

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2020

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 471

2021



ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2020

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 471

2021

Thomas Ellermann Rossana Bossi Martin Ole Bjært Sørensen Jesper Christensen Per Løfstrøm Anne Sofie Lansø Christian Monies Camilla Geels Maria Bech Poulsen

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



Datablad

Serietitel og nummer: Kategori:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 471 Rådgivningsrapport
Titel: Undertitel:	Atmosfærisk deposition 2020 NOVANA
Forfattere:	Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Martin Ole Bjært Sørensen, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Anne Sofie Lansø, Christian Monies, Camilla Geels og Maria Bech Poulsen
Institution:	Institut for Miljøvidenskab
Udgiver: URL:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi © http://dce.au.dk
Udgivelsesår: Redaktion afsluttet:	17. december 2021 December 2021
Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE: Sproglig kvalitetssikring: Ekstern kommentering:	Claus Nordstrøm, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet. Bortset fra Afsnit 6.4. Lise Lotte Sørensen, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet. Kun Afsnit 6.4. Vibeke Vestergaard Nielsen Vibeke Vestergaard Nielsen Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: <u>http://dce2.au.dk/pub/komm/SR471_komm.pdf</u>
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Løfstrøm, P., Lansø, A. S., Monies, C., Geels, C., & Poulsen, M. B., 202x: 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. <u>http://dce2.au.dk/pub/SR471.pdf</u>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2020 beregnet til hhv. 60 og 51 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med omkring 40 % siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2020 beregnet til ca. 5,7 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2020 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 15 – 60 % af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og modelberegning af ozonfluks, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider og modelberegninger af kvælstofdepositionen med høj geografisk opløsning (400 m x 400 m) til de danske landområder.
Emneord:	Atmosfærisk deposition, luftkvalitet, kvælstofforbindelser, svovl, tungmetaller, deposition til hav og land, emissionskilder, ozon, miljøfremmede organiske stoffer, pesticider, prosulfocarb
Layout: Forside Foto:	Majbritt Pedersen-Ulrich Thomas Ellermann
ISBN: ISSN (elektronisk):	978-87-7156-644-4 2244-9981
Sideantal:	95
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.gu.dk/pub/SR471.pdf

Indhold

For	ord		Į		
Saı	mmen	fatning			
1	Indle	Indledning			
	1.1	Overvågningsprogrammet	1(
	1.2	Vejret i 2020	14		
2	Kvæ	lstof	19		
	2.1	Relevans	19		
	2.2	Målsætning	19		
	2.3	Kvælstofdeposition i 2020	19		
	2.4	COVID-19-restriktioner og kvælstofdeposition	20		
	2.5	Atmosfærisk belastning af danske farvande	23		
	2.6	Atmosfærisk belastning af danske landområder	24		
	2.7	Kilder til kvælstofdeposition	25		
	2.8	Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen	27		
	2.9	Grænseværdier for NO _x til beskyttelse af vegetation	29		
	2.10	Kvælstof i naturområder – landsdækkende	0.0		
	0.11	modelberegninger med lokalskalamodel	30		
	2.11	Sammenligning med faste malestationer	30		
3	Svov	1	38		
	3.1	Relevans	38		
	3.2	Målsætning	38		
	3.3	Svovldeposition i 2020	38		
	3.4	Atmosfærisk belastning af danske landområder	39		
	3.5	Grænseværdier for SO2 til beskyttelse af vegetation	4		
	3.6	Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid	43		
4	Tuno	ımetaller	4		
•	41	Relevans	40		
	42	Målsætning	40		
	4.3	Tilstand og årsag	40		
5	Ozor	n og vegetation	53		
	5.1	Relevans	52		
	5.2	Målsætning	52		
	5.3	Tilstand, udvikling og årsag	53		
6	Depo	osition af miljøfarlige organiske stoffer	59		
	6.1	Relevans	59		
	6.2	Målsætning	59		
	6.3	Våddeposition af pesticider	60		
	6.4	Våddeposition af nitrophenoler	6		
	6.5	Våddeposition af PAH'er	64		
	6.6	Målinger af prosulfocarb i luften	60		
Re	ferenc	er	82		

Bilag 1 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer	87
Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne	88
Bilag 3: Tørdeposition af ammoniak til forskellige naturtyper	92

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 2020.

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 fagdatacentrene og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos MST, mens fagdatacentrene for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af fagdatacenter for luftkvalitet og er baseret på fagdatacentrets overvågnig af luftkvaliteten og den atmosfæriske deposition i Danmark. MST har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten. Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af tidligere års rapporter med data indsamlet i 2019 (https://dce2.au.dk/pub/SR415.pdf).

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og natur 2020', 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 2020. Overvågningen indgår som en del af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). Rapporten opsummerer hovedresultaterne vedrørende måling og beregning af atmosfæriske koncentrationer og depositioner af kvælstof- og svovlforbindelser, udvalgte tungmetaller og miljøfremmede organiske forbindelser samt koncentrationer af ozon.

I forbindelse med den nye programperiode for NOVANA er der i 2017 foretaget nogle justeringer af delprogrammet, som dels har medført ændringer i naturdelprogrammet og beregningerne af depositionen til naturområderne og dels har betydet en opstart af målinger af luftkoncentrationerne af en række udvalgte pesticider ved målestationen ved Risø. Disse aktiviteter er videreført i 2020, hvor målingerne af pesticider er foretaget med døgnmiddelmålinger fra sidste halvdel af september til slutningen af november.

Kvælstofdepositionen til danske farvandsområder (105.000 km²) er for 2020 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemispherisk Model) til 60 ktons N (5,7 kg N/ha) og til landområderne (areal 43.000 km²) til 51 ktons N (12 kg N/ha). Den samlede kvælstofdeposition til vand- og landområderne er på basis af overvågningsresultaterne vurderet til at være faldet med ca. 40 % i perioden 1990-2020. Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden, mens den målte deposition har ligget på omtrent samme niveau i de sidste knap ti år. Dog ses variationer fra år til år på grund af ændringer i de meteorologiske forhold. Årsagen til faldet er reduktion i emissionerne på europæisk plan, herunder i Danmark.

Ændringerne i kvælstofdepositionen fra 2019 til 2020 er også påvirket af CO-VID-19-restriktionerne, som i 2020 satte væsentlige begrænsninger for mange samfundsaktiviteter i Danmark og de øvrige europæiske lande. Transportsektoren blev ramt hårdt af restriktionerne, hvor der navnlig i det sene forår observeredes stor reduktion i vejtrafikken og dermed væsentlig reduktion i udledningerne af kvælstofoxider. Udledninger af kvælstofoxider fra landbruget undergik kun i mindre grad reduktioner på trods af aflivning af minkbestanden i november-december. Det hænger sammen med, at hovedparten af mink normalt aflives på samme tidspunkt så kun avlsdyr er tilbage. For at vurdere effekten af COVID-19-restriktionerne er der blevet gennemført en analyse af den månedlige variation i kvælstofafsætningen i 2020 sammenlignet med de foregående fem år. Reduktionen af udledningerne som følge af COVID-19restriktionerne vil give et fald i kvælstofdepositionen fra 2019 til 2020, men det var ikke muligt at adskille effekten af COVID-19-restriktionerne fra de øvrige ændringer i udledningerne (de ændringer som ville være sket uden CO-VID-19-restriktionerne) og ændringer som følge af de naturlige variationerne fra år til år i de meteorologiske forhold.

I 2021 er der blevet gennemført modelberegninger af kvælstofafsætningen i 2020 til samtlige naturområder i hele Danmark med lokalskala-modellen OML-DEP. Denne model har en høj geografisk opløsning (400 m x 400 m), således at der kan tages højde for kvælstofudledningerne fra lokalt landbrug. Rapporten præsenterer resultaterne i form af kort over den samlede afsætning til de danske landområder og kort som illustrerer afsætningen til udvalgte naturtyper som for eksempel skov og lav vegetation. Disse beregninger giver end væsentlig bedre overensstemmelse med måleresultaterne fra målestationerne en den grovere regionalskalamodel DEHM (geografisk opløsning på 5,6 km x 5,6 km). Disse beregninger er tidligere blevet gennemført for 2017.

