partikulært ammonium målt på Keldsnor og Risø i 2012. Målingerne fra Risø er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode), mens målingerne fra Keldsnor er ugeopsamlinger.

Figur 2.8 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak målt i Ulborg 2004-2012. Årsmiddelværdien i 2012 er 0,3 µg NH₃-N m⁻³, hvilket er omkring en tredjedel lavere end i 2011.

Det ses af figur 2.8, at der alle år er en tendens til et tretoppet mønster med den mest markante top i forbindelse med forårsudbringning af gødning og dernæst to toppe henover sommeren og det tidlige efterår. Det ses, at tidspunktet for forårsmaksimum varierer fra første halvdel af april til første halvdel af maj årene imellem. For alle årene ses, at der kommer en koncentrationsstigning igen efter forårstoppen og i 2007 er det allerede første halvdel af juni, hvor den er usædvanlig stor i forhold til de andre år. I 2008 falder forårs- og forsommertoppen over en længere periode end de andre år, men forløbet ligner meget forløbet for koncentrationerne i 2005 og 2010. Nogle år (2005, 2007 og 2008) ses også en svag koncentrationsforøgelse i oktober/november. Alle år ses minimum i koncentrationsniveauerne i vintermånederne. Der er lidt varierende koncentrationsniveauer om vinteren og det kan muligvis skyldes varierende temperaturer, da øget temperatur, alt andet lige, vil betyde øget koncentration. Det kan også skyldes forskellig hyppighed af nordlige

vinde, idet lokaliteten er lidt påvirket af udledninger fra husdyrproduktion mod nordøst.

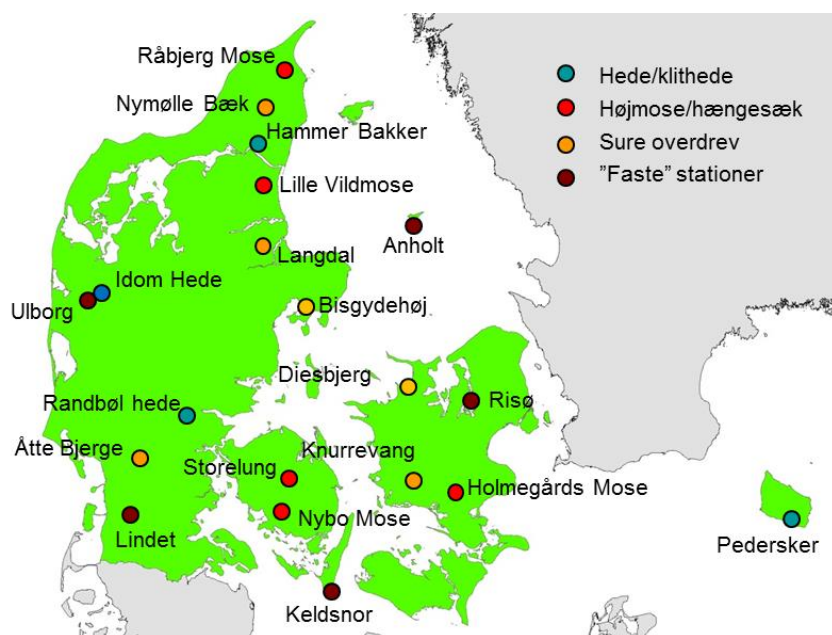
2012 varierer tydeligt fra de seneste år. Den mest markante forskel mellem 2012 og de seneste år er, at den markante forårstop er meget mindre tydelig end tidligere og at koncentrationen i sommermånederne er lav sammenlignet med tidligere. Årsag til, at den markante forårstop ikke ses så tydeligt i 2012 skyldes formentlig de meteorologiske forhold i forbindelse med forårsudbringning af gødning.



Figur 2.8. Koncentrationer af ammoniak målt på Ulborg i perioden 2004-2012. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode).

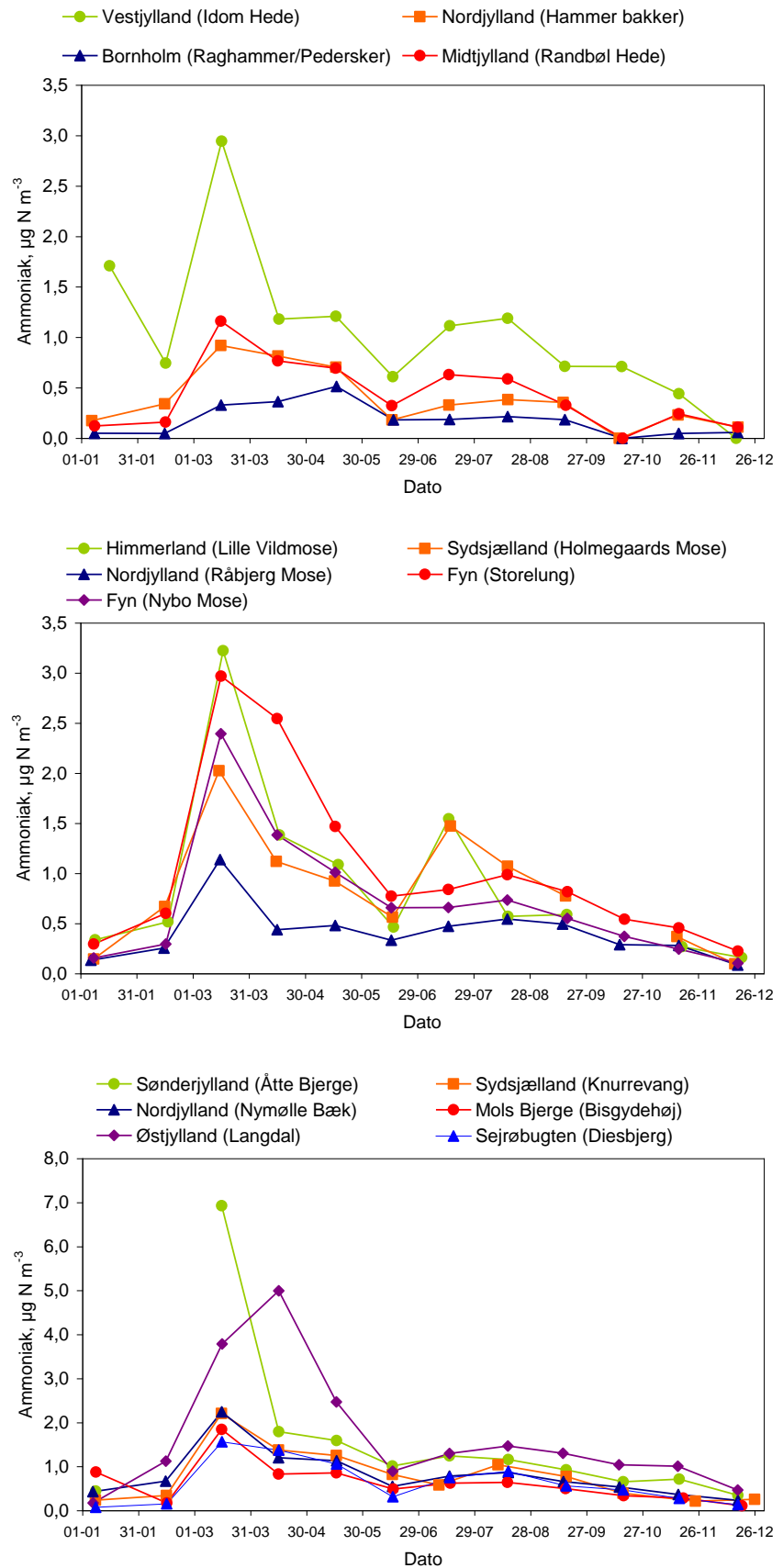
Naturstationer

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, fra d.15. til d.15.) af ammoniakkoncentrationen (beskrevet i fokuspunkt 2, Ellermann et al., 2009). Denne aktivitet videreføres efter revisionen af NOVANA under Delprogram for luft. Målemetoden blev valideret i 2004 (Andersen et al., 2009), men i 2009 var det af tekniske grunde nødvendigt at ændre på metoden og dermed også den korrektion, som valideringen havde vist. Dette blev gjort på baggrund af en validering gennemført i 2008. Supplerende sammenlignende data fra 2009-2011 har imidlertid vist, at korrektionen fundet i 2008 bør ændres. Det betyder, at alle data målt med de passive diffusionsopsamlere 2009-2012 nu er korrigeret med den nye validering. For 2009 og 2010 data betyder det, at koncentrationen er korrigeret op med ca. 15%. Nedenstående er målingerne fra 2012 på stationerne med passive diffusionsopsamlere præsenteret. Stationerne er inddelt efter naturtyperne hede/klithede, højmose/hængesæk og sure overdrev. Placeringen af stationerne fremgår af Figur 2.9.



Figur 2.9. Den geografiske placering af stationer, hvor der måles koncentrationer af ammoniak. De "faste" stationer indgår i baggrundsovervågningen (afsnit 1.1). Lokalteterne er markeret efter naturtype.

På figur 2.10 ses koncentrationsmålingerne af ammoniak i 2012 på naturstationerne. Øverst er målingerne fra tør hede som er stationerne Idom Hede, Hammer Bakker, Randbøl Hede og Pederske. I midten ses målingerne fra højmoserne Storelung, Nybo Mose, Lille Vildmose og Holmegårds Mose samt hængesækslokaliteten Råbjerg Mose. Nederst på figur 2.10 er vist målingerne fra de sure overdrev Bisgydehøj, Diesbjerg, Nymølle Bæk, Langdal, Knurrevang og Åtte Bjerge. Målingerne i 2012 er månedsmiddel (fra d. 1. til d. 1. måneden efter) og markeret ved start d. 1. i måneden. Det skal bemærkes, at den første måleperiode dækker perioden 15. dec. 2011 til 31. jan. 2012, idet der i 2012 skiftes til månedsmiddelværdier med skift den sidste i hver måned, hvor der de tidligere år har været skift den 15. i måneden.



Figur 2.10. Koncentrationer af ammoniak i 2012 på en række lokaliteter fordelt over landet. Målingerne er månedsmiddel markeret ved midten af opsamlingsperioden. Bemærk de forskellige y-akseinddelinger. Øverst: hede (Idom Hede: månedsmiddelværdierne er midlet fra målinger på halvmånedsbasis). Midt: højmoser og hængesæk. Nederst: sure overdrev. Det skal bemærkes, at den første måleperiode dækker perioden 15. dec. 2011 til 31. jan. 2012.

Alle stationerne har et forholdsvis ensartet mønster, omend koncentrationsniveauerne er forskellige. De højeste koncentrationer ses i foråret. I 2012 begynder koncentrationsniveauerne allerede at stige i perioden midt februar til midt marts, hvilket er lidt tidligere end de foregående år (se også figur 2.11 og 2.12). Ved sammenligning mellem årene skal der dog tages forbehold for, at opsamlingsperioden er skiftet en halv måned i 2012 set i forhold til de tidligere år. Efter forårsmaksimum ses et mere eller mindre varierende koncentrationsniveau hen over sommeren og fra midt september begynder koncentrationerne at falde nogenlunde jævnt mod vinterminimum.

De to jyske overdrev Langdal og Åtte Bjerger (figur 2.10 nederst) viser de højeste forårskoncentrationer i.f.t de andre lokaliteter. De høje forårskoncentrationer er forventelige, da lokaliteterne ligger tæt på marker og derfor er mere påvirket af emissioner i forbindelse med udbringning af gødning. Overdrevet Knurrevang ligger syd for Tystrup Sø (Sydvestsjælland) og denne station er eksponeret fra marker mod øst, mens der mod vest og sydvest er overdrev og skovarealer. Knurrevang ligger på niveau med Holmegårds Mose og lidt højere end Diesbjerg (begge Sjælland) i forårsperioden. Bisgydehøj i Mols Bjerger og Diesbjerg ved Sejerøbugten ligger ikke direkte ud til dyrkede marker og viser lidt lavere koncentrationsniveauer end de øvrige overdrev.

Tabel 2.3 viser årsmiddelværdier for de forskellige lokaliteter. De to jyske overdrev Åtte Bjerger og Langdal har de højeste årsmiddeldkoncentrationer, mens Idom Hede og højmosen Storelung og Lille Vildmose viser de næsthøjeste koncentrationsniveauer. Råbjerg Mose i Nordjylland og Hammer Bakker og Pedersker på Bornholm viser de laveste koncentrationsniveauer.

Tabel 2.3. Årsmiddelværdier 2012 af ammoniakkoncentrationen på en række lokaliteter med angivelse af naturtypen.

Lokalitet	Naturtype	Årsmiddeldkoncentration $\mu\text{g N m}^{-3}$
Østjylland (Langdal)	Surt overdrev (6230)	1,7
Sønderjylland (Åtte Bjerger)	Surt overdrev (6230)	1,5
Vestjylland (Idom Hede)	Tør hede (4030)	1,1
Fyn (Storelung)	Højmose (7110)	1,0
Himmerland (Lille Vildmose)	Højmose (7110)	0,9
Sydsjælland (Holmegårds Mose)	Højmose (7110)	0,8
Nordjylland (Nymølle Bæk)	Surt overdrev (6230)	0,8
Sydsjælland (Knurrevang)	Surt overdrev (6230)	0,8
Fyn (Nybo Mose)	Højmose (7110)	0,7
Sejerøbugten (Diesbjerg)	Surt overdrev (6230)	0,6
Mols Bjerger (Bisgydehøj)	Surt overdrev (6230)	0,6
Midtjylland (Randbøl Hede)	Tør hede (4030)	0,4
Nordjylland (Råbjerg Mose)	Hængesæk (7140)	0,4
Nordjylland (Hammer Bakker)	Tør Hede (4030)	0,4
Bornholm (Pedersker)	Tør Hede (4030)	0,2

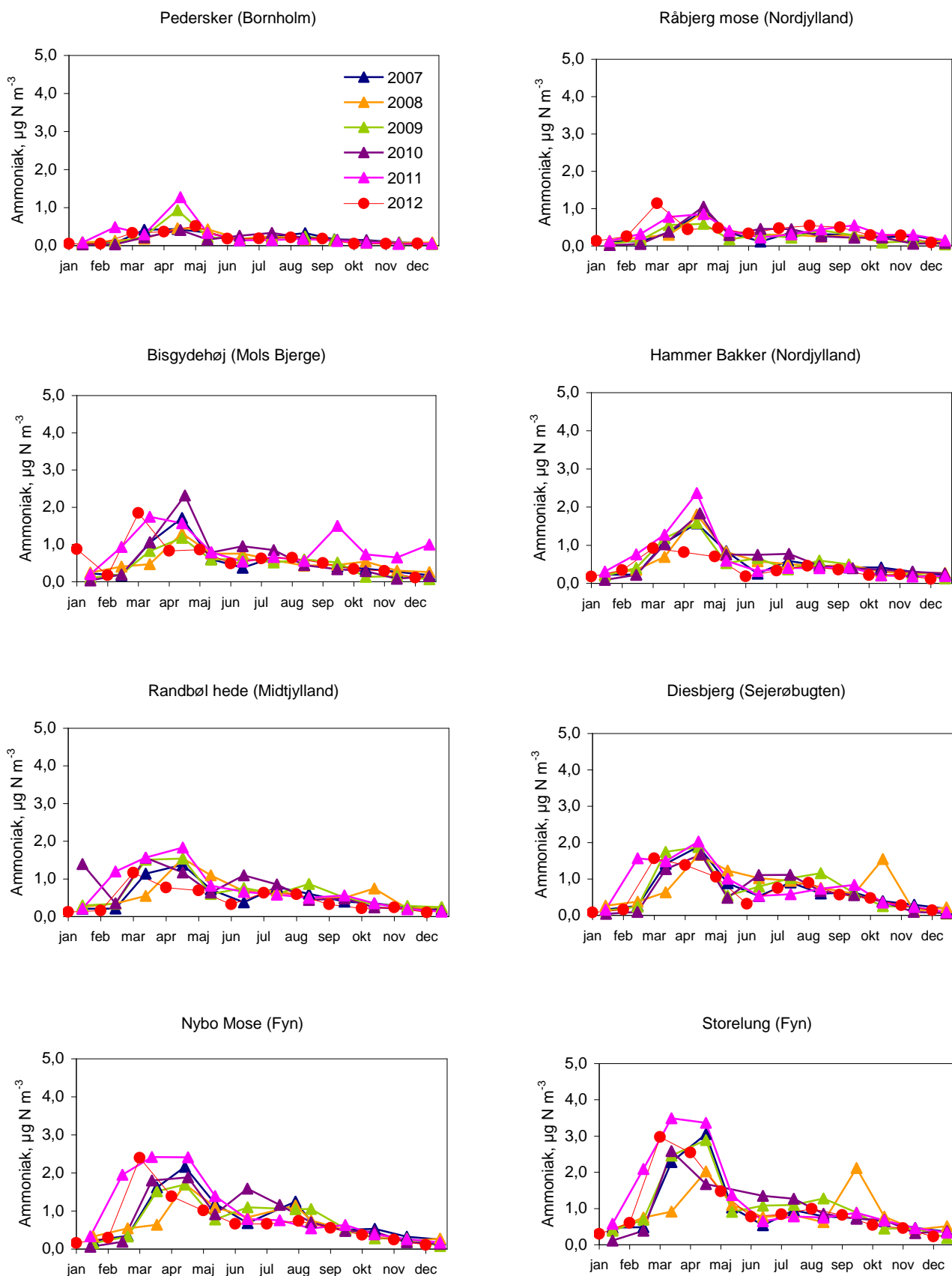
På hedelokaliteterne er årsmiddelværdierne i 2012 lidt under niveauet i 2011. Ses på koncentrationsniveauerne i forhold til Critical Level, er niveauet for lav og mos overskredet på Idom Hede, mens niveauet for de højere planter ikke er overskredet.

Niveauerne for højmoserne Storelung, Nybo Mose, Råbjerg Mose og Lille Vildmose er alle en anelse lavere i 2012 end i 2011, mens Holmegaards Mose ligger på niveau med 2011. Over de fem års måleperiode ses nogenlunde konstant niveau. Ses på årsmiddelværdierne for højmoserne i forhold til Critical Level niveauet for lav og mosser ($0,8 \mu\text{gN}/\text{m}^3$), så ligger Storelung, Lille Vildmose og Holmegaards Mose på niveau med eller over skadesniveauet, mens Nybo Mose ligger lige under Critical Level.

Årsmiddelværdien i 2012 for alle overdrevslokaliteterne ligger lidt lavere (15-20%) i 2012 set ift. 2011. Ses der på årsmiddelværdier i forhold til Critical Level, så ligger Åtte Bjerge og Langdal tydeligt over skadesniveauet for lav og mosser, mens de øvrige sure overdrev ligger på niveau med eller under Critical Level. Koncentrationsniveauet på Åtte Bjerge og Langdal ligger omkring den nedre grænse af usikkerhedsintervallet for skadeniveauet for højere planter ($1,6-3,3 \mu\text{g Nm}^{-3}$).

