



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2022

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 588

2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2022

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 588

2024

Thomas Ellermann
Rossana Bossi
Martin Ole Bjært Sørensen
Jesper Christensen
Anne Sofie Lansø
Maria Bech Poulsen

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 588
Kategori:	Rådgivningsrapport
Titel:	Atmosfærisk deposition 2022
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Martin Ole Bjært Sørensen, Jesper Christensen, Anne Sofie Lansø og Maria Bech Poulsen
Institution:	Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Februar 2024
Redaktion afsluttet:	December 2023
Faglig kommentering:	Claus Nordstrøm, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet
Kvalitetssikring, DCE:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Sproglig kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR588_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Lansø, A. S. & Poulsen, M. B., 2024: Atmosfærisk deposition 2022. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 85s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 588. http://dce2.au.dk/pub/SR588.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2022 beregnet til hhv. 53 og 47 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis omkring 43% og 49% siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2022 beregnet til ca. 4,4 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 80 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2022 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 for udviklingstendens af kvælstofdeposition fordelt på hovedkilderne, måling af ozon og modelberegning af ozonflux, våddeposition af udvalgte miljøfarlige organiske stoffer og luftkoncentrationer af pesticider, herunder prosulfocarb.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfarlige organiske stoffer, pesticider, prosulfocarb
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Forside Foto:	Thomas Ellermann
ISBN:	978-87-7156-847-9
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	85

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
1 Indledning	9
1.1 Overvågningsprogrammet	9
1.2 Vejret i 2022	13
2 Kvælstof	18
2.1 Relevans	18
2.2 Målsætning	18
2.3 Kvælstofdeposition i 2022	18
2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande	20
2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder	21
2.6 Kilder til kvælstofdeposition	22
2.7 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	24
2.8 Udviklingstendens for kvælstofdeposition opdelt på hovedkilderne	26
2.9 Grænseværdier for NO _x til beskyttelse af vegetation	31
3 Svovl	33
3.1 Relevans	33
3.2 Målsætning	33
3.3 Svovldeposition i 2022	33
3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder	34
3.5 Grænseværdier for SO ₂ til beskyttelse af vegetation	36
3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid	38
4 Tungmetaller	41
4.1 Relevans	41
4.2 Målsætning	41
4.3 Tilstand og årsag	41
5 Ozon og vegetation	47
5.1 Relevans	47
5.2 Målsætning	47
5.3 Tilstand, udvikling og årsag	48
6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer	54
6.1 Relevans	54
6.2 Målsætning	54
6.3 Våddeposition af pesticider	54
6.4 Våddeposition af nitrophenoler	58
6.5 Våddeposition af PAH	59
6.6 Målinger af prosulfocarb i luften	61
Referencer	76
Bilag 1 Sammenligning mellem målt og modelberegnet udviklingstendens for deposition af kvælstof	79

Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne	81
Bilag 3 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer	85

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 2022.

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). Fagdatacenter for grundvand og boringer er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacenter for hydrologiske punktkilder hos MST, mens fagdatacenter for ferskvand, Det Marine Fagdatacenter, fagdatacenter for stofudvaskning fra dyrkede arealer samt fagdatacenter for biodiversitet og terrestrisk natur er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for luftkvalitet 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 2022 (<https://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf>).

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2022', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST.

Sammenfatning

Rapporten sammenfatter de vigtigste konklusioner fra overvågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition i danske land- og farvandsområder i 2022. 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 miljøfarlige organiske forbindelser samt koncentrationer af ozon.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2022 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemispherisk Model) til 53 ktøns N (5,0 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 47 ktøns N (11 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med henholdsvis ca. 43 % og 49% i perioden 1990-2022. Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden. I den sidste del af perioden har deposition ligget på omtrent samme niveau over en 10-årig periode, men i 2021 og 2022 er der igen sket et fald, således at 2022 er det år med den laveste målte deposition. Endvidere ses der variationer fra år til år på grund af variationer i de meteorologiske forhold. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan, herunder i Danmark. Rapporten præsenterer resultater fra analyse af udviklingstendens af bidraget til kvælstofdepositionen fra de to hovedkilder, som er landbrug og forbrændingsprocesser. Analysen viser, at udviklingstendensen for bidraget fra landbrug og forbrændingsprocesser varierer tydeligt. Forskellene mellem udviklingstendenserne for den samlede deposition og for bidragene fra landbrug og forbrændingsprocesser skyldes blandt andet, at der er forskellig udviklingstendens for emissionen af ammoniak og kvælstofoxider, hvor udledningen af ammoniak falder væsentligt langsommere end udledningerne af kvælstofoxider. Forskellene skyldes også de kemiske reaktioner i atmosfæren, som er årsag til, at luftkoncentrationerne af ammoniak falder væsentligt langsommere, end hvad der kunne forventes ud fra ændringer i udledningerne, mens luftkoncentrationerne af partikulært ammonium falder væsentligt hurtigere end forventet ud fra ændringerne i udledningerne.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2022 beregnet med DEHM til 4,4 ktøns S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 80% siden 1990. Faldet i svovldepositionen er fortrinsvist sket i perioden frem til 2001. I perioden fra 2001 til 2007 var depositionen omtrent på samme niveau, hvorefter der igen observeres en tendens til en faldende svovldeposition. Faldet 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 land-baserede kilder.

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)) adskiller sig i 2022 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 5 års-perioden fra 2018-2022 ligger under 9.400 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ på alle baggrundsmålestationer (Keldsnor: 6.300 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Ulborg: 5.800 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Risø: 9.400 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$). I 2022 er der dermed ingen overskridelse af EU's målværdi (18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ som middel af fem år) for beskyttelse af vegetation mod skader forårsaget af ozon. EU's langsigtede mål for beskyttelse af vegetation (6.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$) er dog overskredet ved Risø og Keldsnor, men ikke ved Ulborg. Den langsigtede målsætning er endnu ikke trådt i kraft, og skal derfor endnu ikke overholdes. Rapporten inkluderer endvidere 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_γ (Phytotoxic Ozone Dose above a threshold γ), hvorover ozonskader på vegetation er uacceptabelt store. Det kritiske niveau for skov blev overskredet i 2022 for skov (løvfældende) i hele Danmark. I 2022 blev det kritiske niveau for korn (hvede) ikke overskredet i størstedelen af landet, men for dele af Sjælland, og de sydlige øer (for eksempel Lolland, Falster og Møn) er der områder med overskridelse af grænsen.

Måling af våddeposition af miljøfarlige organiske stoffer ved Risø og Sepstrup Sande viser, at depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) lå på hhv. 554 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 612 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Depositionen af PAH'er (Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner, 18 stoffer) lå på hhv. 8 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 34 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Våddeposition af pesticider i 2022 lå på omkring henholdsvis 45 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 70 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (19 udvalgte stoffer). Prosulfocarb, som hovedsageligt anvendes i oktober, udgør langt hovedparten af pesticiderne i våddepositionen. Den samlede våddeposition i september-oktober ved Risø og Sepstrup Sande er 24 og 50 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, hvor prosulfocarb bidrager med ca. 91%. 11 af de pesticider, der blev undersøgt for, blev ikke fundet i mængder over detektionsgrænsen. Der kan ikke observeres en udviklingstendens for våddepositionen af prosulfocarb i perioden siden 2007.

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:

- Tidsperioden med høje luftkoncentrationer af prosulfocarb i efteråret 2022 svarer i store træk til tidsperioden for anvendelse af prosulfocarb i landovervågningsoplandene. For 2022 ses høje luftkoncentrationer fra slut september og de første tre uger af oktober, hvilket svarer til observationerne for 2019 til 2021.
- Dage med høje luftkoncentrationer er i høj grad 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 såkaldte trajektorieberegninger godtgør, at det for en række dage stort set kan udelukkes, at prosulfocarb stammer fra andet end dansk anvendelse. Undersøgelserne har dog også vist, at der formentligt kan komme bidrag fra prosulfocarb anvendt i Danmarks nabolande.

Ovenstående eksempler fra 2022 har peget på mulige bidrag fra navnlig Tyskland, hvor analyserne af data fra de tidligere år viste, at Storbritannien, Sverige og Polen kan være mulige kilder til den målte prosulfocarb.

Data fra 2019 og 2020 viste en sammenhæng mellem ugentlig nedbørsmængde, våddeposition og luftkoncentrationen af prosulfocarb, hvor der er sammenfald mellem den periode på året, hvor der måles høj våddeposition og høje koncentrationer. Dette giver et fingerpeg om, at den målte våddeposition i 2022 stammer fra de samme kilder, som giver anledning til de målte luftkoncentrationer. Der blev i 2022 ikke foretaget ugentlig måling af våddeposition af prosulfocarb i efterårsmånederne.

1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2022 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., 2024*).

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

Overvågningsprogrammet for atmosfærisk deposition er baseret på integration af målinger og modelberegninger. Hovedelementerne i programmet 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 miljøfarlige (også kaldet miljøfremmede) organiske stoffer (pesticider, PAH og nitrophenoler) samt luftkoncentrationer af pesticider.

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 2022, da disse spiller en afgørende rolle for størrelsen af koncentrationer og depositioner af luftforureningskomponenter.

1.1 Overvågningsprogrammet

Formålet med den del af overvågningsprogrammet, som er rettet mod vandmiljø og natur, 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 denne del 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 f.eks. høje koncentrationer forårsaget af udledninger fra en enkelt nærved liggende kilde.

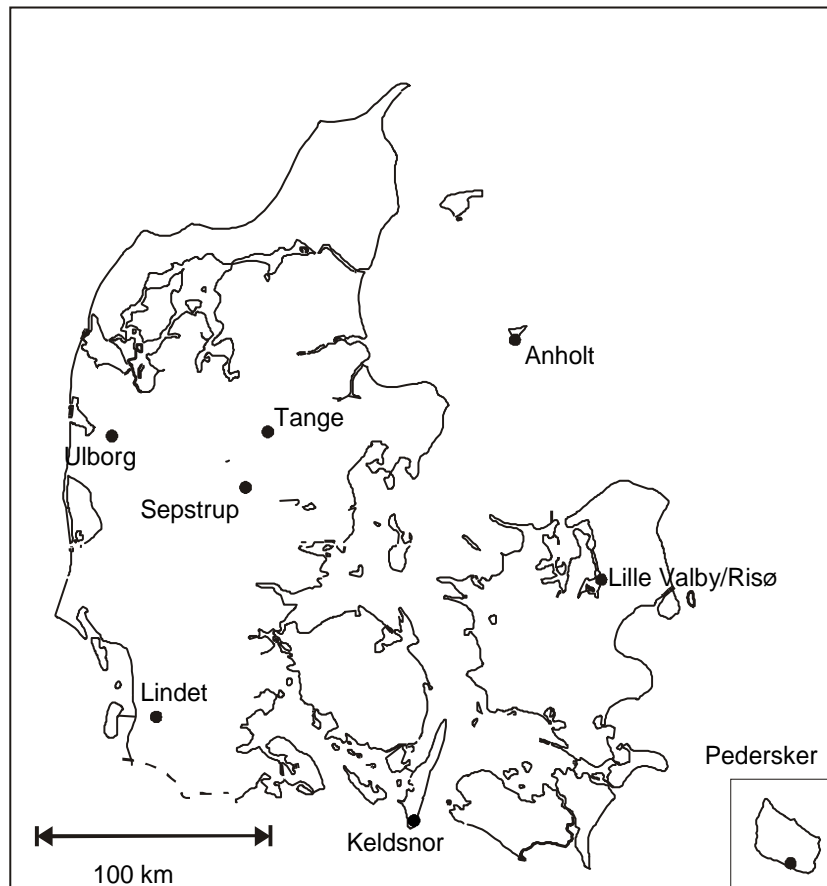
Overvågningsprogrammet har siden 1994 bygget på en kombination af målinger og modelberegninger. Målingerne anvendes til beskrivelse af den aktuelle status for luftkvalitet og deposition, sæsonvariationer og udviklingstendenser. Modelberegningerne anvendes til at ekstrapolere resultaterne fra målestationerne 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 2022 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 (Miljøfarlige forurenende stoffer, MFS): Pesticider, PAH og nitrophenoler.
- Luftkoncentration af pesticider ved én målestation.
- Luftkoncentration af ozon.

Programmet varierer på de enkelte målestationer.

Figur 1.1. og Tabel 1.1 viser placeringen af målestationerne og en oversigt over, hvad der måles ved de større faste målestationer i luftovervågningsprogrammet. Figur 1.2 viser eksempler på det måleudstyr, som anvendes på målestationerne.



Figur 1.1. De faste større målestationer i Delprogram for luft under NOVANA.

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

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

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

** Filterpack: NH₃, SO₂ og partikulært N, S, Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Mn og Fe. Tungmetallerne er kun bestemt ved Anholt og Risø. Denuder: Måling af NH₃, HNO₃ og partikulært NH₄ og NO₃.

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

Ud over anvendelsen af måleresultaterne fra Delprogram for luft under NOVANA indgår de danske måleresultater i en række internationale 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.

- Monitering under Oslo-Paris-konventionen (OSPAR) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.
- Monitering 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.



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.

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.

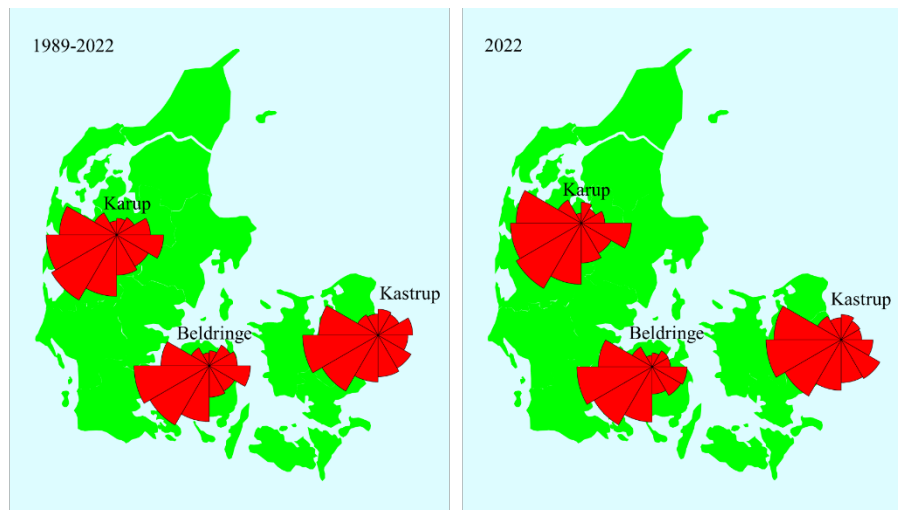
De omfattende COVID-19-restriktioner i Europa har medført en betydelig ekstraordinær reduktion af udledningerne af luftforurening i 2020 og 2021. For bedst muligt at tage hensyn til dette er der foretaget en korrektion af standardtidsvariationen af udledningerne for 2020 og 2021. Korrektionerne af EMEP's emissioner for 2020 er baseret på de ændringer af udledninger fra trafik og industri for månederne marts-maj, som er beskrevet i Barré et al. (2021), mens korrektionen af den tidlige fordeling af emissioner for trafik og industri for danske kilder er baseret på trafikinformationer fra vejdirektoratet for 2020 og 2021 samt de beskrevet ændringer i Barre et al. (2021) af danske industriemissioner for 2020. For år 2022 er der ikke foretaget nogen korrektioner af standardtidsvariationen af udledningerne fra både Danmark og resten af Europa.

Udledningerne fra skibe er ligeledes ændret i forhold til tidligere modelberegninger for årene før 2021. Ved modelberegningerne præsenteret i denne årsrapportering baseres udledningerne på det globale datasæt fra det Finske Meteorologisk Institut, som baserer opgørelserne på STEAM-modellen (se Johansson et al., 2017) og Permalink (2023)). STEAM-modellen er blevet opdateret til version 3.2 fra den tidligere version 2.1, som blev brugt ved sidste års beregninger. Udledningerne estimeres ved brug af globale data med høj geografisk og tidslig opløsning fra Automatic Identification System (AIS), som gør det muligt at estimere udledningerne fra de individuelle skibe. Datasættet bruger AIS-information for årene 2014-2021 og tager hensyn til ændringer i bl.a. svovlindhold i skibsbrændstof. Før 2014 er skibsemissionerne fastlagt på basis af ekstrapolering bagud i tid baseret på informationer om ændringer i flådestørrelse, energiforbrug, skibsstørrelser m.m. Den rummelige opløsning er også her på $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ svarende i det danske område til ca. 7 km x 11 km (hhv. Ø-V og N-S) og den tidslige opløsning er på månedsbasis. Derudover bliver den rummelige fordeling genfordelt for havområderne omkring Danmark ved brug af et specielt STEAM-udledningsdatasæt for 2016 med høj rummelig opløsning på 1 km x 1 km, hvilket hovedsageligt flytter eventuelle skibsudledninger over land til havområder og opkoncentrerer udledningerne for færge- og skibsruter. Fordelen med det nye datasæt er, at man tager hensyn til variationen af skibsaktiviteterne imellem de enkelte år og de enkelte måneder, hvilket især har haft betydning i 2020 på grund af COVID-19-restriktionerne. Skibsemissioner for 2021 blev brugt for modelberegningerne for 2022, da der ikke var nye skibsemissioner for 2022 tilgængeligt.

1.2 Vejret i 2022

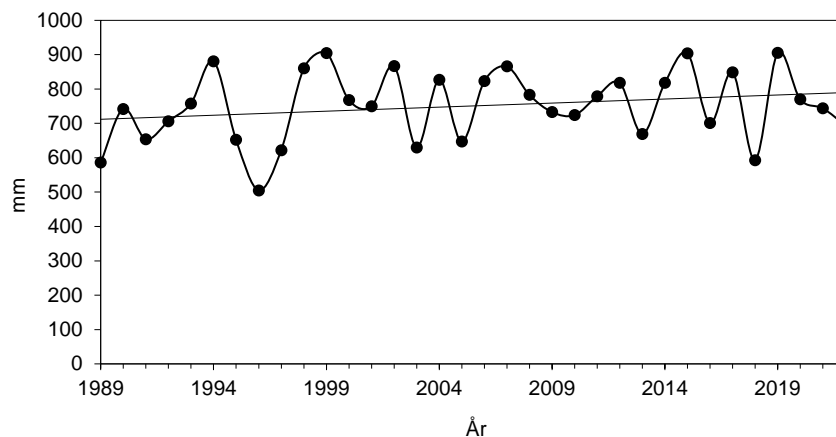
De meteorologiske forhold spiller en stor rolle for koncentrationen af luftforurening i Danmark og for hvor meget luftforurening, der deponeres til danske land- og vandområder. Derfor opsummeres her nogle nøgletal for de mest relevante meteorologiske forhold i 2022.

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 luftforureningskomponenter generelt er relativt høje. Figur 1.3 viser vindroser for Kastrup, Karup og Beldringe lufthavne. Af figuren ses, at de mest hyppige vindretninger i 2022 som sædvanligt var vest til sydsydvest, og at vindroserne for 2022 i store træk minder om gennemsnittet for perioden 1989-2022 - om end der i 2022 er mindre forskelle til gennemsnit for perioden. 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.



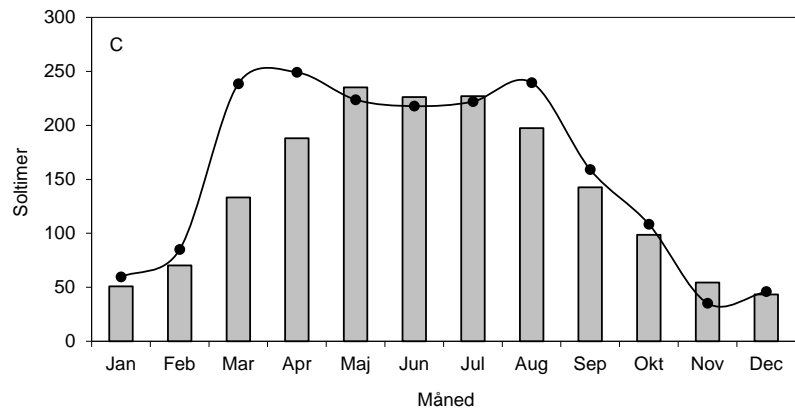
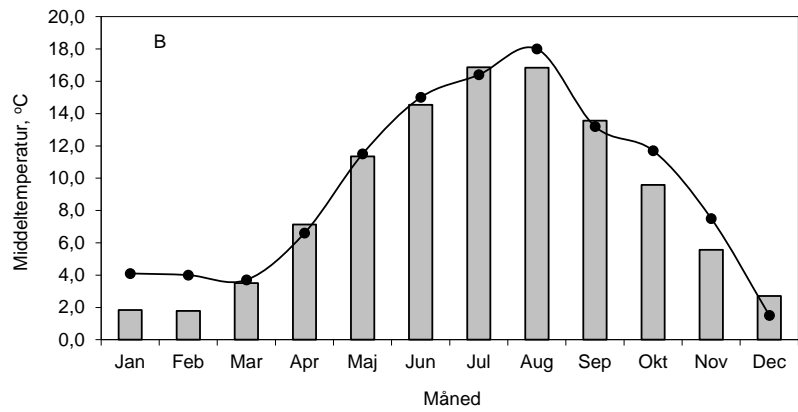
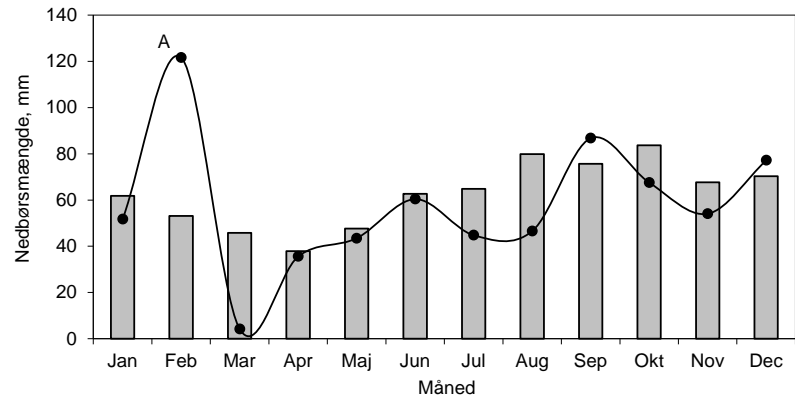
Figur 1.3. Vindroser for Karup/Hald, Beldringe, og Kastrup. Til venstre vises gennemsnit for perioden 1989-2022, mens der til højre vises gennemsnit for 2022. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vind påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer) og lufttemperatur (Figur 1.4 og 1.5 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Nedbørsmængden var med 694 mm omkring 7% lavere i 2022 end i 2021 (744 mm), og omkring 8% lavere end den gennemsnitlige nedbørsmængde for perioden fra 1989-2022 (751 mm) (Figur 1.4; Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2021). Nedbøren var ujævnt fordelt over året (Figur 1.5 A). Mest markante afvigelser fra gennemsnittet var den usædvanligt høje nedbør i februar, som var dobbelt så høj som gennemsnit for februar i perioden fra 1989-2022, og marts måned, hvor der faldt usædvanligt lidt nedbør. I 2022 var der som sædvanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige og sydlige del af Jylland (700-1000 mm). Til sammenligning faldt der 500-700 mm på Fyn og 400-600 mm på store dele af Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (DMI, 2023), 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 1.6). Beregninger af nedbør over hav viser generelt set en lidt mindre nedbør over hav i 2022 end i 2021, ligesom der som gennemsnit for Danmark ses en mindre nedbør over hav sammenlignet med landområderne. Der er endvidere væsentlige geografiske forskelle med størst nedbør i de vestlige farvande (Nordsøen, Skagerrak) og mindre nedbør mod øst (Østersøen).

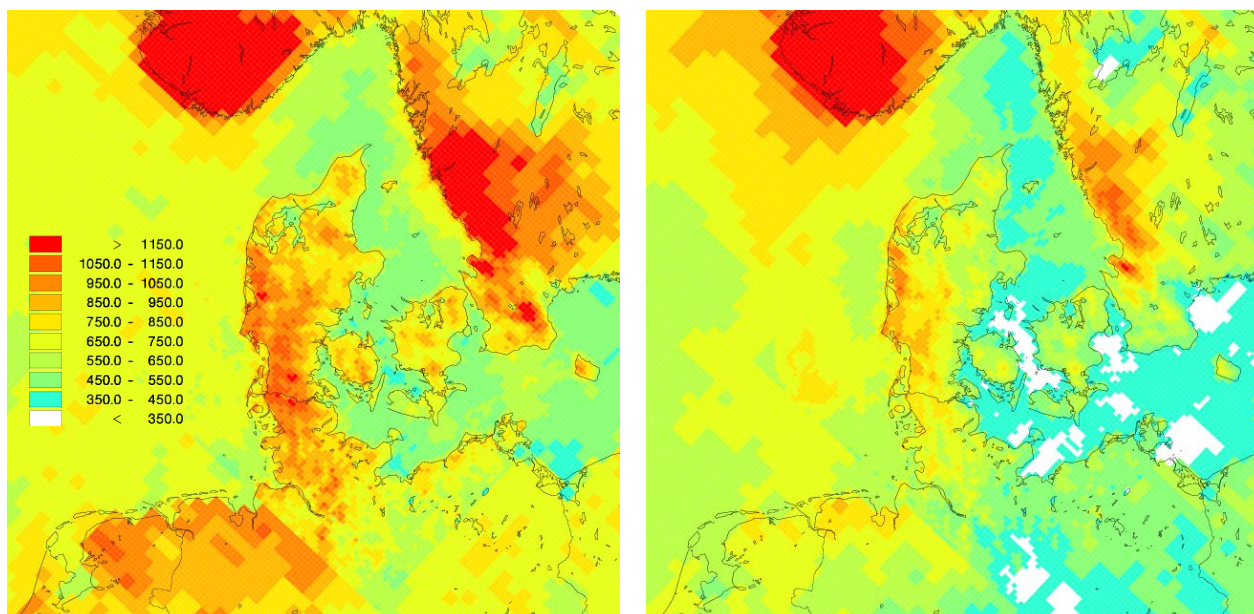


Figur 1.4. Udviklingstendens for nedbørsmængden som gennemsnit for Danmark i perioden fra 1989-2022 (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2023). Den sorte linje er beregnet ved lineær regression.

