



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2019

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 415

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2019

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 415

2021

Thomas Ellermann
Rossana Bossi
Jesper Nygaard
Jesper Christensen
Per Løf-strøm
Christian Monies
Camilla Geels
Maria Bech Poulsen

Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 415
Kategori:	Rådgivningsrapport
Titel:	Atmosfærisk deposition 2019
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Jesper Nygaard, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, 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:	21. januar 2021
Redaktion afsluttet:	Januar 2021
Faglig kommentering:	Claus Nordstrøm, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
Kvalitetssikring, DCE:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Sproglig kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen http://dce2.au.dk/pub/komm/SR415_komm.pdf
Quality assurance, DCE:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., 2021: Atmosfærisk deposition 2019. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 90s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 415. http://dce2.au.dk/pub/SR415.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2019 beregnet til hhv. 69 og 59 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med omkring 40 % siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2019 beregnet til ca. 7,0 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 2019 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 modelberegning af ozonfluks, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider og modelberegninger af kvælstofdepositionen med høj geografisk opløsning (400 m x 400 m) til Harrild Hede.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer, skibstrafik, pesticider
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Forside Foto:	Thomas Ellermann
ISBN:	978-87-7156-549-2
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	90
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR415.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Indledning	9
1.1 Overvågningsprogrammet	10
1.2 Vejret i 2019	14
2 Kvælstof	18
2.1 Relevans	18
2.2 Målsætning	18
2.3 Kvælstofdeposition i 2019	18
2.4 Luftkoncentrationer i 2019	19
2.5 Atmosfærisk belastning af danske farvande	20
2.6 Atmosfærisk belastning af danske landområder	22
2.7 Kilder til kvælstofdeposition	23
2.8 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	25
2.9 Grænseværdier for NO _x til beskyttelse af vegetation	27
3 Svovl	28
3.1 Relevans	28
3.2 Målsætning	28
3.3 Svovldeposition i 2019	28
3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder	29
3.5 Grænseværdier for SO ₂ til beskyttelse af vegetation	31
3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid	33
4 Tungmetaller	36
4.1 Relevans	36
4.2 Målsætning	36
4.3 Tilstand og årsag	36
5 Ozon og vegetation	42
5.1 Relevans	42
5.2 Målsætning	42
5.3 Tilstand, udvikling og årsag	43
6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer	49
6.1 Relevans	49
6.2 Målsætning	49
6.3 Våddeposition af pesticider	50
6.4 Våddeposition af nitrophenoler	53
6.5 Våddeposition af PAH'er	54
6.6 Målinger af prosulfocarb i luften	55
7 Fokuspunkt: Kvælstof i naturområder – målinger og modelberegninger på lokal skala	69
7.1 Ammoniakmålinger omkring Harrild Hede	69
7.2 Modelberegninger	71

7.3	Sammenligning af målinger og beregninger	73
7.4	Depositioner	79
7.5	Sammenfatning	80
	Referencer	82
	Bilag 1 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer	86
	Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne	87

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 2019.

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

I overvågningsprogrammet er der en 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 fagdatacenter for luftkvalitet og er baseret på fagdatacentrets overvågning af luftkvaliteten og den atmosfæriske deposition i Danmark. MST har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten. Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af tidligere års rapporter med data indsamlet i 2019 (<https://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf>).

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2019', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST. 'Vandmiljø og natur 2019' afventer, at der foreligger rapporter fra alle fagdatacentre, og da rapporten fra fagdatacenter for landovervågning, samt dele af rapporten om vandløb afventer afklaring af problemer med nedbørsmålinger og dermed mulighed for at opgøre den samlede stoftransport, vil 'Vandmiljø og natur 2019' også afvente dette.

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra overvågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition i danske land- og farvandsområder i 2019. 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.

I forbindelse med den nye programperiode for NOVANA er der i 2017 foretaget nogle justeringer af delprogrammet, som dels har medført ændringer i naturdelprogrammet og beregningerne af depositionen til naturområderne og dels har betydet en opstart af målinger af luftkoncentrationerne af en række udvalgte pesticider ved målestationen ved Risø. Disse aktiviteter er videreført i 2019, hvor målingerne af pesticider er foretaget med døgnmiddel-målinger fra sidste halvdel af september til slutningen af november.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2019 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemispherisk Model) til 69 ktons N (6,5 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 59 ktons N (14 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med ca. 40 % i perioden 1990-2019. 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.

I 2019 var luftkoncentrationerne af ammoniak på niveau med perioden før 2018, hvilket kan forklares med, at de høje koncentrationer i 2018 skyldtes de usædvanlige meteorologiske forhold det år. Luftkoncentrationerne af navnlig ammoniak var væsentligt højere i 2018 end de forgående år. I gennemsnit for målestationerne var koncentrationen af ammoniak omkring 58 % højere i 2018 end i de foregåede otte år. Årsagen er hovedsageligt de særlige meteorologiske forhold i 2018 med lav nedbør i det sene forår og store dele af sommeren.

Rapporten præsenterer resultater fra målinger af ammoniak på 15 målestationer fordelt på og lige uden for Harrild Hede i 2019. Resultaterne fra målingerne er blevet anvendt til validering af modelberegningerne af ammoniak på lokalskala (400 m x 400 m geografisk opløsning). Sammenligning mellem resultaterne fra målingerne og modelberegningerne viser, at modellen giver gode resultater med hensyn til den geografiske variation, men at modellen overestimerer koncentrationerne med omkring 51 % på Harrild Hede, hvilket er på niveau med overestimeringen rapporteret i 2018. Sammenligning mellem målinger og modelberegninger for de faste målestationer viser, at modellen i 2019 overordnet set er i god overensstemmelse med måleresultaterne. For de faste målestationer ses en underestimering på 3 % i 2018 og en overestimering på 5 % i 2019. Den store forskel mellem målinger og model på Harrild Hede er derfor et særligt problem for Harrild Hede (for eksempel at udledningerne af ammoniak i lokalområdet er overestimeret).

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2019 beregnet med DEHM til ca. 7,0 ktøns 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, hvorefter der igen observeres en tendens til en faldende svovldeposition. Faldet i depositionen følger udviklingstendensen for de europæiske emissioner af svovl. Faldet siden 2007 er dog primært 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 svovldepositionen 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 2019 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de seneste 27 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.

Ozonkoncentrationerne i baggrundsområderne har ligget på omtrent samme niveau siden slutningen af 1980'erne. Middel af AOT40 (Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppbv; mål for beskyttelse af vegetation mod skader fra ozon) for perioden fra 2015-2019 ligger under 4.500 ppb-timer på alle baggrundsmålestationer (Ulborg, Keldsnor, Lille Valby/Risø). I 2019 er der dermed ingen overskridelse af EU's målværdi (9.000 ppb-timer som middel af fem år) 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 målsætning er endnu ikke trådt i kraft, og skal derfor endnu ikke overholdes. For første gang er der endvidere inkluderet modelberegning af ozonflux, som indgår i forbindelse med overvågning af ozons påvirkning af vegetation. Ozonflux er en bedre indikator end AOT40, fordi ozonfluxen tager højde for at planterne for eksempel ikke påvirkes af ozon under tørke. I forbindelse med konventionen om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (CLRTAP) under UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) er der vedtaget kritiske niveauer (Critical levels) for POD_y (Phytotoxic Ozone Dose above a threshold y), hvorover ozon-skader på vegetation er uacceptabelt store. Det kritiske niveau for skov var overskredet i hele landet i 2019. For korn (hvede) var der ingen overskridelser i størstedelen af Jylland, mens der var overskridelser i andre dele af landet.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø viser, at depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) lå på hhv. 859 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 1210 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, og depositionen af PAH'er (Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner, 18 stoffer) lå på hhv. 115 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 144 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Våddeposition af pesticider i 2019 lå på omkring henholdsvis 121 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 92 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (19 udvalgte stoffer), hvoraf omkring 70 % alene stammer fra prosulfocarb, som anvendes på vintersæd i efterårsmånederne. Våddepositionen af prosulfocarb i 2019 lå væsentligt højere i 2019 set i forhold til 2018, hvilket skyldes den større nedbørsmængde i efteråret 2019. Der kan ikke observeres en udviklingstendens.

I perioden fra sidste del af september til og med november blev der foretaget døgnmålinger af luftkoncentrationerne af prosulfocarb. Disse målinger viste dage med betydelige koncentrationer for den periode, hvor prosulfocarb typisk udbringes på marker med vintersæd. Resultaterne fra analysen indikerer at størstedelen af den målte prosulfocarb i luften kan stamme fra udbringning af prosulfocarb på danske marker med vintersæd. Denne vurdering baseres på følgende:

- Perioden med høje luftkoncentrationer er sammenfaldende med den periode, hvor prosulfocarb typisk anvendes i Danmark.
- Dage med høje luftkoncentrationer er sammenfaldende med dage med gode betingelser for udbringning af prosulfocarb på marker med vintersæd.
- Vådepositionen af prosulfocarb er sammenfaldende med perioder med høje luftkoncentrationer.
- Prosulfocarb nedbrydes relativt hurtigt på dage med sollys.
- Undersøgelserne baseret på trajektorieberegninger godtgør, at det for en række dage stort set kan udelukkes, at prosulfocarb stammer fra andet end dansk anvendelse.

Undersøgelserne har også vist, at der formentligt kan komme bidrag fra prosulfocarb anvendt i Danmarks nabolande; for eksempel Polen, Tyskland, Storbritanien og Sverige. Ovenstående vurderinger skal vurderes med det forbehold, at der endnu ikke forligger data om anvendelse af prosulfocarb i Danmark eller i udlandet i efteråret 2019.

1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2019 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 i en særskilt årsrapport (Ellermann *et al.*, 2021).

Overvågningen udføres af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

I 2017 begyndte en ny programperiode for NOVANA. Hovedparten af delprogrammet fortsættes uændret i den nye programperiode, men der er dog foretaget nogle justeringer af programmet. Justeringerne har følgende betydning for 2019:

- Målinger af luftkoncentrationer af pesticider ved målestationen ved Risø blev begyndt i 2017 og fortsættes i 2018 og 2019. Formålet med disse målinger er at få et bedre grundlag for vurdering af kilderne til de pesticider, som igennem en årrække er blevet fundet i våddepositionen i Danmark (Kapitel 6). Hvor der tidligere er blevet foretaget prøveopsamling på ugeniveau for hele året, så er der i 2019 fokuseret alene på efteråret med prøveopsamling på døgnniveau for perioden fra sidste halvdel af september til slutningen af november.
- Detaljerede målinger af den geografiske variation af ammoniak på Harrild Hede blev begyndt i 2017 og fortsættes i 2019. På Harrild Hede er der opsat 15 simple målestationer til måling af ammoniak. Hensigten er at foretage målinger, som kan benyttes til en validering af modelsystemet, der anvendes til beregning af deposition af ammoniak til naturområder med stor geografisk opløsning. Disse målinger har erstattet det hidtidige naturdelprogram med målinger af ammoniak på en række forskellige naturområder (se kapitel 7).

Hovedelementerne i den uændrede del af programmet er fortsat baseret på integration af målinger og modelberegninger. De væsentligste delelementer i det videreførte program er følgende:

- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af de kvælstof- og svovlforbindelser, som er de vigtigste i relation til eutrofiering og forsurening.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer og depositions-mængder af en række miljøfarlige tungmetaller.
- Bestemmelse af luftkoncentrationer af ozon.
- Omfattende beregninger af deposition af kvælstof og svovl på danske land- og vandområder. Disse beregninger udføres med DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model).
- Bestemmelse af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer (pesticider, PAH'er og nitrophenoler).

Resultaterne præsenteres på en indikatoragtig form. Rapporten er derfor kortfattet og omfatter kun hovedresultaterne fra overvågningsprogrammet. Inden

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 2019, da disse spiller en afgørende rolle for størrelsen af koncentrationer og depositioner af luftforureningskomponenter.

1.1 Overvågningsprogrammet

Formålet med overvågningsprogrammet er dels at beskrive luftforureningen over danske land- og havområder, dels at bestemme den atmosfæriske tilførsel af eutrofierende, forsurende og miljøskadelige stoffer til danske økosystemer. Resultaterne fra overvågningsprogrammet bruges til at beskrive den geografiske og tidslige variation af luftforureningskomponenterne og giver mulighed for at vurdere årsagerne til eventuelle ændringer. For at opfylde målsætningen er hovedparten af overvågningsprogrammet rettet mod baggrundsområderne i Danmark (uden for byer og ikke tæt ved lokale kilder), idet det er hensigten, at måleprogrammet skal afspejle de regionale niveauer, og ikke blot en enkelt nærværende kilde.

Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger. 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.

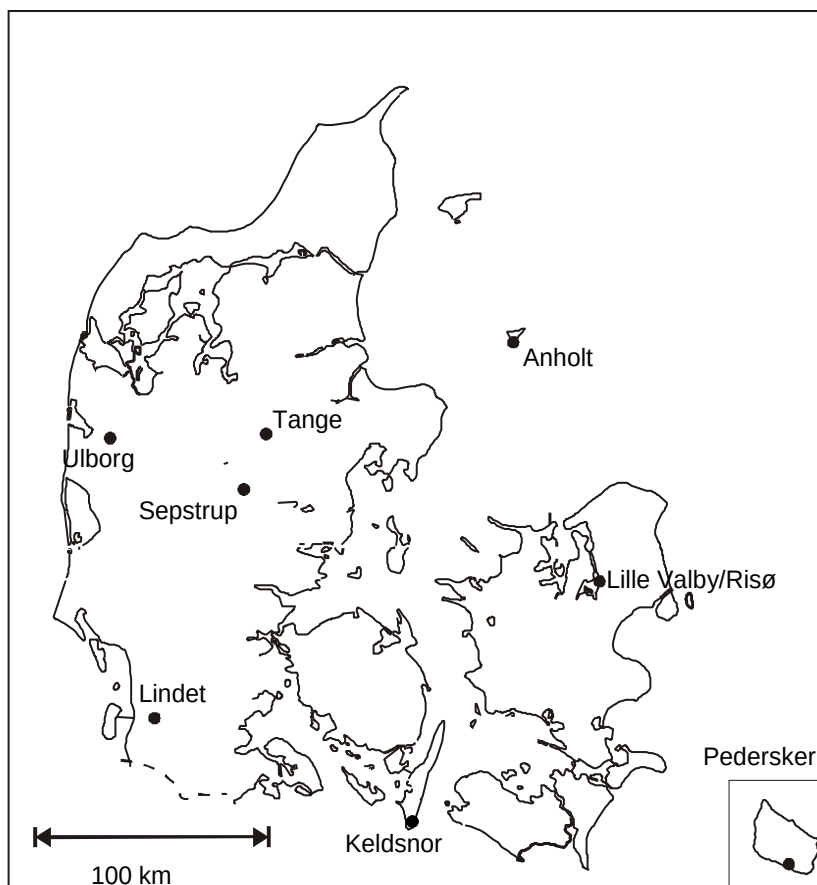
I 2019 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

- Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat og en række udvalgte tungmetaller.
- Koncentration 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.
- Luftkoncentration af en række udvalgte tungmetaller på to af målestationerne.
- Våddeposition på to målestationer af de miljøfarlige organiske stoffer (MFS): Pesticider, PAH'er og nitrophenoler.
- Luftkoncentration af pesticider ved én målestation.
- Luftkoncentration af ozon.

Programmet varierer på de enkelte målestationer.

Ud over 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 2019 bestod denne del af programmet af naturstationer placeret på Idom Hede og samt 15 naturstationer fordelt på Harrild Hede i Midtjylland.

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 NOVA. Endvidere er der en mindre målestation ved Idom Hede omkring 5 km øst for Ulborg.

Tabel 1.1. Oversigt over målingerne på de faste større målestationer i Delprogram for Luft under NOVA.

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 , Pesticider
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
Idom Hede		Passiv opsamler

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

** Filterpack: NH₃, SO₂ og partikulært N, S, Ni, As, Cd, og Pb. Tungmetallerne er kun bestemt ved Anholt og Risø. Naturstation: Denuder med 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 monitoreringsprogrammer. 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 luftovervågningsprogrammet.

Modelberegninger af luftkoncentrationer og depositioner foretages 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.

I 2018 blev modelberegningerne forbedret med en ny og mere opdateret udgave af modellen, ligesom der også er anvendt en ny model til beregning af de meteorologiske input-data.

Baggrunden for at modelsystemerne blev opdateret i forbindelse med rapporteringen for 2018 var, at der var behov for opdatering af beregningerne af de helbredsrelaterede effekter af luftforureningen. Da det er essentielt, at det er den samme modelversion, som anvendes i Delprogram for luft under NOVANA, er modelberegningerne af depositionen blevet opdateret samtidig med opdateringen af de dele, som er relevant i forbindelse med beregning af helbredseffekterne. De vigtigste ændringer ligger inden for følgende dele af modelberegningerne:

- **Meteorologiske input-data.** Den væsentligste ændring i forbindelse med beregningerne af luftforureningsniveauer er sket i relation til de meteorologiske modeller. Disse modeller anvendes til beregning af de detaljerede 3-D meteorologiske data, der fungerer som input til DEHM-modellen. I det tidligere modelsystem, anvendtes MM5-modellen udviklet af National Center for Atmospheric Research, USA (NCAR). Modellen blev sidst opdateret i 2008. I det nye system anvendes modellen WRF (Weather Research and Forecasting model), som er NCAR's afløser for MM5. Ændringen er en fordel, fordi den nye model har konsistente data tilbage til 1990, mens det ikke var tilfældet med den gamle model. Endvidere bliver den nye model fortsat forskningsmæssigt udviklet, hvilket heller ikke var tilfældet med den gamle. Se yderligere detaljer i Ellermann et al. (2019b). I forhold til modelberegningerne af depositionen, så har skiftet i meteorologiske input-data den konsekvens, at nedbørsmængderne er nedjusteret i WRF i forhold til MM5.
- **Emissionsdata.** Til beregningerne med DEHM på regional skala anvendes EMEP's nyeste tilgængelige udledningsdatasæt for 2018, som har en horisontal opløsning på $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ (svarende til omkring 11 km i N-S retningen) (EMEP, 2020). Det tidligere anvendte datasæt fra EMEP har en opløsning på 50 km x 50 km. Derudover er de nye udledningsdata fra EMEP opdelt efter et nyt system (GNFR; Gridded Nomenclatur For Reporting) i modsætning til de tidligere anvendte data, som er opdelt efter SNAP-systemet (Selected Nomenclatur for Air Pollution). Se yderligere detaljer i Ellermann et al. (2019b).

De danske udledninger er uændrede og baseret på SPREAD-modellen, som er en model til beregning af den geografiske fordeling af de danske udledninger med en geografisk fordeling på 1 km x 1 km. Beregninger for 2019 er udført på basis af de nyeste tilgængelige emissionsdata, som er sammenstillet ud fra nationale emissionsopgørelser udarbejdet af DCE for det foregående år, dvs. 2018 for NH_3 , NO_2 , VOC, CO og SO_2 (Nielsen et al., 2020).

Udledningerne for skibsemissionerne er ligeledes uændrede. Disse er for 2019 baseret på den danske skibsemissionsopgørelse for 2018, som er udarbejdet på basis af en tidligere emissionsopgørelse med geografisk opløsning på 1 km x 1 km (Olesen et al., 2009).

- **Kemiskema og tørdepositionsberegninger.** Der er foretaget mindre justeringer af kemiskemaet i DEHM-modellen, hvor der nu er inkluderet en bedre og mere omfattende beskrivelse af partiklerne i modellen, hvilket dog ikke spiller en stor rolle i forbindelse med beregning af deposition af kvælstof og svovl. Derudover er der foretaget en mindre ændring af depositions-beregningerne, hvilket primært har indflydelse på beregningerne for det arktiske område og ikke giver ændringer for depositionen til danske land- og farvandsområder.

Opdateringerne af modellen og de meteorologiske input-data har medført mindre justeringer i de beregnede depositioner, men der er tale om justeringer på under 6% for kvælstof og 13% for svovl. Justeringerne er derfor små set i forhold til de øvrige usikkerheder på modelberegningerne.

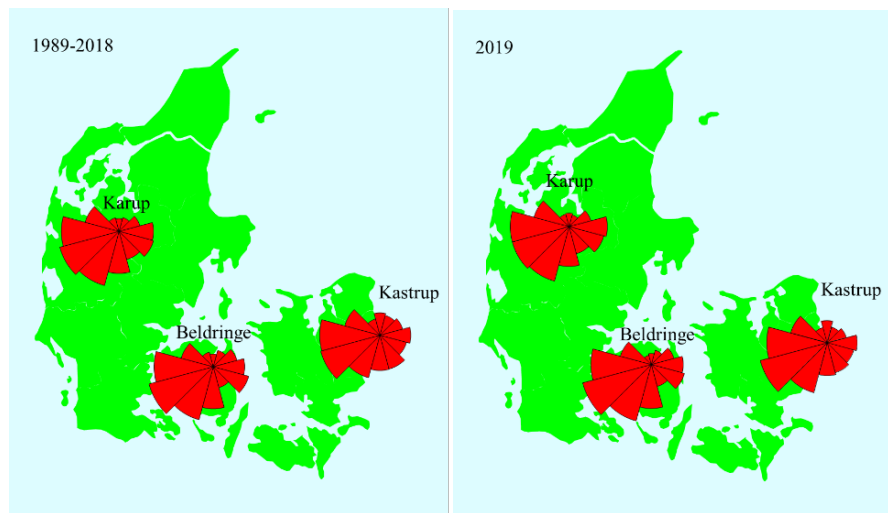
Beregningerne af deposition til danske land- og vandområder foretages med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km i det horisontale plan, som dækker hele Danmark og de danske farvandsområder (undtagen den vestligste del af Nordsøen, hvor den geografiske opløsning er på 17 km x 17 km). Vertikalt dækker 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.

Beregning af afsætning af kvælstof til alle naturområder i Danmark 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 inden for et område på 16 km x 16 km omkring det udvalgte naturområde. Den høje geografiske opløsning på modelberegningerne gør det muligt at tage højde for udledningerne af ammoniak fra de lokale landbrug i nærheden af naturområderne. Beregningerne for 2019 er foretaget med de samme meteorologiske data fra WRF, som er blevet brugt til modelberegningerne med DEHM. I Fokuspunktet (Kapitel 7) beskrives modelsystemet yderligere.

1.2 Vejret i 2019

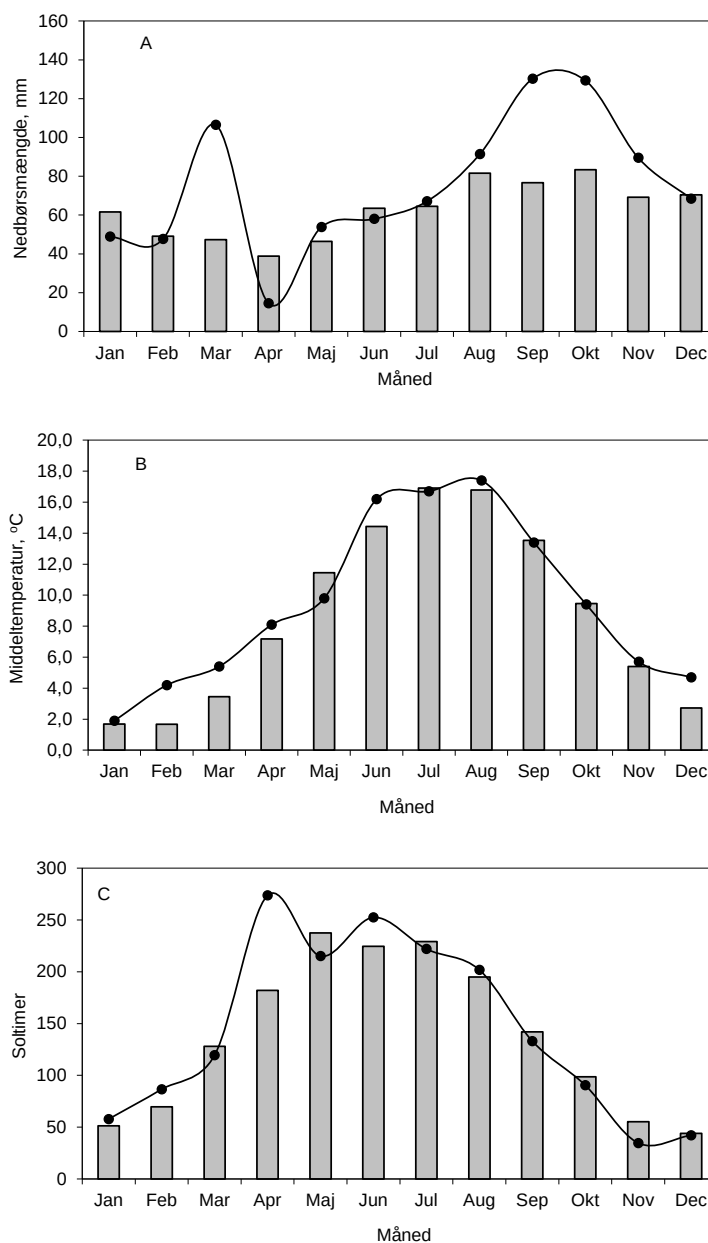
De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2019.

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 generelt er relativt højere. Figur 1.3 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2019 som sædvanligt var vest til sydsydvest, og at vindroserne for 2019 i store træk minder om gennemsnittet for perioden 1989-2018. Vindretningen i Danmark giver dog kun et fingerpeg om oprindelse af luftmasserne, idet transporten af luftforurening er et resultat af luftmassernes samlede bevægelser igennem den tid, som det har taget at transportere luftforeningen til Danmark.



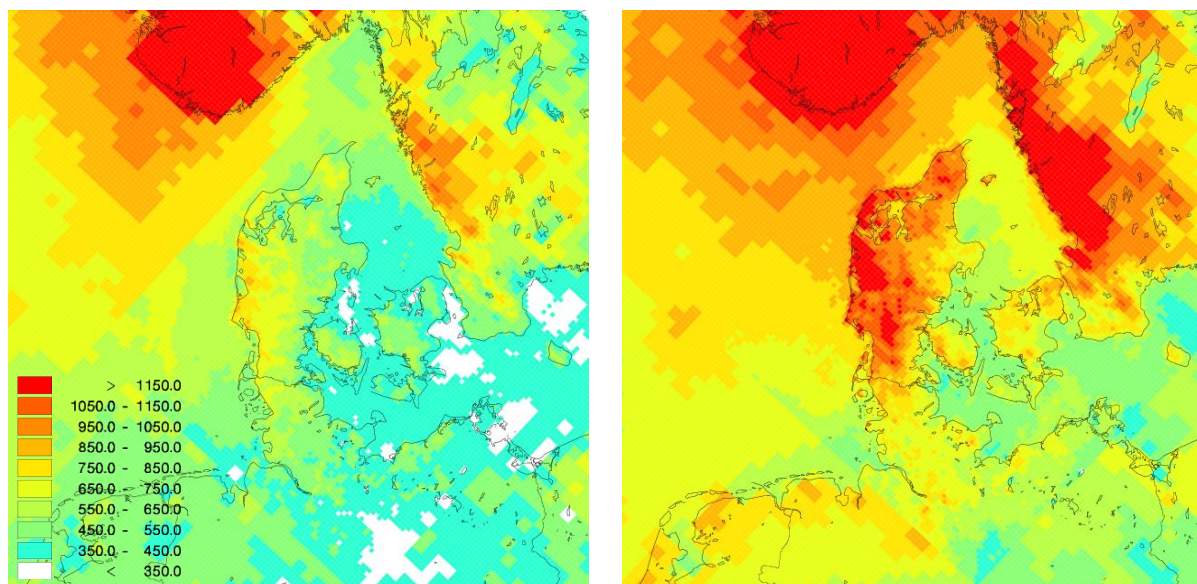
Figur 1.3. Vindroser for Karup/Hald, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2018, mens der til højre vises gennemsnit for 2019. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vind påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer) og lufttemperatur (Figur 1.4 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Nedbørsmængden var usædvanligt høj i 2019 og derfor meget anderledes end 2018, som var et meget tørt år. Med 905 mm nedbør var 2019 sammen med 1999 det mest nedbørsrige år siden 1873 (DMI, 2020). Landsgennemsnittet for nedbør i Danmark i 2019 var omkring 50 % højere end i 2018 (593 mm) og 20 % højere end gennemsnittet for perioden 1989-2019 (752 mm) (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2020). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (Figur 1.4 A). Mest markante afvigelser fra gennemsnittet var meget højere nedbør i marts og i efteråret. I 2019 var der som sædvanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige og sydlige del af Jylland (1100-1300 mm). Til sammenligning faldt der 600-800 mm på store dele af Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (DMI, 2020), og de er kun repræsentative for nedbør over land. De meteorologiske beregninger med den meteorologiske model WRF 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 højere nedbør over vandområderne i 2019 end i 2018, hvor der navnlig i Skagerrak og Kattegat er væsentligt højere nedbør i 2019 end 2018. 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). Areal-vægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2019, mens søjlerne angiver middel for 1989-2019. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2020).

2019 var et relativt varmt år. Det var således det fjerde varmeste år siden 1873 (DMI, 2020). Den årlige middellufttemperatur i 2019 var 9,4 °C og dermed kun 0,1 °C koldere end 2018 (9,5 °C). Middeltemperaturen var 0,7 °C højere end gennemsnittet (8,7 °C) for perioden 1989-2019, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2020). Temperaturfordelingen følger i store træk gennemsnittet siden 1989, hvor det dog var lidt varmere i februar, marts, juni og december (Figur 1.4 B). April var endvidere præget af udsædvanligt meget sol (Figur 1.4 C). 2019 var det mest solrige år siden 1920. Antallet af soltimer i 2019 var på 1730 timer, hvilket er noget over gennemsnit for perioden 1989-2019 (1.657 timer) (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2020).