Depositionen af svovlforbindelserne til danske landområder er for 2020 beregnet med DEHM til ca. 5,7 ktons S. Baseret på signifikante fald i koncentrationer og våddeposition vurderes det, at svovldepositionen er faldet med ca. 75 % siden 1990. Faldet i svovldepositionen er fortrinsvist sket i perioden frem til 2001, hvorefter depositionen har været forholdsvis konstant indtil 2007, hvorefter der igen observeres en tendens til en faldende svovldeposition. Faldet i depositionen følger udviklingstendensen for de europæiske emissioner af svovl. Faldet siden 2007 er dog primært forårsaget af den faldende udledning af svovl fra skibstrafik i danske farvande og et mindre fald i udledningerne fra de landbaserede kilder.

Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (krom (Cr), mangan (Mn), jern (Fe), nikkel (Ni), kobber (Cu), zink (Zn), arsen (As), cadmium (Cd), og bly (Pb)) i 2020 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Over de seneste 27 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne til mellem 15 og 60 % af niveauet i 1990. Størst fald ses for bly og cadmium. For de fleste af tungmetallerne har faldet været størst i perioden frem til sidste halvdel af 1990'erne, hvorefter ændringerne har været forholdsvis små.

Ozonkoncentrationerne i baggrundsområderne har ligget på omtrent samme niveau siden slutningen af 1980'erne. Middel af AOT40 (Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppbv; mål for beskyttelse af vegetation mod skader fra ozon) for perioden fra 2016-2020 ligger under 4.300 ppb·timer på alle baggrundsmålestationer (Ulborg, Keldsnor, Risø). I 2020 er der dermed ingen overskridelse af EU's målværdi (9.000 ppb·timer som middel af fem år) for beskyttelse af vegetation mod skader forårsaget af ozon. EU's langsigtede mål for beskyttelse af vegetation (3.000 ppb·timer) er dog overskredet ved Risø men ikke ved Ulborg og Keldsnor. 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_y (Phytotoxic Ozone Dose above a threshold y), hvorover ozonskader på vegetation er uacceptabelt store. Det kritiske niveau for skov var overskredet i hele landet i 2020, mens der for korn (hvede) ikke var overskridelser i Danmark.

Måling af våddeposition af miljøfremmede organiske stoffer ved Sepstrup Sande og Risø viser, at depositionen af nitrophenoler (6 stoffer) lå på hhv. 746 μ g/m² og 748 μ g/m². Depositionen af PAH'er (Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner, 18 stoffer) lå på hhv. 24 μ g/m² og 28 μ g/m², hvor der grundet kontamineringsproblemer indgår færre stoffer end tidligere år. Våddeposition af pesticider i 2020 lå på omkring henholdsvis 134 μ g/m² og 145 μ g/m² (19 udvalgte stoffer), hvoraf 75-90 % alene stammer fra prosulfocarb, som anvendes på vintersæd i efterårsmånederne. Våddepositionen af prosulfocarb i 2020 lå væsentligt højere end i 2019. 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 2019 svarer til tidsperioden for anvendelse af prosulfocarb i landovervågningsoplandene. For 2020 ses høje luftkoncentrationer fra slut september til sidst i oktober, hvilket svarer til observationerne for 2019.
- 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 såkaldte trajektorieberegningerne godtgør, at det for en række dage stort set kan udelukkes, at prosulfocarb stammer fra andet end dansk anvendelse.

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

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

Ovenstående konklusioner skal læses med det forbehold, at vi kun har informationer om den faktiske anvendelse af prosulfocarb i Landovervågningsoplandene i 2019 og for eksempel mangler informationer om anvendelsen på store dele af Sjælland.

1 Indledning

Delprogram for Luft under NOVANA rapporteres i to særskilte rapporter, hvoraf nærværende rapport præsenterer resultaterne for 2020 omkring luftkvalitet og atmosfærisk deposition i relation til vandmiljø og naturen. Den anden del af programmet omkring luftkvalitet i relation til sundhed og med fokus på byerne rapporteres i en særskilt årsrapport (*Ellermann et al., 2021*).

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

Overvågningsprogrammet er baseret på integration af målinger og modelberegninger. Hovedelementerne i programmet er følgende:

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

I 2020 er der en nogle få ændringer i programmet og årsrapporten set i forhold til de seneste år. Dette drejer sig om følgende:

- Målinger af luftkoncentrationer af pesticider ved målestationen ved Risø blev påbegyndt i 2017. Formålet med disse målinger er at få et bedre grundlag for vurdering af kilderne til de pesticider, som igennem en årrække er blevet fundet i våddepositionen i Danmark (Kapitel 6). Hvor der tidligere er blevet foretaget prøveopsamling på ugeniveau for hele året, så er der i 2019 og 2020 fokuseret på måling af prosulfocarb og alene på efteråret i den periode, hvor prosulfocarb anvendes. I denne periode foretages prøveopsamling på døgnniveau for perioden fra sidste halvdel af september til slutningen af november.
- Detaljerede målinger af den geografiske variation af ammoniak på Harrild Hede blev begyndt i 2017 og blev fortsat i 2019. Grundet besparelser på programmet er disse målinger imidlertid ophørt i 2020.
- Rapporten for 2020 indeholder modelberegninger af kvælstofafsætningen til landområder med høj geografisk opløsning (gitterfelter på 400 m x 400 m). Disse modelberegninger dækker hele Danmark og er en opdatering af de tidligere modelberegninger af dette for 2017 (Ellermann et al., 2018).
- Den globale COVID-19-pandemi gav anledning til omfattende restriktioner af samfundsaktiviteterne i Danmark, Europa og på globalt plan. De omfattende restriktioner medførte betydelige reduktioner af udledninger

af luftforurening, hvor blandt andet den markante reduktion i transportsektoren har givet formindskelser i udledningerne af kvælstofoxider (NOx). COVID-19-restriktionerne forventes primært at kunne have indflydelse på kvælstofdepositionen, så derfor indeholder årsrapporten et afsnit om COVID-19-restriktionernes betydning for deposition af kvælstof i 2020.

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 2020, 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 2020 bestod netværket af 8 større faste målestationer, hvor der blev målt:

- Våddeposition af kvælstofforbindelser (ammonium og nitrat), sulfat og en række udvalgte tungmetaller.
- Koncentration af kvælstofforbindelser i gas- og partikelfase (ammoniak, kvælstofdioxid, partikelbundet ammonium og sum af partikulært bundet nitrat og salpetersyre) samt svovldioxid og partikulært bundet sulfat. Endvidere foretages på udvalgte målestationer specialmålinger af salpetersyre og partikulært bundet nitrat samt af ammoniak og partikulært bundet ammonium.
- Luftkoncentration af en række udvalgte tungmetaller på to af målestationerne.
- Våddeposition på to målestationer af de miljøfarlige organiske stoffer (MFS): Pesticider, PAH'er og nitrophenoler.
- Luftkoncentration af pesticider ved én målestation.
- Luftkoncentration af ozon.

Programmet varierer på de enkelte målestationer.

Ud over de større målestationer indgår en enkelt mindre målestation med måling af ammoniakkoncentration ved Idom Hede (5 km øst for Ulborg).

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



Figur 1.1. De faste større målestationer i Delprogram for luft under NOVANA. Endvidere er der en mindre målestation ved Idom Hede omkring 5 km øst for Ulborg.

Tabel 1.1. Overs	igt over målingerne	på de faste større målestationer i De	elprogram for Luft under NOVANA
------------------	---------------------	---------------------------------------	---------------------------------

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

* Uorganisk: N, S, Na, Cl, Mg, K og Ca. Tungmetaller: Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, 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. Passiv opsamler: NH₃.