Den årlige middellufttemperatur i 2022 var 9,4 °C og dermed 0,8 °C højere end 2021 (8,7 °C). Middelttemperaturen i 2022 var 0,6 °C højere end gennemsnittet (8,8 °C) for perioden 1989-2022, hvor måleprogrammet har været i funktion (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2023). Temperaturfordelingen følger i store træk gennemsnittet siden 1989, hvor det dog var noget varmere i januar-februar, august og oktober-november set i forhold til gennemsnittet (Figur 1.5 B). 2022 var generelt set et gennemsnitligt år med hensyn til antallet af soltimer bortset fra marts-april og august, hvor antal soltimer lå noget over gennemsnit for antal soltimer (Figur 1.5 C). Antallet af soltimer i 2022 var på 1.890 timer, hvilket er omkring 12% højere end gennemsnit for perioden 1989-2022 (1.690 timer) (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2023).



Figur 1.5. Månedlig nedbør (A); middellufttemperatur (B) og antal soltimer (C). Arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2022, mens søjlerne angiver middel for 1989-2022. Data er fra Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2023).



Figur 1.6. Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model WRF for 2021 (venstre) og 2022 (højre). Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet og deposition, men beregningerne giver også et overblik over de geografiske variationer i nedbøren.

Links: Yderligere information om målestationerne:

[Målestationer \(au.dk\)](https://mest.aau.dk/) 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 Emissions reduction Commitments) en målsætning om at reducere emissionen af kvælstofilterne 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 havde 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 samlet svarede det til 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, hvor Danmark er forpligtet til at reducere udledningerne af kvælstofilter med 68% fra 2005 til 2030 (EU, 2016).

2.3 Kvælstofdeposition i 2022

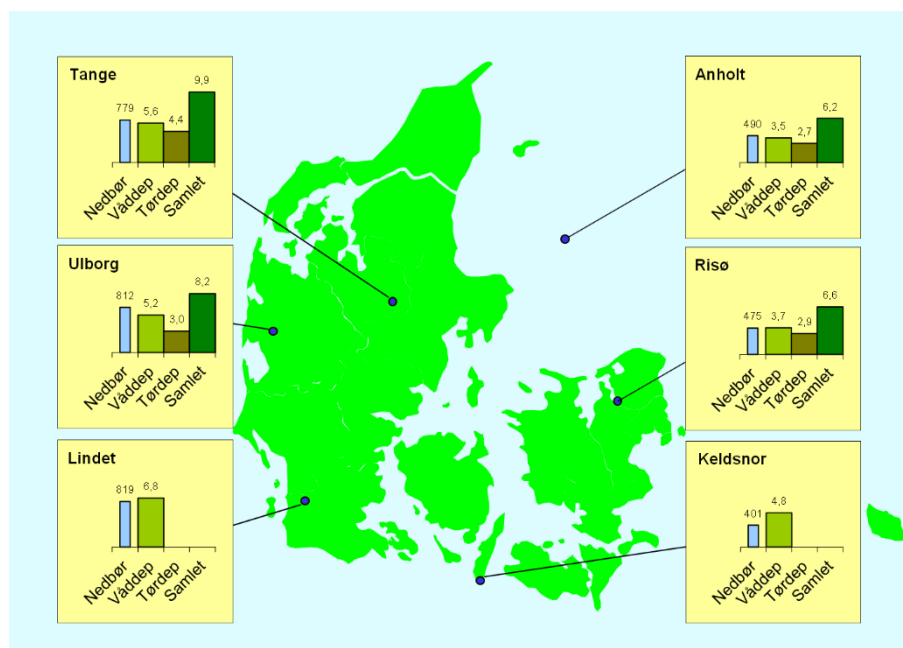
I 2022 blev den samlede deposition af kvælstof (våddeposition, der er afsætning med nedbøren, plus tørdepositionen, der er den direkte afsætning af partikler og gasser) målt på fire målestationer, Tange, Ulborg, Anholt og Risø (Figur 2.1). Målingerne i 2022 viste, at den årlige deposition til landområderne omkring målestationerne lå på 6-10 kg N/ha, hvilket ligger omkring 10% under de tilsvarende resultater for 2021. Målingerne viste en deposition til vandområderne ved Anholt på 4,4 kg N/ha, hvilket er omkring 10 % lavere end i 2021.

Variationerne fra år til år skyldes hovedsageligt de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, mens udviklingen set over lang tid skyldes den langsigtede udviklingstendens i udledningerne af kvælstof til atmosfæren (Afsnit 2.7).

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 til landområder 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 målestationer ligger i 2022 indenfor omkring 40 %.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige kvælstofdeposition vurderes til 12-25 % for deposition til vandområderne og 27-43 % for deposition til landområderne. Årsagen til de relativt høje usikkerheder især for landområderne 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 tørdepositions-hastigheder. Der er stor usikkerhed ved denne metode, men det er den bedst egnede metode i forbindelse med overvågningsprogrammet, da andre metoder måleteknisk set er for komplicerede at gennemføre i regi af overvågningsprogrammet.



Figur 2.1. Kvælstofdeposition (kg N/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2022. 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.

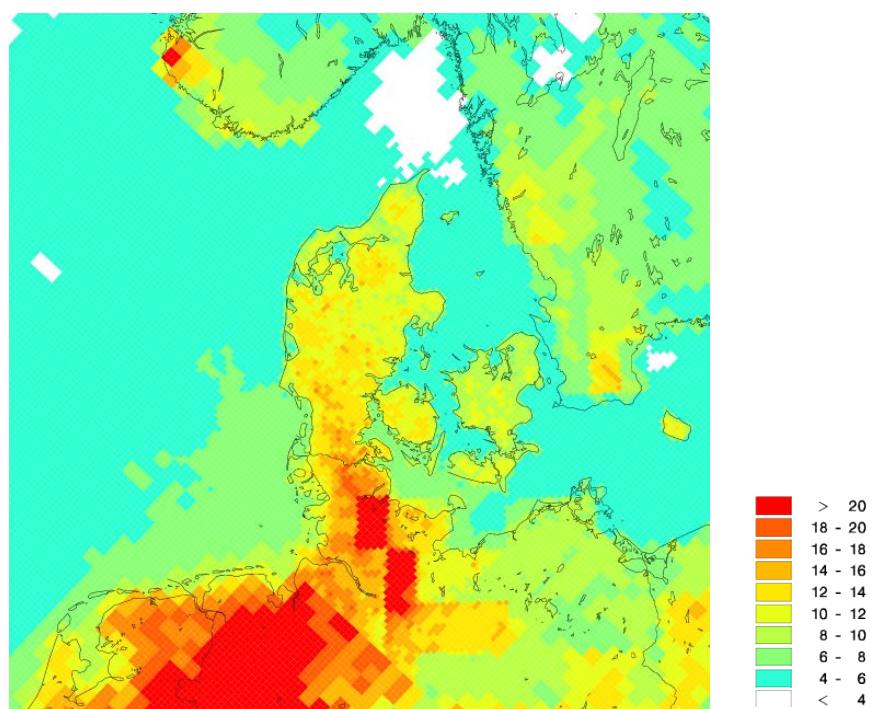
Links

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

2.4 Atmosfærisk belastning af danske farvande

Den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande er for 2022 beregnet til 53.000 tons N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 5,0 kg N/ha (Figur 2.3 og Tabel 2.1). Den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande i 2022 lå derfor omkring 7% lavere end i 2021 (57.000 tons N). De største ændringer for de danske farvande fra 2021 til 2022, er reduktioner på omkring 10 - 18%, mens depositionen til den danske del af Nordsøen var uændret fra 2021 til 2022.

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 9-10 kg N/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på omkring 4-5 kg N/ha er beregnet for dele af Nordsøen, Østersøen, Kattegat, 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 kvælstof forbindelser beregnet for 2022. 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 2022 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 kg N/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	10	15	25	5,1	48.754
Skagerrak – dansk del	1,8	2,5	4,4	4,2	10.329
Kattegat – svensk del	1,3	2,0	3,3	5,0	6.743
Kattegat – dansk del	4,0	4,4	8,4	5,0	16.830
Nordlige Bælthav	1,1	0,9	2,0	5,1	3.909
Lillebælt	0,8	0,7	1,5	6,7	2.170
Storebælt	1,4	1,1	2,5	5,4	4.519
Øresund - dansk del	0,3	0,3	0,6	4,7	1.336
Øresund - svensk del	0,2	0,3	0,5	4,9	0.950
Sydlig Bælthav - dansk del	0,9	0,7	1,5	6,0	2.547
Østersøen - dansk del	3,4	3,6	7,0	4,7	14.926
Alle danske farvandsområder	24	29	53	5,0	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: [Depositionsberegninger \(au.dk\)](#)

2.5 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af kvælstof til de danske landområder er for 2022 beregnet til 47.000 tons N (Figur 2.3 og Tabel 2.2), hvilket ligger omkring 14 % lavere end rapporteret for 2021 (54.000 ton N) og 11 % lavere end i 2020 (51.000

tons N). Det er hovedsageligt de naturlige variationer i de meteorologiske forhold og her især primært nedbøren, som er årsag til disse variationer fra år til år.

Den gennemsnitlige deposition over året for hele Danmark i 2022 ligger på 11 kg N/ha. Den årlige deposition varierer geografisk mellem omkring 6 kg N/ha og omkring 18 kg N/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 findes derfor i 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 6-18 kg N/ha er over eller på niveau med tålegrænserne for mange af de følsomme danske naturtyper, f.eks. lobeliesøer 2-10 kg N/ha, klit 5-15 kg N/ha og heder 5-15 kg N/ha (Bak, 2023).

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

Sammenligninger mellem resultaterne fra modelberegningerne og målingerne anvendes også til sikring af, at modelberegningerne er i god overensstemmelse med måleresultaterne. I bilag 1 ses et eksempel på denne kvalitets-sikring.

Tablet 2.2. Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2022 med DEHM. Afrunding af værdierne er årsag til, at for eksempel total deposition ikke altid svarer til summen af tør- og våddeposition.

	Tørdeposition 1.000 ton N	Våddeposition 1.000 ton N	Total deposition 1.000 ton N	Total deposition per areal kg N/ha	Areal km ²
Nordjylland	5,1	3,0	8,0	10	7.908
Midtjylland	9,3	5,3	15	11	13.094
Syddanmark	9,6	5,2	15	12	12.130
Sjælland	4,2	2,6	6,8	9,4	7.268
Hovedstaden	1,3	0,9	2,3	9,0	2.528
Hele Landet	30	17	47	11	42.927

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte regioner og kommuner kan findes på: [Depositionsberegninger \(au.dk\)](#)

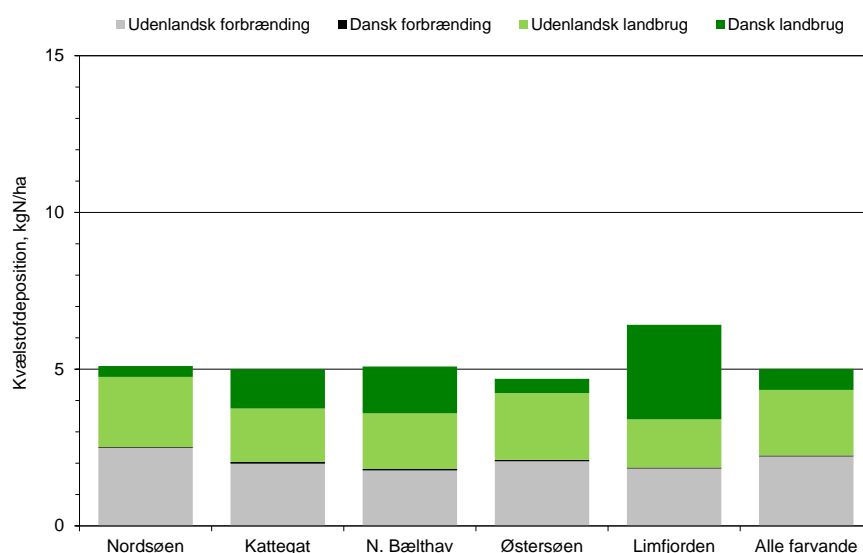
2.6 Kilder til kvælstofdeposition

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 tidligere kom omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser, men de senere år har udladninger fra landbrug fået en større betydning. I 2022 kom omkring 67 % af depositionen til landområderne fra landbrugsproduktion og omkring 33 % fra forbrændingsprocesser. For farvandene kom ca. 55 og 45 % af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.

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. 14 % i 2022. Depositionen fra danske kilder stammer fortrinsvis fra tørdeposition. Den største danske andel forekom i Lillebælt (31%), Nordlige Bælthav (30%), Kattegat (26%) og Storebælt (26%) og den mindste i Nordsøen (7%) og den danske del af Østersøen (11%) og det Sydlige Bælthav (12 %). 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. 48 % 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. 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.

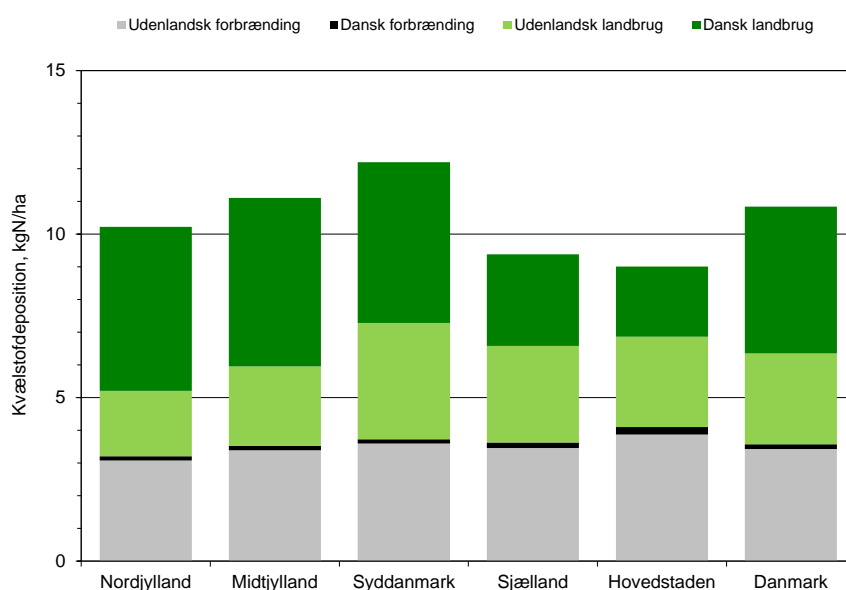


Figur 2.4. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2022 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

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 omkring 43%. Den største danske andel ses for Nord- og Midtjylland med 48-50% fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca.

26%. 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. På lokal skala kan ophør af minkproduktion i 2021 også have ført til store ændringer i den danske andel fra 2020 og til nu.

Der er små variationer fra år til år i den danske andel, som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. Der er dog tale om mindre forskydninger, og for 2021 og 2022 har der ikke været nævneværdige forskelle i den danske andel, der har ligget på 41% i 2021 og 40% i 2022.



Figur 2.5. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2022 til danske landområder fordelt på regionerne og som gennemsnit for hele Danmark opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

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 de danske farvande og landområder på henholdsvis ca. 43% og 49% siden 1990.

Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden, hvorefter depositionen lå på omtrent samme niveau fra midten af 00'erne til omkring 2020. Efter 2020 ses igen tendens til fald i kvælstofdepositionen og kvælstofdepositionen i 2022 var den lavest målte kvælstofdeposition siden målingerne begyndte i 1990.

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.

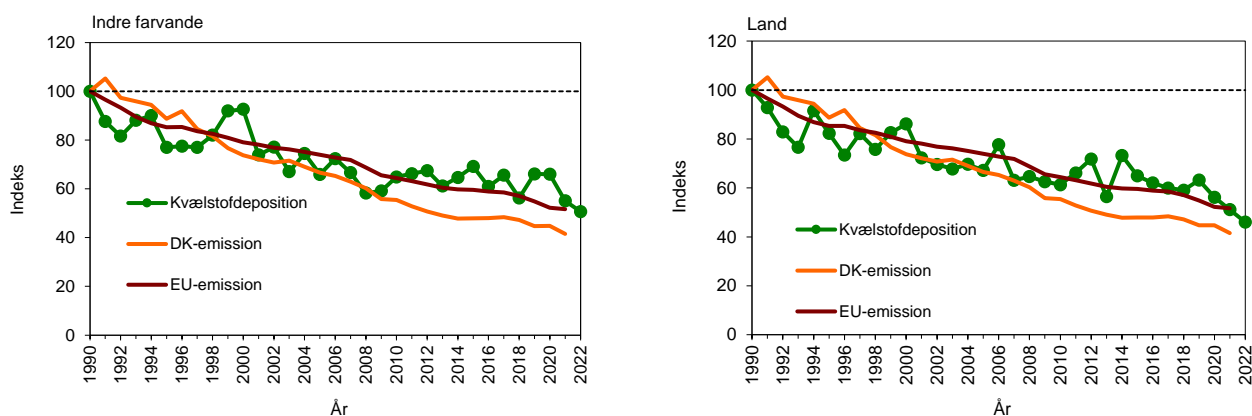
I Figur 2.6 skelnes mellem deposition til farvandene og landområderne, hvilket primært skyldes, at visse kvælstofkomponenter afsættes hurtigere til landområder (f.eks. på planter og jord) end til vandområder. Endvidere spiller emissionen af ammoniak fra landbruget en langt større rolle for depositionen til landområderne end til farvandsområderne. Årsagen til dette er, at ammoniak omsættes og deponeres hurtigt, således 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 usædvanligt tørt og varmt og 2019 var præget af usædvanligt 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. 2019 og 2020, ses relativt høj deposition sammenlignet med 2018, hvor nedbørsmængden var væsentligt mindre end i 2019, 2020 og 2021. Våddepositionen til landområderne udgør kun omkring halvdelen af den samlede deposition, hvilket forklarer, at variationerne i nedbørsmængden normalt ikke slår lige så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne som for farvandene.

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. I bilag 2 ses de målte udviklingstendenser for våddepositionen og luftkoncentrationerne for de vigtigste målestationer.

Ovenstående resultater og konklusioner gælder for den samlede kvælstofdeposition. Når man kigger på udviklingstendensen for kvælstofdepositionen fra forskellige kilder ses et mere komplekst billede, da udviklingstendensen for udledningerne af kvælstof for landbrug og forbrændingskilder har været forskellige. I et følgende afsnit vises resultaterne for udviklingstendensen for kvælstofdepositionen fra de to hovedkilder til kvælstofudledning (landbrug og forbrænding).



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 i 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 halvårsvedlig prøveopsamling. 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., 2023*) og fra EU-landene fra EMEP (*EMEP, 2023*).

2.8 Udviklingstendens for kvælstofdeposition opdelt på hovedkilderne

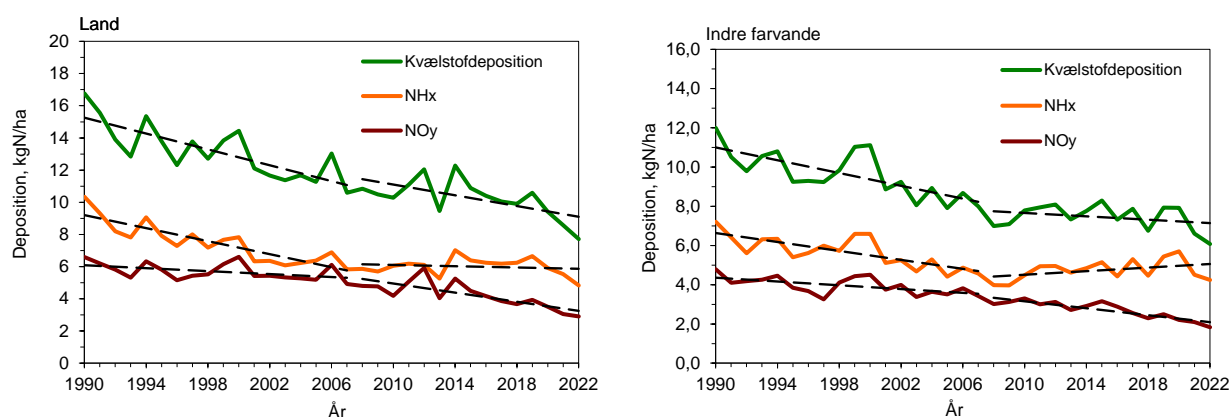
I ovenstående afsnit præsenteredes udviklingstendensen for den samlede deposition af kvælstof til danske land- og farvandsområder, mens dette afsnit giver en mere detaljeret vurdering af udviklingstendensen for kvælstofdeposition fordelt på udledning fra landbrug og forbrændingsprocesser, som er de to vigtigste kilder til udledning af kvælstof til luften.

Opdelingen i deposition fra landbrug og forbrændingsprocesser er baseret på, at over 95 % af emissionerne af ammoniak stammer fra landbrug og at emissionerne af kvælstofoxider stammer fra forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med transport, energiproduktion, forbrændingsanlæg og industriproduktion). Ved at opdele kvælstofdepositionen i de reducerede kvælstof-forbindelser (NH_x; ammoniak og ammonium) og de oxiderede kvælstof-forbindelser (NO_y; her hovedsageligt kvælstofdioxid, salpetersyre og nitrat) bliver det derfor muligt at opdele kvælstofdepositionen i den del, der hovedsageligt stammer fra landbrug, og den del, der hovedsageligt stammer fra forbrændingsprocesser.

Figur 2.7 viser udviklingstendensen for den samlede kvælstofdeposition til danske land- og farvandsområder og opdelt på NH_x (ammoniak og ammonium) og NO_y (kvælstofdioxid, salpetersyre og nitrat) som primært stammer fra henholdsvis landbrug og forbrændingsprocesser.

For depositionen til landområder ses et lidt større fald i deposition i den første del af perioden (1990 – 2007), mens der er et noget mindre fald i den sidste del af perioden (2008 – 2022). Når depositionen opdeles i bidraget fra landbrug og forbrændingsprocesser, så ses et mere komplekst billede. Bidraget fra landbrug falder relativt meget i den første del af perioden, mens depositionen er stort set konstant med tendens til svag fald i den sidste del af perioden. Udviklingstendensen for bidraget fra forbrændingsprocesser er stort set omvendt, med en stort set uændret deposition i den første del af perioden og relativt kraftigt fald i den sidste del af perioden.

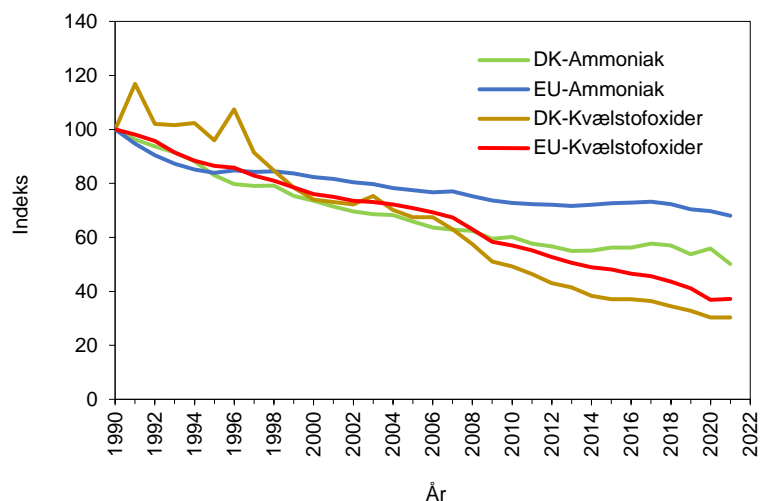
For depositionen til farvandsområder ses nogenlunde samme billede som for depositionen til landområder. Dog er der for den sidste del af perioden et uændret niveau i den samlede deposition, og der ses en stigning i bidraget fra landbrug og et mindre fald i bidraget fra forbrændingsprocesser set i forhold til depositionen til landområderne. Denne forskel mellem farvandsområder og landområder hænger sammen med, at depositionen til farvandsområder hovedsageligt stammer fra våddepositionen af kvælstof, mens depositionen til landområder består af væsentlige bidrag fra både tør- (omkring 40 %) og våddeposition (omkring 60 %) af kvælstof. Denne forskel betyder blandt andet, at depositionen til farvandsområder i højere grad bliver påvirket af ændringerne i nedbørsmængderne end depositionen til landområderne. Det betyder også, at langtransport er mere vigtig for deposition til farvandsområder end for deposition til landområderne, hvor de danske udledninger spiller en større rolle (Figur 2.4 og 2.5).



Figur 2.7. Udviklingstendens for deposition af kvælstof til danske land- og farvandsområder. Figurene viser den samlede deposition og deposition opdelt på NH_x (ammoniak og ammonium) og NO_y (kvælstofdioxid, salpetersyre og nitrat). NH_x stammer primært fra landbrug og NO_y stammer hovedsageligt fra forbrændingsprocesser. Stiplede linjer er beregnede lineære regressionslinjer opdelt i perioden fra 1990 til 2007 og 2008 til 2022. 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. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer.

Forskellene mellem udviklingstendenserne for den samlede deposition og for bidragene fra landbrug og forbrændingsprocesser skyldes blandt andet, at der er forskellig udviklingstendens for emissionen af ammoniak og kvælstofoxider. Figur 2.8 viser udviklingstendenserne for udledning af ammoniak og kvælstofoxider fra henholdsvis Danmark og EU. For alle ses et fald i perioden fra 1990 til 2021, men ammoniak falder væsentligt langsommere end kvælstofoxiderne.

