



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2016

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 264

2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2016

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 264

2018

Thomas Ellermann
Rossana Bossi
Jesper Nygaard
Jesper Christensen
Per Løfstrøm
Christian Monies
Lone Grundahl
Camilla Geels
Ingeborg Elbæk Nielsen
Maria Bech Poulsen

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. 264
Titel:	Atmosfærisk deposition 2016
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Jesper Nygaard, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, Lone Grundahl, Camilla Geels, Ingeborg Elbæk Nielsen og Maria Bech Poulsen
Institution:	Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Februar 2018
Redaktion afsluttet:	Februar 2018
Faglig kommentering:	Claus Nordstrøm, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
Quality assurance, DCE:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet
Finansiell støtte:	Miljø- og Fødevareministeriet
Bedes citeret:	Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., 2018: Atmosfærisk deposition 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 67s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 264. http://dce2.au.dk/pub/SR264.pdf
Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse	
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2016 beregnet til hhv. 73 og 57 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med 35 % siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2016 beregnet til ca. 8,5 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2016 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 15 – 60 % af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer, skibstrafik
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Forside Foto:	Thomas Ellermann
ISBN:	978-87-7156-316-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	67
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR264.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Indledning	8
1.1 Overvågningsprogrammet	8
1.2 Vejret i 2016	12
2 Kvælstof	16
2.1 Relevans	16
2.2 Målsætning	16
2.3 Kvælstofdeposition i 2016	16
2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande	17
2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder	19
2.6 Kilder til kvælstofdeposition	20
2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	22
2.8 Grænseværdier for NO _x til beskyttelse af vegetation	23
2.9 Ammoniak og naturmålestationerne	24
3 Svovl	34
3.1 Relevans	34
3.2 Målsætning	34
3.3 Svovldeposition i 2016	34
3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder	36
3.5 Grænseværdier for SO ₂ til beskyttelse af vegetation	38
3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid	40
4 Tungmetaller	43
4.1 Relevans	43
4.2 Målsætning	43
4.3 Tilstand og årsag	43
5 Ozon og vegetation	48
5.1 Relevans	48
5.2 Målsætning	48
5.3 Tilstand, udvikling og årsag	48
6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer	52
6.1 Relevans	52
6.2 Målsætning	52
6.3 Våddeposition af pesticider	52
6.4 Våddeposition af nitrophenoler	56
6.5 Våddeposition af PAH	57
Referencer	59
Bilag 1 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer	63

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) 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 2016.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og videngrundlag til at understøtte Danmarks overvågningsbehov og -forpligtelser, bl.a. i forhold til en række EU-direktiver inden for natur- og miljøområdet. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luftkvalitet.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljø- og Fødevareministeriet 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 arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos MST, mens fagdatacentre for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af fagdatacentret for luftkvalitet og er baseret på fagdatacentrets overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2017', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST..

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition fra 2016. 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- og svovlforbindelser, udvalgte tungmetaller og miljøfremmede organiske forbindelser samt koncentrationer af ozon.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2016 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemispherisk Model) til 73 ktons N (6,9 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 57 ktons N (13 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med ca. 35 % i perioden 1990-2016. Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden, mens den målte deposition har ligget på omtrent samme niveau i de sidste knap ti år. Dog ses variationer fra år til år på grund af ændringer i de meteorologiske forhold. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan, herunder i Danmark.

Rapporten præsenterer resultater fra målinger af ammoniak på udvalgte naturmålestationer. Disse viser, at der ikke er sket målbare ændringer i ammoniakkoncentrationerne på naturmålestationerne i løbet af de sidste 10 år. Endvidere udføres detaljerede beregninger af kvælstofdeposition til udvalgte naturområder med lokalskalamodellen kaldet OML-DEP.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2016 beregnet med DEHM til ca. 8,5 ktons S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1990. 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. Faldet siden 2007 er for en stor del forårsaget af den faldende udledning af svovl fra skibstrafik i danske farvande og et mindre fald i udledningerne fra de landbaserede kilder. Modelberegninger har vist, at faldet i udledningerne fra skibstrafik efter 1. januar 2015 har resulteret i et ca. 15% fald i depositionen til danske landområder, og målinger har vist et fald i koncentrationerne af svovldioxid på omkring 50 %.

Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (krom (Cr), mangan (Mn), Jern (Fe), Nikkel (Ni), kobber (Cu), zink (Zn), arsen (As), cadmium (Cd), og bly (Pb)) i 2016 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de seneste 26 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne til mellem 15 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 2012-2016 ligger under 6.000 ppb timer på alle baggrundsmålestationer (Ulborg, Keldsnor, Lille

Valby/Risø). I 2016 er der dermed ingen overskridelse af EU's målværdi for beskyttelse af vegetation mod skader forårsaget af ozon. EU's langsigtede mål for beskyttelse af vegetation (3.000 ppb timer) er dog overskredet, men denne er endnu ikke trådt i kraft.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø viser, at våddeposition af pesticider i 2016 lå på henholdsvis omkring 170 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 140 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (19 udvalgte stoffer), hvoraf over 60 % alene stammer fra prosulfocarb. Våddepositionen af prosulfocarb i 2016 lå på niveau med de tidligere år, og der kan ikke observeres en udviklingstendens. Depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) ved Sepstrup Sande og Risø lå på hhv. 1500 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 1100 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, og depositionen af PAH (Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner, 18 stoffer) lå på hhv. 35 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 62 $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2016 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 rapporteres særskilt (*Ellermann et al., 2017*).

Overvågningen udføres af 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 baseret på integration af målinger og modelberegninger. I det nuværende program indgår således:

- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af de kvælstof- og svovlforbindelser, som er vigtigst i relation til eutrofiering og for-suring.
- 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 (pesti-cider, PAH og nitrophenoler).
- Naturdelprogram med fokus på afsætning af kvælstof til følsomme natur-områder. Denne del omfatter målinger af ammoniak-koncentrationer på en lang række naturområder.
- Naturdelprogrammet omfatter også modelberegninger af kvælstofdeposi-tion til udvalgte naturområder. Disse beregninger foretages med høj geo-grafisk opløsning, således at beregningerne kan tage højde for ammoniak-depositionen 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. Herefter gives en kort beskrivelse af de meteorologiske forhold i Danmark i 2016, da disse spiller en afgørende rolle for størrelsen af koncentrationer og depositions-ner 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 nærværende kilde.

Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger for herved at styrke det faglige udbytte af programmet. Målingerne anvendes til beskrivelse af den aktuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariationer 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.

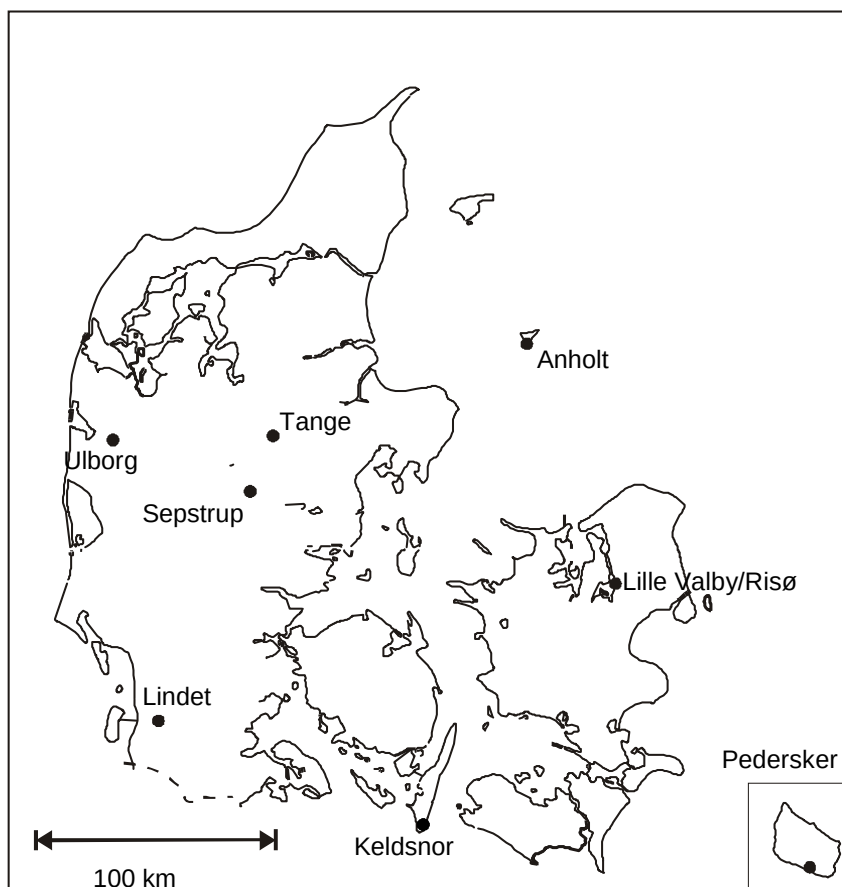
I 2016 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

- Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat 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 samt af ammoniak og partikulært bundet ammonium.
- Koncentrationer af en række udvalgte tungmetaller på to af målestationerne.
- Våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer (MFS: pesticider, PAH og nitrophenoler) på to målestationer.
- Koncentrationen af ozon.

Programmet varierer på de enkelte målestationer.

Udover de større målestationer 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 2016 bestod denne del af programmet af naturstationer placeret på Idom Hede (hede) og Lille Vildmose (højmose), samt 15 naturstationer fordelt på kvælstoffølsomme naturområder rundt om i landet.

Placeringen af målestationerne og en oversigt over hvad der måles 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 Delprogram for luft under NOVANA.

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
Lille Valby/Risø***	Uorganisk, Tungmetaller, MFS	Filterpack, Denuder, Passiv opsamler, NO ₂ , O ₃
Lindet	Uorganisk, Tungmetaller	Passiv opsamler
Pedersker	Uorganisk, Tungmetaller	
Sepstrup Sande	Uorganisk, Tungmetaller, MFS	
Tange		Filterpack
Ulborg	Uorganisk, Tungmetaller	Filterpack, Denuder, Passiv opsamler, NO ₂ , O ₃

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

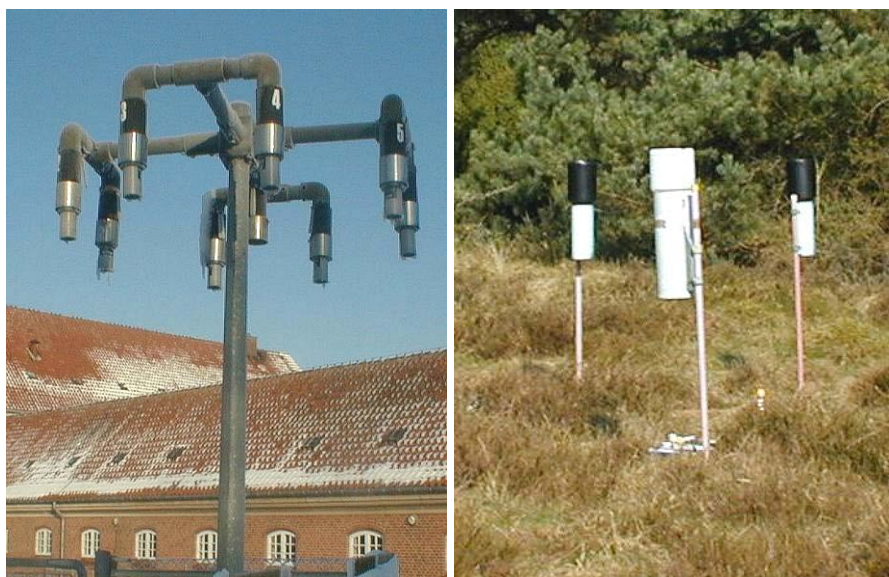
*** Målestationen ved Lille Valby blev juli 2010 flyttet 2 km vestover til Risø, hvor den blev udvidet med ekstra målinger.

Ud over anvendelsen af måleresultaterne fra Delprogram for luft under NO-VANA 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-konventionen (OSPAR) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.
- Monitoring under Helsinki-konventionen (HELCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Østersøen.

For at sikre høj kvalitet af overvågningsprogrammet er Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet akkrediteret af Danak (akkreditering nr. 411) i henhold til 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). I DEHM beregnes emission, luftbåren transport, kemisk omsætning og afsætning af luftforurening 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 det nederste lag er relativt tyndt (12 m), hvorefter lagene stiger i tykkelsen op til de øverste lag, som er relativt tykke (2000 m). Siden rapporteringen for år 2010 er der kun foretaget mindre justeringer af modellen.

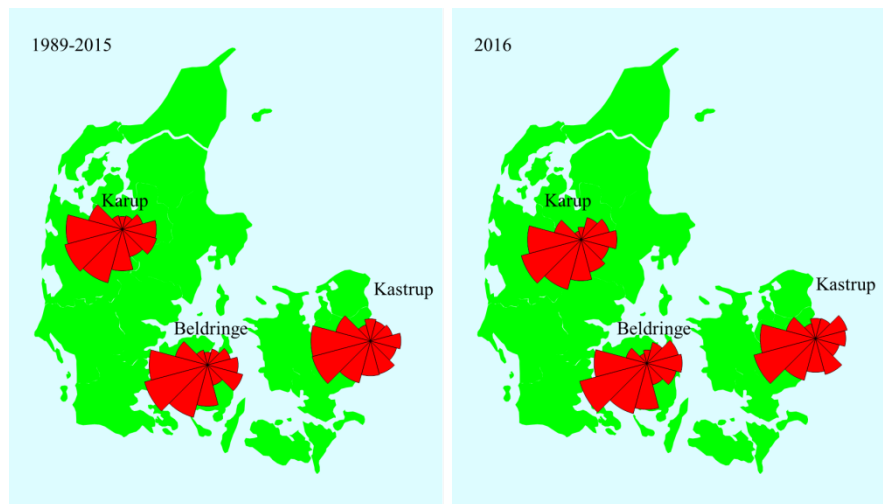
Beregningerne for 2016 er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model kaldet MM5 (*Grell et al., 1995*), som indgår i modelsystemet kaldet THOR (Thor.DMU.dk). Til modelberegningerne anvendes emissionsopgørelser på 17 km x 17 km for hele Europa (*Hertel et al., 2002*). Disse er baseret 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. EMEP's emissionsopgørelser omfatter desuden udslip fra skibstrafik. Beregninger for år 2016 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser for det foregående år, dvs. 2015 for NH₃, NO₂ og SO₂, udarbejdet af DCE (*Nielsen et al., 2017*). Endvidere er der anvendt internationale opgørelser for år 2015, der er samlet og distribueret af EMEP (*EMEP, 2017*), og som omfatter både landbaserede kilder og skibstrafik. Emissioner fra skibstrafik i de danske farvande er baseret på den danske skibsemissionsopgørelse for 2015, som er udarbejdet på basis af en tidligere emissionsopgørelse med geografisk opløsning på 1 km x 1 km (*Olesen et al., 2009*).

Beregning af afsætning af kvælstof til udvalgte naturområder foretages med modelsystemet kaldet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som er en kombination af DEHM og lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel Meteorologisk Luftkvalitetsmodel til Ammoniakdeposition). 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 2016

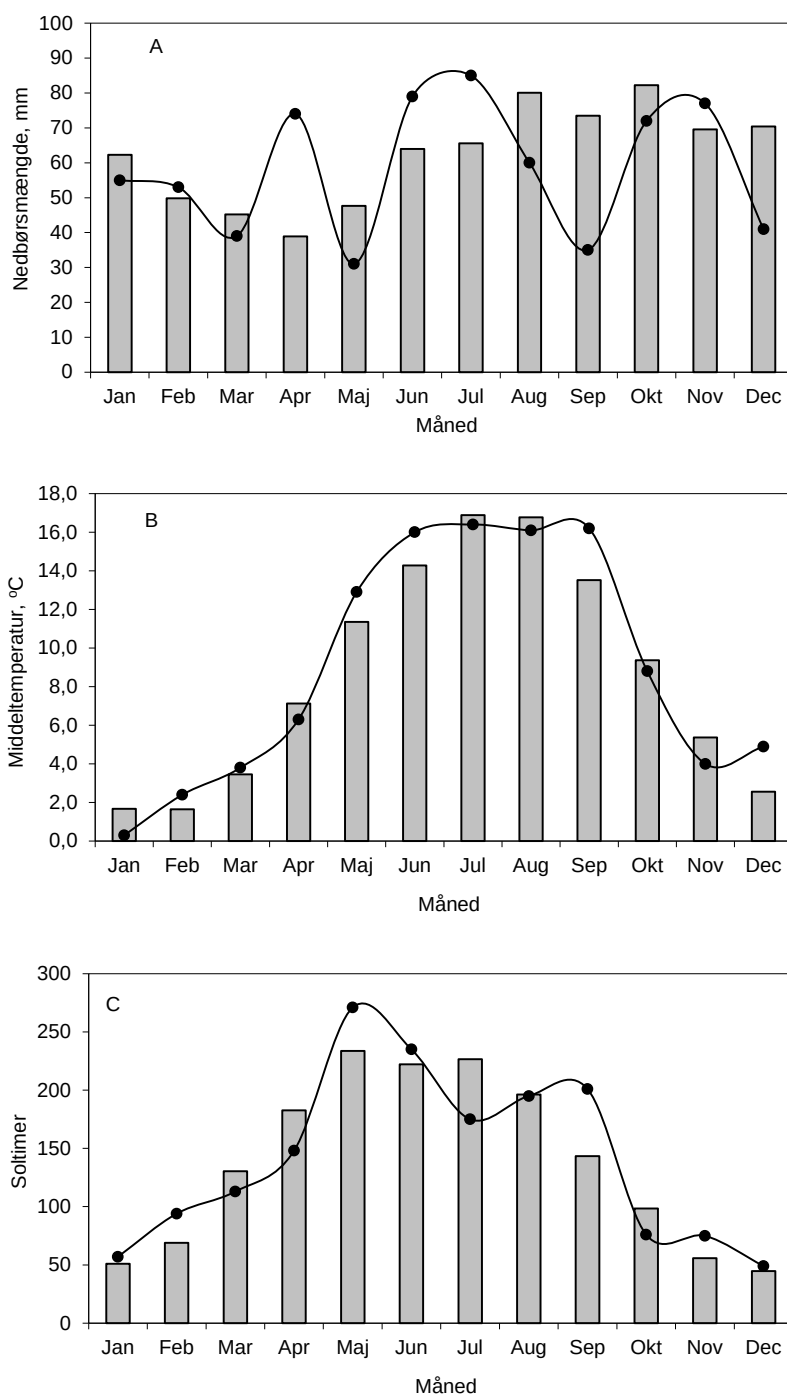
De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2016.

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 1.3 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2016 var vest til sydsydvest og at vindrosen for 2016 i store træk minder om vindretningerne for perioden 1989-2015. Vindretningen i Danmark giver dog kun et fingerpeg om oprindelse af luftmasserne, idet transporten af luftforurening er et resultat af luftmassernes samlede bevægelser igennem de døgn, som det har taget at transportere luftforureningen til Danmark.



Figur 1.3. Vindroser for Karup, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2015, mens der til højre vises gennemsnit for 2016. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vind påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer) og lufttemperatur (figur 1.4 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Nedbørsmængden var relativt lav i 2016. Lands gennemsnittet for nedbør i Danmark i 2016 var med 701 mm nedbør, som er 22 % lavere end i 2015 (904 mm), 2 % lavere end normalen for 1961-1990 (712 mm) og 6 % lavere end gennemsnittet for perioden 1989-2016 (749 mm) (*Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2017*). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (figur 1.4 A). De mest markante afvigelser fra gennemsnitter var højere nedbør i april, juni og juli og en væsentligt lavere nedbør i maj, august, september og december. I 2016 var der som sædvanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige og sydlige del af Jylland (700-900 mm), hvilket dog er markant mindre end i 2015. Til sammenligning faldt der mellem 500 og 700 mm på store dele af Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (*DMI, 2017*), 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 1.5). Beregninger af nedbør over hav viser tilsvarende et billede med betydeligt lavere nedbør over vandområderne i 2016 end i 2015. Der er endvidere væsentlige geografiske forskelle med størst nedbør i de vestlige farvande (Nordsøen, Skagerrak) og mindre nedbør mod øst (Østersøen).



Figur 1.4. Månedlig nedbør (A); middellufttemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2016, mens søjlerne angiver middel for 1989-2016. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2017).

Den årlige middellufttemperatur i 2016 var 9,0 °C og dermed på niveau med 2015 (9,1 °C). Middelttemperaturen var 1,3 °C over normalgennemsnittet for 1961-1990 på 7,7 °C (DMI, 2017), og 0,3 °C højere end gennemsnittet (8,7 °C) for perioden 1989-2016, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen 2007; DMI, 2017). Ændringen i temperaturen over året svarede i 2016 i store træk til gennemsnittet for perioden 1989-2016, hvor den mest tydelige afvigelse var, at januar var koldere og december varmere end gennemsnittet (figur 1.4 B). Antallet af soltimer (figur 1.4 C) var på 1690 timer, hvilket

er over normalen for perioden 1961-1990 (1.495 timer), men tæt på gennemsnittet for perioden 1989-2016 (1.654 timer) (Cappelen og Jørgensen 2007; DMI, 2017).