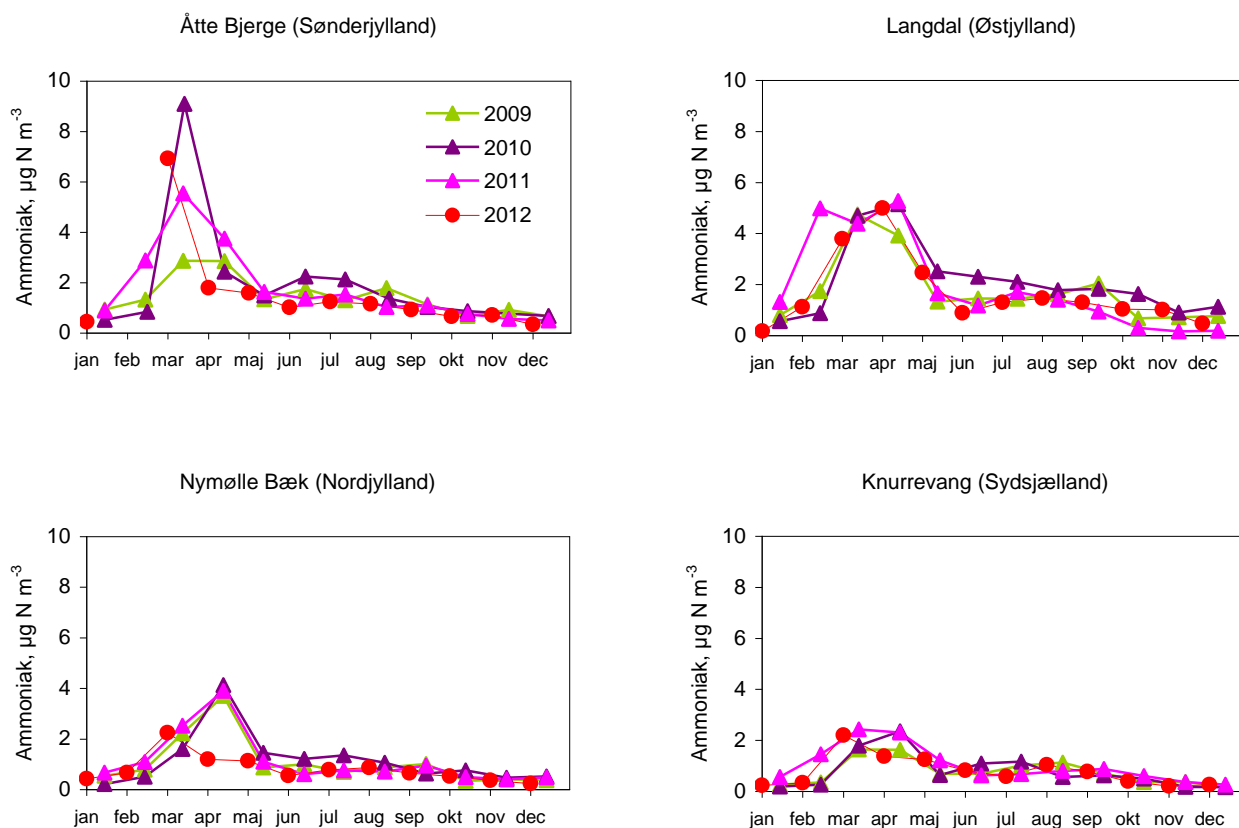
I forhold til skovstationerne Ulborg og Lindet er årsmiddelværdien på Lindet over niveauet for Critical Level for lav og mos.

Figur 2.11 viser den tidlige variation i de månedlige koncentrationsniveauer målt i 2007-2012 på otte af naturstationerne fra det terrestriske delprogram (bemærk at opsamlingsperioderne er forskubbet en halv måned i 2012 i forhold til 2007-2011). Bortset fra enkelte outliers (Diesbjerg okt/nov 2008, Storelung sep/okt 2008 og Randbøl Hede jan/feb 2010) er variationen i koncentrationerne forholdsvis ensartet årene imellem på stationerne. På de fleste stationer er perioden medio marts til medio april lidt lavere i 2008 sammenholdt med de andre år. Ses på årsmiddelværdierne for ammoniakkoncentrationen på stationerne i de fem år, varierer de med en variationskoefficient på 6-24 % (mindst på i Hammer Bakker i Nordjylland og størst variation på Bisgydehøj i Mols Bjerge). Det er lidt overraskende, at år til år variationen ikke er større, men åbenbart er landbrugspraksis og meteorologiske forhold relativt sammenlignelige fra år til år, når man ser på månedsmiddelværdier. Det skal også bemærkes, at de pågældende stationer ikke ligger umiddelbart i nærheden af punktkilder, hvilket er medvirkende til at reducere variationerne mellem årene.



Figur 2.11. Koncentrationer af ammoniak på en række stationer i årene 2007-2012. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start, som er d. 15. i måneden i perioden fra 2007-2011 og d. 1. i måneden i 2012.

Figur 2.12 viser den tidlige variation i de månedlige koncentrationsniveauer målt i 2009-2011 på fire af overdrevsstationerne, der alle ligger tæt ved landbrugsområder (bemærk at opsamlingsperioderne er forskubbet en halv måned i 2012 i forhold til 2007-2011). Variationen i koncentrationerne er forholdsvis ensartet årene imellem på stationerne. Ses på årsmiddelværdierne for ammoniakkoncentrationen i de tre år, varierer de med en variationskoefficient på 5-15 % (mindst i Nymølle Bæk og størst i Åtte Bjerge).



Figur 2.12. Koncentrationer af ammoniak på fire overdrevsstationer beliggende tæt ved landbrug i årene 2009-2011. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start, som er d. 15. i måneden i perioden fra 2007-2011 og d. 1. i måneden i 2012.

2.11 Kvælstofdeposition til naturområder – modelberegninger på lokal skala

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.

For år 2012 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak til 129 udvalgte naturområder. DMU's 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 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). Derudover er DAMOS systemet valideret ved sammenligning med målte ammoniak koncentrationer ved flere naturområder i det tidligere Ringkøbing Amt (Andersen *et al.* 2008) samt i Fokuspunktet i NOVANA rapporten for 2011 (Ellermann *et al.* 2012).

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. Beregningerne er udført med en geografisk opløsning af området i felter á 400 m x 400 m. DEHM beregner koncentration af ammoniak på randen af OML-DEP's beregningsområde baseret på emissioner fra kilder udenfor området. Denne baggrundskoncentration indlæses for hver time i året i OML-DEP modellen, der beregner en samlet koncentration af ammoniak med bidrag fra alle kilder. Tørdeposition af ammoniak beregnes således pga. kilderne både i og udenfor beregningsområdet. Øvrig deposition af primært langtransporterede kvælstofkomponenter beregnes med DEHM. Dette drejer sig om tørdeposition af kvælstofilter og partikelbundet kvælstof samt våddeposition af kvælstof.

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data for 2012 udtrukket fra den meteorologiske model MM5v3 (Grell *et al.* 1995). Emissionsdata på lokal-skala er for år 2011 med hensyn til den totale emission og for år 2010 i relation til den geografiske fordeling. Emissionerne er baseret på bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR), det Generelle Landbrugs Register (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 (Gyldenkerne *et al.*, 2005, Ambelas Skjøth, *et al.* 2004). Beregningsområdets vegetation/beskaffenhed (land cover), som har stor betydning for størrelsen af kvælstofdepositionen i beregningsområdet, er baseret på AIS-data (Areal Informations Systemet) i en opløsning på 100 m x 100 m.

Den beregnede deposition af kvælstof i 2012 til de 129 naturområder ses i tabel 2.4, hvor også naturtypen er angivet. Alle områderne er identiske med områderne fra beregningerne for 2011 og 2010. Udover den samlede kvælstofdeposition angives også tørdeposition af ammoniak, som hovedsageligt kommer fra de lokale landbrug samt den øvrige tørdeposition og våddeposition af kvælstof. Lokaliteterne er grupperet således, at DCE's målestationer listes først og dernæst lokaliteterne opdelt efter naturtype. Inden for 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 fra mindre end $\frac{1}{2}$ kg til 5 kg N/ha i 2012. Variationen skyldes først og fremmest forskelle i emissionen af ammoniak fra de lokale landbrug, afstanden til disse samt forskelle i naturtypen. Højere ruhed (som fx for skov) giver alt andet lige en højere afsætning af kvælstof.

Den samlede kvælstofafsætning til naturområderne varierer mellem 8 og 23 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.

I gennemsnit er ændringerne i depositionen for de 129 lokaliteter fra 2011 til 2012 (2010 til 2011) for tørdeposition af ammoniak -0,1 (0,2) kg N/ha, for øvrig tørdeposition -0,3 (0,3) kg N/ha og for våddeposition 0,6 (0,8) kg N/ha. Samlet er det i gennemsnit 0,1 kg N/ha mere i 2012. De to tidligere år var ændringen +1,3 kg N/ha i 2011 og -2 kg N/ha i 2010. Ændringerne i alle årene skyldes sandsynligvis primært meteorologiske forhold, hvor ændringer i våddepositionen er mest betydende.

Tabel 2.4 Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) til udvalgte danske lokaliteter og naturtyper beregnet for 2012 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 ₃ -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Anholt	56,717	11,521	Græs	1	3	6	10
Frederiksborg	55,956	12,352	Nåleskov	1	6	8	15
Keldsnor	54,747	10,737	Landbrug	2	2	7	11
Lindet	55,142	8,885	Nåleskov	4	8	10	23
Tange	56,353	9,602	Løvskov	3	9	7	19
Ulborg	56,290	8,428	Nåleskov	3	7	8	17
Lønborg Hede	55,870	8,427	Hede (4010, 4030)	2	2	7	11
Helm Polde	55,169	8,931	Hede (4010, 4030)	3	2	10	15
Hammer Bakker	57,129	10,038	Hede, tør (4030)	2	1	7	10
Raghammer	55,014	14,945	Hede, tør (4030)	1	3	7	11
Idom Hede	56,315	8,483	Hede, tør (4030)	2	2	8	11
Ovstrup Hede	56,247	8,931	Hede, tør (4030)	2	2	8	12
Randbøl Hede (V)	55,663	9,117	Hede, tør (4030)	2	2	9	12
Råbjerg Mose	57,554	10,359	Højmoser (7110)	2	2	7	10
Holmegårds Mose	55,296	11,801	Højmoser (7110)	2	2	6	10
Lille Vildmose	56,867	10,173	Højmoser (7110)	1	2	7	10
Nybo Mose	55,133	10,369	Højmoser (7110)	2	2	9	12
Storelung	55,255	10,256	Højmoser (7110)	3	2	8	13
Ulvshale	55,040	12,265	Kystklit (2250)	1	2	5	9
Husby Klit	56,293	8,132	Kystklit (2130)	1	2	7	10
Hansted (S)	57,051	8,560	Klit (2140)	1	2	8	10
Bisgyde Høj	56,226	10,541	Overdrev, sure (6230)	1	2	6	9
Diesebjerg	55,824	11,431	Overdrev, sure (6230)	1	2	7	10
Knurrevang	55,323	11,620	Overdrev, sure (6230)	2	2	7	11
Langdal	56,561	10,104	Overdrev, sure (6230)	3	2	8	13
Nymølle Bæk	57,300	10,227	Overdrev, sure (6230)	3	1	8	13
Åtte Bjerger	55,454	8,975	Overdrev, sure (6230)	3	2	10	15
Melby Overdrev	56,018	11,996	Klithede (2140)	1	2	6	8
Hulsig	57,685	10,468	Klithede (2140)	0	2	6	8
Pælebakke Klit	57,712	10,493	Klithede (2140)	0	2	6	9
Præstesø	57,629	10,344	Klithede (2140)	1	2	6	9
Damsted Klit	57,709	10,558	Klithede (2140)	0	2	6	9
Præstø Fed	55,149	12,107	Klithede (2140)	1	2	6	9
Ellinge Lyng	55,879	11,532	Klithede (2140)	1	2	6	9
Rødhus Klit	57,193	9,518	Klithede (2140)	1	2	7	10
Nordstrand, Anholt	56,719	11,559	Klithede (2140)	1	3	6	10
Simon Skrivners Klit og Mølklit-	57,608	10,340	Klithede (2140)	2	2	7	10
Nissekær, Glæde	57,119	8,905	Klithede (2140)	1	2	7	10
Madsbøl Plantage	57,109	8,879	Klithede (2140)	1	2	7	10
Ejstrup Strand	57,175	9,446	Klithede (2140)	1	2	7	10
Hvidbjerg Klitplantage	56,871	8,361	Klithede (2140)	1	2	7	10
Bulbjerg	57,149	9,023	Klithede (2140)	1	2	7	10
Henne Strand (N)	55,747	8,180	Klithede (2140)	1	2	7	10
Grærup Hede	55,649	8,152	Klithede (2140)	1	2	7	10
Bredesande v. Tranum Klit	57,162	9,498	Klithede (2140)	1	2	7	10
Hans, Nymindegab	55,820	8,177	Klithede (2140)	1	2	7	10
Henne Strand (S)	55,732	8,175	Klithede (2140)	1	2	7	10
Lild Strand	57,147	8,954	Klithede (2140)	1	2	7	10
Grovsø	55,626	8,201	Klithede (2140)	1	2	7	10
Filsø Hede	55,711	8,181	Klithede (2140)	1	2	7	10
Glæde	57,106	8,942	Klithede (2140)	1	2	7	10

Tabel 2.4 (fortsat) Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) ...

Lokalitet	Bredde-grad	Længde-grad	Naturtype	NH ₃ -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Topperbjerg, Vejers	55,610	8,150	Klithede (2140)	1	2	7	10
Krogsande	55,549	8,188	Klithede (2140)	1	2	7	10
Bjålum Klit	55,839	8,208	Klithede (2140)	1	2	7	10
Blåbjerg	55,743	8,234	Klithede (2140)	1	2	7	10
Hansted (N)	57,103	8,611	Klithede (2140)	1	2	7	10
Underlien v. Slettestrand	57,143	9,393	Klithede (2140)	1	2	7	10
Grønnestrand	57,139	9,274	Klithede (2140)	1	2	8	10
Skavemose	56,283	8,138	Klithede (2140)	1	2	7	10
Eskebjerg Vesterlyng	55,731	11,274	Klithede (2140)	1	2	7	11
Nygå II	55,878	8,161	Klithede (2140)	1	3	7	11
Nygå	55,879	8,160	Klithede (2140)	1	3	7	11
Bredevandsbakker v. Kollerup	57,123	9,263	Klithede (2140)	1	2	8	11
Husby Klit II	56,233	8,136	Klithede (2140)	1	2	7	11
Anerbjerg, Gødelen	55,823	8,224	Klithede (2140)	2	2	7	11
Holmsland Klit, Bjerregård Øst	55,883	8,179	Klithede (2140)	1	3	7	11
Nørre Fjand	56,330	8,151	Klithede (2140)	1	2	7	11
Fårdam Sande v. Klim	57,119	9,184	Klithede (2140)	1	2	8	11
Vint	55,916	8,167	Klithede (2140)	1	3	7	11
Vint II	55,917	8,159	Klithede (2140)	1	3	7	11
Kokkjær Vand	57,062	8,661	Klithede (2140)	1	2	8	11
Halen, Fanø	55,435	8,438	Klithede (2140)	1	2	8	11
Fogedens Eng (s), Fanø	55,422	8,445	Klithede (2140)	1	2	8	11
Havrvig	55,935	8,153	Klithede (2140)	1	3	7	11
Korsø	57,071	8,772	Klithede (2140)	2	2	8	11
Fanø Bad (N)	55,446	8,358	Klithede (2140)	1	3	7	11
Klibjerg, Rømmø	55,129	8,492	Klithede (2140)	1	2	8	12
Høstbjerg, Rømmø	55,156	8,533	Klithede (2140)	1	3	8	12
Sidselsbjerg	56,160	8,132	Klithede (2140)	3	3	7	13
Havrvig (NØ)	55,941	8,152	Klithede (2140)	3	3	7	13
Lille Oles bjerg	55,957	8,152	Klithede (2140)	4	3	7	14
Kærene, Læsø	57,284	10,961	Hede, våd (4010)	1	2	6	9
Klattrup v. Mou	56,940	10,259	Hede, våd (4010)	1	1	7	9
Sellegårde, Tofte Skov	56,827	10,243	Hede, våd (4010)	1	1	7	10
Løvenholm	56,450	10,486	Hede, våd (4010)	1	1	7	10
Ulkestrup Lyng	55,598	11,528	Hede, våd (4010)	2	2	6	10
Skærbæk Plantage	56,078	9,438	Hede, våd (4010)	1	1	8	10
Galgebakken	56,068	9,708	Hede, våd (4010)	1	1	7	10
Hallundbæk	56,034	9,184	Hede, våd (4010)	2	1	7	10
Galtrimmen v. Hou	57,065	10,322	Hede, våd (4010)	2	1	7	10
Egedalsmosen	56,232	9,686	Hede, våd (4010)	2	1	7	11
Jerup Hede	57,544	10,369	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Sømose, Lønborg	55,868	8,401	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Lønborg Hede (V)	55,864	8,420	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Søbylund	56,054	9,168	Hede, våd (4010)	2	1	7	11
Lønborg Hede (S)	55,860	8,435	Hede, våd (4010)	2	2	7	11
Rauf Hede v. Madum Sø	56,814	9,927	Hede, våd (4010)	2	1	8	11
Husby Plantage nord, Hage	56,325	8,138	Hede, våd (4010)	2	3	7	11
Resen Bæk	56,377	9,150	Hede, våd (4010)	2	2	8	11
Katsig Bakker v. Tolne	57,452	10,338	Hede, våd (4010)	2	1	8	11
Stakroge/Bøvl	55,881	8,895	Hede, våd (4010)	2	2	8	11
Søndre Feldborg Plantage	56,323	8,962	Hede, våd (4010)	2	1	8	11
Rørbæk Sø	55,918	9,381	Hede, våd (4010)	2	1	8	12
Navnsø	56,883	9,457	Hede, våd (4010)	3	1	7	12
St. Råbjerg/Grene Sande	55,723	9,035	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
Hestlund-Pilkmose	55,882	9,142	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
Grammarkvej, Rømmø	55,109	8,522	Hede, våd (4010)	1	2	8	12
Bormose, Jenle Plantage	56,840	9,489	Hede, våd (4010)	3	1	7	12
Randbøl Hede	55,659	9,149	Hede, våd (4010)	2	2	9	12

Tabel 2.4 (fortsat) Årlig kvælstofdeposition (kg N/ha) ...

Lokalitet	Bredde-grad	Længde-grad	Naturtype	NH ₃ -N tør-deposition	Øvrige tør-deposition	Våd-deposition	Total deposition
Store Vorslunde	55,859	9,093	Hede, våd (4010)	2	2	8	12
Varde Sdr. Hede	55,585	8,474	Hede, våd (4010)	3	2	8	13
Klelund	55,586	8,974	Hede, våd (4010)	3	2	9	13
Ålbæk	55,008	8,650	Hede, våd (4010)	2	2	9	14
Ballumbjerg	55,271	8,945	Hede, våd (4010)	2	2	10	14
Rejsby Østermark	55,224	8,733	Hede, våd (4010)	3	2	10	15
Løgumkloster	55,036	8,946	Hede, våd (4010)	3	2	11	15
Høstemark (s), Lille Vildmose	56,927	10,234	Højmose (7110)	1	1	7	10
Toftesø, Lille Vildmose	56,871	10,223	Højmose (7110)	1	1	7	10
Damfener, St Vildmose	57,185	9,778	Højmose (7110)	2	2	7	10
Paraplymosen og Portland Mo-	56,937	10,179	Højmose (7110)	2	2	7	10
Velling Skov	56,038	9,539	Højmose (7110)	2	1	8	11
Grevens Ris, St. Vildmose	57,244	9,825	Højmose (7110)	2	2	7	11
Farsø Mose, St. og Ll. Øksø	56,800	9,851	Højmose (7110)	2	1	8	11
Knebel Bakker	56,824	9,913	Højmose (7110)	2	1	8	11
Boest	55,995	9,456	Højmose (7110)	2	1	8	11
Nørhoved	55,993	9,413	Højmose (7110)	2	1	8	11
Sønder Kollemørten	55,857	9,378	Højmose (7110)	3	2	8	13
Trøm	56,131	8,633	Højmose (7110)	4	2	9	14
Bradstrup Hede v. Ravnkilde	56,740	9,732	Højmose (7110)	5	1	8	15

Et eksempel på hvordan den lokale tørdeposition af ammoniak varierer geografisk ses i figur 2.13. Her er for 2012 vist den beregnede fordeling af ammoniakdepositionen i et område i Nordvestjylland lige syd for Hanstholm. Generelt er deposition lavest omkring 1 kg N/ha ved kysten og stiger ind i landet mod landbrugsområderne. De største depositioner optræder i det sydøstlige hjørne af kortet, hvor tørdepositionen i større områder når mere end 4-5 kg N/ha.

I Hanstholm Vildtreservat er tørdeposition af ammoniak for størstedelen mindre end 1 kg N/ha. Den forholdsvis lave deposition primært i den sydlige del skyldes den store afstand til kilde/landbrugsområderne, idet der befinder sig skov og vandområder imellem. I den nordøstlige del af reservatet er depositionen oppe på 2 kg N/ha, da landbrugsområderne her støder op til reservatet.