Endvidere falder udledningerne hurtigere i Danmark end i resten af EU. Det gælder navnlig for ammoniak, hvor udledningerne af ammoniak fra EU falder relativt hurtigt de fem første år, hvorefter der kun ses et relativt lille fald. For Danmark ses et relativt jævnt fald, som dog også falder hurtigere i begyndelsen af perioden end i slutningen af perioden. For kvælstofoxider falder udledningerne fra EU forholdsvis konstant over hele perioden, hvor der for danske udledninger frem til 1997 er på samme niveau, hvorefter de falder relativt jævnt frem til 2021. De to toppe i begyndelsen af perioden, hænger sammen med stor energiekspport fra Danmark i de pågældende år.



Figur 2.8. Relativ udviklingstendens for årlige udledninger af ammoniak og kvælstofoxider fra Danmark (Nielsen et al., 2023) og EU-27 (EMEP, 2023). Udledningerne er indekseret til 100 i 1990.

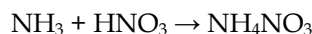
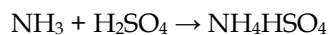
Overordnet set er der derfor sammenhæng mellem faldene i depositionerne og udledningerne, men faldene i udledningerne kan ikke helt forklare det mønster, der ses for udviklingstendensen for bidragene fra landbrug og forbrændingsprocesser. Det skyldes, at de kemiske reaktioner i atmosfæren også spiller en stor rolle for udviklingstendensen, og her spiller det navnlig en rolle, at atmosfærens indhold af svovldioxid og sulfat er faldet meget betydeligt i perioden fra 1990 til 2021.

Det vil være for omfangsrigt at give en detaljeret gennemgang af de kemiske reaktioner for de relevante kvælstofkomponenter i atmosfæren i denne årsrapport, så i stedet er det valgt at illustrere effekten af de kemiske reaktioner ved hjælp af et eksempel, som involverer ammoniak og partikulært ammonium. Figur 2.9 viser dels en oversigt over ændringerne i luftkoncentrationerne for kvælstofkomponenterne, svovldioxid og partikulært sulfat og dels udviklingstendensen for ammoniak og partikulært ammonium sammenholdt med udviklingstendensen for udledningerne af ammoniak i Danmark og EU.

Ammoniak findes i luften på gasform og har en relativ kort levetid i atmosfæren inden den omdannes til andre kemiske forbindelser eller fjernes fra atmosfæren via deposition. Ammoniak kommer derfor hovedsageligt fra de danske kilder, og som det fremgår af Figur 2.9, så er udviklingstendensen for ammoniak væsentligt anderledes end, hvad der kunne forventes på basis af udviklingstendens for de danske udledninger af ammoniak fra landbrug. I grove træk ses et fald i luftkoncentrationerne i den første del af perioden og efterfulgt af en stigning i den sidste del af perioden. Den høje luftkoncentration i 2018 skyldes det meget tørre vejr i 2018, så derfor skal der ses bort fra 2018 ved vurdering af den mere generelle tendens. Til sammenligning falder udledningerne af ammoniak fra dansk landbrug relativt jævnt gennem perioden, og faldet er betydeligt større end de ændringer, der ses for luftkoncentrationerne af ammoniak (Figur 2.9).

Ammonium (NH_4^+) dannes ud fra ammoniak (NH_3) via de kemiske reaktioner i atmosfæren, hvor den gasformige basiske ammoniak reagerer med sure kemiske forbindelser (svovlsyre, H_2SO_4 og salpetersyre, HNO_3). Herved dan-

nes ammoniumbisulfat (NH_4HSO_4), ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) og ammoniumnitrat (NH_4NO_3), som findes i atmosfæren som luftbårne partikler. De kemiske reaktioner kan på kort form sammenfattes på denne måde:

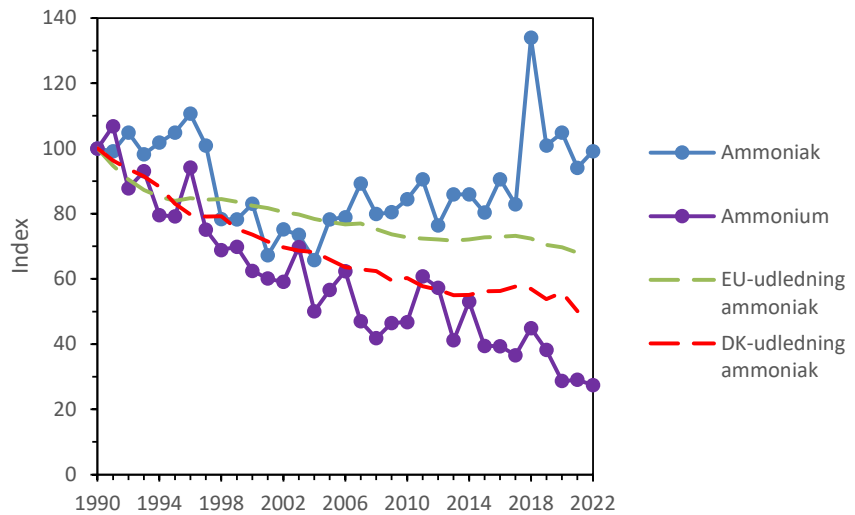


Opholdstiden for de dannede partikler er lang, så derfor langtransporteres ammonium hovedsageligt til Danmark fra udenlandske kilder.

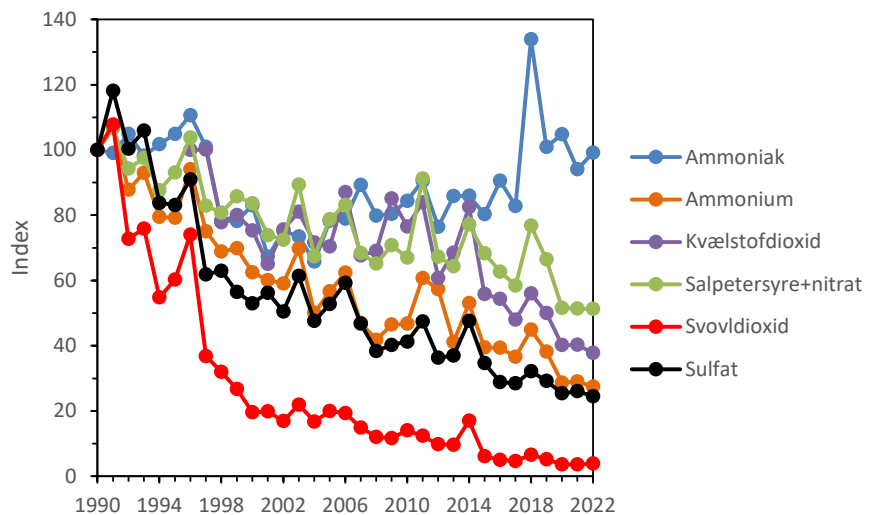
Partikulært bundet ammonium falder relativt jævnt gennem perioden fra 1990 til 2022 (Figur 2.9), og sammenholdt med ændringerne i EU-emissionerne af ammoniak ses, at faldet i partikulært ammonium er omtrent dobbelt så stort, som man skulle forvente på basis af faldet i udledningerne af ammoniak.

Disse forskelle mellem udviklingstendens for koncentrationerne og udledningerne kan forklares ud fra de kemiske reaktioner angivet ovenfor. Hastigheden af kemiske reaktioner falder, når der sker fald i koncentrationer af de kemiske forbindelser, som reagerer med hinanden. Figur 2.10 viser at luftkoncentrationerne af de kemiske forbindelser i reaktionerne er faldet væsentligt siden 1990, og navnlig er der sket et meget stort fald i koncentrationerne af svovldioxid (svovldioxid fører til dannelse af svovlsyre i atmosfæren), men der er også sket betydeligt fald i koncentrationerne af kvælstofdioxid (kvælstofdioxid fører til dannelse af salpetersyre i atmosfæren). Dette betyder, at den kemiske omdannelse af ammoniak til partikulært ammonium er faldet betydeligt siden 1990, og at dannelsen af partikulært ammonium sker langsommere. Derfor falder koncentrationerne af ammoniak langsommere end man skulle forvente ud fra ændringerne i udledningerne, og koncentrationerne af partikulært ammonium falder hurtigere end forventet ud fra ændringerne i udledningerne.

Depositionen af kvælstofforbindelserne er direkte bestemt af koncentrationerne af kvælstofforbindelserne. Udviklingstendensen for koncentrationerne vil derfor give omtrent samme udviklingstendens for depositionen om end de meteorologiske forhold også spiller en stor rolle for udviklingstendensen for depositionen.

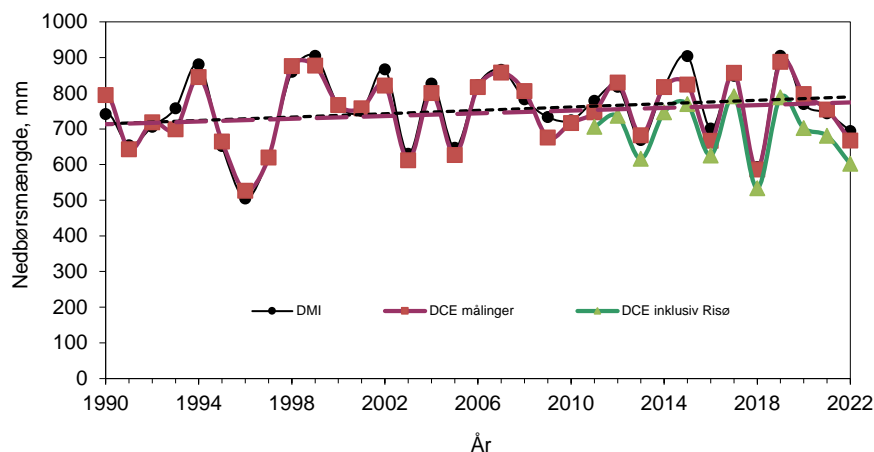


Figur 2.9. Relativ udviklingstendens for koncentrationerne af ammoniak og partikulært ammonium samt udviklingstendens for udledningerne af ammoniak fra Danmark (Nielsen et al., 2023) og EU-27 (EMEP, 2023). Koncentrationerne angiver målte årlige middelværdier af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Koncentrationer og udledninger er indekseret til 100 i 1990.



Figur 2.10. Relativ udviklingstendens for koncentrationerne af de vigtigste kvælstofforbindelser samt svovldioxid og partikulært sulfat. Koncentrationerne angiver målte årlige middelværdier af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Koncentrationer og udledninger er indekseret til 100 i 1990. For kvælstofdioxid indgår kun data for Anholt, Ulborg og Risø og grundet manglede målinger, er data indekseret til 100 i 1996 (og ikke 1990).

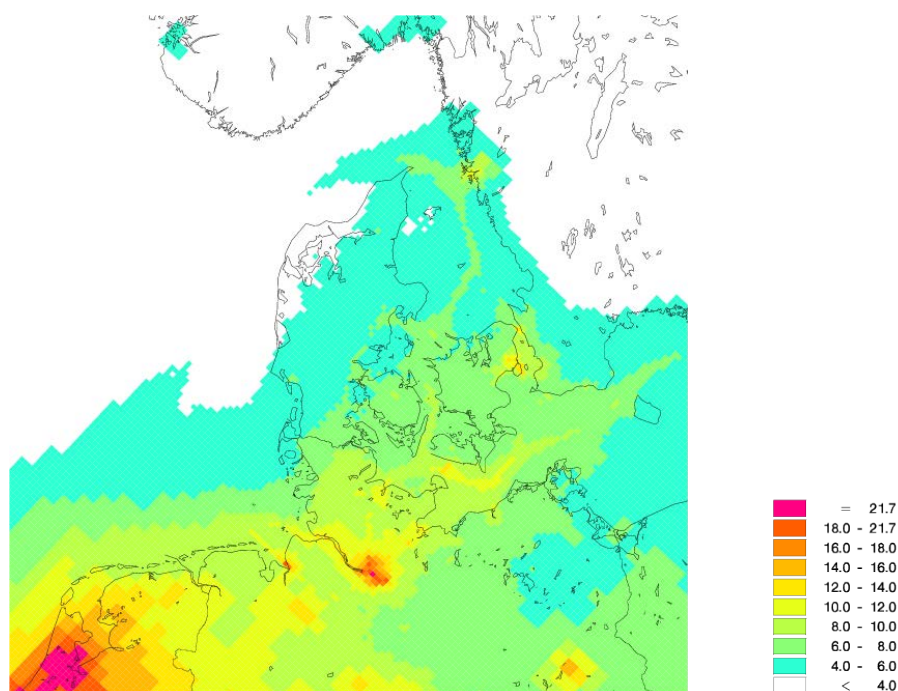
Siden 1990 har der været en svagt stigende tendens i nedbøren i Danmark (Figur 2.11), hvilket har betydning for udviklingstendensen for depositionen af kvælstofforbindelserne, idet depositionen generelt set stiger med stigende nedbør. Stigningen i nedbøren siden 1990 vil derfor give et noget langsommere fald i depositionen end forventet ud fra udviklingstendens for emissionerne. Dette gælder navnlig for deposition til farvandsområderne, hvor våddepositionen udgør hovedparten af den samlede deposition.



Figur 2.11. Udviklingstendens for nedbørmængden i perioden fra 1990-2022 (Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2023) og til sammenligning de målte gennemsnitlige nedbørmængder bestemt af DCE ved Anholt, Tange og Ulborg. Endvidere er der inkluderet gennemsnit fra 2010 til 2022, som inkluderer de tre målestationer og målestationen ved Risø. Den sorte punkterede linje er beregnet ved lineær regression ud fra data fra DMI, mens den mørkerøde stiplede linje er beregnet ved lineær regression ud fra DCE's målinger.

2.9 Grænseværdier for NO_x til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi til beskyttelse af vegetation mod skadelige effekter relateret til NO_x. Grænseværdien gældende uden for bymæssige områder er på 30 µg NO₂/m³ (per definition regnes NO_x som NO₂) som årsmiddelværdi. Resultater for 2022 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på Figur 2.12. For størstedelen af landet uden for byerne ligger årsmiddelmålingerne under 8 µg NO₂/m³, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder, er der ingen overskridelser af grænseværdien i 2022.



Figur 2.12. Årsmiddelmålingerne af NO_x i 2022 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed er koncentrationen af NO_x beregnet som NO₂ (µg NO₂/m³).

Links

Yderligere information om danske emissioner kan findes på: [Udledning af luftforurening \(au.dk\)](#)

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 havde forpligtet sig til at reducere emissionen af svovl i 2020 med 35 % set i forhold til 2005. For EU's medlemslande samlet var reduktionen på 59 %. Tilsvarende reduktionsforpligtelser er blevet vedtaget i forbindelse med EU's reviderede NEC-direktiv fra 2016, hvor Danmark er forpligtet til at reducere udledningerne af svovldioxid med 59% fra 2005 til 2030 (EU, 2016).

3.3 Svovldeposition i 2022

Resultaterne i 2022 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent (menneskeskabt) svovl og svovl fra naturlige kilder (hovedsageligt havsalt) lå på 2,2-3,9 kg S/ha for deposition til landområderne (Figur 3.1). Dette er i gennemsnit for hovedstationerne omkring 10 % højere i 2022 end i 2021, hvor variationen fra det ene år til de næste hovedsageligt skyldes de naturlige variationer fra år til år i de meteorologiske forhold.

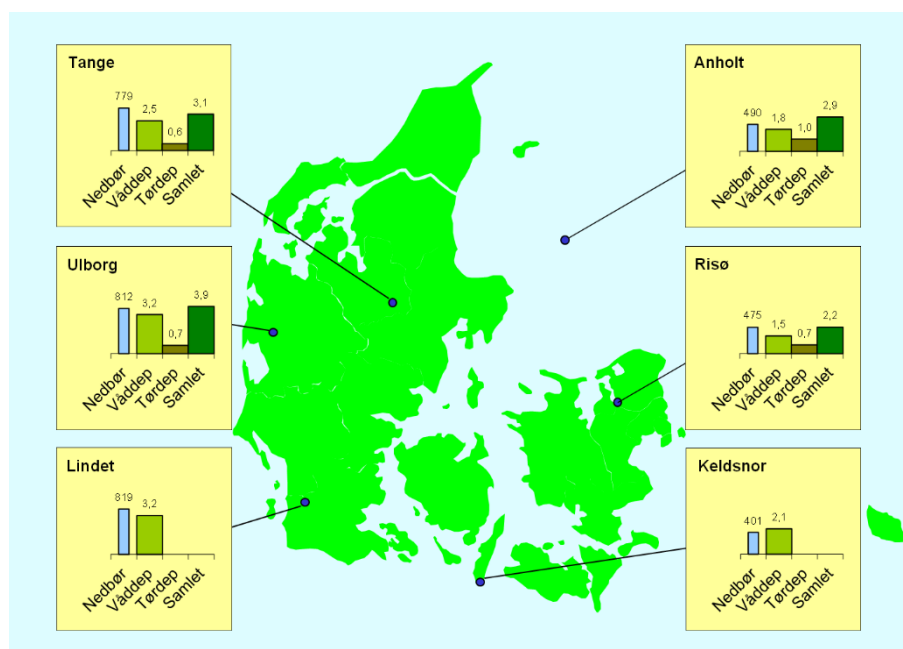
Den højeste deposition blev i 2022 bestemt ved Ulborg og den mindste deposition ved Risø, hvilket svarer til observationerne de øvrige år. Generelt er der dog lille forskel mellem depositionen til målestationerne. Årsagen til dette er, at svovlforbindelserne kan transporteres 1.000 km eller mere via luften, og de geografiske variationer er derfor jævnet ud under den lange transport.

En relativt stor andel af svovlforbindelserne transporteres til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, hvilket sammen med en høj nedbørsmængde er en væsentlig del af 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 omkring halvdelen 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 depositions måling, som er meget ressourcekrævende. Der er stor usikkerhed ved beregning af tørdeposition med denne metode, men det er p.t. den eneste metode, som kan anvendes i forbindelse med overvågningsprogrammet.



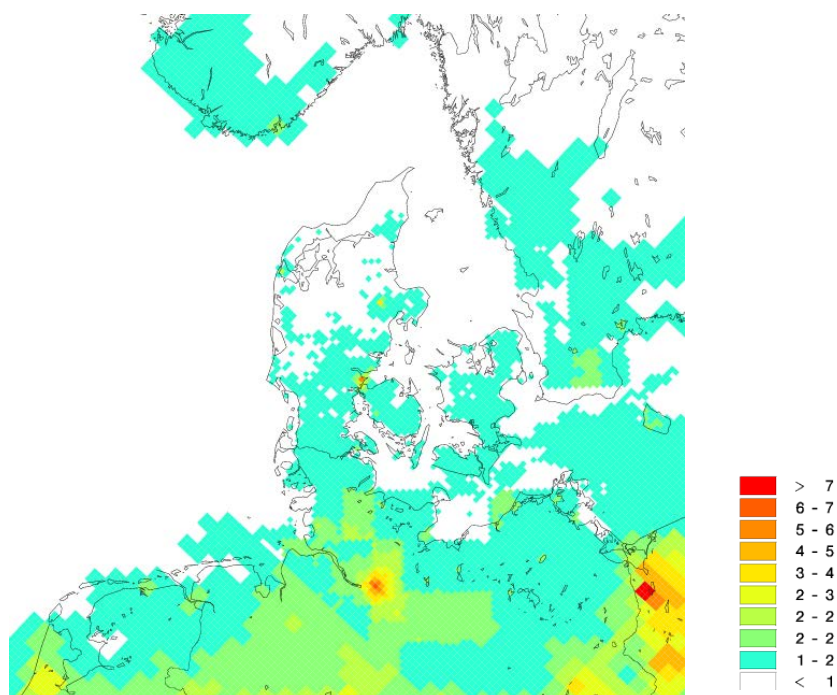
Figur 3.1. Svovldeposition (kg S/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2022. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kg S/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne 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 2022 beregnet til 4.400 tons S, hvilket svarer til en gennemsnitlig årlig deposition af svovl på ca. 1,0 kg S/ha med antropogen oprindelse (Figur 3.2 og Tabel 3.1). Depositionen til de danske landområder er dermed faldet med omkring 14 % fra 2021 (5.100 tons S) til 2022. Faldet i den modelberegne deposition skyldes en kombination af naturlige variationer i de meteorologiske forhold, ændringer i landbaserede udledninger og nye tiltag til reduktion af udledningerne af svovl fra skibstrafik.

Fra 2021 til 2022 viser modelberegningerne et fald i depositionen som gennemsnit for danske landområder, mens målingerne ved hovedstationerne angiver en stigning. Det er imidlertid ikke umiddelbart muligt at sammenligne ændringerne bestemt ud fra modelberegningerne og målingerne, da modelberegningerne kun dækker de antropogene kilder, mens målinger inkluderer såvel antropogene som naturlige kilder og de naturlige kilder udgør en betragtelig del af den samlede deposition af svovl målt ved hovedstationerne.

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 16 % af den samlede deposition i 2022. Det danske bidrag varierer kun lidt mellem regionerne (12– 19 %).



Figur 3.2. Det antropogene bidrag til deposition af svovlforbindelser beregnet for 2022. Depositionen angiver en middelværdi for felterne. For felter med både vand- og landoverflade vises altså en middeldeposition for de to typer af overflader. Depositionen er givet i kg S/ha. Gitterfelterne er på 6 km x 6 km undtagen for den yderste del af domænet, hvor gitterfelterne er på 17 km x 17 km. 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 omdannelse af svovl i atmosfæren. Modellen medtager ikke svovl fra havsalt, som via vinden bliver "blæst op" i atmosfæren. Målingerne af svovldeposition ved målestationer viser, at havsalt i dag bidrager med omkring halvdelen 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 $\pm 40\%$.

Tabel 3.1. Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2022.

	Tørdeposition 1.000 ton S	Våddeposition 1.000 ton S	Totaldeposition 1.000 ton S	Totaldeposition per areal kg S/ha	Areal km²
Nordjylland	0,4	0,3	0,7	0,9	7.908
Midtjylland	0,7	0,6	1,3	1,0	13.094
Syddanmark	0,8	0,6	1,3	1,1	12.130
Sjælland	0,5	0,3	0,8	1,1	7.268
Hovedstaden	0,2	0,1	0,3	1,2	2.568
Hele landet	2,4	2,0	4,4	1,0	42.927

3.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 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 2022 viser årlig middelkoncentration på mellem 0,1-0,2 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 hovedsagelig ligger lidt under 0,75 µg SO₂/m³. For årsmiddelkoncentrationerne ses koncentrationer under 0,5 µg SO₂/m³ for størstedelen af landet uden for byerne og for det vestlig og nordlige Jylland under 0,25 µg/m³. Niveauet i 2022 er lidt lavere end i 2021. 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 i Østersøen og Nordsøen fra 2015 har dog mindsket indflydelsen fra skibstrafikken og medført væsentligt lavere koncentrationer end set tidligere.

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 2001 hvorefter depositionen stort set har været på samme niveau indtil 2007. Herefter ses igen et mindre fald i depositionen. Da faldet i depositionen set over lang 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 - om end faldet i depositionen efter 2000 er noget langsommere end faldet i udledningerne. Navnlige ses en god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i EU, hvilket er fordi 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 før 2007 var meget begrænset. Den Internationale Maritime Organisation (IMO) 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*) og endelig blev der fra 1. januar 2020 indført globale restriktioner i det tilladte indhold af svovl i skibsbrændstof, så det højest tilladte svovlindhold er reduceret fra 3,5% til 0,5% i alle farvandsområder uden for de specielle "emission control areas" (Nordsøen og Østersøen er sådanne områder) (IMO, 2021).

Nedsættelse af svovlindholdet i skibsbrændstof spiller en væsentlig rolle for faldet i svovldepositionen siden 2007. Når det markante fald i skibsudledningerne i Østersøen og Nordsøen alligevel ikke slår tydeligere igennem på depositionen, skyldes det, at størstedelen af svovldepositionerne er langtransporteret til Danmark. Depositionen stammer derfor især fra kilder uden for Danmark, Nordsøen og Østersøen. Endvidere kommer en relativt stor andel af svovldepositionen fra havsalt, hvilket også er medvirkende til, at ændringerne af skibsemissionerne ikke ses tydeligere.

Udover faldet i de menneskeskabte udledninger, så spiller de naturlige variationer i de meteorologiske forhold også en rolle i forbindelse med variationerne fra år til år, ligesom havsalt og naturlige udledninger fra vulkaner også påvirker svovldepositionen i Danmark. Det lille fald i depositionen fra 2017 til 2018 skyldes de ekstraordinært lave nedbørsmængder i 2018, mens den lille

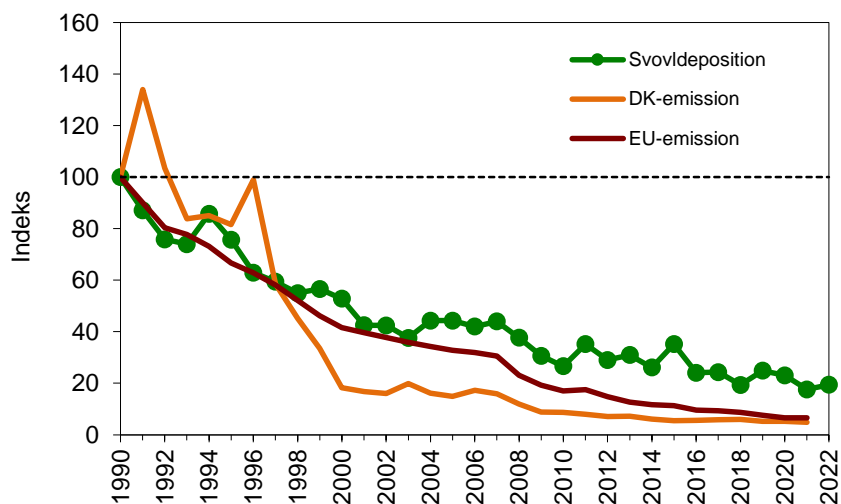
stigning fra 2018 til 2019 skyldes de høje nedbørsmængder i 2019. Det lille fald fra 2019 til 2021 skyldes også de naturlige variationer fra år til år i de meteorologiske forhold. Variationerne mellem årene skyldes også variationer i antal og styrke af storme, idet et enkelt kraftigt stormvejr kan give et stort bidrag til luftens indhold af sulfat som følge af havsalt, der naturligt indeholder sulfat.