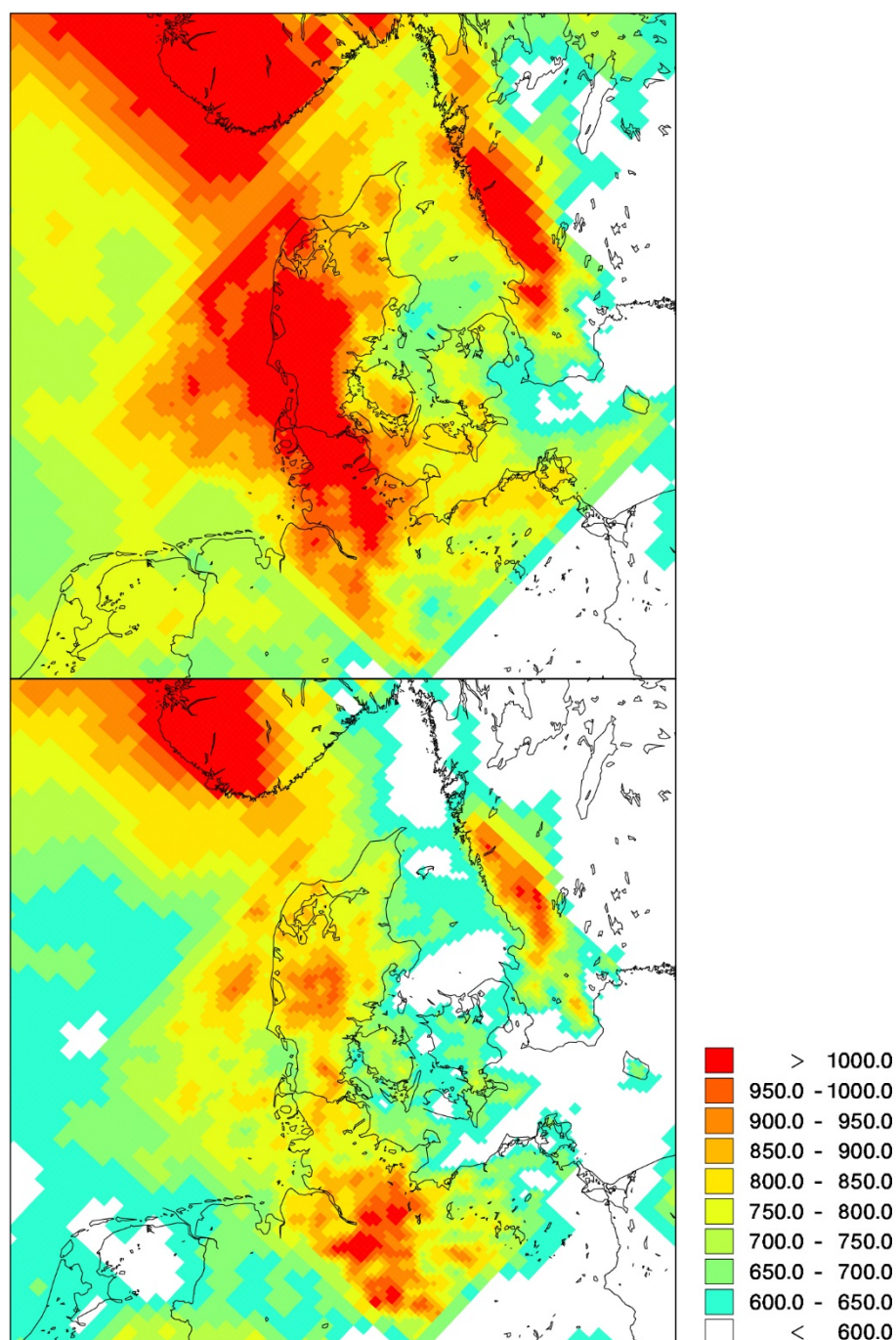
Links

Yderligere information om målestationerne:

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

Yderligere information om luftforureningsmodeller:

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



Figur 1.5. Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model MM5 for 2015 (venstre) og 2016 (højre). Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet og deposition, men giver også et 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, inklusiv Danmark, forpligtet til at sikre naturen, 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 forpligtelser til emissionsreduktioner 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. Tilsvarende reduktionsforpligtelser er blevet vedtaget i forbindelse med EU's reviderede NEC-direktiv fra 2016 (EU, 2016).

2.3 Kvælstofdeposition i 2016

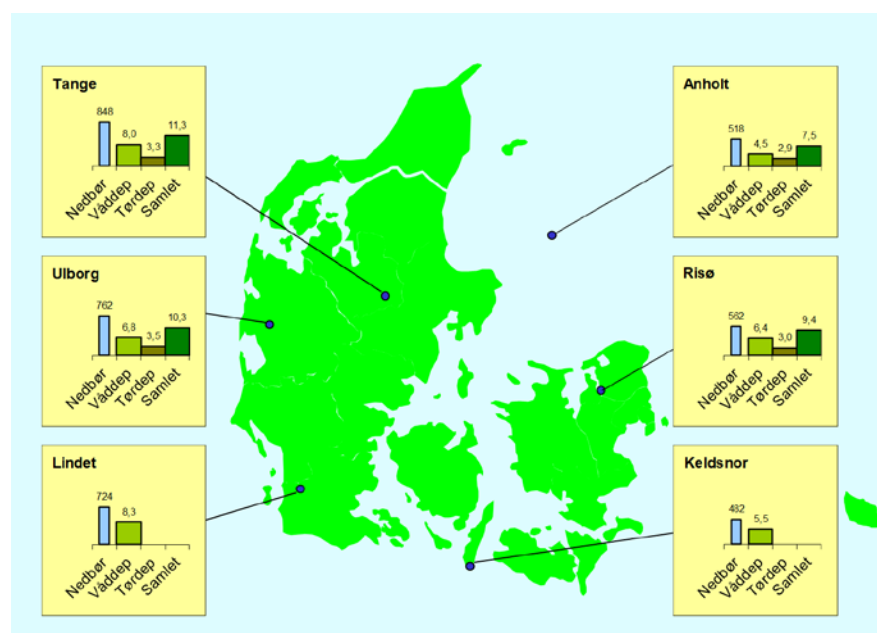
I 2016 blev den samlede deposition af kvælstof (våddeposition, der er afsætning med nedbøren, plus tørdepositionen, der er den direkte afsætning af partikler og gasser) målt på fire målestationer, Tange, Ulborg, Anholt og Risø (figur 2.1). Målingerne viste, at den årlige deposition af kvælstof i 2016 i områderne omkring hovedstationerne lå på 7,5-11 kg N/ha, hvilket i gennemsnit er 7 % lavere end deposition til landområderne omkring målestationerne i 2015. Den lavere deposition skyldes hovedsageligt de meteorologiske forhold, som resulterede i fald i både våd- og tørdepositionen. Depositionen til vandområderne ved Anholt lå på 5,3 kgN/ha, hvilket er 20 % lavere end i 2015.

De laveste depositioner til land blev bestemt på Anholt, Risø og Keldsnor (Keldsnor kun våddeposition). Disse målestationer bliver kun udsat for begrænsede lokale landbrugspåvirkninger samtidigt med, at der er en lille våddeposition.

De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet (kun våddeposition), Ulborg og Tange. Ved disse målestationer 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 medvirker til den større deposition i Jylland. Forskellen mellem alle målestationer er dog kun omkring 40 %.

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 tørdepositions hastigheder. Der er stor usikkerhed ved denne metode, men det er den bedst egnede metode i forbindelse med overvågningsprogrammet, da andre metoder måleteknisk set er for komplicerede at gennemføre i regi af overvågningsprogrammet.



Figur 2.1. Kvælstofdeposition (kgN/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2016. Figuren angiver deposition til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationerne. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Grundet revision af programmet indgår tørdepositionen ikke længere ved Lindet og Keldsnor.

Links

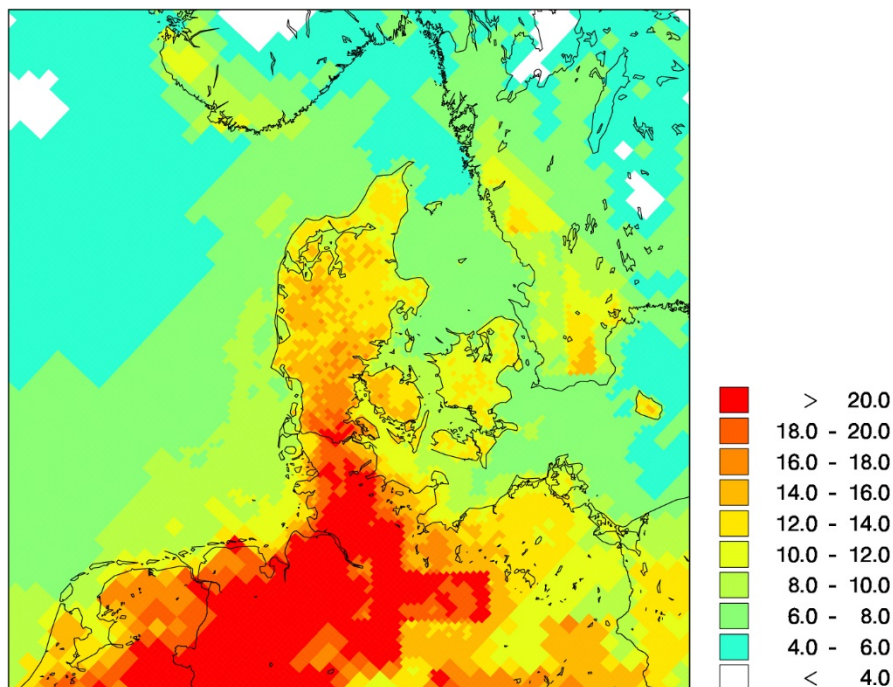
Information om DCE's luftmålestationer kan fås på: <http://envs.au.dk/-vi-denudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande

For 2016 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske farvande på 73.000 ton N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 6,9 kgN/ha (figur 2.2 og tabel 2.1). Depositionen af kvælstof er kun omkring 2 % lavere end rapporteret for 2015 (75.000 tons N) og omkring 18 % lavere end rapporteret for 2014 (89.000 tons N). Variationen mellem årene skyldes væsentligst de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, mens udledningerne til atmosfæren kun har varieret meget lidt over de tre år. Ved målestationerne ses tilsvarende et lille fald i afsætningen (se Afsnit 2.7).

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 15 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 Østersøen, Nordsøen, og Skagerrak. Endvidere ses en gradient med de højeste depositioner mod syd og lavere depositioner mod nord. Dette skyldes indflydelse fra områder med høje emissioner af kvælstof i landene syd for Danmark.



Figur 2.2. Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2016. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeld deposition 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 2016. 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 per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	6,5	26	33	6,7	48.754
Skagerrak – dansk del	1,1	5,6	6,8	6,5	10.329
Kattegat – svensk del	0,8	3,7	4,4	6,6	6.743
Kattegat – dansk del	2,7	9,2	12	7,1	16.830
Nordlige Bælthav	0,7	2,3	3,0	7,7	3.909
Lillebælt	0,7	1,7	2,4	11	2.171
Storebælt	1,0	3,0	4,0	8,9	4.519
Øresund - dansk del	0,2	0,8	1,0	7,3	1.336
Øresund - svensk del	0,1	0,6	0,7	7,3	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,6	1,7	2,3	9,1	2.547
Østersøen - dansk del	2,2	7,0	9,2	6,2	14.926
Alle danske farvandsområder	16	57	73	6,9	105.321

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 2016 beregnes en samlet deposition af kvælstof til de danske landområder på 57.000 tons N (tabel 2.2), hvilket er stort set uændret i forhold til 2015 (56.000 ton). Ved målestationerne blev der observeret et mindre fald (7 %) i depositionen (Kapitel 2.3), som dog ikke er slået igennem på landsplan i modelberegningerne.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 13 kgN/ha, hvilket er 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 (Skov- og naturstyrelsen, 2005).

Den årlige deposition varierer geografisk mellem omkring 5 kgN/ha og omkring 20 kgN/ha beregnet som gennemsnit for modellens gitterceller på 6 km x 6 km (figur 2.2). Årsagen til den store variation er navnlig, at depositionens størrelse afhænger af landoverfladens karakter og 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 nedbørsmængden er stor, og hvor husdyrproduktionen er høj, hvilket giver et ekstra bidrag som følge af udledning af ammoniak fra husdyrproduktionen. Mindst deposition ses typisk for Sjælland 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 ± 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/>

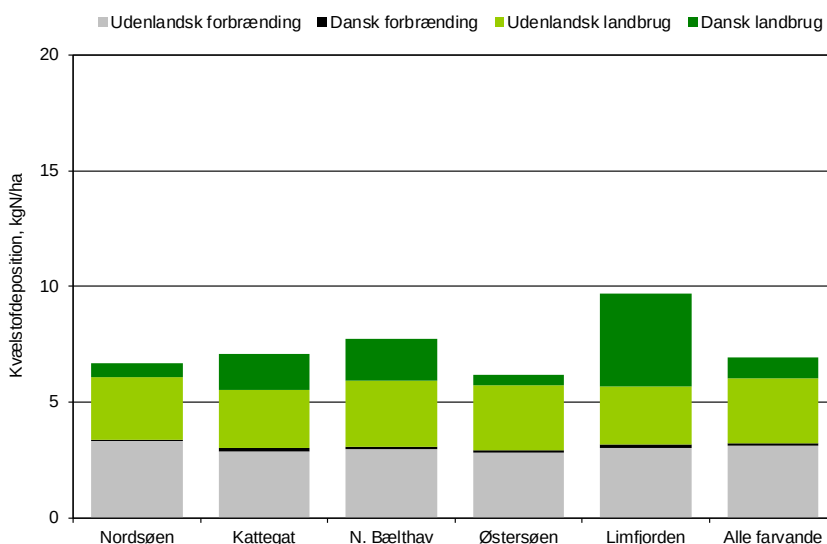
Tabel 2.2. Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2016.

	Tørdeposition 1000 ton N	Våddeposition 1000 ton N	Total deposition 1000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordjylland	4,4	5,2	9,7	12	7.907
Midtjylland	7,8	9,8	18	13	13.093
Syddanmark	8,4	10	18	15	12.130
Sjælland	3,6	4,7	8,3	11	7.268
Hovedstaden	1,3	1,5	2,8	11	2.567
Hele Landet	26	31	57	13	42.927

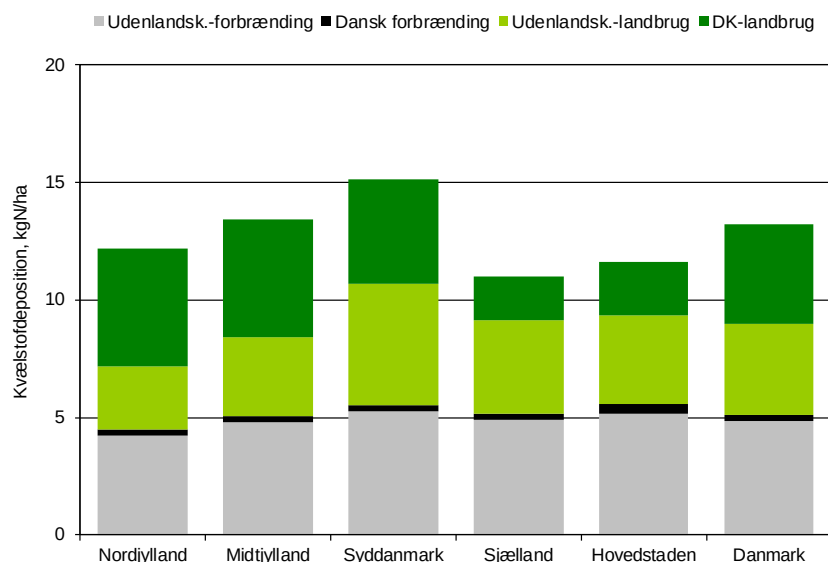
2.6 Kilder til kvælstofdeposition

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 i Danmark stammer fra landbrugsproduktion.

Beregningerne viser, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. I 2016 kom ca. 61 % og 39 % af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 54 % og 46 % af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.3. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2016 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 2016 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. 15% i 2016, mens den i 2014 og 2015 lå på henholdsvis 12 % og 14%. Disse små variationer mellem årene skyldes naturlige variationer i nedbørsmængderne og de øvrige meteorologiske forhold, som blandt andet giver variation i mængden af våddeposition, som fortrinsvis kommer fra udenlandske kilder. Depositionen fra danske kilder stammer fortrinsvis fra tørdeposition. Den største danske andel forekom i Nordlige Bælthav (25 %), Kattegat (24%), Lillebælt (24%) og Storebælt (19%) og den mindste i Nordsøen (10%) og den danske del af Østersøen (9%). 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. 43 % 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. 34 %. Størst dansk andel ses for Nord- og Midtjylland med 40-43% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 20%. Når andelen fra danske kilder er størst i Nord- og Midtjylland skyldes det den store husdyrproduktion i Jylland 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 f.eks. 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 hovedmålestationerne. Resultaterne viser, at der er sket et fald i kvælstofdepositionen til såvel de danske farvande som landområder på ca. 35 % siden 1990. Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden, mens den målte deposition har ligget på omtrent samme niveau i de sidste knap ti år.

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.

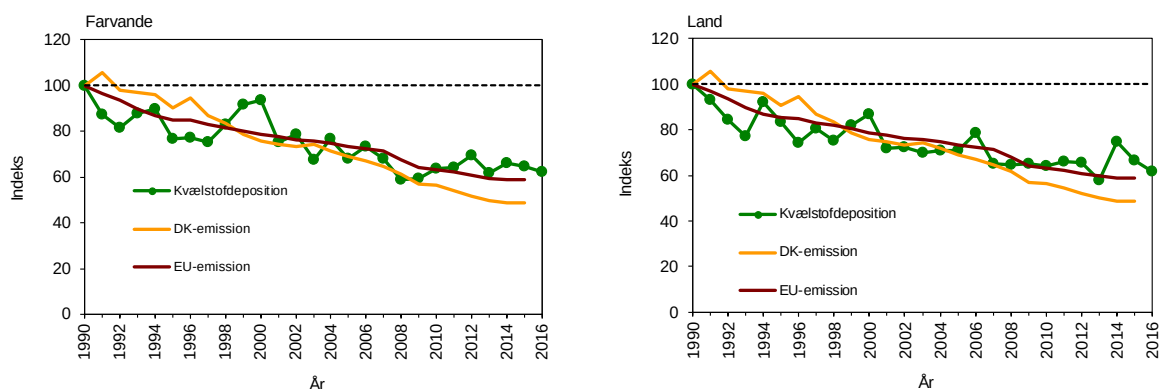
Den atmosfæriske kvælstofdeposition følger overordnet set ændringerne i emissionerne af kvælstof i Danmark og de øvrige EU-lande (figur 2.5) og det kan derfor konkluderes, at den observerede udvikling i kvælstofdepositionen hovedsageligt er en konsekvens af reduktioner i emissionen af kvælstof.

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. Årsagen 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. Variationerne fra år til år skyldes primært variationer i de meteorologiske forhold, hvilket f.eks. kan ses for 2014, som var rekordvarmt, hvilket kan have været årsagen til den relativt set høje deposition. Navnlig for deposition til farvandene ses betydelige variationer mellem årene. Årsagen til dette er, at våddepositionen udgør 70-90 % af den samlede deposition til vand, og at der i år med meget nedbør, som f.eks. 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 normalt ikke slår så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne. Ændringerne fra 2013 til 2014 og fra 2014 til 2015 er dog en undtagelse fra dette billede, hvilket må skyldes særlige meteorologiske forhold i 2014, som har givet anledning til topen i 2014.

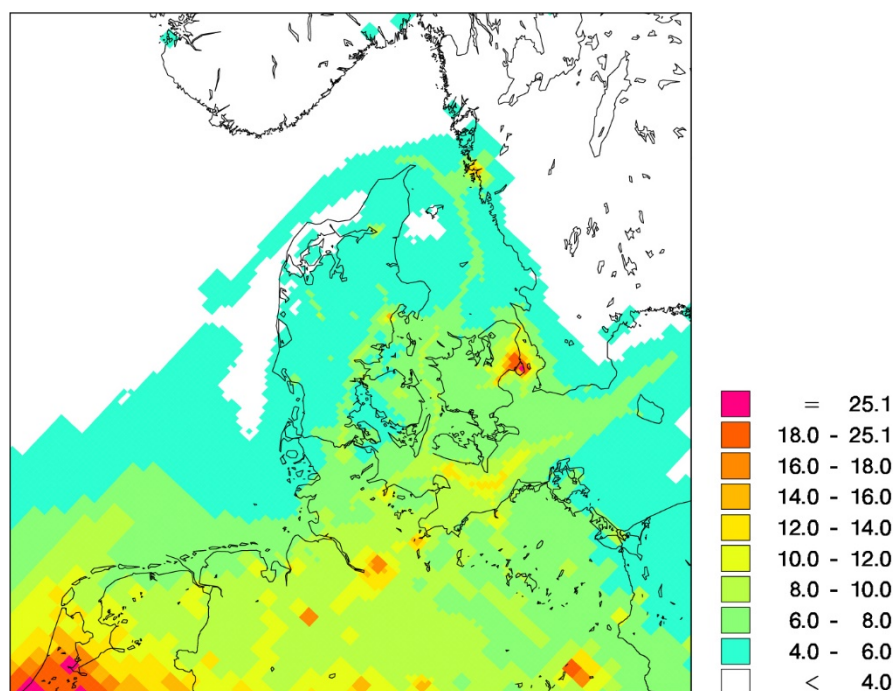
De viste udviklingstendenser er baseret på beregninger af våd- og tørdeposition foretaget ud fra målingerne af koncentrationen af kvælstofforbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul, som anvendes i modelberegningerne.



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 i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. 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. Opgørelsen af emissionerne fra Danmark er fra DCE (Nielsen et al., 2017) og fra EU-landene fra EMEP (EMEP, 2018).

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 $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddelværdi. Resultater for 2016 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på figur 2.6. For størstedelen af landet ligger årsmiddelkoncentrationerne under $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder, er der ingen overskridelser af grænseværdien i 2016.



Figur 2.6. Årsmiddelkoncentrationer af NO_x i 2016 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed er koncentrationen af NO_x beregnet som NO_2 ($\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$).

2.9 Ammoniak og naturmålestationerne

I 2004 blev der i regi af NOVANA-programmet startet målinger af kvælstof-forbindelser 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 langtidsmiddelværdier ($\frac{1}{2}$ -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 2016 er der målt ammoniakkoncentrationer på i alt 15 naturmålestationer, fordelt på lokaliteter med hede, klithede, højmose, hængesæk og sure overdrev. Målingerne på nogle af de 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 naturtyper har forskellige tålegrænser, idet tolerancen overfor kvælstofdeposition er forskellig. Det betyder, at når den atmosfæriske deposition overstiger et givet naturområdes tålegrænse (opgives som et interval), må det formodes, at depositionen forårsager væsentlig skade på naturområdet.

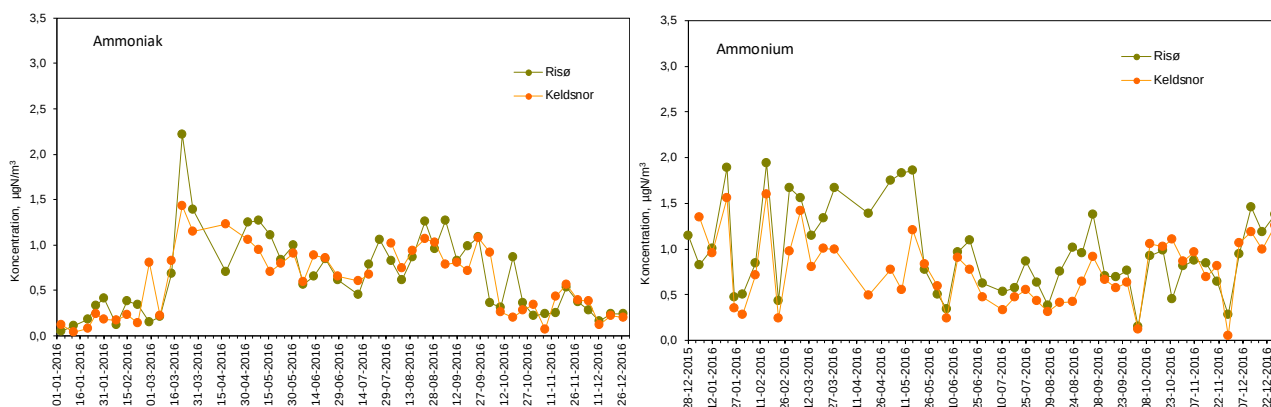
Der er en stigende international erkendelse af, at depositionsformen (våd- eller tørdeposition) samt hvorvidt kvælstoffet afsættes i reduceret eller oxideret form, har en betydning for effekten af afsætningen (sammenfattet af Nordin et al., 2011). Dette tager tålegrænserne ikke højde for, idet de er 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 spalteaåbninger, 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 ammoniak er der fastsat kritiske luftkoncentrationer (Critical Level), hvor koncentrationer over disse grænser giver skade på naturområder. I 2010 blev en revision af Critical Levels for ammoniak vedtaget i regi af Gøteborg-konventionen om langtransporteret luftforurening under UNECE (RIVM, 2017). Ved denne revision er niveauet for skadevirkning sat væsentlig ned. Som årsmiddelværdi er Critical Level (long term) for ammoniak sat til $1 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ for lav og mosser samt økosystemer, hvor lav og mosser er centrale arter og $3 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ (med et usikkerhedsinterval på $2\text{--}4 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$) 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 to stationer (Anholt og Lindet), mens der er oprettet en station på Risø ved Roskilde. På Lindet er denuder-målingerne erstattet af ammoniakmålinger målt med den passive diffusionsmetode, som også bruges på de ovenfor nævnte naturstationer.