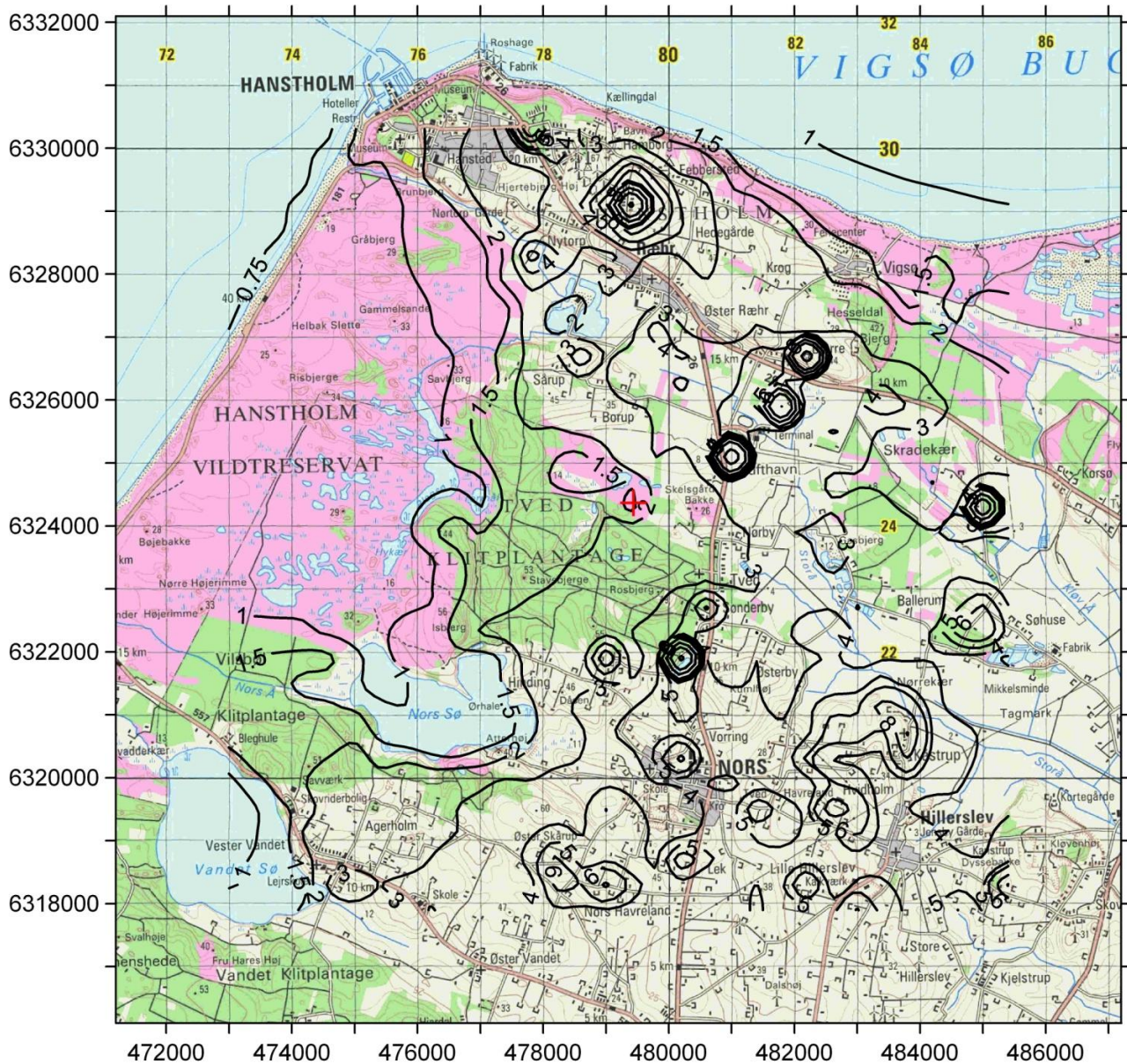
I Tved Klitplantage varierer deposition fra øst mod vest fra 3 kg N/ha til 1,5 kg N/ha, hvilket kan forklares på samme måde som ovenfor.

I havet ud for kysten mod nordvest er depositionen ca. 0,75 kg N/ha, og ved kysten mod nordøst er tallet ca. 1 kg N/ha. Forskellen skyldes igen nærheden til de lokale kilder, men også at havet i nordøst vil udsættes mest for de lokale kilder på grund af de hyppigere vinde fra sydvest.

I området ses flere lokale maksima, 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.

Tilsvarende kort for de øvrige lokaliteter angivet i tabellen kan findes på DMU's hjemmeside (se links).

Kokkjær Vand (kg NH₃-N/ha)



Figur 2.13. Den beregnede geografiske variation af tørdeponeret ammoniak i 2012 i et 16 km x 16 km område i Nordvestjylland ved Hanstholm. De anvendte niveaukurver er 1, 1,5, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 15, 20, 30 og 50 kg N/ha/år. Kurverne er ikke ført helt til kanten af kortområdet, idet usikkerheden her er større. Depositionen er beregning i et net af felter på 400 m x 400 m. Det røde kryds midt i kortet angiver punktet, hvor depositionen til Kokkjær Vand (naturtypen Klithede (2140)) i tabel 2.4. er beregnet. Værdierne på akserne angiver placering af området i UTM 32 nettet (m Øst og m Nord).

Links

Kort over beregnet kvælstofdeposition til udvalgte naturlokaliteter vil blive tilgængeligt via Danmarks Miljøportal primo 2013.

Information om DCE's luftmålestationer kan fås på:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

3 Fosfor

3.1 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.

3.2 Målsætning

Der er ikke opstillet specifikke målsætninger for reduktion af fosfordepositionen.

3.3 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 2012 er den samlede deposition af fosfor til de indre danske farvande og landområder vurderet til ca. 0,04 kgP/ha. Depositionen til de indre danske farvande (areal 31.500 km²) i 2012 kan herudfra estimeres til ca. 130 tons P. Tilsvarende kan depositionen til de danske landområder (areal 43.000 km²) estimeres til ca. 170 tons P.

Depositionen af fosfor er uændret i forhold til rapporteringen for år 2011. Baseret på overvågningsmålingerne og resultater fra det tidligere Fyns Amt (*Fyns Amt 2005*) vurderes, at der ikke er sket målelige ændringer i den atmosfæriske deposition af fosfor i overvågningsperioden.

Estimaterne af tørdepositionen af fosfor har for de tidligere år været 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). Denne analysemetode er imidlertid ikke længere i brug og en ny analysemetode baseret på ICP-MS er under indkøring. Derfor er der ikke foretaget målinger af partikulært fosfor i 2012. Den skønnede tørdeposition er derfor baseret på målingerne for 2009, hvilket de følgende resultater henfører til. Med analysemetoden måles den samlede mængde fosfor, og der skelnes ikke mellem uorganiske eller organiske fosforforbindelser. Mængden af partikulært fosfor opsamlet med filterpackopsamlere er imidlertid lille i forhold til detektionsgrænsen, som er 20-50 ngP/m³. I 2009 var kun ca. 20-30% af målingerne over detektionsgrænsen. Den år-

lige 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 wet-only-opsamlere. Efter prøveopsamling analyseres indholdet af fosfat i DCE's laboratorium. 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. Baseret på opsamlingerne med wet-only-opsamlere, hvor der er færrest problemer med kontaminering, er det vurderet, at våddepositionen har været uændret i gennem de seneste årtier.

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

Den organiske fosfordeposition vurderes at være af samme størrelse som depositionen af uorganisk opløseligt fosfor. Denne vurdering er baseret på tidligere vurderinger af *Hovmand et al. (1993)* og målinger af organisk fosfat foretaget af *Fyns Amt (2005)*.

4 Svovl

4.1 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.

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

4.2 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 EU's medlemslande herunder 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 påtog sig via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af svovl i 2010 med 67% set i forhold til 1990, hvilket er opfyldt. I 2012 er der blevet vedtaget en ny revideret Gøteborg-protokol med emissionslofter for 2020. Danmark har forpligtet sig til at reducere emissionen af svovl i 2020 med 35% set i forhold til 2005. For EU's medlemslande vil der samlet blive tale om en reduktion på 59%. Den reviderede Gøteborg-protokol er endnu ikke trådt i kraft.

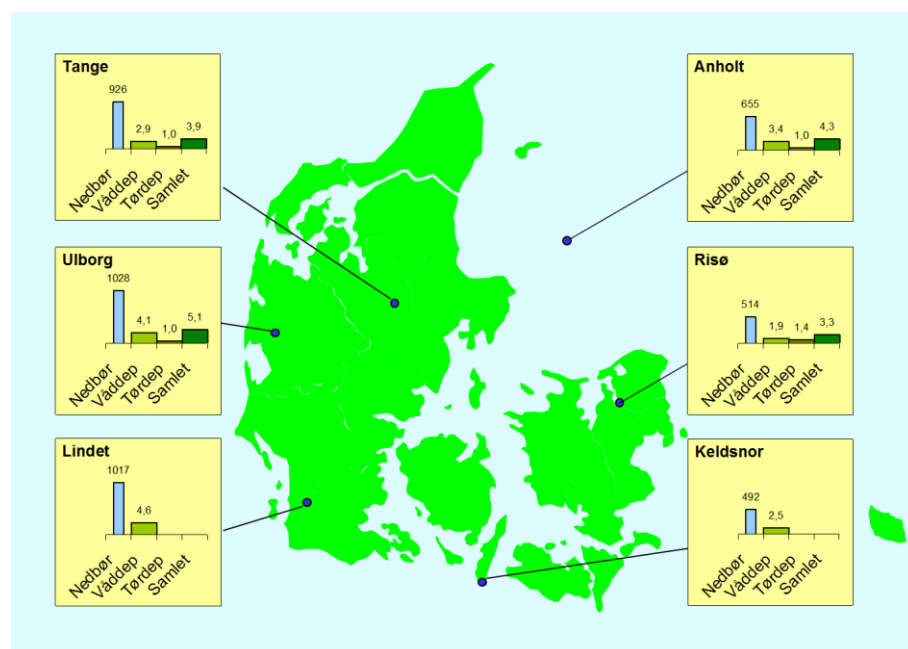
4.3 Svovldeposition i 2012

Resultaterne i 2012 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent svovl og svovl fra havsalt lå på 3,3-5,1 kgS/ha for deposition til landområderne (figur 4.1). Dette er i gennemsnit for målestationerne ca. 20% lavere end i år 2011, men på niveau med depositionen i 2010.

De højeste depositioner blev i 2012 bestemt ved Ulborg og den mindste deposition ved Risø. 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. Tørafsætning på Anholt skyldes formentligt for en stor andel skibstrafik på Kattgat.

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 Ulborg og Anholt. Svovldeposition på Anholt skyldes for en stor del dels dette bidrag af sulfat fra havsalt og dels skibstrafik i Kattegat.

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 ressourcetrækkende. 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.



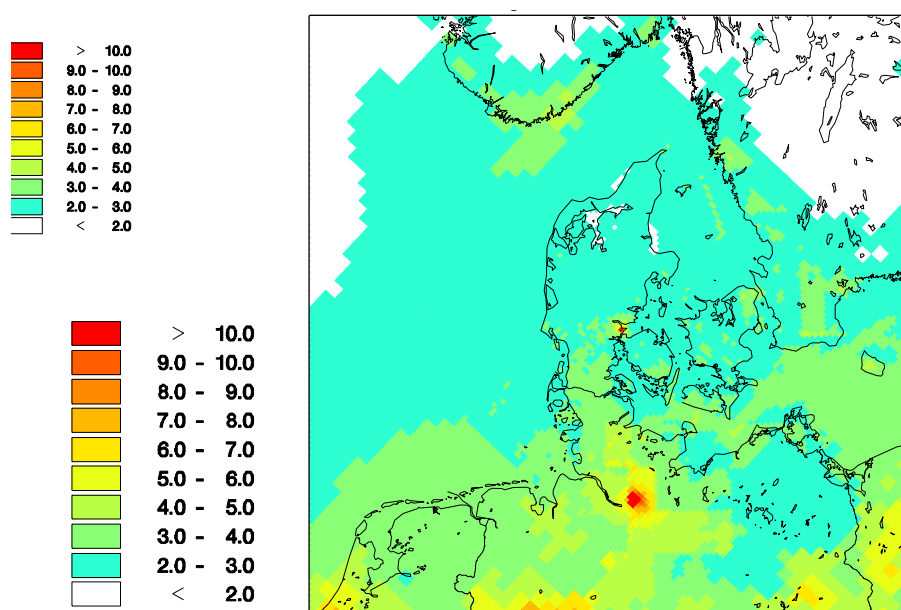
Figur 4.1. Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2012. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgS/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Der bliver ikke målt tørdeposition ved Keldsnor og Lindet.

4.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for år 2012 beregnet til 11.500 ton S, hvilket er ca. 10% mindre end rapporteret for 2011, hvilket ligger inden for de naturlige variationer, som følge af de meteorologiske variationer fra år til år. Den samlede deposition på danske landområder er ca. dobbelt så stor som den danske emission af svovl. Denne lå i 2011 på 6.950 ton S (Nielsen et al. 2013).

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 3,0 kg S/ha (figur 4.2 og tabel 4.1), hvilket svarer til ca. 0,4 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. Det danske bidrag varierer kun meget lidt mellem regionerne (9,0 - 10 %).



Figur 4.2. Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2012. 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 luftforureningsmodellen 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.

Ud fra sammenligning mellem resultaterne fra målinger og modelberegninger estimeres usikkerheden for de enkelte regioner til at være op mod $\pm 40\%$.

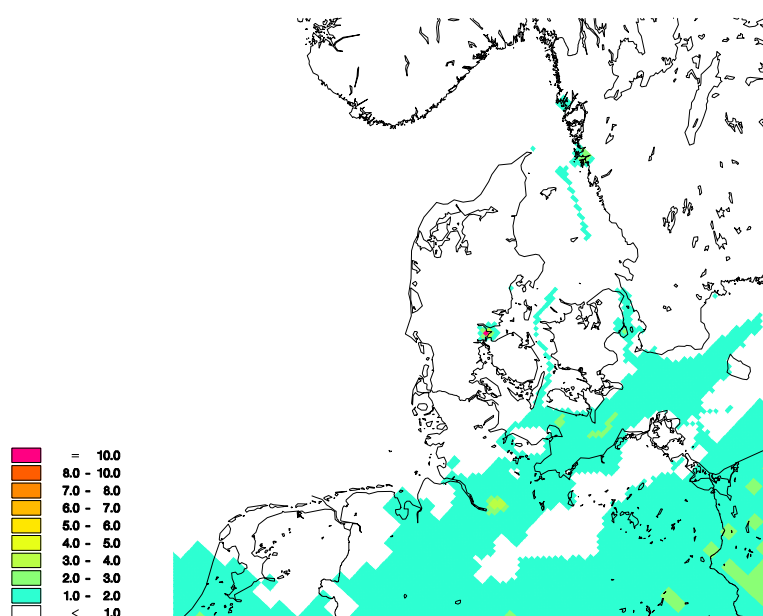
Tabel 4.1 Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2012.

	Tørdeposition	Våddeposition	Total deposition	Total deposition	Areal
	1000 ton S	1000 ton S	1000 ton S	per areal kgS/ha	km ²
Nordjylland	0,6	1,2	1,9	2,4	7908
Midtjylland	1,1	2,1	3,2	2,5	13094
Syddanmark	1,3	2,3	3,6	2,9	12130
Sjælland	0,9	1,2	2,1	2,9	7268
Hovedstaden	0,3	0,5	0,8	3,1	2568
Hele landet	4,2	7,3	11,5	2,7	42927

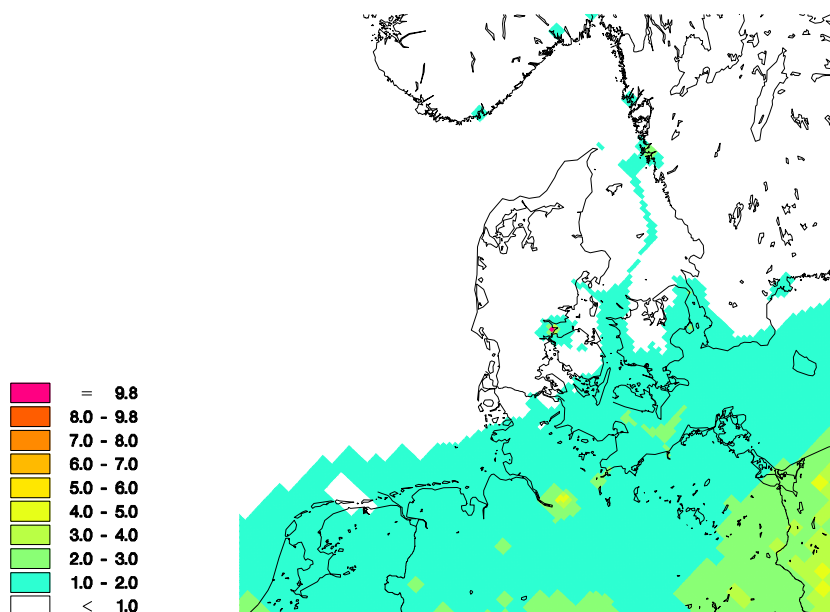
4.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 µg SO₂/m³ for både års- og vintermiddelkoncentrationerne (1. oktober til 31. marts) af SO₂. Grænseværdierne er fastlagt for at beskytte vegetation mod de skadelige effekter fra SO₂. Målinger af SO₂ ved Anholt, Tange, Ulborg og Risø viser en årlig middelkoncentration på mellem 0,2-0,5 µg SO₂/m³, hvilket er mere end 20 gange mindre end grænseværdierne.

Luftforureningsmodellen DEHM anvendes til beregning af den geografiske variation i koncentrationerne af SO₂. Figur 4.3 og 4.4 viser års- og vintermiddelkoncentrationerne. De højeste koncentrationer uden for byområderne ses for vintermiddelkoncentrationerne ved de sydlige øer Langeland, Falster og Lolland, hvor koncentrationerne ligger lidt under 2 µg SO₂/m³. De relativt set højere koncentrationer disse steder skyldes dels langtransport fra den nordlige del af Tyskland og dels indflydelse fra skibstrafik. De højere koncentrationer, som ses i en række bånd gennem farvandene skyldes udledninger fra skibstrafik i forbindelse med sejlruterne.



Figur 4.3. Årsmiddelkoncentrationer af SO₂ i 2012 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg SO₂/m³.



Figur 4.4. Vintermiddelmålkoncentrationer (1. oktober – 31. marts) af SO₂ i 2012 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed µg SO₂/m³.

4.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen

Grundet revision af måleprogrammet har det været nødvendigt at ændre på antallet af målestationer, som indgår ved beregning af udviklingstendens. Denne ændring giver imidlertid kun en minimal ændring i den beregnede udviklingstendens (se Bilag 1).

Figur 4.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1989 er depositionen reduceret med ca. 75%. Det største fald er målt i perioden frem til 2000, hvorefter depositionen stort set har været på samme niveau indtil 2007. Herefter ses igen et mindre fald i depositionen. Da faldet i depositionen er ens på målestationerne vurderes det, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark.

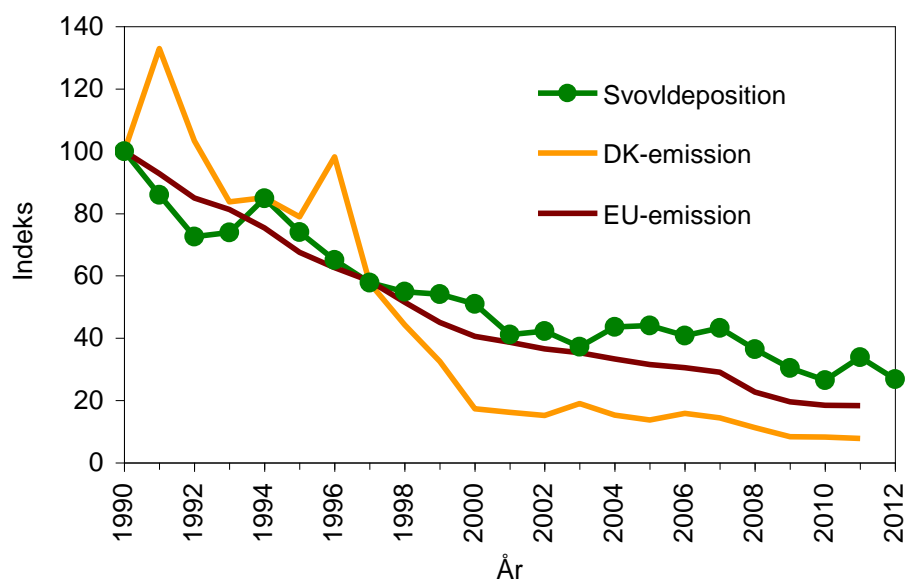
Figur 4.5 viser også ændringerne i svovlemissionerne i Danmark og EU. Der ses en tydelig korrelation mellem faldet i svovldepositionen og i emissionerne. Navnlig ses meget god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i de 27 EU-lande, hvilket skyldes, at langt 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 vedtaget reguleringer af udled-

ningerne 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. Fra 2010 er det tilladte svovlindhold yderligere reduceret til 1,0 % og der er gennemført krav om anvendelse af brændstof med 0,1% svovl i havne fra 1. jan 2010. Nedsættelse af svovlindholdet i 2007 og 2010 er formentlig en af de væsentlige årsager til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2012.