Nedsættelsen af udledningerne af svovl har også medført en reduktion i luftens indhold af svovldioxid (Figur 3.6). Det største fald ses i perioden frem til omkring 2000, hvor det navnlig er reduktionen i de landbaserede kilder, der er årsag til faldet i koncentrationen af svovldioxid. Fra 2000 til 2007 er koncentrationen af svovldioxid omtrent uændret og først efter 2007 begynder der at ske et fald igen. Faldet i koncentrationerne efter 2007 skyldes primært nedsættelsen af svovlindholdet i skibsbrændstof i 2007, 2010 og 2015, som har givet en reduktion af udledningerne af svovldioxid fra skibstrafik. 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).

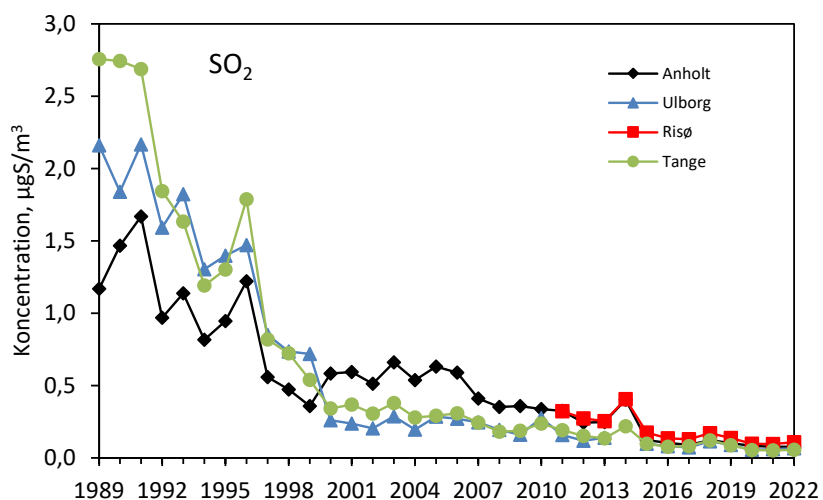
Ud over det generelle fald ses også en variation fra år til år. Årsagen til denne variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor variationer i nedbørsmængde, nedbørsintensitet, vindhastigheder og vindretninger kan give relativt store variationer i koncentrationerne af svovldioxid. Den 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 relativt store nedbørsmængder.

Fra 2019 til 2020 faldt koncentrationerne af svovldioxid med omkring 30 %, mens niveauet er stort set uændret fra 2020 til 2022. Det relativt store fald fra 2019 til 2020 hænger formentligt sammen med, at der i 2020 blev indført nye globale regler for udledning af svovl fra skibsfart. Restriktioner som følge af COVID-19, som har medført fald i udledningerne af svovl, spiller formentligt også en rolle i forbindelse med faldet fra 2019 til 2020. Det er dog ikke muligt at adskille effekterne af disse hændelser fra ændringerne som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

Endvidere bidrager naturlige kilder også til variationerne fra år til år. Dette ses for eksempel i 2014, hvor store udledninger af svovldioxid fra vulkansk aktivitet på Island formentligt er hovedårsagen til den relativt høje koncentration målt i 2015.



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.*, 2023) og fra de 27 EU-lande fra EMEP (EMEP, 2023).



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: [Depositionsberegninger \(au.dk\)](https://www.miljøstyrelsen.dk/depositionsberegninger)

Information om luftmålestationerne kan fås på: [Overvågningsprogrammet \(au.dk\)](https://www.miljøstyrelsen.dk/overvaagningsprogrammet)

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 tungmetallindholdet i de øverste jordlag. På lignende måde er den atmosfæriske tungmetald deposition til vandmiljøet i mange tilfælde betydelig i forhold til andre kilder. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVANA at bestemme deposition af en række udvalgte tungmetaller til de danske farvande og landområder. 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

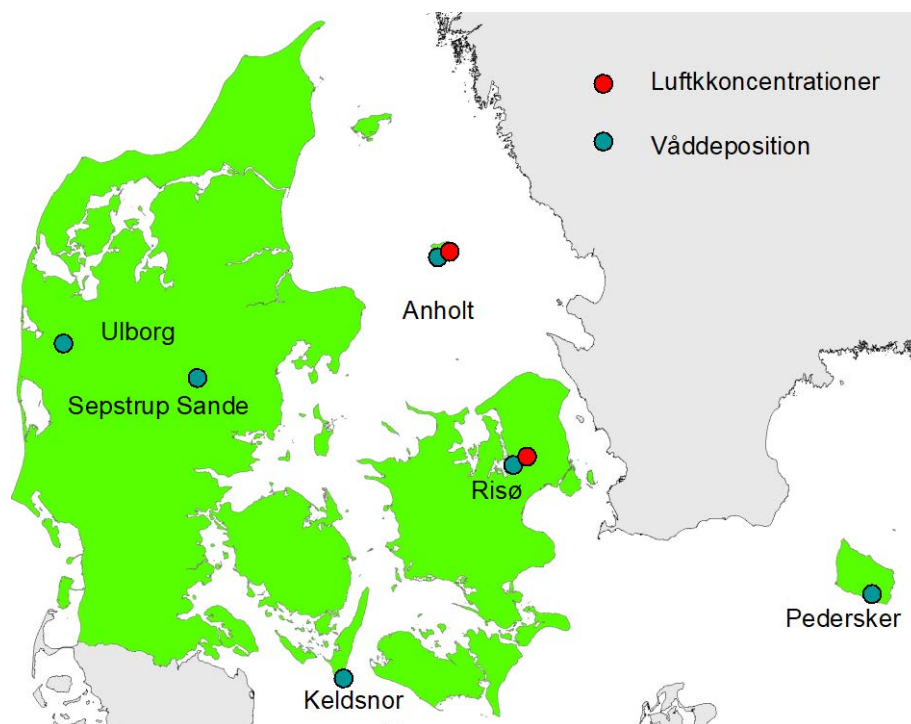
Den atmosfæriske koncentration af partikelbundne tungmetaller har været målt siden begyndelsen af 1980'erne og våddepositionen af metaller har været målt siden 1990 på de danske målestationer. I 2010 blev antallet af målestationer reduceret, så der siden 2010 kun har været målt luftkoncentrationer af 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 depositionsestimaterne.

Den samlede deposition af tungmetaller (summen af tør- og våddeposition) til de indre danske farvande og danske landområder kan estimeres ud fra målingerne af våddeposition og beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Den samlede deposition fremgår af Tabel 4.1. I 2021 var der ingen resultater for kobber (Cu) og bly (Pb) grundet kontaminering af nedbørsopsamlingen som følge af forurenede opsamlingsflasker. Renseproceduren af opsamlingsflaskerne er forbedret men først fra december 2022. Dette betyder, at der for 2022 forsat mangler resultater for depositionen af Cu. For Pb er der brugbare våddepositionsresultater for fire ud af seks målestationer, idet en forurening af opsamlingsflaskerne kun ses for stationerne Ulborg og Sepstrup Sande.

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 det, 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. Baseret på tidligere års resultater, så gælder

dette dog ikke for Cu, hvor de danske emissioner er større end depositionerne (Ellermann et al., 2021).

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 estimaterne for den samlede deposition. Dette skyldes, at tørdepositionen for hovedparten af tungmetallerne kun udgør en mindre del af den samlede deposition, og at skift i målestationer 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 2022.

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 tørdepositionen 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 estimaterne af våddeposition tages med i betragtning.

Store partikler af især ikke-industriell oprindelse, såsom partikler fra havsprøjt, jordstøv samt biogene partikler (pollen o.l.), kan ved tyngdekraftens påvirkning afsættes i bulkopsamleren. Heller ikke denne størrelsesfraktion vil dog bidrage væsentligt. Tungmetalindholdet i disse materialer er lavt, og en del af de tungtopløselige stoffer i mineraler vil ikke blive tilgængelige ved den prøveoplukningsmetode, som anvendes i overvågningsprogrammet.

Usikkerheden på estimerne af den samlede deposition vurderes til \pm 30-50 %. 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 \pm 80 %). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10 % til vandområder og 20-30 % til landområder), hvilket betyder, at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke medfører samme store usikkerhed på estimatet af den samlede deposition.

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

Tabel 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 2022. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2021 (EMEP, 2023). For Cu er der ikke resultater for 2022 som følge af kontaminering, mens resultaterne for Pb er estimeret ud fra 2 færre våddepositionsstationer.

Stof	Estimeret deposition				Emission
	Deposition til land	Deposition til vand	Landområder (43.000 km ²)	Indre farvande (31.500 km ²)	Danske kilder
	$\mu\text{g}/\text{m}^2$	$\mu\text{g}/\text{m}^2$	ton/år	ton/år	ton/år
Cr, krom	97	83	4	3	1,6
Ni, nikkel	160	144	7	5	3,0
Cu, kobber	-	-	-	-	64
Zn, zink	7476	7277	321	229	64
As, arsen	77	70	3	2	0,3
Cd, cadmium	21	20	1	1	0,7
Pb, bly	549	521	24	16	15
Fe, jern	42355	40216	1821	1267	-

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 43 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 15 år er koncentrationer og våddepositioner dog kun aftaget svagt sammenlignet med tidligere, og inden for de sidste få år har de indfundet sig på nogle niveauer, hvor der er små år-til-år fluktuationer, men hvor længerevarende tendenser enten er usikre eller ikke eksisterende. En undtagelse er måske våddepositionen af Cu, der siden 2013 synes at have udvist en generel stigende tendens. For Cd og Pb har luftkoncentrationen siden omkring 2011 ligget konstant og meget lavt.

Det skal nævnes, at for jern (Fe) i luftkoncentrationerne er der for 2022 forhøjet usikkerhed på analysemetoden i perioden 26. juni 2022 til 17. august 2022. Men alle kontrolparametre i analysen er overholdt og der er tillid til årsmiddelværdien.

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 baseret på målingerne fra Anholt, hvilket giver den bedst mulige kontinuitet i tidsserierne, da niveauerne før og efter 2010 ligger på samme niveau (Figur 4.3), når de store usikkerheder på analyse af de lave koncentrationer tages med i betragtning. For Cd er der dog sket et markant skift i 2010. Dette skyldes ikke skift i målestationer, 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 (Pb) fra benzin og en generelt bedre rensning af røggasser.

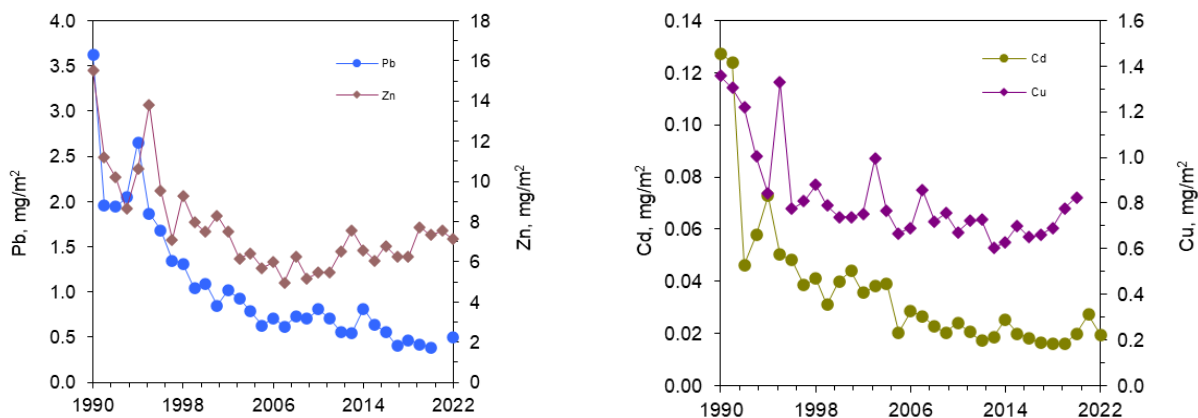
I Figur 4.4 sammenholdes tilgængelige værdier for tungmetalemissioner fra EU og Danmark (først tilgængelige fra 1990 (EMEP, 2023) med målingerne ved de danske målestationer. For Pb, Cd og Zn ses, at faldet i våddepositionerne og luftkoncentrationerne følger ændringerne i emissionerne fra EU-landene, hvilket er forventeligt, da tungmetallerne for en stor del langtransporteres til Danmark fra store dele af resten af Europa. Ændringerne i danske emissioner spiller kun en mindre rolle for udviklingen i Danmark. For Cd 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. For Cu i våddeposition mangler resultatet for 2021 og 2022 som følge af kontaminering.

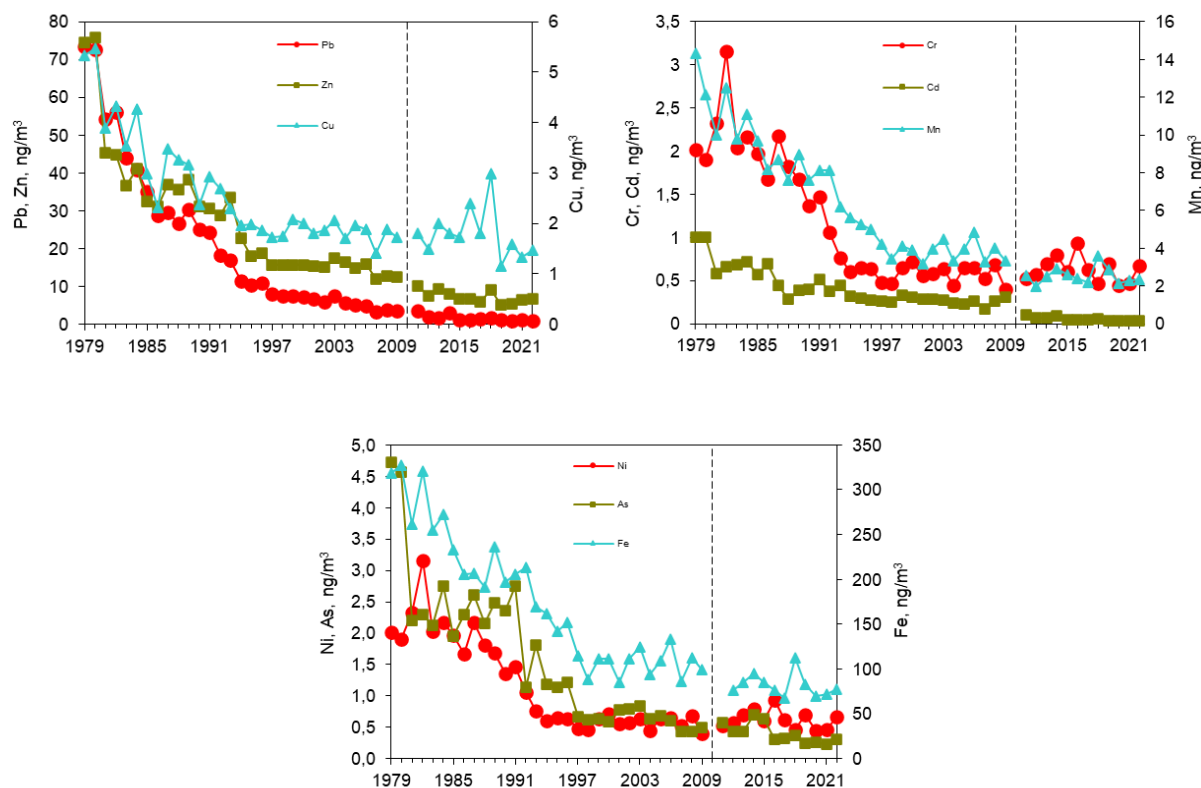
En anden årsag til variationerne i våddepositionen mellem årene er den aktuelle meteorologi. Selv om Danmark ligger i vestenvindsbæltet, er der en variation i vindmønstrene fra måned til måned og fra år til år. De nævnte to faktorer har både indflydelse på variationen i partikkelkoncentrationerne og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

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

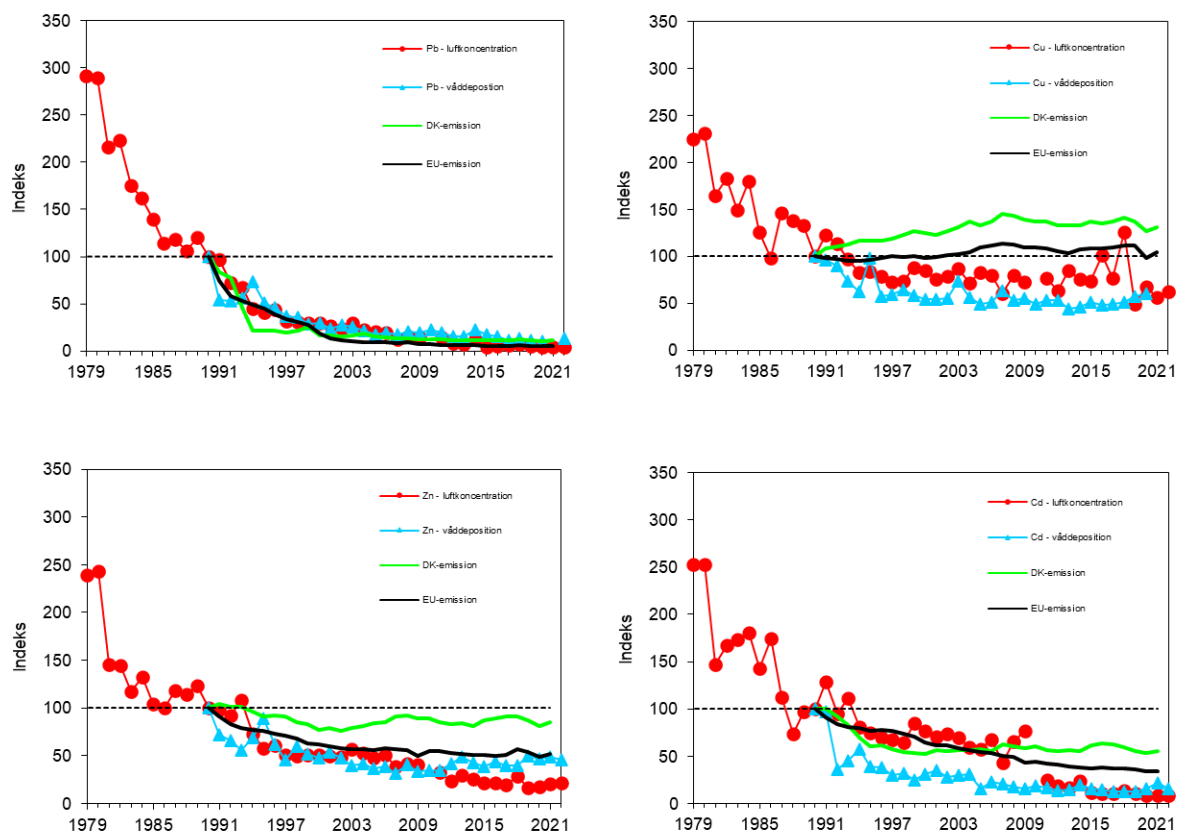
Med de lave koncentrationer af tungmetaller i nedbøren kan det endvidere ikke undgås, at der lejlighedsvis sker en kontaminering. Specielt for Cu og Zn findes ofte forhøjede koncentrationer i prøverne. Den høje deposition af Cu og Zn i 1995 (Figur 4.2) skyldes således sandsynligvis kontaminering. I målingerne 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/m², hvilket svarer til kg/km². Resultaterne er gennemsnit for alle målestationer med måling af våddeposition. For Pb og Cu er der ikke vist resultater for 2021 som følge af kontaminering. Dette gælder også for 2022 for Cu, mens resultatet for Pb 2022 kun er baseret på fire ud af seks målestationer.



Figur 4.3. Udvikling af koncentrationer i luften af en række tungmetaller siden 1979. Kurverne repræsenterer gennemsnit af målingerne ved Keldsnor og Tange i perioden før 2010, mens 2011-2022 er baseret på 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, 2023). Alle resultater er normeret til 100 i 1990. Før 2010 er tungmetalluftkoncentrationer beregnet som gennemsnit af Keldsnor og Tange og efter 2010 er baseret på målingerne fra Anholt. For Pb og Cu er der ikke vist resultater for 2021 som følge af kontaminering. Dette gælder også for 2022 for Cu, mens resultatet for Pb 2022 kun er baseret på fire ud af seks målestationer.

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

DCE's hjemmeside: [Udledning af luftforurening \(au.dk\)](https://au.dk)

Europæiske emissionsopgørelser for tungmetaller: [The Emissions Database \(ceip.at\)](https://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. i 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 indeks, 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 µg/m³-timer) til beskyttelse af vegetation. Værdien skal beregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00. 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 µg/m³-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 blandt andet 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 ødelægger cellernes strukturer. Optaget af ozon styres af, hvor meget spalteåbningerne er åbne. En indikator baseret alene på ozonkoncentrationen (AOT40) kan derfor ikke i tilstrækkelig 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_γ (Phytotoxic Ozone Dose above a threshold γ), som er en indikator baseret på beregning af den akkumulerede ozonflux 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 vækstsæsonen fastlagt til perioden fra den 1. april til 30. september for skov og 90 dage for korn (Mills, 2017).

For at kunne inkludere ozonfluxestimer under overvågningsprogrammet er regionalskalemodellen DEHM blevet udvidet med et modul til beregning af ozonflux. Yderligere detaljer om ozonflux kan findes i Ellermann et al. (2019c).

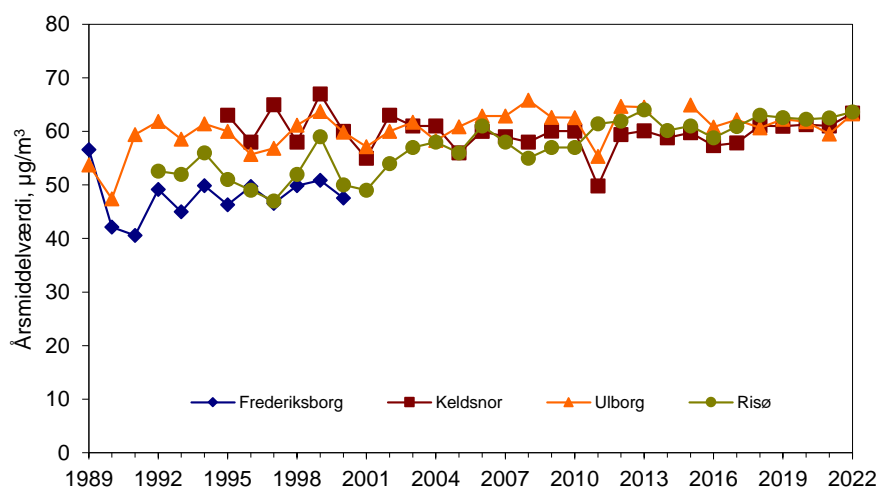
5.3 Tilstand, udvikling og årsag

Der måles ozonkoncentrationer i Ulborg, Lille Valby/Risø, Keldsnor og indtil 2000 også i Frederiksborg i Nordsjælland. Figur 5.1 viser årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon over en længere årrække på stationerne. I 2022 ligger årsgennemsnittet på ca. 63 µg/m³ (svarende til 31 ppb). Årsmiddelkoncentrationer ligger i 2022 på niveau med 2021 omend der har været en lille stigning (ca. 4%). Årsmiddelkoncentrationerne har en vis år til år variation, og der er de fleste år en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. I 2022 er der dog stort set ingen forskel på koncentrationerne. Hovedparten af den ozon, der findes i luften i Danmark, er kommet med luftmasser, der er transporteret til Danmark fra navnlig den sydlige og centrale del af Europa, hvilket er forklaringen på, at der er så lille forskel mellem målestationer. I løbet af årene er der en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestationer end tidligere, hvilket er en følge af, at NO_x-emissionen er reduceret blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.

Årsmiddelkoncentrationerne har ligget på nogenlunde samme niveau gennem de seneste 15 år, selv om der ses en tendens til en svag stigning i koncentrationerne. Når man kigger på udviklingstendensen helt tilbage til målingerens begyndelse i 1989, ses en lidt tydeligere tendens til stigning i koncentrationerne af ozon på målestationer i Danmark.

Ozon dannes i atmosfæren via fotokemiske reaktioner som involverer kvælstofoxider og flygtige organiske forbindelser. Udledningerne af disse precursere til ozondannelse er faldet meget markant gennem de seneste årtier, blandt andet på grund af regulering med det mål at få ozonkoncentrationerne til at falde. Målingerne viser, at dette ikke er sket, hvilket der er flere årsager til. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og varme somre har ført 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, blandt andet pga. at disse brande producerer stoffer, som medvirker til ozondannelse. 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 til stede 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.

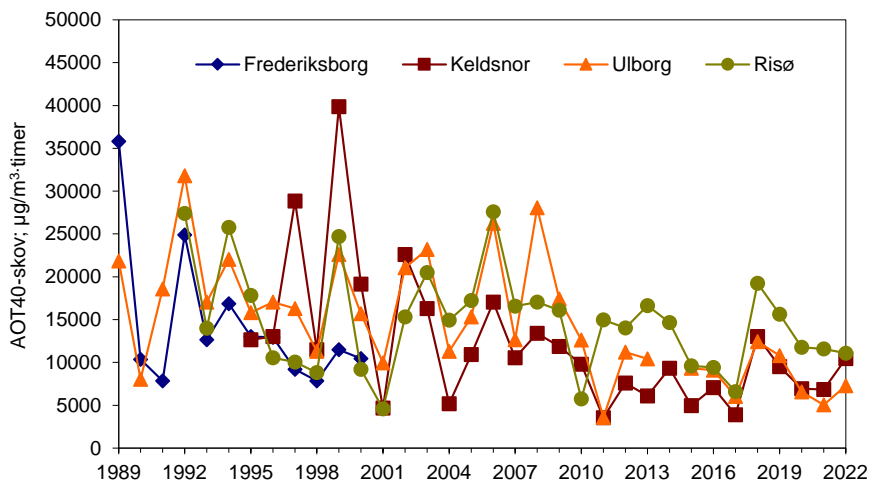
Figur 5.2 viser udviklingstendensen for AOT40-værdier beregnet for skov på baggrund af målinger fra Ulborg, Frederiksborg, Keldsnor og Lille Valby/Risø. For Keldsnors og Lille Valby/Risøs vedkommende er der ikke tale om målinger over skov, men det vurderes, at de beregnede værdier er repræsentative for skovområder tæt på disse målestationer. I 2022 ligger AOT40-værdien for Keldsnor, Ulborg og Risø på mellem ca. 7.300 og 11.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket er omtrent på niveau med 2021.