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

Ud over anvendelsen af måleresultaterne fra Delprogram for luft under NO-VANA indgår de danske måleresultater i en række internationale monitoreringsprogrammer. Det drejer sig om følgende tre programmer:

- Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (EMEP European Monitoring and Evaluation Programme), som fokuserer på den grænseoverskridende luftforurening i Europa.
- 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.

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 emissionopgørelser, og den luftbårne transport er beregnet på basis af informationer om de meteorologiske forhold for det år, som der laves modelberegninger for.



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

I 2018 blev modelberegningerne forbedret med en ny og på væsentlige punkter opdateret udgave af modellen, ligesom der også er anvendt en ny model til beregning af de meteorologiske input-data. Baggrunden for at modelsystemerne blev opdateret i forbindelse med rapporteringen for 2018 var, at der var behov for opdatering af beregningerne af de helbredsrelaterede effekter af luftforureningen. Da det er essentielt, at det er den samme modelversion, som anvendes i Delprogram for luft under NO-VANA, er modelberegningerne af depositionen blevet opdateret samtidig med opdateringen af de dele, som er relevant i forbindelse med beregning af helbredseffekterne. De vigtigste ændringer ligger inden for følgende dele af modelberegningerne:

- Meteorologiske input-data. Den væsentligste ændring i forbindelse med beregningerne af luftforureningsniveauer er sket i relation til de meteorologiske modeller. Disse modeller anvendes til beregning af de detaljerede 3-D meteorologiske data, der fungerer som input til DEHM-modellen. I det tidligere modelsystem, anvendtes MM5-modellen udviklet af National Center for Atmospheric Research, USA (NCAR). Modellen blev sidst opdateret i 2008. I det nye system anvendes modellen WRF (Weather Research and Forecasting model), som er NCAR's afløser for MM5. Ændringen er en fordel, fordi den nye model har konsistente data tilbage til 1979, mens det ikke var tilfældet med den gamle model. Endvidere bliver den nye model fortsat forskningsmæssigt udviklet, hvilket heller ikke var tilfældet med den gamle. Se yderligere detaljer i Ellermann et al. (2019). I forhold til modelberegningerne af depositionen, så har skiftet i meteorologiske input-data den konsekvens, at nedbørsmængderne er nedjusteret i WRF i forhold til MM5.
- Udledningsdata. Til beregningerne med DEHM på regional skala anvendes EMEP's nyeste tilgængelige udledningsdatasæt for 2018, som har en horisontal opløsning på 0,1° x 0,1° svarende i det danske område til ca. 7 km x 11 km (hhv. Ø-V og N-S) (EMEP, 2020). Det tidligere anvendte datasæt fra EMEP har en opløsning på 50 km x 50 km. Derudover er de nye udledningsdata fra EMEP opdelt efter et nyt system (GNFR; Gridded Nomenclatur For Reporting) i modsætning til de tidligere anvendte data, som er opdelt efter SNAP-systemet (Selected Nomenclatur for Air Pollution). Se yderligere detaljer i Ellermann et al. (2019).

De danske udledninger er uændrede og baseret på SPREAD-modellen, som er en model til beregning af den geografiske fordeling af de danske udledninger med en geografisk fordeling på 1 km x 1 km. Beregninger for 2020 er udført på basis af de nyeste tilgængelige udledningsdata, som er sammenstillet ud fra nationale udledningsopgørelser udarbejdet af DCE for det foregående år, dvs. 2019 for NH₃, NO₂, VOC, CO og SO₂ (*Nielsen et al., 2021*).

De omfattende COVID-19-restriktioner i Europa har medført en betydelig ekstraordinær reduktion af udledningerne af luftforurening i 2020. For bedst muligt at tage hensyn til dette er der foretaget en korrektion af udledningerne for 2020. Korrektionerne af EMEP's og de danske udledninger er baseret på de ændringer af udledninger fra trafik og industri for månederne marts-maj, som er beskrevet i Barre et al. (2021), hvor de danske trafikudslip antages at være reduceret med 40%, mens udslip fra industri antages reduceret med 17%.

Udledningerne for skibe er ligeledes ændret i forhold til tidligere modelberegninger. 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 <u>https://permalink.aeris-data.fr/CAMS-GLOB-SHIP</u>). 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 2014-2020 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° x 0,1° 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 skibseudledninger 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.

• Kemiskema og tørdepositionsberegninger. Der er foretaget mindre justeringer af kemiskemaet i DEHM-modellen i 2019, hvor der nu er inkluderet en bedre og mere omfattende beskrivelse af partiklerne i modellen, hvilket dog ikke spiller en stor rolle i forbindelse med beregning af deposition af kvælstof og svovl. Derudover er der foretaget en mindre ændring af depositionsberegningerne, hvilket primært har indflydelse på beregningerne for det arktiske område og ikke giver ændringer for depositionen til danske land- og farvandsområder.

Beregningerne af deposition til danske land- og vandområder foretages med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km i det horisontale plan, som dækker hele Danmark og de danske farvandsområder (undtagen den vestligste del af Nordsøen, hvor den geografiske opløsning er på 17 km x 17 km). Vertikalt dækker modellen de nederste 15 km af atmosfæren, som er opdelt i 29 lag af gitterceller, hvor det nederste lag er relativt tyndt (12 m), hvorefter lagene stiger i tykkelsen op til de øverste lag, som er relativt tykke (2000 m).

Beregning af afsætning af kvælstof til alle naturområder i Danmark foretages med modelsystemet kaldet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som er en kombination af DEHM og lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel Meteorologisk Luftkvalitetsmodel til Ammoniakdeposition). Med dette modelsystem beregnes afsætning af kvælstof med en geografisk opløsning på 400 m x 400 m inden for et område på 16 km x 16 km omkring det udvalgte naturområde. Den høje geografiske opløsning på modelberegningerne gør det muligt at tage højde for udledningerne af ammoniak fra de lokale landbrug i nærheden af naturområderne. Beregningerne for 2020 er foretaget med de samme meteorologiske data fra WRF, som er blevet brugt til modelberegningerne med DEHM.

1.2 Vejret i 2020

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 2020.

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 2020 som sædvanligt var vest til sydsydvest, og at vindroserne for 2020 i store træk minder om gennemsnittet for perioden 1989-2019. Dog er der mindre hyppig vind fra østlig retning. 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 1989-2019, mens der til højre vises gennemsnit for 2020. Måling af vindretning er udført af Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Udover vind påvirker nedbørsmængde, solar indstråling (angivet ved antallet af soltimer) og lufttemperatur (Figur 1.5 A-C) også afsætningen af luftforureningskomponenter. Nedbørsmængden var omkring 15% lavere i 2020 (770 mm) end i 2019 (905 mm), men selv om nedbørsmængden i 2020 var tydeligt lavere end i 2019, så er nedbørsmængden fortsat omkring 3% højere end den gennemsnitlige nedbørsmængde for perioden fra 1989-2019 (750 mm), hvilket hænger sammen med at nedbørsmængde i 2019 var rekordhøj (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 høje nedbør i vintermånederne med rekordhøje nedbør i februar (DMI, 2021). I 2020 var der som sædvanligt geografiske forskelle i nedbørsmængderne. De største nedbørsmængder faldt som vanligt i den vestlige og sydlige del af Jylland (900-1100 mm). Til sammenligning faldt der 500-700 mm på store dele af Sjælland, Lolland, Falster og Bornholm. Disse nedbørsmængder er baseret på Danmarks Meteorologiske Instituts netværk af nedbørsmålestationer (DMI, 2021), 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 lavere nedbør over hav i 2020 end i 2019, ligesom der er lavere nedbør over 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 i perioden fra 1989-2020 (*Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2021*). Den sorte linje er beregnet ved lineær regression.