Figur 1.5. Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model WRF for 2018 (venstre) og 2019 (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.

Links: Yderligere information om målestationerne:

<https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningsprogrammet/maalestationer/>

Yderligere information om luftforureningsmodeller:

<https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningsprogrammet/luftforureningsmodeller/>

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 blandt andet at foretage tiltag til beskyttelse 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 kvælstof-ilterne og ammoniak inden 2010 med henholdsvis omkring 60 % og 43 % set i forhold til 1990. I 2012 trådte en revideret Gøteborg-protokol i kraft 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).

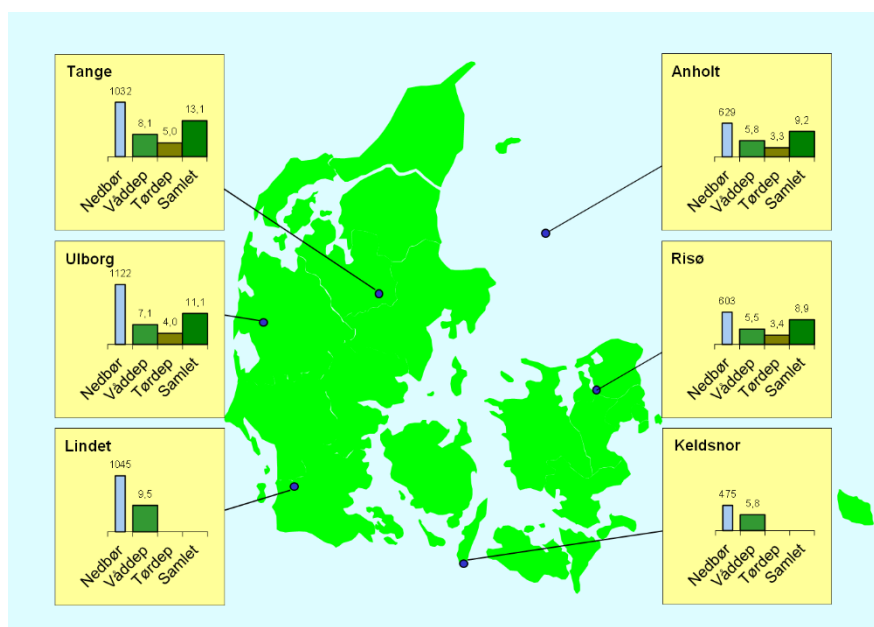
2.3 Kvælstofdeposition i 2019

I 2019 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 2019 i områderne omkring målestationerne lå på 9-13 kg N/ha, hvilket ligger omkring 7% over de tilsvarende målinger i 2018. Målingerne viste en deposition til vandområderne ved Anholt på 6,9 kgN/ha, hvilket er omkring 30 % højere end i 2018, hvilket hovedsageligt skyldes den store nedbørsmængde i 2019 set i forhold til 2018. Våddepositionen udgør den største del af depositionen til vandområder, så derfor slår en øgning af våddepositionen relativt tydeligt igennem. Over land er depositionen mere jævnt fordelt på våd- og tørdeposition og i 2019 blev stigning i våddeposition stort set modsvaret af et lige så stort fald i tørdeposition som følge af de lavere luftkoncentrationer i 2019 set i sammenligning med 2018.

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 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 depositionerne på alle målestationerne ligger dog indenfor omkring 35 %.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige kvælstofdeposition vurderes til 12-25 % for deposition til vandområderne og 27-43 % for deposition til landområderne. Årsagen til de relativt høje usikkerheder 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 ud fra såkaldte tørdepositionshastigheder. 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.



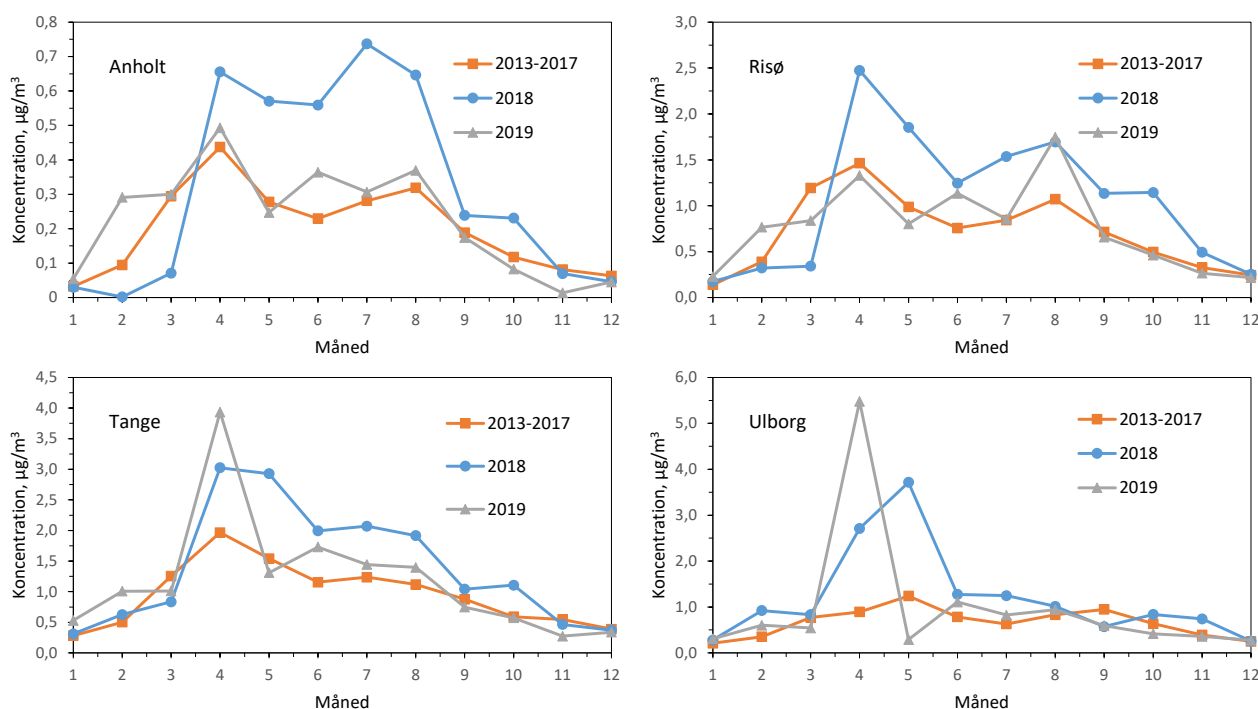
Figur 2.1. Kvælstofdeposition (kgN/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2019. Figuren angiver deposition til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationerne. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Tørdepositionen bestemmes ikke ved Lindet og Keldsnor.

Links

Information om DCE's luftmålestationer kan fås på: <https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningsprogrammet/maalestationer/>
Luftkoncentrationer i 2019

Hvad angår ammoniakkoncentrationerne var 2019 et mere normalt år end 2018, hvor der blev målt betydeligt højere koncentrationer af ammoniak end i de foregående år. Derfor blev der i rapporteringen for 2018 inkluderet et ekstra afsnit i årsrapporten omkring disse forhøjede luftkoncentrationer og årsagerne hertil. Dette afsnit følger op på konklusionerne omkring ammoniak fra den forrige rapportering

Sammenfattende vurderes det, at de markante stigninger i luftkoncentrationerne af ammoniak fra 2017 til 2018 og faldet fra 2018 til 2019 skyldes de særlige meteorologiske forhold i 2018. Opgørelserne af emissionerne fra danske kilder viser også at de danske udledninger i 2018 var på niveau med 2017, så det er udelukkende de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, der var årsagen til den markante stigning fra 2017 til 2018 og faldet fra 2018 til 2019, som navnlig ved Anholt og Risø er markant..

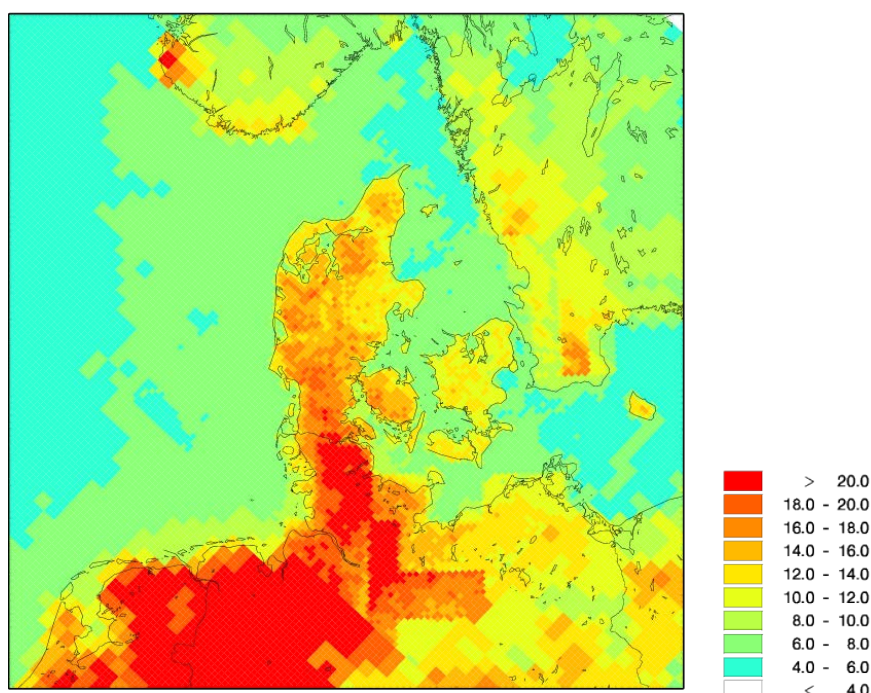


2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande

20

tør- og våddeposition, hvor den væsentligt større nedbør i 2019 set i forhold til 2018 har givet en væsentligt større våddepositionsandel i 2019 og lavere tørdepositionsandel. Der er også nogen variation mellem farvandene. For Nordsøen ses et mindre fald på 6%, mens der til Kattegat og Øresund ses stigning på henholdsvis 10% og 22%.

Depositionen varierer næsten med en faktor to mellem de forskellige områder. Størst deposition ses i de kystnære områder og fjorde, hvor afstanden til navnlig landbrugskilderne er lille. Den højeste deposition på 13 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på omkring 5-6 kgN/ha er beregnet for dele af Østersøen, Kattegat, 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 2.3. Den samlede deposition af kvælstofforbindelser beregnet for 2019. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises en middeldeposition for de to typer overflader. 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 2019 med DEHM. Tabellen angiver også deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.

Hovedfarvand	Tørdeposition 1.000 ton N	Våddeposition 1.000 ton N	Total deposition 1.000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	11	20	31	6,4	48.754
Skagerrak – dansk del	2,0	4,7	6,7	6,4	10.329
Kattegat – svensk del	1,3	3,1	4,4	6,6	6.743
Kattegat – dansk del	4,1	7,1	11	6,6	16.830
Nordlige Bælthav	1,1	1,5	2,6	6,7	3.909
Lillebælt	0,8	1,1	2,0	9,0	2.170
Storebælt	1,4	1,9	3,3	7,3	4.519
Øresund - dansk del	0,3	0,6	0,9	6,4	1.336
Øresund - svensk del	0,2	0,4	0,7	7,0	950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,9	1,0	1,9	7,6	2.547
Østersøen - dansk del	3,9	4,7	8,7	5,8	14.926
Alle danske farvandsområder	26	43	69	6,5	105.320

Usikkerheden på modelberegningerne vurderes til op mod $\pm 30\%$ for de åbne farvande, mens usikkerheden kan være op mod $\pm 50\%$ for de kystnære områder, fjorde, vige og bugter. Usikkerheden er vurderet på basis af sammenligninger med målingerne i overvågningsprogrammet.

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte farvande, fjorde, vige og bugter kan findes på: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/>

2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af kvælstof til de danske landområder er for 2019 beregnet til 59.000 tons N (Figur 2.3 og Tabel 2.2), hvilket ligger omkring 15% højere end rapporteret for 2018 og omkring 7% højere end for 2017. Den store deposition i 2019 skyldes den høje nedbørsmængde, hvilket har givet øgning i våddepositionen.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 14 kgN/ha. 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 2.3). 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 2.3), hvor nedbørsmængden er stor, og hvor husdyrproduktionen er høj, hvilket giver et ekstra bidrag som følge af udledning af ammoniak fra husdyrproduktionen. Den mindste deposition ses typisk for Sjælland og på nogle af de små øer, hvor der er langt til store kildeområder, og hvor nedbørsmængden er lav.

De gennemsnitlige depositioner i gitterfelterne på 5-20 kgN/ha 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 8-20 kgN/ha og heder 10-20 kgN/ha (Bak, 2018).

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

Tabel 2.2. Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2019 med DEHM.

	Tørdeposition 1.000 ton N	Våddeposition 1.000 ton N	Total deposition 1.000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km²
Nordjylland	5,7	5,0	11	14	7.908
Midtjylland	10	8,1	18	14	13.094
Syddanmark	11	8,5	19	16	12.130
Sjælland	4,5	3,8	8,3	11	7.268
Hovedstaden	1,5	1,3	2,8	11	2.528
Hele Landet	32	27	59	14	42.927

Links

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

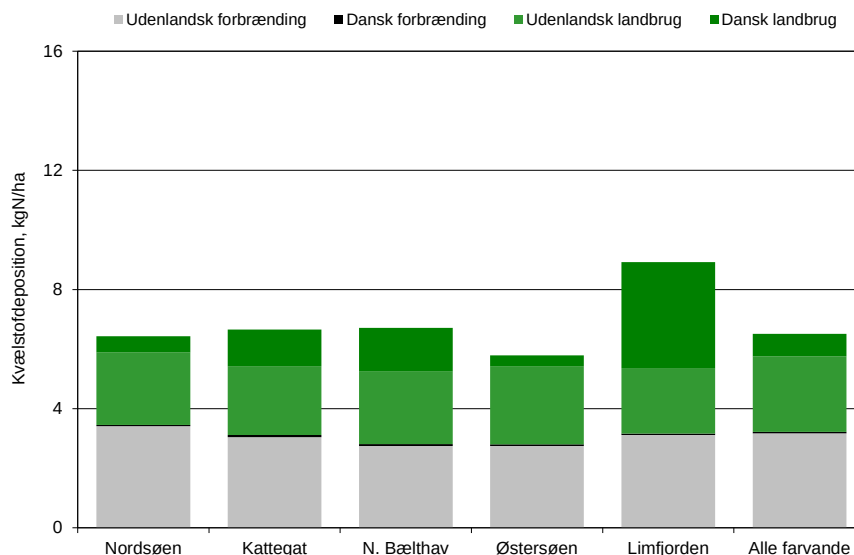
Yderligere information om tålegrænser kan findes på:

<https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/effekt-af-luftforurening/effekt-paa-natur-og-vandmiljoe/>

2.6 Kilder til kvælstofdeposition

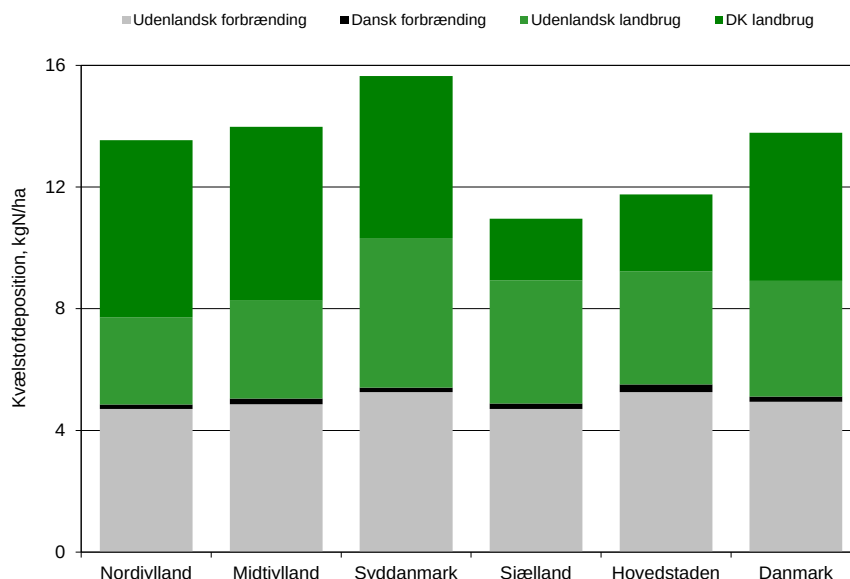
Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere, hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres til emission i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med 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 2019 kom ca. 63 % og 37 % af depositionen til landområderne fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser. For farvandet kom ca. 50 % af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.4. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2019 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden 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 2.4). I gennemsnit er den danske andel af depositionen til de åbne danske farvande estimeret til at være på ca. 12 % i 2019. Depositionen fra danske kilder stammer fortrinsvis fra tørdeposition. Den største danske andel forekom i Nordlige Bælthav (23 %), Kattegat (20 %), Lillebælt (24 %) og Storebælt (18 %) og den mindste i Nordsøen (9 %), det Sydlige Bælthav (9 %) og den danske del af Østersøen (7 %). 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. 40 % stammer fra danske kilder. Der er små variationer fra år til år i den danske andel, som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, idet år med meget nedbør typisk giver relativt større bidrag fra udlandet og vice versa. Derfor er den danske andel lidt lavere i 2019 sammenlignet med 2018. Figur 2.4 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.



Figur 2.5. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2019 til regionerne og i gennemsnit for hele landet (Danmark) opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

Den danske andel af den gennemsnitlige kvælstofdeposition til de danske landområder (Figur 2.5) er større end for farvandsområderne. I gennemsnit for landområderne er den danske andel estimeret til at være på ca. 37 %. Den største danske andel ses for Nord- og Midtjylland med 42-44 % 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.

Der er små variationer fra år til år i den danske andel, som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. I et år som 2019, hvor nedbøren var høj er bidraget fra udlandet relativt høj, hvilket vil medføre, at de danske kilder får relativt mindre betydning end i 2018, hvor nedbøren var lav.

2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

Figur 2.6 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. 40 % 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 2.6) og det

kan derfor konkluderes, at den observerede udvikling i kvælstofdepositionen hovedsageligt er en konsekvens af reduktioner i emissionen af kvælstof.

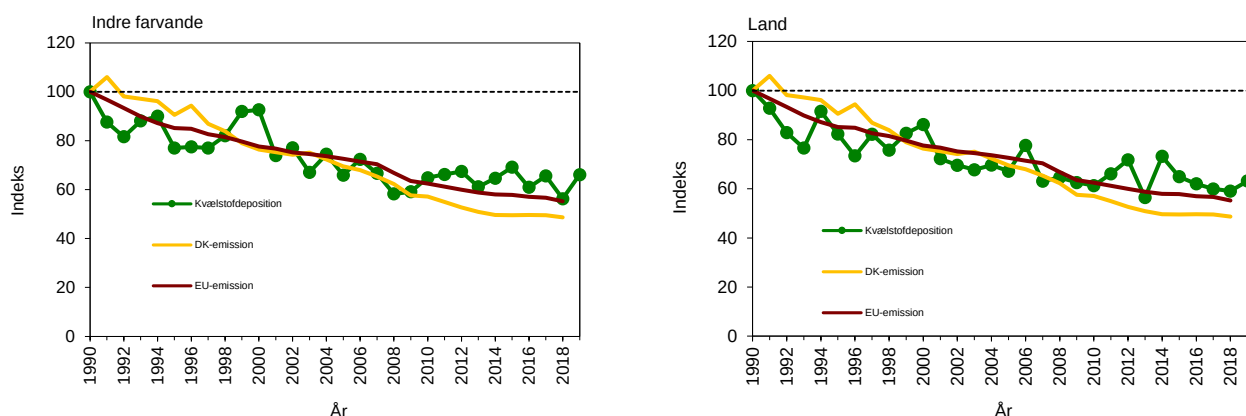
Da hovedparten af kvælstofdepositionen stammer fra udlandet er reduktionerne i de udenlandske kilder årsag til den største del af reduktionen. Faldet i emissionen fra de danske kilder bidrager dog også til faldet i kvælstofdepositionen, navnlig for visse dele af Jylland hvor omkring 40-45 % af kvælstofdepositionen stammer fra danske kilder.

I Figur 2.6 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 2.6 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 høje deposition for landområderne i 2014. Året 2018 var udsædvanligt tørt og varmt og 2019 var præget af udsædvanligt meget nedbør.

Deposition til farvandene varierer tydeligt mellem årene. Årsagen til dette er, at våddepositionen udgør 70-80 % af den samlede deposition til vand, og at der i år med meget nedbør, som f.eks. 1999, 2000 og 2019, 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 lige så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne.

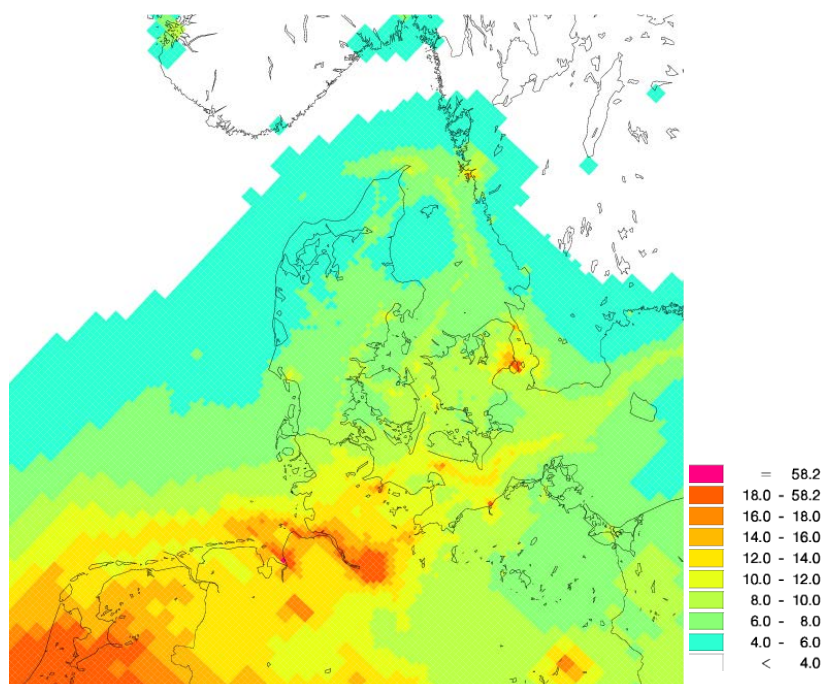
De viste udviklingstendenser er baseret på beregninger af våd- og tørdeposition foretaget ud fra målingerne af koncentrationen af kvælstofforbindelser i luften. Beregning af tørdeposition ud fra målte koncentrationer foretages med samme tørdepositionsmodul, som anvendes i modelberegningerne.



Figur 2.6. 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., 2020) og fra EU-landene fra EMEP (EMEP, 2020).

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 $30 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ (per definition regnes NO_x som NO_2) som årsmiddelværdi. Resultater for 2018 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på Figur 2.7. For størstedelen af landet uden for byerne ligger årsmiddelkoncentrationerne under $10 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder, er der ingen overskridelser af grænseværdien i 2019.



Figur 2.7. Årsmiddelkoncentrationer af NO_x i 2019 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed er koncentrationen af NO_x beregnet som NO_2 ($\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$).

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 bl.a. at 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 inden 2010 med 67 % set i forhold til 1990, hvilket er opfyldt. I 2012 trådte en revideret Gøteborg-protokol i kraft 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).

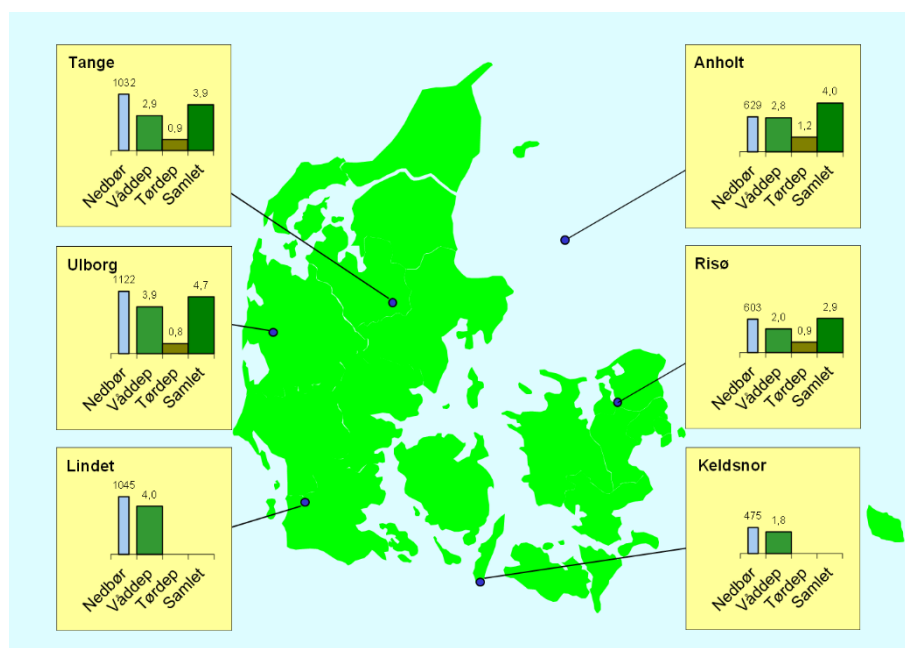
3.3 Svovldeposition i 2019

Resultaterne i 2019 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent (menneskeskabt) svovl og svovl fra naturlige kilder (hovedsageligt havsalt) lå på 2,9-4,7 kgS/ha for deposition til landområderne (Figur 3.1). Dette er i gennemsnit for hovedstationerne omkring 30% højere i 2019 end i 2018, hvilket primært skyldes en stigning i våddepositionen, som følge af den høje våddeposition.

Den højeste deposition blev i 2019 bestemt ved Ulborg og den mindste deposition ved Risø, hvilket svarer til observationerne de øvrige år. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til målestationerne. Årsagen til dette er, at svovlforbindelserne kan transporteres 1.000 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. Samtidigt hermed er bidraget fra havsalt større i Vestjylland end på Sjælland, da en stor del af havsalten stammer fra Vesterhavet.

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 2019. 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 bestemt tørdeposition ved Keldsnor og Lindet.

3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder

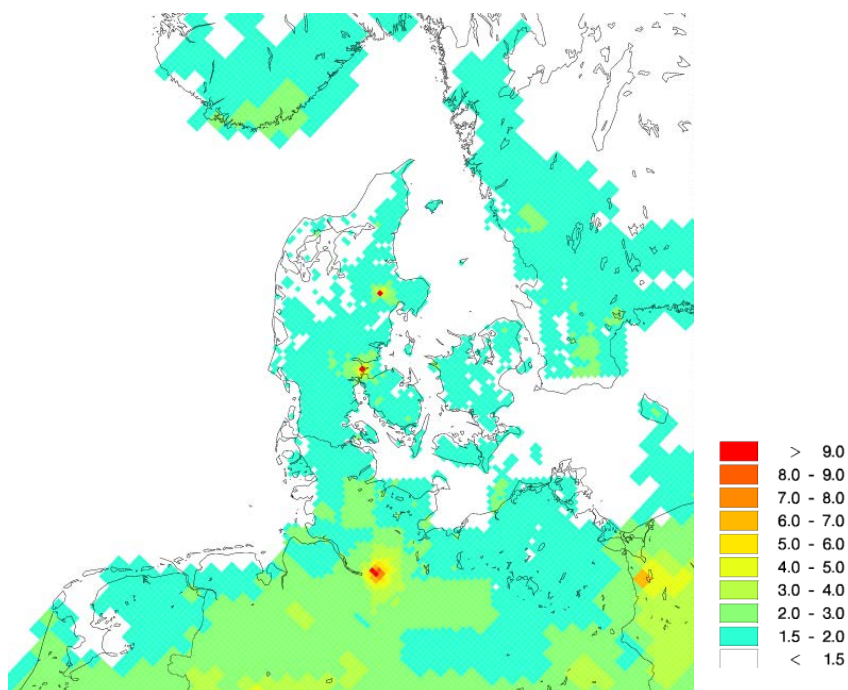
Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for 2019 beregnet til 7.000 tons S. Depositionen til de danske landområder er i 2019 omkring 10% højere end i 2018, hvilket skyldes en stigning i våddeposition grundet den højere nedbør i 2019 set i forhold til 2018.

Det gennemsnitlige årlige antropogene bidrag til deposition af svovl ligger på ca. 1,6 kg S/ha (Figur 3.2 og Tabel 3.1), hvilket svarer til ca. 0,2 keq/ha. Til sammenligning er tålegrænserne for forsurelse 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 forsurelse afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af sulfat fra havsalt, forsu-

rende 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 17 % af den samlede deposition i 2019. Det danske bidrag varierer kun lidt mellem regionerne (12 - 21 %).