Målinger i det faste netværk

Figur 2.7 viser ugemiddelværdier i 2016 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 2015. På både Keldsnor og Risø ses forårsmaksimum at optræde i sidste halvdel af marts. Forårsmaksimum er dog ikke særligt markant. Tidspunkt for forårsmaksimum svarer nogenlunde til 2015 og 2014, men ligger en måned tidligere end i 2013. Det tidlige forårsmaksimum skyldes den milde vinter 2015-2016 (afsnit 1.2) og dermed tidligere udbringning af husdyrgødning. Herefter falder værdierne til et lidt lavere niveau hen over sommeren. I august ses en mindre stigning i ammoniakkoncentrationerne, hvilket skyldes udbringning af gødning. Herefter aftager koncentrationerne igen hen mod vinteren, bl.a. fordi der i Danmark ikke må udbringes nogen former for husdyrgødning i perioden fra 15. november til 1. februar. For ammonium ses lidt mindre variation hen over året. Når koncentrationen ikke falder hen mod vinteren (ligesom for ammoniak), skyldes det langtransport af ammonium fra udenlandske kilder. I 2016 ligger årsmiddelværdien på Keldsnor og Risø omkring 15% lavere end i 2015. For middel af alle målestationer ses derimod en stigning på omkring 15%, hvilket navnlig hænger sammen med en stor stigning i koncentrationerne målt ved Ulborg (Figur 2.8).

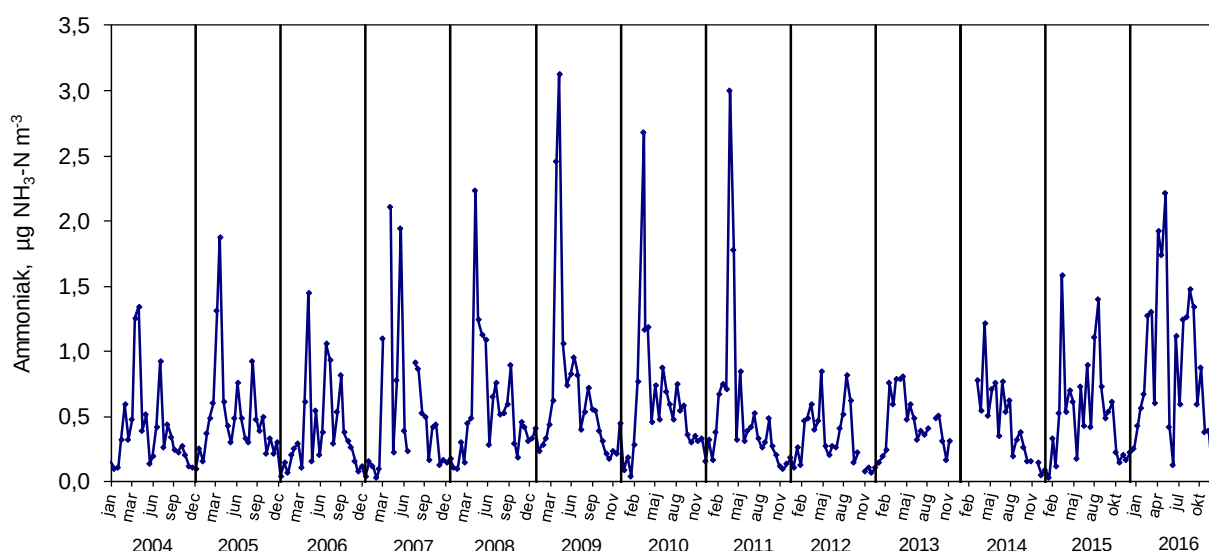


Figur 2.7. Koncentration af gasformig ammoniak (NH_3) og partikulært ammonium (NH_4^+) målt på Keldsnor og Risø i 2016. Målingerne fra Keldsnor (denuder) er ugemiddelværdier markeret med start for opsamlingsperiode. Dog er der enkelte perioder med længere opsamlingsperiode. Målingerne fra Risø er opsamlet med filterpack-opsamler med døgnmiddeloopsamling, som for sammenlignelighedens skyld er midlet til de samme perioder som anvendt på Keldsnor.

Figur 2.8 viser halvmånedsmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak målt i Ulborg 2004-2016. Årsmiddelværdien i 2016 er $0,88 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$, hvilket er 66 % højere end i 2015. Der er en del variation mellem årene, hvilket dels skyldes de naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem årene og dels variationer i landbrugsaktiviteterne i området omkring målestationen. Det ses af figur 2.8, at der i perioden fra 2004-2011 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, mens vinterkoncentrationerne er markant lavere end resten af året. Forårsmaksimum varierer fra første halvdel af april til første halvdel af maj i den første del af perioden.

Perioden fra 2012 til 2015 varierer tydeligt fra den første del af perioden, idet den markante forårstop mangler eller er blevet væsentligt mindre. Årsagen til dette kan være de meteorologiske variationer, som giver stor variation fra år til år, da emissionerne af ammoniak i forbindelse med forårsudbringning af navnlig husdyrgødning vil variere meget som følge af variationer i de meteorologiske forhold. Når ændringen er set i hele perioden 2012-2015, så tyder det dog på, at meteorologien ikke er hovedårsagen til ændringen, hvilket indikerer, at der formentligt er sket nogle omlægninger af landbrugspraksis og/eller landbrugsaktiviteter i området (f.eks. tilsætning af syre i forbindelse med udbringning af husdyrgødning. Syren binder ammoniak og nedsætter fordampningen), som har ført til en mindre emission i forbindelse med forårsudbringning af gødning.

Variationerne for 2016 minder så igen om mønstret, som blev observeret før 2012. Årsagen til denne ændring kan være meteorologi eller landbrugspraksis. Koncentrationerne af ammoniak er i forhold til mange andre luftforureningsparametre meget påvirkelig af de meteorologiske forhold, hvilket blandt andet ses af forårsmaksimum, som varierer meget mellem årene (Figur 2.8). Det er derfor endnu uvist, om den store stigning i koncentrationen fra 2015 til 2016 skyldes usædvanlige meteorologiske forhold, om der er tale om ændringer i landbrugsaktiviteterne i området eller en kombination af begge dele.

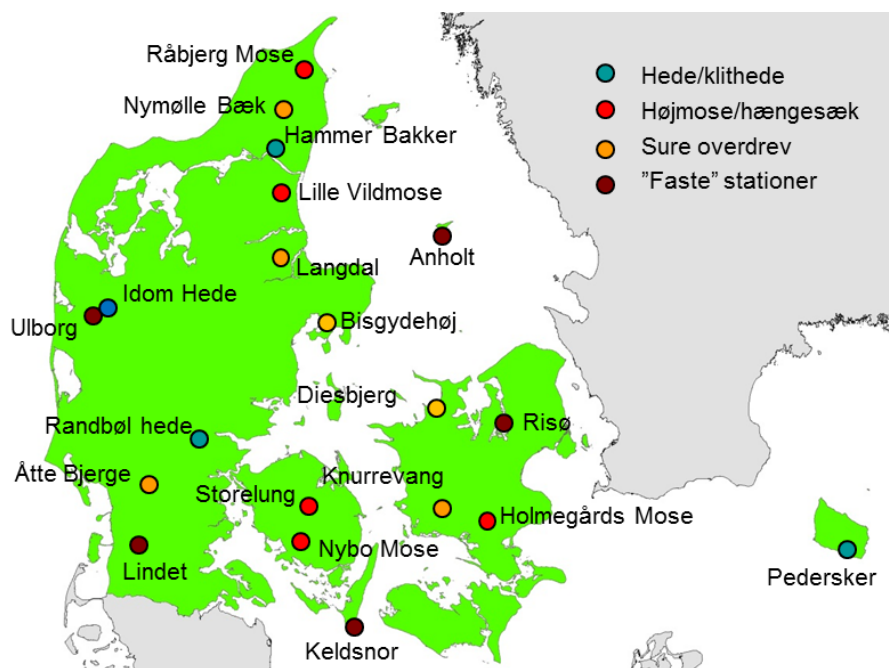


Figur 2.8. Koncentrationer af gasformig ammoniak målt på Ulborg i perioden 2004-2016. Målingerne er halvmånedsmiddelværdier (markeret med start for opsamlingsperiode). De manglende data for december 2013 til marts 2014 skyldes stormvejret, som ødelagde målestationen i december 2013.

Naturstationer

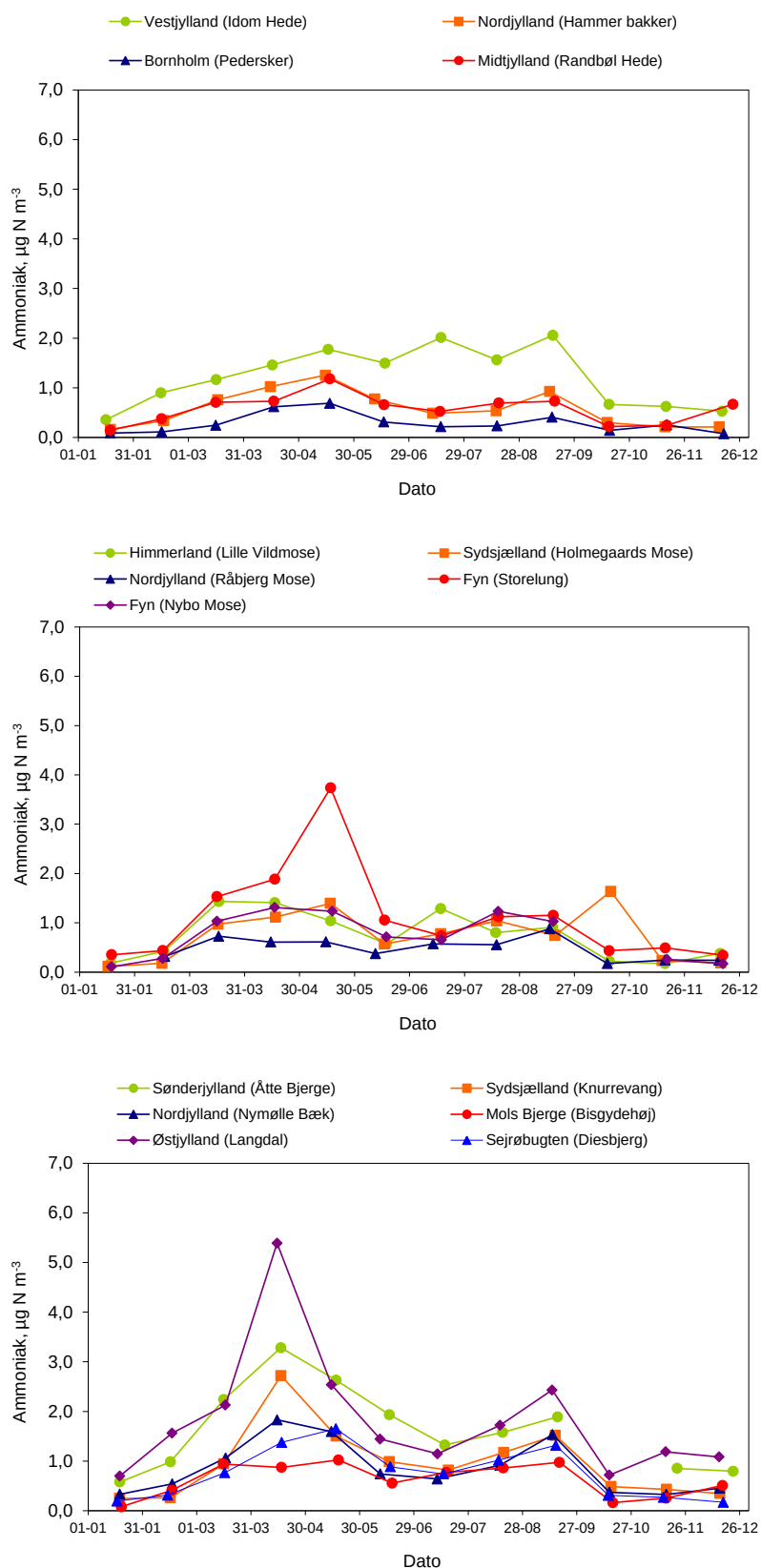
I regi af det terrestriske delprogram under NOVANA blev der i slutningen af 2006 yderligere etableret 12 målestationer med passive diffusionsopsamlere til bestemmelse af månedsmiddelmålinger af ammoniak (beskrevet i fokuspunkt 2, *Ellermann et al., 2009*). Denne aktivitet videreføres efter revisionen 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 2009-2013 nu er korrigeret med den nye validering.

For 2009 og 2010 data betyder det, at koncentrationen er korrigeret op med ca. 15 %. I det følgende præsenteres målingerne fra 2016 på stationerne med passive diffusionsopsamlere. 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 2016 på naturstationerne. Øverst er det målingerne fra hede, som er stationerne Idom Hede, Hammer Bakker, Randbøl Hede og Pedersker. I midten ses målingerne fra højmoserne Storelung, Nybo Mose, Lille Vildmose og Holmegårds Mose samt en hængesækslokalitet i Råbjerg Mose. Nederst på figur 2.10 vises målingerne fra de sure overdrev Bisgydehøj, Diesbjerg, Nymølle Bæk, Langdal, Knurrevang og Åtte Bjerger.



Figur 2.10. Koncentrationer af gasformig ammoniak i 2016 på en række naturlokaliteter fordelt over landet. Målingerne er månedsmiddelværdier markeret ved midten af opsamlingsperioden. Øverst: Hede (Idom Hede: Månedsmiddelværdierne er midlet fra målinger på halvmånedsbasis). Midt: Højmoser og hængesæk. Nederst: Sure overdrev.

De to jyske overdrev Langdal og Åtte Bjerger og et sjællandske overdrev Knurrevang (figur 2.10 nederst) viser de højeste forårskoncentrationer ift. 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. Det varierer lidt fra år til år, hvor de største koncentrationer observeres, hvilket skyldes variationerne i de meteorologiske forhold og landbrugsaktiviteterne. Bisgydehøj i Mols Bjerger og Diesbjerg ved Sejerøbugten ligger ikke direkte ud til dyrkede marker og viser lidt lavere koncentrationsniveauer end de øvrige overdrev.

Alle stationerne har et forholdsvis ensartet sæsonmønster, omend der i 2016 er større forskel mellem stationerne end observeret tidligere. Stationerne med de højeste koncentrationer (Langdal, Åtte Bjerger, Knurrevang) viser en tydelig forårstop i forbindelse med udbringning af gødning på markerne i marts og april. Forårstoppen på Storelung i maj ligger senere end sædvanligt. Koncentrationerne falder herefter i sommermånederne og i august-september ses en lidt mindre top grundet efterårsudbringning af gødning. På stationerne med de lave koncentrationer (Mols Bjerger, Råbjerg Mose, Pedersker) ses stort set samme koncentrationsniveau i forbindelse med forårs- og efterårsudbringning af gødning. På alle stationerne er koncentrationerne lavest i vintermånederne grundet forbud mod udbringning af gødning og lav afdampning fra gylletanke, stalde m.m. som følge af de lave vintertemperaturer. Forskel i sæsonmønster og koncentrationsniveau afspejler i hvor høj grad stationerne er påvirket af lokalt landbrug.

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 viser de næsthøjeste koncentrationsniveauer. Råbjerg Mose og Hammer Bakker i Nordjylland, Bisgydehøj i Mols Bjerger, Randbøl Hede i Midtjylland og Pedersker på Bornholm viser de laveste koncentrationsniveauer.

Tabel 2.3. Årsmiddelværdier for 2016 af ammoniakkoncentrationen på en række lokaliteter med angivelse af naturtypen.

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

På hedelokaliteterne er årsmiddelværdierne i 2016 på niveau med niveauet i 2015. Ses koncentrationsniveauerne i forhold til Critical Level (RIVM, 2017), er niveauet for laver og mosser ($1 \mu\text{gN}/\text{m}^3$) overskredet på Idom Hede, mens niveauet for de højere planter ($2-4 \mu\text{gN}/\text{m}^3$) ikke er overskredet.

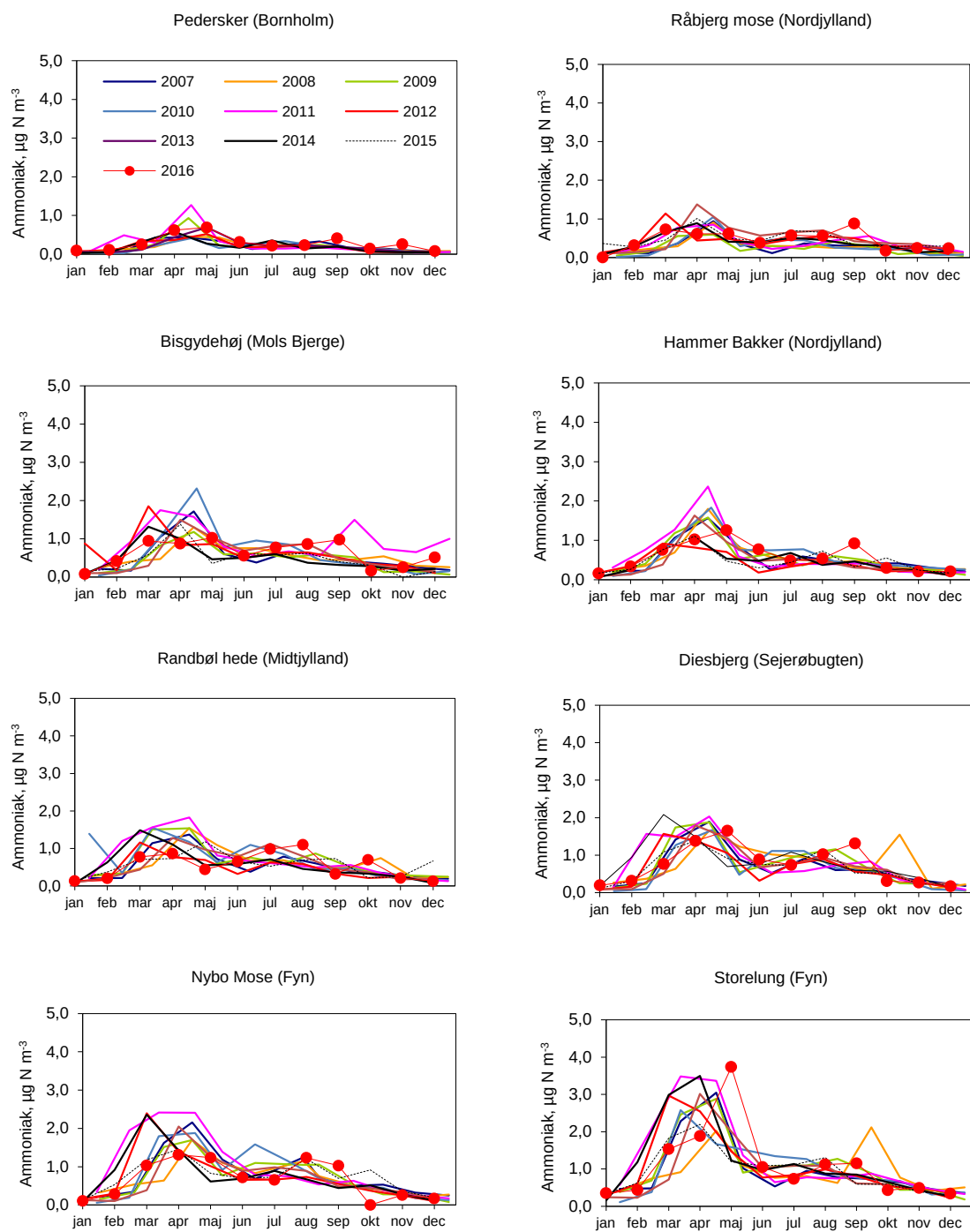
Niveauerne for højmoserne adskiller sig kun lidt mellem 2015 og 2016. Ses på årsmiddelværdierne for højmoserne i forhold til Critical Level-niveauet for laver og mosser ($1 \mu\text{gN}/\text{m}^3$), så ligger Storelung i 2016 som den eneste over niveauet, mens de øvrige ligger lige under Critical Level-niveauet.

Årsmiddelværdien i 2016 for overdrevslokaliteterne ligger også stort set på niveau med niveauet i 2015, hvor den eneste markante ændring er en stigning på ca. 23% ved Åtte Bjerger (Figur 2.12). Åtte Bjerger og Langdal ligger tydeligt over skadesniveauet for laver og mosser, mens de øvrige sure overdrev ligger på niveau med eller under Critical Level. Koncentrationsniveauet på Åtte Bjerger og Langdal ligger lidt under den nedre grænse af usikkerhedsintervallet for skadeniveauet for højere planter ($2-4 \mu\text{g N}/\text{m}^3$).

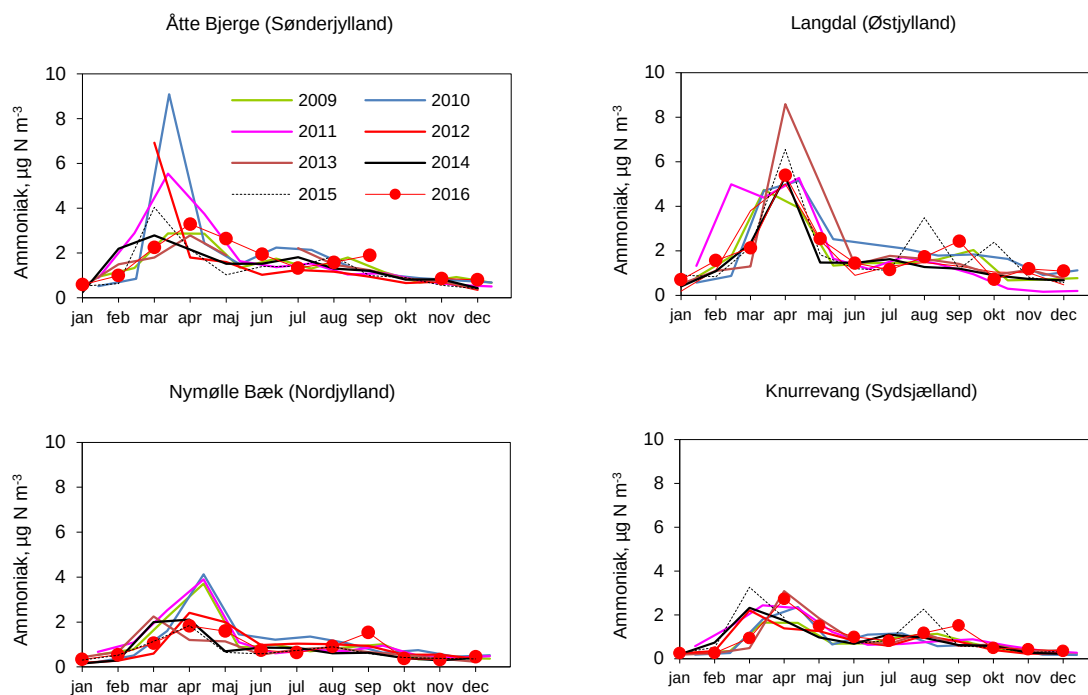
I 2016 lå årsmiddelkoncentrationerne ved Ulborg og Lindet på henholdsvis $0,88$ og $1,2 \mu\text{g N}/\text{m}^3$, hvilket for begge lokaliteter er en stigning (se ovenfor). Ved begge lokaliteter ligger koncentrationerne omkring niveauet for Critical Level for laver og mosser.