2020 var et relativt varmt år. Det var således det næst varmeste år siden 1873 (DMI, 2021). Den årlige middellufttemperatur i 2020 var 9,8 °C og dermed 0,4 °C højere end 2019 (9,4 °C). Middeltemperaturen var 1,1 °C højere end gennemsnittet (8,7 °C) for perioden 1989-2019, hvor måleprogrammet har været i funktion (*Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2021*). Temperaturfordelingen følger i store træk gennemsnittet siden 1989, hvor det dog var noget varmere i januar-februar og november-december (Figur 1.5 B). 2020 var generelt set et meget solrigt år, hvor navnligt foråret og en stor del af sommeren (bortset fra juli) var meget solrig (Figur 1.5 C). Antallet af soltimer i 2020 var på 1819 timer, hvilket er omkring 10% over gennemsnit for perioden 1989-2019 (1.657 timer) (*Cappelen og Jørgensen, 2007; DMI, 2021*).



Figur 1.5. Månedlig nedbør (A); middellufttemperatur (B) og antal soltimer (C). Areal-vægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Kurverne angiver resultater for 2020, mens søjlerne angiver middel for 1989-2019. Data er fra *Cappelen og Jørgensen (2007) og DMI (2021)*.



Figur 1.6. Nedbørsmængder beregnet med den meteorologiske model WRF for 2019 (venstre) og 2020 (højre). Nedbøren er angivet i mm. Nedbørsmængderne er primært beregnet af hensyn til modelberegningerne af luftkvalitet og deposition, men giver også et overblik over de geografiske variationer i nedbøren.

Links: Yderligere information om målestationerne:

<u>Målestationer (au.dk)</u>Yderligere information om luftforureningsmodeller: ttps://envs.au.dk/faglige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningsprogrammet/luftforureningsmodeller

2 Kvælstof

2.1 Relevans

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

2.2 Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder kvælstof, end den kan tåle. Via Vandrammedirektivet og Habitatdirektivet er EU's medlemslande, inklusiv Danmark, forpligtet til blandt andet at foretage tiltag til beskyttelse mod skadelige effekter som følge af kvælstofdeposition. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for kvælstofdepositionens størrelse og ej heller nationale reduktionsmålsætninger. Derimod er der internationale målsætninger om reduktion af kvælstofemissionen, hvilket vil føre til reduktion af afsætningen af kvælstof. Danmark påtog sig via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af 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 har i forbindelse med den reviderede Gøteborg-protokol forpligtet sig til at reducere emissionen af kvælstofilterne og ammoniak i 2020 med henholdsvis 56 % og 24 % set i forhold til 2005, svarende til i alt omkring 71 % og 45 % set i forhold til de danske udledninger i 1990. For EU's medlemslande vil der samlet blive tale om en reduktion på 40 % og 6 % for henholdsvis kvælstofilterne og ammoniak set i forhold til 2005. Tilsvarende reduktionsforpligtelser er blevet vedtaget i forbindelse med EU's reviderede NEC-direktiv fra 2016 (EU, 2016).

2.3 Kvælstofdeposition i 2020

I 2020 blev den samlede deposition af kvælstof (våddeposition, der er afsætning med nedbøren, plus tørdepositionen, der er den direkte afsætning af partikler og gasser) målt på fire målestationer, Tange, Ulborg, Anholt og Risø (Figur 2.1). Målingerne viste, at den årlige deposition af kvælstof i 2020 i områderne omkring målestationerne lå på 7-12 kg N/ha, hvilket ligger omkring 8% under de tilsvarende resultater for 2019. Målingerne viste en deposition til vandområderne ved Anholt på 6,4 kgN/ha, hvilket er omkring 8 % lavere end i 2019, og hvilket hovedsageligt skyldes den lavere nedbørsmængde i 2020 set i forhold til 2019. Våddepositionen udgør den største del af depositionen til vandområder, så derfor slår ændringer i våddepositionen relativt tydeligt igennem, selv om de øvrige meteorologiske forhold (for eksempel vindretning) også spiller en rolle for størrelsen af den samlede deposition.

De laveste depositioner til land blev bestemt på Anholt, Risø og Keldsnor (Keldsnor kun våddeposition). Disse målestationer bliver kun udsat for begrænsede lokale landbrugspåvirkninger samtidigt med, at der er en lille våddeposition. De højeste depositioner blev bestemt ved Lindet (kun våddeposition), Ulborg og Tange. Ved disse målestationer er der høj emission af ammoniak fra nærliggende landbrugsområder. Samtidig er målestationerne placeret i Jylland, som modtager betydeligt større nedbørsmængder end den østlige del af landet, hvilket medvirker til den større deposition i Jylland. Forskellen mellem depositionerne på alle målestationerne ligger i 2020 indenfor omkring 45 %.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige kvælstofdeposition vurderes til 12-25 % for deposition til vandområderne og 27-43 % for deposition til landområderne. Årsagen til de relativt høje usikkerheder er, at den samlede kvælstofdeposition bestemmes som summen af depositionen af en lang række kvælstofforbindelser. Endvidere beregnes tørdepositionen ud fra målinger af luftens indhold af kvælstofforbindelserne samt ud fra såkaldte tørdepositionshastigheder. Der er stor usikkerhed ved denne metode, men det er den bedst egnede metode i forbindelse med overvågningsprogrammet, da andre metoder måleteknisk set er for komplicerede at gennemføre i regi af overvågningsprogrammet.



Figur 2.1. Kvælstofdeposition (kgN/ha) og nedbørsmængde (mm) ved målestationerne i 2020. 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: <u>https://envs.au.dk/fag-lige-omraader/luftforurening-udledninger-og-effekter/overvaagningspro-grammet/maalestationer/</u>

2.4 COVID-19-restriktioner og kvælstofdeposition

I det meste af 2020 satte COVID-19-pandemien et meget stort præg på samfundsaktiviteterne i Danmark og resten af verden. De mange tiltag til begrænsning af COVID-19-pandemiens omfang medførte store begrænsninger for de aktiviteter, der kunne gennemføres. Blandt andet medførte COVID-19 kraftige reduktioner for transportsektoren, som er en af de væsentligste kilder til udledning af kvælstofoxider, der udgør omkring halvdelen af depositionen af kvælstof til danske land- og vandområder (Afsnit 2.7). Den anden halvdel af depositionen af kvælstof kommer fra udledninger af ammoniak, som for langt hovedparten stammer fra landbrug i Danmark og de øvrige europæiske lande. Størstedelen af landbruget blev ikke påvirket i betydeligt omfang af COVID-19-restriktionerne, men i slutningen af 2020 (november og december) blev minkproduktionen standset i Danmark, hvilket betød aflivning af alle mink i hele landet. I 2019 bidrog minkproduktionen med omkring 10% af den samlede danske udledning af ammoniak (Nielsen et al., 2021), andelen har fluktueret henover årene. I et normalt år ville store dele af minkbestanden alligevel være blevet skindet i disse måneder og aflivningen af mink har derfor ikke en væsentligt betydning for-udledningen af ammoniak i 2020.

For at undersøge i hvilket omfang COVID-19-restriktionerne har påvirket depositionen af kvælstof i Danmark er der foretaget en analyse af den månedlige variation i kvælstofdepositionen i 2020 sammenlignet med depositionen i perioden fra 2015 til 2019. Baggrunden for denne analyse er, at omfanget af CO-VID-19-restriktioner varierede meget i løbet af året. Fra januar til midt i marts var der ingen tiltag i Danmark og mange af de øvrige europæiske lande, mens der i det sene forår var omfattende restriktioner i hovedparten af Europa inklusiv Danmark. Hen under sommeren blev restriktionerne lempet, mens der igen blev indført omfattende restriktioner i den sidste del af året. Det er derfor forventningen, at den største effekt af COVID-19-restriktionerne vil kunne observeres i det sene forår (april-maj), hvor restriktionerne var allermest omfattende.