Beregningerne for 2019 viser to steder i Jylland med væsentligt højere deposition end i resten af landet (de to røde punkter). I de tidligere års beregning var der kun et sted som skilte sig ud, hvilket var raffinaderiet i Fredericia. Det nye sted, som ses i beregningerne for 2019 skyldes høje emissioner fra LECA-værket ved Randers. De danske emissionsopgørelser forbedres løbende og i forbindelse med udarbejdelse af de nyeste emissionsopgørelser har DCE haft mulighed for at anvende en bedre metode til geografisk allokering af de danske udledninger af svovl. Udledningerne har hele tiden været med i de nationale emissionsopgørelser, men med den nyeste opgørelse er udledningerne blevet placeret som punktkilde på den faktiske geografiske lokalitet.



Figur 3.2. Det antropogene bidrag til deposition af svovlforbindelser beregnet for 2019. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeld deposition 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. De højeste depositioner på land ses i Fredericia ved raffinaderiet og i Randers ved LECA-værket.

Deposition af svovl til de danske landområder beregnes med luftforureningsmodellen DEHM, der tager højde for den geografiske placering af kilderne til svovlforureningen, de meteorologiske forhold og de kemiske og fysiske omannelser 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 (dvs. den 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 %.

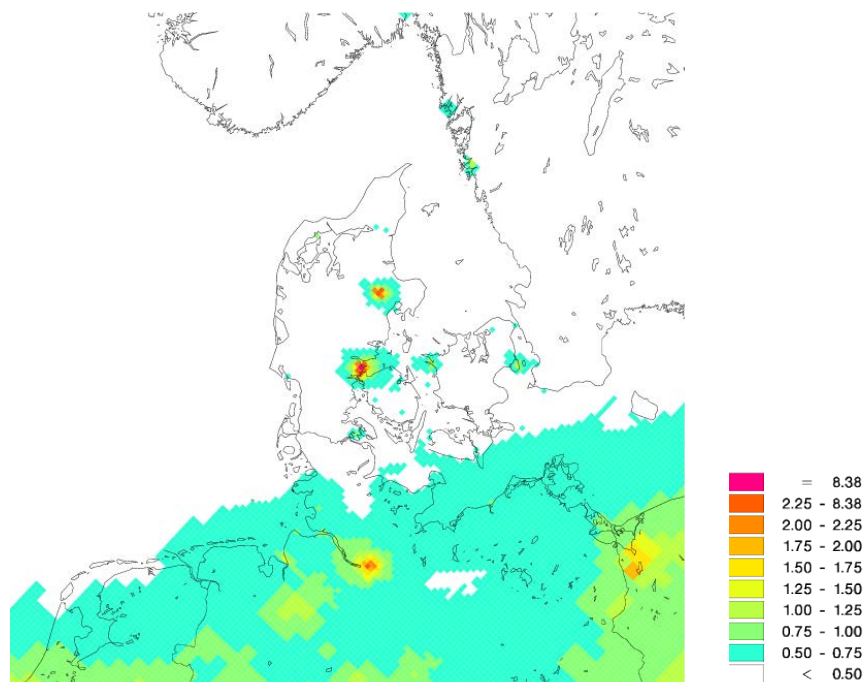
Tabel 3.1. Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2019.

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

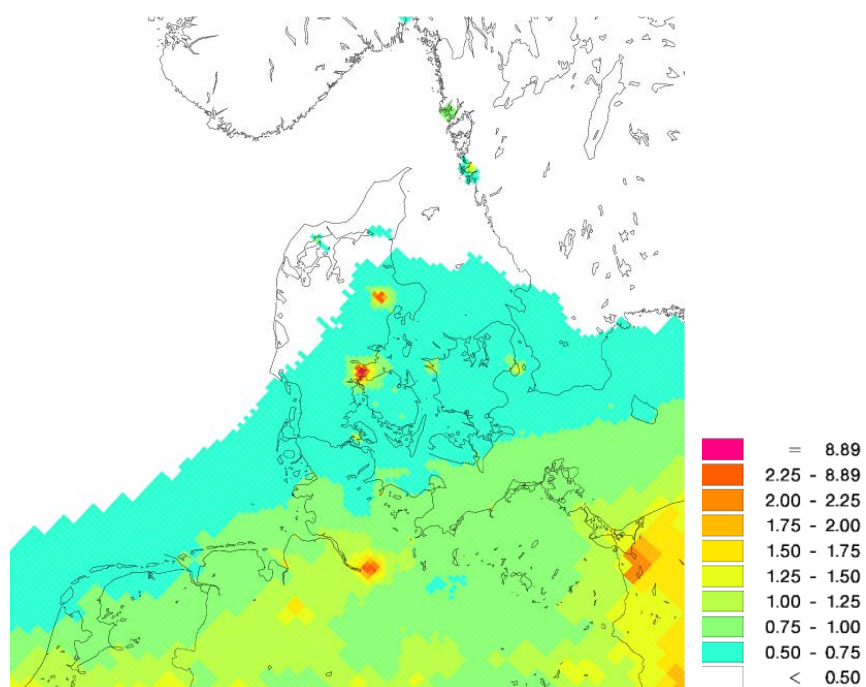
3.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 µg SO₂/m³ (svarer til 10 µg S/m³) for både års- og vintermiddelkoncentrationen (1. oktober til 31. marts hvilket inden for et givet år defineres som middel af perioderne 1. januar – 31. marts og 1. oktober – 31 december) af SO₂. Grænseværdierne er fastlagt for at beskytte vegetation mod de skadelige effekter fra SO₂. Målinger af SO₂ ved Anholt, Tange, Ulborg og Risø i 2019 viser en årlig middelkoncentration på mellem 0,2-0,3 µg SO₂/m³, hvilket er omkring 100 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 vintermiddelkoncentrationer uden for byområderne ses i den sydlige og østlige del af landet, hvor koncentrationerne ligger lidt under 1 µg SO₂/m³. For årsmiddelkoncentrationerne ses koncentrationer under 0,5 µg SO₂/m³ for størstedelen af landet. Niveauet er noget lavere i 2019 end i 2018, hvilket skyldes den højere nedbørsmængde i 2019 end i 2018 og dermed højere udvaskning og lavere luftkoncentrationer til følge. De relativt set højere koncentrationer beregnet for den sydlige og østlige del af landet skyldes dels langtransport fra den nordlige del af Tyskland og Polen og dels indflydelse fra skibstrafik. Reduktionerne i udledningerne af svovl fra skibstrafik fra 2015 har dog mindsket indflydelsen fra skibstrafikken og medført væsentligt lavere koncentrationer end set tidligere.



Figur 3.3. Årsmiddelkoncentration af SO_2 i 2019 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enheden er $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. De højeste koncentrationer i Danmark ses i Fredericia ved raffinaderiet og i Randers ved LECA-værket. Bemærk forskel i farvekoden.



Figur 3.4. Vintermiddelkoncentration (1. januar – 31. marts og 1. oktober – 31. december) af SO_2 i 2019 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enheden er $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$. De højeste koncentrationer i Danmark ses i Fredericia ved raffinaderiet og i Randers ved LECA-værket. 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. 80 %. 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. Det lille fald i depositionen fra 2017 til 2018 skyldes de ekstraordinært lave nedbørsmængder i 2018, mens den lille stigning fra 2018 til 2019 skyldes de høje nedbørsmængder i 2019. Da faldet i depositionen set over langt tid er ens på målestationerne, vurderes det, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark.

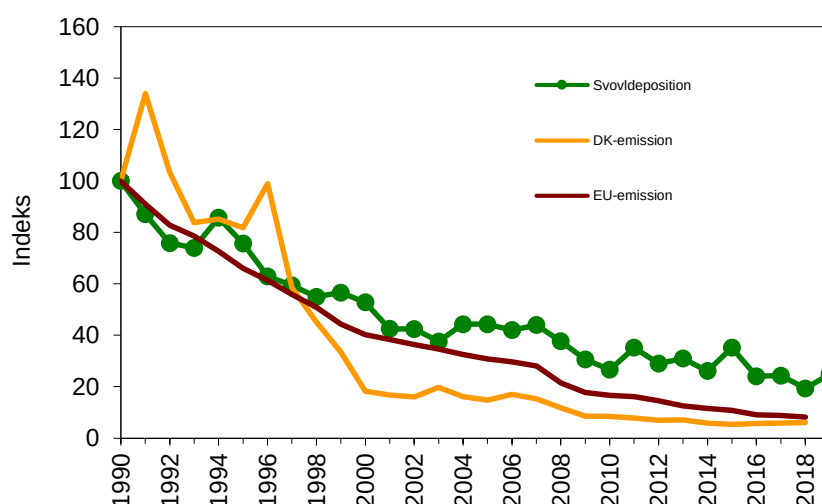
Figur 3.5 viser også ændringerne i svovlemissionerne i Danmark og EU. Der ses en tydelig sammenhæng mellem faldet i svovldepositionen og i emissionerne. Navnlig ses meget god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i de 28 EU-lande, hvilket skyldes, at langt 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 %, samtidig med at 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 (yderligere detaljer i *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).

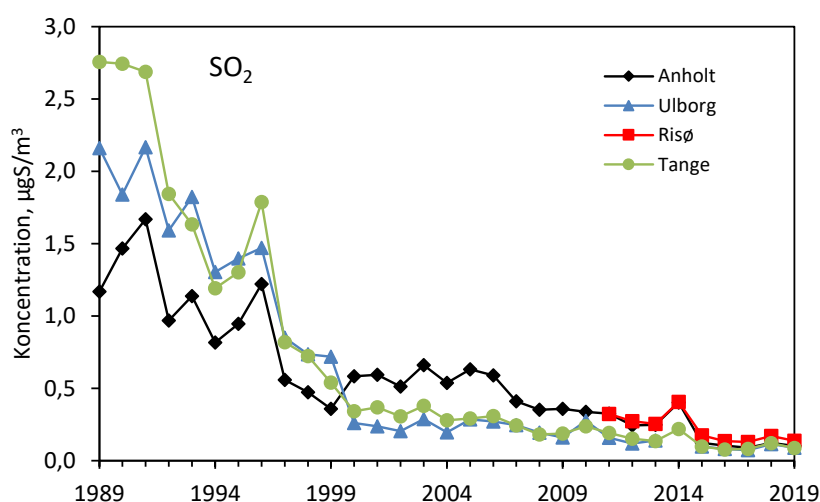
Nedsættelse af svovlindholdet i skibsbrændstof og de dermed følgende reduktioner i luftkoncentrationerne af svovldioxid i Danmark er formentligt også en af de væsentlige årsager til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2017. Når det markante fald i skibsudledningerne i Østersøen og Nordsøen ikke slår 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.

Ud over det generelle fald ses også en variation fra år til år. Årsagen til denne variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor variationer i

nedbørsmængde, nedbørsintensitet, vindhastigheder og vindretninger kan give relativt store variationer i depositionen. Den lille stigning i koncentrationen fra 2017 til 2018 er et eksempel på dette, idet den lave nedbørsmængde i 2018 har reduceret udvaskningen fra atmosfæren, hvilket har medført højere luftkoncentrationer. I 2019 faldt koncentrationen igen en smule, som følge af kraftig nedebr. Endvidere bidrager år til år variationer i antal og styrke af storme også til de observerede variationer fra år til år, idet et enkelt kraftigt stormvejr kan give et stort bidrag til luftens indhold af sulfat som følge af havsalt, der naturligt indeholder sulfat.



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.*, 2020) og fra de 28 EU-lande fra EMEP (EMEP, 2020).



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: [https://envs.au.dk/-faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/effekt-af-luftforurening/effekt-paa-natur-og-vandmiljoe/Information om luftmålestationerne](https://envs.au.dk/-faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/effekt-af-luftforurening/effekt-paa-natur-og-vandmiljoe/Information%20om%20luftmaalestationerne) kan fås på: <https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningsprogrammet/maalestationer/>

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. 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. Afsnittet omfatter også arsen, som principielt set ikke er et tungmetal, men for overskuelighedens skyld omtales arsen parallelt med tungmetallerne.

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 (As), cadmium (Cd) og nikkel (Ni) med henblik på en samlet europæisk evaluering af den mulige skadevirkning af disse stoffer i vandmiljøet og naturen.

4.3 Tilstand og årsag

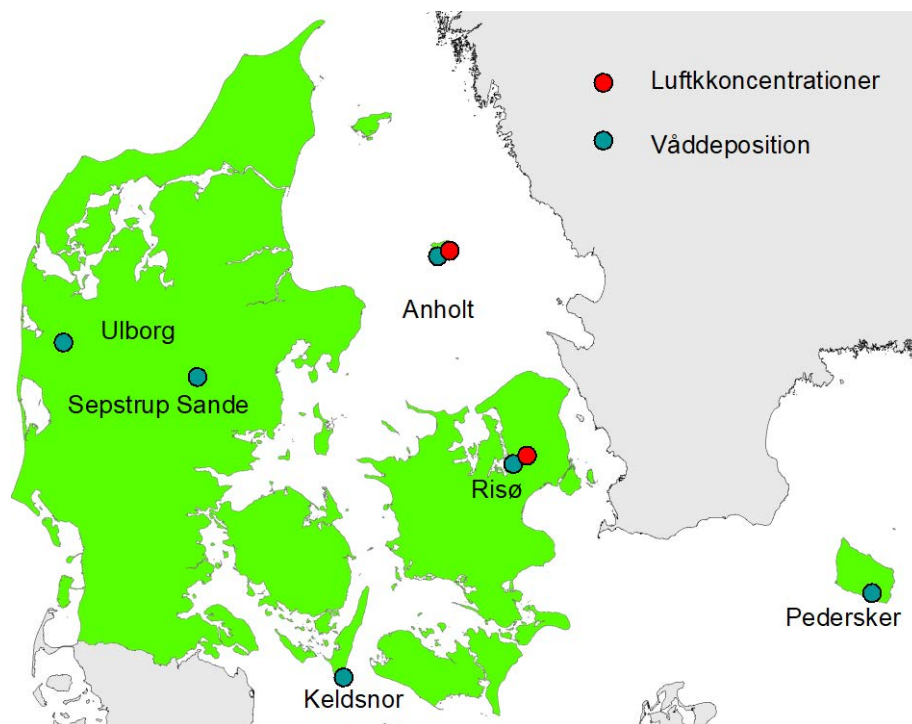
Våddepositionen og den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt henholdsvis siden 1990 og siden begyndelsen af 1980'erne på de danske målestationer. I 2010 blev antallet af målestationer reduceret, så der siden 2010 kun har været målt luftkoncentrationer af tungmetaller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

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 uden for Danmark. Sammenlignes de estimerede depositioner til de indre danske farvande og danske landområder med de danske emissioner ses, at de danske emissioner for de fleste af de målte tungmetaller er mindre end depositionerne (Tabel 4.1). 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 målestationer har ikke givet anledning til ændring i estimerne 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. Sidstnævnte 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 2019.

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 hovedsageligt 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 10-20 % af den våddeponerede mængde. Det anses derfor at spille en lille rolle, at målingerne af bulkdeposition omfatter en mindre del tørdeposition, når øvrige usikkerheder (som beskrives i detaljer nedenfor) 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 bulkopsamlere. Heller ikke denne størrelsesfraktion vil dog bidrage væsentligt. Tungmetalindholdet i disse materialer er lavt, og en del af de tungtopløselige stoffer i mineraler vil ikke blive tilgængelige ved den prøveoplukningsmetode, som anvendes i overvågningsprogrammet.

Usikkerheden på estimerne af den samlede deposition vurderes til $\pm 30-50\%$. Årsagen til den betydelige usikkerhed er først og fremmest, at de målte tungmetalkoncentrationer, såvel i luft som i nedbør, er lave og tæt på den detektionsgrænse, der kan opnås for denne type målinger. 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 bulkopsamlet 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 2019. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2017 (EMEP, 2020).

Stof	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land	Deposition til vand	Landområder (43.000 km ²)	Indre farvande (31.500 km ²)	Danske kilder
	µg/m ²	µg/m ²	ton/år	ton/år	ton/år
Cr, krom	140	120	6	4	1,8
Ni, nikkel	200	180	8	6	2,7
Cu, kobber	820	800	35	25	44
Zn, zink	7.900	7.800	340	250	66
As, arsen	90	87	4	3	0,2
Cd, cadmium	18	17	0,8	0,5	0,8
Pb, bly	469	440	20	14	13
Fe, jern	38.000	37.000	1.700	1.200	-

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 36 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 luftkoncentrationer af Cu, Ni og krom (Cr). For våddeposition af Zn ses en tendens til en svag stigning, mens luftkoncentrationerne er faldene. Årsagen hertil kendes endnu ikke.

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

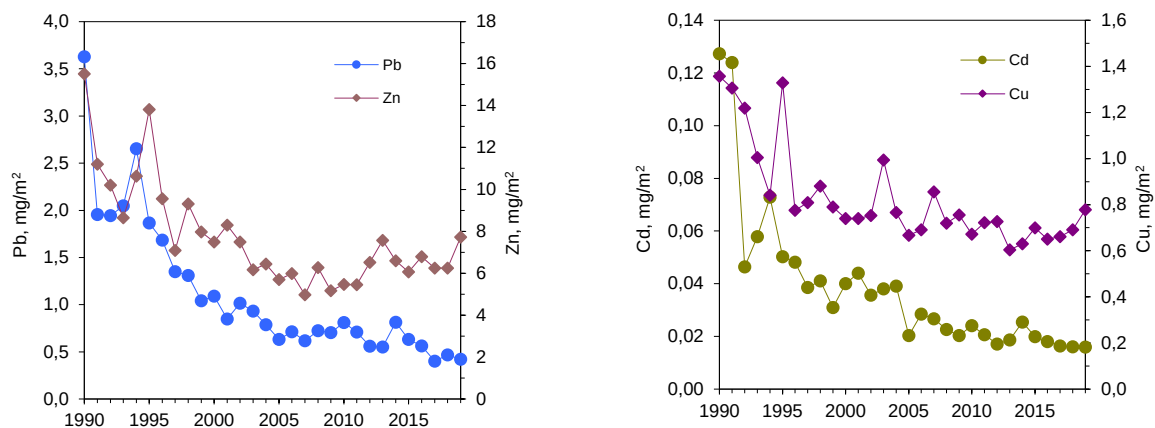
I Figur 4.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990 (EMEP 2019)) med målingerne ved de danske målestationer. For bly (Pb), Cd og Zn ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-landene, hvilket er forventeligt, da tungmetallerne for en stor del langtransporteres til Danmark fra store dele af resten af Europa. Ændringerne i danske emissioner spiller kun en mindre rolle for udviklingen i Danmark. For cadmium ses et stort spring i luftkoncentrationerne fra 2010 til 2011, hvilket skyldes ændring til en bedre analysemetode med bedre detektionsgrænse og springet er derfor ikke udtryk for et reelt skift i koncentrationerne.

For Cu ses en uændret emission for EU-landene, mens der ses en stigning for de danske emissioner. Udviklingstendensen 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.

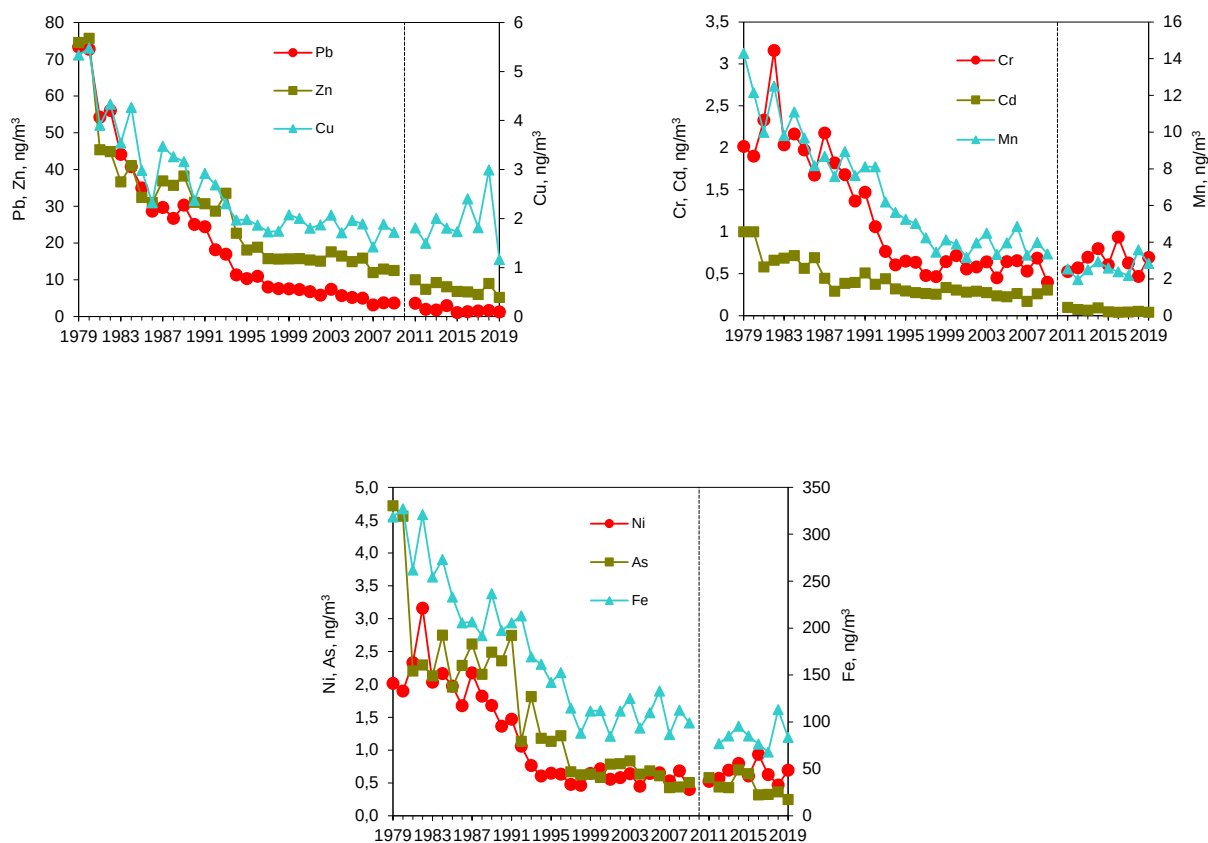
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikelkoncentrationerne og i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

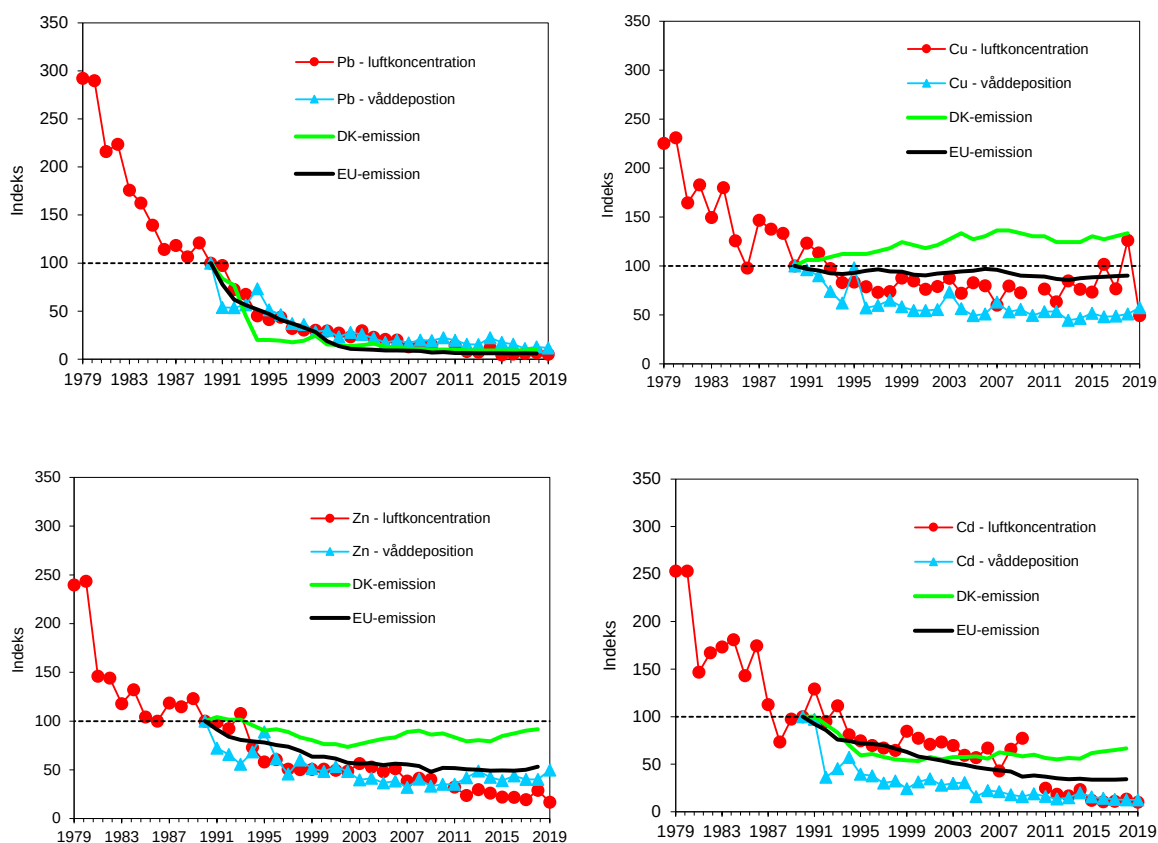
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje deposition af Cu og Zn i 1995 (Figur 4.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne 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 siden 1990 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 2011-2019 er målingerne fra Anholt. Den sorte stiplede linje indikerer skiftet i målestationerne.



Figur 4.4. Målinger af våddeposition og tungmetalluftkoncentration i luften sammenlignet med emissioner fra Danmark og EU-landene (EMEP, 2019). Alle resultater er normeret til 100 i 1990. Før 2010 er tungmetalluftkoncentrationer 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: <https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/udledning-af-luftforurening/Europaeiske-emissionsopgoerelser-for-tungmetaller>: <http://www.ceip.at/>

5 Ozon og vegetation

5.1 Relevans

I danske landområder 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 planteceller.

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 i EU's luftkvalitetsdirektiv valgt at bruge et index, der kaldes AOT40 (Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppb), som angiver den akkumulerede eksponering over en tærskelværdi på 40 ppb ozon. Er der f.eks. i løbet af en dag målt tre timemiddelværdier 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 målværdi for AOT40 på 9.000 ppb-timer (=18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -timer). Det er ikke fastlagt, hvornår dette skal gælde fra.

Forskning har imidlertid vist, at AOT40 ikke giver en tilstrækkelig god beskrivelse af de faktiske forhold omkring ozons skadelige effekt. Alle planter har et ydre overfladelag, som beskytter planterne mod ozon. Det er først, når ozon optages igennem planternes spalteåbninger, at ozon bliver skadelig. Ozon opløses i det væskelag, som omgiver cellerne, hvorved der kan dannes frie radikaler og reaktive syrederivater. De frie radikaler og syrederivaterne er kemisk set meget reaktive, og det er disse kemiske reaktioner, som ødeægger cellernes strukturer. Optaget af ozon styres af, hvor meget spalteåbningerne er åbne. En indikator baseret alene på ozonkoncentrationen (AOT40) kan derfor ikke i tilstrækkeligt grad beskrive, i hvilket omfang ozon giver skader på planterne.

For at forbedre beskrivelsen af ozons skadelige effekt på planter har EU i forbindelse med det reviderede direktiv om nationale emissionslofter (EU, 2016) fastlagt, at den skadelige effekt af ozon skal baseres på POD_Y (Phytotoxoc Ozone Dose above a threshold Y), som er en indikator baseret på beregning af den akkumulerede ozonfluks gennem spalteåbningerne i løbet af en vækstsæson. Ibrugtagning af denne nye indikator er i høj grad sket på basis af det arbejde, som har været udført under UNECE's (United Nations Economic Commission for Europe) konvention om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (CLRTAP), hvor Working Group on Effects har lavet omfattende studier for at fastlægge denne indikator bedst muligt (Mills, 2017).

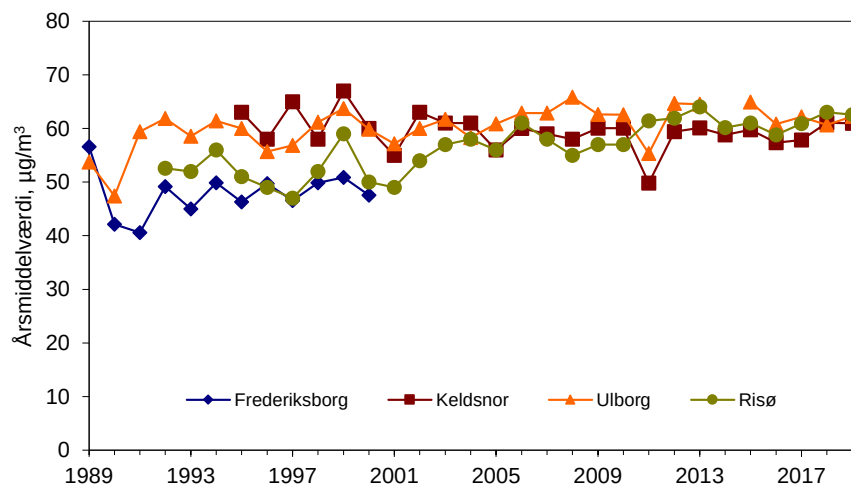
POD_Y er lige som AOT40 baseret på en tærskelværdi. Ozonfluxen skal op over en vis tærskelværdi, før ozon gør skade. Enheden for ozonfluxen er nmol m⁻² s⁻¹, hvor m⁻² henfører til et mål for vegetationens bladareal. Tærskelværdien γ afhænger af plantetypen. For skov og semi-naturlig vegetation er den 1 nmol m⁻² s⁻¹ og for korn (hvede) 3 nmol m⁻² s⁻¹ (Mills, 2017). Den akkumulerede ozonflux POD_Y (enhed mmol m⁻²) beregnes for vækstsæsonen, hvor planterne har aktive spalteåbninger. Til eksempel er vækstsæson fastlagt til perioden fra den 1. april til 30. september for skov og 90 dage for korn (Mills, 2017).