AOT40-værdierne ligger i 2022 ved alle målestationerne under den kritiske belastningsgrænse for bøg på 20.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$. 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 efter 2009 har der ikke været værdier over den kritiske belastningsgrænse.

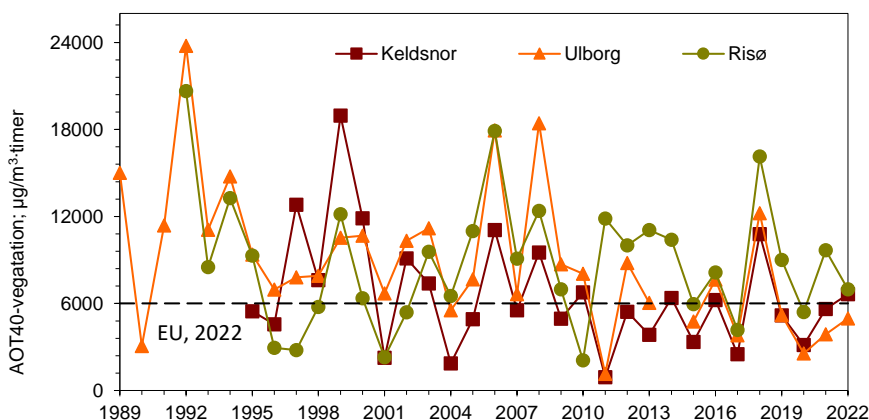
AOT40 for vegetation beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er vist i Figur 5.3. AOT40 beregnet på denne måde bliver mindre end AOT40 til skov, hvilket skyldes, at beregningerne til vegetation foretages for en kortere del af året end beregningerne til skov. Her ses ligeledes en stor variation fra år til år, hvor de højeste værdier når 24.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket er over målværdien (en form for grænseværdi) på 18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$ (EC, 2008). I 2022 lå AOT40 ved Keldsnor, Ulborg og Risø mellem ca. 5.000 og 7.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket i gennemsnit for de tre målestationer er stort set på niveau med 2021.

Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års midelværdier af AOT40. For alle målestationerne ligger midelværdien for 2018-2022 (Keldsnor: 6.300 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Ulborg: 5.800 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$; Risø: 9.400 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$) under målværdien på 18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, og der er derfor ingen overskridelser af EU's målværdi.

Den langsigtede målsætning på 6.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -timer (EC, 2008) blev i 2022 overskredet ved Keldsnor og Risø, men ikke ved Ulborg. Gennemsnit for de seneste 5 år (se forrige afsnit) 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, men der er ingen tegn til fald i den siden 2009.



Figur 5.2. AOT40-værdier for skov (enheden er $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -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 for kategorien skov (Bøg) er beregnet på basis af ozonmålinger mellem sol op- og nedgang i april til september.

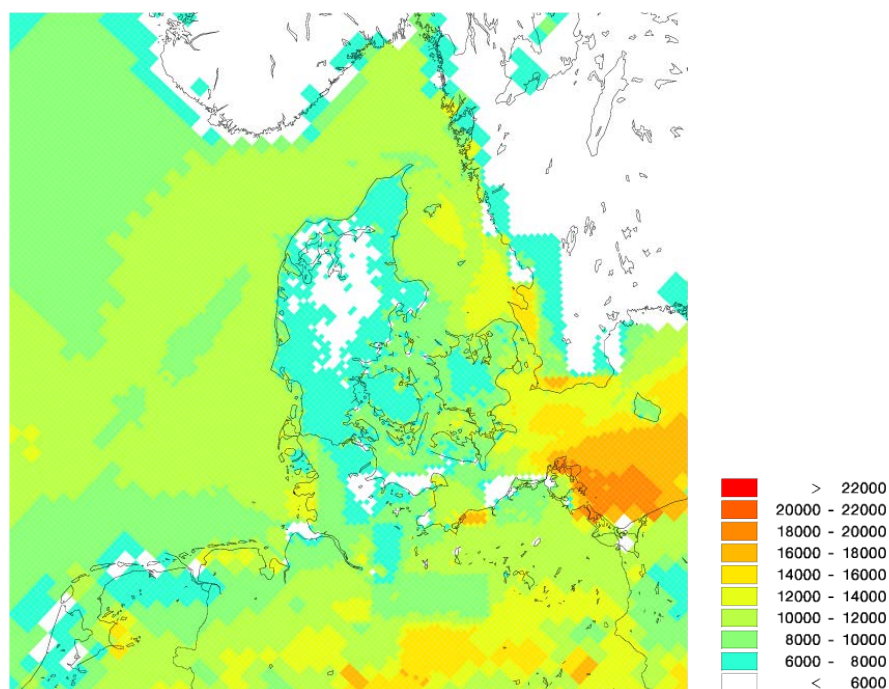


Figur 5.3. AOT40-værdier for vegetation (enheden er $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -timer) beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) for målestationerne Keldsnor, Frederiksborg, Ulborg og Lille Valby/Risø. AOT40 for kategorien vegetation er beregnet på basis af ozonmålinger i maj til juli fra kl. 8.00 til 20.00

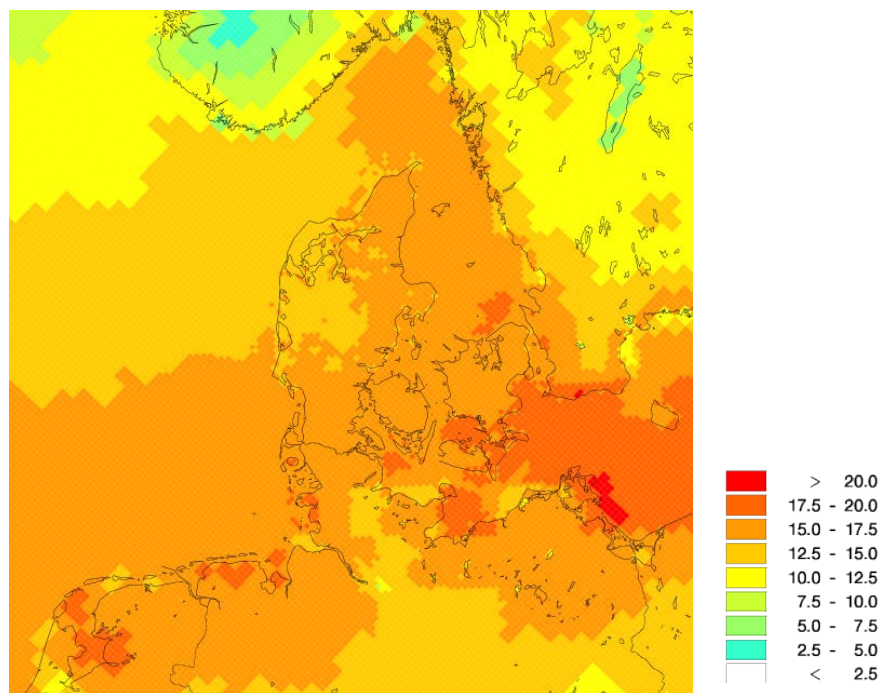
AOT40 beregnes også ved hjælp af luftforureningsmodellen DEHM. Figur 5.4 viser den geografiske variation i AOT40 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008). For størstedelen af Danmark ligger AOT40 under 8.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$, hvilket er i rimelig god overensstemmelse med resultaterne fra målingerne, når usikkerhederne 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 (8.000-12.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$). Over alle landområderne ligger AOT40 under målværdien på 18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{timer}$.

Figur 5.5 og 5.6 viser resultaterne fra 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.

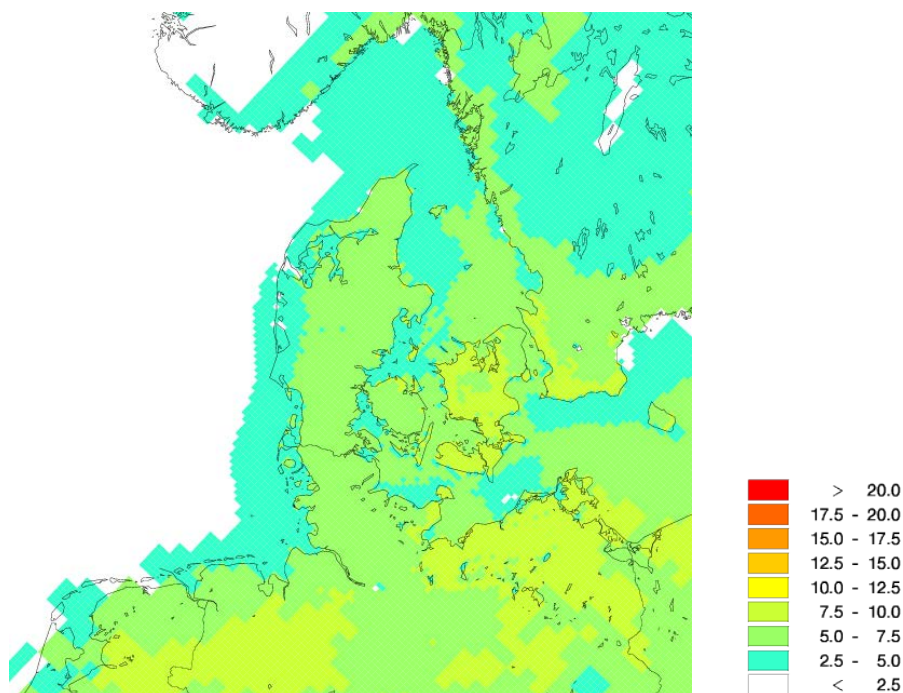
Der er relativt stor forskel på den geografiske fordeling mellem AOT40 (Figur 5.6) og de to POD_Y 'er, hvilket skyldes forskel i tærskelværdier, og at ozonkoncentrationer og ozonflux ikke umiddelbart er sammenlignelige.



Figur 5.4. AOT40 for 2022 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 2022. 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 2022. 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_V , hvorover ozonskader på vegetation er uacceptabelt store. Mills (2017) angiver de kritiske niveauer til $5,7\ mmol\ m^{-2}$ for skov og $7,9\ mmol\ m^{-2}$ for korn. Det kritiske niveau for skov blev dermed overskredet i 2022 for skov (løvfældende) i hele Danmark (Figur 5.5). I 2022 blev det kritiske

niveau for korn (hvede) ikke overskredet i størstedelen af landet, men for dele af Sjælland, og de sydlige øer (for eksempel Lolland, Falster og Møn) er der områder med overskridelse af grænsen (Figur 5.6).

Links

Aktuelle målinger af ozon kan findes via DCE's hjemmeside: [Aktuelle målinger \(au.dk\)](#)

6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

6.1 Relevans

Målinger af våddeposition af en række miljøfarlige organiske stoffer (pesticider, nitrophenoler og PAH) 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 siden 2017 blevet udvidet med målinger af luftkoncentrationer af pesticider. Den første del af kapitlet præsenterer resultaterne fra våddepositionen af pesticider, nitrophenoler og PAH, 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 en gruppe organiske forbindelser, der udledes til luften i forbindelse med forbrænding af fossile og naturlige brændsler, f.eks. i biler og ved energiproduktion. PAH er kendt som mutagene stoffer, som er mistænkt for at være kræftfremkaldende for dyr og mennesker. PAH transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver tør- og våddeponeret. PAH bindes til jordpartikler, hvor de bliver svært nedbrydelige for mikroorganismer. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 22 forskellige PAH.

6.2 Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, end den kan tåle. Deposition af PAH indgår i EU's 4. datterdirektiv om arsen, cadmium, kviksølv, nikkel og polyaromatiske kulbrinter i luften (EC, 2005). Der er i direktivet ikke angivet nogen målsætninger om størrelsen af depositionen af PAH. Der er heller ingen direkte målsætning om størrelsen af deposition af pesticider og nitrophenoler.

6.3 Våddeposition af pesticider

Våddepositionen af pesticider måles på to stationer, Risø (Roskilde, Østdanmark) og Sepstrup Sande (Midtjylland, Vestdanmark). 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 miljøfarlige 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 og fenpropimorph), mens prosulfocarb, som blev anset for at være relevant på grund af stoffets evne til fordampning, blev tilføjet listen. I 2020 er der yderligere tilføjet clomazon og diflufenican, som har vist relativt høj fordampningspotentiale i andre undersøgelser.

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. Ved Risø mangler data fra marts-april grundet tekniske problemer med wet-only-nedbørsopsamleren, og prøven for september-oktober dækker kun fra den 15. til 30. oktober.

Tabel 6.1 og Figur 6.1 viser en oversigt over våddepositionen målt i 2022 ved Risø og Sepstrup Sande. Tabel 6.1 viser de stoffer, som blev fundet i 2022. Stofferne atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin, dichlorprop, diuron, hydroxyatrazin, hydroxysimazine og mechlorprop blev ikke målt i koncentrationer over detektionsgrænsen i 2020 og de blev heller ikke fundet i 2022 (der var ingen målinger i 2021 grundet fejl ved prøvehåndteringen). I 2022 blev der i tillæg heller ikke fundet diflufenican, isoproturon og met amitron. For atrazin og de to nedbrydningsprodukter herfra hænger dette sammen med, at stofferne har været forbudt i EU siden 2004.

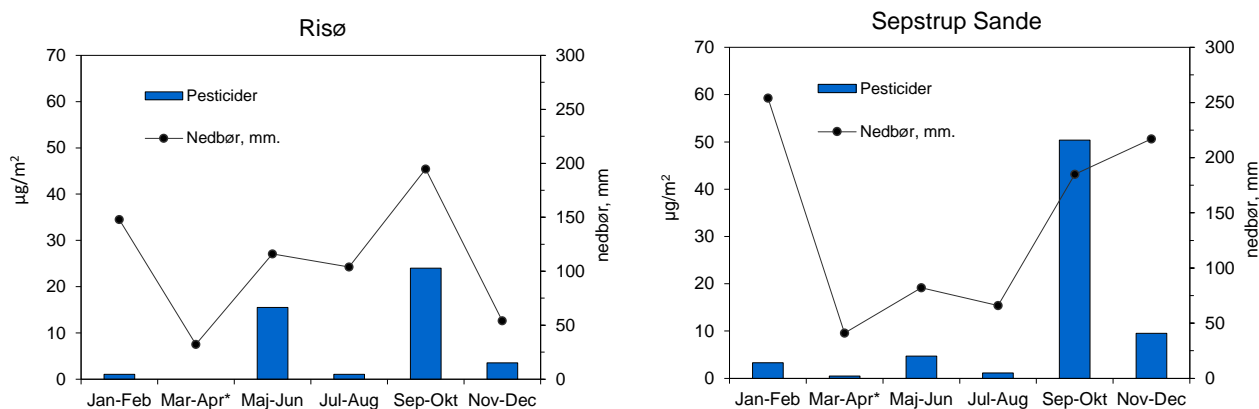
I 2022 lå den samlede våddeposition af pesticider på henholdsvis 45 og 70 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande (ved koncentrationer under detektionsgrænsen er bidraget til den samlede deposition sat til nul).

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

De største bidrag til våddeposition af pesticider på begge lokaliteter kommer fra prosulfocarb, pendimethalin, terbuthylazin og nedbrydningsproduktet desethylterbutylazin, hvoraf prosulfocarb er langt den væsentligste. Den højeste deposition af prosulfocarb og pendimethalin sker typisk 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 24 og 50 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, hvor prosulfocarb bidrager med ca. 91%. Ved Risø ses i 2022 dog også en relativ stor våddeposition af pendimethalin i januar-februar.

Da prosulfocarb hovedsageligt anvendes i efteråret og normalt ikke udbringes i den første del af september (se afsnit 6.6), hvor der mangler prøveindsamling ved Risø, så vurderes det, at den manglende prøveindsamling ikke

har nævneværdig indflydelse på resultatet for den samlede årlige våddeposition af prosulfocarb ved Risø i 2022. Da våddepositionen af prosulfocarb udgør langt hovedparten af den samlede årlige våddeposition, så får den manglende prøveindsamling ved Risø kun mindre indflydelse på den samlede årlige våddeposition af pesticider ved Risø.



Figur 6.1. Våddepositionen, $\mu\text{g}/\text{m}^2$, af de fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i 2022 målt over 2-måneders perioder på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm. Ved Risø mangler data fra marts-april grundet tekniske problemer med wet-only-nedbørsopsamleren, og prøven for september-oktober dækker kun fra den 15. september til 30. oktober.

Tablet 6.1. Våddeposition i 2022 af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Tabellen angiver kun de pesticider, som blev fundet i 2022. Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (Bilag 3). Ved Risø mangler data fra marts-april grundet tekniske problemer med wet-only-nedbørsopsamleren, og prøven for september-oktober dækker kun fra den 15. september til 30. oktober.

	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.
Clomazone	n.d.	0,51	n.d.	0,92	0,24	0,31	0,72	0,53	0,55	n.d.	n.d.	1,76	2,02	
Desethylterbutylazine	n.d.	0,76	n.d.	8,44	3,42	0,21	0,13	0,10	0,74	n.d.	n.d.	8,75	5,05	
Ethofumesate	n.d.	n.d.	0,12	1,62	0,16	n.d.	n.d.	n.d.	0,18	n.d.	n.d.	1,62	0,46	
Epoxiconazole	n.d.	n.d.	n.d.	0,23	0,49	0,52	0,07	0,16	1,11	n.d.	n.d.	0,91	1,67	
MCPA	n.d.	0,25	n.d.	1,85	0,16	n.d.	0,20	n.d.	0,18	n.d.	n.d.	1,85	0,79	
Metazachlor	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,79	0,37	n.d.	n.d.	0,79	0,37	
Pendimethalin	0,89	0,25	0,04	0,35	n.d.	n.d.	n.d.	0,69	0,92	0,11	0,43	2,04	1,64	
Prosulfocarb	0,15	1,53	0,04	0,23	n.d.	n.d.	n.d.	21,8	46,33	3,35	9,10	25,56	57,00	
Terbutylazine	n.d.	n.d.	0,28	1,85	0,24	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,85	0,52	
Sum	1,0	3,30	0,48	15,5	4,71	1,04	1,1	24,10	50,38	3,46	9,53	45,13	69,52	

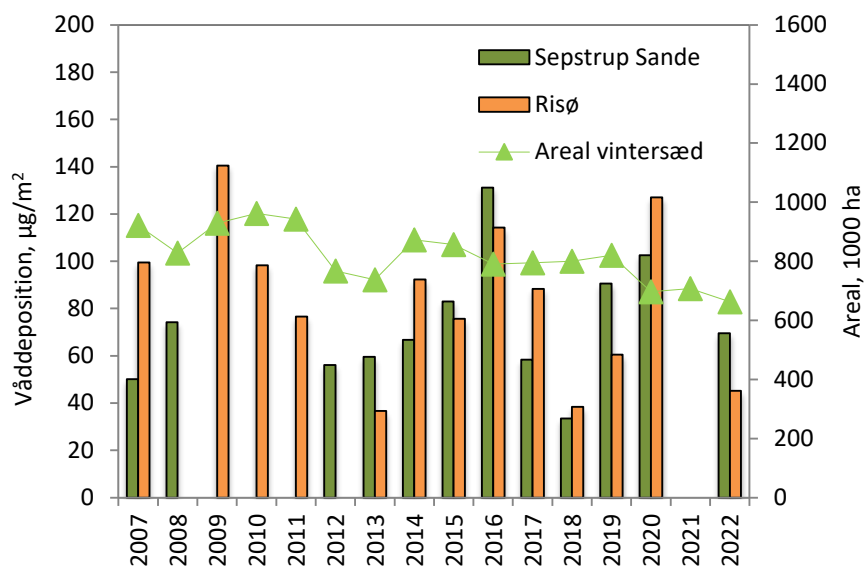
I Figur 6.2 ses udviklingstendensen for den årlige våddeposition af prosulfocarb, som har særlig interesse, fordi der i de senere år er fundet prosulfocarb ved undersøgelser af økologisk producerede æbler. Omkring 91% af den totale årlige våddeposition af prosulfocarb sker i perioden september-december (Tablet 6.1). Den højeste våddeposition sker i september-oktober, dvs. i forbindelse med behandling af 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 hovedsageligt 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., 2023). Der ses en relativt god

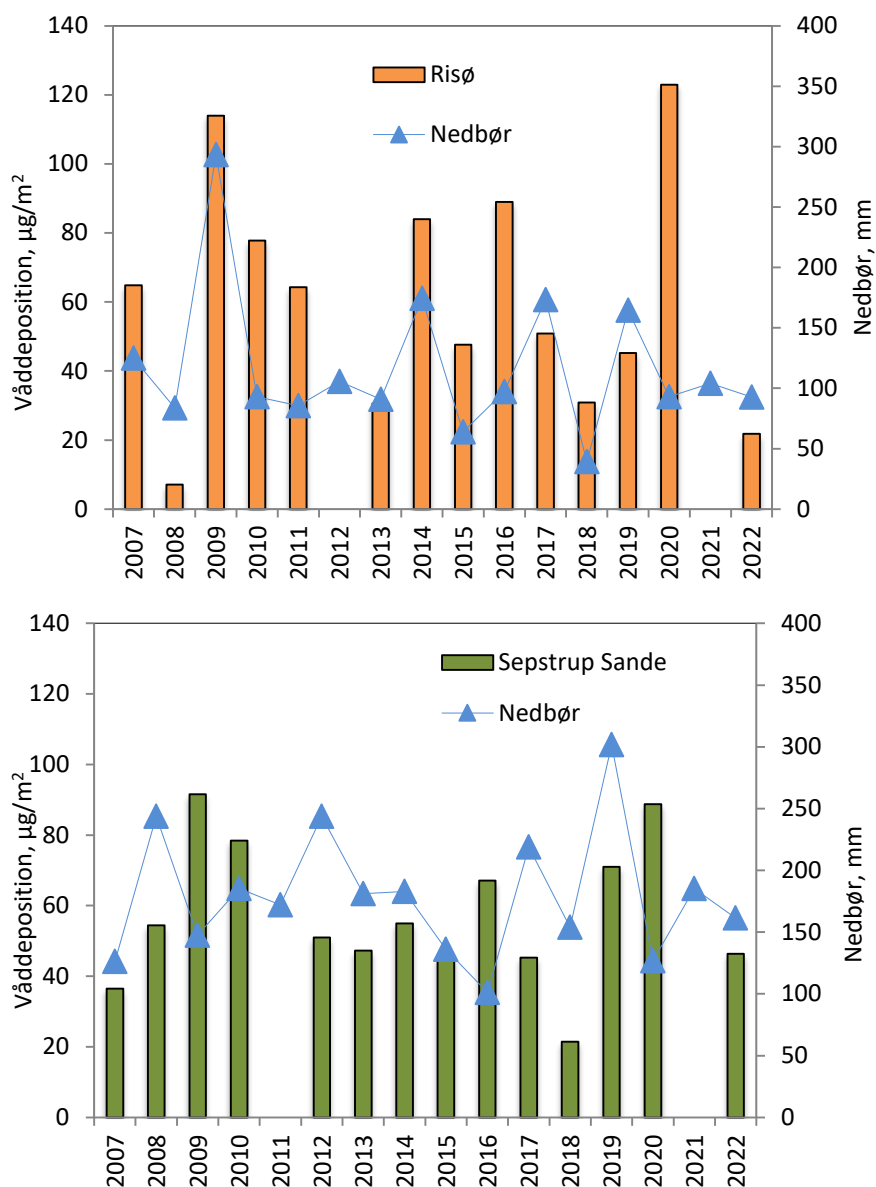
sammenhæng mellem variationerne i våddepositionen og arealerne, omend ændringen i areal fra for eksempel 2015 til 2016 ikke modsvarer af et fald i våddepositionen. Faldet i våddepositionen fra 2017 til 2018 og stigningen fra 2018 til 2019 skyldes primært ændringer i nedbøren. Nedbørens indflydelse på våddepositionen 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 2016 til 2017 og 2019 til 2020, hvor ændring i nedbøren ikke afspejles i en tilsvarende ændring 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, men der er også andre faktorer, som spiller en rolle.



Figur 6.2. Årlig våddeposition ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) af prosulfocarb i Sepstrup Sande og Risø (2007-2022), samt udviklingstendens for areal med vintersæd. Kun de år, hvor der foreligger resultater for prøveopsamlinger i september-oktober og november-december, er medtaget i figuren. Huller i tidsserien skyldes tekniske problemer med prøveopsamlingen (f.eks. nedbrud på opsamler, frostsprængning af opsamlingsflasker) i perioden fra september til december.

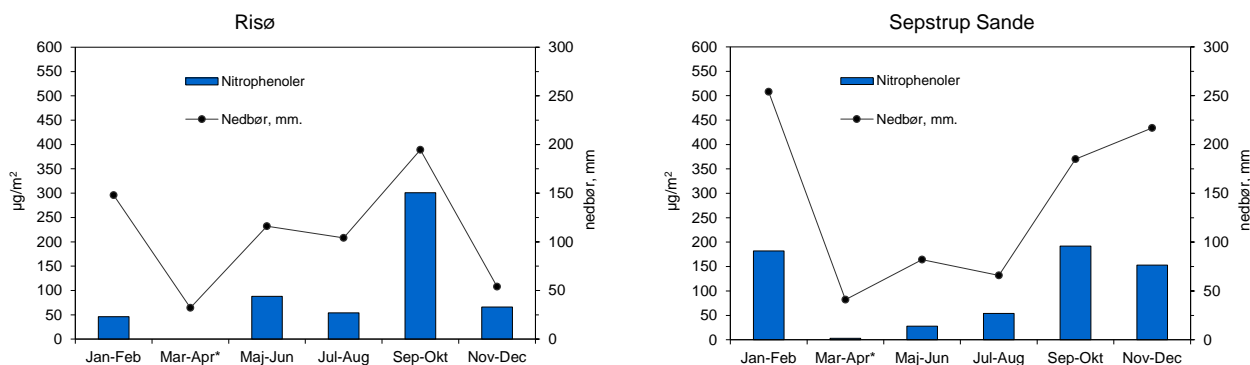


Figur 6.3. Våddeposition af prochlorocarb i september-oktober ved Risø (øverst) og Sepstrup Sande (nederst) sammenholdt med nedbørsmængden i samme periode. Kun de år, hvor der foreligger resultater for prøveopsamlinger i september-oktober, er medtaget i figuren. Huller i tidsserien skyldes tekniske problemer med prøveopsamlingen (f.eks. nedbrud på opsamler, frostsprængning af opsamlingsflasker) i perioden fra september-oktober.