Figur 2.2. viser den månedlige kvælstofdeposition i 2020 sammenlignet med de fem foregående år for Anholt, Risø, Tange og Ulborg. Figurerne til venstre viser månedsvariationerne for hvert af årene 2015-20 opdelt på de fire stationer, mens figurerne til højre viser månedsvariationen for 2020 sammenlignet med den gennemsnitlige månedsvariation for perioden fra 2015-19 ligeledes for hver af de fire stationer. Der er meget stor variation mellem månederne og mellem årene. Dette hænger navnlig sammen med de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, hvor navnlig variationen i nedbørsmængden er en stor del af forklaringen bag den observerede variation.

Der er ingen tydelige tegn på, at COVID-19-restriktionerne gav anledning til betydeligt lavere depositioner i april-maj i 2020 sammenlignet med perioden 2015-2019 (Figur 2.2). Kun på Risø ses en månedlig variation, som kunne ligne en effekt af COVID-19-restriktionerne, idet depositionen i marts-maj ligger væsentligt lavere i disse måneder sammenlignet med årene før. De månedlige variationer på Risø kan imidlertid også skyldes de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. Da der samtidigt hermed ikke ses tilsvarende mønster på de øvrige tre målestationer, så konkluderes det, at COVID-19-restriktionerne ikke har givet en stor effekt på kvælstofdepositionen i 2020. Det er dog givet, at COVID-19-restriktionerne har givet et fald i udledningerne og dermed depositionen i 2020. Det er blot ikke muligt at kvantificere denne effekt ud fra målingerne og dermed heller ikke muligt at vurdere, hvor meget COVID-19-restriktionerne har betydet sammenlignet med den generelle udviklingstendens for udledningerne (ændringer i udledningerne uden COVID-19-restriktioner) og de naturlige variationer i de meteorologiske forhold fra år til år.



Figur 2.2. Månedlig kvælstofdeposition (kgN/ha) ved målestationerne i 2015 til 2020 (venstre) og månedlig kvælstofdeposition i 2020 sammenlignet med gennemsnitlig kvælstofdeposition for 2015-2019 (højre). Usikkerhedsintervaller angiver standardvariationen for månedlig kvælstofdeposition for 2015-2019. Figuren angiver deposition til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationerne. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande.

2.5 Atmosfærisk belastning af danske farvande

Den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande er for 2020 beregnet til 60.000 tons N, hvilket med et samlet farvandsareal på 105.000 km² giver en gennemsnitlig deposition på 5,7 kgN/ha (Figur 2.3 og Tabel 2.1). Den samlede deposition af kvælstof til de danske farvande i 2020 lå derfor omkring 13% lavere end i 2019 (69.000 tons N). Det er hovedsageligt våddepositionen, som er reduceret, hvilket hænger sammen med nedgangen i nedbørsmængderne fra 2019 til 2020. Den største ændring ses for de danske dele af Skagerrak og Østersøen med reduktion på omkring 18%, mens depositionen i Nordsøen og det Sydlige Bælthav kun er reduceret med 10-11%.

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 11 kgN/ha er således beregnet for de kystnære områder omkring Als, mens den laveste deposition på omkring 4-5 kgN/ha er beregnet for dele af 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 kvælstofforbindelser beregnet for 2020. 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 2020 med DEHM.	Tabellen a	angiver	også
deposition til de svenske dele af Kattegat og Øresund.			

Hovedfarvand	Tørdeposition 1.000 ton N	Våddeposition 1.000 ton N	Total deposition 1.000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordsøen – dansk del	10	18	28	5,7	48.754
Skagerrak – dansk del	1,9	3,6	5,5	5,3	10.329
Kattegat – svensk del	1,4	2,7	4,1	6,0	6.743
Kattegat – dansk del	4,1	5,4	9,5	5,6	16.830
Nordlige Bælthav	1,1	1,1	2,2	5,7	3.909
Lillebælt	0,9	0,8	1,7	7,7	2.170
Storebælt	1,4	1,3	2,8	6,2	4.519
Øresund - dansk del	0,3	0,4	0,7	5,3	1.336
Øresund - svensk del	0,2	0,3	0,5	5,7	950
Sydlige Bælthav - dansk del	1,0	0,8	1,7	6,8	2.547
Østersøen - dansk del	3,9	4,0	7,9	5,3	14.926
Alle danske farvandsområder	25	35	60	5,7	105.320

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

Links

Deposition af kvælstof til de enkelte farvande, fjorde, vige og bugter kan findes på: <u>Depositionsberegninger (au.dk)</u>

2.6 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af kvælstof til de danske landområder er for 2020 beregnet til 51.000 tons N (Figur 2.3 og Tabel 2.2), hvilket ligger omkring 14% lavere end rapporteret for 2019 (59.000 ton N) og på niveau med depositionen i 2018 (51.000 tons N). Det er hovedsageligt våddepositionen, som er faldet fra 2019 til 2020, hvilket hovedsageligt skyldes faldet i nedbøren fra 2019 til 2020.

Den gennemsnitlige deposition ligger på 12 kgN/ha. Den årlige deposition varierer geografisk mellem omkring 4 kgN/ha og omkring 20 kgN/ha beregnet som gennemsnit for modellens gitterceller på 6 km x 6 km (Figur 2.3). År-sagen til den store variation er navnlig, at depositionens størrelse afhænger af landoverfladens karakter og den lokale emission af ammoniak og dermed af den lokale landbrugsaktivitet. På lokal skala kan der derfor ses betydeligt større variationer end beregnet som gennemsnit for modellens gitterfelter på 6 km x 6 km. Endvidere spiller nedbørsmængderne også en vigtig rolle for depositionens størrelse. Den største deposition beregnes derfor til den sydlige del af Jylland (Figur 2.3), hvor nedbørsmængden er stor, og hvor husdyrproduktionen er høj, hvilket giver et ekstra bidrag som følge af udledning af ammoniak fra husdyrproduktionen. Den mindste deposition ses typisk for Sjælland og på nogle af de små øer, hvor der er langt til store kildeområder, og hvor nedbørsmængden er lav.

De gennemsnitlige depositioner i gitterfelterne på 4-20 kgN/ha er over eller på niveau med tålegrænserne for mange af de følsomme danske naturtyper f.eks. højmoser 5-10 kgN/ha, lobeliesøer 5-10 kgN/ha, klit 8-20 kgN/ha og heder 10-20 kgN/ha (Bak, 2018).

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

	Tørdeposition 1.000 ton N	Våddeposition 1.000 ton N	Total deposition 1.000 ton N	Total deposition per areal kgN/ha	Areal km ²
Nordjylland	5,2	3,9	9,1	11	7.908
Midtjylland	9,4	6,7	16	12	13.094
Syddanmark	9,9	6,4	16	13	12.130
Sjælland	4,4	2,8	7,3	10	7.268
Hovedstaden	1,4	1,0	2,4	9,6	2.528
Hele Landet	30	21	51	12	42.927

Tabel 2.2. Den samlede kvælstofdeposition til de danske regioner beregnet for 2020 med DEHM

Links

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

2.7 Kilder til kvælstofdeposition

Ved hjælp af modelberegninger er det muligt at estimere hvor stor en del af depositionen i Danmark, som stammer fra henholdsvis danske og udenlandske kilder. Det er også muligt at skelne mellem deposition, som kan henføres til emission i forbindelse med forbrændingsprocesser (f.eks. i forbindelse med transport, energiproduktion, forbrændingsanlæg og industriproduktion) og udslip, som kan henføres til landbrugsproduktion. Opdelingen i forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion baseres på, at emissionerne af kvælstofilter udelukkende sker i forbindelse med forbrændingsprocesser, og at emissionerne af ammoniak i praksis stammer fra landbrug, idet over 95 % af emissionen af ammoniak i Danmark stammer fra landbrugsproduktion.