Figur 2.11 viser den tidslige variation i de månedlige koncentrationsniveauer målt i 2007-2016 på otte af naturstationerne fra det terrestriske delprogram (bemærk at opsamlingsperioderne er forskubbet en halv måned i 2012-2013 i forhold til 2007-2011). Bortset fra enkelte yderpunkter (Diesbjerg oktober/november 2008, Storelung september/oktober 2008, Randbøl Hede januar/februar 2010 og en række stationer i april 2008) er variationen i koncentrationerne forholdsvis ensartet årene imellem på stationerne. På en del af målestationerne ses i 2016 et lavere forårsmaksimum end normalt, men det gælder ikke alle målestationerne.

Figur 2.12 viser tilsvarende den tidslige variation i de månedlige koncentrationsniveauer for de fire af overdrevsstationer, der alle ligger tæt ved landbrugsområder. Her ses også, at variationen i koncentrationerne er forholdsvis ensartet årene imellem på stationerne, men til forskel for de øvrige stationer, ses ikke en tendens til lavere forårsmaksimum i 2016.

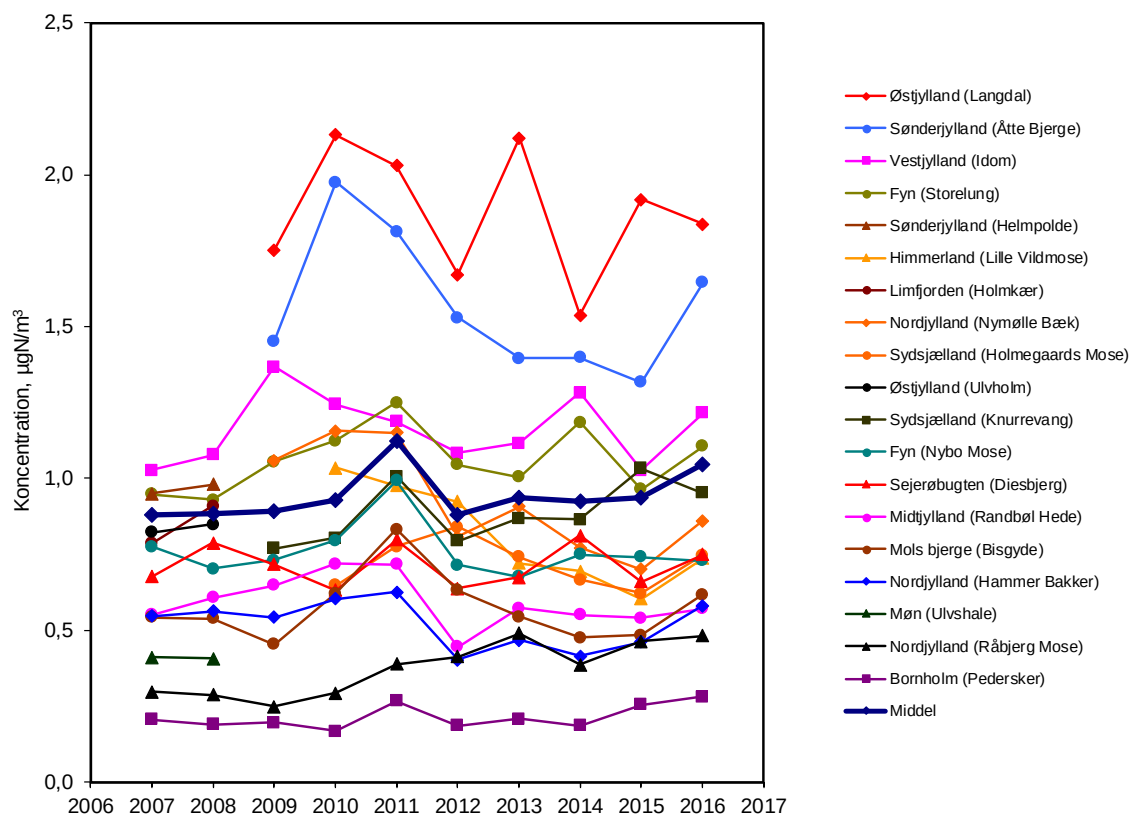


Figur 2.11. Koncentrationer af ammoniak på en række stationer i årene 2007-2016. Målingerne er månedsmiddel og markeret ved start, som er d. 15. i måneden i perioden fra 2007-2011 og d. 1. i måneden i 2012-2016.



Figur 2.12. Koncentrationer af ammoniak på fire overdrevsstationer beliggende tæt ved landbrug i årene 2009-2016. Målingerne er månedsmiddelværdier og markeret ved start, som er d. 15. i måneden i perioden fra 2007-2011 og d. 1. i måneden i 2012-2016.

Målingerne af ammoniak har været foretaget på de samme målestationer i op til 10 år. I figur 2.13 ses de målte koncentrationer i perioden fra 2007 til 2016, hvor der på en række målestationer først er påbegyndt målinger i 2009 eller 2010. Først og fremmest ses store år til år variationer på målestationerne, hvilket hænger sammen med de naturlige variationer i de meteorologiske forhold og variationerne i landbrugsaktiviteterne. Dernæst ses stor forskel i udviklingen på målestationerne. Nogle målestationer viser en tendens til en stigning, mens andre viser samme niveau, og andre igen viser en tendens til et fald. I figur 2.13 er der i tillæg angivet en beregnet gennemsnitlig udviklingstendens, som viser, at der ikke er sket en målbar ændring i koncentrationerne. Dette er i relativ god overensstemmelse med ændringerne i de danske ammoniakemissioner, som viser et fald på kun 12 % i perioden fra 2007 til 2015 (Nielsen et al., 2017).



Figur 2.13. Årsmiddelkoncentrationer af ammoniak i perioden fra 2007 til 2016 på en række naturlokaliteter fordelt over landet. Middel repræsenterer et vægtet middel af den gennemsnitlige udviklingstendens for målestationer, som har været aktive fra 2007-2016.

Links

Kort over beregnet kvælstofdeposition kan ses på Danmarks Miljøportal.

Information om DCE's luftmålestationer kan fås på: <http://envs.au.dk/vi-denudveksling/luft/maaling/maaleprogrammer/>

3 Svovl

3.1 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.

3.2 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 inklusiv Danmark forpligtet til at sikre naturen, 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 indlagt 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 forpligtelser til emissionsreduktioner 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 %. Tilsvarende reduktionsforpligtelser er blevet vedtaget i forbindelse med EU's reviderede NEC-direktiv fra 2016 (EU, 2016).

3.3 Svovldeposition i 2016

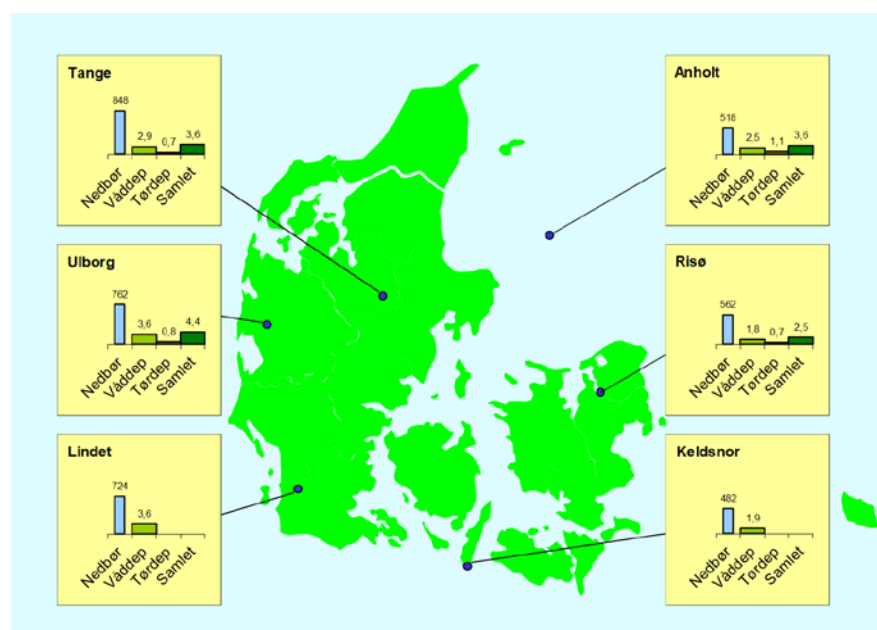
Resultaterne i 2016 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent (menneskeskabt) svovl og svovl fra naturlige kilder (hovedsageligt havsalt) lå på 2,5-4,4 kgS/ha for deposition til landområderne (figur 3.1). Dette er i gennemsnit for hovedstationerne ca. 28 % lavere end i 2015. Årsagen til faldet er hovedsageligt år til år variationer i de meteorologiske forhold. Det store fald fra 2015 til 2016 skal ses i lyset af, at 2015 lå højt i forhold til niveauet de tidligere år, når det samtidigt tages med i betragtning, at der 1. januar 2015 trådte et relativt skrap krav til udledningerne fra skibstrafik i Nordsøen og Østersøen i kraft (figur 3.5). Derfor ligger 2015 højt, mens 2016 stemmer mere overens med forventningerne.

De højeste depositioner blev i 2016 bestemt ved Ulborg og den mindste deposition ved Risø. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til målestationerne. 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 sammen med en høj nedbørsmængde er forklaringen på, at der måles høj vådafsætning af

svovl i den sydlige del af Jylland. Tørafsætning på Anholt skyldes formentlig for en stor andel skibstrafik på Kattegat og havsalt. Tørafsætningen på Anholt er stort set halveret fra 2014 til 2015, hvilket skyldes reduktion i udledningerne fra skibsbrændstof. Dette har også medført reduktioner i tørafsætningen på de øvrige målestationer.

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 25-50 % af den samlede svovldeposition; størst bidrag ses ved de kystnære stationer Ulborg og Anholt. Den relative andel af sulfat fra havsalt er stigende i takt med at det antropogene bidrag falder, som følge af reduktionerne i udledningerne.

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 depositionsmaaling, som er meget ressourcekrævende. Der er stor usikkerhed ved beregning af tørdeposition med denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.



Figur 3.1. Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2016. 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.

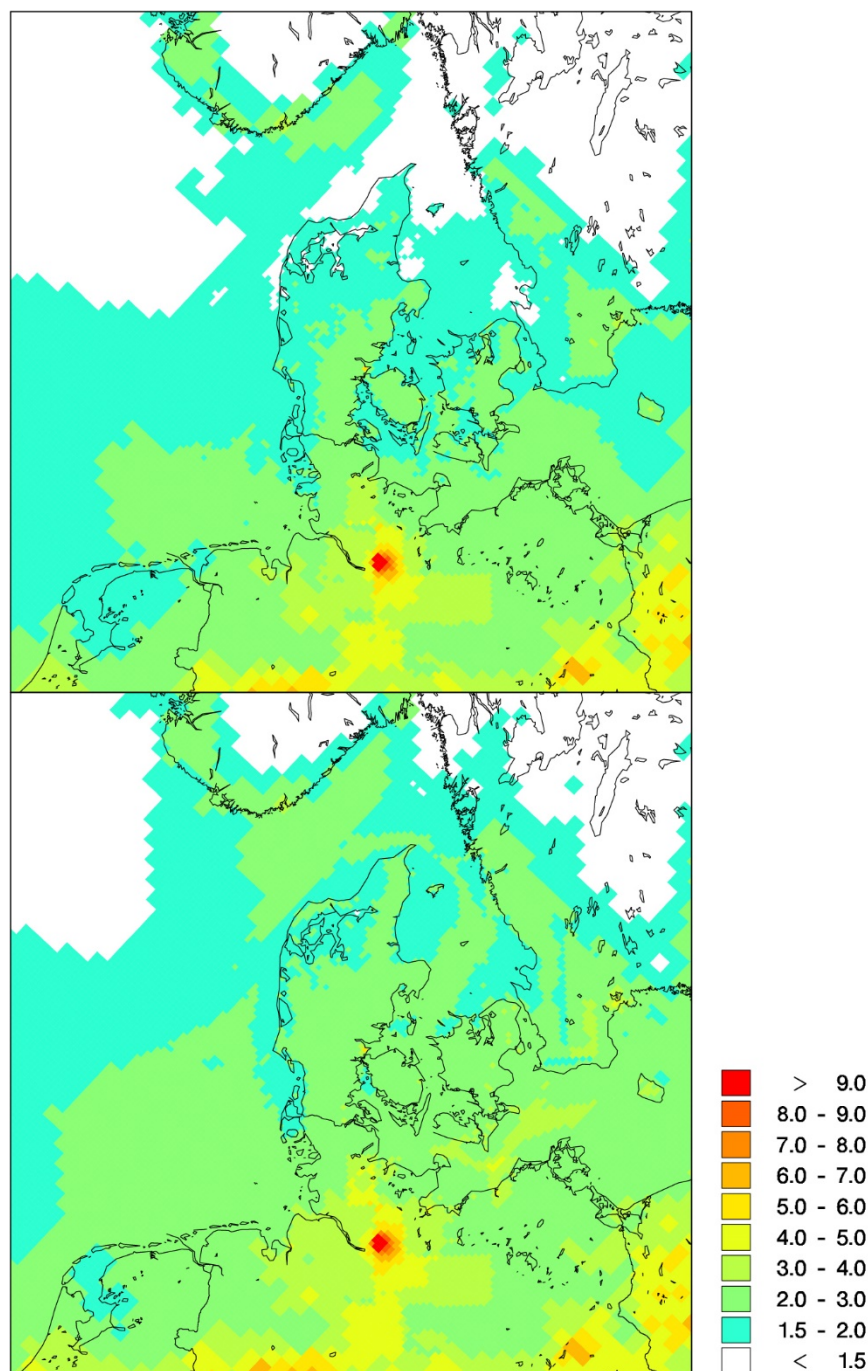
3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for 2016 beregnet på to forskellige måder. Den første er standardberegningerne, hvor de anvendte emissioner for 2015 benyttes, idet emissionerne for 2016 endnu ikke er opgjort. I disse beregninger er der taget højde for nedsættelsen af svovlindholdet fra 1 % til 0,1 % i brændstof til skibstrafik i Nordsøen og Østersøen, hvilket trådte i kraft den 1. januar 2015 (Ellermann et al., 2015). Den anden beregning er foretaget med emissioner for 2015, men uden reduktionen i udledningerne fra skibstrafik. Ved at sammenligne de to beregninger kan der beregnes et estimat af effekten af reduktionen af udledningerne fra skibstrafikken.

Standardberegningerne med emissioner for 2015 inklusiv reduktion i skibsemissionerne giver en samlet svovldeposition til landområderne på 8.500 tons S. Beregningerne uden reduktion i skibsemissionerne giver en deposition på 10.000 tons S. Reduktionen af skibsemissionerne giver derfor anledning til en reduktion af depositionen på omkring 15%. Modelberegningerne af depositionen til danske landområder i 2016 med og uden reduktion i udledningerne fra skibstrafik ses i figur 3.2. Reduktionen af skibsemissionerne ses tydeligst ud over havområderne, men kan også ses for store dele af Jylland og det vestlige Sjælland. Den samlede deposition på danske landområder er fortsat omkring 60% højere end den danske emission af svovl. Denne lå i 2015 på 5.400 tons S (Nielsen et al., 2017).

Den gennemsnitlige årlige antropogene deposition af svovl ligger på ca. 2,7 kg S/ha (figur 3.2 og tabel 3.1), hvilket svarer til ca. 0,25 keq/ha. Til sammenligning er tålegrænserne for forsuring på 0,9-2,4 keq/ha for overdrev, 0,8-2,7 keq/ha for løvskov og 1,0-4,1 keq/ha for nåleskov (Bak, 2003). Skadelige effekter af forsuring afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af sulfat fra havsalt, 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 bidrager med omkring 11 % af den samlede deposition i 2016. Dette er en stigning i forhold til tidligere rapporteret (9% i 2015), hvilket skyldes nedsættelse af udledningerne fra international skibsfart i Nordsøen og Østersøen, da fald i udenlandske kilder relativt set vil give en stigning i det danske bidrag. Det danske bidrag varierer kun meget lidt mellem regionerne (8 - 10 %).



Figur 3.2. Den samlede antropogene deposition af svovlforbindelser beregnet for 2016 med (øverst) og uden (nederst) reduktion i skibsemissionerne. Depositionen angiver en middelværdi for felterne; for felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflader. 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 højere deposition i farvandsområderne skyldes skibstrafik. Den højeste deposition på land ses i Fredericia og skyldes store udledninger fra raffinaderiet.

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. 25-50 % 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 ± 40 %.

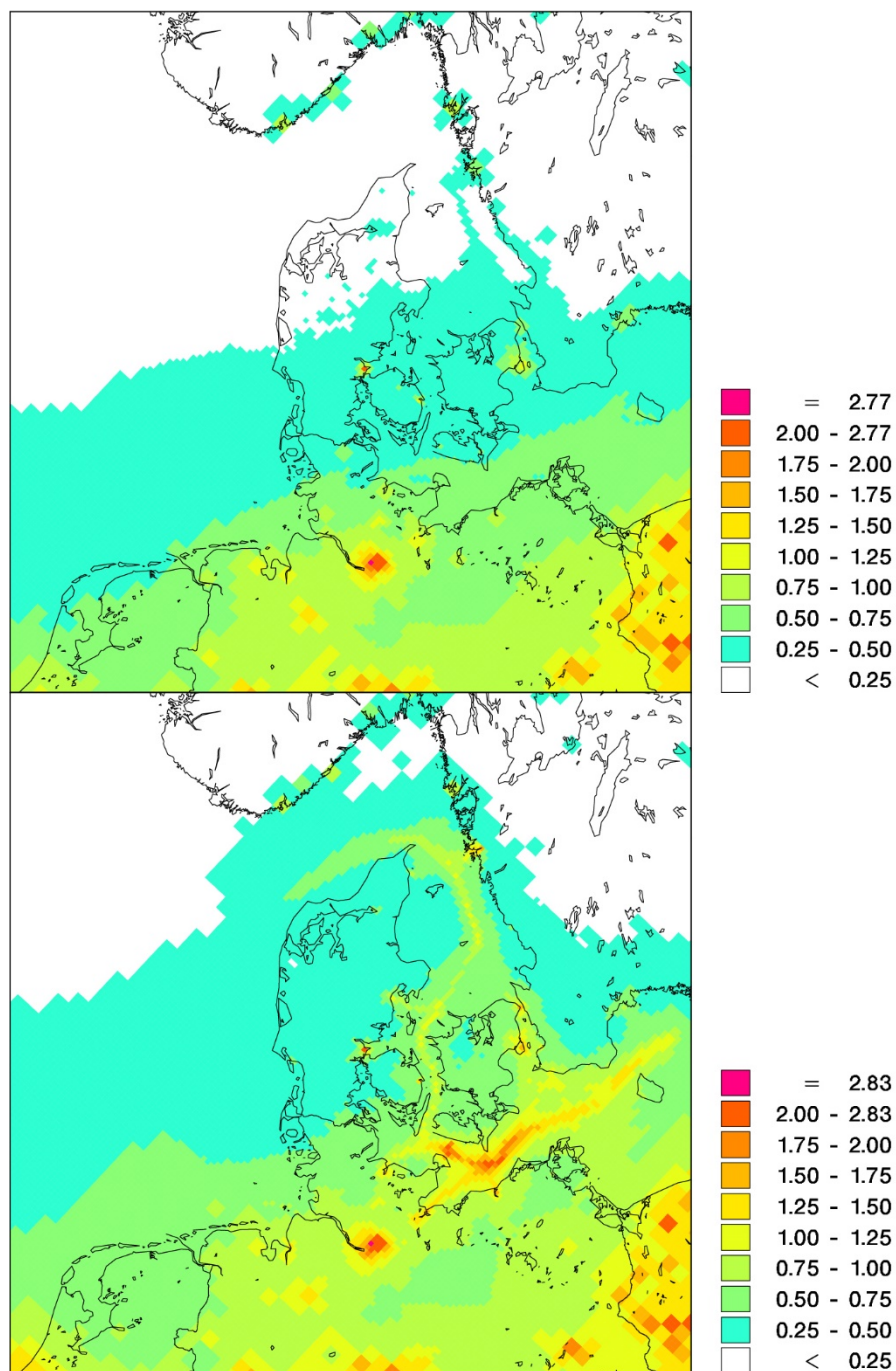
Tabel 3.1. Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2016.