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. Ved Risø mangler data fra marts-april 2022 grundet tekniske problemer med wet-only-nedbørsopsamleren, og prøven for september-oktober dækker kun fra den 15. til 30. oktober 2022.

Figur 6.4 og Tabel 6.2 viser resultaterne af måling af våddeposition af nitrophenoler i 2022, som lå på omkring henholdsvis 554 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 612 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande. Da der på målestationen ved Risø mangler målere-resultater for en del af året, så er den samlede deposition af nitrophenoler for lav i forhold til den egentlige deposition, men da nedbørsmængden er lille i marts-april, så er også depositionen lav i denne periode ved Sepstrup Sande, hvorfor der kun vil være tale om en mindre afvigelse.



Figur 6.4. Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2022 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm. Ved Risø mangler data fra marts-april grundet tekniske problemer med wet-only-nedbørsopsamleren, og prøven for september-oktober dækker kun fra den 15. september til 30. oktober.

Tabel 6.2. Våddeposition i 2022 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 3). Ved Risø mangler data fra marts-april grundet tekniske problemer med wet-only-nedbørsopsamleren, og prøven for september-oktober dækker kun fra den 15. september til 30. oktober.

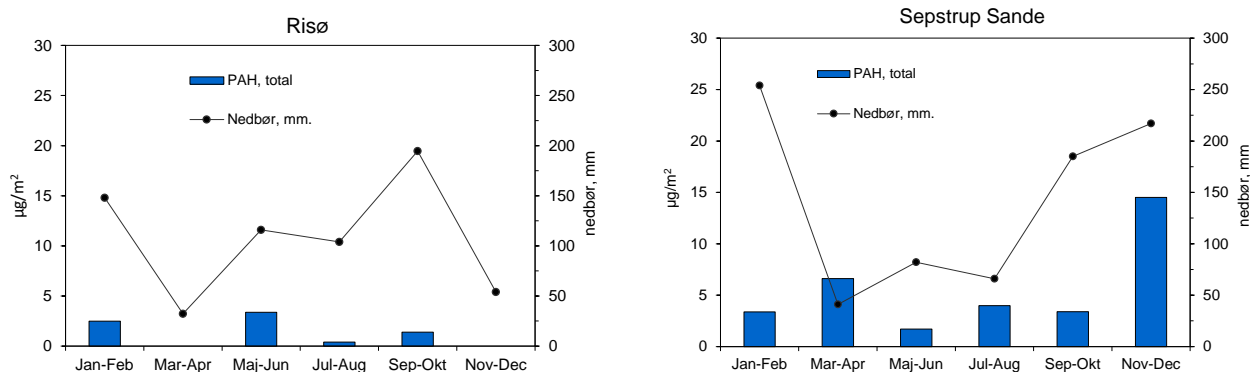
	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-Aug		Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
4-Nitrophenol	7,12	68,1	0,45	52,83	2,36	27,35	25,3	129,78	77,5	4,91	31,4	222,0	205,2	
2,4-Dinitrophenol	5,34	36,1	1,42	16,42	12,2	18,37	21,8	91,98	74,6	16,85	55,9	149,0	202,1	
2,6-Dinitrophenol	n.d.	1,27	0,04	1,50	0,49	1,67	1,12	2,46	2,95	1,40	3,03	7,0	8,9	
2,6-Dimethyl-4-nitrophenol	8,46	34,57	0,12	4,74	1,39	1,36	0,86	8,29	8,86	6,70	15,6	29,5	61,4	
3-Methyl-4-nitrophenol	21,22	14,5	0,65	5,20	2,12	1,77	1,84	18,70	13,1	27,65	24,7	74,5	56,9	
DNOC	3,86	27,2	0,12	6,82	9,70	3,45	3,22	49,54	15,0	8,69	22,7	72,4	77,9	
Dinoseb	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,04	n.d.	n.d.	n.d.	0,04	n.d.	
Sum	46,0	181,8	2,8	87,5	28,3	54,0	54,2	300,8	192,0	66,2	153,4	554	612	

6.5 Våddeposition af PAH

Våddepositionen af PAH'er måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande (Midtjylland). Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 22 udvalgte PAH'er (Tabel 6.3). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Bemærk at der mangler data fra marts-april for Risø grundet tekniske problemer med nedbørsopsamleren, prøven for september-oktober dækker kun fra den 15. til 30. oktober og i november-december var der ikke tilstrækkeligt med nedbør til alle analyserne.

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

Figur 6.5 og Tabel 6.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH i 2022, som samlet lå på henholdsvis 8 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ og 34 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ for Risø og Sepstrup Sande. Våddepositionen for Sepstrup Sande er lidt lavere end målt for 2021 (39 $\mu\text{g}/\text{m}^2$). Da der mangler resultater for en del af året ved målestationen ved Risø, så er resultaterne for den samlede våddeposition for 2022 for lave i forhold til den egentlige våddeposition.



Figur 6.5. Samlet våddeposition af PAH i 2022 målt over 2-måneders perioder, $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm. Ved Risø mangler data fra marts-april grundet tekniske problemer med wet-only-nedbørsopsamleren, fordi prøven for september-oktober dækker kun fra den 15. september til 30. oktober og i november-december var der ikke tilstrækkeligt med nedbør til alle analyserne.

Table 6.3. Våddeposition i 2022 af PAH målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: $\mu\text{g}/\text{m}^2$. n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 3). Ved Risø mangler data fra marts-april grundet tekniske problemer med wet-only-nedbørsopsamleren, prøven for september-oktober dækker kun fra den 15. september til 30. oktober og i november-december var der ikke tilstrækkeligt med nedbør til alle analyserne.

	Jan - Feb		Mar-April		Maj-Juni		Jul-Aug.		Sep-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	0,17	0,40	0,06	0,08	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,25	0,46
Acenaphthylen	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.
Antracen	n.d.	n.d.	n.d.	0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,01	n.d.
Benz(a)antracen	0,01	0,03	n.d.	0,13	0,03	n.d.	n.d.	0,01	n.d.	n.d.	0,26	0,14	0,32	
Benz(a)pyren	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,04	0,06	0,05	
Benz(e)pyren	0,05	0,04	0,06	0,16	0,08	n.d.	n.d.	0,03	n.d.	n.d.	0,54	0,24	0,71	
Benz(ghi)perylene	n.d.	n.d.	0,03	0,12	0,03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,44	0,12	0,50	
Benz(b+j+k)fluoranthener	0,19	0,26	0,22	0,46	0,17	n.d.	0,01	0,06	n.d.	n.d.	1,44	0,72	2,09	
Chryseb+triphenylene	0,14	0,15	n.d.	0,28	0,15	0,04	0,09	0,11	n.d.	n.d.	1,18	0,57	1,57	
Dibenz[a,h]antracen	0,09	n.d.	0,03	0,06	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,15	0,03
Dibenzothiophene	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.
Fluoranthren	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.
Fluoren	0,29	0,73	0,05	0,49	0,15	0,05	0,09	0,17	0,14	0,14	2,33	1,00	3,49	
3,6-Dimethylphenanthrene	n.d.	n.d.	n.d.	0,04	0,06	0,02	0,07	0,04	0,14	0,14	0,29	0,10	0,55	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,04	0,07	0,05	0,15	0,03	n.d.	n.d.	0,01	n.d.	n.d.	0,42	0,21	0,58	
1-Methylnaphthalen	0,21	0,12	0,72	0,06	0,02	0,01	0,05	0,02	0,27	0,27	0,57	0,29	1,74	
2-Methylnaphthalen	0,48	0,43	1,55	0,20	0,10	0,06	0,85	0,12	0,49	0,49	0,40	0,86	3,82	
2-Methylphenanthren	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.
Naphthalen	0,66	0,74	3,81	0,48	0,23	0,08	2,33	0,37	1,31	1,31	2,37	1,58	10,80	
Perylen	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.
Phenanthren	n.d.	n.d.	n.d.	0,20	0,49	0,11	0,41	0,32	0,93	0,93	2,97	0,63	4,79	
Pyren	0,15	0,42	0,04	0,40	0,15	0,03	0,08	0,13	0,12	0,12	1,26	0,71	2,07	
Sum	2,48	3,38	6,62	3,38	1,70	0,40	3,98	1,39	3,40	3,40	14,5	7,6	33,6	

6.6 Målinger af prosulfocarb i luften

Måling af prosulfocarb i 2022 er en fortsættelse af en indsats for måling af luftkoncentrationer af pesticider som blev påbegyndt i 2017. 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, og prosulfocarb kan derfor stamme fra den danske anvendelse såvel som 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 (Figur 6.6), så der forelå viden om både luftkoncentrationerne og våddepositionen.



Figur 6.6. Udstyr til opsamling af pesticider i luft på Risø (Roskilde). Til venstre ses en filteropsamler, som anvendes til at suge med konstant luftflow gennem opsamlingsmaterialet. Samlet volumen er omkring 58 m³ 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 massepektrometri (GC-MS-MS).

I 2017 og 2018 blev luftkoncentrationerne af 10 udvalgte pesticider kontinuerligt målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø (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 det 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.

Målingerne i 2017 og 2018 blev foretaget med opsamling af ugemiddlprøver 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.

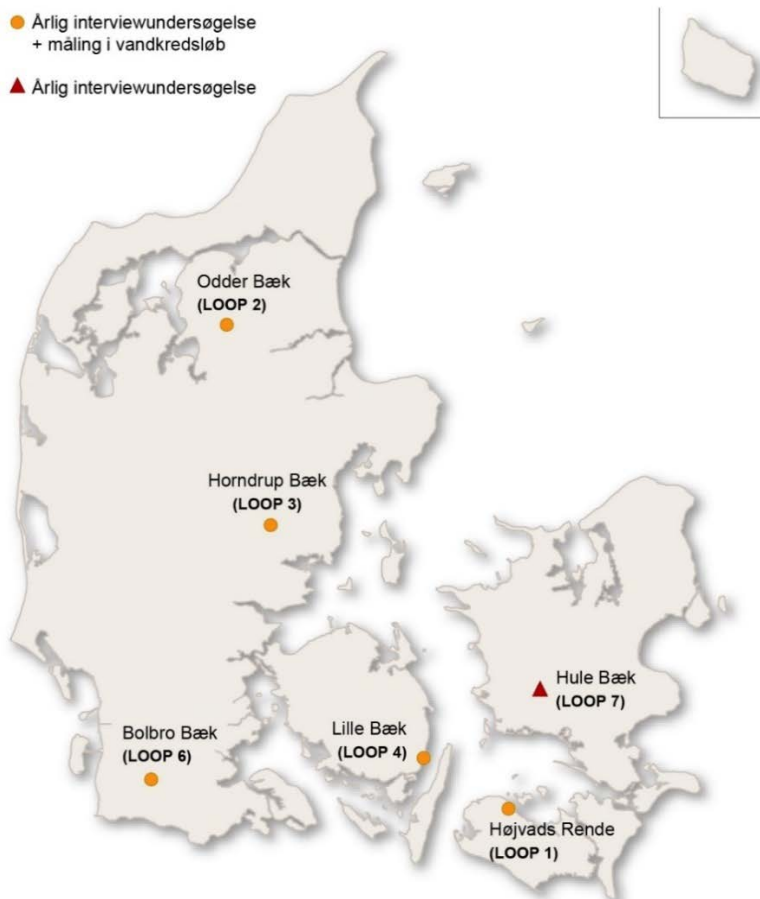
For at få mere detaljeret viden om luftkoncentrationerne af prosulfocarb har der siden 2019 været foretaget målinger af luftkoncentrationerne med døgnopsamling og med fokus på perioden, hvor prosulfocarb typisk bliver anvendt (september – november, hvor der af ressourcemæssige årsager i den første og sidste del af perioden dog kun er foretaget prøveopsamling på ugeniveau). 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.

I de følgende afsnit præsenteres først en sammenligning mellem målte luftkoncentrationer og informationer om anvendelse af prosulfocarb i landovervågningsoplande i efteråret 2021. Herefter præsenteres resultaterne fra målingerne i efteråret 2021. Resultaterne fra efteråret 2022 sammenstilles med data om opholdstiden for prosulfocarb i atmosfæren og meteorologiske data med henblik på at vurdere kilderne til den luftbårne prosulfocarb.

6.6.1 Resultater for 2021

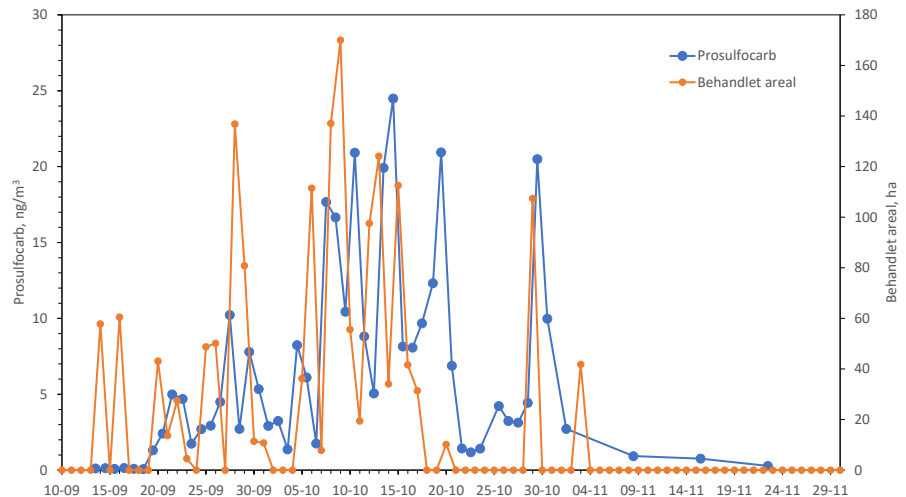
I forbindelse med overvågningen af landovervågningsoplandene (Blicher-Matthiesen et al., 2024) indsamles informationer om anvendelse af prosulfocarb i de seks overvågningsoplande. Informationer er nu til rådighed for efteråret 2021, og det er derfor muligt at lave en sammenligning mellem de målte luftkoncentrationer af prosulfocarb ved Risø, Roskilde i efteråret 2021 og anvendelsen af prosulfocarb i landovervågningsoplandene.

Landovervågningsoplandene dækker seks områder af Danmark (Figur 6.7). Selv om områderne kun dækker en mindre del af Danmark, så vurderes det, at informationerne fra landovervågningsoplandene giver et billede af tidsperioderne for anvendelsen af prosulfocarb i hele Danmark.



Figur 6.7. Placering af de seks landovervågningsoplande (LOOP), hvor der indsamles informationer om anvendelse af prosulfocarb. Yderligere detaljer kan findes i årsrapporten fra Delprogram for landovervågningsoplande under NOVANA (Blicher-Matthiesen et al., 2024).

Figur 6.8 viser en sammenligning mellem de målte luftkoncentrationer på Risø og det samlede areal behandlet med prosulfocarb i de seks landovervågningsoplande, hvor det behandlede areal tages som et udtryk for mængden af anvendt prosulfocarb. Der er tidsmæssig overensstemmelse mellem perioden for anvendelse af prosulfocarb (19. september – 3. november) og perioden for måling af de højeste luftkoncentrationer af prosulfocarb (20. september – 7. november). Der er ikke helt overlap mellem de to perioder, hvilket kan hænge sammen med, at data for anvendelse af prosulfocarb ikke er fuldt ud repræsentative for hele Danmark. Prosulfocarb kan endvidere fordampe fra jorden i perioden efter prosulfocarb er blevet udbragt på markerne.



Figur 6.8. Luftkoncentrationer af prosulfocarb målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø i 2021 sammenlignet med data for areal behandlet med prosulfocarb (areal i ha) i Landovervågningslandene (Blicher-Matthiesen et al., 2024). Punkterne i perioden fra den 14. september til den 30. oktober angiver 24-timers middelværdier angivet ved start for opsamlingsperioden. Prøveopsamlingsperioden løber fra midnat til midnat. Fra den 31. oktober til og med den 29. november er der opsamlet prøver på ugeopsamling, hvor punkterne viser ugemiddeltkoncentrationen angivet ved begyndelsen af opsamlingsperioden.

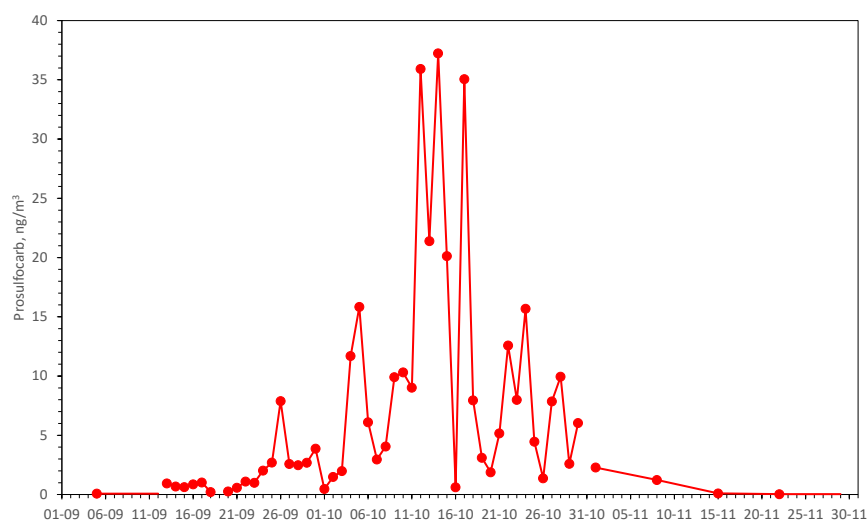
Der er ikke en fuld overensstemmelse mellem de enkelte dage med høj anvendelse af prosulfocarb og høje luftkoncentrationer, hvilket skyldes en række faktorer:

- De meteorologiske forhold spiller stor rolle for, hvor prosulfocarb havner, og hvor stor den atmosfæriske fortynding af luftkoncentrationerne vil være i forbindelse med transporten via luften.
- Der er kun informationer om anvendelse af prosulfocarb i de seks landovervågningsoplande.

Det er derfor ikke muligt direkte at kæde anvendelse og målte luftkoncentrationer sammen kvantitativt. Dette vil kræve egentlige modelberegninger med spredningsmodel, hvilket DCE ikke har mulighed for - blandt andet grundet manglende input-data om selve emissionen af prosulfocarb.

6.6.2 Resultater for 2022

Figur 6.9 viser resultaterne fra måling af luftkoncentrationerne af prosulfocarb på landbaggrundsmålestationen ved Risø i perioden fra den 5. september til den 29. november. Der er i alt opsamlet 51 prøver, hvor der fra den 13. september til den 31. oktober er foretaget døgnopsamling. I begyndelsen af september og hovedparten af november blev der suppleret med ugemiddeltopsamling for at strække perioden, som dækkes således, at den samlede målekampagne med sikkerhed har dækket den periode, hvor langt den største anvendelse af prosulfocarb finder sted.



Figur 6.9. Luftkoncentrationer af prosulfocarb målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø i 2022. Punkterne i perioden fra den 13. september til den 30. oktober angiver 24-timers middelværdier angivet ved start for opsamlingsperioden. Prøveopsamlingsperioden løber fra midnat til midnat. For den 5. september til den 12. september og 1. november til den 29. november er der foretaget ugeopsamling, hvor punkterne viser ugemiddelt koncentrationen angivet ved begyndelsen af opsamlingsperioden.

Gennemsnit for perioden i 2022 ligger på omkring 7 ng/m^3 , hvilket i store træk ligger på niveau med de tre foregående år (2021; 8 ng/m^3 ; Ellermann et al., 2023), om end 2020 lå noget højere (13 ng/m^3 , Ellermann et al., 2021) og 2019 noget lavere (5 ng/m^3 ; Ellermann et al., 2020). Data peger ikke på en klar udviklingstendens og forskellen mellem de fire år skyldes formentlig år til år variationer i de meteorologiske forhold og landbrugspraksis.

Ligesom i de foregående år (se Figur 6.8 for data fra 2021) ses stor variation i koncentrationerne fra dag til dag. De højeste koncentrationer blev i 2022 målt i perioden fra den 4. oktober til 28. oktober, hvor der navnlig blev målt høje koncentrationer i perioden fra 12. oktober til 17. oktober med den højeste koncentration på 37 ng/m^3 den 14. oktober. Tidsmæssigt minder alle fire måleår om hinanden, idet de højeste koncentrationer er målt i de første 2-3 uger af oktober, hvilket er sammenfaldende med den typiske periode for anvendelse af prosulfocarb i Danmark. Der er noget større variation i de højeste koncentrationer, som varierer fra 24 til 105 ng/m^3 . Forskellene mellem årene skyldes formentlig hovedsageligt variationerne i vejrforholdene, selv om variationer i landbrugspraksis fra år til år også spiller en rolle.

6.6.3 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.

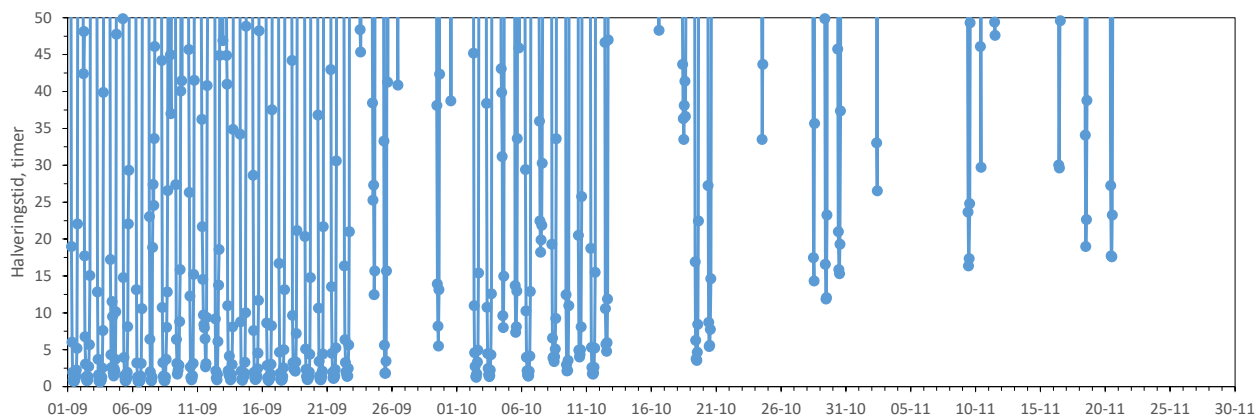
Munoz et al. (2018) har målt hastigheden for reaktionen mellem prosulfocarb og hydroxylradikalet, og ved at kombinere denne information med viden om de atmosfæriske koncentrationer af hydroxylradikalet kan opholdstiden for prosulfocarb estimeres alene ud fra den kemiske fjernelse af prosulfocarb fra 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 6.10 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 2022.

De korteste halveringstider er helt ned til 1-3 timer, hvilket ses om dagen for størstedelen af perioden frem til 22. september, den 29. og 30. september samt den 2., 3., 6., 9. og 12. oktober. Med en gennemsnitlig vindhastighed på omkring 4,5 m/s for disse dage (Figur 6.12), så vil den korte halveringstid betyde, at 50 % af prosulfocarb vil være kemisk nedbrudt i løbet af 15-50 km's 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. og 24. september, 26. til 30. september, 4., 5. og 7. oktober og efter den 21. oktober, hvor halveringstiderne ligger fra 10 timer til mere end 50 timer selv midt på dagen. I praksis betyder dette, at den kemiske nedbrydning foregår så langsomt, at det vil tage flere dage førend 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 6.10. 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 regionalskalemодellen DEHM.