For at kunne inkludere ozonflux under overvågningsprogrammet er regional-skalamodellen DEHM blevet udvidet med et modul til beregning af ozonflux og det er første gang, at resultater for ozonflux indgår i overvågningsprogrammet. Yderligere detaljer om ozonflux kan findes i Ellermann et al. (2019c).

5.3 Tilstand, udvikling og årsag

Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby/Risø, Keldsnor og indtil 2000 også i Frederiksborg. Figur 5.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2019 ligger årsgennemsnittet på 61-63 µg/m³ (svarende til 30-31,5 ppbv) med den højeste koncentration ved Risø. Årsmiddelkoncentrationer ligger i 2019 på niveau med 2018 og har ligget på samme niveau gennem de seneste 15 år. Årsmiddelkoncentrationerne har en vis år til år variation, og der er de fleste år en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. I 2019 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 målestationerne. I løbet af årene er der en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestationerne end tidligere, hvilket muligvis er en følge af, at NO_x-emissionen er reduceret blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.

Siden målingernes begyndelse i 1989 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, VOCs), 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 NO₂) 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. Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$) over en længere årrække på stationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø.

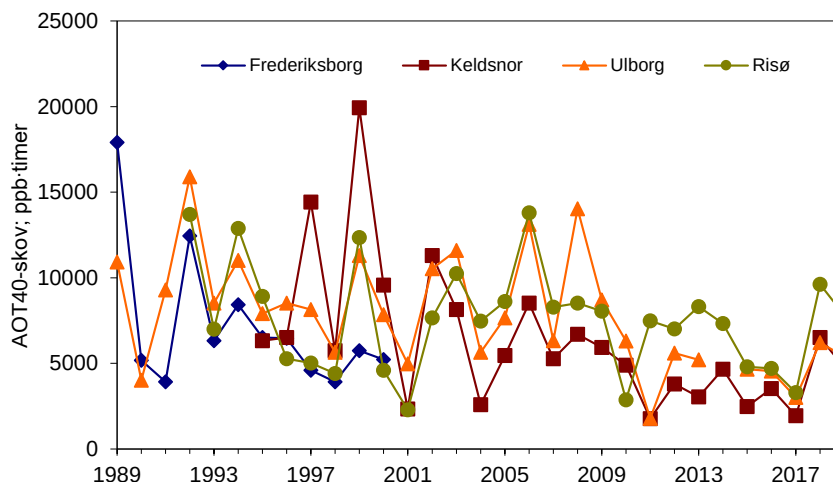
Figur 5.2 viser udviklingstendensen for AOT40-værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby/Risø. For Keldsnors og Lille Valby/Risøs vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2019 ligger AOT40-værdien for Keldsnor, Ulborg og Risø på mellem ca. 5.000 og 8.000 ppb-timer, hvilket er noget lavere end i 2018. Værdierne i 2018 var højere end de seneste år, hvilket skyldtes den varme tørre sommer i store dele af Europa, som gav hyppigere episoder med høje koncentrationer set i forhold til de seneste år. De lidt lavere værdier i 2019 skyldes den øgede nedbør, som fører til lavere ozonkoncentrationer.

AOT40-værdierne ligger ved alle målestationerne under den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppb-timer. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække ses, at AOT40 er varierende, og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse (Figur 5.2). AOT40-værdierne har i de seneste år ligget lavere end perioden før 2009 og med mindre variation mellem årene.

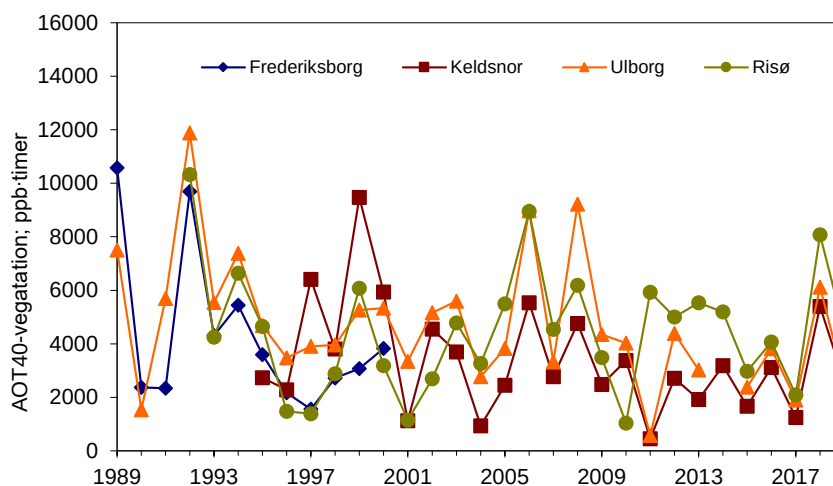
AOT40 for vegetation beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er vist i Figur 5.3. AOT40 beregnet på denne måde bliver mindre end AOT40 til skov, hvilket skyldes, at beregningerne til vegetation foretages for en kortere del af året end beregningerne til skov. Her ses ligeledes en 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 2019 lå AOT40 ved Keldsnor, Ulborg og Risø mellem ca. 2.500 og 4.500 ppb-timer, hvilket er væsentligt lavere end i 2018. 2018 var et år med særlige meteorologiske forhold, som gav anledning til hyppigere episoder med høje koncentrationer af ozon. De lavere værdier i 2019 skyldtes den højere nedbør i 2019 set i forhold til 2018. Målværdien blev dermed ikke overskredet i 2019.

Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdier af AOT40. For alle målestationerne ligger middelværdien for 2015-2019 (Keldsnor: 2.800 ppb-timer; Ulborg: 3.400 ppb-timer; Risø: 4.300 ppb-timer) under målværdien på 9.000 ppb-timer, og der er derfor ingen overskridelser af EU's målværdi.

Den langsigtede målsætning på 3.000 ppb-timer (EC, 2008) blev overskredet ved Risø i 2019, men ikke ved Keldsnor og Ulborg. Gennemsnit for de seneste 5 år lå under målværdien ved Keldsnor, mens Ulborg og Risø lå over. Denne målsætning er endnu ikke trådt i kraft. Som 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.



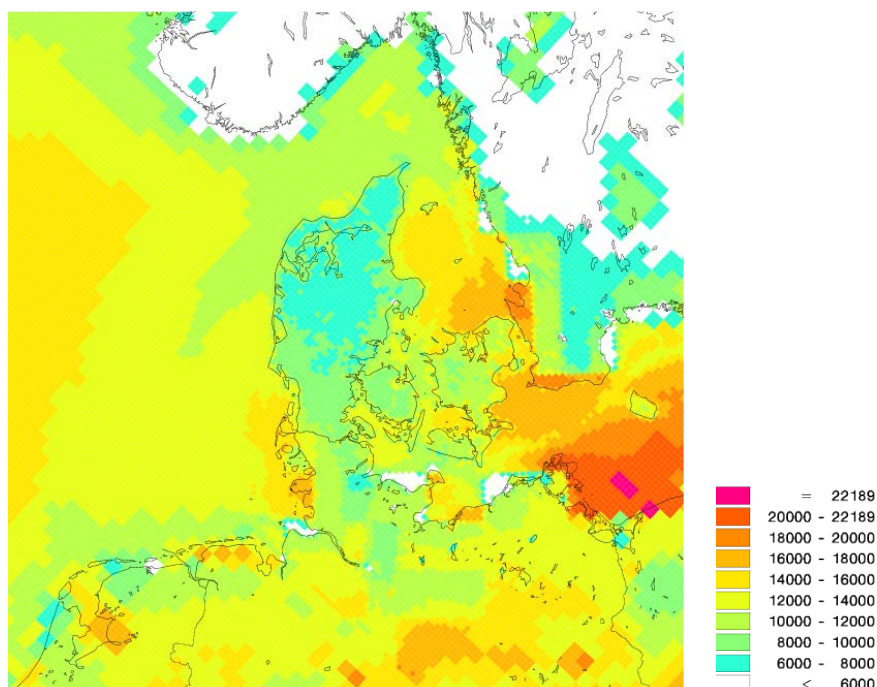
Figur 5.3. AOT40-værdier for vegetation (enheden er ppb-timer) beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) for målestationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. AOT40 er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl. 8.00 til 20.00

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 et fald fra 2018 til 2019 i lighed med resultaterne fra målingerne. For størstedelen af Danmark ligger AOT40 under 12.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -timer svarende til under 6.000 ppb-timer, hvilket er i rimelig god overensstemmelse med resultaterne fra målingerne, når usik-

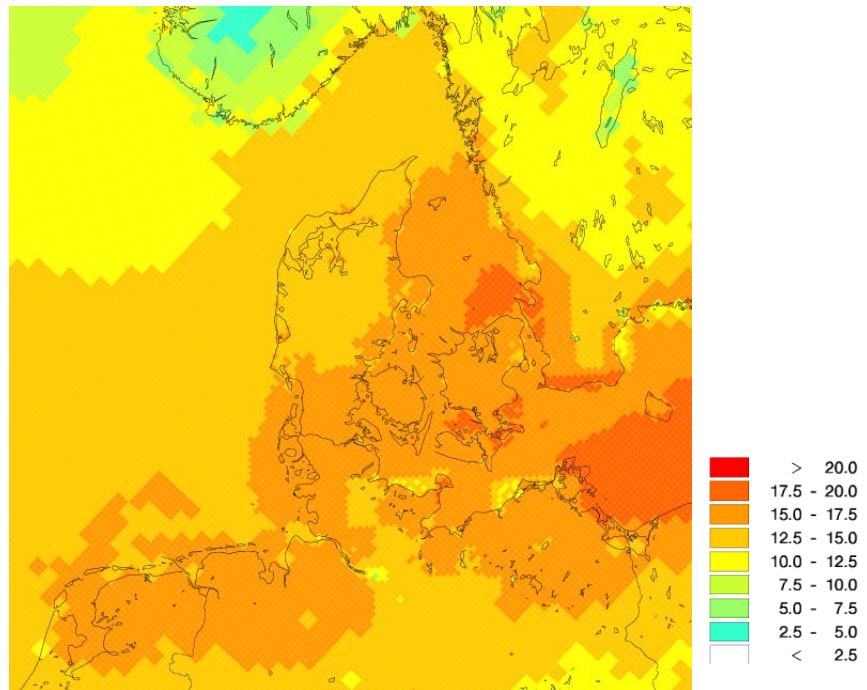
kerhederne på denne type modelberegninger tages med i betragtning. I kystnære områder og på sydlige mindre øer ses generelt en højere AOT40 end midt inde over land. Over alle landområderne ligger AOT40 under målværdien på 9.000 ppb·timer svarende til 18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$.

Figur 5.5 og 5.6 viser resultaterne fra de nye modelberegninger af den geografiske fordeling af POD_Y for henholdsvis skov og korn. Generelt er POD_Y for korn betydeligt lavere end for skov, hvilket dels skyldes, at tærskelværdien er højere for korn ($3 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) end for skov ($1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), og dels at vækstsæsonen er længere for skov (183 dage) end for korn (90 dage). Disse forskelle er også medvirkende til, at den geografiske fordeling er noget forskellig - om end der måske er antydningen af en tendens med højere POD_Y i øst end i vest for begge POD_Y 'er.

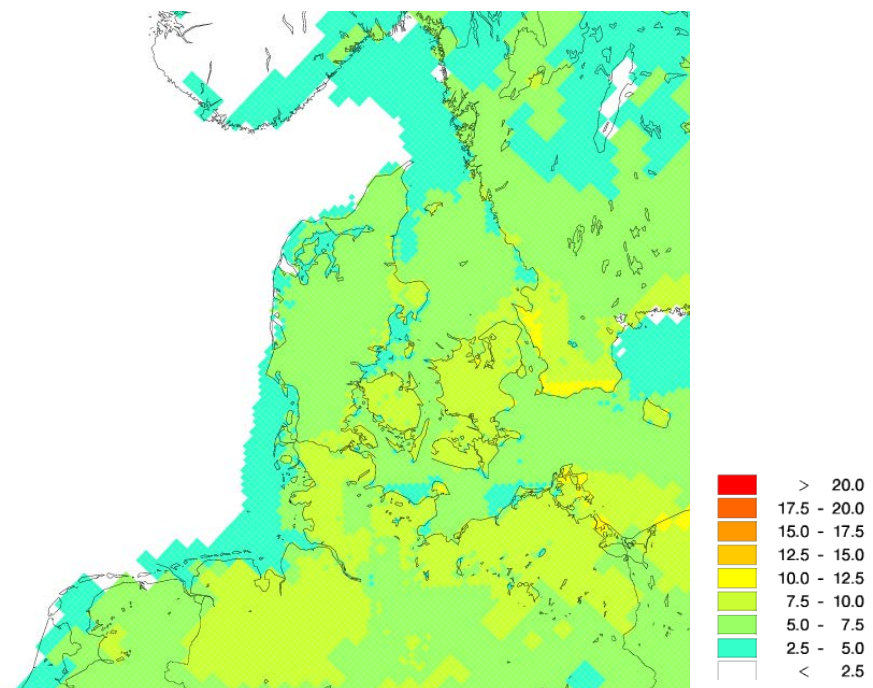
Der er relativt stor forskel på den geografiske fordeling mellem AOT40 (Figur 5.6) og de to POD_Y 'er, hvilket skyldes forskel i tærskelværdier, og at ozonkoncentrationer og ozonflux ikke umiddelbart er sammenlignelige.



Figur 5.4. AOT40 for 2019 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket ganges med 0,5 for at komme til ppb·timer.



Figur 5.5. POD_1 (mmol m^{-2}) beregnet til skov for vækstsæsonen 2019. Beregningerne er foretaget med DEHM med geografisk opløsning på 5,6 km x 5,6 km. De kritiske niveauer er af Mills (2017) angivet til 5,7 mmol m^{-2} for skov.



Figur 5.6. POD_3 (mmol m^{-2}) beregnet til korn for vækstsæsonen 2019. Beregningerne er foretaget med DEHM med geografisk opløsning på 5,6 km x 5,6 km. De kritiske niveauer er af Mills (2017) angivet til 7,9 mmol m^{-2} for korn.

I forbindelse med konventionen om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (CLRTAP) under UNECE er der vedtaget kritiske niveauer (Critical levels) for POD_y , hvorover ozonskader på vegetation er uacceptabelt store. Mills (2017) angiver de kritiske niveauer til $5,7 \text{ mmol m}^{-2}$ for skov og $7,9 \text{ mmol m}^{-2}$ for korn. Det kritiske niveau for skov er dermed overskredet for skov (løvfældende) i hele Danmark. For korn (hvede) er det kritiske niveau ikke overskredet i Jylland, mens POD_3 på Fyn og Sjælland ligger på samme størrelse som det kritiske niveau.

Links

Information om ozon i relation til byerne kan findes i *Ellermann et al., 2021*:
<https://dce2.au.dk/pub/SR410.pdf>

Aktuelle målinger af ozon kan findes via DCE's hjemmeside:
<https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/data-om-luftkvalitet/aktuelle-maalinger/>

6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

6.1 Relevans

Målinger af våddeposition af en række miljøfarlige organiske stoffer (pesticider, nitrophenoler og PAH'er) har i en årrække indgået som en fast del af overvågningsprogrammet. Målingerne har vist betydelige fund af en række pesticider i våddepositionen, og for at få mere information om kilderne (danske eller udenlandske) til pesticiderne er overvågningsprogrammet for 2017 blevet udvidet med målinger af luftkoncentrationer af pesticider. Den første del af kapitlet præsenterer resultaterne fra våddepositionen af pesticider, nitrophenoler og PAH'er, mens den anden del af kapitlet præsenterer resultaterne fra måling af luftkoncentrationer af pesticider.

Pesticider i luften og 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 kvælstofoxider 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) 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 er kendt som mutagene stoffer, som er mistænkt for at være kræftfremkaldende for dyr og mennesker. PAH'er transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver tør- og våddeponeret. PAH'er bindes til jordpartikler, hvor de bliver svært nedbrydelige for mikroorganismer. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 22 forskellige PAH'er.

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'er 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'er. 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 måleprogrammet, 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 til analyserne. 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, men de seneste år er der foretaget målinger af luftkoncentrationerne. I 2019 blev målingerne af luftkoncentrationer foretaget som døgnopsamling i perioden, hvor prosulfocarb anvendes (slut september til november). For bedre at kunne sammenligne luftkoncentrationerne med målingerne af våddeposition blev opsamlingsfrekvensen på Risø ændret fra 2 måneder til 1 uge i perioden september-oktober. Resultaterne fra ugeopsamling præsenteres i afsnit 6.6.

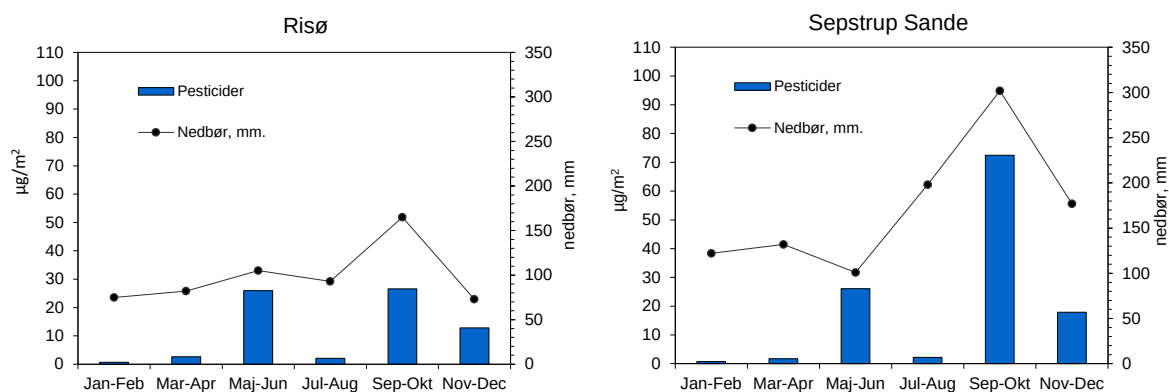
Tabel 6.1 og Figur 6.1 viser en oversigt over våddepositionen målt i 2019 ved Risø og Sepstrup Sande. Tabel 6.1 viser de stoffer, som blev fundet i 2019. Stofferne atrazin, desethylatrazin, dichlorprop, hydroxyatrazin, isoproturon og mechlorprop blev ikke målt i koncentrationer over detektionsgrænsen. For atrazin og de to nedbrydningsprodukter herfra hænger dette sammen med, at stofferne har været forbudt i EU siden 2004.

I 2019 lå den samlede våddeposition af pesticider på henholdsvis 92 og 121 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande (ved koncentrationer under detektionsgrænsen er bidraget til den samlede deposition sat til nul).

Diuron, terbutylazin og dets nedbrydningsprodukt desethylterbutylazin samt metazachlor er ikke godkendt til anvendelse i Danmark. Disse stoffer må derfor antages at være transporteret luftbåret til Danmark fra udlandet.

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

Den samlede våddeposition i september-oktober ved Risø og Sepstrup Sande er 48 og 72 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, hvor prosulfocarb bidrager med ca. 94%.



Figur 6.1. Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af de fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i 2019 målt over en 2-måneders periode på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 6.1. Våddeposition i 2019 af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Tabellen angiver kun de pesticider, som blev fundet i 2019. Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (Bilag 1).

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sep-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	SS.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Clomazon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,4	0,4	0,1	0,2	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	0,8	0,6
Desethylterbutylazin	n.d.	n.d.	0,3	n.d.	13	18	0,3	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	14	19
Desisopropylatrazin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,4	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,4	0,3
Diflufenican	n.d.	n.d.	0,1	n.d.	0,1	0,1	n.d.	n.d.	0,3	0,3	0,2	0,2	0,7	0,6
Diuron	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,2	n.d.
Ethofumesat	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,1	0,3	n.d.	n.d.	0,1	n.d.	n.d.	n.d.	1,1	0,3
Epoxiconazol	n.d.	n.d.	0,1	n.d.	0,7	0,6	0,1	0,20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,9	0,8
Hydroxysimazin	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,3	n.d.
MCPA	n.d.	n.d.	0,3	0,26	2,5	0,6	0,9	0,6	1,1	0,6	0,1	n.d.	5,0	2,1
Metamitron	n.d.	n.d.	0,2	0,3	0,5	0,4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,7	0,7
Metazachlor	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,2	n.d.	0,8	n.d.	n.d.	n.d.	1,0	n.d.
Pendimethalin	0,2	0,4	0,2	0,3	0,6	0,1	0,2	n.d.	0,5	0,6	0,9	0,9	2,7	2,2
Prosulfocarb	0,5	0,4	1,1	0,8	1,8	1,4	0,3	0,2	45	71	12	17	61	91
Terbutylazin	n.d.	n.d.	0,2	0,1	4,2	3,9	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,4	4,1
Sum	0,7	0,7	2,6	1,7	26	26	2,0	2,2	48	72	13	18	92	121

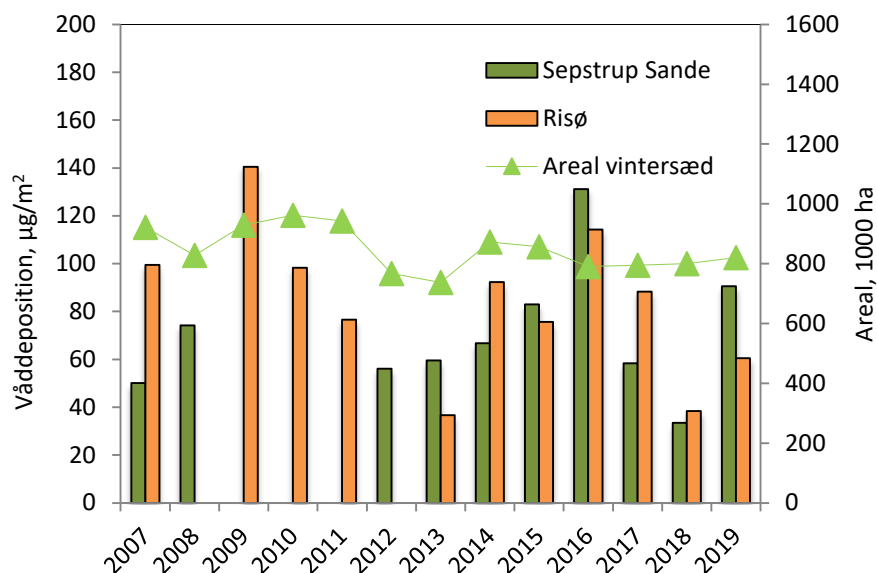
I Figur 6.2 ses udviklingstendensen for den årlige våddeposition af prosulfocarb, som har særlig interesse, fordi der i de senere år er fundet prosulfocarb ved undersøgelser af økologisk producerede æbler. Over 94 % af den totale årlige våddeposition af prosulfocarb sker i perioden september-december (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).

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 (pers. komm., 2019). Der ses en relativt god sammenhæng mellem variationerne i våddepositionen og arealerne, omend æn-

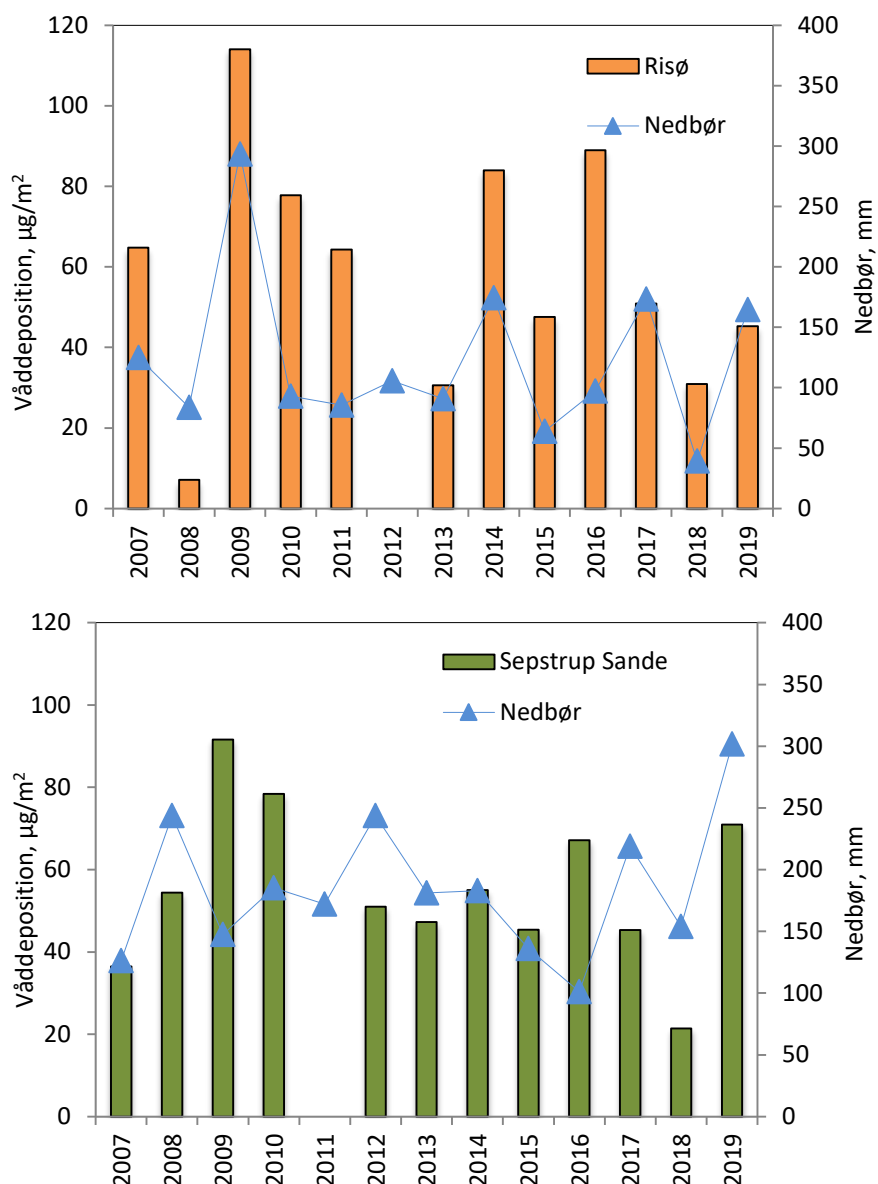
dringen i areal fra for eksempel 2015 til 2016 ikke modsvares af et fald i våddepositionen. Faldet fra 2017 til 2018 og stigningen fra 2018 til 2019 skyldes primært ændringer i nedbøren, hvilket behandles nedenfor.

Nedbørsmængden spiller 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, hvilket for eksempel ses i 2018 og 2019, hvor de relativt store variationer i nedbørsmængderne også resulterer i relativt store variationer i våddepositionen. Der er dog også perioder, hvor sammenhængen er mindre god. Dette ses for eksempel fra 2017, hvor stigningen i nedbøren fra 2016 til 2017 ikke afspejles i en stigning i våddepositionen af prosulfocarb. Der er ved denne type analyser den begrænsning, at våddepositionen måles som gennemsnit af to måneder. Opsamlingsperioden dækker derfor nedbørsepisoder både udenfor og i de perioder, hvor prosulfocarb anvendes.

Det ser derfor ud til, at mængden af våddeponeret prosulfocarb afhænger af 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 (2007-2019), 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 opsamlere, frostsprængning af opsamlingsflasker) i perioden fra september til december.

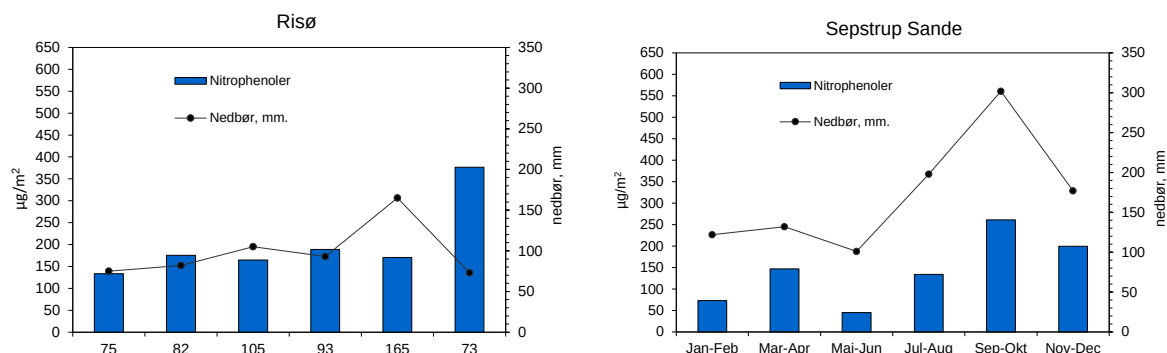


Figur 6.3. Våddeposition af prosulfocarb i september-oktober ved Risø (øverst) og Sepstrup Sande (nederst) sammenholdt med nedbørsmængden i samme periode.

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 2019, som lå på omkring henholdsvis 1200 µg/m² og 860 µg/m² for Risø og Sepstrup Sande. Årlig deposition er omkring 50% højere ved Risø sammenlignet med Sepstrup Sande.