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 4.5. 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 Anholt, Tange og Ulborg. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Emissionerne fra Danmark er fra DCE (Nielsen *et al.* 2013) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP 2013).

Links

Deposition af svovl til de enkelte amter og kommuner kan findes på:
<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/>

Yderligere information om tålegrænser kan findes på:
<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/effekter/natur/>

Information om luftmålestationerne kan fås på:
<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

5 Tungmetaller

5.1 Relevans

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

5.2 Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder tungmetaller, end den kan tåle. Endvidere pålægger EU's 4. datterdirektiv om bl.a. tungmetaller, (EC, 2005) 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.

5.3 Tilstand og årsag

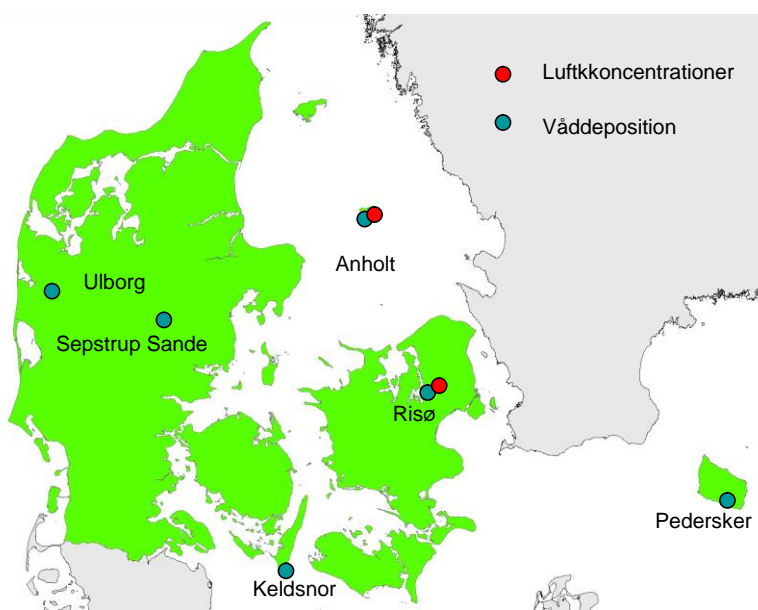
Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt henholdsvis siden 1990 og siden begyndelsen af 1980'erne på de danske målestationer. I forbindelse med revisionen af overvågningsprogrammet er målingerne af våddepositionen af tungmetaller ændret således, at målingerne ved Lindet er standset og at målingerne på Frederiksborg er blevet standset til fordel for målingerne ved målestationen på Risø. Målestationerne er vist i figur 5.1. Revisionen har endvidere medført, at antallet af målestationer er blevet reduceret, så der kun måles luftkoncentrationer af tungmetaller ved Anholt og Risø (fra 2. halvår 2010), hvor der tidligere blev målt luftkoncentrationer ved fem målestationer. Måleprogrammet er dermed spinklere end tidligere, hvilket medfører større usikkerhed på depositionsestimaterne.

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.

I 2011 er der som nævnt ovenfor sket et skift i de målestationer, som anvendes til bestemmelse af tørdepositionen af tungmetallerne. Skiftet i målestationerne har ikke givet anledning til ændring i niveauet af den bestemte samlede deposition, hvilket skyldes at tørdepositionen for hovedparten af tungmetallerne kun udgør en mindre del af den samlede deposition og at skift i målestationerne ikke har givet markante ændringer i niveauerne for luftkoncentrationerne. Sidst nævnte hænger sammen med, at en stor del af tungmetallerne langtransporteres og derfor er relativt jævnt geografisk fordelt.



Figur 5.1. Målestationer, hvor der måles luftkoncentrationer og våddeposition af tungmetaller i Danmark i 2012.

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

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 30-50%. Årsagen til den betydelige usikkerhed er først og fremmest, at de målte tungmetalkoncentrationer, såvel i luft som i nedbør, er lave og tæt på detektionsgrænsen. Der er derfor større risiko for fejl, som følge af kontaminering af prøverne.

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), hvilket betyder at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke medfører samme store usikkerhed på estimatet af den samlede deposition.

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

Tabel 5.1. Årlig deposition estimeret fra målinger af bulk-opsamlet våddeposition på seks stationer i Danmark og tørdeposition vurderet ud fra måling af luftkoncentrationerne på Anholt. Endvidere er deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2012. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2011 (DCE 2013).

Deposition	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Deposition til vand $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Landområder (43.000 km^2) ton/år	Indre farvande (31.500 km^2) ton/år	Danske kilder ton/år
Cr, chrom	170	160	7	5	0,9
Ni, nikkel	210	180	9	6	4,6
Cu, kobber	780	750	34	24	45
Zn, zink	6800	6600	290	210	37
As, arsen	90	80	4	3	0,3
Cd, cadmium	20	18	1	1	0,2
Pb, bly	640	590	27	19	11
Fe, jern	51000	50000	2200	1600	-

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). Grundet revision af måleprogrammet er der sket et skift i de steder hvor der måles luftkoncentrationer. Før 2010 er udviklingstendensen baseret på et gennemsnit af resultaterne fra Keldsnor og Tange, mens luftkoncentrationerne efter 2010 er beregnet som gennemsnit af Anholt og Risø. Niveauerne før og efter 2010 ligger på samme niveau når de store usikkerheder på analyse af de lave koncentrationer tages med i betragtning. Skiftet i målestationerne vil derfor ikke få stor betydning på vurderingen af udviklingstendensen for målestationerne. For Cd er der dog sket et markant skift. Dette skyldes dog ikke skift i målestationerne, men skyldes skift til en ny og bedre analysemetode.

Variationen i depositionen fra år til år af et givent tungmetal afhænger af flere faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområder, der via den atmosfæriske transport, bidrager med tungmetalledfald over Danmark. Denne emission har generelt været nedadgående de seneste årtier. Mest markant er fjernelse af bly fra benzin og en generelt bedre rensning af røggasser.

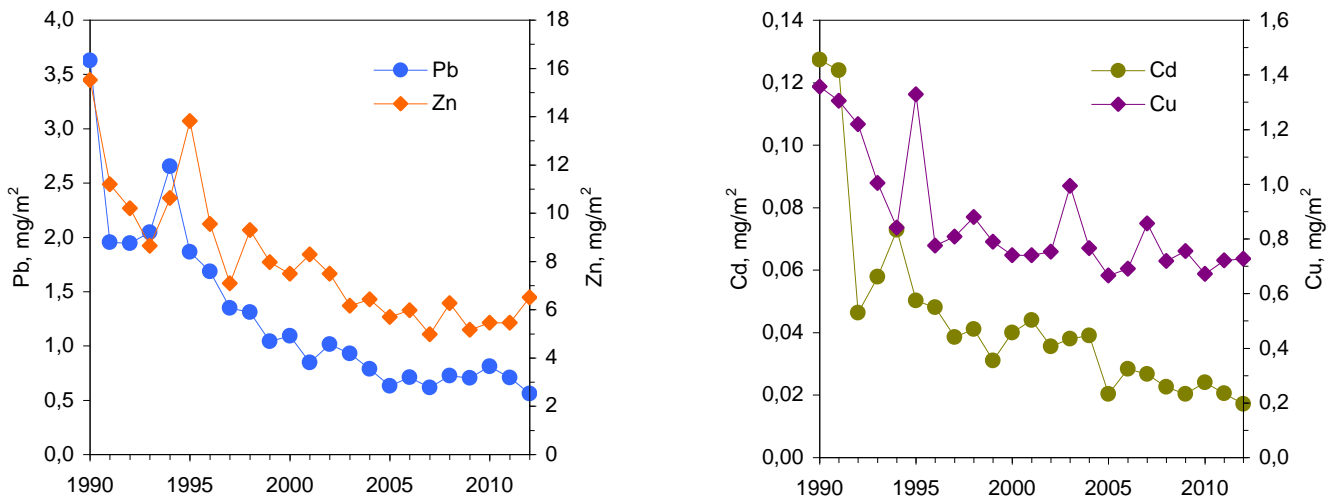
I figur 5.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990; EMEP 2013) med målingerne ved de danske målestationer. For Pb, Cd og Zn ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-landene, hvilket er forventeligt, da tungmetallerne for en stor del langtransporteres til Danmark fra store dele af resten af Europa. Ændringerne i danske emissioner spiller kun en mindre rolle for udviklingen i Danmark.

For Cu ses en uændret emission for EU-landene, mens der ses en stigning for de danske emissioner. Udviklingstendens for våddeposition og luftkoncentrationer følger i begyndelsen af 1990'erne ikke udviklingen i emissionerne, men efter 1995 ligger luftkoncentrationer og våddeposition på et stort set konstant niveau i overensstemmelse med det konstante niveau for udledningerne i EU.

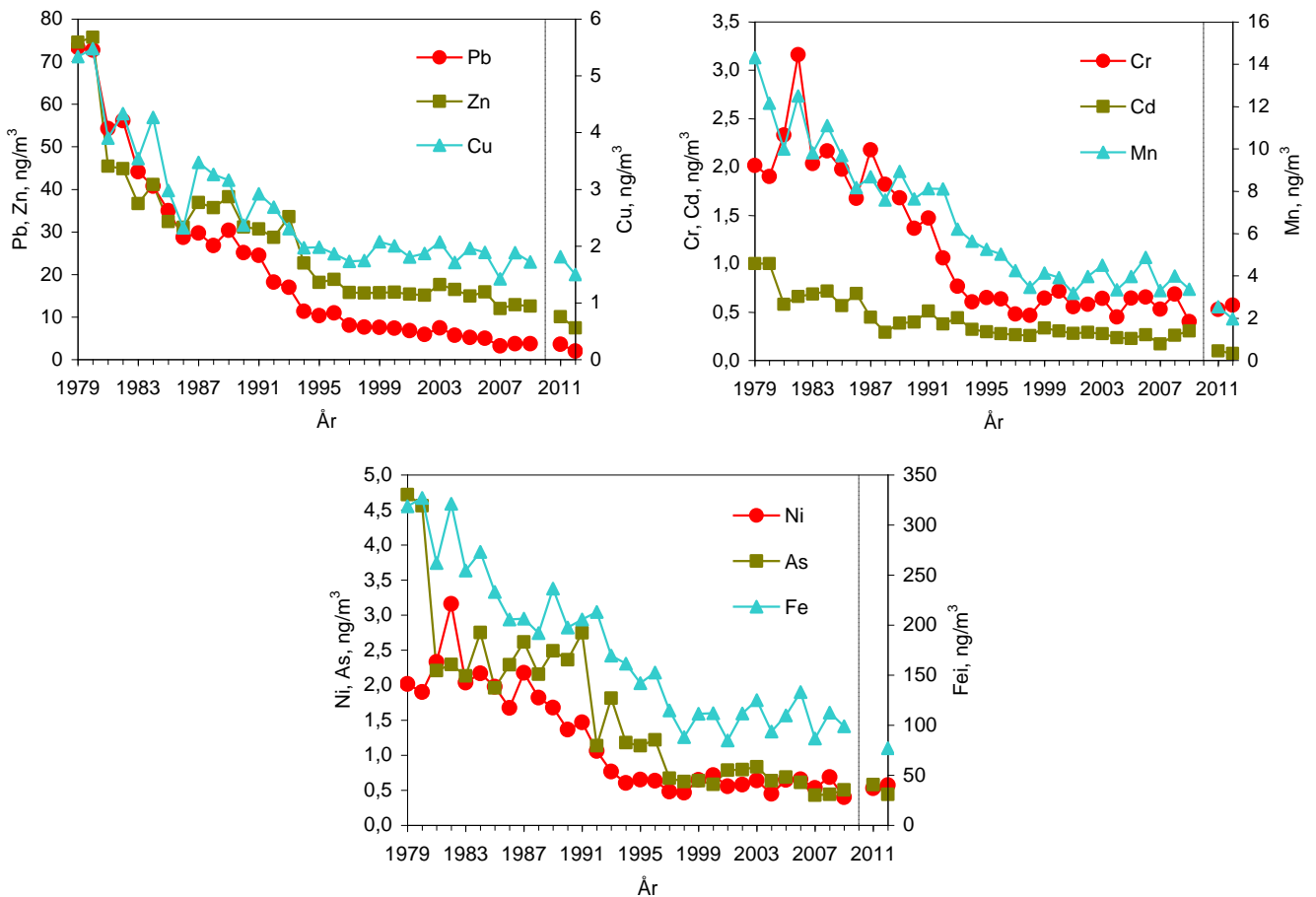
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikkelkoncentrationerne og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

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

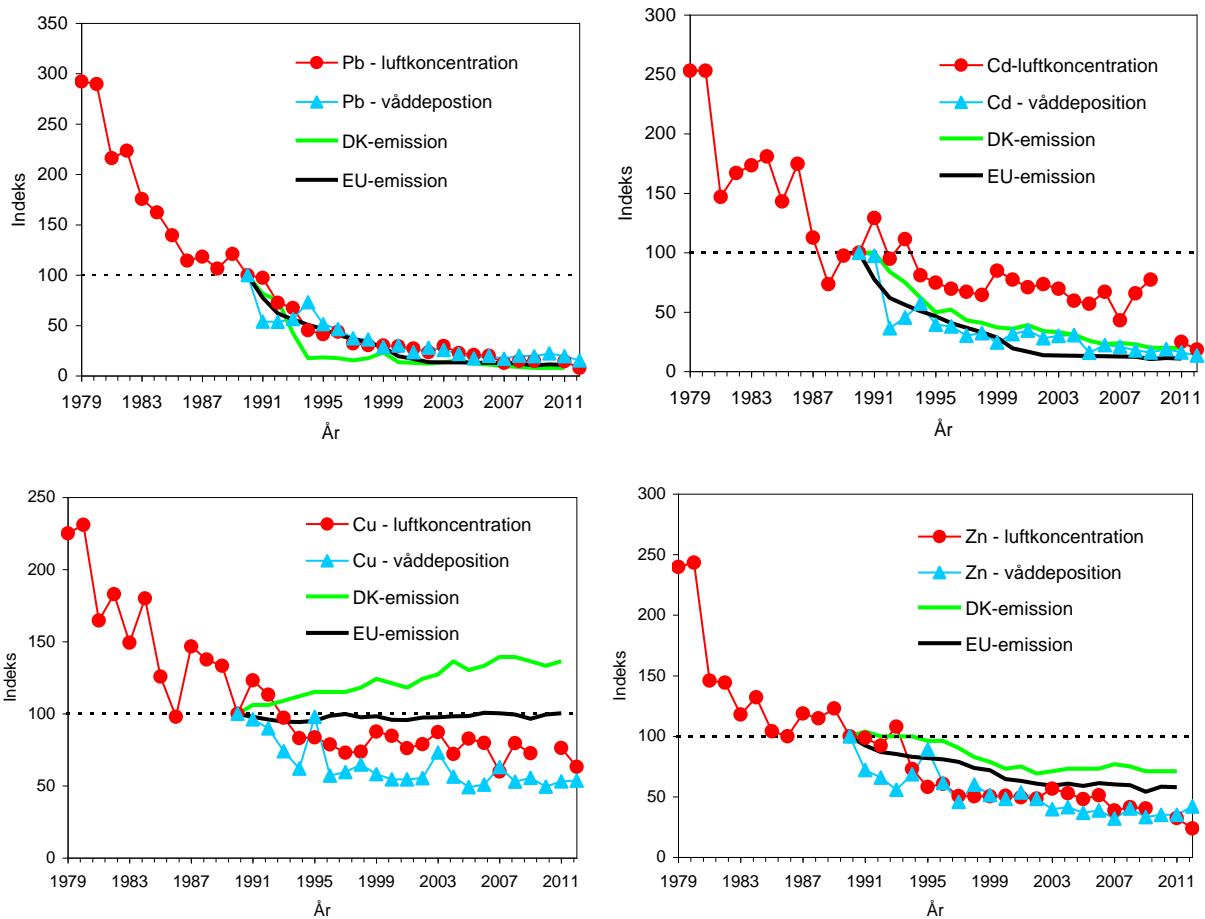
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje Cu deposition i 1995 (figur 5.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne 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 årlig våddeposition over en 23-årig periode af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg metal per m², hvilket svarer til kg/km².



Figur 5.3. Udvikling af koncentrationer i luften af en række tungmetaller siden 1979. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målinger ved Keldsnor og Tange i perioden før 2010, mens 2011 og 2012 er beregnet som gennemsnit for Anholt og Risø. Den sorte stiplede linje indikerer dette skift i målestationer. Der er ikke analyseret for jern (Fe) i 2011.



Figur 5.4. Målinger af våddeposition og partikelkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra Danmark og EU-landene (EMEP 2013). Alle resultater er normeret til 100 i 1990. Før 2010 er luftkoncentrationer beregnet som gennemsnit af Keldsnor og Tange og efter 2010 er de beregnet ud fra gennemsnit af Anholt og Risø.

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:
DCE's hjemmeside:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/Emissioner/>

Europæiske emissionsopgørelser for tungmetaller:

<http://www.ceip.at/>

6 Ozon og vegetation

6.1 Relevans

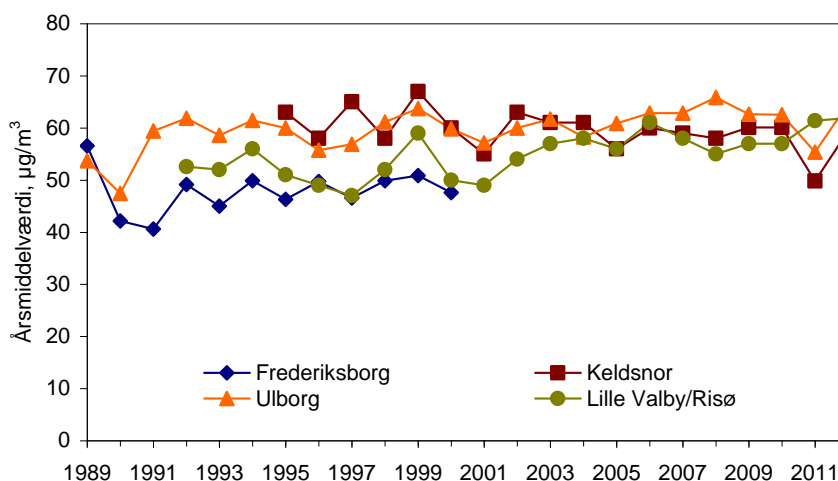
I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforurening, der ofte forekommer i koncentrationer, der har direkte toksisk virkning på planter. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan oxidere mange andre forbindelser i atmosfæren. Ozon reagerer også villigt med organiske forbindelser, bl.a. cellemembraner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

6.2 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 luftkvalitetsdirektiv fra 2008 om ozon (EC, 2008) er der fastsat en målværdi for AOT40 på 9.000 ppb-timer (=18.000 µg/m³·timer) til beskyttelse af vegetation. Værdien skal beregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00. Denne målværdi er fastsat til beskyttelse af vegetation. Den gælder fra år 2010 og skal beregnes som middel af 5 år. Endvidere er der fastsat et langsigtet mål (long term target) for beskyttelse af vegetation på 3000 ppb-timer (=6.000 µg/m³·timer). Det er ikke fastlagt, hvornår dette skal gælde fra.

6.3 Tilstand, udvikling og årsag

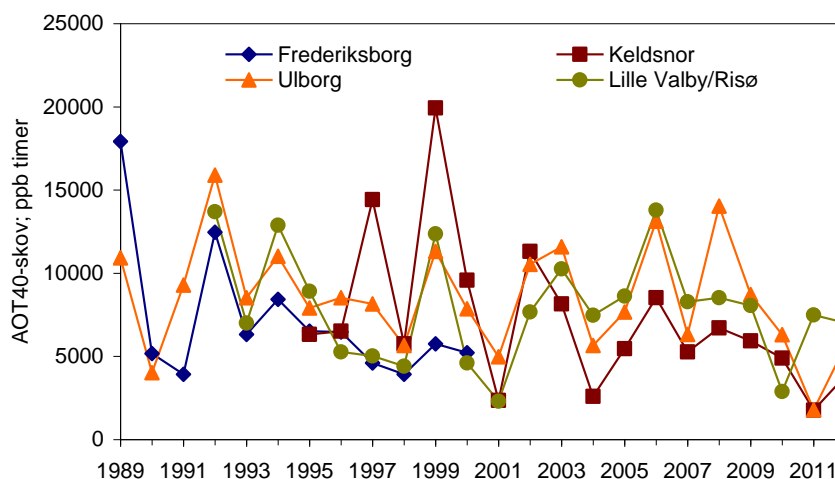
Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby/Risø, Keldsnor og indtil år 2000 også i Frederiksborg. Figur 6.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2012 ligger årsgennemsnittet på 59-65 µg/m³ (svarende til 29,5-32,5 ppbv), hvilket er lidt højere end i 2011, men svarer til niveauet gennem de seneste ti år. 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 2012 målt ved Ulborg og laveste koncentration på Keldsnor, men forskellen mellem målestationerne er lille. 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. Resultaterne fra de seneste ti år viser en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestationerne end tidligere, hvilket muligvis er en følge af, at NO_x emissionen er reduceret blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.