	Tørdeposition 1000 ton S	Våddeposition 1000 ton S	Totaldeposition 1000 ton S	Total deposition per areal kgS/ha	Areal km²
Nordjylland	0,4	1,0	1,3	1,7	7.908
Midtjylland	0,7	1,8	2,5	1,9	13.094
Syddanmark	0,8	1,7	2,6	2,1	12.130
Sjælland	0,5	1,0	1,5	2,2	7.268
Hovedstaden	0,2	0,4	0,6	2,2	2.568
Hele landet	2,6	5,9	8,5	2,0	42.927

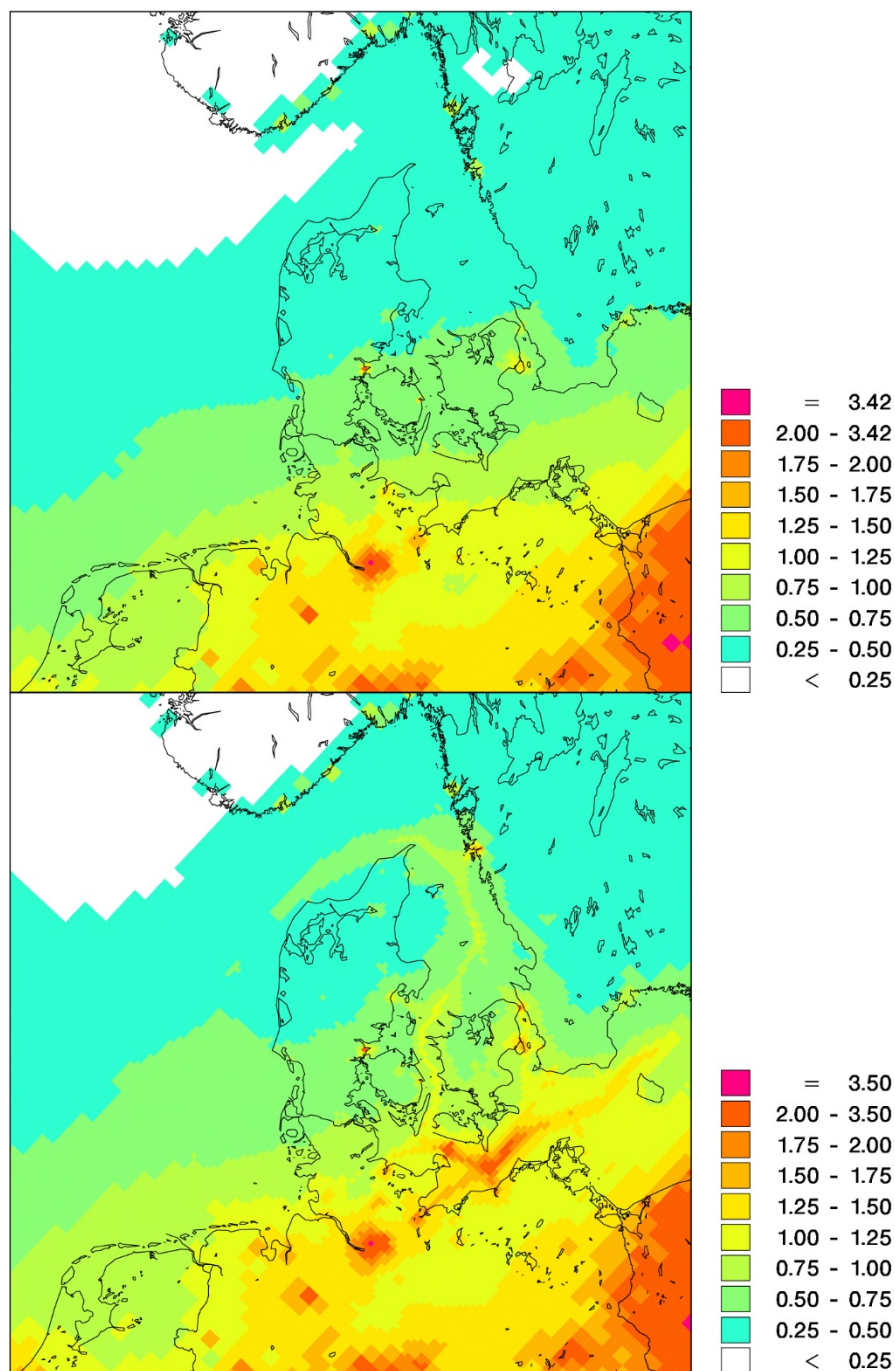
3.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ for både års- og vintermiddelkoncentrationen (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 og Risø i 2016 viser en årlig middelkoncentration på mellem 0,2-0,3 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$, hvilket er mere end 50 gange mindre end grænseværdierne.

Luftforureningsmodellen DEHM anvendes til beregning af den geografiske variation i koncentrationerne af SO₂. Figur 3.3 og 3.4 viser henholdsvis 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 1 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$, hvilket er omkring halvdelen af niveaet rapporteret tidligere. De relativt set højere koncentrationer observeret disse steder skyldes dels langtransport fra den nordlige del af Tyskland og Polen og dels indflydelse fra skibstrafik. Reduktionerne i skibstrafik fra 2015 har dog reduceret indflydelsen fra skibstrafik. De højere koncentrationer, som tidligere observeredes i forbindelse med sejlrufterne, er ikke længere nær så tydelige som hidtil.



Figur 3.3. Årsmiddelkoncentration af SO_2 i 2016 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM med (øverst) og uden (nederst) reduktionerne af svovlemissionen fra skibstrafik i Nordsøen og Østersøen. Enheden er $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. Den højeste koncentration ses i Fredericia og skyldes udledninger fra raffinaderiet. Bemærk forskel i farvekoden.



Figur 3.4. Vintermiddelkoncentration (1. oktober – 31. marts) af SO₂ i 2016 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM med (øverst) og uden (nederst) reduktionerne i skibsemissionerne. Enheden er $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. Den højeste koncentration ses i Fredericia og skyldes udledninger fra raffinaderiet. Bemærk forskel i farvekoden.

3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid

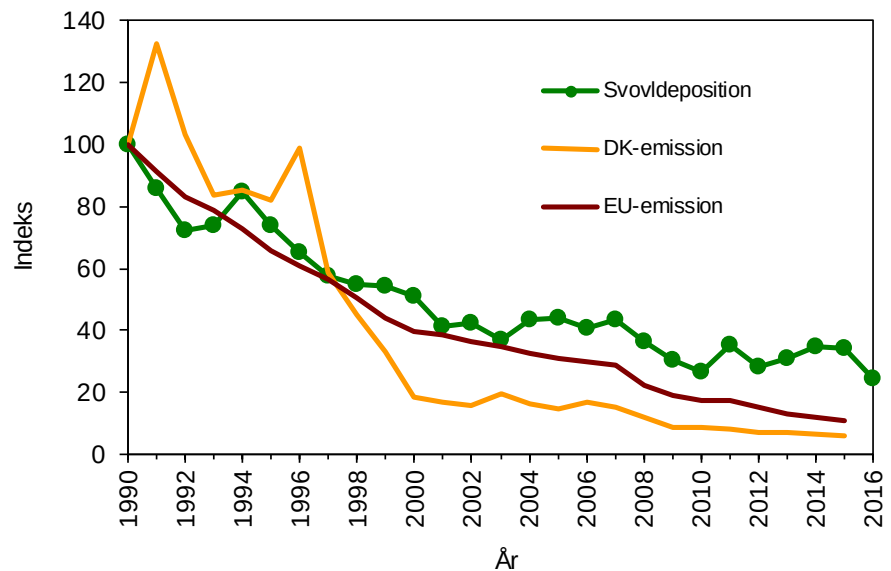
Figur 3.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1990 er depositionen reduceret med ca. 75 %. Det største fald er målt i perioden 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 3.5 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 28 EU-lande, hvilket skyldes, at langt størstedelen af depositionen stammer fra de europæiske lande syd og vest for Danmark. Faldet i depositionen af svovl i Danmark skyldes derfor hovedsageligt faldet i emissionerne på europæisk plan, mens reduktionen i danske emissioner kun spiller 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.

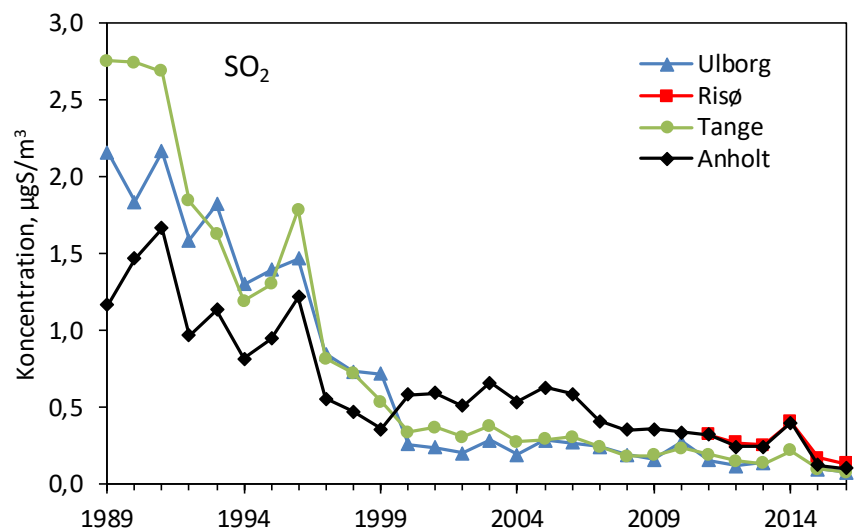
Udledningerne af svovl fra skibstrafik spiller også en rolle for deposition af svovl i Danmark og denne rolle er blevet relativt mere betydende, fordi de landbaserede kilder er blevet reguleret, mens reguleringen af udledningerne fra skibstrafik tidligere var begrænset. Den Internationale Maritime Organisation har vedtaget reguleringer af udledningerne af svovl fra skibstrafik med en reduktion af svovl i brændstof fra omkring 2,7 % før 2007 til 1,5 % i 2007 gældende for Nordsøen og Østersøen, hvilket i denne sammenhæng dækker alle de danske farvande. 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. januar 2010. Den 1. januar 2015 blev det tilladte svovlindhold yderligere sænket til 0,1 % for Nordsøen og Østersøen (*Ellermann et al., 2015*). Nedsættelsen af svovlindholdet i skibsbrændstof i 2007, 2010 og 2015 har givet en reduktion i luftens indhold af svovldioxid. Navnlig ses en markant reduktion på omkring 50% i forbindelse med indførelse af krav om 0,1% svovlindhold fra den 1. januar 2015 (figur 3.6).

Nedsættelse af svovlindholdet i skibsbrændstof og de dermed følgende reduktioner i luftkoncentrationerne af svovldioxid i Danmark er formentligt også en af de væsentlige årsager til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2016. Når det markante fald i skibsudledningerne i Østersøen og Nordsøen ikke slår tydeligere igennem på depositionen, skyldes det, at størstedelen af svovldepositionerne er langtransporteret til Danmark. Depositionen stammer derfor især fra kilder uden for Danmark, Nordsøen og Østersøen. Endvidere kommer en relativt stor andel af svovldepositionen fra havsalt, hvilket også er medvirkende til at ændringerne af skibsemissionerne ikke ses tydeligere.

Udover det generelle fald ses også en variation fra år til år. Årsagen til denne variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor store nedbørsmængder giver høj deposition, og små nedbørsmængder giver lav deposition. Endvidere bidrager år til år variationer i antal og styrke af storme også til de observerede variationer fra år til år. Variationerne i de meteorologiske forhold slår dog ikke så tydeligt igennem, som for kvælstofdepositionen (se afsnit 2.5).



Figur 3.5. 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. Fra 2011 indgår Risø også i tidsserien, da dette fortsat giver en sammenhængende tidsserie, og da der opnås en mere geografisk dækkende vurdering af udviklingstendensen. Der er ikke data fra Ulborg i 2014 grundet stormskade på målestationen. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Opgørelsen af emissionerne fra Danmark er fra DCE (Nielsen et al., 2017) og fra de 28 EU-lande fra EMEP (EMEP, 2018).



Figur 3.6. Udviklingen i luftkoncentrationerne af svovldioxid siden 1989. I 2015 faldt koncentrationerne med omkring 50% set i forhold til de tidligere fire år. Den relativt høje koncentration i 2014 skyldes blandt andet langtransport af svovldioxid fra udledninger fra lavaområdet Holuhraun på Island (Ellermann et al., 2015).

Links

Deposition af svovl 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/>

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

4 Tungmetaller

4.1 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.

4.2 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.

4.3 Tilstand og årsag

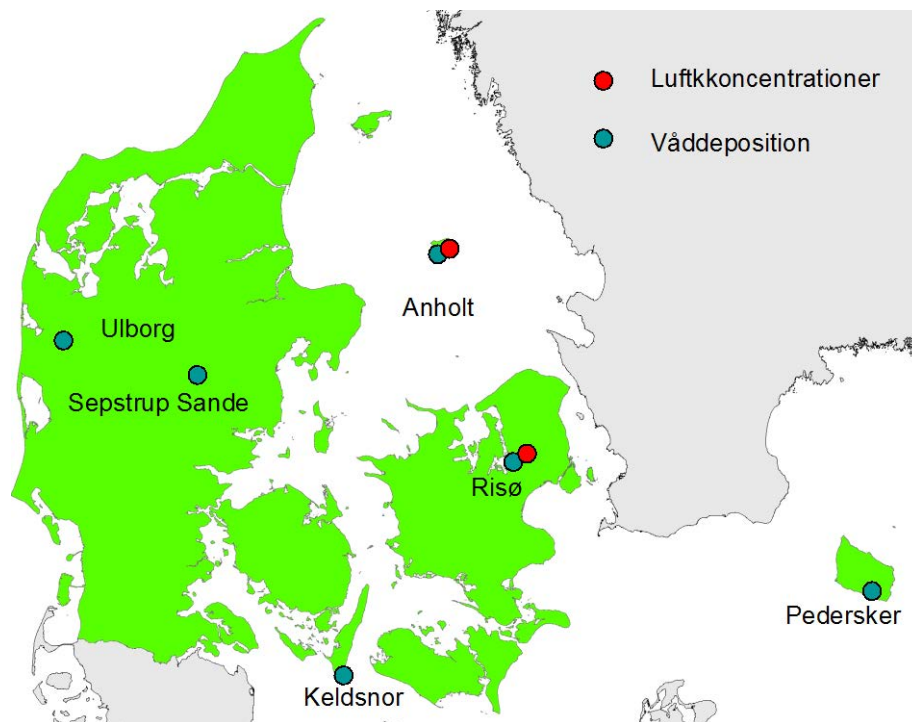
Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt henholdsvis siden 1990 og siden begyndelsen af 1980'erne på de danske målestationer. I 2010 blev antallet af målestationer reduceret, så der siden 2010 kun har været målt luftkoncentrationer af tungmetaller ved Anholt og Risø (fra 2. halvår 2010), hvor der tidligere blev målt luftkoncentrationer ved fem målestationer. Måleprogrammet for tungmetaller er dermed mere spinkelt end tidligere, hvilket medfører relativt større usikkerheder 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 4.1.

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 4.1) ses, at de danske emissioner for de fleste af de målte tungmetaller er 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. Kobber (Cu) er en undtagelse fra dette. Her er de danske emissioner på niveau med depositionerne.

Fra 2. halvår 2010 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 estimaterne for den 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 4.1. Målestationer hvor der måles luftkoncentrationer og våddeposition af tungmetaller i Danmark i 2016.

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 bulkopsamlerne være sammenlignelig med den tilsvarende deposition af partikulært nitrogen, som bidrager med under 10 % af den våddeponerede svovlmængde. Det anses derfor at spille en meget lille rolle, 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-industriel oprindelse, såsom partikler fra havsprøjt, jordstøv samt biogene partikler (pollen o.l.), kan ved tyngdekraftens påvirkning "falde" ned i bulkopsamleren. Heller ikke denne størrelsesfraktion vil dog bidrage væsentligt. Tungmetalindholdet i disse materialer er lavt og en del af de tungtopløselige stoffer i mineraler vil ikke blive tilgængelige ved den prøveoplukningsmetode, som anvendes i overvågningsprogrammet.

Usikkerheden på estimerne af den samlede deposition vurderes til $\pm 30\text{--}50\%$. Årsagen til den betydelige usikkerhed er først og fremmest, at de målte tungmetalkoncentrationer, såvel i luft som i nedbør, er lave og tæt på detektionsgrænsen. Der er derfor større risiko for fejl, som følge af kontaminering af prøverne.

En anden årsag til den store usikkerhed på estimerne af den samlede deposition af tungmetaller 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 ± 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 estimaterne.

Tabel 4.1. Årlig deposition estimeret fra målinger af bulk-opsamlet våddeposition på seks stationer i Danmark og tørdeposition estimeret ud fra måling af luftkoncentrationerne på Anholt og Risø. Endvidere er deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2016. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2015 (EMEP, 2018).

Stof	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	150	130	6	4	1,6
Ni, nikkel	130	110	5	3	3,7
Cu, kobber	740	690	32	22	43
Zn, zink	7000	6900	300	220	60
As, arsen	77	73	3	2	0,3
Cd, cadmium	20	19	1	1	0,7
Pb, bly	610	580	26	18	12
Fe, jern	36000	34000	1500	1100	-

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 35 års målinger. Resultaterne af de mange års overvågning viser en tydelig reduktion i såvel luftens indhold af tungmetaller som i våddepositionen af de viste tungmetaller (figur 4.2 og 4.3). De seneste 10 år er koncentrationer og våddeposition dog kun aftaget svagt sammenlignet med tidligere, og for visse stoffer ses en tendens til en svag stigning siden 2010. Dette gælder for våddeposition af Zn og luftkoncentrationer af Cu, Ni og Cr.

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 cadmium (Cd) er der dog sket et markant skift. Dette skyldes ikke skift i målestationerne, men 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.

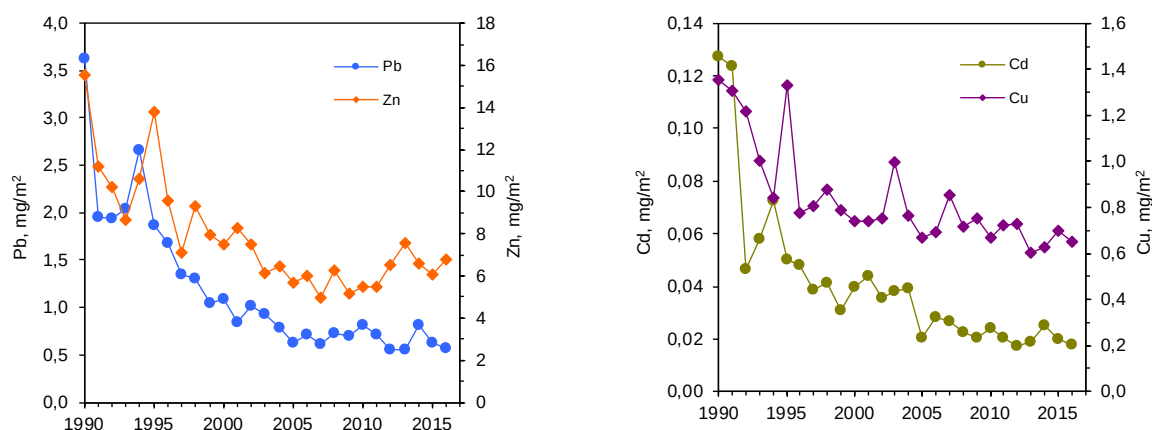
I figur 4.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990; EMEP 2015) med målingerne ved de danske målestationer. For bly (Pb), cadmium (Cd) og zink (Zn) ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne 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 kobber (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.

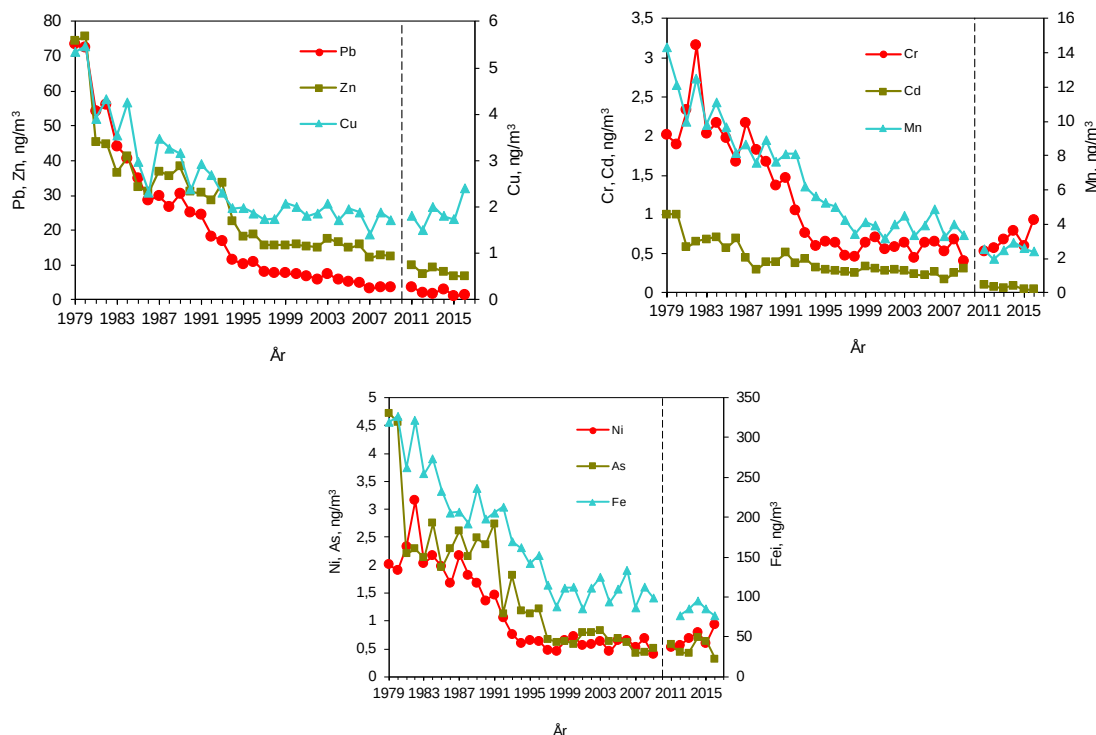
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i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

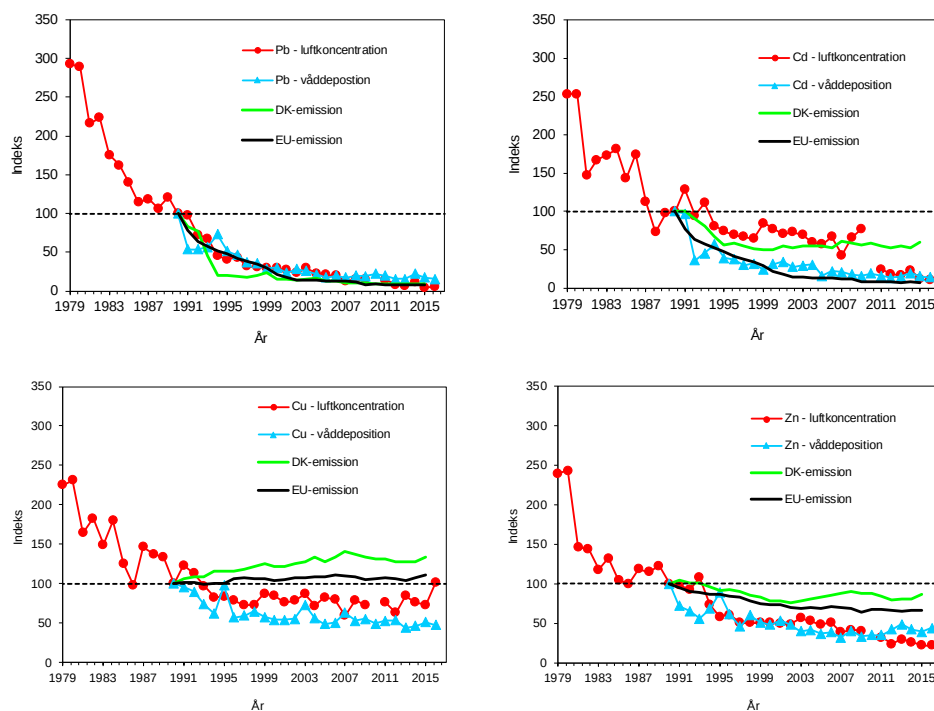
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje deposition af Cu og Zn i 1995 (figur 4.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne fra 2003 og 2007 ses for Cu ligeledes en højere deposition, når der sammenlignes 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 4.2. Tidsudvikling i årlig våddeposition over en 26-årig periode af Zn og Pb (venstre figur) og Cu og Cd (højre figur). Enhed er mg/m^2 , hvilket svarer til kg/km^2 .