Figur 6.4. Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2019 målt over en 2-måneders periode, µg/m². Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

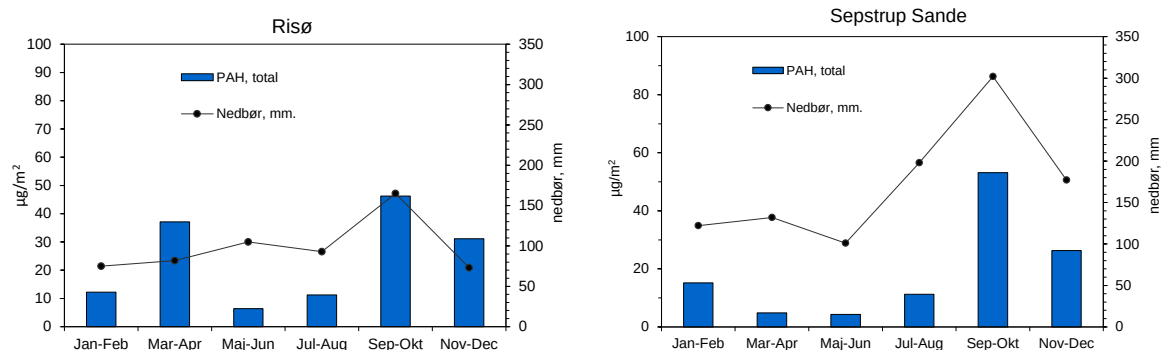
Tabel 6.2. Våddeposition i 2019 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: µg/m². n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1).

	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	72	17	94	59	98	27	117	41	80	107	145	8	607	259
2,4-Dinitrophenol	30	41	51	62	42	6	54	73	56	103	110	110	344	395
2,6- Dinitrophenol	0,8	3,2	3,0	3,7	1,7	1,2	3,7	3,2	4,5	6,0	6,4	15	20	33
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	5,1	0,0	0,6	0,7	1,2	0,40	0,84	1,2	3,7	4,5	14	8,7	25	15
3-Methyl-4-nitrophenol	18	1,7	18	11	8,2	1,4	5,5	6,1	14	21	62	20	125	61
DNOC	7,4	9,8	8,7	11	12,9	9,0	7,2	9,5	12	19	41	37	89	96
Dinoseb	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Sum	133	73	176	147	164,9	45	189	134	171	261	377	199	1210	859

6.5 Våddeposition af PAH'er

Våddepositionen af PAH'er 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 anthracen, dibenzothiophen, 3,6-dimethylphenanthren og fluoren ikke blev fundet i 2019. 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'er. 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'er i 2019, som samlet lå på henholdsvis 140 µg/m² og 115 µg/m² for Risø og Sepstrup Sande, hvilket er næsten dobbelt så højt som i 2018. Variationen mellem årene skyldes formentligt forskellene i de meteorologiske forhold, hvor nedbørsmængden var betydeligt højere i 2019 end i 2018. Den højeste deposition af PAH'er er observeret i perioden september-oktober ved begge målestationer, hvilket formentligt hænger sammen med den væsentligt højere nedbør i disse måneder.



Figur 6.5. Samlet våddeposition af PAH'er i 2019 målt over en 2-måneders periode, µg/m². Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Tabel 6.3. Våddeposition i 2019 af PAH'er målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: µg/m². 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.
Acenaphthen	0,3	n.d.	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	0,1	n.d.	0,8	n.d.	0,4	n.d.	1,9	n.d.
Acenaphthylen	0,5	1,2	0,4	n.d.	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	0,9	n.d.	0,5	2,7	2,6	3,9
Benz(a)anthracen	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,9	n.d.	0,9	n.d.
Benz(a)pyren	0,3	0,4	0,5	n.d.	0,6	0,6	n.d.	1,2	n.d.	0,0	0,9	n.d.	2,2	2,2
Benz(e)pyren	0,8	0,9	0,8	0,8	0,6	0,6	n.d.	1,1	n.d.	n.d.	1,4	1,0	3,6	4,4
Benz(ghi)perylene	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,2	1,9	2,2	1,9
Benz(b+j+k)fluoranthener	2,9	4,1	2,5	3,0	2,7	2,5	0,2	4,8	3,7	7,9	7,1	8,1	19	30
Chrysen+triphenylen	1,2	n.d.	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,8	1,9	4,6	1,9
Dibenz[a,h]anthracen	0,6	0,9	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,60	n.d.	1,8	0,9
Fluoranthren	1,8	1,6	1,3	n.d.	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,6	3,8	7,3	5,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,6	n.d.	0,6	n.d.	0,7	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,2	2,1	4,1	2,8
1-Methylnaphthalen	n.d.	n.d.	3,9	n.d.	n.d.	n.d.	3,1	n.d.	9,3	6,4	0,5	n.d.	17	6,4
2-Methylnaphthalen	n.d.	1,3	9,6	n.d.	n.d.	n.d.	7,1	n.d.	17	14	0,9	n.d.	35	16
2-Methylphenanthren	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,4	n.d.	0,4	n.d.
Naphthalen	n.d.	1,2	14	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	2,3	11,0	24,4	1,4	n.d.	26	28
Perylen	0,4	n.d.	0,6	0,7	0,9	n.d.	0,7	1,9	n.d.	n.d.	0,5	n.d.	3,2	2,5
Phenanthren	1,6	2,7	0,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,2	n.d.	2,4	2,2	7,9	5,0
Pyren	1,2	0,9	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,5	2,6	4,8	3,5
Sum	12	15	37	4,8	6,4	4,3	11	11	46	53	31	26	144	115

6.6 Målinger af prosulfocarb i luften

Prosulfocarb er som tidligere omtalt blevet fundet på økologiske æbler i de senere år. Prosulfocarb anvendes i efteråret på vintersæd samtidigt med æblehøsten, og det er denne anvendelse, som er årsagen til fundet af prosulfocarb på de danske økologiske æbler. Prosulfocarb anvendes både i Danmark og mange andre lande i Europa, så prosulfocarb kan stamme både fra den danske anvendelse og fra anvendelsen i udlandet.

For at kunne vurdere om prosulfocarb stammer fra danske eller udenlandske kilder blev der i 2017 begyndt målinger af luftkoncentrationer af pesticider, så der både forelå viden om luftkoncentrationerne og våddepositionen.

I 2017 og 2018 blev luftkoncentrationerne af 10 udvalgte pesticider kontinuerligt målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø (Ellermann et al., 2020; Ellermann et al., 2019). Resultaterne viste, at luftkoncentrationerne af netop prosulfocarb langt overgår koncentrationerne af de øvrige 9 pesticider omfattet af måleprogrammet. Årsmiddelkoncentrationen af prosulfocarb lå i 2018 omkring 10 gange højere end for pendimethalin, der er den pesticid, som findes i de næsthøjeste koncentrationer. Forskellen skyldes dels forskel i hvor meget stof der anvendes og dels de kemiske egenskaber for stofferne. Tilsvarende ses, at våddepositionen af prosulfocarb er langt større end for de øvrige målte pesticider (Afsnit 6.3).

Målingerne i 2017 og 2018 blev foretaget med opsamling af ugemiddelprøver gennem hele året. Målingerne viste klart de højeste luftkoncentrationer af prosulfocarb i perioden fra slut september til begyndelsen af november, hvilket er den samme periode, hvor vintersæd behandles med prosulfocarb.

I 2019 er der også foretaget målinger af luftkoncentrationerne, men målingerne er foretaget med døgnopsamling og med fokus på perioden, hvor prosulfocarb typisk bliver anvendt (slut september – begyndelsen af november). Døgnopsamling giver langt bedre mulighed for at vurdere, hvor prosulfocarb stammer fra, da variationerne i døgnmiddelkoncentrationer i langt højere grad kan analyseres ud fra variationerne i de meteorologiske forhold. Døgnmiddelkoncentrationer giver også bedre mulighed for at sammenstille målte koncentrationer med information om tidspunkterne for anvendelsen af prosulfocarb i Danmark. Disse informationer foreligger dog endnu ikke.

I de følgende afsnit præsenteres resultaterne fra målingerne i 2019. Resultaterne sammenstilles med data om opholdstiden for prosulfocarb i atmosfæren og meteorologiske data med henblik på at vurdere kilderne til den luftbårne prosulfocarb.

Resultater for 2019

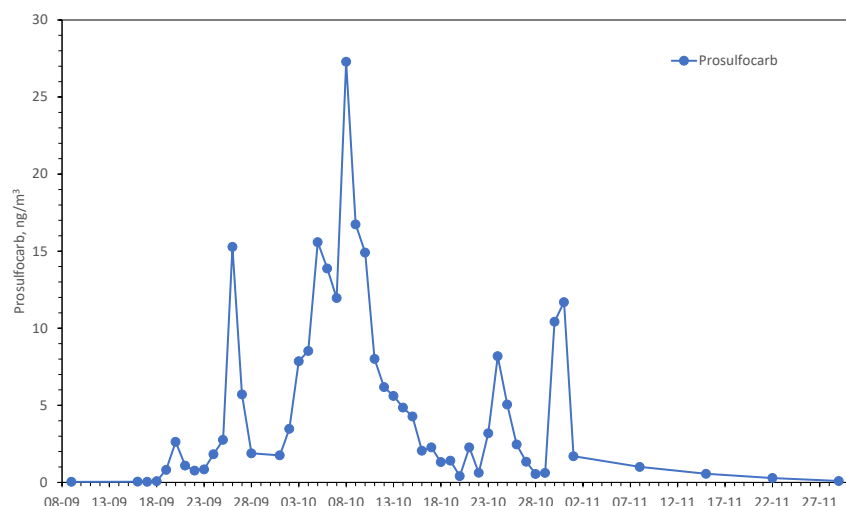
For at kunne følge luftkoncentrationerne af prosulfocarb med højere tidsopløsning og kunne relatere dem til meteorologiske data, er der foretaget døgnmålinger i 2019 ved landbaggrundsmålestationen ved Risø (Figur 6.6). Der er opsamlet 52 prøver i perioden fra sidst i september til først i december. Fra den 16. september til den 1. november er der foretaget døgnopsamling. I den første del af september, i november og begyndelsen af december blev der suppleret med ugemiddelopsamling for at strække perioden som dækkes, således at den samlede målekampagne omfatter perioden fra den 8. september til den 6. december. Målet med dette var at sikre, at målekampagnen fanger hele den periode, hvor der er blevet anvendt prosulfocarb i efteråret 2019.



Figur 6.6. Udstyr til opsamling af pesticider i luft på Risø (Roskilde). Til venstre ses en filteropsamler, som anvendes til at suge et konstant luftflow gennem opsamlingsmaterialet. Samlet volumen er omkring 58 m^3 for en døgnopsamling. Opsamlingsmaterialet er placeret inde i den hvide afskærmning, som beskytter mod nedbør. Til højre ses holder til opsamlingsmaterialet (filter og PUF/XAD), der både opsamler pesticider på partikel- og gasfase. Efterfølgende ekstraheres hele prøven med ASE (Accelerated Solvent Extraction) og prøveekstraktet analyseres med gaskromatografi – dobbelt massespektrometri (GC-MS-MS).

Figur 6.7 viser resultaterne for målingerne af luftkoncentrationerne af prosulfocarb. Gennemsnit for perioden ligger på omkring 5 ng/m^3 , hvilket ligger noget højere end årsmiddelkoncentrationen rapporteret for 2018 ($1,2 \text{ ng/m}^3$; Ellermann et al., 2020). Forskellen på de to år skyldes primært at målingerne i 2019 kun dækker perioden med anvendelse af prosulfocarb, mens 2018 dækker hele året.

Der ses stor variation i koncentrationerne fra dag til dag. De højeste koncentrationer blev målt i perioden fra den 5. til 10. oktober med den højeste koncentration på 27 ng/m^3 den 8. oktober, hvilket er på samme niveau som i 2018 (20 ng/m^3 ; Ellermann et al., 2020). Der er også observeret perioder med høje koncentrationer over 2-3 dage omkring den 27. september, den 24. oktober og den 31. oktober.



Figur 6.7. Luftkoncentrationer af prosulfocarb målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Punkterne i perioden fra den 16. september til den 2. november angiver 24-timers middelværdier angivet ved start for opsamlingsperioden. Prøveopsamlingsperioden løber fra omkring kl. 12 til den efterfølgende dag kl. 12. Den 28. september er der dog tale om middelværdi for 72 timer (tre døgn). Den 8. september og data efter den 31. oktober repræsenterer ugemiddelværdier.

Ud over prosulfocarb, så blev der også analyseret for pendimethalin, clomazone, metazachlor, hexazinon, diflufenican og epoxiconazol. Pendimethalin blev fundet i hele periode (middelmiddelværdi 0,1 ng/m³), mens clomazone, metazachlor, hexazinon, diflufenican og epoxiconazol blev fundet sporadisk og ved koncentrationer mellem 10 og 100 gange lavere end prosulfocarb.

Opholdstid for prosulfocarb i luften

En vigtig parameter for vurdering af kilderne til prosulfocarb er, hvor lang afstand prosulfocarb kan transporteres via luften. Denne afstand afhænger af hvor længe prosulfocarb opholder sig i luften og dermed af, hvor lang tid der går fra udledning af prosulfocarb til den bliver fjernet fra luften igen. Der er følgende veje til fjernelse af luftforurening fra luften:

- Våddeposition, hvor prosulfocarb fjernes ved optagelse i vanddråber, som deponeres i forbindelse med nedbør.
- Tørdeposition, hvor prosulfocarb afsættes til landoverflader, vandoverflader eller til for eksempel vegetation.
- Kemisk nedbrydning af prosulfocarb i luften.

Alle disse processer afhænger af de meteorologiske forhold, så opholdstiden varierer hen over året og dag for dag.

Med den viden der eksisterer i dag, er der ikke mulighed for at vurdere, hvor hurtigt depositionsprocesserne foregår, men der foreligger viden om hastigheden for den kemiske nedbrydning af prosulfocarb.

Den vigtigste kemiske nedbrydning af prosulfocarb sker via reaktion med hydroxylradikalet (Munoz et al., 2018). Hydroxylradikalet er en meget reaktiv kemisk forbindelse, som dannes i atmosfæren, når sollysets energi optages i ozon, som dermed kan splittes i iltmolekyler og reaktive iltatomer. Iltatomerne kan herefter reagere med et vandmolekyle og danne hydroxylradikaler. Hydroxylradikalet reagerer med stort set alle kemiske forbindelser, som

indeholder brintatomer bundet til kulstofatomer, herunder prosulfocarb. Denne reaktion initierer en lang række af andre reaktioner, som efterhånden omdanner prosulfocarb til en hel række af nedbrydningsprodukter, hvorved der blandt andet dannes partikler; de såkaldte sekundære organiske partikler.

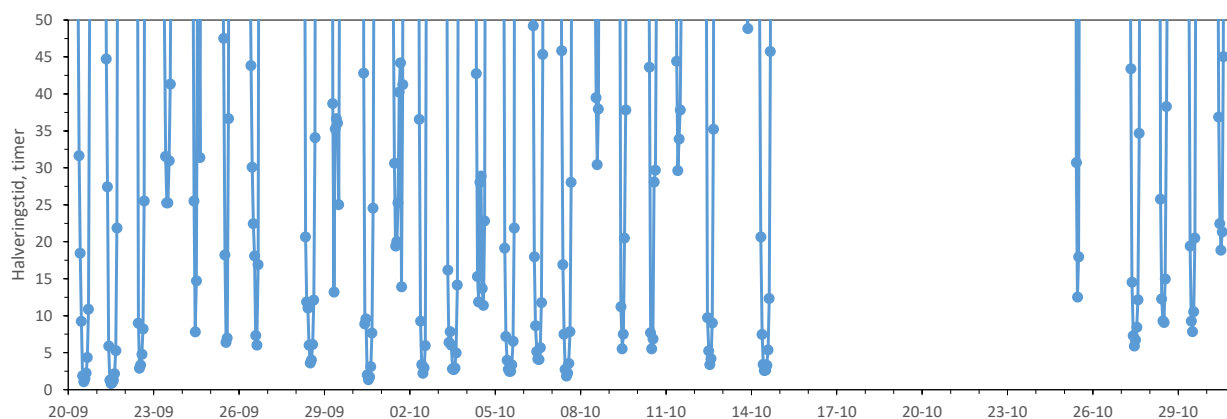
Munoz et al. (2018) har målt hastigheden for reaktionen mellem prosulfocarb og hydroxylradikalet og ved at kombinere denne information med viden om de atmosfæriske koncentrationer af hydroxylradikalet, kan opholdstiden for prosulfocarb estimeres alene ud fra den kemiske fjernelse af prosulfocarb fra luften.

Opholdstiden kan udtrykkes i form af halveringstiden, hvilket i denne sammenhæng er den tid, det tager for, at koncentrationen af prosulfocarb er halveret. Figur 6.8 viser den estimerede halveringstid for prosulfocarb i dagtimerne (nedbrydningen, der især kræver sollys, sker primært kun om dagen) for perioden med døgnmålinger af prosulfocarb i 2019.

De korteste halveringstider er helt ned til 1-3 timer, hvilket ses om dagen for den 20., 21 og 30. september og den 2., 3., 7., 12. og 14. oktober. Med en gennemsnitlig vindhastighed på 4 m/s for disse dage (Figur 6.10), så vil den lave halveringstid betyde, at 50% af prosulfocarb vil være kemisk nedbrudt i løbet af 15-45 km transport af luftmasserne med vinden væk fra kilden. Dette gælder vel at mærke for timerne midt på dagen, mens halveringstiden er meget længere om morgenen og sent eftermiddag, hvor der er mindre sollys.

Andre dage er halveringstiderne betydeligt længere, hvilket blandt andet ses den 23. - 24. september og den 1., 4., 8. og 13. oktober, hvor halveringstiderne ligger fra 7 timer til mere end 30 timer selv midt på dagen. I hele perioden fra den 15. til 24. oktober ses halveringstider på mere end 50 timer grundet overskyet vejr. I praksis betyder dette, at den kemiske nedbrydning foregår så langsomt, at det vil tage flere dage før end 50% af prosulfocarb vil være kemisk nedbrudt. Til gengæld vil koncentrationen af prosulfocarb blive kraftigt fortyndet via opblanding med den øvrige atmosfære i forbindelse med transporten over større afstande.

Data for den kemiske nedbrydning af prosulfocarb viser alt i alt, at der vil være dage, hvor prosulfocarb målt ved målestation på Risø stammer fra relativt lokal anvendelse af prosulfocarb. Der vil imidlertid også være dage, hvor prosulfocarb målt ved målestationen ved Risø vil kunne komme fra kilder relativt langt fra Risø, herunder også fra anvendelse i udlandet.



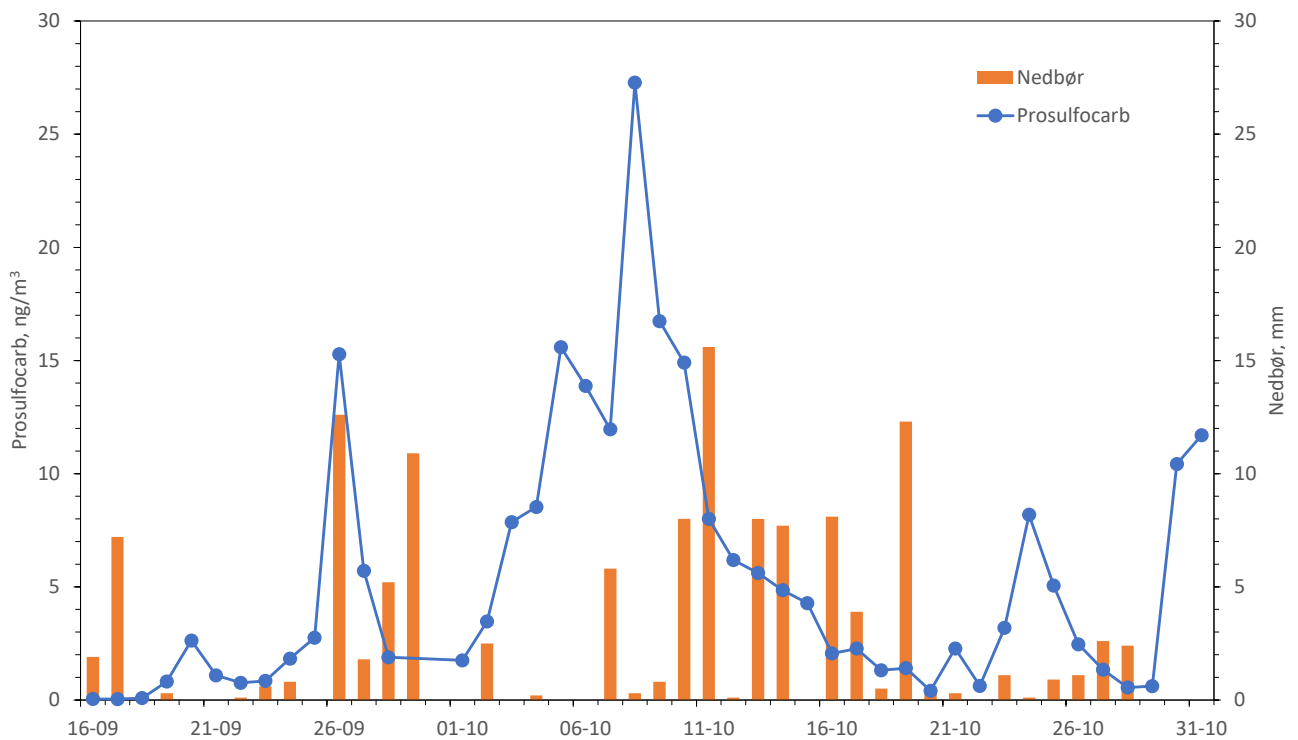
Figur 6.8. Halveringstid for prosulfocarb ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Lav halveringstid ses midt på dagen, når prosulfocarb hurtigt nedbrydes via reaktionen med hydroxylradikalet. Jo mere sollys jo hurtigere reaktion. Dette er årsagen til, at halveringstiden er kort om dagen. Når der ikke ses nogen værdier om natten, er det fordi reaktionen ikke foregår om natten. Dage uden værdier skyldes overskyet vejr, hvilket giver meget lang halveringstid. Halveringstiden er baseret på hastighedskonstanten for reaktionen mellem prosulfocarb og hydroxylradikalet ($k = 2,9 \pm 0,5 \cdot 10^{-11} \text{ cm}^3 \text{ molekyl}^{-1} \text{ s}^{-1}$) bestemt af Munoz et al. (2018). Luftkoncentrationerne af hydroxylradikalet er beregnet ved hjælp af regionalskalemodellen DEHM.

Koncentration af prosulfocarb set i forhold til de meteorologiske forhold

Koncentrationer af prosulfocarb over tiden blev også sammenlignet med meteorologiske parametre som nedbørsmængde, vindhastighed og lufttemperatur der dels har betydning for om der er blevet anvendt prosulfocarb og dels har betydning for spredningen, afsætning og kemisk omdannelse af prosulfocarb.

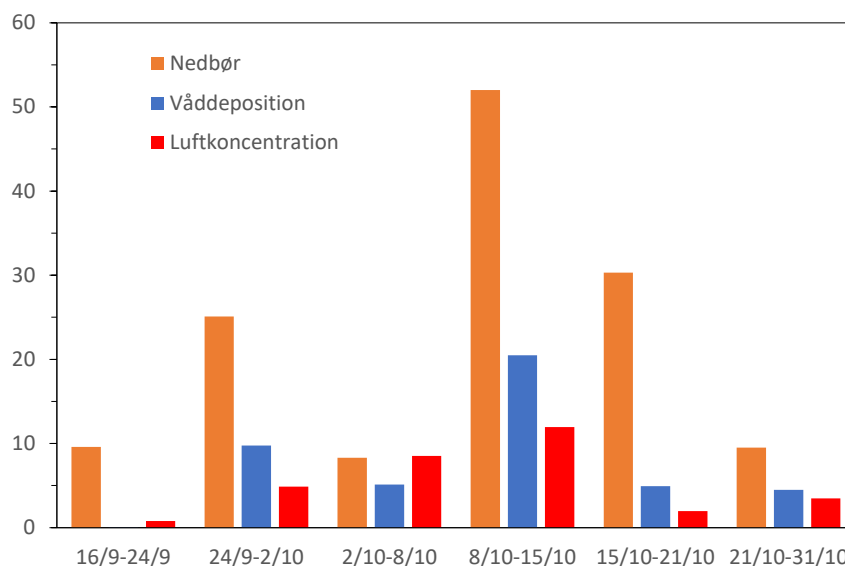
Figur 6.9 viser sammenligning mellem luftkoncentrationerne af prosulfocarb og nedbøren. Sammenligningen viser generelt, at de højeste koncentrationer er målt ved lave eller ingen nedbørsmængder. For det første, vil ingen eller lav nedbør favorisere høje luftkoncentrationer, da prosulfocarb ikke vil blive fjernet fra luften via våddeposition. For det andet, anvendes prosulfocarb ikke, når det regner. De høje luftkoncentrationer på dage med ingen eller lav nedbør kan derfor hænge sammen med relativt lokal anvendelse af prosulfocarb.

Der er også dage med høje luftkoncentrationer, hvor det har regnet relativt meget. Det gælder mest tydeligt for den 26. september. Her har det imidlertid regnet om natten, så derfor vil der være god mulighed for at udbringe prosulfocarb i dagtimerne.



Figur 6.9. Luftkoncentration af prosulfocarb sammenlignet med nedbør ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Graf og søjler angiver 24-timers middelværdier beregnet fra kl. 12:00 til kl 12:00 den følgende dag, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

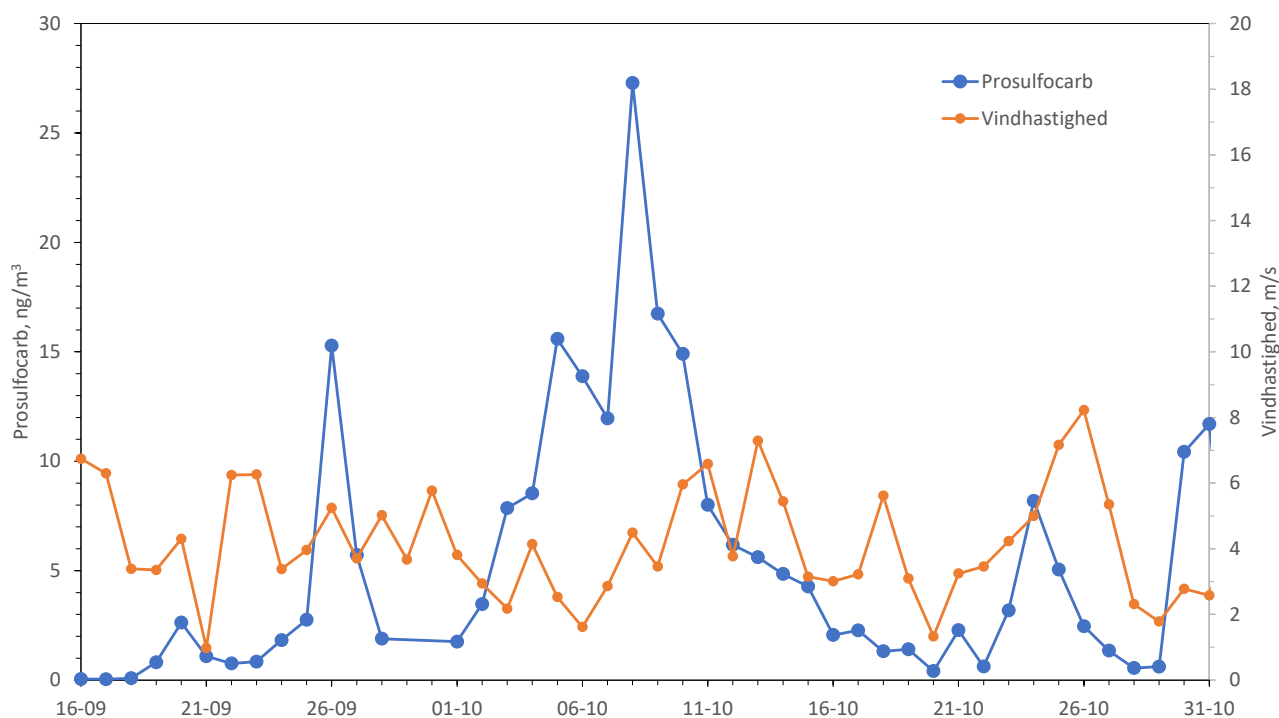
I Figur 6.10 sammenlignes nedbørsmængderne med luftkoncentrationerne og våddepositionen af prosulfocarb for opsamlingsperioder på omkring en uge. Overordnet set ses sammenhæng mellem de tre parametre, hvor høj nedbørsmængde og høje luftkoncentrationer matcher med høj våddeposition. Der er dog ikke en simpel proportionalitet mellem de tre parametre, hvilket blandt andet hænger sammen med, at der er tale om længere opsamlingsperioder. For eksempel ses relativ høj nedbør for perioden fra den 16. til 24. september, mens våddepositionen er nul. Dette hænger sammen med, at det ikke regner alle dage i perioden, og de dage, hvor det regner mest, der er luftkoncentrationen af prosulfocarb nul (Figur 6.9), formentligt fordi der ikke er blevet udbragt prosulfocarb disse dage.