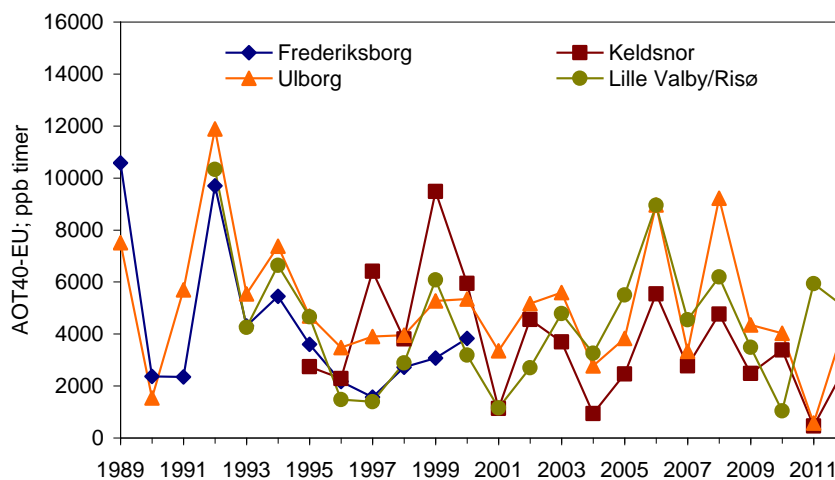
Figur 6.1. Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere årrække på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø.

Figur 6.2 viser udviklingstendensen for AOT40-værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby/Risø. For Keldsnors 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 2012 ligger AOT40-værdien for Ulborg, Keldsnor og Risø på ca. 5600, 3800 og 7000 ppbv-timer. Dermed er der ingen af målestationerne, som ligger over den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppbv-timer. 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.

AOT40 for vegetation beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) 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 2012 var AOT40 ved Ulborg, Keldsnor og Risø på henholdsvis 4400, 2700 og 5.000 ppbv-timer. Målværdien blev dermed ikke overskredet i 2012. Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdi af AOT40. For alle målestationerne ligger middelværdien for 2008-2012 under målværdien og der er derfor ingen overskridelser af målværdien, som er gældende fra 2012. Den langsigtede målsætning på 3.000 ppbv-timer (EC, 2008) er overskredet på Ulborg og Risø i 2012, mens Keldsnor målestationer ligger under denne målsætning.

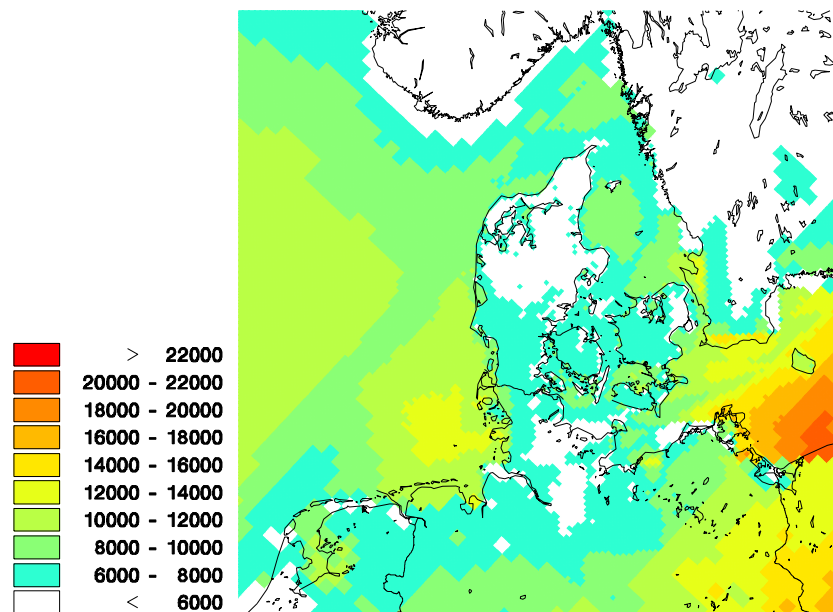


Figur 6.2. AOT40 værdier for skov (enhed ppb-timer) beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- og nedgang i april til september.



Figur 6.3. AOT40 værdier (enhed ppb-timer) for vegetation beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) for målestationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl. 8.00 til 20.00.

AOT40 beregnes også ved hjælp af luftforureningsmodellen DEHM. Figur 6.4 viser den geografiske variation i AOT40 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008). For den nordlige del af Jylland er AOT40 under $6.000 \mu\text{g m}^{-3}$ timer svarende til under 3.000 ppb-timer, mens der for hovedparten af Sjælland ses AOT40 på $6.000 - 8.000 \mu\text{g m}^{-3}$ timer svarende til under 3.000 - 4.000 ppb-timer. I kystnære områder og på sydlige mindre øer ses generelt en højere AOT40 end midt inde over land. Over alle landområderne ligger AOT40 under målværdien på 9.000 ppb-timer svarende til $18.000 \mu\text{g m}^{-3}$ timer.



Figur 6.4. AOT40 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er $\mu\text{g m}^{-3}$ timer, hvilket ganges med 0,5 for at komme til ppb timer.

Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af de oxiderede kvælstofforbindelser, der leder til ozondannelsen. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og en del varme somre har kunnet føre til øget fotokemisk aktivitet på europæisk plan. Forhøjede ozonkoncentrationer i Danmark er oftest forbundet med luftmasser, der bringes ind over landet fra Centraleuropa, hvor industriområder og områder med høj befolkningstæthed og meget trafik fører til høje ozonkoncentrationer. Også tørve- og skovbrande synes at have betydning. Meteorologiske forhold har derfor stor indflydelse på ozonkoncentrationen. Den hemisfæriske baggrundskoncentration af ozon er stigende, bl.a. forårsaget af væksten i Kina og Indien. På lokalskala kan reduceret emission af kvælstofoxider (NO og NO_2) betyde en reduktion i nedbrydningen af ozon med kvælstofmonoxid og dermed resultere i relativt højere ozonkoncentrationer. Yderligere har fordelingen mellem emission af kvælstofdioxid og kvælstofmonoxid fra trafikken ændret sig, idet en øget del udgøres af direkte emission af kvælstofdioxid fra dieselmotorer. Dette fører til større ozonproduktion, fordi der er mindre kvælstofmonoxid til stede til nedbrydning af ozon.

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.

Links

Information om ozon i relation til byerne kan findes i *Ellermann et al. 2013: The Danish Air quality monitoring programme, Annual summary for 2012 Faglig rapport fra DMU nr. 836. Danmarks Miljøundersøgelser*, <http://dce2.au.dk/pub/SR67.pdf>

Aktuelle målinger af ozon kan findes via DCE's hjemmeside: <http://www.dmu.dk/luft/maaling/online/>

7 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

7.1 Relevans

I overvågningsprogrammet indgår målinger af våddeposition af en række miljøfarlige organiske stoffer: pesticider, nitrophenoler og PAH.

Ved udsprøjtning af pesticider kan pesticiderne overføres til det atmosfæriske miljø dels ved aerosoldannelse, og 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 anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Pesticider i regnvandet kan potentielt påvirke naturområder og flora og fauna i de danske vandområder.

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. To af nitrophenolerne, DNOC (dinitro-o-cresol) og dinoseb, 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.

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.

7.2 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 (EC, 2005). Der er i direktivet ikke angivet nogen målsætninger om størrelsen af depositionen af PAH. Der er heller ingen direkte målsætning om størrelsen af deposition af pesticider og nitrophenoler.

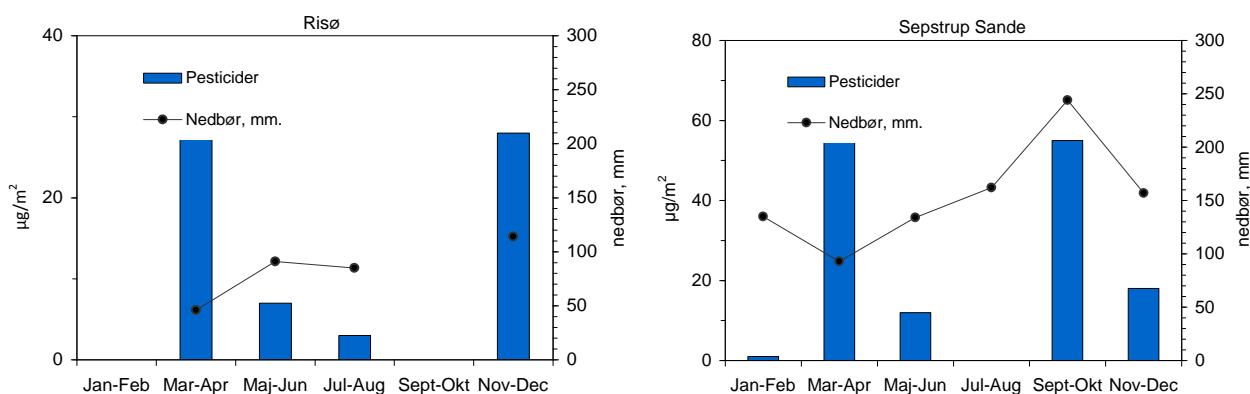
7.3 Våddeposition af pesticider

Våddepositionen af pesticider måles på to stationer, Risø (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. Prø-

verne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå af-dampning og nedbrydning af pesticiderne. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Tabel 7.1 og figur 7.1 viser en oversigt over våddepositionen i 2012 af 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. Der er ingen data for Risø i perioden januar-februar da opsamlingsflasken var frostsprængt og igen i september-oktober da opsamleren var til reparation. I 2012 lå den samlede deposition på 75 og 160 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for henholdsvis Risø (mangler to perioder) og Sepstrup Sande.

Det største bidrag til deposition af pesticider på begge lokaliteter kommer fra MCPA, prosulfocarb og pendimethalin, hvor de to første udgør omkring 80% af den samlede deposition. Den højeste deposition af prosulfocarb og pendimethalin sker i perioden september-oktober, hvor prosulfocarb er det pesticid, som bidrager mest til depositionen. Generelt er mængden af pesticider i våddeposition lav og har derfor ikke akut virkning på planter.



Figur 7.1. Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter i 2012 målt over 2-måneders perioder på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

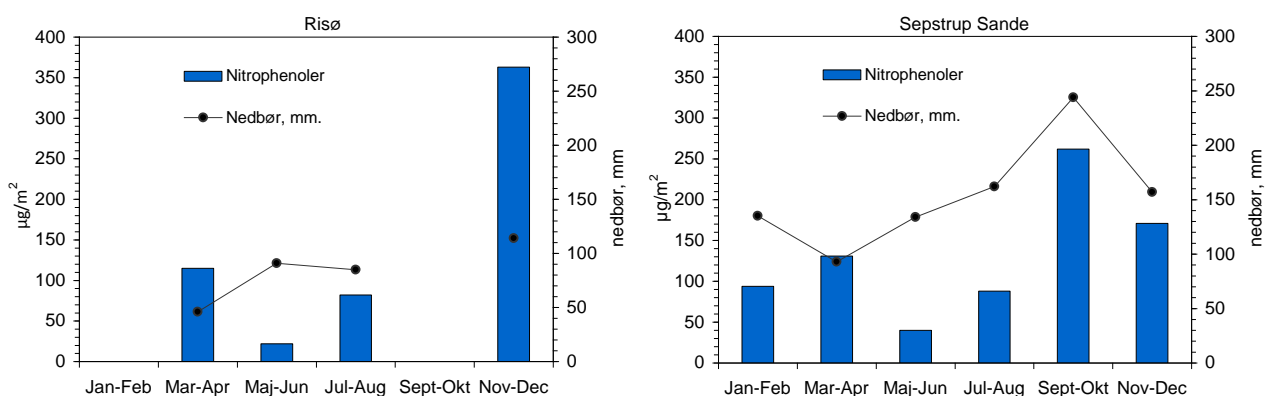
Tabel 7.1 Våddeposition i 2012 af 14 almindeligt anvendte pesticider samt 5 nedbrydningsprodukter af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Atrazine	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Desethylatrazine	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Desethylterbutylazine	-	nd	0,37	0,19	2,91	6,70	0,51	nd	-	nd	nd	nd
Desisopropylatrazine	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Dichlorprop	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Diuron	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Ethofumesate	-	nd	nd	nd	0,27	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Hydroxyatrazine	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Hydroxysimazine	-	0,41	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	0,49	nd	nd
Isoproturon	-	nd	0,74	0,19	nd	0,67	nd	nd	-	nd	0,23	nd
MCPA	-	nd	34,32	68,82	1,27	1,07	0,43	nd	-	nd	0,46	nd
Mechlorprop	-	nd	0,09	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Metamitron	-	nd	nd	nd	0,36	0,40	nd	nd	-	nd	nd	nd
Metazachlor	-	nd	nd	nd	nd	nd	0,85	nd	-	1,22	nd	nd
Pendimethalin	-	0,41	0,37	nd	0,27	nd	1,70	nd	-	1,95	4,22	16,17
Prosulfocarb	-	0,41	0,32	1,86	0,82	1,07	nd	nd	-	51,00	22,69	1,73
Terbutylazine	-	nd	0,46	0,28	0,82	1,88	nd	nd	-	nd	nd	nd
Sum	-	1,2	36,7	71,3	6,7	11,8	3,5	nd	-	54,7	27,6	17,9

7.4 Våddeposition af nitrophenoler

Våddepositionen af nitrophenoler måles på to stationer, Risø (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 2012, som lå på 580 og 790 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for henholdsvis Risø (mangler to perioder) og Sepstrup Sande. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige på de 2 stationer.



Figur 7.2. Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2012 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

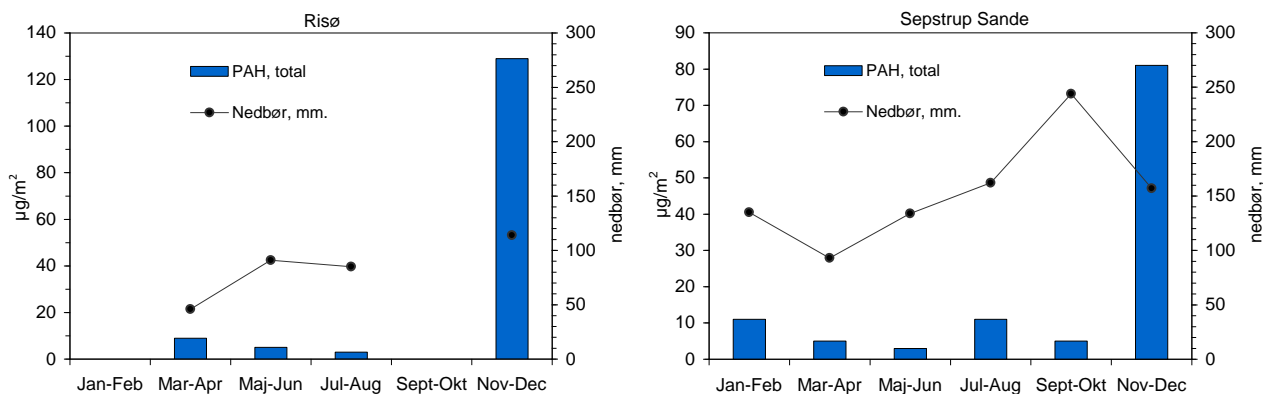
Tabel 7.2. Våddeposition i 2012 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
4-Nitrophenol	-	48,20	68,68	81,42	0,73	3,19	37,23	42,53	-	97,97	222,6	81,56
2,4-Dinitrophenol	-	22,34	20,42	21,07	7,92	16,32	26,01	32,00	-	106,9	14,48	14,24
2,6-Dimethyl- 4-nitrophenol	-	6,55	0,23	3,51	4,64	5,86	9,18	2,09	-	10,13	46,97	25,43
3-Methyl-4-nitrophenol	-	8,91	7,36	7,44	2,46	3,35	2,21	3,24	-	16,84	50,84	26,22
DNOC	-	8,37	17,99	17,02	6,64	11,26	7,65	8,10	-	29,77	27,93	24,02
Dinoseb	-	nd	0,09	0,19	0,09	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
SUM	-	94,4	114,8	130,6	22,5	40,0	82,3	88,0	-	261,6	363,0	171,5

7.5 Våddeposition af PAH

Våddepositionen af PAH måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 22 udvalgte PAH (tabel 7.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af PAH. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 7.3 og tabel 7.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2012, som samlet lå på 146 og 114 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for henholdsvis Risø (mangler to opsamlingsperioder) og Sepstrup Sande. Den højeste deposition af PAH er observeret i perioden november-december på begge stationer.



Figur 7.3. Samlet våddeposition af PAH i 2012 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 7.3 Vådeposition i 2012 af PAH målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.), µg/m². n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Acenaphthen	-	nd	0,18	nd	nd	nd	nd	1,13	-	nd	nd	nd
Acenaphthylen	-	0,41	0,64	0,47	nd	nd	nd	nd	-	1,22	4,90	4,40
Anthracen	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	1,60	0,94
Benz(a)anthracen	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	4,79	2,83
Benz(a)pyren	-	nd	0,37	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	3,99	2,51
Benz(e)pyren	-	nd	0,46	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	5,93	3,61
Benz(ghi)perylene	-	nd	0,46	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	6,16	4,08
Benz(b+j+k)fluoranthener	-	nd	1,29	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	18,58	10,99
Chrysen+triphenylen	-	nd	0,87	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	12,31	6,91
Dibenz[a,h]anthracen	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Dibenzothiophene	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	1,37	nd
3,6-Dimethylphenanthrene	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	nd
Fluoranthren	-	1,35	1,61	0,37	0,46	nd	0,34	nd	-	1,95	23,60	14,60
Fluoren	-	nd	nd	nd	0,36	nd	nd	nd	-	nd	1,82	1,73
Indeno(1,2,3-cd)pyren	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	3,61
1-Methylnaphthalen	-	1,22	nd	0,74	0,64	1,07	0,60	1,46	-	nd	5,93	nd
2-Methylnaphthalen	-	2,30	nd	1,02	1,91	nd	1,79	2,43	-	nd	3,53	nd
2-Methylphenanthren	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd	2,20
Naphthalen	-	2,70	0,23	1,95	1,09	1,47	nd	5,67	-	nd	1,37	nd
Perylen	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	nd	0,68	0,47
Phenanthren	-	1,76	1,24	0,93	0,82	nd	nd	nd	-	nd	15,96	11,30
Pyren	-	0,81	1,15	nd	nd	nd	nd	nd	-	1,46	16,64	10,36
SUM	-	10,5	8,9	5,5	5,3	2,6	2,7	10,7	-	4,6	129,1	80,5

Links

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

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

8 Fokuspunkt: Ammoniakmålinger med høj tidsopløsning - AiRRmonia målinger i Roskilde

8.1 Indledning

En af målsætningerne med Delprogram for luft under NOVANA er at bestemme afsætningen af luftbåret kvælstof til de danske terrestriske naturområder. Hertil anvendes dels målinger af ammoniak og dels detaljerede modelberegninger på lokalskala baseret på modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System). Disse modelberegninger foretages med en geografisk opløsning på 400 m x 400m, så der kan tages hensyn til de lokale udledninger af ammoniak fra landbrug omkring naturområdet. Modelsystemet er løbende blevet udviklet, og kvaliteten er blevet dokumenteret via sammenligninger mellem målinger og modelberegninger (Ellermann et al., 2012). Disse sammenligninger mellem målinger og modelberegninger er blandt andet baseret på døgnmiddelmålinger, som hidtil har været den højeste tidsopløsning på målingerne. For at kunne videreudvikle og optimere modellen yderligere er det imidlertid også vigtigt at have information om variationerne i ammoniakkoncentrationen med en endnu bedre tidsopløsning, så det kan vurderes om modelsystemet for eksempel har den rigtige døgnvariation i udledningerne af ammoniak og i næste trin om modellen giver den rigtige døgnvariation i de beregnede koncentrationer. Denne tidsmæssige detaljeringsgrad er vigtig, fordi kvælstofafsætningens størrelse afhænger af de meteorologiske forhold, og da disse varierer meget igennem døgnet, så er det populært sagt vigtigt, at udledningerne fra de lokale landbrug også i modellen udledes på de rigtige tider af døgnet.