Beregningerne viser, at depositionen i Danmark kommer omtrent ligeligt fra landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser, om end der for deposition til landområderne i 2020 er en noget større andel fra landbrugsproduktion (66%) end fra forbrændingsprocesser (34%). For farvandene kom ca. 53 og 47 % af depositionen fra hhv. landbrugsproduktion og forbrændingsprocesser.



Figur 2.4. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2020 til udvalgte danske farvandsområder og Limfjorden opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

Langt hovedparten af depositionen til de danske farvandsområder stammer fra udenlandske kilder (Figur 2.4). I gennemsnit er den danske andel af depositionen til de åbne danske farvande estimeret til at være på ca. 13 % i 2020. Depositionen fra danske kilder stammer fortrinsvis fra tørdeposition. Den største danske andel forekom i Nordlige Bælthav (26 %), Kattegat (23 %), Lillebælt (27 %) og Storebælt (21 %) og den mindste i Nordsøen (7 %), det Sydlige Bælthav (10 %) og den danske del af Østersøen (9 %). For lukkede fjorde, vige og bugter kan den danske andel være betydeligt større, hvilket skyldes den korte afstand til de danske kilder. Et eksempel herpå er Limfjorden, hvor ca. 41 % 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. Den lavere nedbør i 2020 set i forhold til 2019 giver derfor en lidt højere dansk andel i 2020 sammenlignet med 2019. Figur 2.4 viser endvidere, at de danske bidrag hovedsageligt stammer fra emissioner fra landbrugsproduktionen, og at forskellen i den danske andel af depositionen stort set kan forklares ved forskellene i bidraget fra landbruget.



Figur 2.5. Gennemsnitlig kvælstofdeposition i 2020 til regionerne og i gennemsnit for hele landet (Danmark) opdelt på danske og udenlandske kilder samt opdelt på emissioner fra forbrændingsprocesser og landbrugsproduktion.

Den danske andel af den gennemsnitlige kvælstofdeposition til de danske landområder (Figur 2.5) er større end for farvandsområderne. I gennemsnit for landområderne er den danske andel estimeret til at være på ca. 40 %. Den største danske andel ses for Nord- og Midtjylland med 45-46 % fra danske kilder, mens den danske andel af depositionen i Hovedstaden kun er på ca. 24 %. Når andelen fra danske kilder er størst i Nord- og Midtjylland, skyldes det den store husdyrproduktion i Jylland i kombination med de hyppige vindretninger fra syd til vest og den relativt større afstand til områder med store emissioner i landene syd for Danmark. På lokal skala kan den danske andel være væsentligt større som følge af kvælstofdeposition fra f.eks. store lokale landbrug.

Der er små variationer fra år til år i den danske andel, som følge af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold. I et år som 2020, hvor nedbøren var lavere end i 2019 bidrager kilder fra udlandet relativt set mindre, hvilket medfører, at de danske kilder får relativt større betydning end i 2019. Der er dog tale om mindre forskydninger, hvor den samlede danske andel udgjorde ca. 37% i 2019 og 40% i 2020.

2.8 Udviklingstendenser for kvælstofdepositionen

Figur 2.6 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af kvælstof beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationerne. Resultaterne viser, at der er sket et fald i kvælstofdepositionen til såvel de danske farvande som landområder på ca. 40 % siden 1990. Faldet i kvælstofdepositionen er størst i den første del af perioden, mens den målte deposition har ligget på omtrent samme niveau i de sidste knap ti år.

Det vurderes, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark som helhed. Lokalt kan der dog være betydelige afvigelser fra det generelle billede. Årsag til dette er navnlig deposition af ammoniak, som udgør en betydelig del af den samlede kvælstofdeposition, og som varierer fra område til område pga. den lokale landbrugsproduktion. Den atmosfæriske kvælstofdeposition følger overordnet set ændringerne i emissionerne af kvælstof i Danmark og de øvrige EU-lande (Figur 2.6), og det kan derfor konkluderes, at den observerede udvikling i kvælstofdepositionen hovedsageligt er en konsekvens af reduktioner i emissionen af kvælstof.

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

I Figur 2.6 skelnes mellem deposition til farvandene og landområderne, hvilket primært skyldes, at visse kvælstofkomponenter afsættes hurtigere til landområder (f.eks. på planter og jord) end til vandområder. Endvidere spiller emissionen af ammoniak fra landbruget en langt større rolle for depositionen til landområderne end til farvandsområderne. Årsagen til dette er, at ammoniak omsættes og deponeres hurtigt, således at ammoniak primært påvirker landområderne, som generelt ligger tættere på kilderne end farvandene.

De meteorologiske forhold spiller også en betydelig rolle for udviklingen i kvælstofdepositionen. I Figur 2.6 ses betydelige variationer i kvælstofdepositionen fra år til år. Variationerne fra år til år skyldes primært variationer i de meteorologiske forhold, hvilket f.eks. kan ses for 2014, som var rekordvarmt, hvilket kan have været årsagen til den relativt høje deposition for landområderne i 2014. Året 2018 var 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 og 2020. Våddepositionen til farvandene udgør kun omkring halvdelen af den samlede deposition til landområderne, hvilket forklarer, at variationerne i nedbørsmængden normalt ikke slår lige så kraftigt igennem på den samlede deposition til landområderne.

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



Figur 2.6. Udviklingstendenser for den samlede deposition og emission af kvælstof. Figuren til venstre viser tendenser for udviklingen i depositionen til de indre danske farvande, mens figuren til højre viser tendenser for udviklingen i depositionen til danske landområder. Alle værdier er indekseret til 100 i 1990. Udviklingstendenserne i deposition til landområder er beregnet som middelværdi af resultaterne fra Anholt, Tange og Ulborg i perioden op til 2010. Efter 2010 er Risø inkluderet i udviklingstendensen for derved at øge datarepræsentativiteten. Deposition til farvandene er baseret på resultaterne fra Anholt og Keldsnor, som begge ligger placeret tæt ved kysten. For Keldsnor er tørdepositionen siden 2010 estimeret på basis af denudermålinger med ugeopsamling. Enkelte manglende delresultater er skønnet f.eks. på basis af sammenligning med andre målestationer. Opgørelsen af emissionerne fra Danmark er fra DCE (*Nielsen et al., 2021*) og fra EU-landene fra EMEP (*EMEP, 2021*).

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 2020 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM ses på Figur 2.7. For størstedelen af landet uden for byerne ligger årsmiddelkoncentrationerne under 8 µg NO₂/m³, hvilket er langt under grænseværdien. Da grænseværdien ikke gælder for bymæssige områder, er der ingen overskridelser af grænseværdien i 2020.



Figur 2.7. Årsmiddelkoncentrationer af NO_x i 2020 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enhed er koncentrationen af NO_x beregnet som NO₂ (μ g NO₂/m³).

2.10 Kvælstof i naturområder – landsdækkende modelberegninger med lokalskalamodel

Deposition af kvælstof fra atmosfæren til de danske landområder varierer mellem de forskellige landsdele, men der er også en betydelig variation på lokal skala, som følge af forskelle i den lokale landbrugsproduktion og landoverfladens karakter (ruhed og type). Ved vurdering af de skadelige effekter af kvælstofdeposition til danske naturområder er det vigtigt at have kendskab til denne variation. Derfor er der udført beregninger af kvælstofdepositionen med stor geografisk opløsning for hele Danmark.

For 2020 er der udført beregninger af tørdeposition af kvælstof i form af ammoniak for hele Danmark svarende til beregningerne udført for 2017 (Ellermann et al., 2019). DCE's målestationer indgår som en del af disse lokaliteter. Herved kan målinger af ammoniak anvendes til kvalitetssikring af resultaterne fra modelberegningerne.