Figur 4.3. 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 2011-2016 er beregnet som gennemsnit for Anholt og Risø. Den sorte stiplede linje indikerer skiftet i målestationer.



Figur 4.4. Målinger af våddeposition og partikelkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra Danmark og EU-landene (EMEP, 2018). 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/>

5 Ozon og vegetation

5.1 Relevans

I danske baggrundsområder er ozon den eneste luftforureningsparameter, 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.

5.2 Målsætning

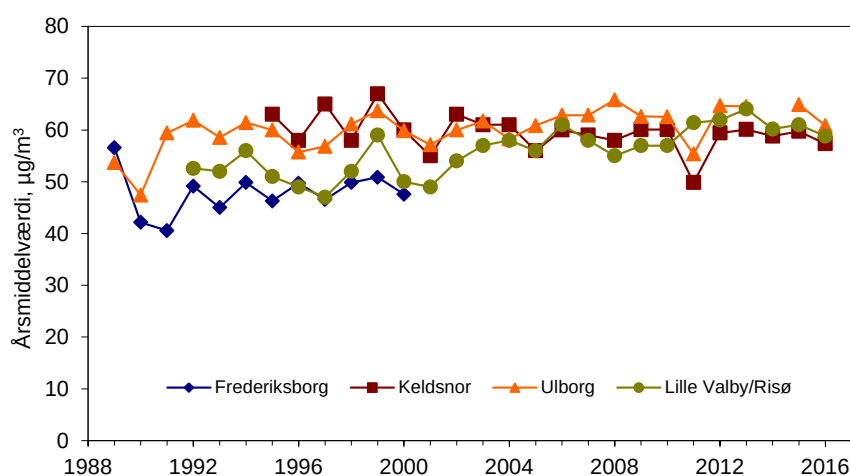
I Danmark og på europæisk plan findes der målsætninger for belastningen med ozon for både skovøkosystemer og anden vegetation samt for mennesker (EC, 2008). Der er fastsat en kritisk belastningsgrænse (critical level) for effekter af ozon på væksten af træer og anden vegetation. Det er valgt at bruge et index, der kaldes AOT40, som angiver den akkumulerede eksponering over en tærskelværdi på 40 ppb ozon. Er der f.eks. i løbet af en dag målt tre time-middelværdier af ozon, der overstiger 40 ppb, f.eks. 45, 50 og 55 ppb, bliver dagens AOT40 = 5 + 10 + 15 = 30 ppb·timer. For bøg er der estimeret en kritisk belastningsgrænse på 10.000 ± 5.000 ppb·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 (EC, 2008) er der fastsat en mål værdi for AOT40 på 9.000 ppb·timer (=18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$) til beskyttelse af vegetation. Værdien skal beregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00. 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 3.000 ppb·timer (=6.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$). Det er ikke fastlagt, hvornår dette skal gælde fra.

5.3 Tilstand, udvikling og årsag

Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby/Risø, Keldsnor og indtil år 2000 også i Frederiksborg. Figur 5.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2016 ligger årsgennemsnittet på 57-61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (svarende til 29-31 ppbv) med den højeste koncentration i Ulborg. Der ses et lille fald fra 2015 til 2016, men over de seneste 10 år er der stort set uændrede årsmiddelkoncentrationer. Det ses, at koncentrationen har en vis år til år variation, og at der de fleste år er en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. I 2016 er der dog stort set ingen forskel på koncentrationerne. 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, hvilket er forklaringen på, at der er så lille forskel mellem målestationer. I løbet af årene er der en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestationer end tidligere, hvilket muligvis er en følge af, at NO_x -emissionen er reduceret blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.

Siden målingernes start i 1990 ses endvidere en svag stigning i koncentrationerne af ozon på målestationerne i Danmark. Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af kvælstofoxiderne og de flygtige organiske forbindelser (eng. volatile organic compounds, VOC), der leder til ozondannelsen i den nedre atmosfære. 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 der i industriområder og områder med høj befolkningstæthed og meget trafik kan dannes høje ozonkoncentrationer. Også tørve- og skovbrande synes at have betydning. Meteorologiske forhold har derfor stor indflydelse på ozonkoncentrationen. Endvidere er den hemisfæriske baggrundskoncentration af ozon stigende, bl.a. forårsaget af den økonomiske vækst og deraf følgende stigning i trafik- og industriudledninger f.eks. i Kina. På lokalskala kan reduceret emission af kvælstofoxider (NO og NO_2) betyde en reduktion i nedbrydningen af ozon via reaktionen med kvælstofmonooxid. Den mindre nedbrydning af ozon fører til relativt højere ozonkoncentrationer end tidligere. Yderligere har fordelingen mellem emission af kvælstofdioxid og kvælstofmonooxid fra trafikken ændret sig, idet en øget del udgøres af direkte emission af kvælstofdioxid fra dieselmotorer. Dette fører til større ozonkoncentration, fordi der er mindre kvælstofmonooxid tilstede til nedbrydning af ozon.

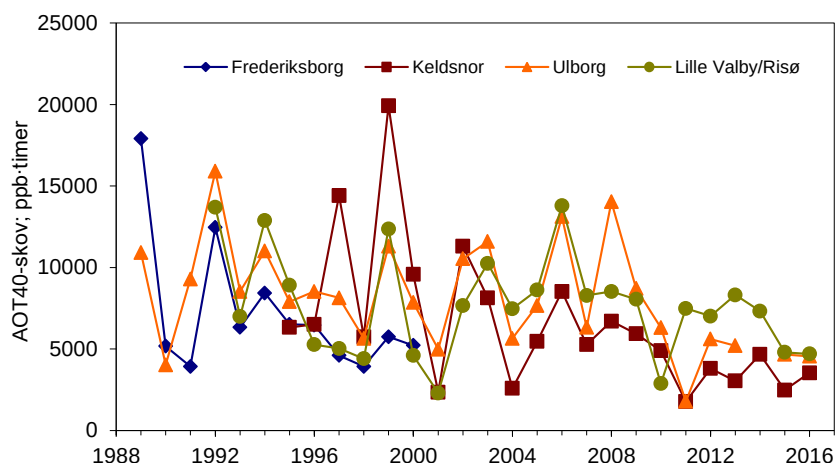


Figur 5.1. Årgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere årrække på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø.

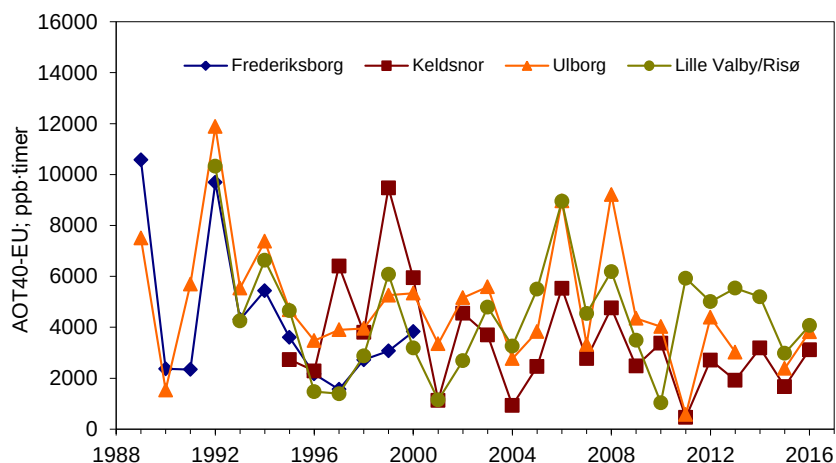
Figur 5.2 viser udviklingstendensen for AOT40-værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby/Risø. For Keldsnors og Lille Valby/Risøs vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2016 ligger AOT40-værdien for Keldsnor, Ulborg og Risø på mellem ca. 3.500 og 5.000 ppb-timer. Dermed ligger alle målestationer godt under den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppb-timer. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække (figur 5.2) ses, at AOT40 er varierende, og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse. AOT40-værdierne har i de seneste år ligget lavere end perioden før 2009 og med mindre variation mellem årene.

AOT40 for vegetation beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er vist i figur 5.3. 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 ppb-timer, hvilket er over målværdien (en form for grænseværdi) på 9.000 ppb-timer (EC, 2008). I 2016 lå AOT40 ved Keldsnor, Ulborg og Risø mellem ca. 3.100 og 4.100 ppb-timer.

Målværdien blev dermed ikke overskredet i 2016. Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdier af AOT40. For alle målestationer ligger middelværdien for 2012-2016 under målværdien, og der er derfor ingen overskridelser af EU's målværdi. Den langsigtede målsætning på 3.000 ppb-timer (EC, 2008) overskrides dog ved målestationerne både i 2016 og som gennemsnit for de seneste 5 år. Denne målsætning er endnu ikke trådt i kraft. Ligesom for AOT40 for skov ses en tendens til, at AOT40 for vegetation i de seneste år har ligget lavere end perioden før 2009.

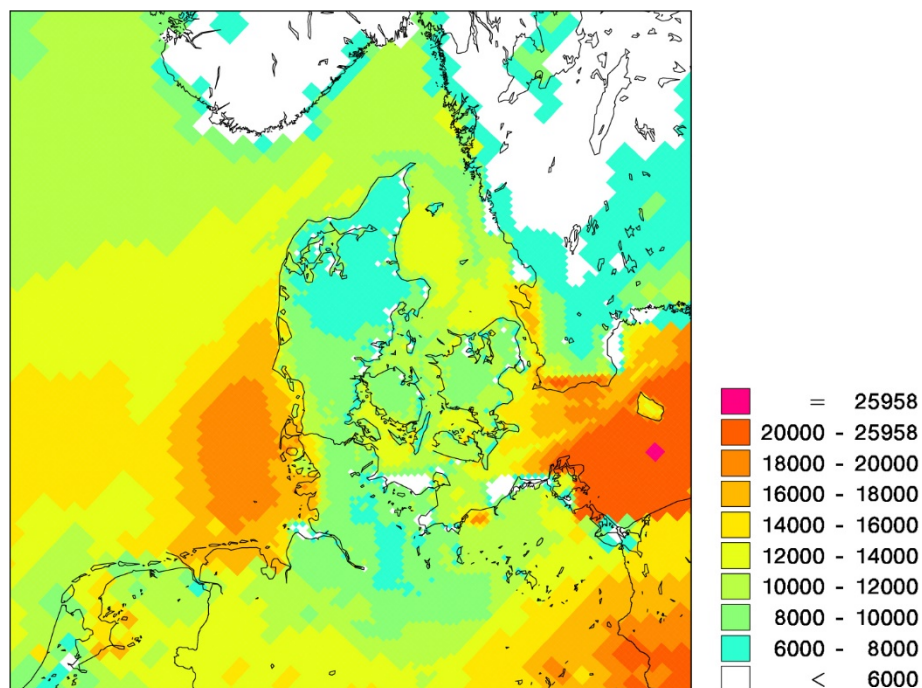


Figur 5.2. AOT40-værdier for skov (enheden er ppb-timer) beregnet på baggrund af målinger fra Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. Ulborg og Frederiksborg er målt over skov, mens de øvrige stationer er med for sammenligningens skyld. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- og nedgang i april til september.



Figur 5.3. AOT40-værdier for vegetation (enheden er ppb-timer) 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 5.4 viser den geografiske variation i AOT40 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008). Modelberegningerne viser en stigning fra 2015 til 2016 i lighed med resultaterne fra målingerne. For størstedelen af Danmark ligger AOT40 under 10.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -timer svarende til under 5.000 ppb-timer, hvilket er på niveau med resultaterne fra målingerne. 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -timer.



Figur 5.4. AOT40 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -timer, hvilket ganges med 0,5 for at komme til ppb-timer.

Links

Information om ozon i relation til byerne kan findes i *Ellermann et al., 2016: The Danish Air quality monitoring programme, Annual summary for 2015:*
<http://dce2.au.dk/pub/SR201.pdf>

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

6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

6.1 Relevans

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

Pesticider i regnvandet kan potentielt påvirke flora og fauna i de danske natur- og vandområder. Ved sprøjtning med pesticider kan disse overføres til det atmosfæriske miljø dels ved aerosoldannelse, og dels gennem fordampning af stofferne fra jord og planteoverflader. De pesticider, der indgår i måleprogrammet, har alle en vis evne til at fordampe. Der analyseres for i alt 12 pesticider og 5 nedbrydningsprodukter af pesticider. En del af pesticiderne anvendes fortsat i Danmark eller i vore nabolande.

Nitrophenoler er en gruppe organiske forbindelser, der dannes fotokemisk i luften ved reaktion mellem kvælstofilter og aromatiske hydrocarboner (f.eks. toluen og benzen). Både kvælstofilter og de aromatiske hydrocarboner udledes i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. biler og energiproduktion). Nitrophenoler har en høj toksicitet for planter. To af nitrophenolerne, DNOC (dinitro-o-cresol) og dinoseb (2-sec-butyl-4,6-dinitro-phenol), har tidligere været anvendt i Danmark som ukrudtsmidler. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 6 forskellige nitrophenoler.

Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) er en gruppe organiske forbindelser, der udledes til luften i forbindelse med forbrænding af fossile og naturlige brændsler, f.eks. 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 22 forskellige PAH.

6.2 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 EU's 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.

6.3 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 12 udvalgte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter herfra. De stoffer, der indgår i måleprogram, blev valgt i 2004 på basis af en pilotundersøgelse foretaget i perioden fra januar 2000 til juli 2001 (*Asman et al., 2005*). Der er ved valget af stoffer taget hensyn til, at stofferne med en vis sandsynlighed kan findes i luften på gasform, partikulært bundet eller opløst i regn- og skydråber. Endelig er der også taget hensyn til, at visse analysemetoder omfatter mange miljøfremmede organiske stoffer på en gang, således at antallet af undersøgte stoffer, maksimeres i forhold til de

økonomiske udgifter. Listen med pesticider er blevet revideret undervejs. Pesticider, som ikke blev detekteret i de første 3-4 år, blev slettet af listen (chloridazone, fenpropimorph), mens prosulfocarb, som blev anset for at være relevant på grund af stoffets evne til fordampning blev tilføjet listen.

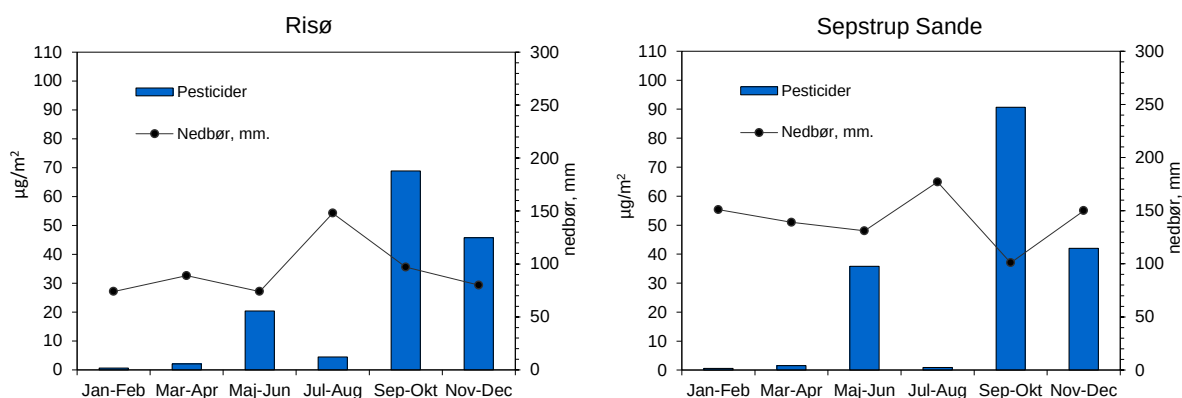
Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af pesticiderne. Depositionen pr. arealenhed er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand. Tørdepositionen indgår ikke i måleprogrammet.

Tabel 6.1 og Figur 6.1 viser en oversigt over våddepositionen målt i 2016 ved Risø og Sepstrup Sande. Tabel 6.1 viser de stoffer, som blev fundet i 2016. Stofferne atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin, dichlorprop, hydroxyatrazin, hydroxysimazin, metamitron og mechlorprop blev ikke målt i koncentrationer over detektionsgrænsen. For atrazin og simazin og de fire nedbrydningsprodukter herfra hænger dette sammen med, at stofferne har været forbudt i EU siden 2004.

I 2016 lå den samlede deposition af pesticider på henholdsvis 142 og 171 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande (ved koncentrationer under detektionsgrænsen er bidraget til den samlede deposition sat til nul).

Terbutylazin og dets nedbrydningsprodukt desethylterbutylazin samt isoproturon og metazachlor er ikke godkendt til anvendelse i Danmark. Disse stoffer må derfor antages at være transporteret luftbårent til Danmark fra udlandet.

De største bidrag til deposition af pesticider på begge lokaliteter kommer fra prosulfocarb, pendimethalin, terbuthylazine og nedbrydningsproduktet desethylterbuthylazin. Den højeste deposition af prosulfocarb og pendimethalin sker i perioden september-oktober, hvor prosulfocarb er det pesticid, som bidrager mest til depositionen.



Figur 6.1. Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af de fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i 2016 målt over 2-måneders perioder på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 6.1. Våddeposition i 2016 af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Tabellen angiver kun de pesticider, som blev fundet i 2016. Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1).

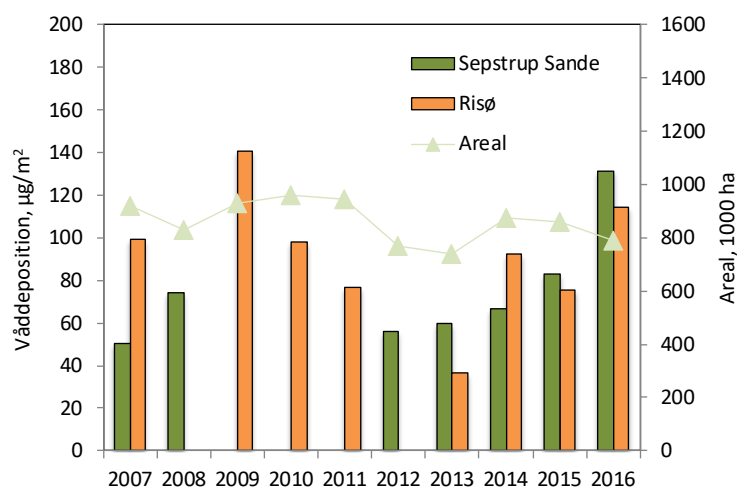
	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Desethylerybutylazine	nd	nd	nd	nd	13	25	1,3	0,5	nd	nd	nd	nd	14	25
Diuron	nd	nd	0,4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,4	nd
Ethofumesate	nd	nd	nd	nd	0,3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,3	nd
Isoproturon	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,2	nd	0,3	nd	0,5
MCPA	nd	nd	nd	nd	1,5	1,3	1,5	nd	nd	nd	nd	nd	3,0	1,3
Metazachlor	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,4	0,4	nd	nd	nd	0,4	0,4
Pendimethalin	0,3	0,3	0,5	0,4	0,2	nd	0,7	nd	1,4	1,5	1,3	1,4	4,4	3,5
Prosulfocarb	0,4	0,3	1,2	1,1	0,8	0,4	0,3	nd	67	89	44	40	114	131
Terbutylazine	nd	nd	nd	nd	4,6	9,4	0,6	nd	nd	nd	nd	nd	5,4	9,4
Sum	0,7	0,6	2,1	1,5	20	36	4,4	0,9	69	91	46	42	142	171

I Figur 6.2 ses udviklingstendensen for den årlige våddeposition af prosulfocarb, som har særlig interesse, fordi der i de senere år er fundet prosulfocarb ved undersøgelser af økologisk producerede æbler. Over 95 % af den totale årlige våddeposition af prosulfocarb sker i perioden september-december (Tabel 6.1). Den højeste våddeposition sker i september-oktober, dvs. lige efter sprøjtning i vintersæd. Der observeres relativt stor variation i våddepositionen mellem årene, og set over hele perioden kan der ikke observeres en trend (Figur 6.2). Våddepositionen i 2016 ligger højere end 2015.

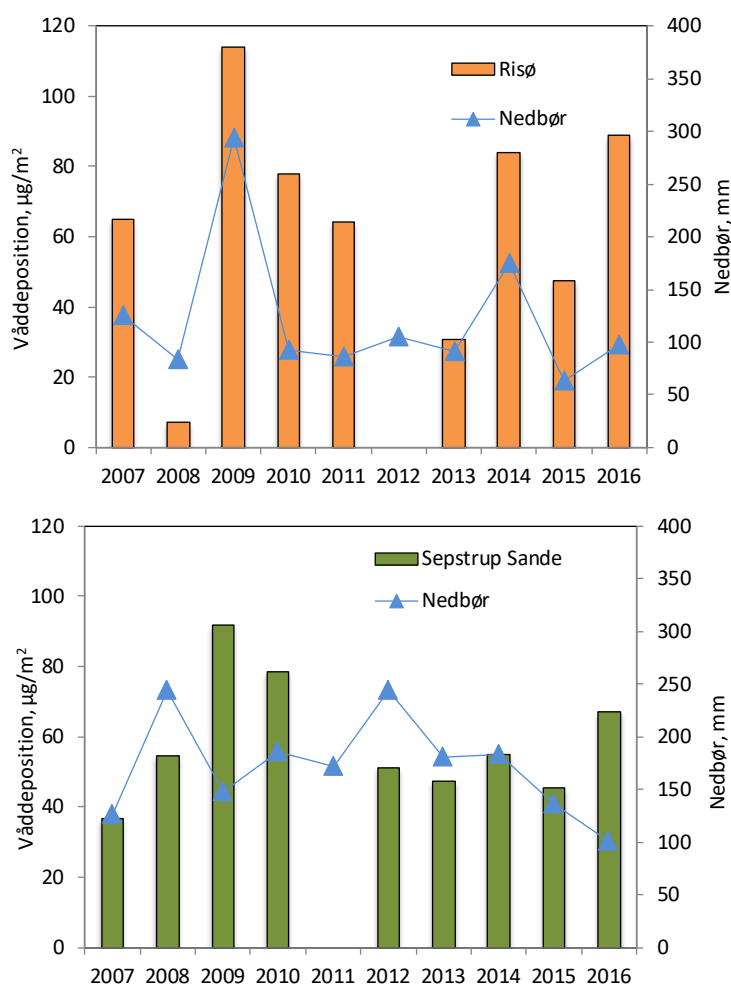
Prosulfocarb anvendes hovedsagligt i vintersæd, korn (ca. 98 %), og arealet af vintersæd er derfor et udtryk for, hvor store arealer, der sprøjtes med prosulfocarb de enkelte år. I figur 6.2 vises arealer med vintersæd i henhold til oplysninger fra Miljøstyrelsen (2017). Der ses en relativt god sammenhæng mellem variationerne i våddepositionen og arealerne omend faldet i areal fra 2015 til 2016 ikke modsvares af et fald i våddepositionen. Størrelsen af arealet tager imidlertid ikke højde for de ændringer i sprøjtemetoderne, som er blevet indført i 2014.