Derfor er der i 2011 foretaget en meget lang række målinger af ammoniakkoncentrationer på Risø-halvøen ved Roskilde med et nyt måleinstrument, en såkaldt AiRRmonia, med henblik på at vurdere instrumentets pålidelighed og anvendelighed og for at skaffe koncentrationsmålinger med høj tidsopløsning til udvikling og test af modellen. Instrumentet har en høj målefrekvens (10 min.), som giver et bedre indblik i tidsvariationer i koncentrationen end de øvrige rutinemæssige målinger med midlingstider på ½ og hel måned, døgn eller 3 timer (kampagner).

Samtidig er der målt NH₃ med filterpack (døgn-middel) samt denuder og ALPHA (½-månedsmiddel) på lokaliteten. Endvidere er der målt meteorologiske parametre med ultrasonic anemometer, som måler vindretning og -hastighed.

Der er foretaget en analyse af AiRRmonia-data med det formål at give en vurdering af kvaliteten af måleresultaterne og at vurdere anvendeligheden af AiRRmonia-data.

Derudover er AiRRmonia-data sammenlignet med atmosfæriske modelberegninger med DAMOS systemet

8.2 Ammoniakmonitorer

AiRRmonia

Måleprincippet bag AiRRmonia monitoren (Automated Ammonia Analyzer fra Mechatronics BV, Holland) er baseret på, at indsuget luft i et rørsystem passerer forbi en permeabel membran, hvorigennem ammoniakken diffunderer over og opsamles i en kontinuert modsat strømmende væske, hvor den er som ammonium i opløsning. Efter nogle mellemtrin, hvor den opsamlede ammoniak bl.a. opkoncentreres, analyseres væsken kontinuerligt via ledningsevnen. Data opsamles hvert sekund og midelværdier lagres valgfrit hvert 1-99 minut. Monitoren ses i figur 8.1. Flere detaljer findes i Users Manual (Mechatronics, 2010).

Fabrikanten opgiver måleintervallet til 0,1-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, korrekthed ("accuracy") til 3 % og præcision til 0,035 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Instrumentets tidsopløsning er angivet til 10 minutter, som også er den midlingstid data her er lagret med og anvendt i de senere analyser. I en større videnskabelig sammenligning af forskellige typer af instrumenter til måling af ammoniak er fundet at responstiden (95 % niveau) er ca. 14 minutter (Bobrutzki et al, 2010). Under de her anvendte indstillinger af væskestrømme er midlingstiden ca. 20 minutter.

Bobrutzki et al. (2010) og Norman et al. (2009) fandt at AiRRmonia med 5 cm kort indløbsrør, er blandt de instrumenter, som er mindst udsat for kontaminering med ammoniumholdige partikler og har vist høj kvalitet ved flere sammenligninger af monitorer. Der holdes et laminart flow i systemet således, at partikler fortsætter med luftstrømmen igennem opsamlingsenheden uden at afsættes og derved undgås interferere med målingen. I den her anvendte opstilling er der brugt et 10 cm (3 mm indre diameter) glasindløb med en varmekappe. Varmekappen forhindrer en eventuel dannelse af kondens ved opsamlingen af luften. Selve opsamlingsblokken, hvor ammoniakken diffunderer fra luften over i opsamlingsvæsken, er af rustfrit stål.

AiRRmonia indeholder også væsker til regelmæssig kalibrering af systemet. Derudover udføres regelmæssige manuelle kalibreringer og vedligeholdelse.

Det viste sig, at nulpunktskalibreringen er forbundet med en del vanskeligheder pga. adsorption af ammonium til materialedele i apparatet. Når koncentrationen falder, kan det adsorberede materiale frigives og ved nulpunktsbestemmelsen kan denne proces stå på i meget lang tid. Ved høje koncentrationsniveauer har det ringe betydning, men ved lave koncentrationsniveauer kan det give systematiske fejl.



Figur 8.1. AiRRmonia monitor.

ALPHA, Denuder og Filterpack

Til validering af AiRRmonia målinger er de sammenlignet med parallelle målinger foretaget med ALPHA-passiv diffusions opsamler, denuder og filterpack.

ALPHA måler ved passiv diffusion gennem stillestående luft mellem et ydre filter og et indre absorptionsfilter, som analyseres i laboratoriet efter endt opsamling. Detaljer omkring målemetoden kan findes i Andersen et al. (2009) og i fokuspunkt i Ellerman et al. (2012). Midlingstiden er her ca. ½ måned med start d. 1. og d. 15. i måneden. Usikkerheden vurderes til 20 %.

Denuder målinger foregår via et aktivt sug gennem et glasrør, som indvendigt er belagt med et absorberende stof. Røret analyseres efterfølgende i laboratoriet. Midlingstiden er her ca. ½ måned med start d. 1. og d. 15. i måneden. Usikkerheden vurderes til 20 %. Detaljer omkring målemetoden kan findes i Andersen et al. (2009).

Filterpack opsamler ammoniak på et imprægneret filter via aktivt sug. Filteret analyseres i laboratoriet efter endt opsamling. Midlingstiden er 24 timer. Usikkerheden vurderes til 20 %

Midlingstider, perioder med data og dækningsgrad af data er vist i tabel 8.1.

8.3 Meteorologiske data

Ved monitoreren var opsat en Sonic (ultrasonic anemometer) til måling af meteorologiske parametre. Data er lagret som halvtimesmiddelværdier af vindhastighed, retning og temperatur etc.

Derudover er anvendt meteorologiske data fra Tune lufthavn i Roskilde (Synop data), da målelokaliteten er omgivet af vegetation, som påvirker de meteorologiske målinger. Der er anvendt vindhastighed og -retning, temperatur, relativ fugtighed og globalstråling for hver 3. time (0, 3, ..., 21 GMT). Midlingstiden for vind og stråling er 10 min. For temperatur og fugtighed er den 1 minut. Tider, perioder med data og dækningsgrad af data er vist i tabel 8.1.

Tabel 8.1. Målinger anvendt i analyse.

Måling	Midlingstid	Periode i 2011	Dækning (%)
AiRRmonia	10 min.	16. feb. – 19. dec.	91
Filterpack	24 timer	16. feb. – 19. dec.	92
Denuder	½ måned	15. feb. – 15. dec.	100
ALPHA	½ måned	15. feb. – 15. dec.	100
Sonic	10 min	22. mar. – 19. dec.	99
Synop data	1-10 min. hver 3. time	16. feb. – 19. dec.	96-99

8.4 Modelberegninger med DAMOS

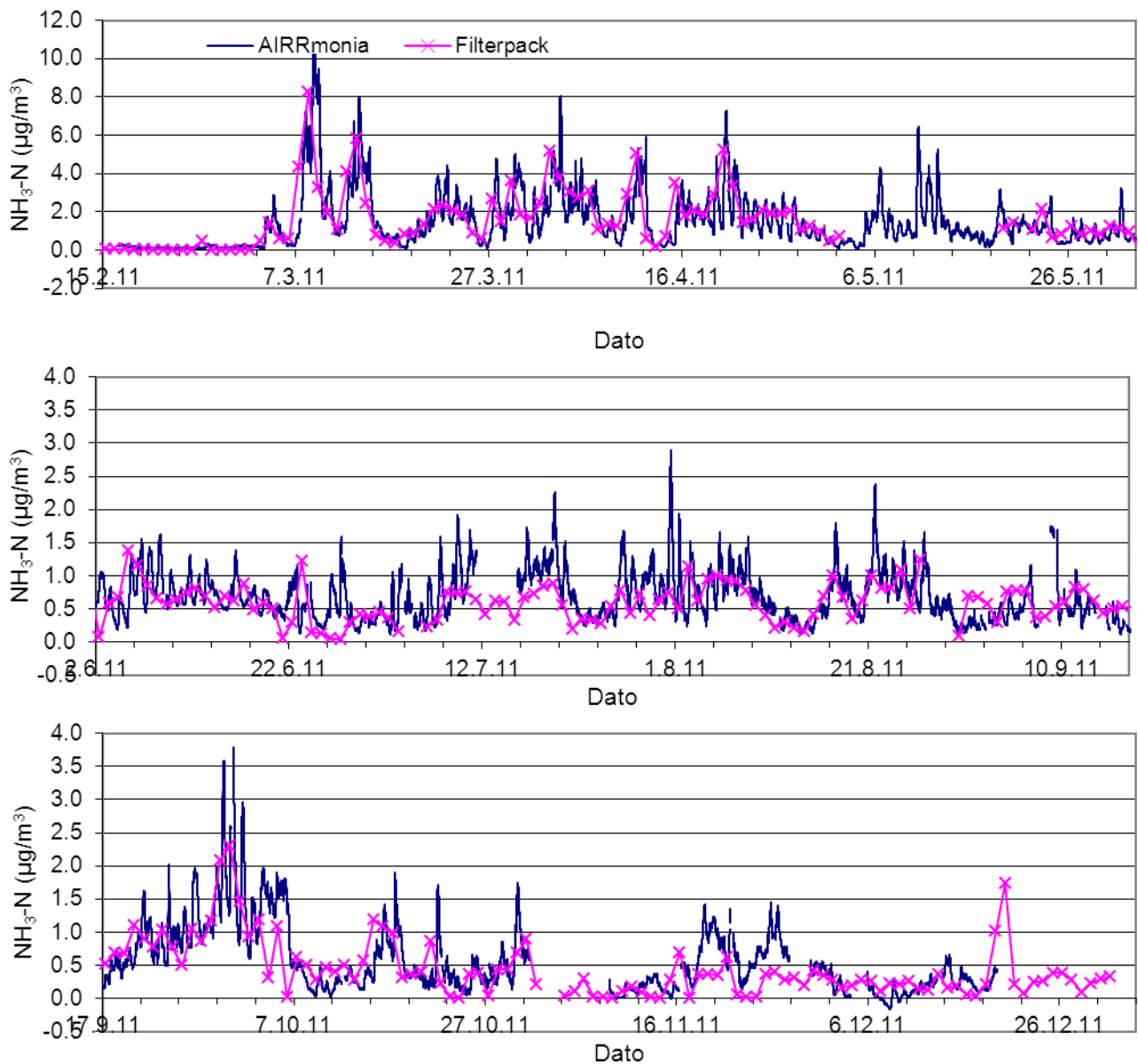
Måledata er sammenlignet med lokalskalaberegninger udført for år 2011 med DAMOS (Danish Ammonia Modelling System, se evt. afsnit 2.8 om Kvælstofdeposition til naturområder). Beregningerne er således foretaget med samme metoder som de årlige NOVANA-beregninger dog med den forskel, at emissionerne ikke er forskudt et år bagud (2010) i forhold til den meteorologiske periode (2011). Emissionsåret svarer altså her til beregningsåret.

De anvendte emissioner og tidspunkter for emissionerne er bestemt med DCE's emissionsmodel, som er baseret på statistiske gennemsnit for landbrugets aktiviteter. Desuden er den geografiske opløsning i beregningerne 400 m x 400 m. Dette betyder, at afvigelser mellem modelberegninger og målinger for en bestemt lokalitet ikke alene kan skyldes usikkerhed på de atmosfæriske modelberegninger, men også usikkerheder i emissionen.

8.5 Målinger med AiRRmonia og sammenligning med øvrige data

I figur 8.2 er vist målinger med AiRRmonia for hele måleperioden. Perioden starter med koncentrationer nær nul og når maksimale værdier omkring 10 µg/m³ i det tidlige forår under landbrugets udbringning. I foråret svinger koncentrationen omkring 2 µg/m³, i sommerperioden omkring 0,8 µg/m³ og aftager fra oktober til et niveau omkring 0,3 µg/m³ med enkelte højere episoder.

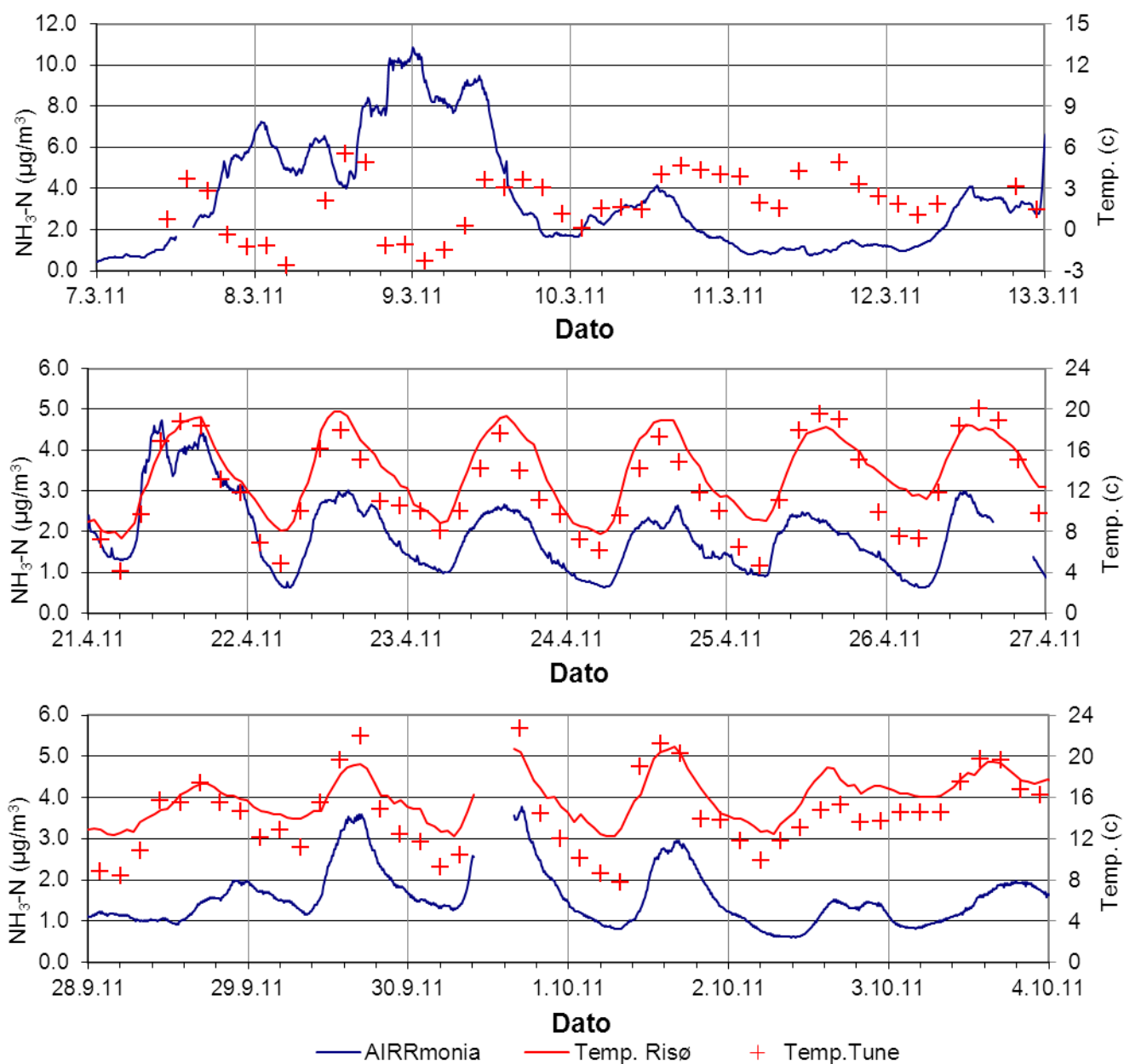
Data er i figuren sammenlignet med døgnmiddelværdier for filterpack. Der er god overensstemmelse i den overordnede tidslige variation mellem de to målemetoder. Døgnmiddelværdier for AiRRmonia vises og omtales senere i figur 8.4 og 8.5.



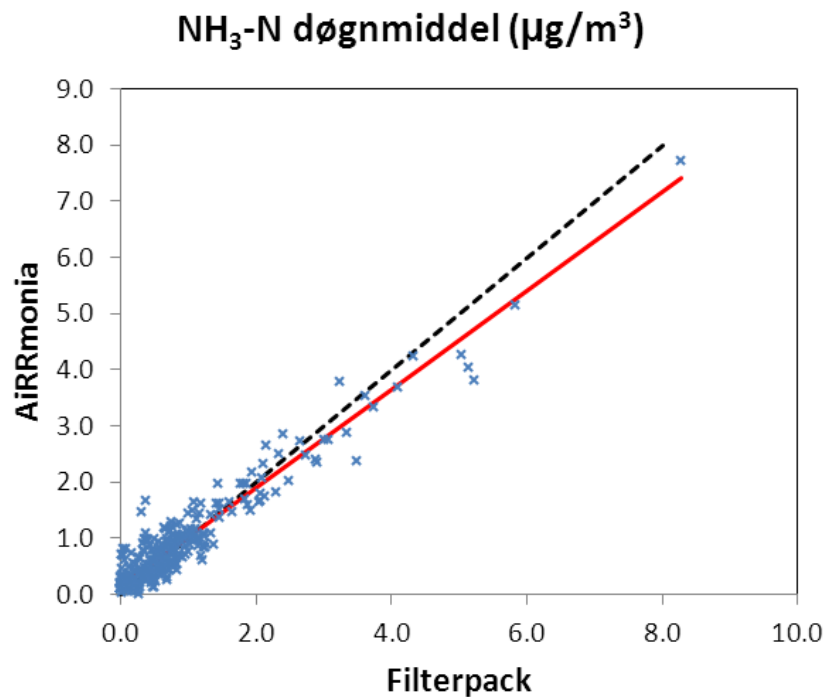
Figur 8.2. Tidsserie af NH₃ fra AiRRmonia (10 min.) og Filterpack (døgn) for perioden med AiRRmonia-målinger. Bemærk at skalaen på y-akserne varierer.

AiRRmonia koncentrationerne ændrer sig forholdsvis hurtigt. Tre 6-dags-perioder er til eksempel vist i detaljer i figur 8.3. De to perioder i april og september/oktober viser et tydeligt mønster i ammoniakkoncentrationen, som følger forløbet i temperaturen og formodentligt er knyttet til lokale emissioner fra marker, idet fordampningen fra marker stiger med stigende temperatur. I perioden fra marts skyldes variationen sandsynligvis langtransport af ammoniak fra udbringning af gylle i større områder af Danmark, idet emissionsraten under udbringning primært i de første dage afhænger af tiden siden udbringningen og i mindre omfang af temperaturen.

I figur 8.4 er vist et scatterplot af døgnmiddelværdier for AiRRmonia og filterpack. AiRRmonia måler lidt lavere koncentrationer (ca. 10 %) ved høje niveauer og lidt højere koncentrationer ved lave niveauer. Dette kan specielt for de lave værdier skyldes vanskeligheder med kalibrering af nulpunkt. Kalibreringen vil kunne gøres mere præcist, hvis informationer fra filterpack målingerne anvendes til at fastsætte de absolutte niveauer. Generelt er der god overensstemmelse. En ortogonal lineær regressionsanalyse giver R^2 på 0,90 og regressionslinien $y = 0,88x + 0,15$.



Figur 8.3. Tre eksempler på de detaljerede variationer i koncentrationen målt med AiRRmonia vist sammen med lufttemperatur for målelokaliteten, Risø og for Tune Lufthavn, Roskilde. Bemærk at skalaen på y-akserne varierer.