Figur 6.10. Resultater fra måling af våddeposition (μm^2) af prosulfocarb ved landbag-grundsmålestationen ved Risø med opsamlingsperiode på omkring en uge. For nedbørsmængde (mm) og luftkoncentrationer (ng/m^3) af prosulfocarb er der beregnet gennemsnit for de enkelt opsamlingsperioder. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

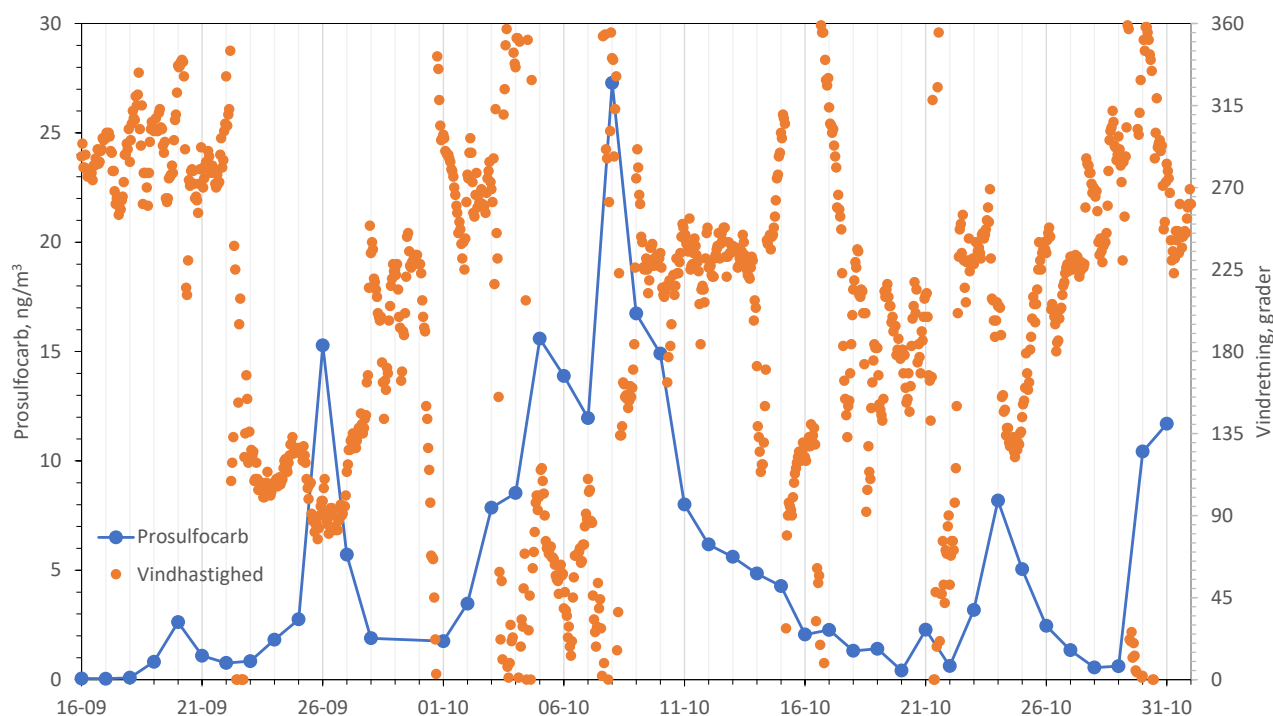
Figur 6.11 viser sammenligning mellem luftkoncentrationerne af prosulfocarb og vindhastighed. Sammenligningen viser, at de højeste koncentrationer er målt på dage, hvor vindhastigheden var på 5 m/s eller mindre for 24-timers-middelværdierne. Lav vindhastighed giver begrænset spredning efter udbringningen, hvilket alt andet lige vil give høje luftkoncentrationer, hvis udledningerne sker relativt tæt på målestationen. Lav vindhastighed reducerer også betydningen af langtransport.

Desuden må prosulfocarb kun udbringes på markerne ved vindhastighed under 5 m/s. De høje luftkoncentrationer på dage med vindhastighed på 5 m/s eller mindre kan derfor hænge sammen med relativt lokal anvendelse af prosulfocarb.



Figur 6.11. Luftkoncentration af prosulfocarb sammenlignet med vindhastighed ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Graferne angiver 24-timers middelværdier fra kl. 12:00 til kl. 12:00 den følgende dag, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

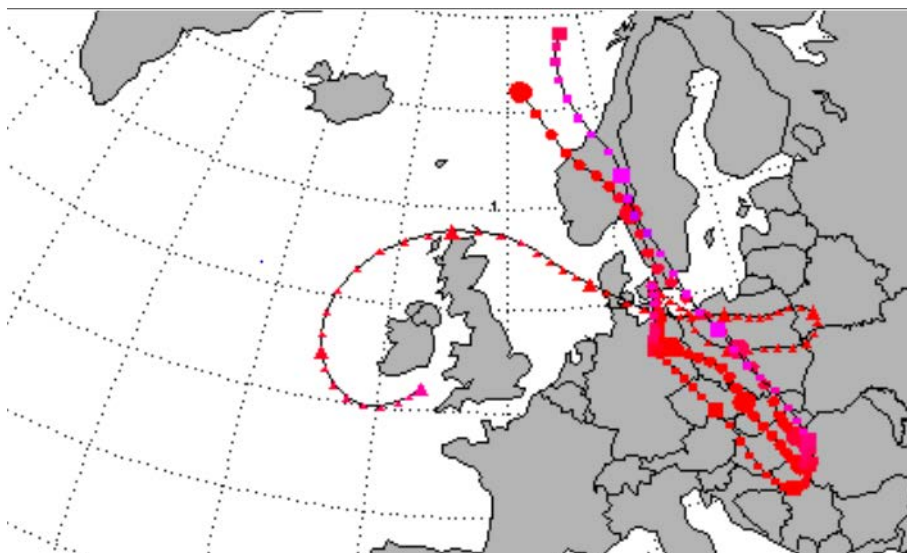
Vindretningen kan give et fingerpeg om, hvor den målte prosulfocarb kommer fra. Figur 6.12 viser en sammenligning mellem luftkoncentrationerne af prosulfocarb og timemiddelvindretningen målt ved Tune Lufthavn omkring 20 km syd for målestationen. På trods af afstanden vurderes timemiddelvindretningerne at være repræsentative for vindretningen ved målestationen. De høje luftkoncentrationer ses ved stort set alle vindretninger, så der er ikke noget, der tyder på, at den målte prosulfocarb skulle komme fra en særlig vindretning. Dette indikerer, at prosulfocarb i luften stammer fra udbringning på marker over hele Sjælland og tyder ikke på, at den målte prosulfocarb skulle komme fra "hot spots" uden for Danmark.



Figur 6.12. Luftkoncentrationer af prosulfocarb ved landbaggrunds målestationen ved Risø sammenlignet med vindretning. Graf angiver 24-timers middelværdier fra kl. 12:00 til kl. 12:00 den følgende dag, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden, og hvor opsamlingsperioden løber fra den ene gitterlinje til den næste. Punkter angiver timemiddelværdier for vindretning. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

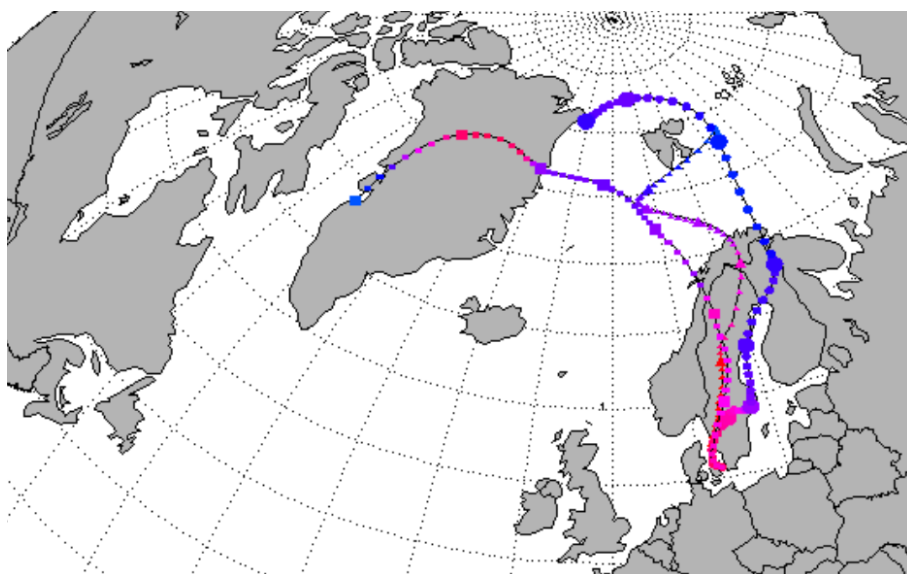
Vindretningen ved målestationen giver imidlertid kun et fingerpeg på, hvor den målte prosulfocarb stammer fra. Dette hænger sammen med, at transport af luftmasserne over større afstande stort set aldrig følger en lige linje (Figur 6.13). Derfor har vi undersøgt luftmassernes bevægelser ved hjælp af meteorologiske modelberegninger, hvor transportvejen (trajektorien) beregnes syv døgn bagud i tid fra målestationens placering. I det følgende vil vi illustrere resultaterne fra denne analyse ved at gennemgå resultaterne fra udvalgte dage med høje luftkoncentrationer. Vi har valgt at kigge på den 26. september og den 7., 8., 24. og 31. oktober.

Figur 6.13 viser trajektorierne beregnet for den 24. september kl. 18.00. Kurverne viser luftmassernes transportvej fra den 17. september kl. 18.00 og frem til den 24. september, hvor trajektorierne ender ved målestationen ved Risø (det er egentligt København, men forskellen kan negligeres). Der er tre trajektorier, fordi der er lavet beregninger for forskellige højder over overfladen. Det er trajektorien for 500 m højde (angivet med trekanten), som er mest relevant i denne sammenhæng. Den begynder den 17. september kl. 18. vest for det sydlige England og bevæger sig rundt om Storbritanien, gennem det sydlige Danmark, hvorefter den tager en tur rundt i Polen og til sidst kommer til Danmark. Det er den sidste del af trajektorien, som er mest interessant i denne sammenhæng. Med en kemisk halveringstid for prosulfocarb den 24. september på mere end 10 timer og en vindhastighed på 5 m/s, så vil "transport-halveringstiden" være på mindst 180 km ("transport-halveringstiden" fås ved at beregne, hvor lang afstand en luftpakke vil blive transporteret i løbet af den kemiske halveringstid). Den målte prosulfocarb kan derfor komme fra anvendelse på Sjælland i området øst for målestationen (østlig vindretning) og fra anvendelse i Polen.



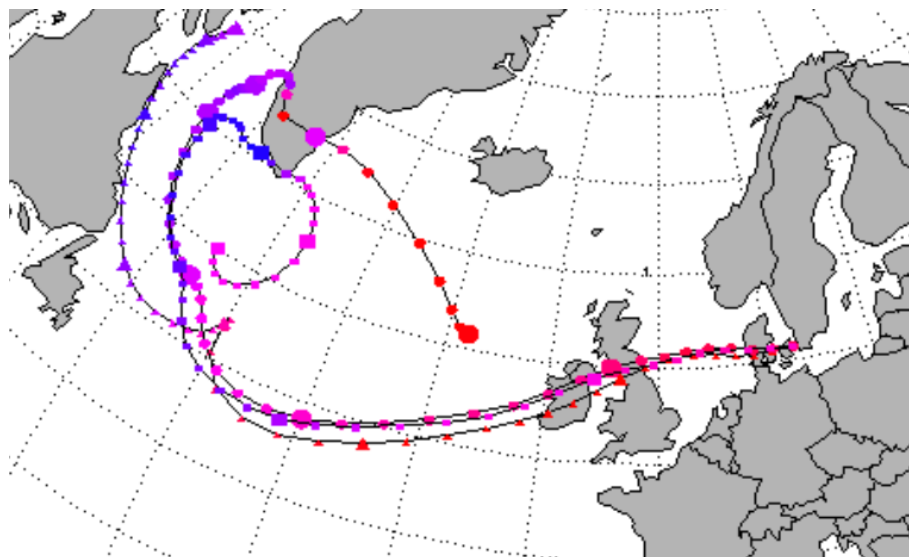
Figur 6.13. Trajektorier beregnet syv dage bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 24. september 2019. Kurverne angiver luftmassernes bevægelser for tre forskellige højder. Kurven med trekkanter angiver bevægelserne for de luftmasser som ankommer i højden 500 m, cirkler i 1000 m og firkanter i 1500 m. Symbolerne angiver 3-timersintervaller og de store symboler markere hvert døgn. Kurven for ankomst i 500 m's højde giver også en god beskrivelse af, hvordan luftmasserne har bevæget sig i lavere højder. Trajektorierne beregnet med ankomst i København er også repræsentative for landbaggrundsmålestationen ved Risø. Trajektorierne er beregnet med Flextra-modellen udviklet af A. Stohl (NILU), G. Wotawa og P. Seibert (Institute of Meteorology and Geophysics, Wien) på basis af meteorologiske data fra ECMWF.

Figur 6.14 viser trajektorierne beregnet for den 7. oktober. Med en vindhastighed omkring 3 m/s og en kemisk halveringstid på omkring 6 timer (gennemsnit for perioden fra kl 9.00 til 16.00) fås en "transport-halveringstid" på omkring 65 km. Det er derfor mest sandsynligt, at den målte prosulcofarb stammer fra udbringning af prosulfocarb på Sjælland nord for målestationen.



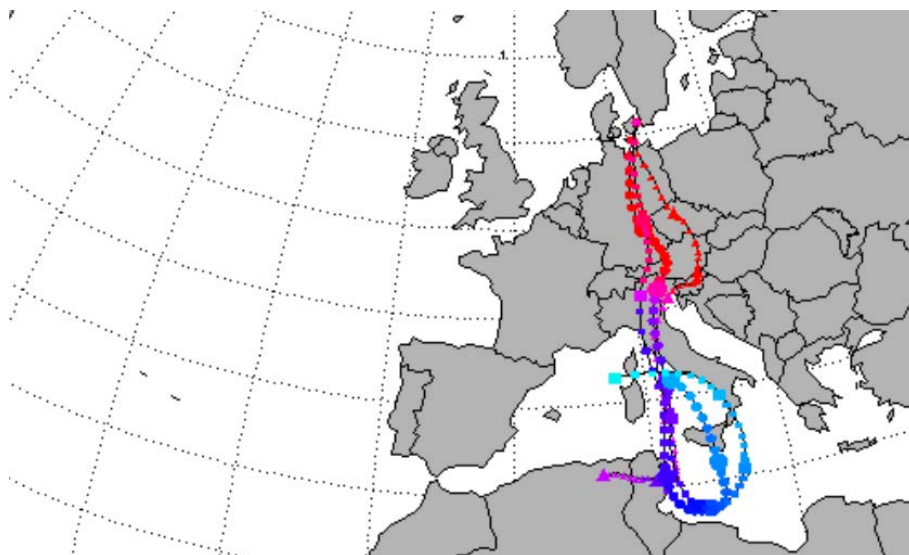
Figur 6.14. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 7. oktober 2019. Figur 6.13 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Den 8. oktober er vindhastigheden omkring 4 m/s og den kemiske halveringstid er på mere end en dag. Det betyder at "transport-halveringstiden" er på flere hundrede kilometer. Trajektorieberegningerne viser, at luftmasserne kommer ind til målestationen fra Storbritanien via Nordsøen (Figur 6.15). Det vurderes derfor mest sandsynligt, at den målte prosulfocarb stammer fra anvendelse i Danmark vest for målestationen ved Risø. Et bidrag fra Storbritanien kan ikke udelukkes, men transportvejen er lang, så en eventuel udledning af prosulfocarb i Storbritanien vil være blevet fortyndet kraftigt i forbindelse med den lange transportvej.



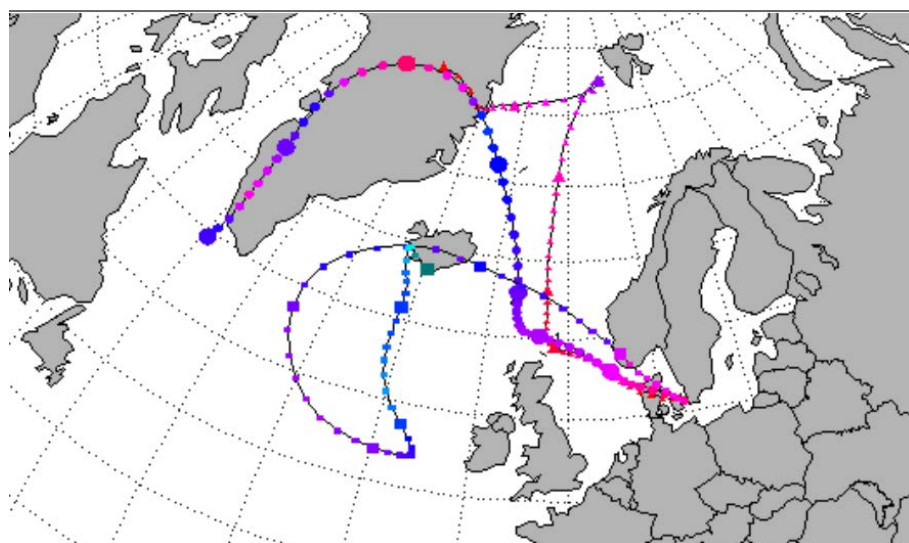
Figur 6.15. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 8. oktober 2019. Figur 6.13 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Den 24. oktober er vindhastigheden omkring 5 m/s og den kemiske halveringstid er igen på mere end en dag. Det betyder at "transport-halveringstiden" er på flere hundrede kilometer. Trajektorieberegningerne viser, at luftmasserne kommer ind til målestationen fra Tyskland via Østersøen (Figur 6.16). Den målte prosulfocarb kan derfor komme fra anvendelse på Sjælland i området syd for målestationen (sydlig vindretning) og fra anvendelse i Tyskland.



Figur 6.16. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 24. oktober 2019. Figur 6.13 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Den 31. oktober er vindhastighed omkring 3 m/s og den kemiske halveringstid er på mere end en dag, hvilket betyder at "transport-halveringstiden" er på flere hundrede kilometer. Trajektorieberegningerne viser, at luftmasserne kommer ind fra Atlanterhavet via Nordsøen og luftmasserne passerer ikke land før end de når til Nordjylland (Figur 6.17). Den målte prosulfocarb kommer derfor med stor sandsynlighed fra anvendelse af prosulfocarb i Nordjylland og det nordvestlige Sjælland.



Figur 6.17. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 31. oktober 2019. Figur 6.13 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Alt i alt vurderes det mest sandsynligt, at størstedelen af den målte prosulfocarb i luften stammer fra udbringning af prosulfocarb på danske marker med vintersæd. Denne vurdering baseres på følgende:

- Perioden med høje luftkoncentrationer er sammenfaldende med den periode, hvor prosulfocarb anvendes i Danmark.

- Dage med høje luftkoncentrationer er sammenfaldende med dage med gode betingelser for udbringning af prosulfocarb på marker med vintersæd.
- Prosulfocarb kan nedbrydes relativt hurtigt om dagen i sollys. Om morgenen og sen eftermiddag er mængden af sollys væsentligt mindre og nedbrydningen væsentligt langsommere. Om natten er nedbrydningen ligeledes meget langsom.
- Undersøgelserne baseret på trajektorieberegningerne godtgør, at det for en række dage stort set kan udelukkes, at prosulfocarb stammer fra andet end dansk anvendelse.

Undersøgelserne har også vist, at der formentligt kan komme bidrag fra prosulfocarb anvendt i Danmarks nabolande. Ovenstående eksempler har peget på bidrag fra Polen og Tyskland og måske også et mindre bidrag fra Storbritanien. Trajektorieberegninger for andre dage viser, at også Skåne kan være en mulig kilde til den målte prosulfocarb.

Endvidere ses sammenhæng mellem nedbørsmængden, våddepositionen og luftkoncentrationen af prosulfocarb, hvor høj våddeposition observeres for perioder med høje luftkoncentrationer. Dette giver et fingerpeg om, at våddepositionen stammer fra de samme kilder, som giver anledning til de målte luftkoncentrationer. Det foreliggende datamateriale giver imidlertid ikke mulighed for en endelig konklusion omkring kilderne til våddepositionen.

Ovenstående konklusioner skal læses med det forbehold, at vi endnu ikke har informationer om den faktiske anvendelse af prosulfocarb i Danmark og ej heller fra landene omkring Danmark. Ovenstående konklusioner vil blive genvurderet, når informationer om dansk anvendelse af prosulfocarb i efteråret 2019 foreligger en gang i 2021.

Links

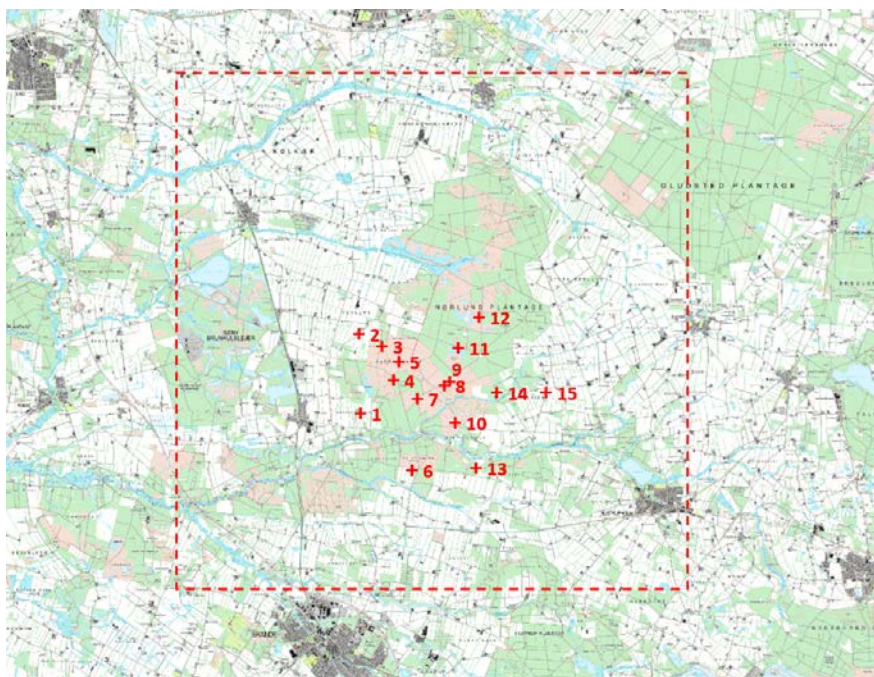
Yderligere information om opsamlings- og analysemetoder kan findes i Ellermann et al., 2005, Atmosfærisk deposition, 2004., Faglig rapport fra DMU nr. 555, Danmarks Miljøundersøgelser: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF

7 Fokuspunkt: Kvælstof i naturområder – målinger og modelberegninger på lokal skala

I tidligere rapporteringer har der været præsenteret resultater fra målinger af ammoniak og beregninger af den atmosfæriske deposition til en række forskellige naturområder spredt ud over Danmark. Atmosfæriske koncentrationer og depositioner har vist forholdsvis konstante niveauer og har udvist omtrent samme årlige variation og trends, som i det øvrige målenet. I 2017, 2018 og 2019 er det valgt i stedet at fokusere på et enkelt naturområde og monitorere den geografiske variation i og omkring naturområdet. Formålet er dels at belyse modelberegningernes evne til at beskrive den målte geografiske og temporære variation, og dels at belyse et større naturområdes evne til 'selvbeskyttelse' af de indre områder.

7.1 Ammoniakmålinger omkring Harrild Hede

Der er i 2019 målt månedsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen med passive opsamlere på 15 stationer på og omkring Harrild Hede ligesom i 2017 og 2018. Der er målt månedsmiddelværdier af koncentrationen på alle stationerne, og deres placering ses i Figur 7.1 sammen med modelberegningsområdet for OML-DEP. Stationerne 1, 2 og 15 er placeret i landbrugsområder, og stationerne 6 og 13 er placeret på overgangen mellem natur- og landbrugsområder. De resterende stationer er placeret i naturområder.



Figur 7.1 Kort over området omkring Harrild Hede. '+' angiver positioner for målestationer med tilhørende numre. Stiplet kvadrat markerer beregningsdomæne for OML-DEP på 16 km x 16 km. Harrild Hede ligger i Midtjylland lidt nord for Brande, som er byområdet umiddelbart syd for beregningsdomænet.

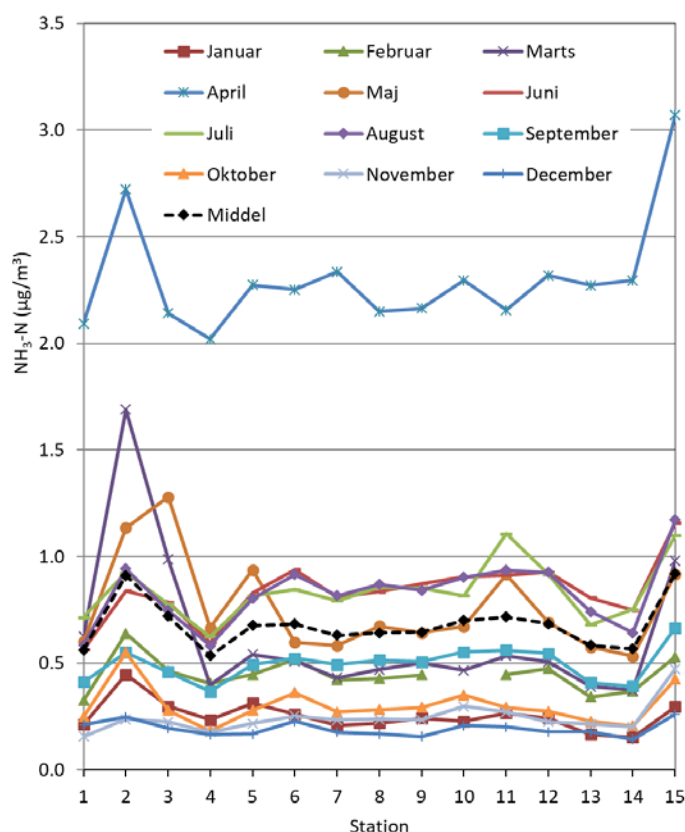
Opsamlingerne af ammoniak foretages med såkaldte passive opsamlere, hvor der ved hver station anvendes tre opsamlere for derved at kunne reducere usikkerhederne ved at beregne gennemsnitskoncentrationerne bestemt med de tre opsamlere (Figur 7.2). Reproducerbarheden på opsamlingerne kan vurderes ud fra resultaterne fra station 8 og 9, som var placeret omkring 300 m

fra hinanden midt på heden. Den relative forskel på ammoniakkoncentrationen ved de to målestationer var 0,6 % som middel over hele året, og for månedsmiddelværdierne i gennemsnit 1,0 % med største afvigelse på 2,5 %. Ved sammenligning med DCE's andre metoder til måling af ammoniak skønnes den systematiske fejl på opsamlingerne til at være mindre end ± 5 %. Samlet set vurderes usikkerheden derfor til ± 25 % for den enkelte opsamlingsperiode og ± 15 % for årsmiddel.



Figur 7.2. Udstyr til opsamling af ammoniak på Harrild Hede. Det indsatte billede viser undersiden af en afskærmning, hvorunder de tre passive opsamlere til opsamling af luftens indhold af ammoniak er monteret. De passive opsamlere indeholder et imprægneret filter, som binder ammoniak. Efter opsamlingen analyseres filtrets indhold af ammoniak ved hjælp af en spektrofotometrisk metode i laboratoriet. Afskærmningen beskytter de tre opsamlere mod nedbør.

I Figur 7.3 ses de målte månedlige ammoniakkoncentrationer for stationerne vist i nummerrækkefølge. Generelt udviser målingerne samme relative variation mellem månederne med største værdier i april, og lavest i vintermånederne. Som i de to tidligere år viser stationerne generelt den samme indbyrdes relative variation med de største værdier for station 2 og 15, som er placeret i landbrugsområder, og de laveste i det indre af heden ved stationerne 4 til 12. Der er dog nogle mindre variationer i forhold til det nævnte overordnede mønster, hvilket kan skyldes påvirkning fra lokale kilder. Dette diskuteres senere i kapitlet.