Endvidere spiller nedbørsmængden generelt en stor rolle for mængden af luftforurening, som våddeponeres. I figur 6.3 ses våddepositionen af prosulfocarb på de to målestationer i september-oktober sammenholdt med nedbørsmængderne i de samme måneder. For begge målestationer ses en relativt god sammenhæng mellem våddepositionen og nedbørsmængderne, selv om der også er perioder, hvor sammenhængen er mindre god. Det er ved denne type analyser en begrænsning, at våddepositionen måles som gennemsnit af to måneder, da opsamlingsperioden vil dække nedbørsepisoder både udenfor og i de perioder, hvor prosulfocarb anvendes.

Det ser derfor ud til at mængden af våddeponeret prosulfocarb afhænger af såvel størrelsen af arealer med vintersæd og nedbørsmængderne i efteråret.



Figur 6.2. Årlig våddeposition ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) af prosulfocarb i Sepstrup Sande og Risø (2007-2016), samt udviklingstendens for areal med vintersæd. Kun de år, hvor der foreligger resultater for prøveopsamlinger i september-oktober og november-december, er medtaget i figuren. Huller i tidsserien skyldes tekniske problemer med prøveopsamlingen (f.eks. nedbrud på opsamler, frostsprængning af opsamlingsflasker) i perioden fra september til december.

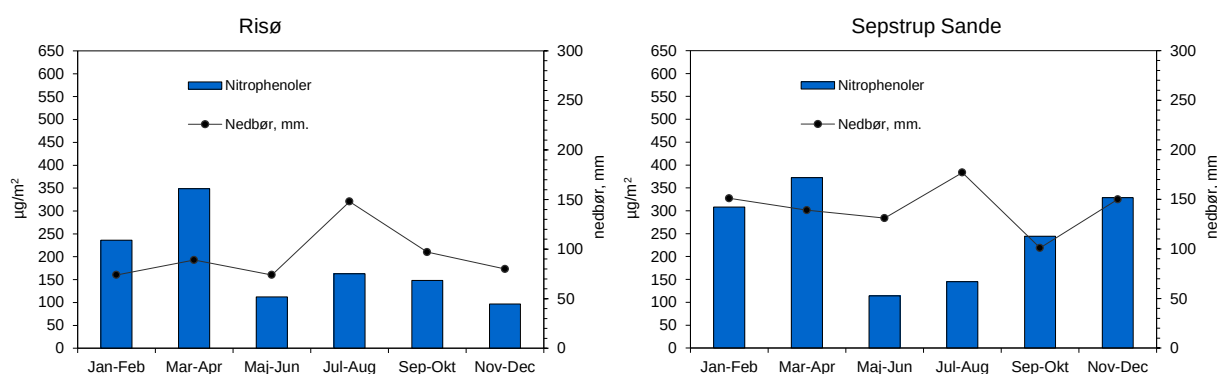


Figur 6.3. Våddepotion af prosulfocarb i september-oktober ved Risø (øverst) og Sepstrup Sande nederst) sammenholdt med nedbørsmængden i samme periode.

6.4 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 6.2). 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 6.4 og tabel 6.2 viser resultaterne af måling af våddeposition af nitrophenoler i 2016, som lå på henholdsvis 1106 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 1513 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande. Middelkoncentrationer og årlig deposition er sammenlignelige på de 2 stationer.



Figur 6.4. Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2016 målt over 2 måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

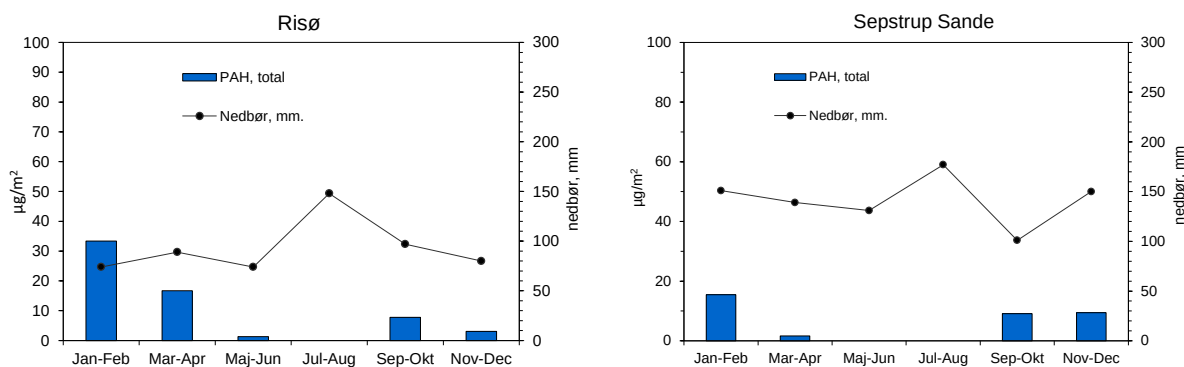
Tabel 6.2. Våddeposition i 2016 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1).

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
4-Nitrophenol	104	186	210	153	69	38	86	39	30	108	26	149	525	672
2,4-Dinitrophenol	27	48	61	149	29	55	53	81	69	86	26	117	265	536
2,6- Dinitrophenol	2.2	1.5	8.9	8.3	2.2	3.9	3.0	3.5	4.9	7.1	2.4	4.5	24	29
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	24	14	12	7.0	2.2	2.6	4.4	3.5	7.8	8.1	12	14	63	48
3-Methyl-4-nitrophenol	67	44	36	26	5.2	5.2	7.4	7.1	16	16	21	23	152	121
DNOC	13	15	20	29	5.2	9.2	8.9	11	20	19	10	23	78	106
Dinoseb	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Sum	236	308	349	373	112	114	163	145	148	244	97	329	1106	1513

6.5 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'er (Tabel 6.3), hvoraf acenapthen, dibenzothiophen, 3,6-dimethylphenanthren og perylen ikke blev fundet i 2016. 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 6.5 og tabel 6.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2016, som samlet lå på henholdsvis 62 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 35 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande. Den højeste deposition af PAH er observeret i perioden januar-februar på Risø, hvilket formentligt hænger sammen med højere udledninger i disse måneder som følge af, at det er de koldeste måneder på året. Den lave våddeposition af PAH på Sepstrup Sande i perioden januar-februar skyldes måske mindre bidrag fra forbrændingskilder fra f.eks. brændeovne.



Figur 6.5. Samlet våddeposition af PAH i 2016 målt over 2 måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Tabel 6.3. Våddeposition i 2016 af PAH målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Tabellen viser kun de stoffer, hvor der blev målt deposition. Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1).

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Acenaphthylen	2.4	1.1	1.8	nd	nd	nd	nd	nd	0.7	0.3	0.3	1.1	5.2	2.8
Anthracen	0.4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.4	nd
Benz(a)anthracen	1.0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1.0	nd
Benz(a)pyren	0.7	nd	0.3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.9	nd
Benz(e)pyren	1.5	nd	0.5	nd	nd	nd	nd	nd	0.5	0.4	nd	nd	2.5	0.8
Benz(ghi)perylene	2.4	1.3	1.1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3.4	1.3
Benz(b+j+k)fluoranthener	5.0	0.8	1.6	nd	nd	nd	nd	nd	1.0	1.1	nd	0.9	7.6	4.0
Chrysen+triphenylen	4.1	1.8	1.6	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	5.7	1.6
Dibenz[a,h]anthracen	0.4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.4	nd
Fluoranthren	4.6	3.6	3.0	0.7	0.5	nd	nd	nd	1.6	1.2	0.9	1.5	10.7	8.2
Fluoren	0.4	0.6	0.4	nd	nd	nd	nd	nd	0.3	nd	0.2	nd	1.4	0.6
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2.6	1.1	1.1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3.7	1.1
1-Methylnaphthalen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.2	nd	nd	nd	0.4
2-Methylnaphthalen	0.5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1.7	nd	1.4	0.5	4.8
2-Methylphenanthren	0.4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.4	nd
Naphthalen	1.1	0.8	1.1	nd	nd	nd	nd	nd	0.9	1.9	nd	2.0	3.1	6.6
Phenanthren	2.5	2.1	2.3	1.0	0.8	nd	nd	nd	1.6	1.1	1.0	1.5	8.2	6.8
Pyren	3.3	2.2	2.0	nd	nd	nd	nd	nd	1.3	1.1	0.6	1.2	7.0	5.6
Sum	33	15	17	1,7	1,3	nd	nd	nd	8	9	3	9	62	35

Links

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

Referencer

- 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/NO-VANA/Programbeskrivelse+del+3/Tværgående+-undersøgelser>
- Andersen, H.V., Løfstrøm, P., Moseholm, L., Ellermann, T., Nielsen, K.E. 2009. Metodeafprøvning af passive diffusionsopsamlere til koncentrationsbestemmelse af ammoniak. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, DK-4000 Roskilde, Denmark. 42 pp. NERI Technical report no. 730
- Asman, W.A.H., Jørgensen, A., Bossi, R., Vejrup, K.V., Mogensen, B.B. & Glasius, M. 2005: Wet deposition of pesticides and nitrophenols at two sites in Denmark: measurements and contributions from regional sources. *Chemosphere* 59, 1023-1031.
- Bak, J. L. 2003: Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug. Skov- og Naturstyrelsen. 114 s.
- Brandt J., Silver J., Frohn L.M., Geels C., Gross A., Hansen A.B., Hansen K.M., Hedegaard G.B., Skjøth C.A., Villadsen H., Zare A., Christensen J.H. 2012: An integrated model study for Europe and North America using the Danish Eulerian Hemispheric Model with focus on intercontinental transport of air pollution. *Atmos. Environ.* 53:156-176. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.011
- 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 samt tilhørende data under No. 07-02 på: <http://www.dmi.dk/laer-om/generelt/dmi-publikationer/-2013/>
- 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.
- DCE 2018: http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/emissioner/air_pollutants/
- DMI 2017: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/maanedsaesonaar/>
- 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 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. Official Journal of the European Union L152/1.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B., & Monies, C. 2006: Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 66 pp. NERI Technical report no. 595.

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., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2015: Atmosfærisk deposition 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 88s. -Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 163. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR163.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., Ketzel, 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.

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A. & Jensen, S.S. 2017. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2016. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 78 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 234. <http://dce2.au.dk/pub/SR234.pdf>

EMEP 2017: EMEP emissions database. http://www.ceip.at/ms/-ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/ (tilgået januar 2018)

EMEP 2018: EMEP emissions database. http://www.ceip.at/ms/-ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/ (tilgået januar 2018)

EU 2016: Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC (1). Official Journal of the European Union L344, vol. 59, 17 December 2016..

Geels C., Andersen H.V., Ambelas Skjøth C., Christensen J.H., Ellermann T., Løfstrøm P., Gyldenkerne S., Brandt J., Hansen K.M., Frohn L.M., Hertel O. 2012a: Improved modelling of atmospheric ammonia over Denmark using the coupled modelling system DAMOS. Biogeosciences 9 (7):2625-2647

Geels C., Hansen K.M., Christensen J.H., Skjøth C.A., Ellermann T., Hede-
gaard G.B., Hertel O., Frohn L.M., Gross A., Brandt J. 2012b: Projected change
in atmospheric nitrogen deposition to the Baltic Sea towards 2020. *Atmos.
Chem. Phys.* 12 (5):2615-2629

Grell, G. A., Dudhia, J. and Stauffer, D. R. 1995: A description of the fifth-
generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5), Mesoscale and Mi-
croscale 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 dy-
namical 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 nitro-
gen and sulphur inputs into the North Sea using a Lagrangian model. - *Phys-
ics and Chemistry of the Earth* 27, 1507-1515.

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.

Miljøstyrelsen 2017: Personlig kommunikation med Steen Marcher den 28. no-
vember 2017.

RIVM 2017: [https://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Fi-
nal%20new%20Chapter%203%20v4%20\(Oct%202017\).pdf](https://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Final%20new%20Chapter%203%20v4%20(Oct%202017).pdf)

Skov- og naturstyrelsen 2005: Vejledning vedrørende sagsvurdering for lo-
kale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelse og etablering
af husdyrbrug (rettelse 2005), Miljøministeriet, Skov- og naturstyrelsen.
[https://www2.skovognatur.dk/Udgivelser/2003/87-7279-538-7/pdf/hele-
publ.pdf](https://www2.skovognatur.dk/Udgivelser/2003/87-7279-538-7/pdf/hele-publ.pdf)

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M.,
Gyldenkerne, S., Fauser, P., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K., Bruun, H.G. &
Thomsen, M. 2017. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE.
Emission inventories from the base year of the protocols to year 2015. Aarhus
University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 475 pp. Scien-
tific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 222.
<http://dce2.au.dk/pub/SR222.pdf>

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/files/Nitrogen-Deposition-and-Natura-
2000-Full-Book.pdf](http://cost729.ceh.ac.uk/files/Nitrogen-Deposition-and-Natura-2000-Full-Book.pdf)

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).

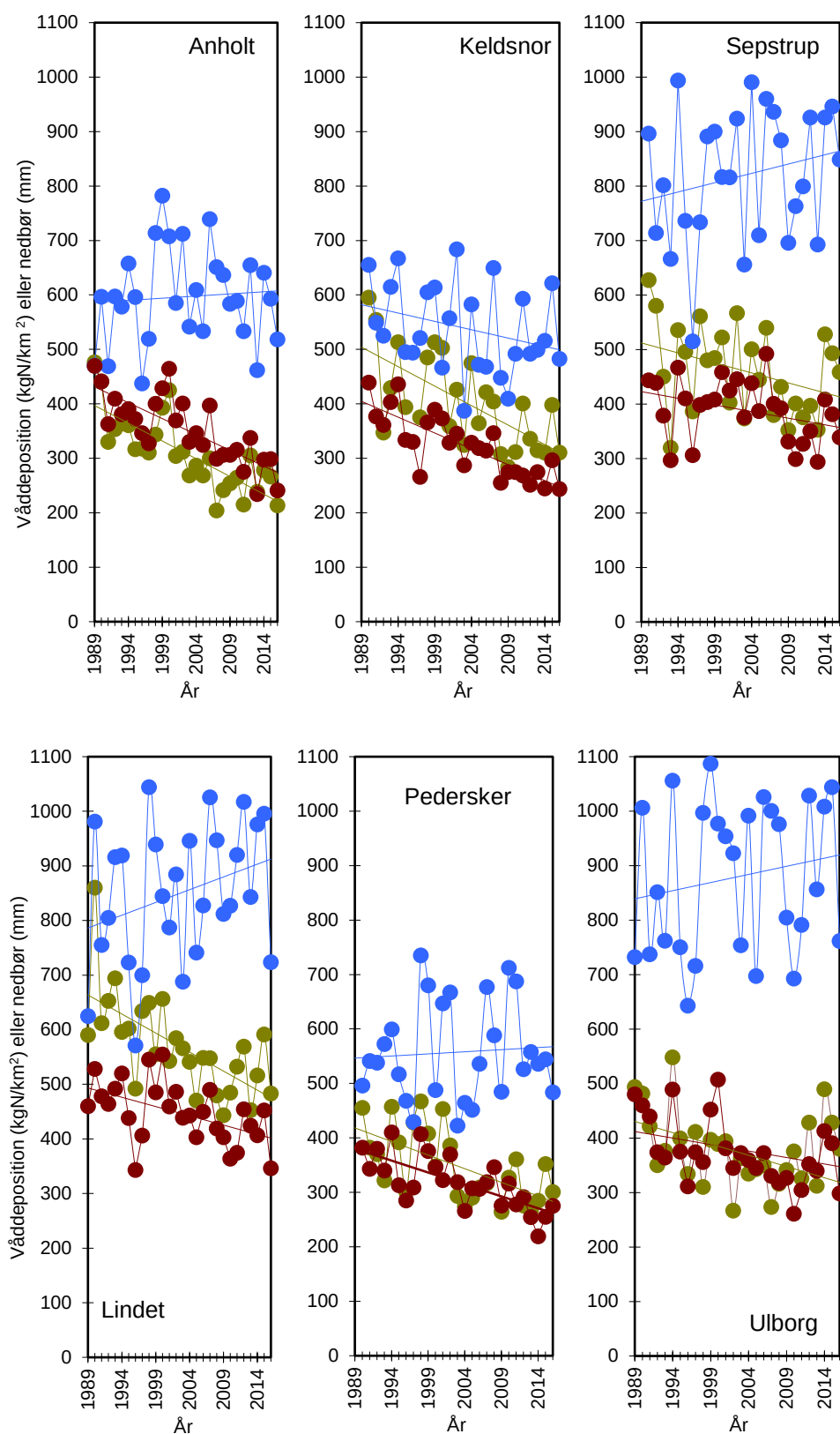
Olesen, H.R., Winther, M., Ellermann, T., Christensen, J. & Plejdrup, M. 2009: Ship emissions and air pollution in Denmark. Present situation and future scenarios. Report from Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark, Environmental project No. 1307, 2009, Miljøprojekt, 134 p. <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-92548-77-1/pdf/978-87-92548-78-8.pdf>

Skjøth, C.A., Geels, C., Berge, H., Gyldenkerne, S., Fagerli, H., Ellermann, T., Frohn, L., Christensen, J.H., Hansen, K.M., Hansen, K., Hertel, O., 2011. Spatial and temporal variations in ammonia emissions - a freely accessible model code for Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, Vol. 11, Nr. 1, 2011, s. 2123-2159.

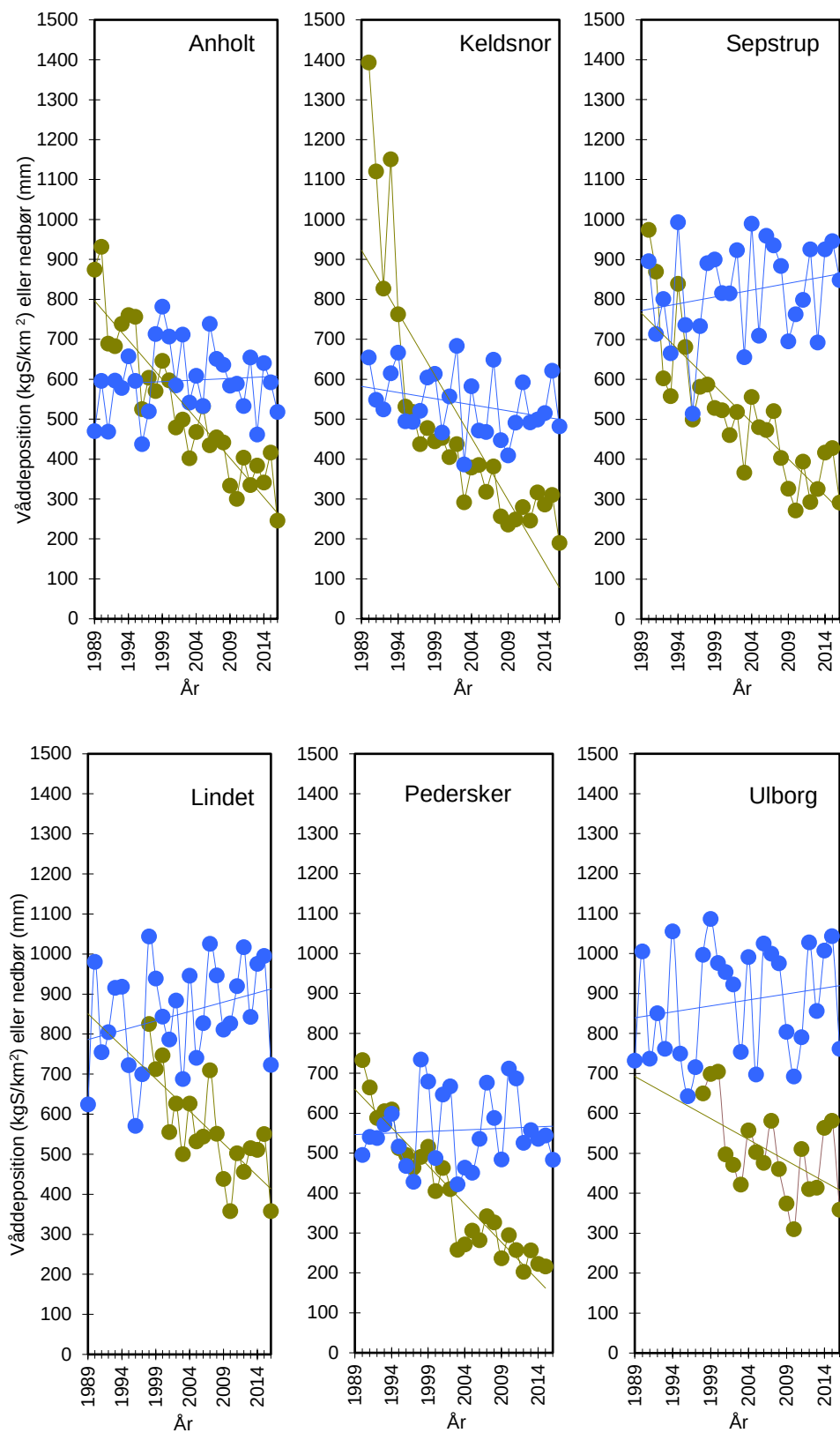
Skjøth, C.A., Hertel, O., Gyldenkerne, S. & Ellermann, T. 2004: Implementing a dynamical ammonia emission parameterization in the large-scale air pollution model ACDEP. - *Journal of Geophysical Research - Atmospheres* 109(D6): 1-13.

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.