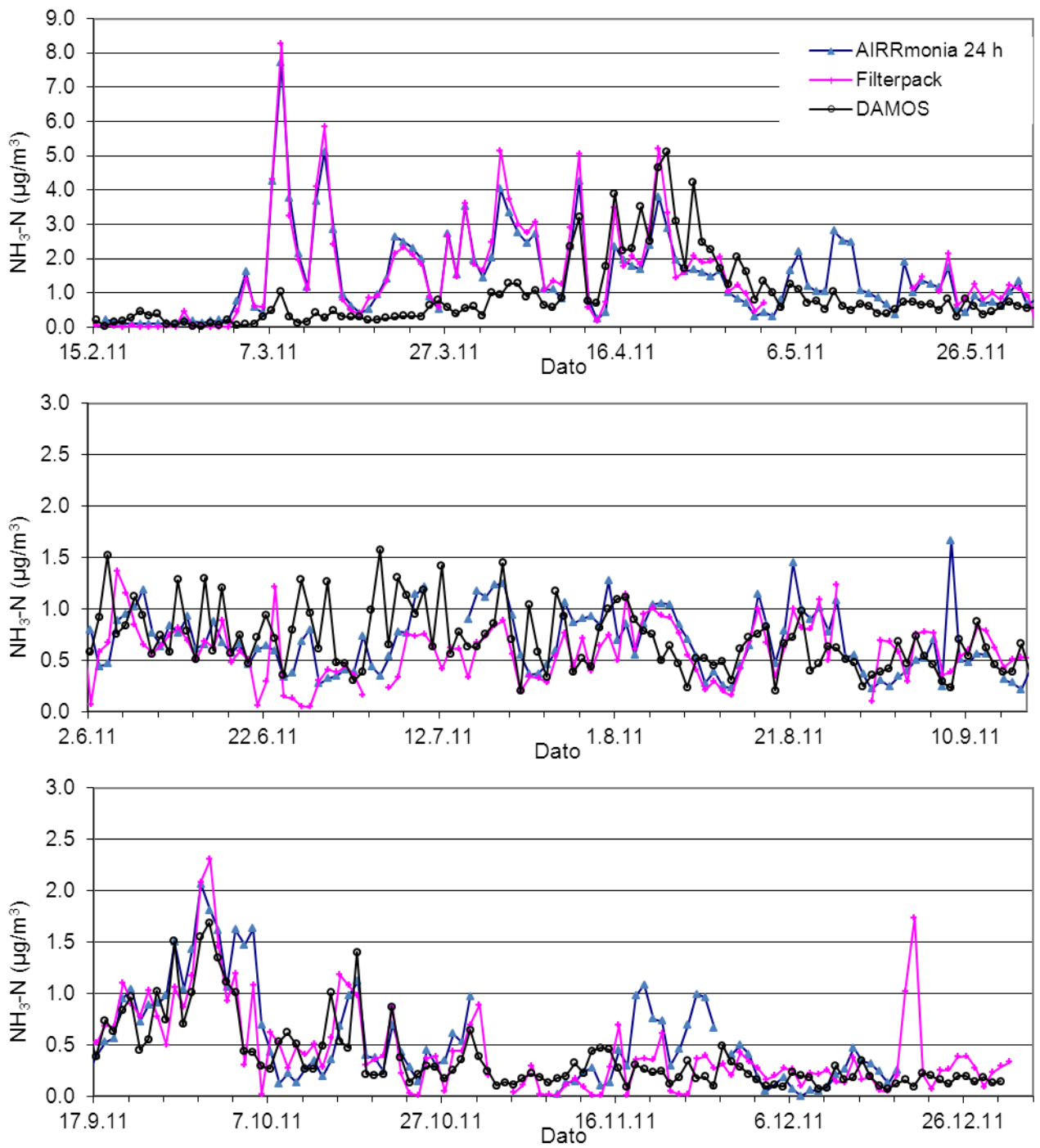


Figur 8.4. Sammenligning af døgnmiddelværdier for filterpack og AiRRmonia. Den stiplede linie er 1:1-linien, og den røde linie er den ortogonale lineære regressions linie $y = 0,88x + 0,15$, hvor R^2 er 0,90.

I figur 8.5 er tidsserien for målte døgnmiddelværdier med AiRRmonia og filterpack vist sammen med DAMOS beregninger. Der ses igen rigtig god overensstemmelse mellem de to målinger, specielt i forårs månederne, hvor koncentrationen er relativ høj.

DAMOS beregner ikke de høje koncentrationer i marts og begyndelsen af april, hvilket sandsynligvis skyldes, at tidspunktet for udbringning af gylle afviger fra det statistiske emissionstidspunkt indeholdt i emissionsmodellen for udledning af ammoniak. Den tidligere udbringning af gylle understøttes af, at der i starten af marts er observeret lugt af gylle på stationen, ligesom der i den sydlige og sydvestlige del af Danmark målte høje NH_3 -koncentrationer fra omkring 1. marts, hvilket fremgår af Ellermann et al, (2012) figur 2.10-12. Her ses også, at jo længere målestationer ligger mod nord og øst jo senere topper de målte koncentrationer.

En anden del af forklaring kunne være at isen forsvinder fra Roskilde fjord (d. 8/3), hvilket måske fører til emission af ammoniak fra vinterens akkumulerede fuglegødning, se fotoserie i figur 8.6. Samtidigt registreres med mellemrum, at der lugter lidt af "fjord" på målestationen, hvilket kunne indikere emissioner fra fjorden, der kunne omfatte emissioner af ammoniak. Der er dog kun lidt kvantitativ viden om disse typer af emissioner, og det er ikke muligt at medtage denne type emissioner i DAMOS.



Figur 8.5. Tidsserie af døgnmiddelværdier for AIRRmonia, filterpack og DAMOS. Bemærk at skalaen på y-akserne varierer.



29. november 2010



3. december 2011



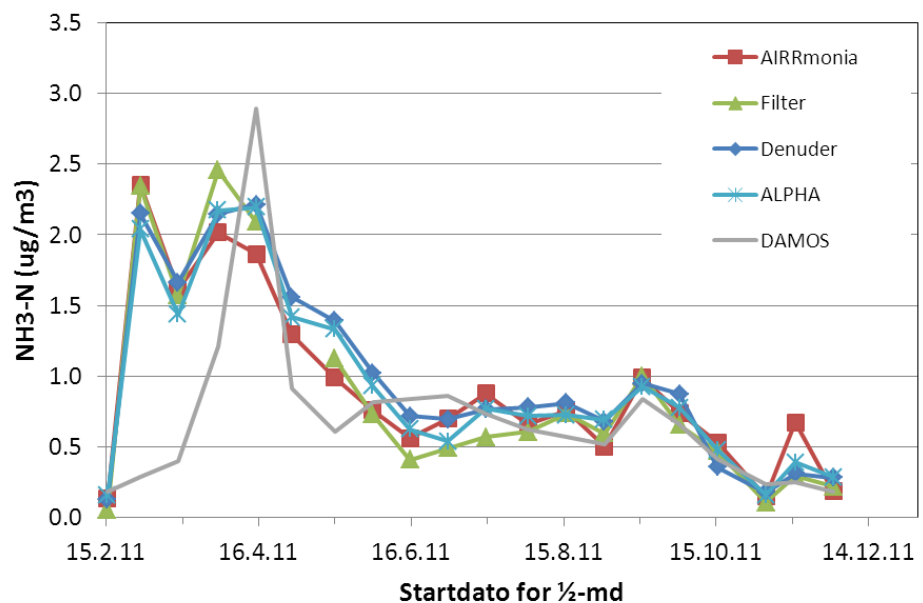
2. august 2011

Figur 8.6. Foto af området Bløden, som er en del af Roskilde Fjord syd for målestationen optaget på forskellige tidspunkter.

8.6 Årstidsvariation

En sammenligning af AiRRmonia målinger med filterpack, ALPHA og denuder er vist i figur 8.7 for ½-månedsmiddelværdier. Der er igen god overensstemmelse mellem AiRRmonia og de øvrige målinger. Dog afviger AiRRmonia med ca. $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i perioden fra den 15. november til 30. november, svarende til ca. en faktor to. Dette kan skyldes forkert kalibrering af nulpunkt eller en kontaminering af indsug med ammonium partikler, som afdamper ammoniak, idet målinger med filterpack viser den næst største partikelkoncentration i hele kampagneperioden.

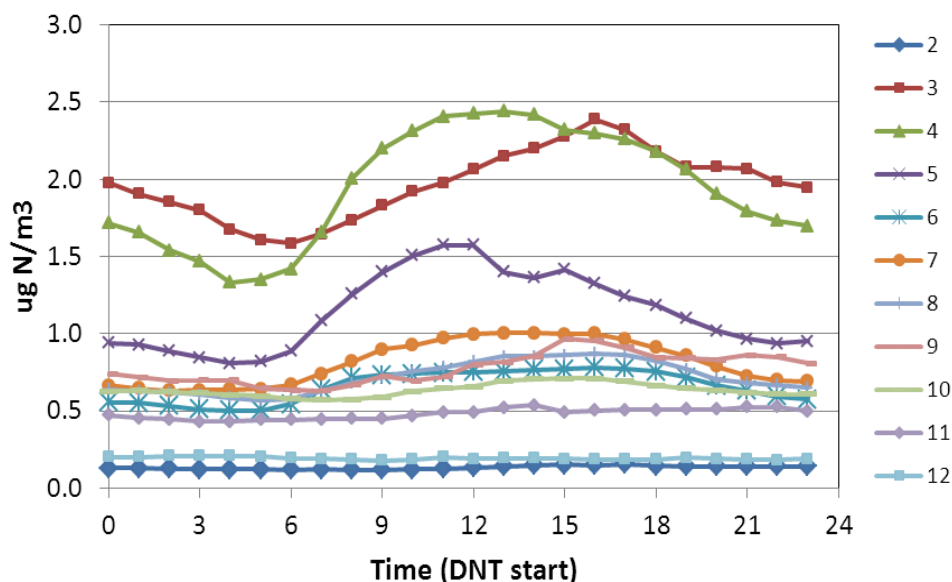
I figuren er også vist beregnede koncentrationer med DAMOS. Modellen beregner en senere koncentrationsforøgelse i forbindelse med forårsudbringningen, men også en væsentlig kortere periode med forhøjede koncentrationer ift. målingerne. I resten af perioden er der god overensstemmelse mellem model og målinger. DAMOS beregner i gennemsnit noget lavere koncentration end målingerne. Dette er i modsætning til sammenligningen af model og målinger over en længere periode med mange naturstationer og faste stationer (fokuspunkt i Ellermann et al., 2012), hvor modellen beregnede lidt for høje koncentrationer.



Figur 8.7. Ammoniak, tidsserie af ½-månedsmiddelværdier bestemt med AiRRmonia, filterpack, ALPHA, denuder og DAMOS.

8.7 Døgnvariation

I figur 8.8 er vist døgnvariationen af NH_3 opdelt på månederne i perioden. Der ses en tydelig døgnvariation i forårsmånederne med minimum ved solopgang og maksimum midt på dagen eller eftermiddagen. Der ses også en tilsvarende, men mindre variation i juni til oktober. I november-februar er der stort set ingen døgnvariation, hvilket kan skyldes at jorden var snedækket. Den tydeligste døgnvariation ses altså i forårsmånederne, hvor der er udbringning af gylle på mark.



Figur 8.8. Døgnvariation af målte $\text{NH}_3\text{-N}$ -koncentrationer med AIRRmonia fordelt på måneder. Tallene i signaturforklaringen angiver månederne.

Døgnvariationerne i ammoniakkoncentrationen er sammenholdt med meteorologiske parametre i figur 8.9. Døgnvariationen er vist for hele måleperioden og for april måned. Meteorologiske data er fra Sonic-målingerne ved stationen på Risø samt fra DMI's målinger ved Tune/Roskilde og Holbæk (globalstråling). Der ses en tydelig døgnvariation af koncentrationen med minimum om morgenen og maksimum midt på dagen eller eftermiddagen. Døgnvariationen af ammoniak korrelerer positivt med lufttemperaturen. Den mindre temperaturvariation på Risø i forhold til Tune, skyldes Roskilde Fjords modererende virkning på udsving. NH_3 korrelerer også med globalstråling og vindhastigheden. Koncentrationen har negativ korrelation med den relative fugtighed. De meteorologiske parametre korrelerer også indbyrdes. Det er derfor ikke umiddelbart muligt at udpege én meteorologisk parameter som mere betydningsfuld end en anden, men det formodes at temperaturen er den mest styrende.

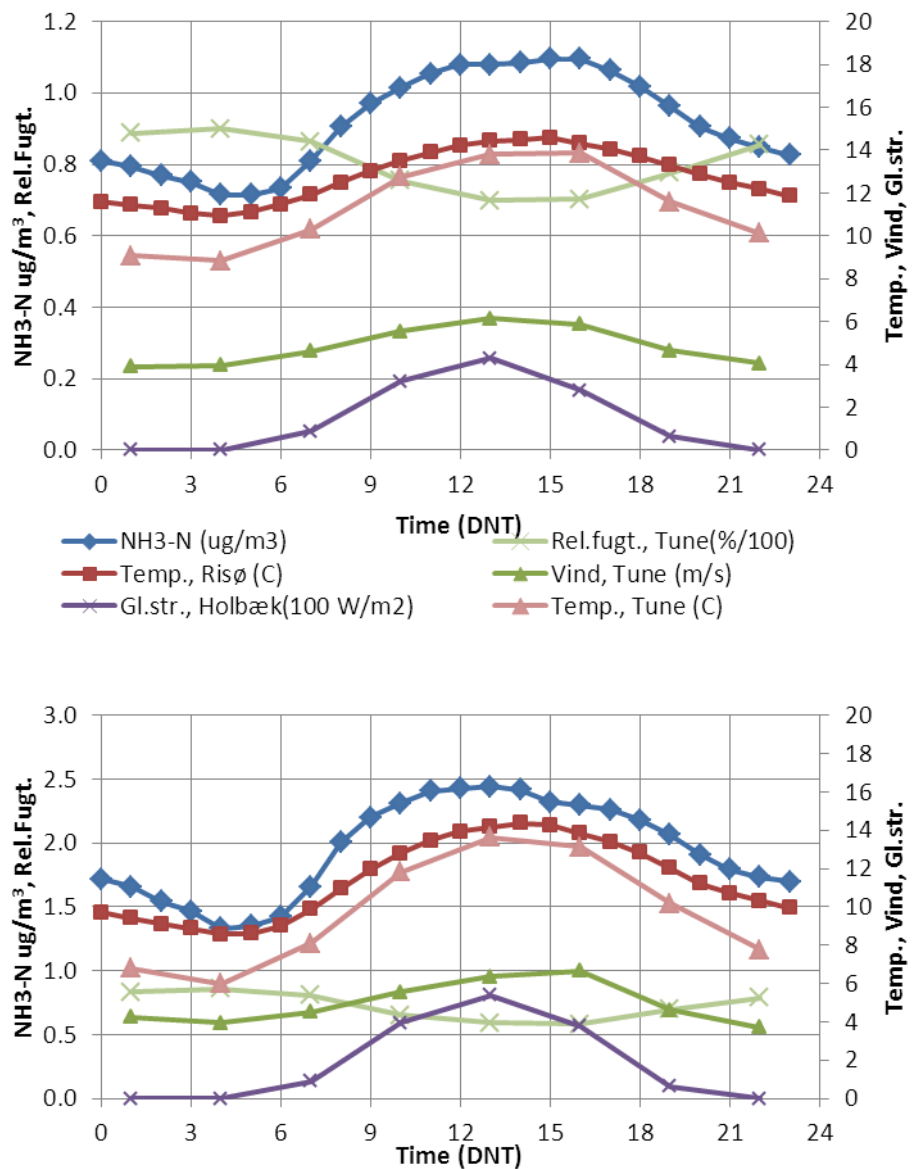
Efter udbringningen af gylle på mark, er markemissionerne af ammoniak primært afhængig af overflade-temperaturen, vindhastigheden og tiden siden udbringningen samt udbringningsmetoden. Døgnvariationen må tilskrives variationen i emissionen fra lokale overflader (marker og naturområder), idet der dels ikke findes betydende punktkilder (stalde og lagere) i det nære lokalområde, og dels vil langtransport fra afstande større end ca. 100 km ikke være i fase med temperaturen på grund af en transporttid på omkring 5 timer ved vind på 6 m/s.

Den gennemsnitlige døgnvariation over hele året beregnet med DAMOS korrelerer meget dårligt med målingerne (figur 8.10). Modellen er tydeligvis i modfase med målingerne. Middelværdierne for måling og DAMOS er henholdsvis 1,0 og 0,6 $\mu\text{g N/m}^3$. Årsagen til at modelberegningerne er i modfase med målingerne kan skyldes flere forhold:

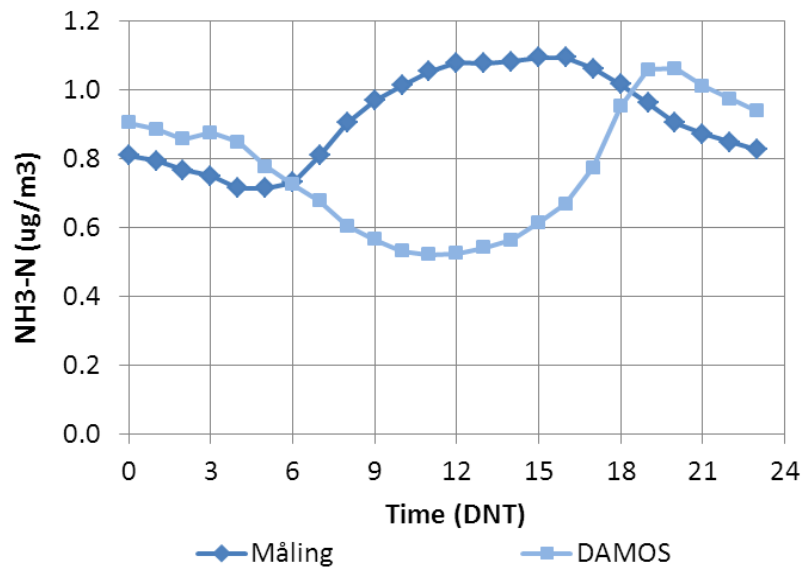
- DCE's emissionsmodel ikke har en tilstrækkeligt god beskrivelse af døgnvariationen af ammoniakemissionerne for eksempel som følge af en forkert afhængighed af de meteorologiske forhold.

- Der kan være en naturlig cyklus, hvor ammoniakken henholdsvis deponerer og remitterer til/fra naturområder og marker, og at cyklussen styres af meteorologiske forhold (fx temperatur og fugtighed). Modellen indeholder ikke reemission.
- De kemiske processer, som styrer den kemiske ligevægt mellem gasfase ammoniak og salpetersyre og partikulært ammoniumnitrat ikke er tilstrækkeligt godt beskrevet i modellerne for eksempel som følge af en forkert afhængighed af de meteorologiske forhold.

Det er endnu ikke afklaret, hvilken af de to årsager som spiller den største rolle, eller om det er en kombination af begge, som bevirker, at modellen endnu ikke kan give en god beskrivelse af døgnvariationen af ammoniakkoncentrationerne.



Figur 8.9. Døgnvariation af ammoniakkoncentrationer målt med AiRRmonia sammenholdt med meteorologiske målinger. Øverst over hele måleperioden 22. marts til 19. december 2011, hvor der findes både AiRRmonia og Sonic data. Nederst er vist data for april måned.



Figur 8.10. Døgnvariation af målte $\text{NH}_3\text{-N}$ -koncentrationer over perioden 22. marts til 19. december målt med AiRRmonia og beregnet med DAMOS.

8.8 Konklusion

Nøjagtigheden af målingerne med AiRRmonia vurderes at være god og på samme niveau som filterpack mht. døgnmiddelværdier og med Denuder og ALPHA på ½-månedsmidler.

AiRRmonia data giver en ny indsigt i den detaljerede tidslige variation i koncentrationen af den luftbårne ammoniak.

Modelberegninger af døgnvariationen af ammoniakkoncentrationer er i modfase med tilsvarende målinger med AiRRmonia. Modfasen mellem model og måling kan skyldes, at emissionen og/eller den kemiske omdannelse af ammoniak er modelleret med forkerte antagelser om afhængigheden af en eller flere meteorologiske forhold (fx temperatur, vind eller solstråling).

Den høje tidsopløsning af AiRRmonia giver værdifulde data om døgnvariationen af koncentrationerne af ammoniak. I de kommende år vil den nye viden blive anvendt til forbedring af emissions- og spredningsmodellerne, der anvendes til beregning af ammoniakkoncentrationerne. Forbedring af beregningerne af ammoniakkoncentrationerne vil i næste trin føre til øget kvalitet i beregningerne af kvælstofafsætningen til de danske naturområder med DAMOS, hvilket vil give en øget mulighed for at vurdere, hvordan naturområderne bliver påvirket af tilførslen af kvælstof.

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/-Overvaaning/NOVANA/Programbeskrivelse+del+3/Tvaergaende+-undersogelser>.

Andersen, H.V., Løfstrøm, P., Moseholm, L., Ellermann, T., Nielsen, K.E. (2009) Metodeafprøvning af passive diffusionsopsamlere til koncentrationsbestemmelse af ammoniak. National Environmental Research Institute, Aarhus University, DK-4000 Roskilde, Denmark. 42 pp. NERI Technical report no. 730

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

Bobruzki et al, 2010: Field inter-comparison of eleven atmospheric ammonia measurement techniques, Atmos. Meas. Tech., 3, 91-112.

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 2013: 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., 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.