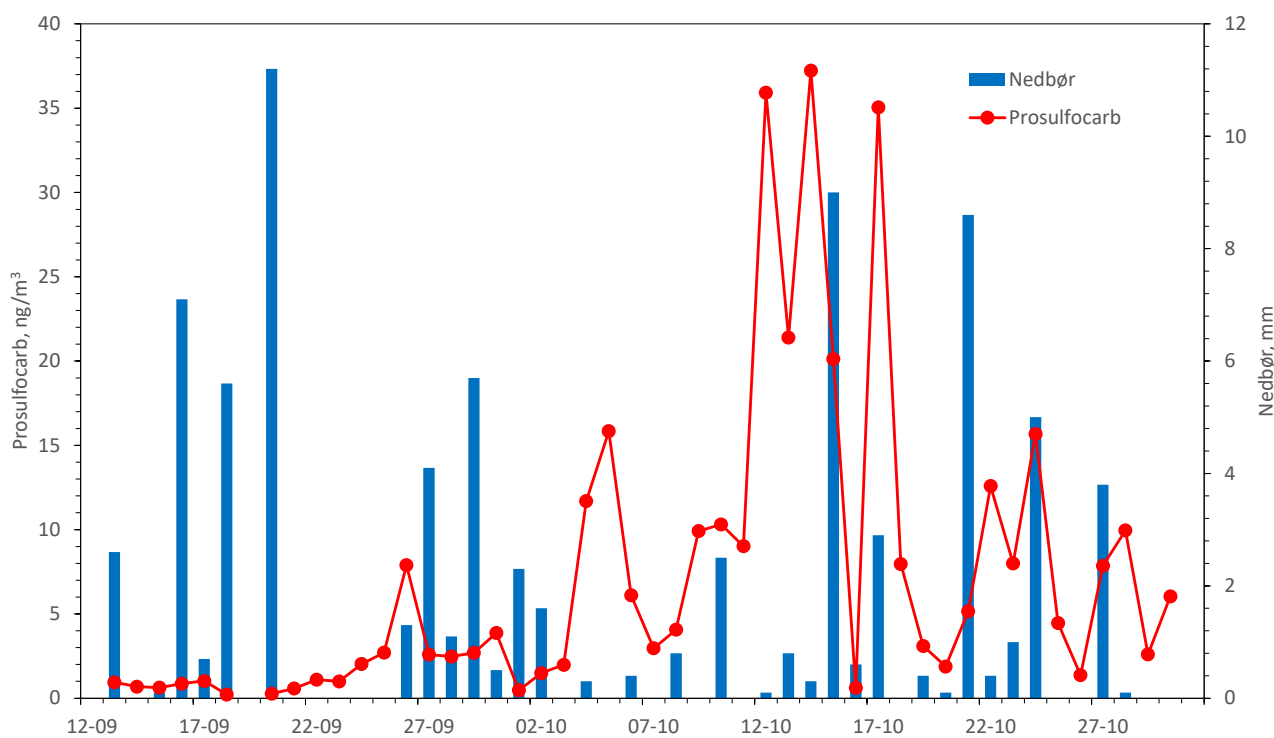
6.6.4 Koncentration af prosulfocarb set i forhold til de meteorologiske forhold

Koncentrationer af prosulfocarb over tiden er også blevet 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 spredning, afsætning og kemisk omdannelse af prosulfocarb. Der er tale om en kvalitativ analyse af sammenhængen, da en mere kvantitativ analyse kræver egentlige modelberegninger.

Figur 6.11 viser sammenligning mellem luftkoncentrationerne af prosulfocarb og nedbøren, da det oftest vil være en sammenhæng mellem nedbørsmængderne og luftkoncentrationerne. For det første, vil ingen eller lav nedbør favorisere høje luftkoncentrationer, da prosulfocarb så ikke vil blive fjernet fra luften via våddeposition. For det andet, anvendes prosulfocarb ikke, når det regner.

Sammenligningen viser et blandet billede, hvor der er dage med høje koncentrationer, hvor det ikke har regnet i Roskildeområdet, og dage med høje koncentrationer, hvor der har været en del nedbør. De høje luftkoncentrationer på dage med ingen eller lav nedbør (for eksempel 4., 5., 11., 12., 13., og 14. oktober) 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 15., 24. og 27. oktober. Figuren angiver døgnmiddelnedbøren, så der kan derfor godt have været perioder med tørvejr, hvor prosulfocarb kan være blevet anvendt. Det gælder for eksempel for den 15. oktober, hvor det kun har regnet om natten og for den 24. og 27. oktober, så har der også været relativt lange perioder med tørvejr, hvor prosulfocarb har kunne blive bragt ud på markerne. Endvidere gælder nedbørsdata for Roskildeområdet, og den angivne nedbør er derfor ikke udtryk for nedbørsforholdene for andre dele af Danmark.

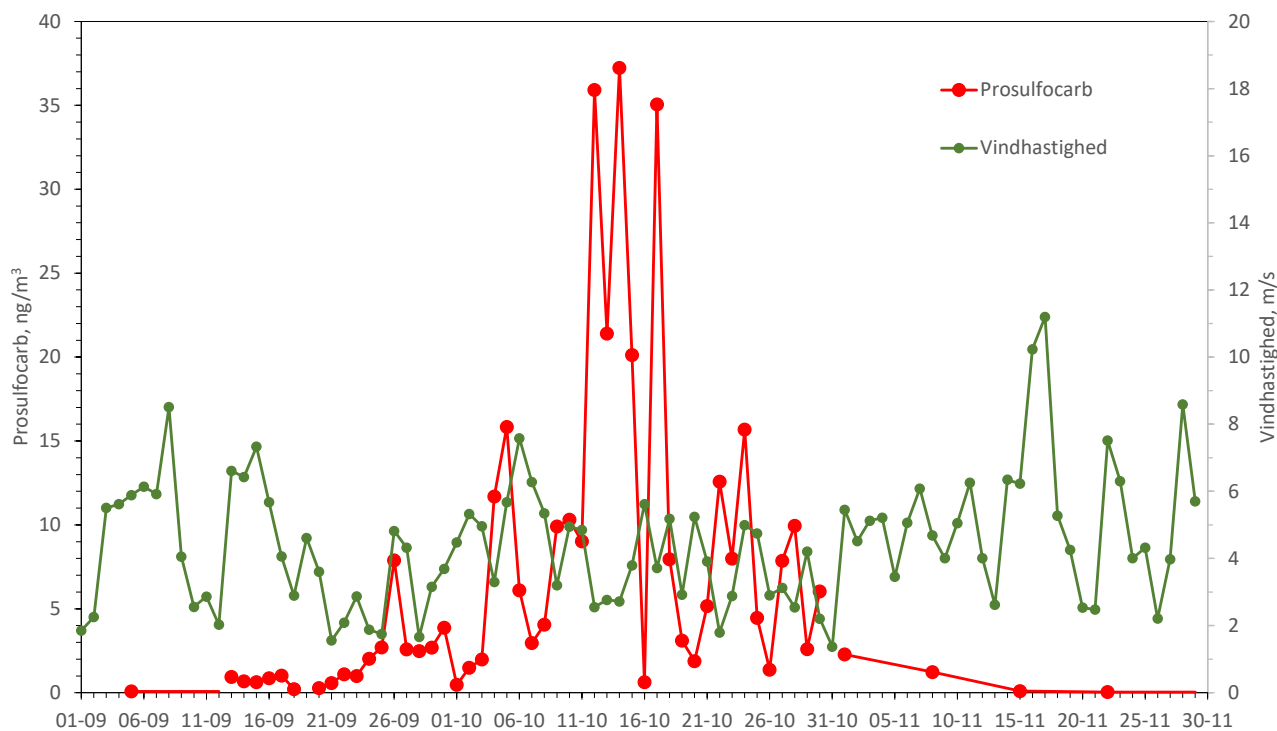


Figur 6.11. Luftkoncentration af prosulfocarb i efteråret 2022 sammenlignet med nedbør ved landbaggrunds målestationen ved Risø for den periode, hvor der er udført døgnmåling af luftkoncentrationerne af prosulfocarb. Graf og søjler angiver 24-timers middelværdier beregnet fra midnat til midnat, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden. Dog viser grafen ugemiddelkoncentrationer for den 5. september til den 12. september og 1. november til den 29. november, hvor punkterne viser ugemiddelkoncentrationen angivet ved begyndelsen af opsamlingsperioden. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

Figur 6.12 viser sammenligning mellem luftkoncentrationerne af prosulfocarb og vindhastighed. Sammenligningen viser, at vindhastigheden var på omkring 5 m/s eller mindre for 24-timersmiddelværdierne for størstedelen af de perioder, hvor der bliver målt prosulfocarb i luften. Kun den 5., 6., 7. og 16. oktober lå døgnmiddelvindhastigheden lidt over 5 m/s (5,5 og 7,6 m/s). Prosulfocarb må kun udbringes på markerne ved vindhastighed under 5 m/s.

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.

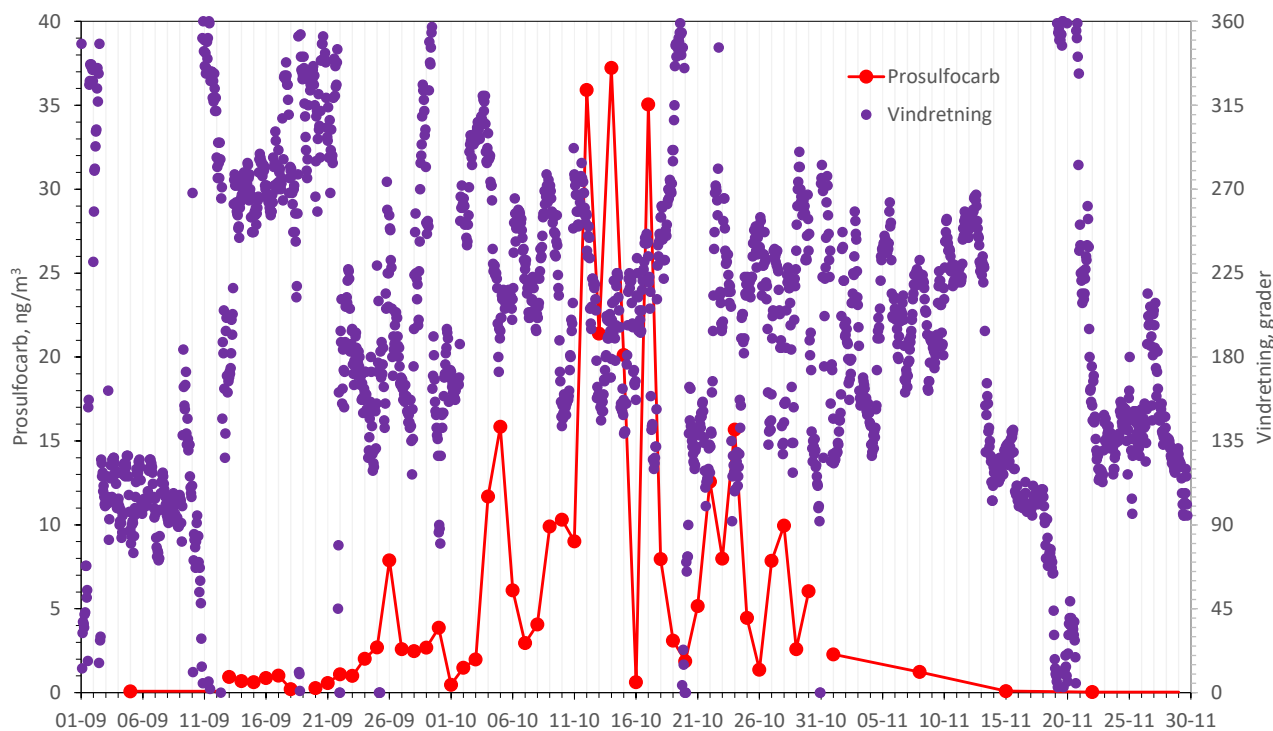
Vindhastigheden vist i Figur 6.12 stammer fra målinger i Roskildeområdet (Tune Lufthavn) og angiver døgnmiddelgennemsnit. De høje luftkoncentrationer målt for dage med gennemsnitsvindhastighed over 5 m/s (5., 6., 7. og 16. oktober) kan formentligt forklares ved, at der lokalt i forbindelse med tidspunkt for anvendelse af prosulfocarb har været lavere vindhastighed end, der er målt i gennemsnit for Roskildeområdet. Målingerne siger derfor ikke noget om, hvorvidt der er sket overskridelse af reglerne for anvendelse af prosulfocarb.



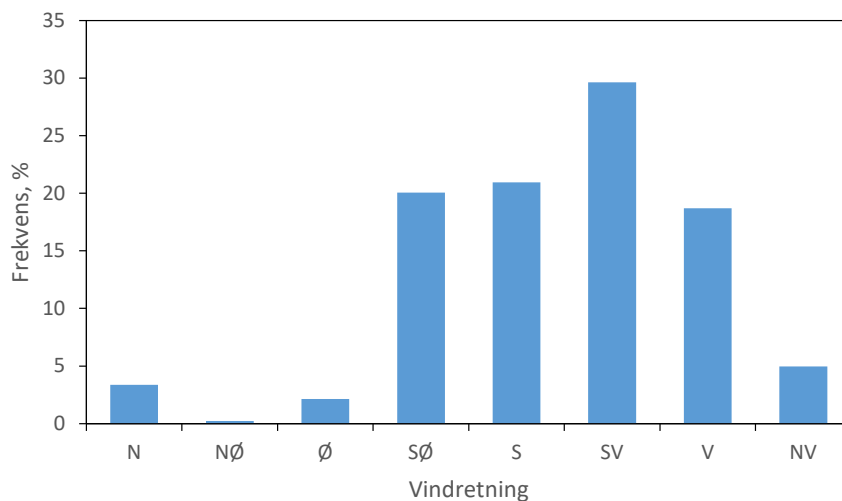
Figur 6.12. Luftkoncentration af prosulfocarb sammenlignet med vindhastighed ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Luftkoncentrationerne i perioden fra den 13. september til den 30. oktober angiver 24-timers middelværdier angivet ved start for opsamlingsperioden. Prøveopsamlingsperioden løber fra midnat til midnat. For den 5. september til den 12. september og 1. november til den 29. november er der foretaget ugeopsamling, hvor punkterne viser ugemiddelkoncentrationen angivet ved begyndelsen af opsamlingsperioden. Vindhastighed er alle døgnmiddelværdier. 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 6.13 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. Figur 6.14 giver et overblik over vindretningsfrekvensen i den periode, hvor der blev målt prosulfocarb i luften ved målestationen.

I perioden, hvor der måles prosulfocarb i luften (24. september til 30. oktober), er vindretningerne hyppigst mellem sydøst (135 grader) og vest (270 grader), mens vindretninger mellem nordvet (315 grader) og øst (90 grader) er langt mindre hyppige (Figur 6.14). De højeste luftkoncentrationer ses typisk ved vindretninger fra mellem 100 og 300 grader, mens der i perioder med mere nordlig vindretning typisk ses relativt lave koncentrationer. Da de høje luftkoncentrationer ses ved et relativt bredt spektrum af vindretninger, er der ikke noget, der tyder på, at den målte prosulfocarb skulle komme fra en særlig vindretning. Dette indikerer, at prosulfocarb i luften formentligt stammer fra udbringning på marker over hele Sjælland, og det tyder ikke på, at den målte prosulfocarb skulle komme fra "hot spots" uden for Danmark, hvilket underbygges af trajektorieberegninger, som omtales nærmere nedenfor.



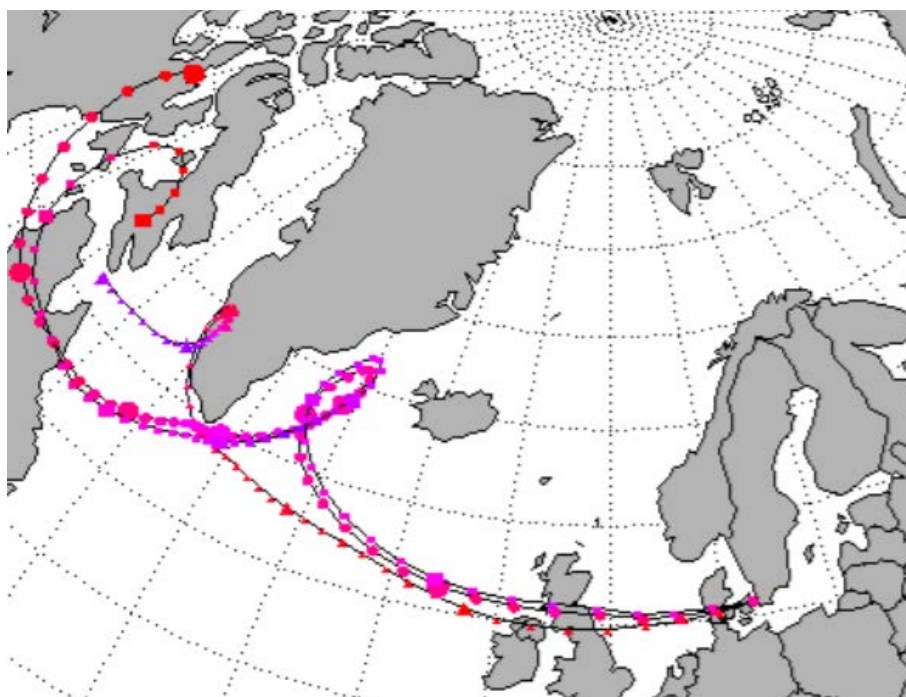
Figur 6.13. Luftkoncentrationer af prosulfocarb ved landbaggrundsmålestationen ved Risø sammenlignet med vindretning. Luftkoncentrationerne i perioden fra den 13. september til den 30. oktober angiver 24-timers middelværdier angivet ved start for opsamlingsperioden. Prøveopsamlingsperioden løber fra midnat til midnat. For den 5. september til den 12. september og 1. november til den 29. november er der foretaget ugeopsamling, hvor punkterne viser ugemiddelkoncentrationen angivet ved begyndelsen af opsamlingsperioden. Punkter angiver timemiddelværdier for vindretning. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.



Figur 6.14. Frekvens for timemiddelvindretninger ved Tune Lufthavn for perioden fra den 24. september til 30. oktober 2022. 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 6.15). Derfor er luftmassernes bevægelser blevet undersøgt ved hjælp af meteorologiske modelberegninger, hvor transportvejen (trajektorien) beregnes syv døgn bagud i tid fra målestationens placering. I det følgende vil resultaterne fra denne analyse blive illustreret ved at analysere udvalgte dage (den 6., 11., 12. og 15. oktober).

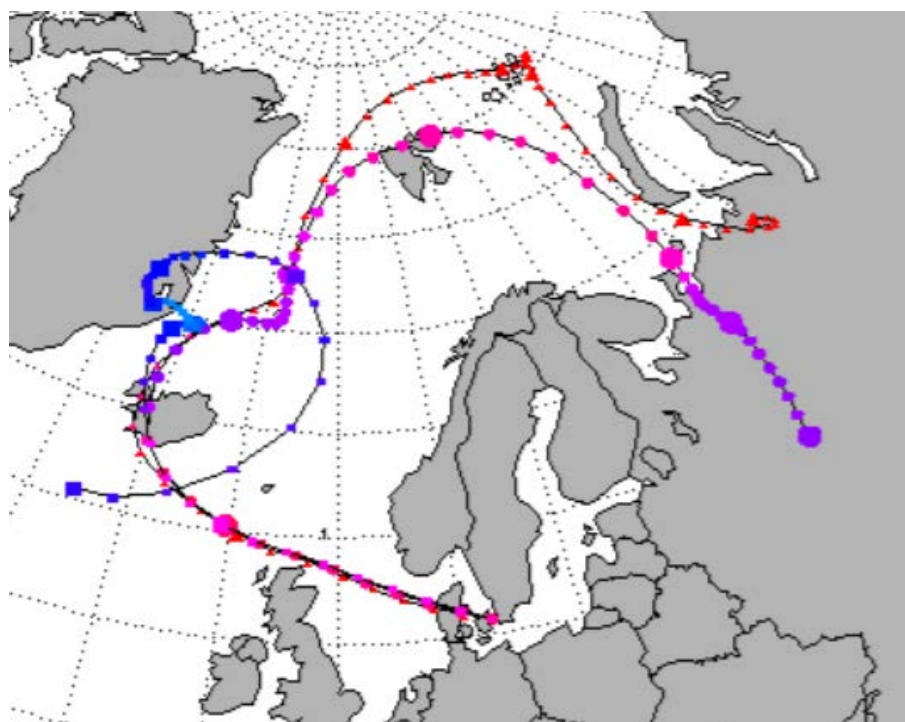
Figur 6.15 viser trajektorierne beregnet for den 6. oktober kl 12.00. Figuren viser luftmassernes transportrute fra den 30. september kl. 12.00 og frem til den 6. oktober kl 18.00, hvor trajektorierne ender ved målestationen ved Risø (det er egentligt København, men forskellen kan negligeres). Der er tre trajektorier, fordi der er lavet beregninger for forskellige højder over overfladen. Det er trajektorien for 500 m's højde (angivet med trekanter), som er mest relevant i denne sammenhæng. Den begynder den 30. september kl. 12.00 vest for Grønland, går via Atlanterhavet til Irland og England og efter passage af Jylland ender trajektorien ved Risø. Det er den sidste del af trajektorien, som er mest interessant i denne sammenhæng. Med en kemisk halveringstid for prosulfocarb den 6. oktober på omkring 2-3 timer midt på dagen og en døgnmiddelvindhastighed på 7,6 m/s vil "transport-halveringstiden" være på mindre end 100 km ("transport-halveringstiden" fås ved at beregne, hvor lang afstand en luftpakke vil blive transporteret i løbet af den kemiske halveringstid). Da luftmasserne ikke passerer væsentlige udenlandske landbrugsområder i løbet af de sidste 15 timer inden trajektorien ender i Risø, så er det mest sandsynligt, at den målte prosulfocarb kommer fra anvendelse på Sjælland i området vest for målestationen eller det sydlige Jylland.



Figur 6.15. Trajektorier beregnet syv dage bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 12.00 den 6. oktober 2022. Kurverne angiver luftmassernes bevægelser for tre forskellige højder. Kurven med trekanterne 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 markerer 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.

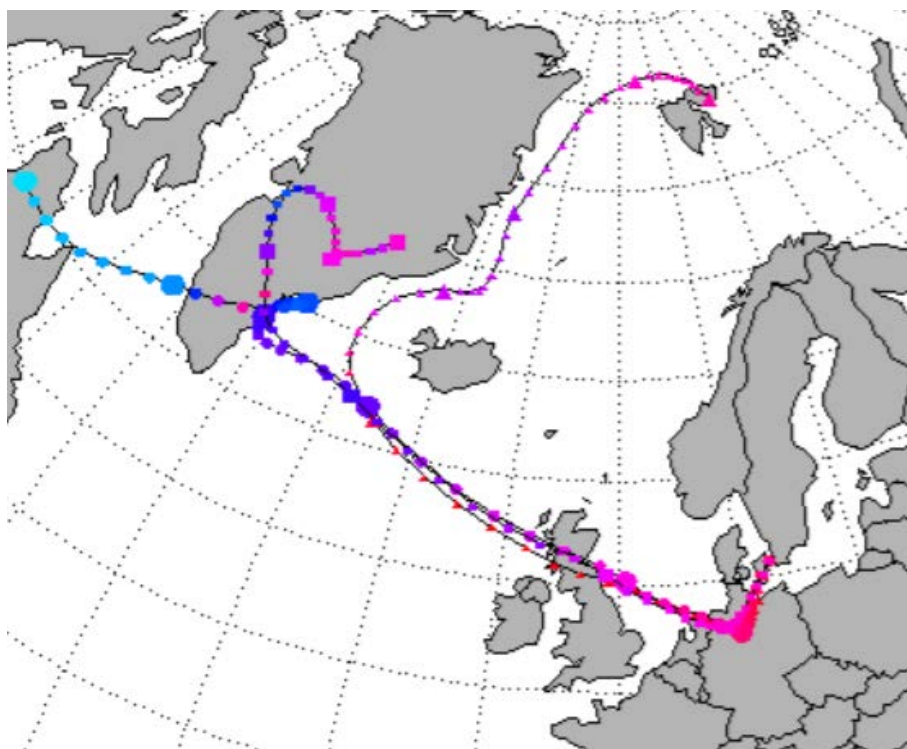
Figur 6.16 viser trajektorierne beregnet for den 11. oktober kl. 12.00. Med en vindhastighed på omkring 5 m/s og en kemisk halveringstid på mindre end 5 timer midt på dagen, så skønnes "transport-halveringstid" til mindre end omkring hundrede kilometer. Det er derfor mest sandsynligt, at den målte

prosulfocarb stammer fra udbringning af prosulfocarb på det nordvestlig Sjælland med bidrag fra Midt- og Nordjylland.



Figur 6.16. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 12.00 den 11. oktober 2022. Figur 6.15 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Den 12. oktober er døgnmiddelvindhastigheden på 2 m/s og den kemiske halveringstid er på mellem 5 og 10 timer midt på dagen. Det betyder, at "transport-halveringstiden" skønnes til at være på omkring hundrede kilometer. Trajektorieberegningerne viser, at luftmasserne kommer fra Atlanterhavet via Storbritanien, Nederlandene, Belgien, Tyskland inden trajektorien rammer Lolland, Falster og det sydlige Sjælland (Figur 6.17). Det er det sidste døgn transport af luftmasserne, der er mest afgørende, så derfor er det mest sandsynligt, at den målte prosulfocarb stammer fra anvendelse på Lolland, Falster og det sydlige Sjælland og med mulige bidrag fra Tyskland og Nederlandene.



Figur 6.17. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 12. oktober 2022. Figur 6.15 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Figur 6.18 viser trajektorie svarende til begyndelsen af prøveopsamlingen den 15. oktober kl. 18.00. Vindhastighed er i gennemsnit omkring 5,6 m/s, og den kemiske halveringstid er på mere end et døgn, hvilket betyder, at "transport-halveringstiden" estimeres til mere end 400 km.. Trajektorieberegningerne for den første del af opsamlingsperioden viser, at luftmasserne kommer ind fra Atlanterhavet, passerer et sydlige England, Belgien, Nederlandene og Tyskland inden luftmassere transporteres hen over Lolland, Falster og det sydlige Sjælland (Figur 6.18). Det skønnes derfor, at den målte prosulfocarb med stor sandsynlighed kommer fra anvendelse af prosulfocarb på Lolland, Falster og det sydlige Sjælland og med mulige bidrag fra navnlig Tyskland.