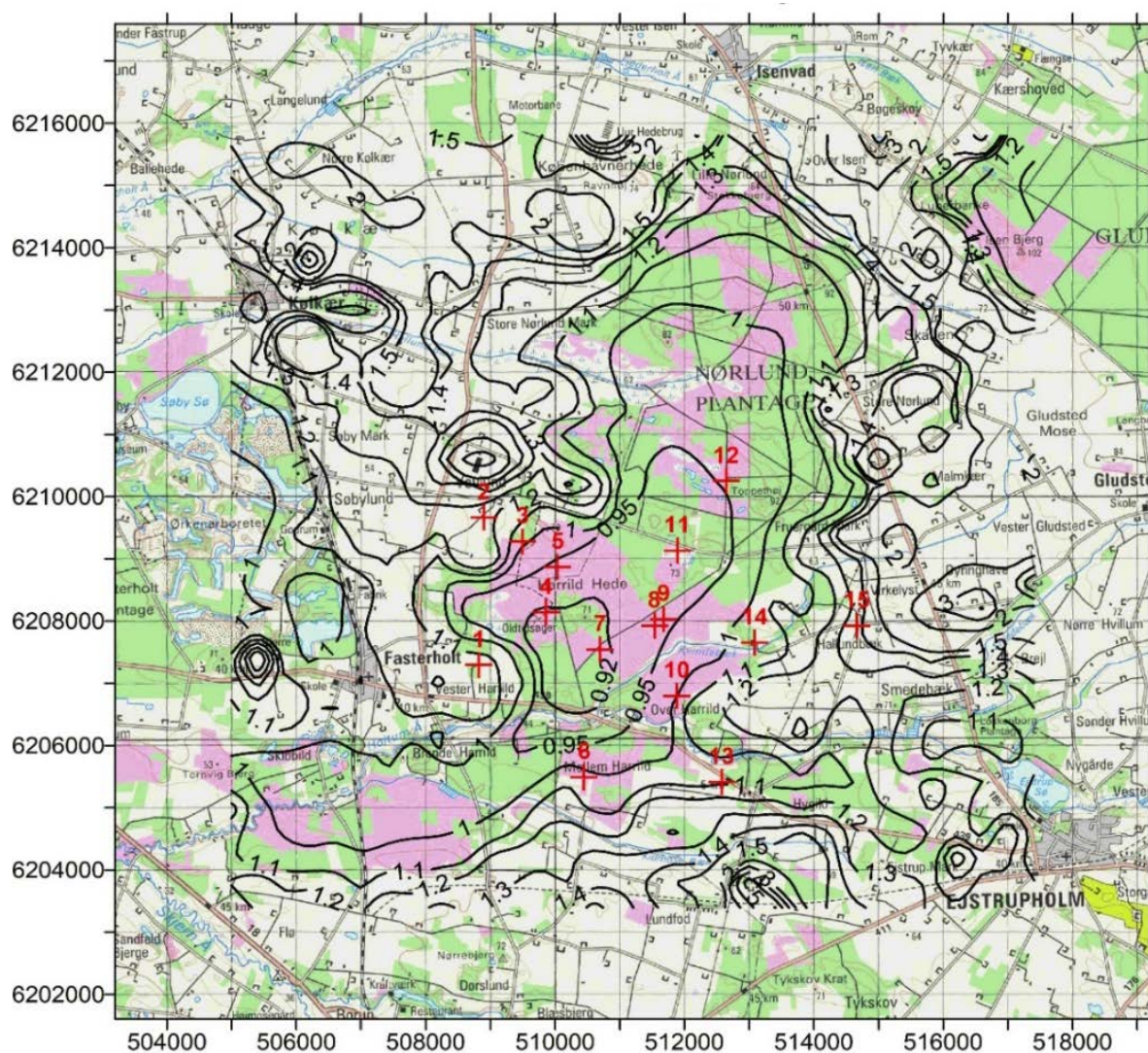
Figur 7.3. Målte koncentrationer af ammoniak for alle 15 stationer. Data er vist for de enkelte måneder og som middelværdi for hele året 2019.

7.2 Modelberegninger

Modelberegninger af luftkoncentrationen i området er foretaget med model-systemet kaldet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som er en kombination af regionalskalamodellen DEHM og lokalskalamodellen OML-DEP. OML-DEP har en geografisk opløsning på 400 m x 400 m inden for modellens domæne, som dækker et område på 16 km x 16 km omkring Harrild Hede (Figur 7.1). Koncentrationsberegningerne foretages i punkter i centrum af gitterfelter på 400 m x 400 m, som dækker modelområdet. Depositionen til gitterfeltet beregnes på grundlag af punktkoncentrationen og sammensætningen af overfladetyperne i feltet. Emissioner fra marker er fordelt på disse gitterfelter, og emissioner fra stalde og lagre foreligger som punktkilder. En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokalskalaberegninger i NOVANA (Ellermann et al., 2006) samt i en videnskabelig artikel (Gjessing et al., 2012a). Fra og med beregningsåret 2018 er DAMOS systemet blevet opdateret. DEHM-modellen er opdateret, og der er anvendt en ny meteorologisk model WRF (se afsnit 1.1). For 2019 er der anvendt nye data for landuse i WRF med en differentieret ruhed over Danmark, hvilket kun påvirker de overordnede meteorologiske data. Disse landuse data er en integreret del af WRF-modellen og er gjort mere korrekte med data fra MODIS satellitten fra Boston University (https://www.umb.edu/spectralmass/terra_aqua_model). OML-DEP er ikke ændret og anvender uændret landuse fra AIS (DMU 2000), men anvender nye meteorologiske data fra WRF. I Figur 7.4 ses resultatet af koncentrationsberegningerne. Der er stor usikkerhed på beregninger

meget tæt ved punktkilderne. Placeringen af nogle af kilderne fremgår tydeligt på kortet i form af tætliggende iso-linjer omkring kilderne, hvilket indikerer høje, lokale koncentrationer, mens andre kilder vil fremgå mindre tydeligt.

I kanten af kortområdet i Figur 7.4 længst mod nord og øst er koncentrationen i landbrugsområderne generelt omkring $1,5 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$. Mod syd og vest er niveauet lidt lavere. Forskellen i niveauerne skyldes fordelingen af natur- og landbrugsområder i selve området og i oplandet op til OML-DEP-domænet. I Figur 7.1 ses, at selv om Harrild Hede med tilstødende naturområder stort set er omkranset af landbrugsområder, så har landbrugsområderne dog en relativ begrænset udstrækning. De længste strækninger med udelukkende landbrugsområder findes i retningerne nord-nordvest og øst for Harrild Hede, netop der hvor koncentrationen er størst. Modsat er der mod vest, sydvest og nordøst relativt mange naturområder lige uden for domænet, hvilket betyder lavere baggrundskoncentrationer fra disse retninger.



Figur 7.4. Ammoniakkoncentrationen ($\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$) omkring Harrild Hede for år 2019. De røde krydser viser placering af målestationer med stationsnummer. Isoliner for koncentrationen er ikke tegnet helt ud til kanten af beregningsdomænet på 16 km x 16 km på grund af større usikkerhed her. Isoliner: 0,92, 0,95, 1,0, 1,1, 1,2, 1,3, 1,4, 1,5, 2,0, 3, 4, 5, etc.

7.3 Sammenligning af målinger og beregninger

I Figur 7.5 sammenlignes målinger og beregninger af luftkoncentrationer på stationerne for hele måleperioden. Modelberegningerne ligger klart højere end målingerne. Middelværdien for målinger er $0,68 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ og $1,03 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$ for OML-DEP (interpoleret til målepunkterne ud fra 400 m gitteret). OML-DEP anvender baggrundskoncentrationen fra DEHM, der i middel er $1,23 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$. I denne sammenhæng skal baggrundskoncentration ses, som det der uden for OML-domænet bidrager til påvirkning af Harrild Hede, idet DEHM-koncentrationerne er den vertikale middelkoncentration for grænselaget, som OML-DEP modtager på randen af området. OML-DEP-koncentrationer er 51 % højere end målingerne. En årsag hertil kan være, at baggrundskoncentration fra DEHM er relativt høj. I 2017 og 2018 var overestimeringen henholdsvis 61 % og 48 %, hvilket således er på samme niveau som i 2019.

Overestimering af resultaterne fra modelberegningerne er betydeligt større end ved tidligere sammenligninger for andre lokaliteter. En sammenligning for tre jyske målestationer i 2005 viste en overestimering af årsmiddelværdierne med 20 % (Fokuspunkt i Ellermann et al., 2006). Ligeledes blev der for årene 2005 til 2011 foretaget en sammenligning med måneds- og halvmånedsmiddelværdier for alle faste stationer og naturstationer (Fokuspunkt i Ellermann et al., 2012). Sammenligningen viste en overestimering af koncentrationen på 22 %. Forskellene i størrelsen på overestimeringen skyldes ikke anvendelsen af forskellige målemetoder, hvilket tidligere er undersøgt.

Modelberegningerne viser, ligesom målingerne, at station 2 og 15 har tydeligt højere koncentrationer end de øvrige stationer, hvilket er forventet, idet det er de eneste, som befinder sig direkte i landbrugsområder og samtidig ligger i nærheden af punktkilder.

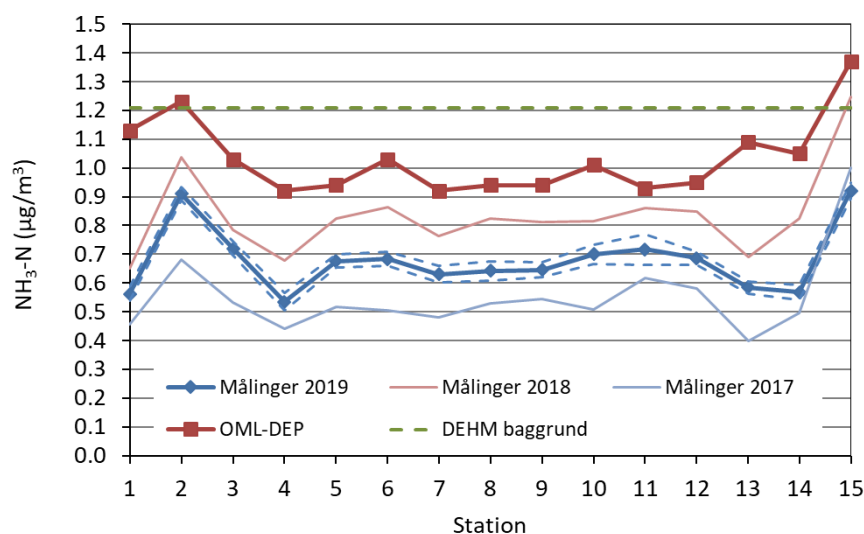
Station 1 ligger også i et landbrugsområde, og koncentrationen er i beregningerne højere end for stationerne på Harrild Hede, men målingerne viser ikke et højere niveau. Det kan skyldes, at oplandet med nærliggende marker heller ikke er så stort som for station 2 og 15, og at stationen ligger på kanten af et ca. 200 m x 200 m bevokset område mod sydvest, som reelt er uden markemission, men som modellens grovere opløsning betragter som mark. Der er muligvis heller ikke så stor udbringning til markerne omkring station 1, som antaget i modellen.

Der ses også en lav målt koncentration for station 13, hvor modellen beregner en relativ høj værdi. Stationen ligger på grænsen mellem naturområder og marker, og stationen kan være mere eller mindre påvirket af markemissioner. Den mest sandsynlige årsag til overestimeringen er, at stationen, som reelt ligger omgivet af natur, i modelberegningerne ligger i et gitterfelt (400 m x 400 m), som også indeholder marker med emission. Da modellen fordeler emissionen jævnt inden for gitterfelterne, vil emissionen fejlagtigt komme for tæt på målepunktet. Dertil kommer, at den lokale emission ikke kendes helt præcist, men er statistisk fordelt.

Bortset fra station 13, så vurderes det, at den overordnede målte variation mellem det indre af Harrild Hede og omgivelserne er gengivet rimelig godt af modellen; men niveauet er klart overestimeret.

Målingerne for 2017 og 2018 er også vist i figur 7.5. Den relative variation mellem stationerne udviser samme mønster i alle år, hvilket tyder på uændrede

lokale emissionsforhold. Dog varierer niveauet mellem årene, hvilket hovedsageligt skyldes de meteorologiske forholds indflydelse på emission og fortynding. År 2018 havde udsædvanligt lav nedbør, år 2018 og 2019 var ca. 0,5 grader varmere end 2017, og 2017 var præget af højere vindhastigheder.

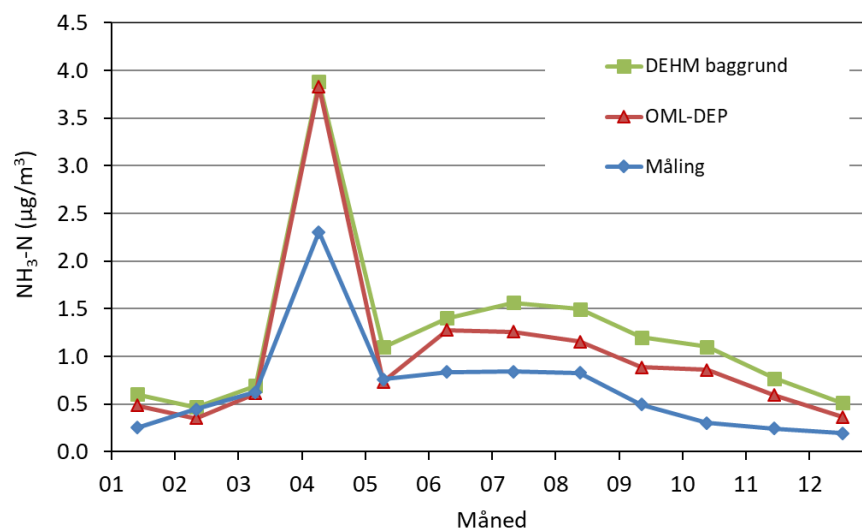


Figur 7.5. Årsmiddelværdier for ammoniakkoncentrationer på stationerne i 2019 for målinger, OML-DEP-beregninger og baggrundsbidrag fra DEHM. Stiplet blå linjer markerer den gennemsnitlige standardafvigelse på månedsmiddelværdierne; usikkerheden er dog større. Målinger for 2017 og 2018 er også vist.

7.3.1 Tidslig variation

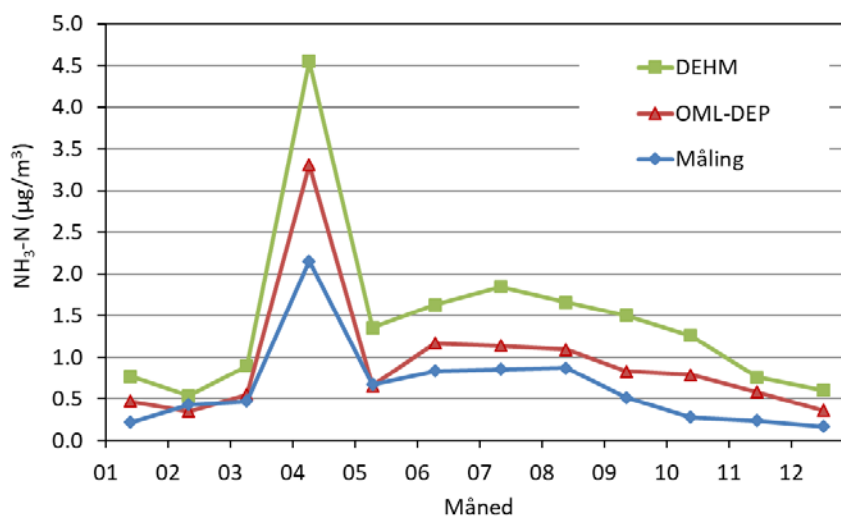
Sammenligningen af målinger og modeller over tid ses i figur 7.6. Her er middelkoncentrationen for alle stationer vist for hver måned i året. Generelt ses en rimelig god overensstemmelse i den relative tidslige variation mellem målinger og modeller. Som nævnt beregner modelsystemet højere koncentrationer end målt. Både for målinger og modelberegninger optræder de største koncentrationer i april.

I modelberegningerne fastsættes tidspunktet for udbringning af gødning ved hjælp af summen af døgnmiddeltemperaturer over nul grader startende fra 1. marts. Summen er indikator for plantevæksten og angiver tidspunkt, hvor udbringningen topper. Mængden af udbringning har en normalfordeling omkring tidspunktet, men udbringningen kan lokalt foregå diskontinuert og på et forskudt tidspunkt. Modelberegningernes høje koncentrationer i sensommeren og efteråret er knyttet til udbringning af gødning på dette tidspunkt.



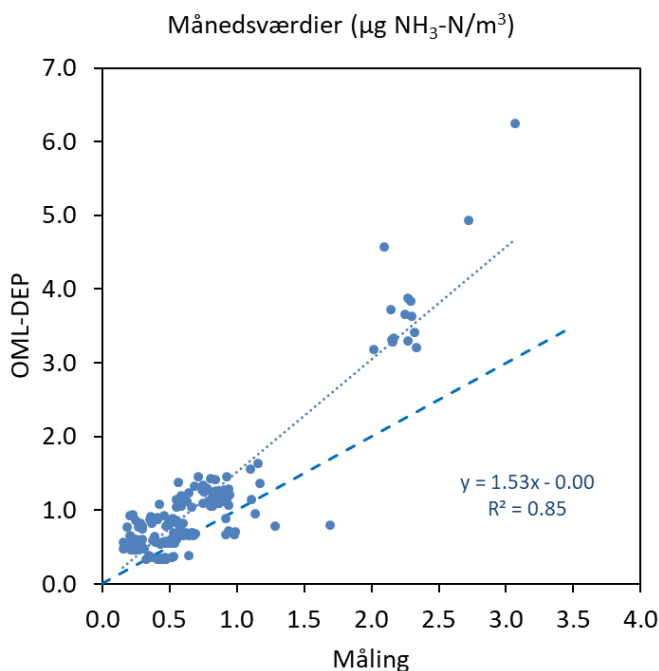
Figur 7.6. Månedlige ammoniakkoncentrationer, som gennemsnit for alle stationer, for målinger, OML-DEP og baggrundsbidrag fra DEHM. For målinger og OML-DEP er værdier for højden 2 m, og for DEHM er værdier et gennemsnit for grænselaget på randen af OML-DEP-domænet.

Til eksempel vises i Figur 7.7 en tidsserie for ammoniakkoncentrationen ved station 8 midt på heden for målinger og modeller. Bemærk at for DEHM vises koncentrationen i 2 m's højde til forskel fra Figur 7.6, hvor DEHM-koncentrationerne angiver gennemsnit for grænselaget på randen af OML-DEP-domænet (grænselaget er den nederste del af atmosfæren, hvor der er stor opblanding af luften. Grænselaget varierer fra nogle få hundrede meter og op til et par km's højde). DEHM-koncentrationen er beregnet til en større værdi i 2 m's højde (Figur 7.7) end den beregnede værdi, som gælder for hele grænselaget ((Figur 7.6). Dette er i overensstemmelse med, at målingerne foretages i et emissionsområde, hvor koncentrationen tæt på kilden er større end gennemsnittet for hele grænselaget. OML-DEP-koncentrationen ligger omtrent midt mellem DEHM og målingerne med en gennemsnitlig overestimering på 47 % mod DEHM's overestimering på 125 %.



Figur 7.7. Månedlige ammoniakkoncentrationer for station 8 midt på Harrild Hede. Værdier er for målinger, OML-DEP og DEHM. Bemærk, værdier for DEHM her er i højden 2 m ligesom for målinger og OML-DEP.

Samtlige stationers målte og beregnede månedsmiddelværdier af ammoniak koncentrationen er vist i Figur 7.8. Korrelationen er rimelig god, men overestimeringen er tydelig.

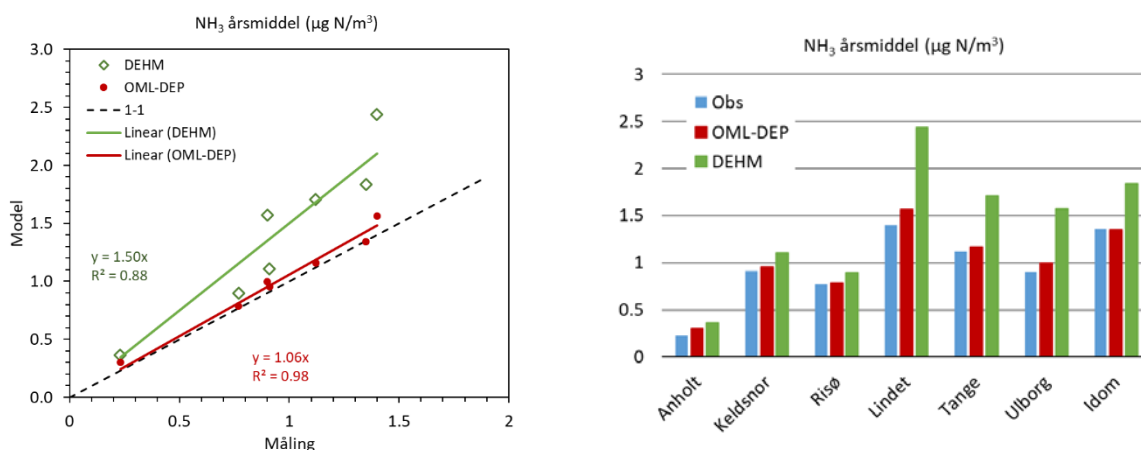


Figur 7.8. Målte og beregnede ammoniakkoncentrationer ($\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$) for alle stationer og alle måneder i 2019. Den fede stiplede linje er 1-1 linjen, og den tynde stiplede linje er bedste lineære regression.

7.3.2 Vurdering af afvigelser på de faste stationer

Den relativ store overestimering af koncentrationen giver anledning til at vurdere, om dette er en generel afvigelse eller et lokalt fænomen. I Figur 7.9 sammenlignes målte årsmiddelværdier med resultater fra modelberegninger for 2019 for de faste stationer Anholt, Keldsnor, Risø, Lindet, Tange, Ulborg og Idom. Data vises dels som stolpediagram og dels som scatterplot, der viser korrelationen mellem målinger og modelresultater. Gennemsnittet af koncentrationen for de 7 stationer er i god overensstemmelse for OML-DEP med en svag overestimering på 5 % og tydelig overestimering for DEHM på 46 %. Dette er lidt lavere end de tidligere refererede værdier (afsnit 0) på omkring 51 %.

Den gode overensstemmelse mellem målinger og model for de 7 faste stationer i det landsdækkende målenet for 2019 er i tråd med resultaterne for 2018 (underestimering på 3 %) og 2017 (overestimering på 22 %). Det vurderes derfor, at overestimering på omkring 51 % for Harrild Hede ikke er et generelt problem i forhold til lokalskalamodelberegningerne, men at der ved Harrild Hede er en større forskel mellem målingerne og modelresultaterne end normalt.



Figur 7.9. Målte og beregnede ammoniakkoncentrationer ($\mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$) i 2 m for 7 faste stationer for 2019. Øverst som stolpediagram, og nederst som scatter-plot, hvor den stiplede linje er 1-1-linjen.

7.3.3 Vindretninger og målte koncentrationer

Nogle af de målte månedlige koncentrationer fra figur 7.3 diskuteres i det følgende på baggrund af vindretninger og placering af emissionsområder.

Vindroser med hyppigheden af vindretningen for månederne i 2019 ses i figur 7.10 sammen med målte koncentrationer. Vinddata er fra den meteorologiske vejrmmodel WRF. Der er knyttet en lille usikkerhed til vindretningerne fra WRF. Det vurderes dog, at denne usikkerhed er så lille, at den kun har ubetydelig indflydelse på vurderingerne.

Placeringen af punktkilder fremgår af figur 7.11, hvor områder med landbrug også fremgår. For punktkilderne angives den årlige $\text{NH}_3\text{-N}$ -emission i ton. Kun kilder med emissioner større end 50 kg/år har anført en værdi.

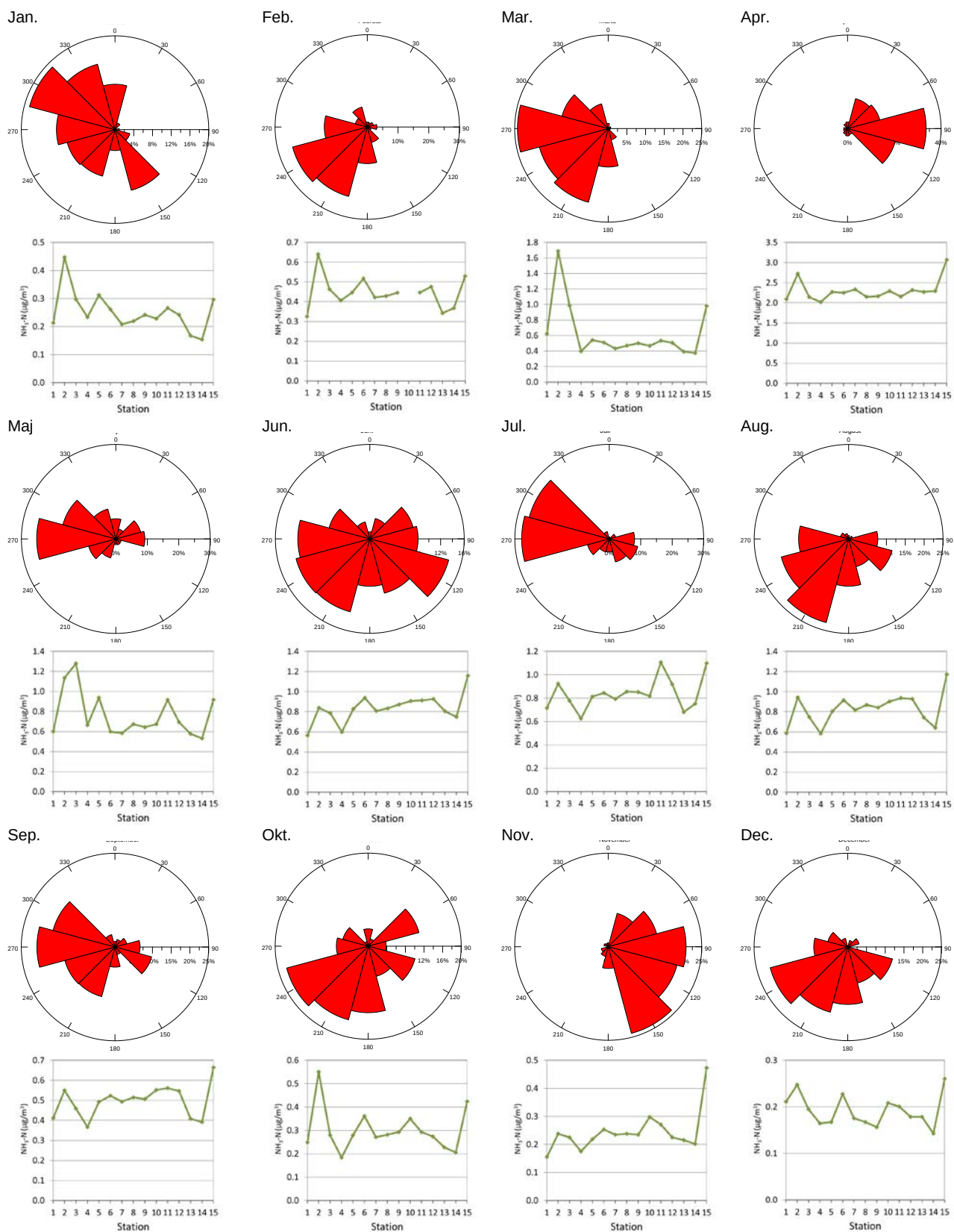
Generelt er det vanskeligt at give nogen entydige forklaringer på stationernes indbyrdes relative koncentrationsniveauer i en måned, idet lokale udbringninger foregår meget lokalt og flere gange hen over sommerhalvåret.

De højeste månedlige værdier måles enten på station 2 eller 15, som begge ligger i landbrugsområder og i nærheden af punktkilder. Der er en tendens til at station 2 er højest ved nordvestlige og vestlige vindretninger, hvilket skyldes bidrag fra udstrakte oplande med marker. Det gælder for januar, marts og maj, men dog ikke for juli og september.

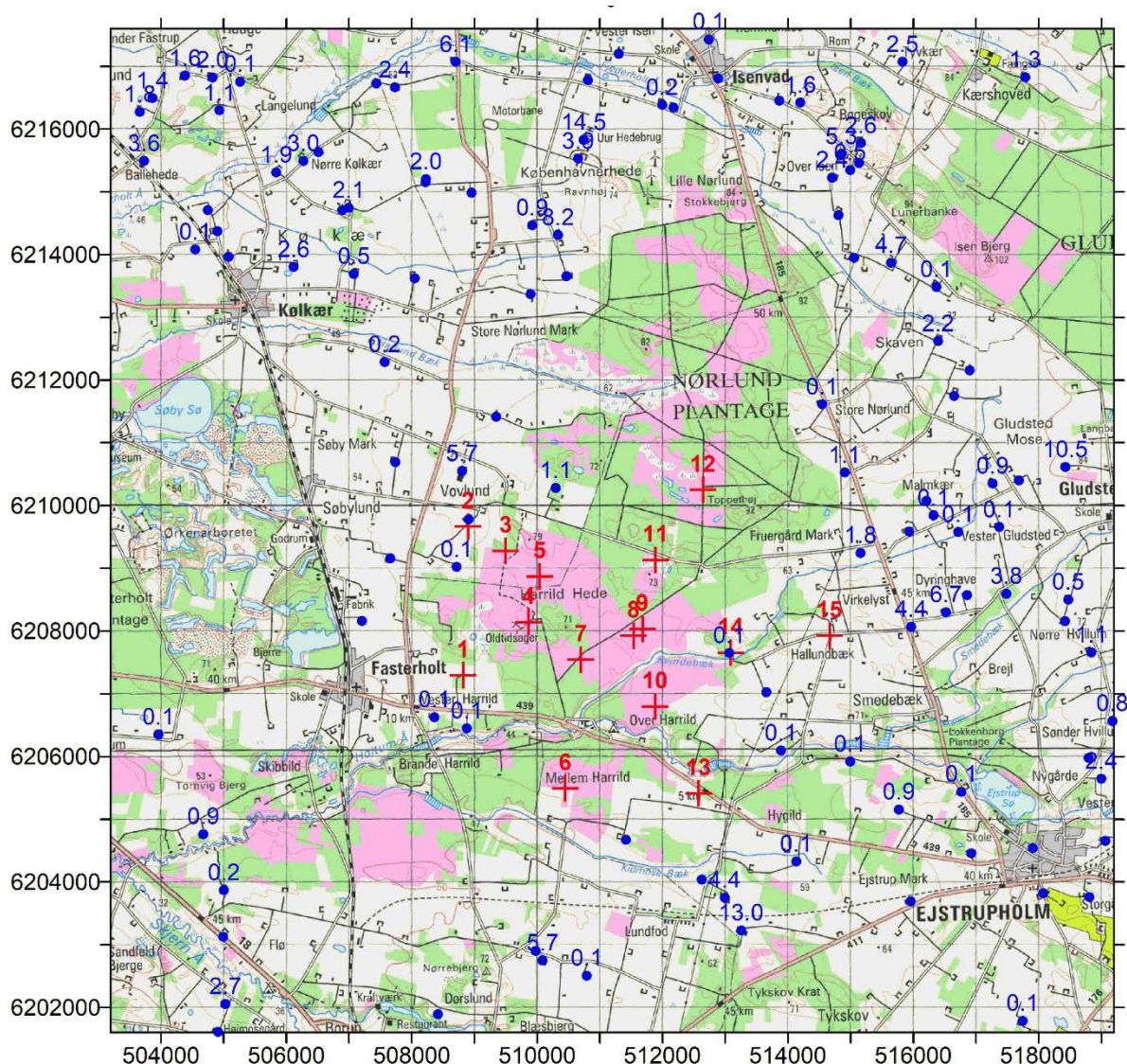
Ved hyppig østlig vind (april, juni og november) har station 15 tydeligt den højeste koncentration. Den absolut største månedsmiddelværdi måles i april og er på $3,1 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$. Her er det bidraget fra udstrakte landbrugsområder mod øst, der er væsentlige.