Beregningerne er udført ved brug af modelsystemet DAMOS (Danish Ammonia Modelling System), som bygger på en kobling mellem regionalskalamodellen DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og lokalskalamodellen OML-DEP (Operationel meteorologisk luftkvalitetsmodel til ammoniak deposition). Begge modeller er udviklet ved DMU (nu Institut for Miljøvidenskab, AU) (Olesen et al., 2007; Sommer et al., 2009: Christensen 1997,Brandt et al., 2012; Geels et al., 2012a, Geels et al., 2012b). En detaljeret beskrivelse af DAMOS kan findes i Fokuspunkt om lokalskalaberegninger i NOVANA (Ellermann et al., 2006).

OML-DEP er evalueret blandt andet i forbindelse med forskningsprojekter under VMP III, hvor der er udført feltmålinger omkring en husdyrproduktion (Løfstrøm og Andersen 2007; Sommer et al., 2009). Derudover er DAMOS systemet evalueret ved sammenligning med målte ammoniakkoncentrationer i Fokuspunktet i NOVANA rapporten for 2011 (*Ellermann et al.,* 2012).

Den landsdækkende beregning er udført via en lang række lokalskalaberegninger med OML-DEP på modeldomæner a 16 km x 16 km (det område den enkelte modelberegning dækker). Beregningerne er udført med en geografisk opløsning af domænet i gitterfelter á 400 m x 400 m. OML-DEP modtager for hver time i året en baggrundskoncentration af ammoniak fra DEHM beregnet på randen af domænet. I forbindelse med OML-DEP beregner DEHM en middelkoncentration af ammoniak for grænselaget (de nederste 40 – 2000 m afhængigt af de meteorologiske forhold) på basis af emissioner fra kilder uden for domænet. OML-DEP beregner således en samlet koncentration af ammoniak og en deposition med bidrag fra kilder i og udenfor OML-DEP's domæne.

Da beregningerne med OML-DEP har større usikkerhed nær kanten af domænet, er domænerne ved den landsdækkende beregning placeret med et betydeligt overlap mellem de enkelte domæner, således at der kan ses bort fra resultater nær randen. Centrum for domænerne er placeret i et gitter med afstand på 7,2 km. Herved indgår der ca. 1.200 domæner til at dække de danske landområder. Når beregningerne aggregeres, ses bort fra de nærmeste 3,6 km langs randen af domænerne, og for de overlappende randområder på 1,6 km foretages en vægtet interpolation mellem nabodomæner. Dette betyder, at de centrale 5,6 x 5,6 km i domænet anvendes direkte.

Beregningerne er foretaget med meteorologiske data for 2020 udtrukket fra den meteorologiske model WRF (Skamarock et al., 2008), som er mere præcis end modellen MM5v3 (Grell et al., 1995) anvendt for 2017. Den relative variation af emissionerne på lokal-skala er for 2019, men skaleret til den total emission for 2020. Emissionerne er baseret på bearbejdning af udtræk fra det Centrale Husdyrbrugs Register (CHR), det Generelle Landbrugsregister (GLR), landmændenes gødningsregnskaber indrapporteret til Plantedirektoratet samt markblokkort (Gyldenkærne et al., 2005). Den geografiske fordeling af emissionen er derfor meget detaljeret og er blandt andet fordelt på de enkelte stalde/gylletanke (punktkilder) og tilhørende udbringningsarealer (arealkilder). De atmosfæriske modeller medtager en sæsonvariation af emissionerne som følge af landbrugspraksis og variationer i meteorologiske parametre (Gyldenkærne et al., 2005; Skjøth et al., 2004; Skjøth et al., 2011). Beregningsområdets vegetation/beskaffenhed (land cover), som har stor betydning for størrelsen af kvælstofdepositionen i beregningsområdet, er baseret på AIS-data (DMU, 2000) i en opløsning på 100 m x 100 m, som er aggregeret til gitterfelter på 400 m x 400 m i beregningerne.

Den geografiske variation af ammoniakkoncentrationen i OML-DEP-domænet er i høj grad knyttet til placeringen af de lokale kilder, som dermed giver en betydelig variation i depositionen udover den variation, der er knyttet til overfladetypen. Den øvrige tørdeposition af kvælstof er primært langtransporterede komponenter, hvor den geografiske variation inden for et OML-DEP-domæne stort set kun er knyttet til variation i overfladetypen. Våddepositionen af kvælstof er ikke direkte knyttet til overfladetypen og varierer kun lidt inden for domænet. Tørdepositionen af ammoniak for Danmark i 2020 er vist i Figur 2.8 med en opløsning på 400 m x 400 m. Værdierne er beregnet på baggrund af fordelingen af udledningerne samt natur- og overfladetyper i de enkelte kvadrater, men værdierne er korrigeret, således at den samlede deposition til danske landområder svarer til tallet beregnet med DEHM. Der er anvendt en korrektionsfaktor på 1,08. Korrektionen er udført, fordi det p.t. ikke med sikkerhed vides om OML-DEP på landsplan er mere præcis end DEHM, idet der kan være usikkerheder i OML-DEP, som endnu ikke er undersøgt tilstrækkeligt. På randen af hvert enkelt OML-DEP-domæne indlæses baggrundskoncentrationer. Dette drejer sig blandt andet om beregning af den vertikale fordelingen af ammoniakkoncentrationerne, hvor der i forbindelse med koblingen af de to modeller er blevet lavet nogle antagelser, som kan føre til en underestimering af koncentrationerne og depositionerne beregnet med OML-DEP. Yderligere kan der være usikkerheder i forbindelse med OML-DEP's simple metode til beregning af de kemiske reaktioner for overgang af NH3-gas til partikelform. Metoden for overgang af NH3-gas til partikelform stammer fra Hollandske undersøgelser i 1980'erne (Asman et al., 1989).

Overordnet set findes de laveste depositioner langs den jyske vestkyst og på de isolerede mindre øer (Figur 2.8). Større sammenhængende områder med deposition over 4 kg/ha optræder i store dele af Jylland og på Fyn. Derudover er der lokale 'hot spots' i resten af landet.

Den lokale variation i depositionen skyldes først og fremmest forskelle i emissionen af ammoniak fra de lokale landbrug, afstanden til disse samt forskelle i naturtypen. Højere ruhed (som for eksempel for skov) giver alt andet lige en højere afsætning af kvælstof. Der ses flere meget lokale maksima (400 m x 400 m gitterceller), som skyldes nært beliggende punktkilder. Størrelsen af disse maksima kan dog kun i nogen grad sammenlignes, da niveauet er meget afhængigt af kildens afstand til modellens beregningspunkter, som ligger i et gitter med 400 meters mellemrum.

Som nævnt er tørdepositionen af ammoniak i Figur 2.8 beregnet på baggrund af fordelingen af natur- og overfladetyper i de enkelte 400 m x 400 m gitterfelter. I Bilag 3 vises eksempler på depositionen i forhold til konkrete naturtyper inden for de enkelte 400 m x 400 m gitterfelter. Depositioner er vist for skov, blandet natur og ringe vegetation (jf. definitionerne i Husdyrgodkendelse.dk).

Da ammoniakkoncentrationen i luften relaterer til Critical Levels (Grænseværdier for luftkoncentrationer af ammoniak) er der i Figur 2.9 vist beregninger af middelværdier af ammoniakkoncentrationen i 2020. Critical Levels angiver en kritisk grænse, hvor koncentrationer over disse grænser kan give skade på vegetationen. Critical level er af UNECE anbefalet til at være 1 µg N m⁻³ som årligt gennemsnit for mosser og laver, og 3 µg N m⁻³ som årligt gennemsnit for højere planter (Bak, 2018). Den geografiske fordeling svarer til fordelingen af depositionen i Figur 2.8, hvor koncentrationen ligeledes er korrigeret med en faktor 1,08. I 2020 findes der udstrakte områder, hvor critical levels for ammoniak er over 3 µg N m⁻³. Disse findes hovedsageligt over Fyn og Jylland med den største forekomst over Sønderjylland.