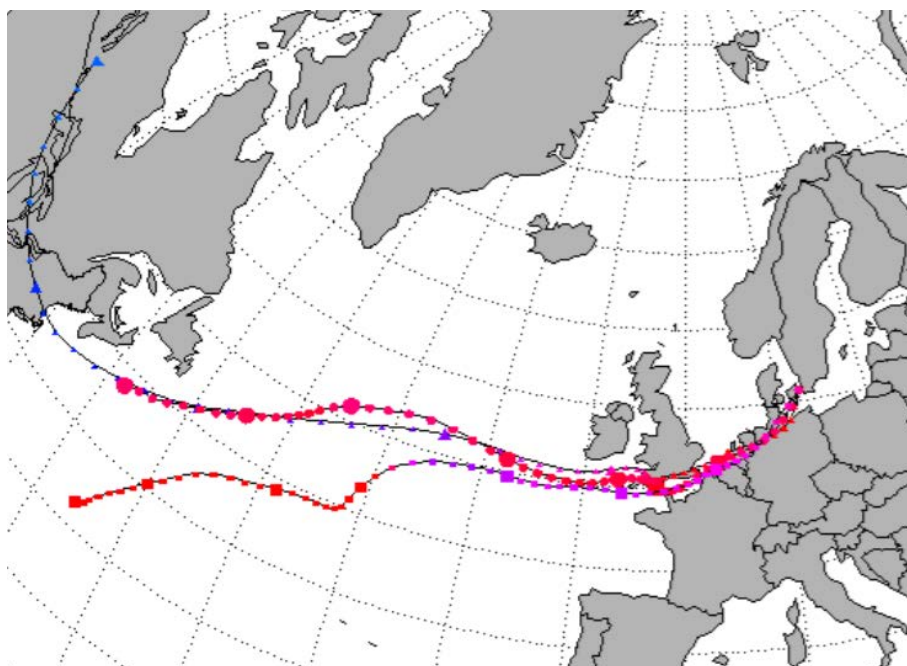


Figure 6.18. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18.00 den 15. oktober 2022. Figur 6.15 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

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:

- Tidsperioden med høje luftkoncentrationer af prosulfocarb i efteråret 2021 svarer i store træk til tidsperioden for anvendelse af prosulfocarb i land-overvågningsoplandene. For 2022 ses høje luftkoncentrationer fra slut september og de første tre uger af oktober, hvilket svarer til observationerne for 2019 til 2021.
- Dage med høje luftkoncentrationer er i stor grad 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 fra 2022 har peget på mulige bidrag fra navnlig Tyskland, hvor analyserne af data fra de tidligere år viste, at Storbritannien, Sverige og Polen kan være mulige kilder til den målte prosulfocarb.

Data fra 2019 og 2020 viste en sammenhæng mellem ugentlig nedbørsmængde, våddeposition og luftkoncentrationen af prosulfocarb, hvor der er sammenfald mellem den periode på året, hvor der måles høj våddeposition og høje koncentrationer. 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 pga. problemerne med opsamling af nedbørsprøverne i 2021 og fordi det ikke var muligt at gennemføre ugeopsamling af nedbør i efteråret 2022.

Ovenstående konklusioner skal læses med det forbehold, at der kun er informationer om den faktiske anvendelse af prosulfocarb i landovervågningsoplandene fem til og med 2021 og for eksempel mangler informationer om anvendelsen af prosulfocarb på store dele af Sjælland.

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_fagrappporter/rapporter/FR555.PDF

Referencer

(De gule reference kan ikke opdateres på nuværende tidspunkt)

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. 2023. Reduktionsmål for danske ammoniakemissioner. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 37 s. - Teknisk rapport nr. 27.

Barré, J., Petetin, H., Colette, A., Guevara, M., Peuch, V.H., Rouil, L., Engelen, R., Inness, A., Flemming, J., Pérez García-Pando, C., Bowdalo, D., Meleux, F., Geels, C., Christensen, J.H., Gauss, M., Benedictow, A., Tsyro, S., Friese, E., Struzewska, J., Kaminski, J.W., Douros, J., Timmermans, R., Robertson, L., Adani, M., Jorba, O., Joly, M. & Kouznetsov, R. 2021: Estimating lockdown-induced European NO₂ changes using satellite and surface observations and air quality models, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(9), 7373-7394. <https://doi.org/10.5194/acp-21-7373-2021>

Blicher-Mathiesen, G., Thorsen, M. Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Larsen, S.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2024. Landovervågningsoplande 2022. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt center for Miljø og Energi, 272 s. - Videnskabelig rapport nr. 589. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR589.pdf

Cappelen, J. og Jørgensen, B. V. 2007: Dansk vejr siden 1874 - måned for måned med temperatur, nedbør og soltimer samt beskrivelser af vejret. DMI, København, Danmark. 11 s. - Teknisk rapport 07-02 samt tilhørende data under No. 07-02 på: <http://www.dmi.dk/laer-om/generelt/dmi-publikationer/-2013/>

DCE 2023: [Udledning af luftforurening \(au.dk\)](#)

DMI 2023: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/maanedsaesonaar/>

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

EC 2008: Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. Official Journal of the European Union L152/1.

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Geels, C., Nielsen, 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

Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Løfstrøm, P., Lansø, A. S., Monies, C., Geels, C., & Poulsen, M. B., 2021: Atmosfærisk deposition 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 95s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 471. <http://dce2.au.dk/pub/SR471.pdf>

Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Lansø, A. S., Geels, C., & Poulsen, M. B., 2023: Atmosfærisk deposition 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 78s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 525. <http://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf>

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C., Jensen, S.S., Nielsen, O.K., Winther, M., Poulsen, M.B., Sørensen, M.O.B., 2024: Luftkvalitet 2022. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport nr. 580. <http://dce2.au.dk/pub/SR580.pdf>.

Ellermann, T., Christensen, J. & Nygaard, J., 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.

EMEP 2023: EMEP emissions database. [The Emissions Database \(ceip.at\)](https://www.emep.europa.eu/)

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.

IMO, 2021: [IMO 2020 - cleaner shipping for cleaner air](https://www.imo.org/en/2021/01/imo-2020-cleaner-shipping-for-cleaner-air/)

Johansson, L., Jalkanen, J.-P., and Kukkonen, J. 2017: Global assessment of shipping emissions in 2015 on a high spatial and temporal resolution. Atmospheric Environment 167, 403-415,

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.042>.

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

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.

Munoz, A., Borrás, E., Ródenas, M., Vera, T. & Pedersen, H.A. 2018: Atmospheric Oxidation of a Thiocarbamate Herbicide Used in Winter Cereals. Environ. Sci. Technol. 2018, 52, 16, 9136-9144

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. 2023. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2021. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 603 pp. Scientific Report No. 540. <http://dce2.au.dk/pub/SR540.pdf>

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

Permalink. 2023: <https://permalink.aeris-data.fr/CAMS-GLOB-SHIP> (tilgået januar 2023)

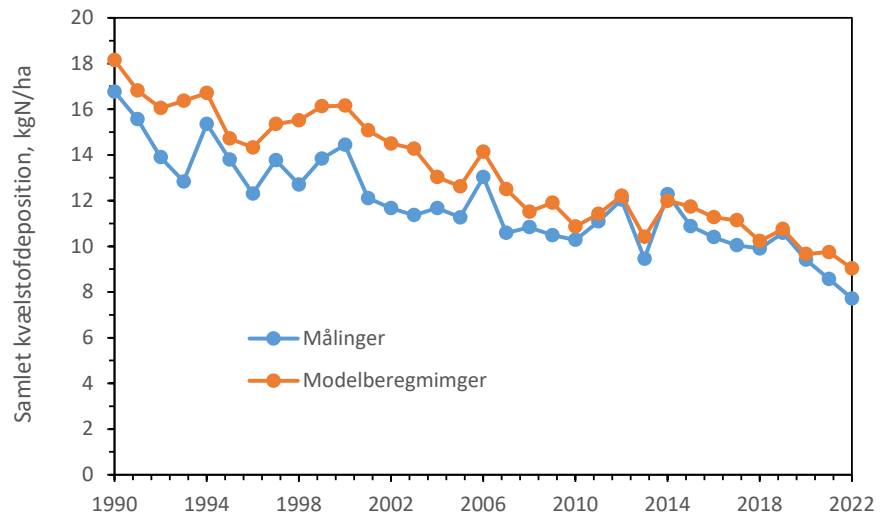
Bilag 1 Sammenligning mellem målt og modelberegnet udviklingstendens for deposition af kvælstof

Kvalitetssikring af resultaterne fra modelberegningerne baseres på sammenligning mellem resultaterne fra modelberegningerne og målingerne. Figur A1 viser et eksempel på en sådan sammenligning og viser udviklingstendenser for den samlede deposition (våd- plus tørdeposition) til landområder som gennemsnit for de fire hovedmålestationer. Da det ikke er ressourcemæssigt muligt at gennemføre kontinuerte målinger af tørdepositionen, så beregnes tørdepositionen ud fra målinger af luftens indhold af kvælstofforbindelserne samt ud fra såkaldte tørdepositionshastigheder.

Den målte deposition er beregnet som gennemsnit af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Tange er våddeposition fra målestationen ved Sepstrup Sande og tørdeposition fra Tange, hvilket er baseret på, at afstanden mellem de to målestationer er relativt lille. Gennemsnit for modelberegningerne er beregnet på den samme sammensætning af målestationer samme anvendt for målingerne.

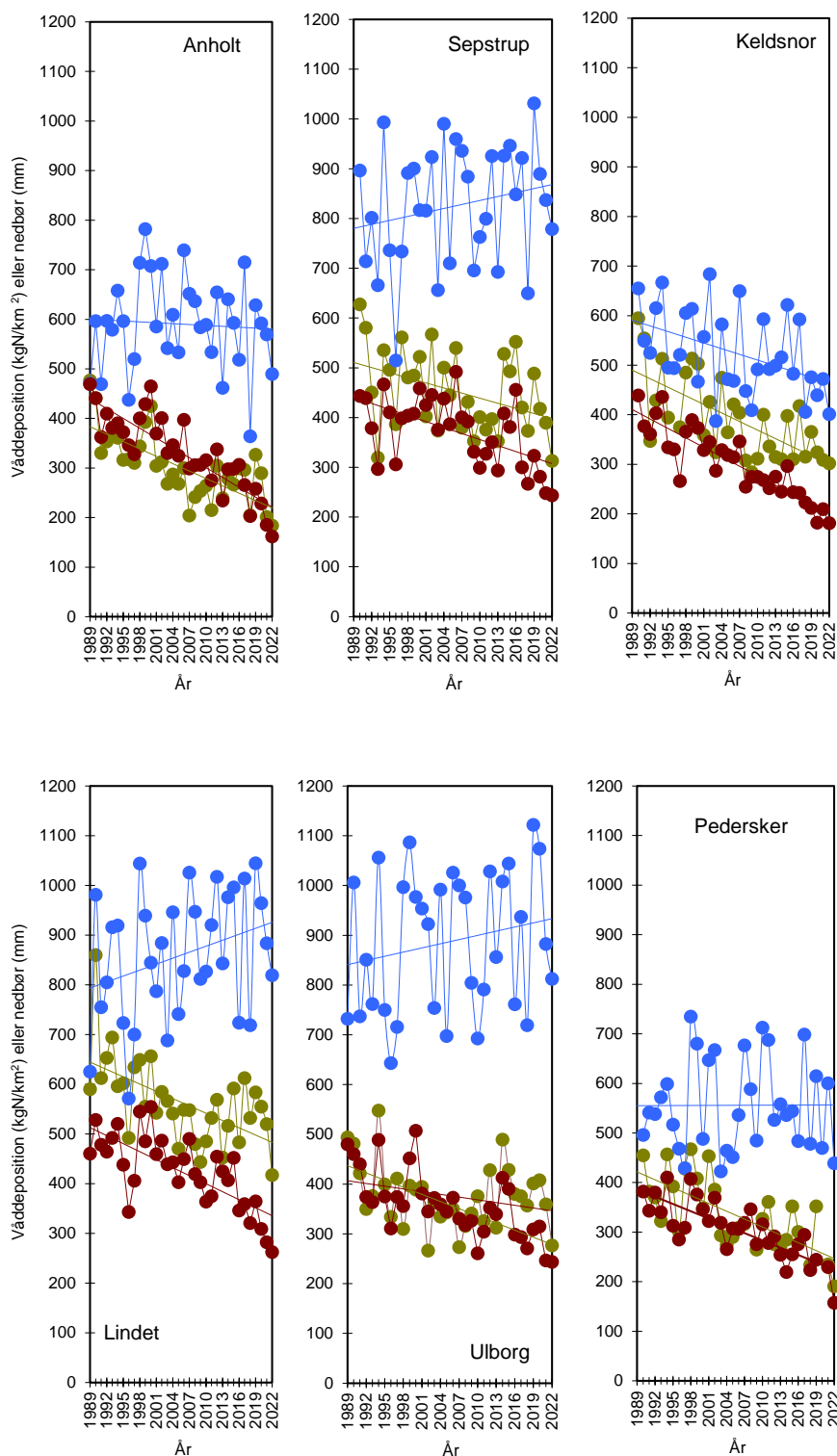
Som det fremgår af Figur A1, så er der god overensstemmelse mellem resultaterne fra målingerne og modelberegningerne og den langsigtede udviklingstendens er godt reproduceret af modelberegningerne. Mange af år til år variationerne er også godt bestemt af modelberegningerne, selv om der også er perioder med mindre god overensstemmelse.

De samlede modelbereggede kvælstofdepositioner er i gennemsnit omkring 20% højere end målt ved målestationerne. Dette kan forklares ud fra, at modelberegningerne repræsenterer gennemsnit for gitterfelter på omkring 31 km² (5,6 km x 5,6 km), mens målingerne repræsenterer området omkring målestationerne. Da målestationerne så vidt muligt er placeret i områder uden større lokale kilder, er det forventeligt, at de målte kvælstofdepositioner ligger lidt under de modelbereggede kvælstofdepositioner for gennemsnit af de fire gitterfelter, hvor målestationerne er placeret.

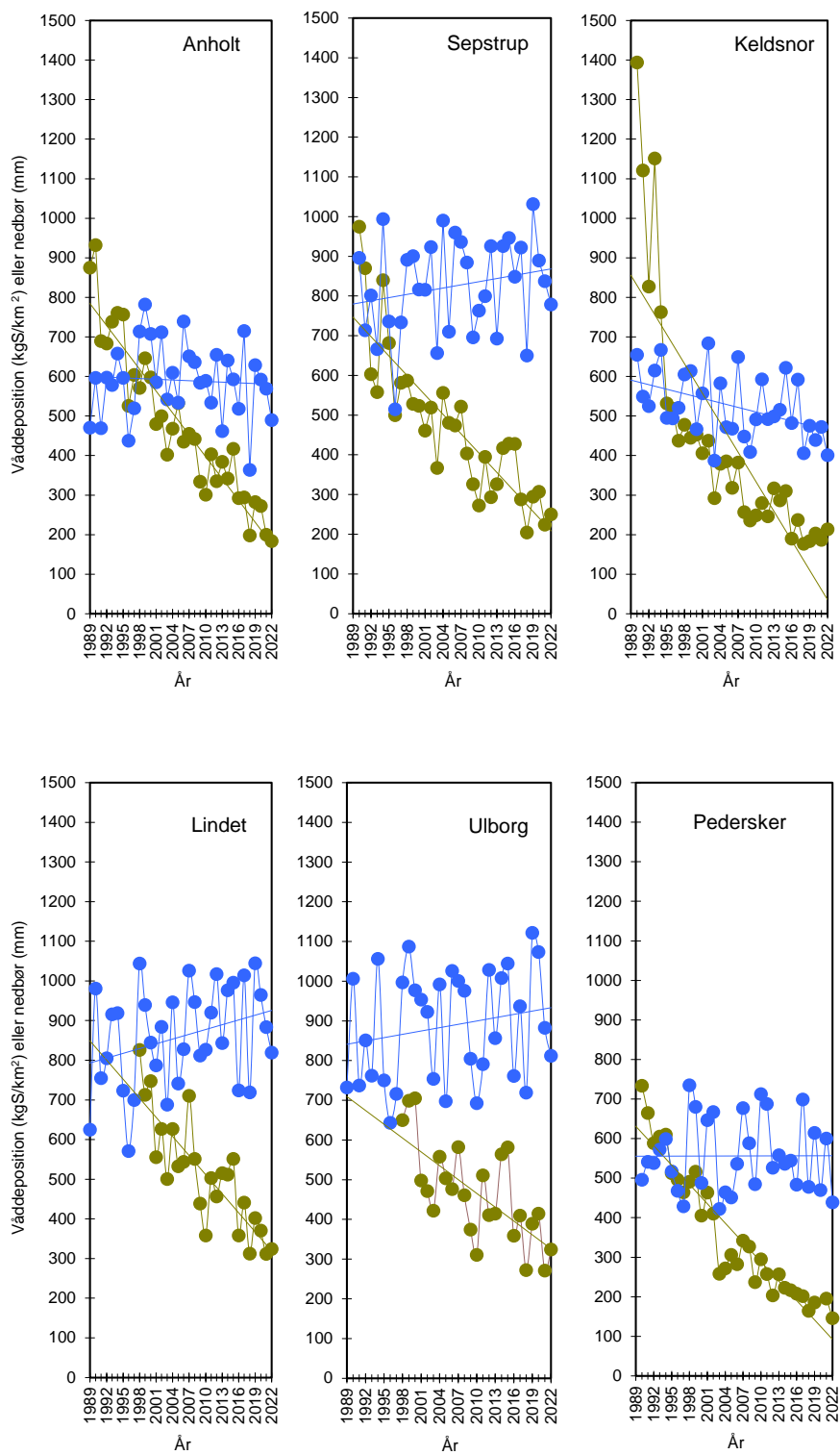


Figur A1. Sammenligning mellem målt og modelberegnet udviklingstendens for deposition af kvælstof som gennemsnit for resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Tange er våddeposition fra målestationen ved Sepstrup Sande og tørdeposition fra Tange, hvilket er baseret på, at afstanden mellem de to målestationer er relativt lille.

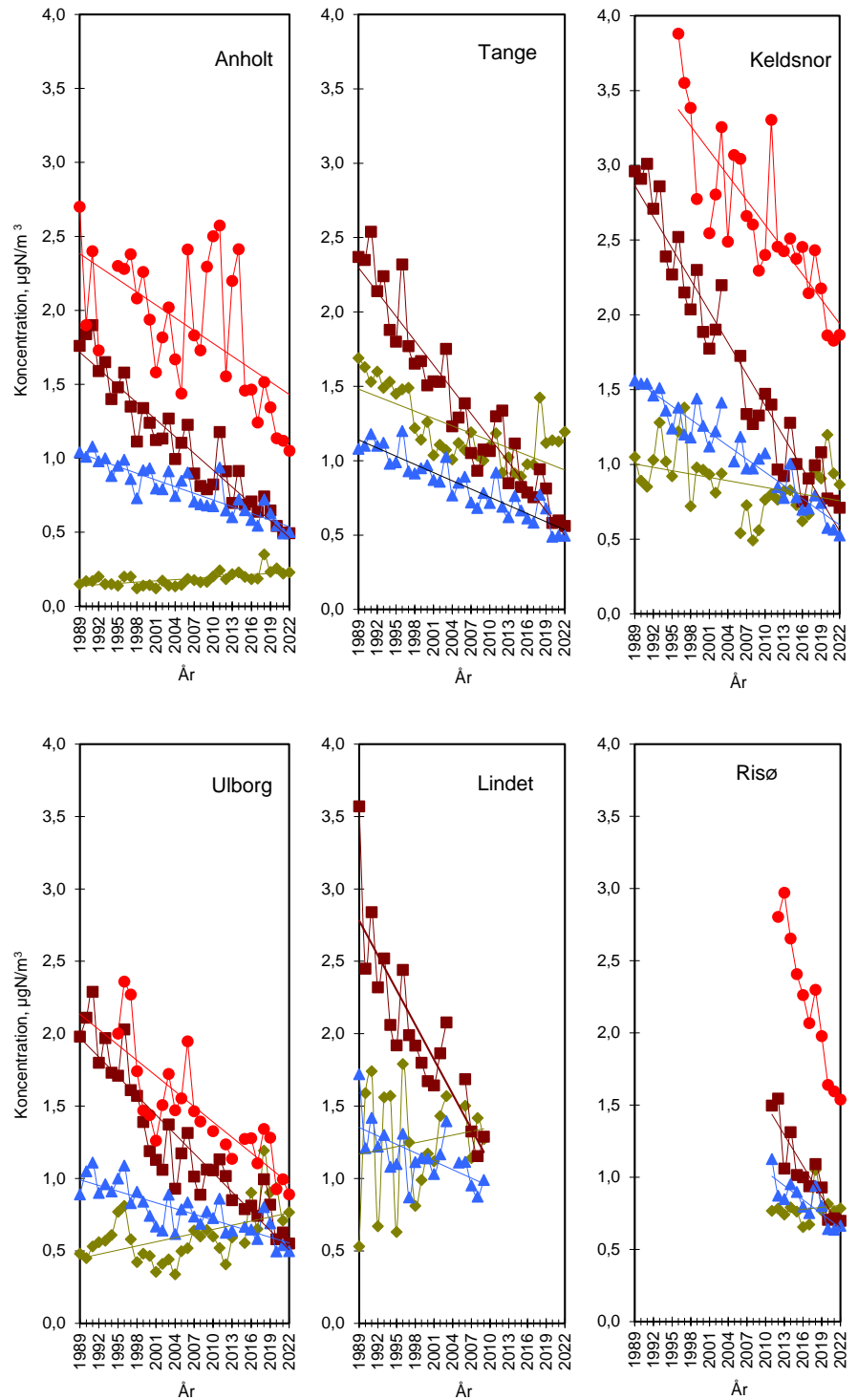
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne



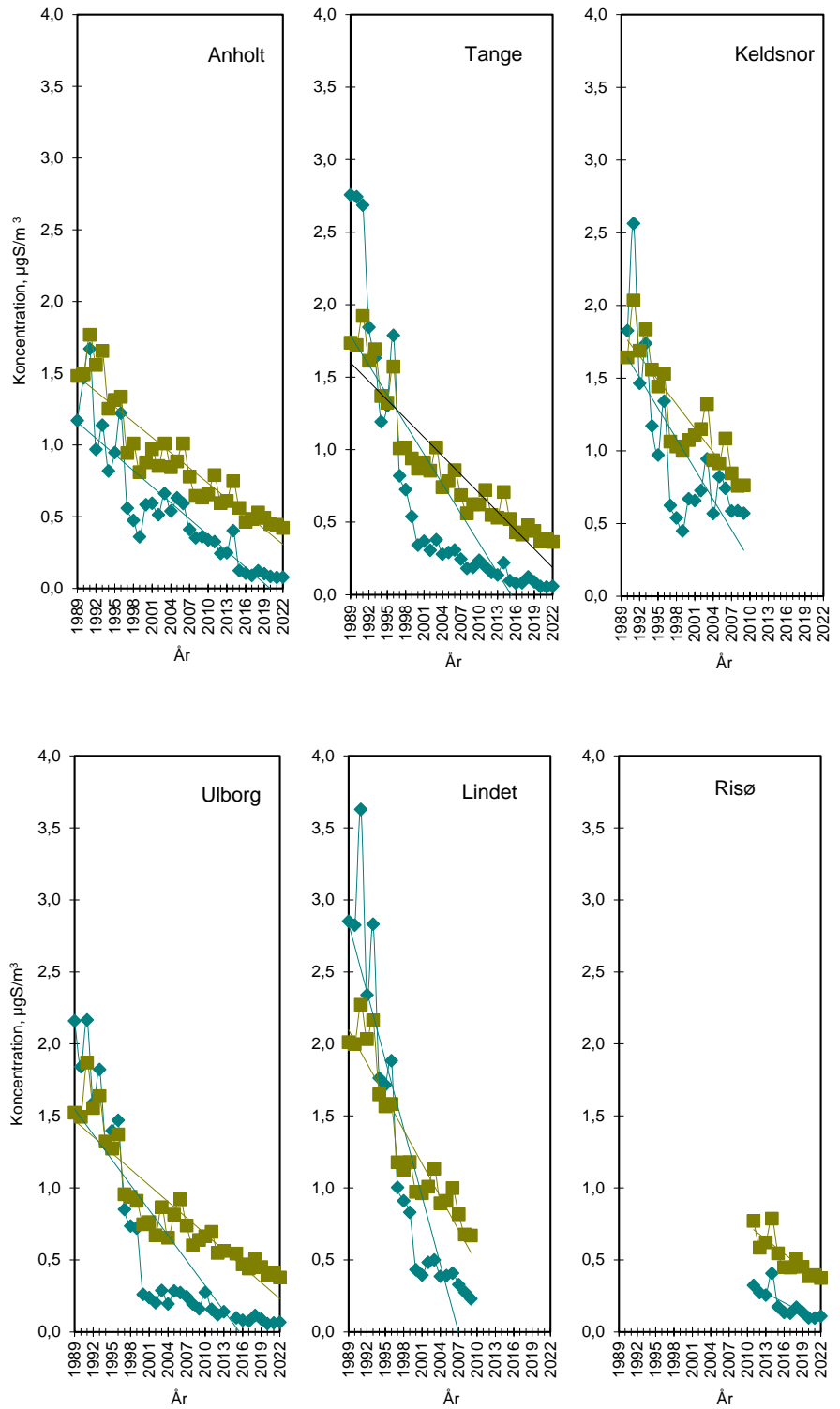
Figur A2. Årlig våddeposition (kg N/km²) af ammonium (grøn) og nitrat (brun) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). Kg N/km² omregnes til kg N/ha ved at dividere med 100.



Figur A3. Årlig våddeposition (kg S/km²) af sulfat (grøn) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). Kg S/km² omregnes til kg S/ha ved at dividere med 100.



Figur A4. 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 A5. Årsmiddelkoncentrationer af svovldioxid (blå) og partikulært sulfat (grøn). Målingerne ved Keldsnor og Lindet er ophørt i hhv. 2010 og 2009.

Bilag 3 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 (spiket betyder, at det pågældende stof er blevet tilsat til prøverne i laboratoriet).

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
Clomazon	0,001	30
Desethylatrazin*	0,002	10
Desethylterbutylazin*	0,002	40
Desisopropylatrazin*	0,006	20
Dichlorprop*	0,003	30
Diflufenican	0,001	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

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2022

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2022 beregnet til hhv. 53 og 47 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til vand- og landområderne er faldet med henholdsvis omkring 43% og 49% siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2022 beregnet til ca. 4,4 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 80 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2022 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 for udviklingstendens af kvælstofdeposition fordelt på hovedkilderne, måling af ozon og modelberegning af ozonflux, våddeposition af udvalgte miljøfarlige organiske stoffer og luftkoncentrationer af pesticider, herunder prosulfocarb.

ISBN: 978-87-7156-847-9

ISSN: 2244-9981