Generelt er alle målinger i april kraftigt påvirket af forårsudbringningen med niveauer for heden på omkring $2,2 \mu\text{g NH}_3\text{-N/m}^3$.

Den manglende klare sammenhæng mellem vindretning i forhold til landbrugsopland tyder på, at meget lokale emissioner styrer variationerne i koncentrationerne. Da det generelle niveau skifter mellem månederne, må det skyldes regionale bidrag.



Figur 7.10. Hyppighed af vindretninger og ammoniakkoncentrationer ($\mu\text{g NH}_3\text{-N}/\text{m}^3$) på stationerne på Harrild Hede for månederne i 2019. Vinddata er fra vejmodellen WRF. Bemærk at skalaerne for vindhyppighed og koncentration varierer.



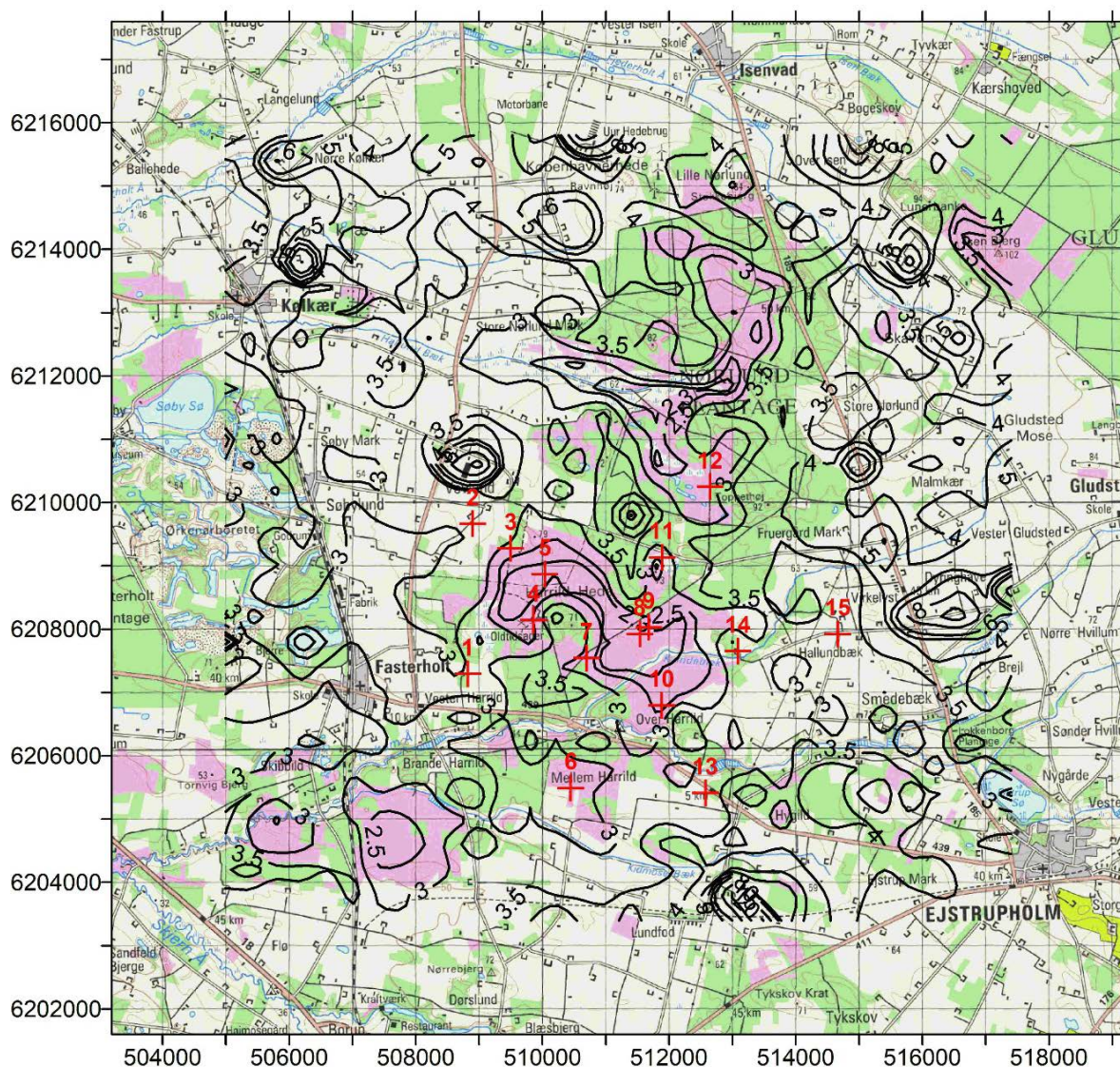
Figur 7.11. Punktkilder anvendt i beregninger med OML-DEP (blå punkter). Den årlige ammoniakemission (ton N) er angivet for kilder med emission på 50 kg N eller mere. Målestationer er markeret med rødt kryds og nummer.

7.4 Depositioner

Tørdepositionen af ammoniak til naturområdet er beregnet med DAMOS og vises i figur 7.12. Den mindste deposition er omkring 2,3 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ i den centrale del af Harrild Hede, hvor der er længst til kildeområderne. På randen af heden er depositionen 3,0 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$. Den centrale del af Harrild Hede modtager således ca. 23 % mindre deposition end randområdet af heden. Marker uden for heden modtager 3-4 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$. Da depositionen groft set er proportional med koncentrationen vil en 47 % overestimering af koncentrationen centralt på Harrild Hede (station 8) give en tilsvarende overestimering af depositionen, dvs. de 2,3 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ reduceres til 1,6 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$.

Den totale årlige kvælstofdeposition til heden er beregnet med DEHM til ca. 12 kg/ha. Da overestimeringen af tørdepositionen af NH_3 er ca. 0,7 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$, betyder det en fejl fra tørdepositionen på den samlede deposition af kvælstof på ca. 6 %.

I kanten af kortområdet længst mod nord og øst er depositionen i landbrugsområderne generelt 4-5 kg $\text{NH}_3\text{-N}/\text{ha}$. Mod sydvest er depositionen ca. 3 kg $\text{NH}_3\text{-N}/\text{ha}$, hvilket hænger sammen med den tidligere omtalte fordeling af emissionsområderne.



Figur 7.12. Tørdeposition af ammoniak (kg $\text{NH}_3\text{-N}/\text{ha}$) til Harrild Hede i 2019 beregnet med OML-DEP. De røde krydser viser placering af målestationer. Isoliner for depositionen er ikke tegnet helt ud til kanten af beregningsdomænet på 16 km x 16 km på grund af større usikkerhed her. Perioden indeholder december, hvor der ikke er målinger. Isoliner for værdierne 2,3, 2,5, 3,0, 3,5, 4, 5, 6, 8, 10, 15 etc.

7.5 Sammenfatning

I 2019 gav modelberegningerne generelt 51 % større ammoniakkoncentrationer end målt ved målestationerne omkring Harrild Hede. I 2017 og 2018 var tallene henholdsvis 61 % og 48 %. Umiddelbart kan det ikke afgøres, om den store afvigelse skyldes, at de lokale eller regionale emissioner, der anvendes i modelberegningerne, er for store for lokalområdet, eller om dele af transport- og spredningsmodellerne ikke er præcise nok. En mulig fejl på beregning af tørdepositionen vil derimod kun have en meget ringe indflydelse på koncentrationen, og vil ikke kunne forklare forskellen.

Overestimeringen for Harrild Hede er en del større end tidligere undersøgelser for landsdækkende data har vist (ca. 20 %). Sammenligning af middelmålingerne for målinger og modelresultater for 7 faste stationer i det landsdækkende målnet for 2019 viser en overestimering på 5 % mod underestimering på 3 % i 2018 og overestimering på 22 % i 2017. Det vurderes derfor, at overestimering på omkring 51 % for Harrild Hede ikke er et generelt problem i forhold til lokalskalamodelberegningerne, men at der ved Harrild Hede er en større forskel mellem målingerne og modelresultaterne end normalt.

Koncentrationsniveauerne er forholdsvis lave på Harrild Hede. Det vil være interessant at belyse modelberegningernes formåen i et område med relativt høje koncentrationer, som for eksempel i Sønderjylland.

Ved en senere lejlighed vil størrelsen af afvigelsen blive undersøgt yderligere ved at sammenligne modelberegninger med eksisterende måldata fra de landsdækkende stationer for en længere periode.

Overestimeringen af ammoniakkoncentrationen på 51 % centralt på Harrild Hede medfører en overestimering af tørdepositionen på ca. 0,7 kg/ha, hvilket er på niveau med 2017 og 2018. Den totale tør- og våddeposition af kvælstof beregnet med DEHM er på ca. 12 kg/ha, hvorved total N-deposition overestimeres med ca. 6 % for Harrild Hede.

For de faste stationer ses en overestimering af ammoniakkoncentrationerne på 5 % i 2019, og resultaterne fra modelberegningerne er dermed i god overensstemmelse med resultaterne for de faste stationer.

Modelberegningerne på lokalskala giver en rimelig god overordnet gengivelse af den geografiske variation af koncentrationen og bidrager til at tolke målingerne mere nuanceret.

Links

Information om DCE's luftmålestationer kan fås på:

<https://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningsprogrammet/maalestationer/>

Referencer

- 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., Pinksterboer, E. F., Maas, H. F. M., J. W. Erisman, J. W., A. Waijersypelaan, Slanina, J., Horst, T. W., 1989: Gradients of the Ammonia Concentration in a Nature Reserve: Model results and Measurements, Atmos. Environ., 23, 2259. doi:10.1016/0004-6981(89)90188-1
- 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.
- Bak, J. L. 2018: Opdatering af empirisk baserede tålegrænser. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 11 s. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Opdatering_empirisk_baserede_taalegraenser.pdf
- 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 2020: http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/emissioner/air_pollutants/
- DMI 2020: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/maanedsaesonaar/>
- DMU 2000. Areal Informations Systemet – AIS. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. https://www.dmu.dk/1_viden/2_miljoe-tilstand/3_samfund/ais/2_Rapport/AIS_Rapport.zip

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.

Thomas Ellermann, Claus Nordstrøm, Jørgen Brandt, Jesper Christensen, Matthias Ketzel, Andreas Massling, Rossana Bossi, Lise Marie Frohn, Camilla Geels, Steen Solvang Jensen, Ole-Kenneth Nielsen, Morten Winther, Maria Bech Poulsen, Jesper Nygaard og Jacob Klenø Nøjgaard. 2020. Luftkvalitet 2019. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xx s. - Videnskabelig rapport nr. 410. <http://dce2.au.dk/pub/SR410.pdf>

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., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R. & Jensen, S.S. 2019a. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 83 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. xxx. <http://dce2.au.dk/pub/xxx.pdf>. In preparation.

Thomas Ellermann, T., Brandt, J., Frohn Rasmussen, L.M., Geels, C., Christensen, J.H., Ketzel, M., Jensen, S.S., Nordstrøm, C., Nøjgaard, J.N., Nygaard, J., Monies C., og Nielsen, I.E.. 2019b: [Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018](#). Notat fra DCE – Nationalt center for miljø og energi, 23. august 2019. 28 s.

Ellermann, T., Christensen, J. & Nygaard, J., 2019c, 4. september 2019: Modelberegning af ozonflux i relation til ozons skader på vegetation. Notat fra DCE – Nationalt center for miljø og energi. 14 s. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2019/DEHM_Ozonflux.pdf.

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.

EMEP 2020: EMEP emissions database. http://www.ceip.at/ms/-ceip_home1/ceip_home/webdab_emepdatabase/ (tilgået september 2019)

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., Hedegaard 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

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

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

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 2019: Personlig kommunikation med Steen Marcher den 16. januar 2019.

Mills, G., 2017: III. Mapping critical levels for vegetation. www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2017/AIR/EMEP/Final_new_Chapter_3_v2_August_2017_.pdf . Revised Chapter 3 of the Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Publisher: Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin, 2004.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K.H., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2020. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 559 pp. Scientific Report No. 369 <http://dce2.au.dk/pub/SR369.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>

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>

RIVM 2017: [https://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Final%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)

Skjøth, C.A., Geels, C., Berge, H., Gyldenkærne, 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., Gyldenkærne, 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 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.

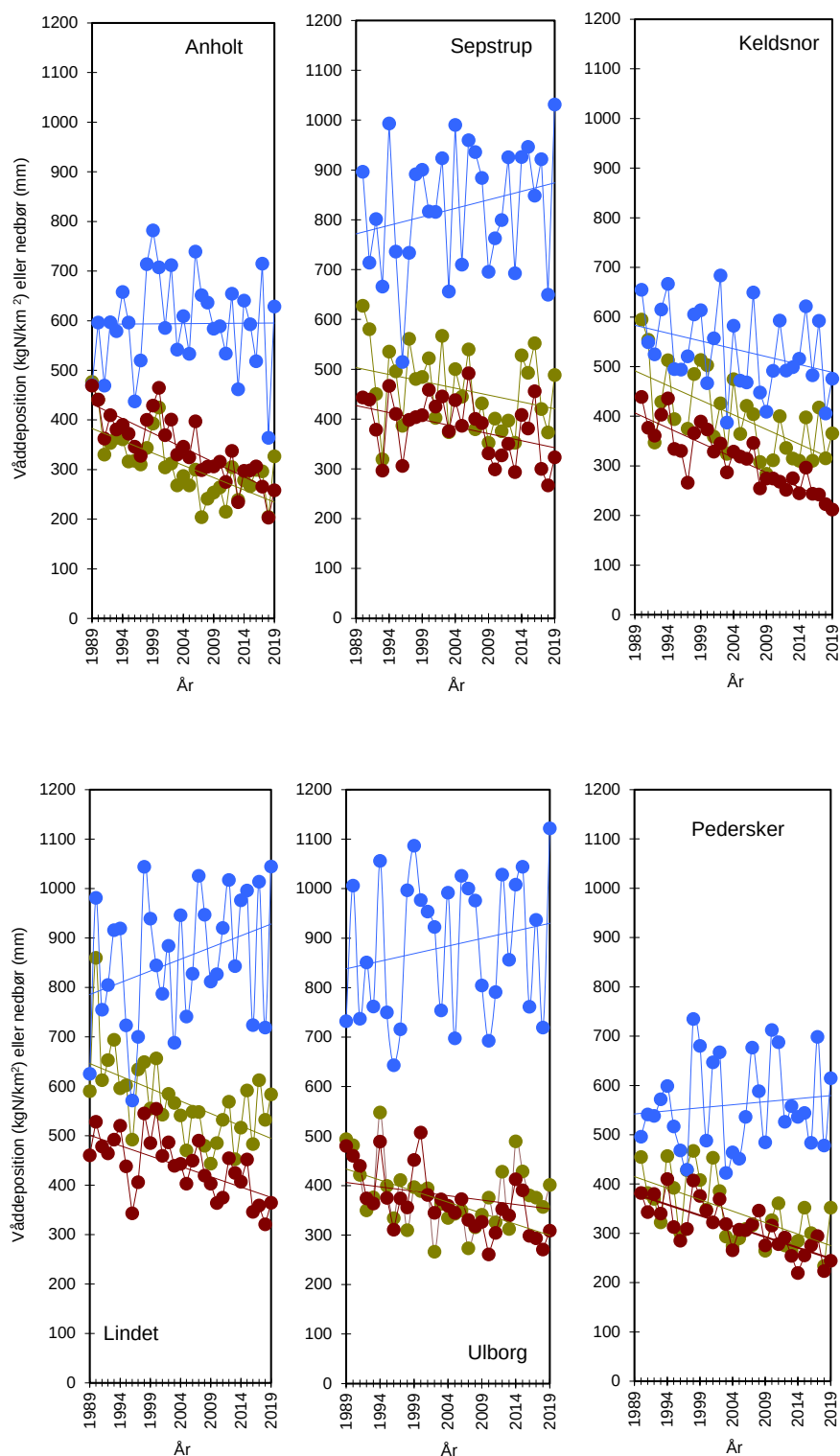
Måleusikkerheden er angivet som den procentuelle totale relative standardafvigelse på den bestemte koncentration (0,050 µg/l) ved et 95 % konfidensinterval. Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MODUS-systemet, som er en fortolkning af GUM (Guide to the expression of uncertainty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

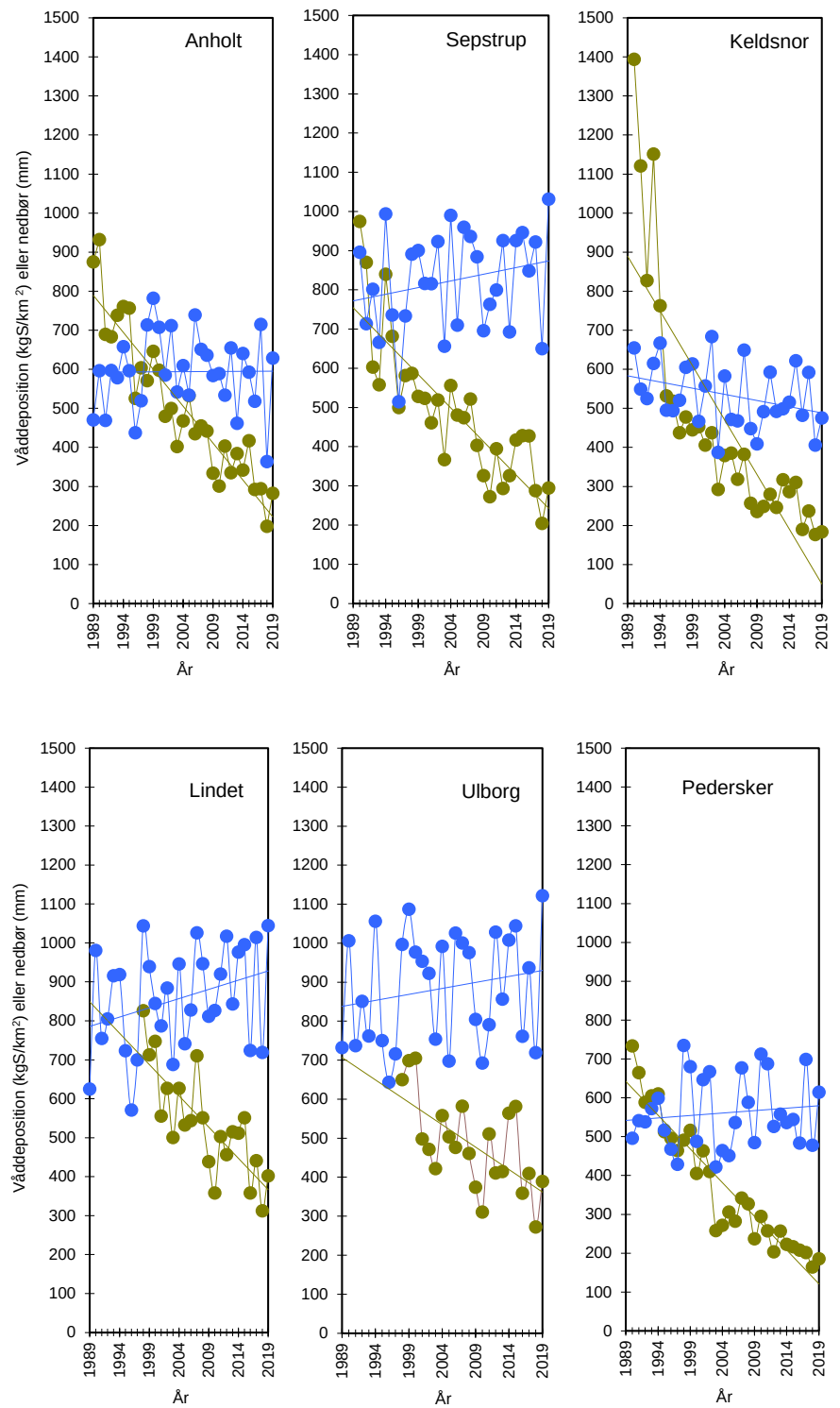
Tabel A1. Detektionsgrænser og måleusikkerhed for pesticider og nitrophenoler, som analyseres med LC-MS-MS. Stoffer der analyseres under akkreditering er mærket med *.

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

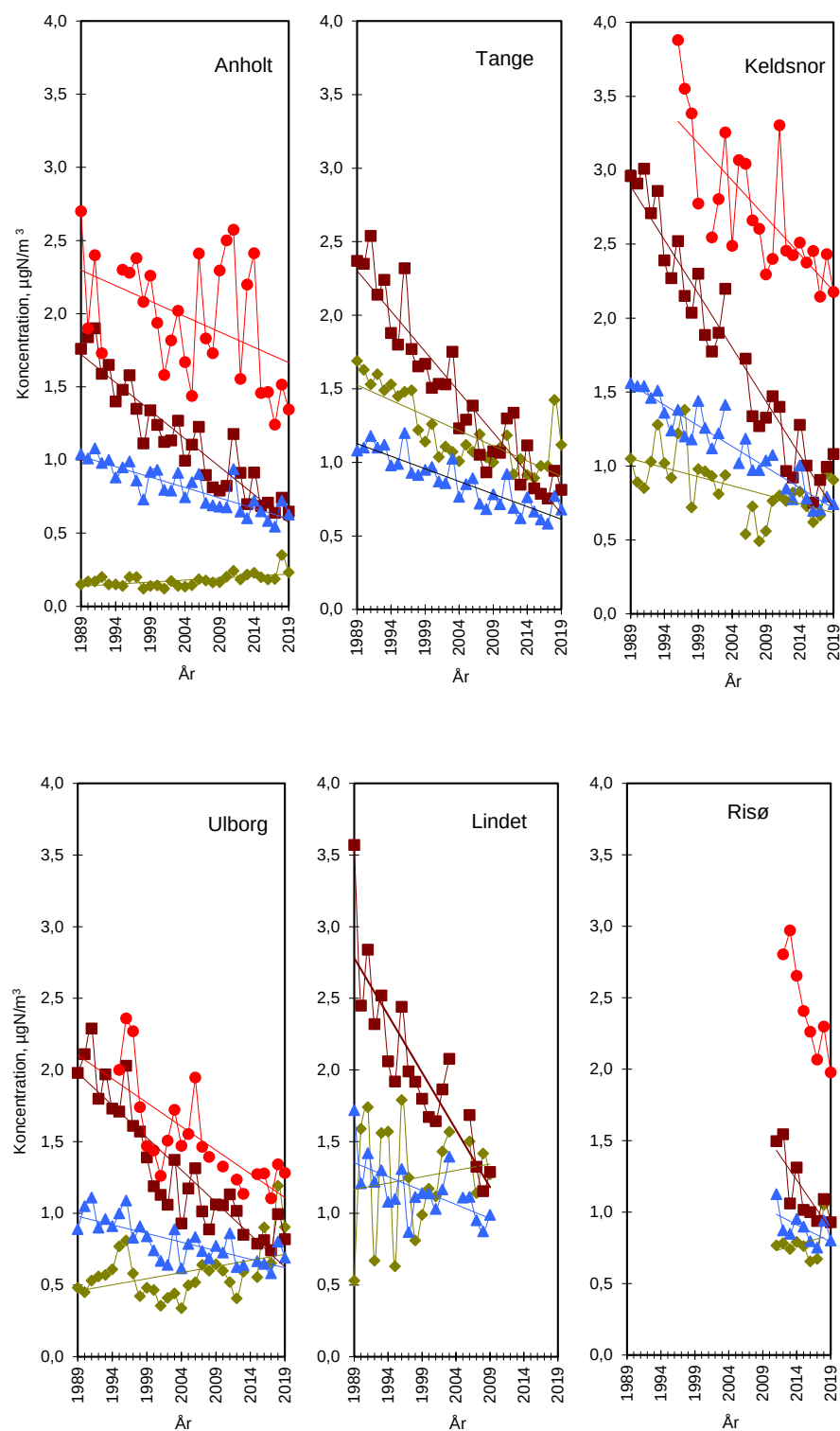
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



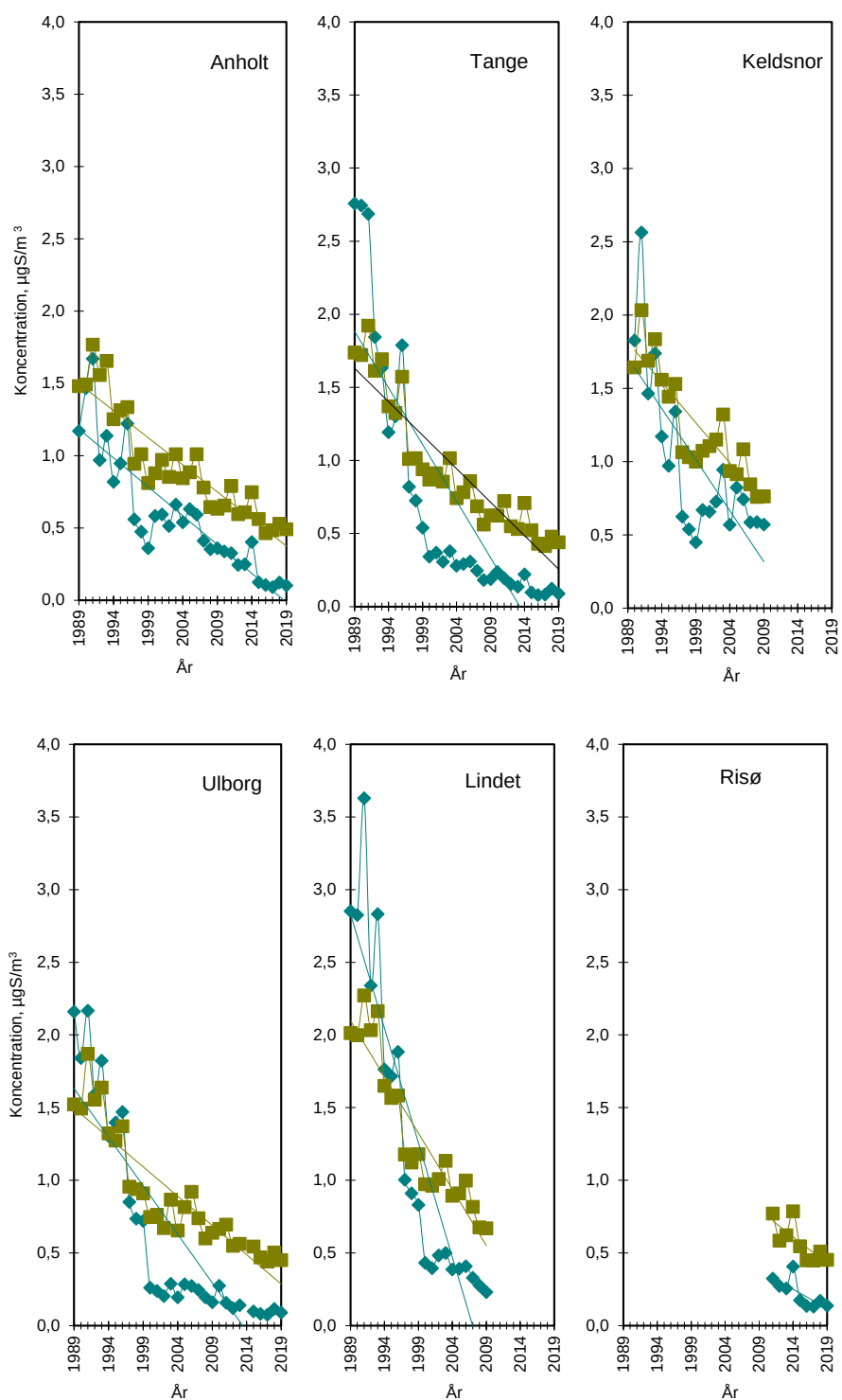
Figur A1. Årlig våddeposition (kgN/km²) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). KgN/km² omregnes til kgN/ha ved at dividere med 100.



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 hhv. 2010, 2009 og 2004

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2019

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2019 beregnet til hhv. 69 og 59 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med omkring 40 % siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2019 beregnet til ca. 7,0 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 2019 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 modelberegning af ozonfluks, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider og modelberegninger af kvælstofdepositionen med høj geografisk opløsning (400 m x 400 m) til Harrild Hede.