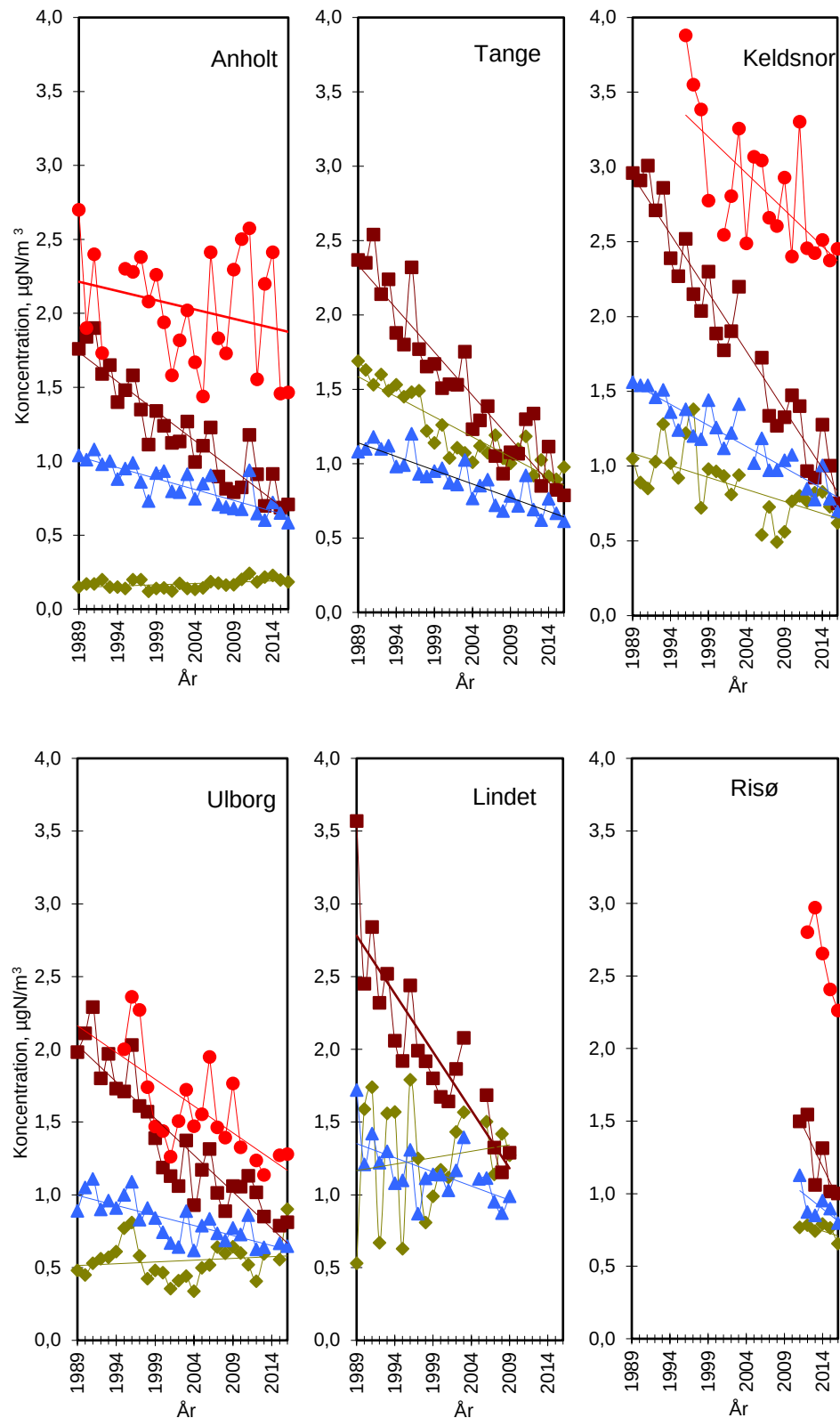
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



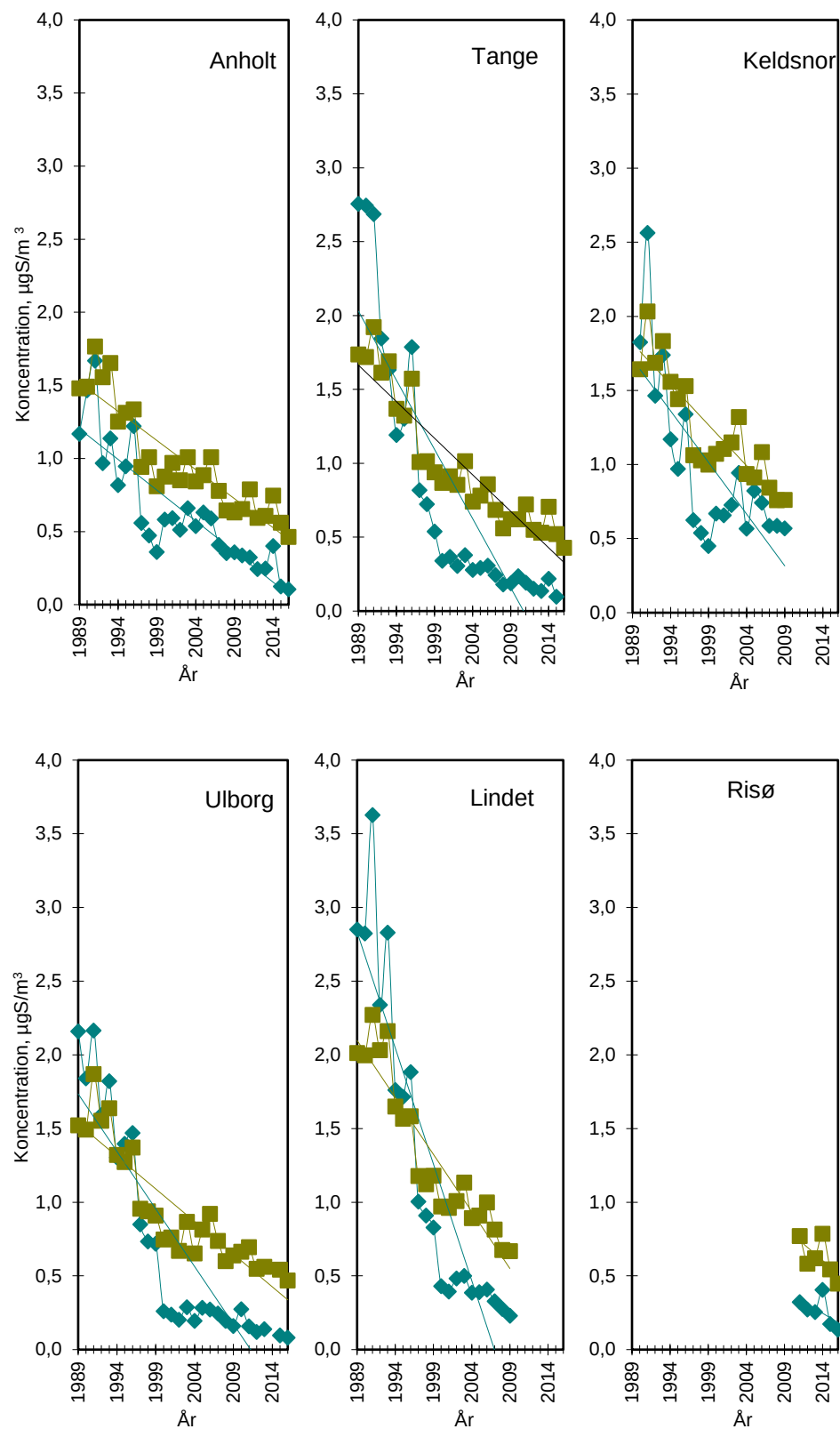
Figur A1. Årlig våddeposition (kgN/km²) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). KgN/km² omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



Figur A2. 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 A3. 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 og videreført med denuder fra 2010.



Figur A4. Årsmiddelkoncentrationer af svovldioxid (blå) og partikulært sulfat (grøn). Målingerne ved Keldsnor, Lindet og Frederiksborg er ophørt i 2010, 2009 og 2004.

Bilag 1 Måleusikkerheder 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 A1. Detektionsgrænsen er bestemt som tre gange standardafvigelse af otte overfladevandsprøver spiket til et niveau, der ligger inden for fem gange den estimerede detektionsgrænse.

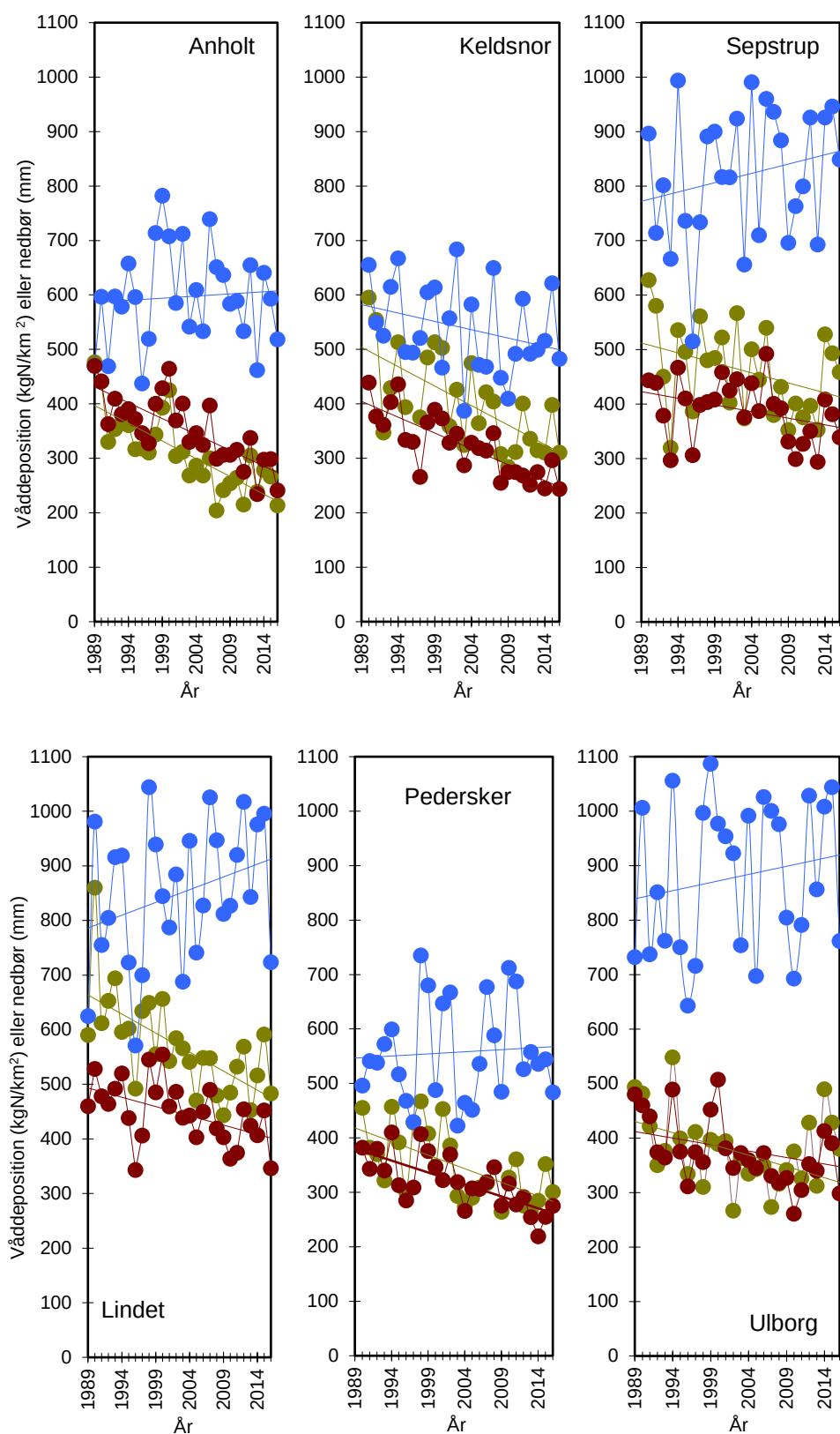
Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l) ved et 95 % konfidensinterval. Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty 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.

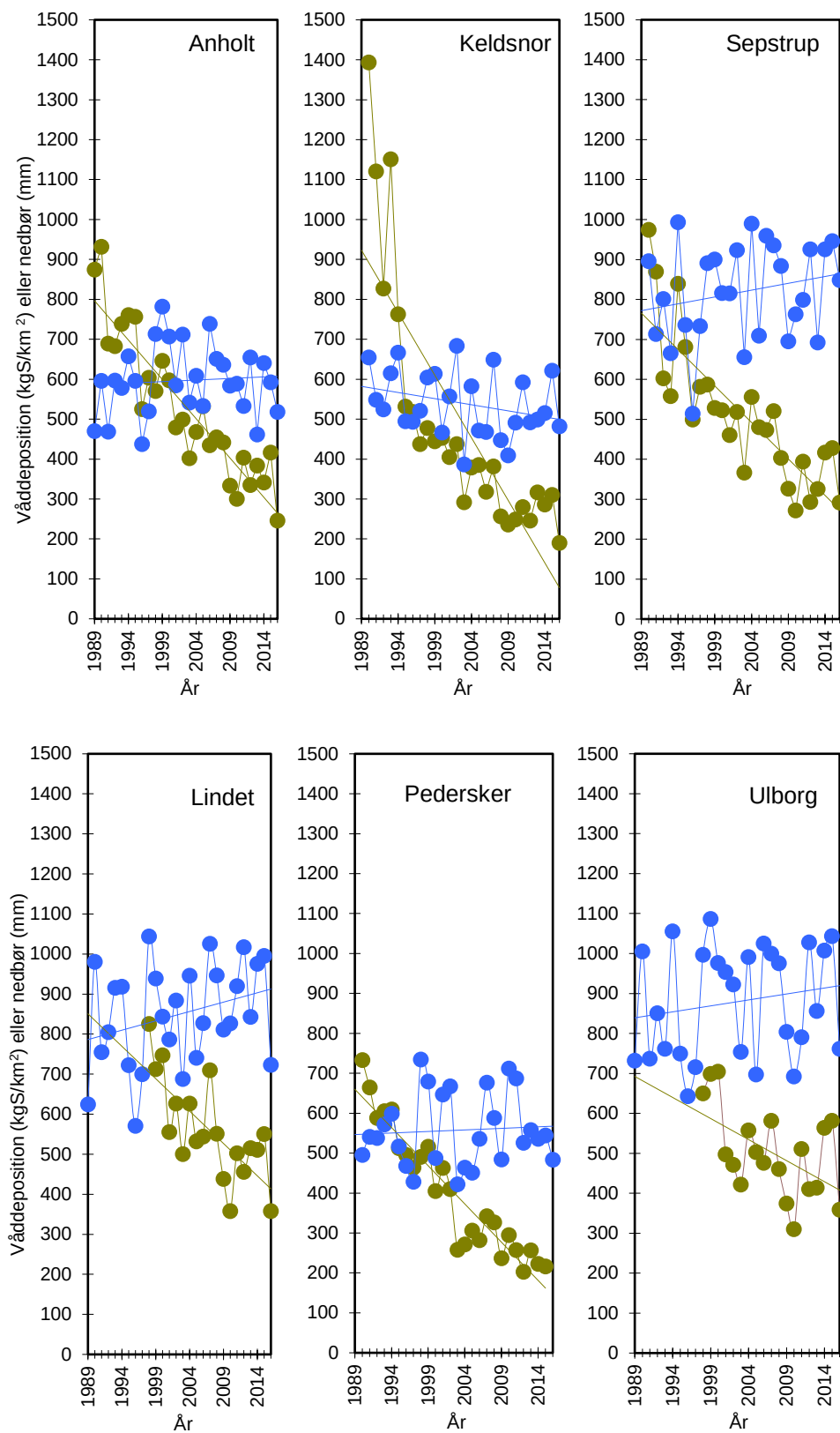
Tabel A1. Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer der analyseres under akkreditering er mærket med *.

Stof	Detektionsgrænse µg/l	Måleusikkerhed %
Atrazin*	0,001	20
Desethylatrazin*	0,002	10
Desethylterbuthylazin*	0,002	40
Desisopropylatrazin*	0,006	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*	0,001	15
DNOC*	0,006	40
Ethofumesat*	0,002	40
Hydroxy-atrazin*	0,002	30
Hydroxy-simazin	0,002	60
Isoproturon*	0,002	50
MCPA*	0,003	30
Mechlorprop*	0,002	40
Metamitron*	0,005	30
Metazachlor*	0,002	30
3-methyl-2-nitrophenol	0,002	11
3-methyl-4-nitrophenol	0,002	15
4-nitrophenol*	0,006	15
Pendimethalin	0,001	33
Prosulfocarb	0,001	33
Terbutylazin*	0,002	25

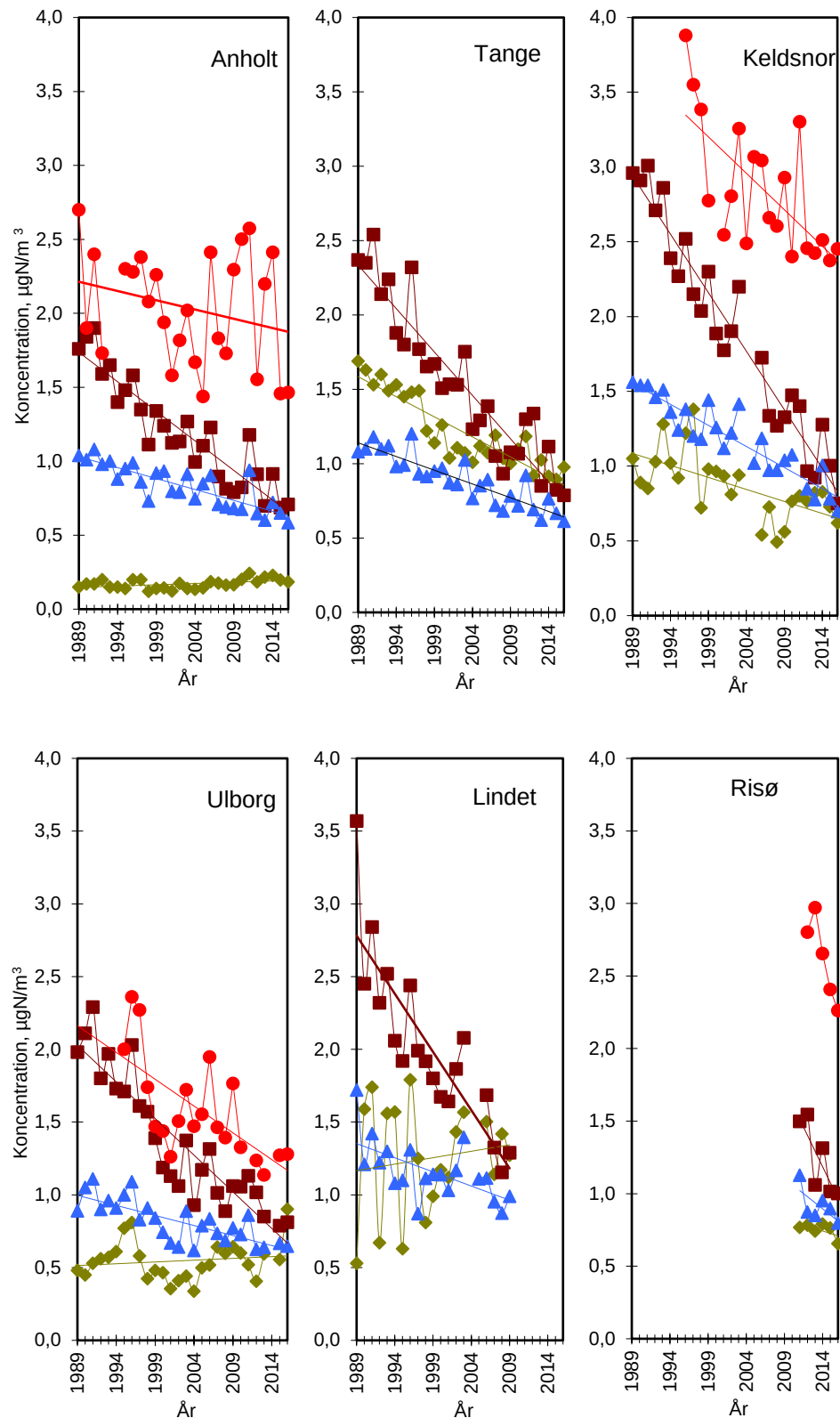
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



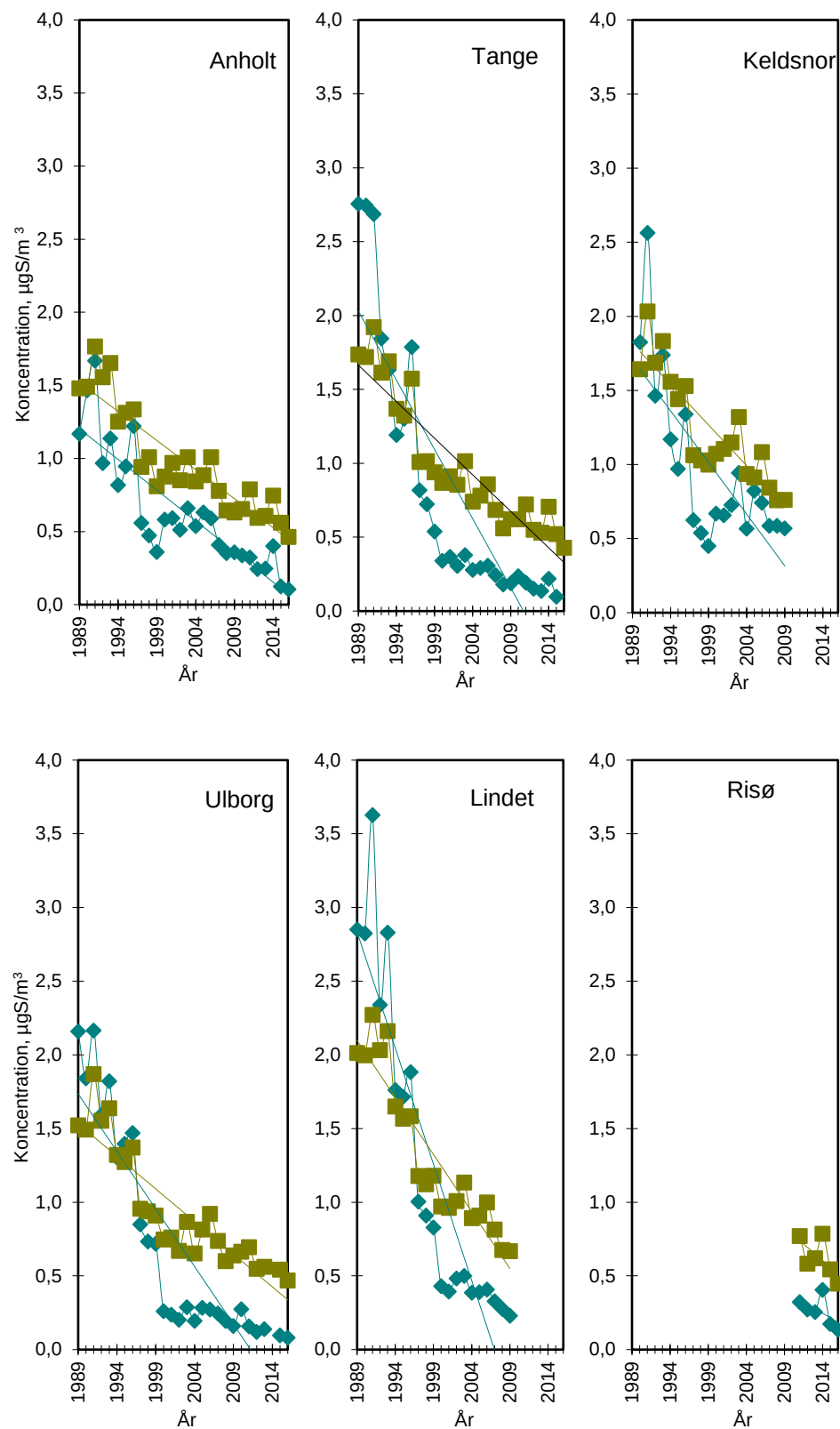
Figur A1. Årlig våddeposition (kgN/km²) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). KgN/km² omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



Figur A2. 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 A3. 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 og videreført med denuder fra 2010.



Figur A4. Årsmiddelkoncentrationer af svovldioxid (blå) og partikulært sulfat (grøn). Målingerne ved Keldsnor, Lindet og Frederiksborg er ophørt i 2010, 2009 og 2004.

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2016

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2016 beregnet til hhv. 73 og 57 ktøns N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med 35 % siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2016 beregnet til ca. 8,5 ktøns S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2016 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 15 – 60 % af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og af våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer.

ISBN: 978-87-7156-316-0
ISSN: 2244-9981