Ellermann, T., Andersen, H. V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2011: Atmosfærisk deposition 2010. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 109s. -Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 2. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR2.pdf>

Ellermann, T., Andersen, H. V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2012: Atmosfærisk deposition 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 82s. -Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 30. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR30.pdf>.

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,

Ellermann, T., Nøjgaard, J. K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M. & Jensen, S. S. 2012: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2011. National Environmental Research Institute, Roskilde Denmark 61 p. - NERI Technical report No. 799. EMEP 2010, Chapter 3: Mapping Critical Levels for vegetation, www.rivm.nl/en/themasites/icpmm/index.html

Ellermann, T., Nøjgaard, J. K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M., Jansen, S., Massling, A. & Jensen, S. S. 2013: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2012. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. 59 pp. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy. No. 67.

EMEP 2013: www.EMEP.int.

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

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

Grell, G. A., Dudhia, J. and Stauffer, D. R., 1995: A description of the fifth-generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5), Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Centre for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, NCAR Technical Note, NCAR/TN-398+STR, pp. 114.

Gyldenkerne, S., Ambelas Skjøth, C., Hertel, O. & Ellermann, T. 2005: A dynamical ammonia emission parameterization for use in air pollution models. - Journal of Geophysical Research- Atmospheres 110(D7): D07108 pp.

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.

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.

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.

Mechatronics, 2010: Operation and Technical Manual, Mechatronics, Issue No: 9.1, December 2010,
<http://www.mechatronics.nl/support/user/download/USER%20MANUAL%20AIRRMONIA%20issue%209.1%20print%20version.pdf>

Naturstyrelsen, 2011: <http://www.naturstyrelsen.dk/Udgivelser/-Aarstal/2003/ammoniakmanualen.htm>

Nielsen K.E. & Bak J.L., 2003: Tålegrænse for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Danmarks Miljøundersøgelser, 50 s., faglig rapport nr. 453

Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Plejdrup, M. S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K. & Bruun, H.G. 2013: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2011. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 699 pp. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 53.

Nordin A., Sheppard L.J., Strengbom J., Bobbink R., Gunnarsson U., Hicks W.K. & Sutton M.A. (2011) New science on the effects of nitrogen deposition and concentrations on Natura 2000 sites, background document 5.1, Nitrogen Deposition and Natura 2000, Science & practice in determining environmental impacts. <http://cost729.ceh.ac.uk/-n2kworkshop>

Norman et al., 2009: Intercomparison of ammonia measurement techniques at an intensively managed grassland site (Oensingen, Switzerland), Atmos. Chem. Phys., 9, 2635-2645.

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).

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, Environmental project No. 1307 2009, Miljøprojekt. <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-92548-77-1/pdf/978-87-92548-78-8.pdf>

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 NH₃ concentrations and N deposition. *Atmospheric Environment* (43), pp. 915-920.

Bilag 1 Ammoniak og partikulært ammonium målt med denuder

Tablet 1 Koncentrationer af gasformig ammoniak (NH₃) og partikulært ammonium (NH₄⁺) målt i 2012 med langtidssdenudere, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Målingerne foretaget som halvmånedsmiddel på Risø og ugemiddel på Keldsnor.

	Komponent	Middel µgN/m ³	Max µgN/m ³	Min µgN/m ³	Dækning %
Risø	NH ₃	0,8	3,1	0,06	75
Keldsnor	NH ₃	0,8	1,6	0,01	98
Risø	NH ₄ ⁺	1,0	3,3	0,4	80
Keldsnor	NH ₄ ⁺	1,0	1,3	0,1	92

Tablet 2 Koncentrationer af gasformig ammoniak (NH₃) målt i 2012 med passive diffusionsopsamlere på Ulborg, Lindet og Idom Hede, angivet som middelværdi (middel), maksimum (max), minimum (min) og dækningsgrad over året. Målingerne foretaget som halvmånedsmiddel.

	Komponent	Middel µgN/m ³	Max µgN/m ³	Min µgN/m ³	Dækning %
Ulborg	NH ₃	0,4	1,0	0,09	92
Lindet	NH ₃	0,8	1,7	0,2	100
Idom Hede	NH ₃	1,1	4,5	0,3	100

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 usikkerhed for disse stoffer fremgår af tabel 3. Detektionsgrænsen er bestemt som tre gange standard afvigelse af otte overfladevandsprøver spiket til et niveau der ligger inden for fem gange den estimerede detektionsgrænse.

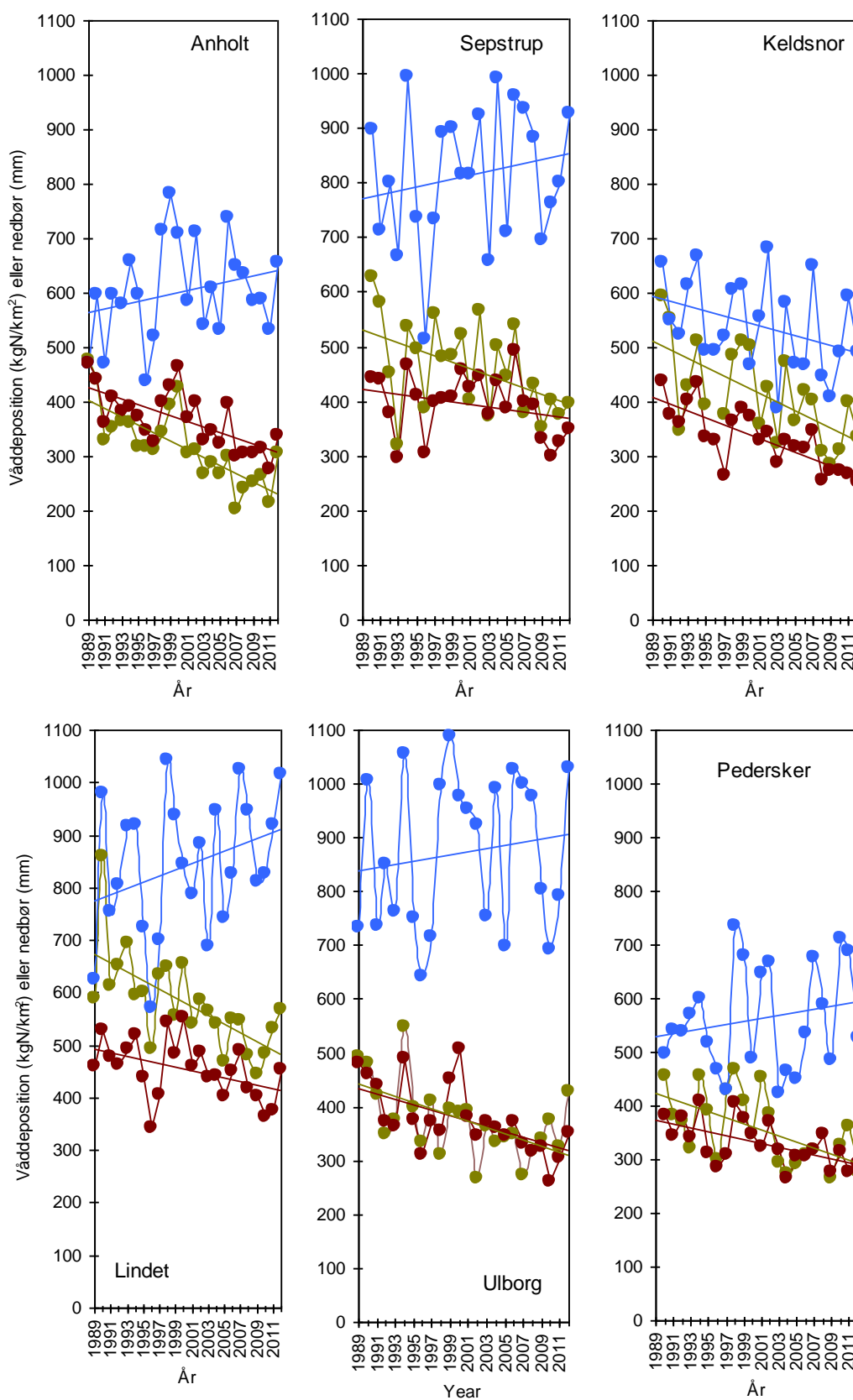
Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l). Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty in measurements) samt EURACHEM's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

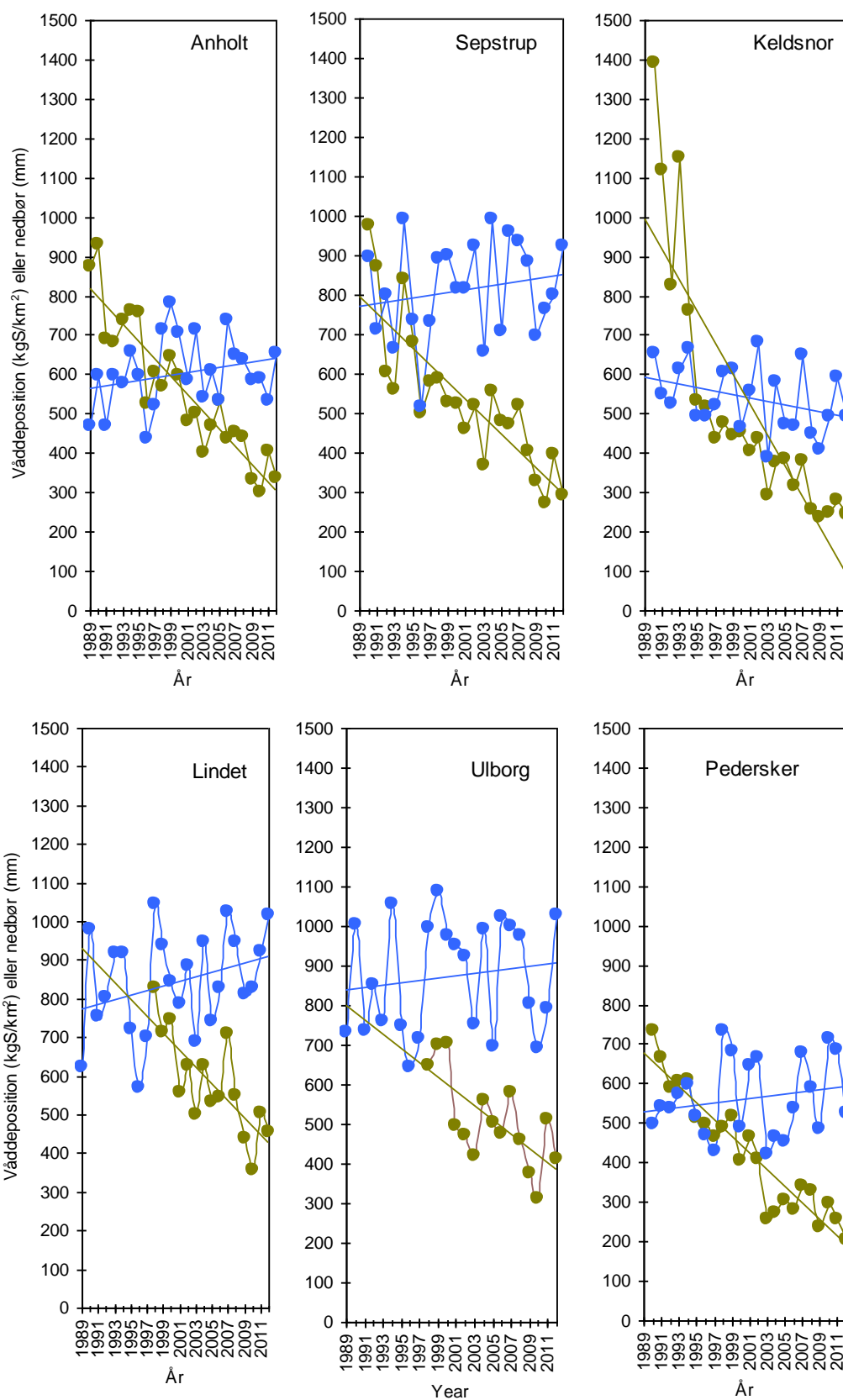
Tabel 3 Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer der analyseres under akkreditering er mærket med *.

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

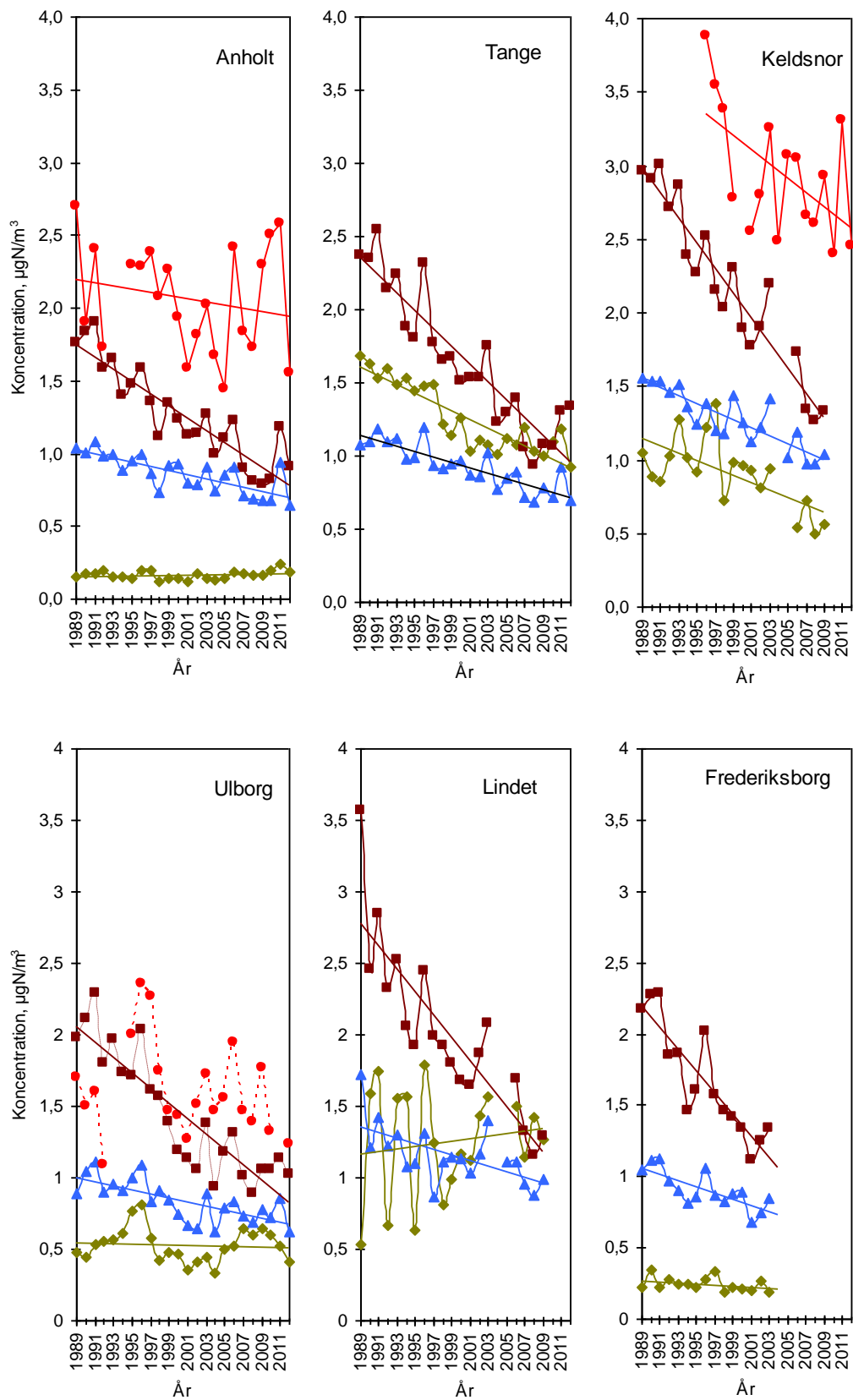
Bilag 3 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



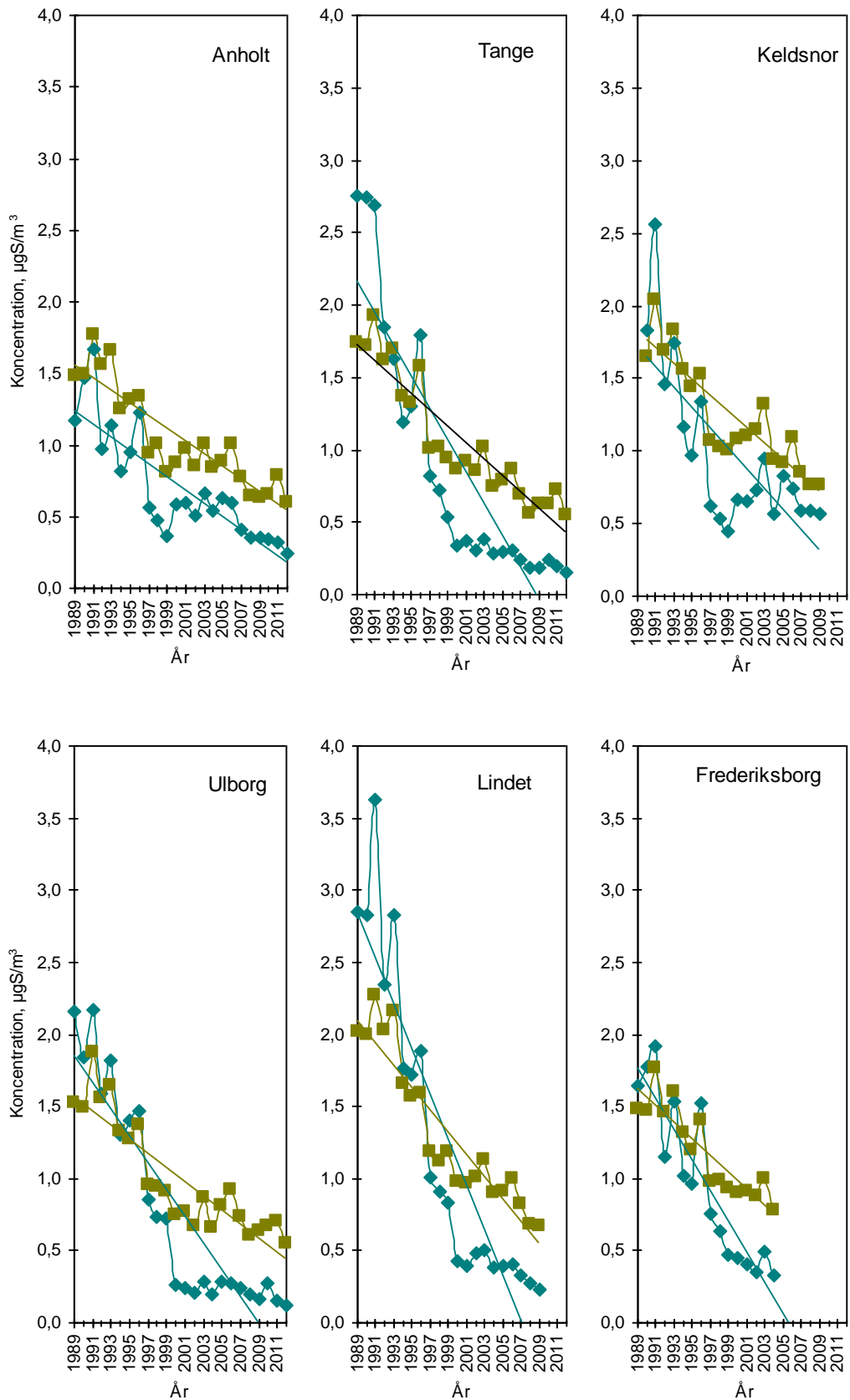
Figur 1. Årlig våddeposition (kgN/km²) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (mm). KgN/km² omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



Figur 2. Årlig våddeposition (kgS/km²) af sulfat (grøn) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). KgN/km² omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



Figur 3. Årsmiddelkoncentrationer af kvælstofdioxid (rød), ammoniak (grøn), partikulært ammonium (brun), og partikulært nitrat (blå). Målingerne ved Lindet og Frederiksborg er ophørt i henholdsvis 2009 og 2003. Målingerne med filterpackopsamler ved Keldsnor er ophørt i 2009.



Figur 4. Årsmiddelkoncentrationer af svovldioxid (blå) og partikulært sulfat (grøn). Målingerne ved Keldsnor, Lindet og Frederiksborg er ophørt i 2010, 2009 og 2003.

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2012

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2012 beregnet til hhv. 81 og 60 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis ca. 34 og 31 % siden 1989. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2012 beregnet til ca. 11,5 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % 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 2012 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 16 – 60% af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer. Endelig indeholder rapporten et fokuspunkt om måling af ammoniakkoncentration ved Roskilde med høj tidsopløsning.