Fordelingen af den samlede kvælstofdeposition for Danmark i 2020 ses i Figur 2.10. Den samlede kvælstofdeposition er beregnet ved at addere tørdepositionen af ammoniak beregnet med OML-DEP (Figur 2.8) og DEHM-beregnin-

ger af den samlede mængde kvælstofdeposition fratrukket DEHM's tørdeposition af ammoniak. Da DEHM regner på gitterfelter af 6 km x 6 km, er DEHM's tørdepositioner af de øvrige kvælstofforbindelser fordelt på 400 m x 400 m gitterfelterne på baggrund af fordelingen af overfladetype i feltet og middelkoncentrationer i 6 km x 6 km gitterfeltet. Igen er det overordnede mønster i fordelingen som i de to tidligere figurer. Dog er den relative variation af totaldepositionen omkring en faktor 2 (8-18 kg N/ha) mod en variation for tørdepositionen af ammoniak på omkring en faktor 7 (1-7.2 kg N/ha). I absolutte tal (kg N/ha) er variationen størst for den samlede deposition af kvælstof.

I forhold til 2017 ses sammenlignelige mønstre for koncentrationen og deposition af NH₃, som følger kilderne og overfladens ruhed. Dog er middelværdien for den totale deposition (tør- + våddeposition) faldet fra 13 kg N/ha til 12 kg N/ha i 2020, og tørdepositionen er ændret fra 3,6 kg N/ha i 2017 til 4,5 kg N/ha i 2020. Dette skyldes især forskelle i nedbørsmængde mellem de to år, idet mere nedbør giver mere våddeposition men mindre tørdeposition



Figur 2.8. Tørdeponeret ammoniak i 2020 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.


Figur 2.9. Årsmiddelværdien af ammoniakkoncentrationen i 2020 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.



Figur 2.10. Samlet deponeret kvælstof i 2020, hvor tørdeposition af ammoniak er beregnet med OML-DEP og den øvrige tør- og våddeposition er beregnet med DEHM på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.

2.11 Sammenligning med faste målestationer

I Figur 2.11 sammenlignes målte årsmiddelværdier med resultater fra modelberegninger for 2020 for de faste stationer Anholt, Keldsnor, Risø, Lindet, Tange, Ulborg og Idom. Data vises dels som stolpediagram og dels som scatter plot, der viser korrelationen mellem målinger og modelresultater. Gennemsnittet af koncentrationen for de 7 stationer er overestimeret af OML-DEP med 18 % og af DEHM med 47 %. Beregningerne på lokalskala med OML-DEP er dermed i god overensstemmelse med resultaterne fra målingerne. OML-DEP giver også bedre overensstemmelse med måleresultaterne end DEHM, hvilke er fordi, OML-DEP bedre kan tage højde for den lokale variation i udledningerne.



Figur 2.11. Målte og beregnede ammoniakkoncentrationer (μ g NH₃-N/m³) i 2 meters højde for 7 faste stationer for 2020. Øverst som stolpediagram, og nederst som scatter plot, hvor den stiplede linje er 1-1 linjen.

Links

Yderligere information om danske emissioner kan findes på: <u>Udledning af</u> <u>luftforurening (au.dk)</u>

3 Svovl

3.1 Relevans

Deposition af svovl fra atmosfæren spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske landområder med forsurende stoffer. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVANA at bestemme den årlige deposition af svovl til de danske landområder.

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

3.2 Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening end den kan tåle, herunder svovl som forsurende stof. Via Habitatdirektivet er EU's medlemslande inklusiv Danmark forpligtet til bl.a. at beskytte mod skadelige effekter som følge af deposition af forsurende svovlforbindelser. Der er i Danmark ikke opstillet direkte målsætninger for svovldepositionens størrelse og ej heller direkte reduktionsmålsætninger. Via målsætninger om reduktion af svovlemissionen er der dog indlagt en form for indirekte målsætning om reduktion i svovldepositionen. Danmark påtog sig via Gøteborg-protokollen og NEC-direktivet (National Emission Ceilings) en målsætning om at reducere emissionen af svovl inden 2010 med 67 % set i forhold til 1990, hvilket er opfyldt. I 2012 trådte en revideret Gøteborg-protokol i kraft med forpligtelser til emissionsreduktioner for 2020. Danmark har forpligtet sig til at reducere emissionen af svovl i 2020 med 35 % set i forhold til 2005. For EU's medlemslande vil der samlet blive tale om en reduktion på 59 %. Tilsvarende reduktionsforpligtelser er blevet vedtaget i forbindelse med EU's reviderede NEC-direktiv fra 2016 (EU, 2016).

3.3 Svovldeposition i 2020

Resultaterne i 2020 fra de danske hovedstationer viste, at den årlige deposition af antropogent (menneskeskabt) svovl og svovl fra naturlige kilder (hovedsageligt havsalt) lå på 2,1-4,8 kgS/ha for deposition til landområderne (Figur 3.1). Dette er i gennemsnit for hovedstationerne kun omkring 7% lavere i 2020 end i 2019, hvilket primært skyldes de naturlige variationer fra år til år i de meteorologiske forhold.

Den højeste deposition blev i 2020 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. I 2020 er depositionen dog omkring dobbelt så stor ved Ulborg som ved Risø, hvilket formentligt hænger sammen med, at 2020 er et år med særligt stor forskel mellem nedbørsmængderne på målestationerne og dermed også særlig stor forskel i våddepositionen. En stor andel af svovlforbindelserne transporteres til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, hvilket sammen med en høj nedbørsmængde er forklaringen på, at der måles høj vådafsætning af svovl i den sydlige del af Jylland. Samtidigt hermed er bidraget fra havsalt større i Vestjylland end på Sjælland, da en stor del af havsalten stammer fra Vesterhavet.

Hovedparten af svovlforbindelserne stammer fra antropogen forbrænding af fossile brændstoffer i forbindelse med transport, energiproduktion, industri m.m. Resten stammer fra naturlige kilder, hvoraf sulfat fra havsalt er den vigtigste. Sulfat fra havsalt udgør således 25-50 % af den samlede svovldeposition; størst bidrag ses ved de kystnære stationer Ulborg og Anholt. Den relative andel af sulfat fra havsalt er stigende i takt med, at det antropogene bidrag falder, som følge af reduktionerne i udledningerne.

Usikkerheden på bestemmelsen af den årlige svovldeposition vurderes til 14-28 %. Årsag til den relativt høje usikkerhed er, at den samlede deposition bestemmes som summen af våddepositionen af sulfat og tørdepositionen af partikulært sulfat og svovldioxid. Endvidere beregnes tørdepositionen ud fra måling af luftens indhold af svovlforbindelserne, og ikke ved en direkte depositionsmåling, 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 2020. Svovldepositionen er beregnet til den gennemsnitlige landoverflade omkring målestationen. Nedbørsmængden er angivet i mm og depositionen er angivet i kgS/ha. Resultaterne fra Tange er baseret på kombination af målingerne ved Tange og Sepstrup Sande (se Figur 1.1). Der bliver ikke bestemt tørdeposition ved Keldsnor og Lindet.

3.4 Atmosfærisk belastning af danske landområder

Den samlede deposition af svovl fra antropogene kilder på danske landområder er for 2020 beregnet til 5.700 tons S, hvilket svarer til en gennemsnitlig årlige antropogene deposition af svovl på ca. 1,3 kg S/ha (Figur 3.2 og Tabel 3.1) Depositionen til de danske landområder er dermed faldet med omkring 19% fra 2019 (7.000 tons S) til 2020. Faldet skyldes en kombination af naturlige variationer i de meteorologiske forhold og ændringer i udledningerne som følge af COVID-19 og nye tiltag til reduktion af udledningerne af svovl fra skibstrafik (se afsnit 3.6 for yderligere detaljer). Det er dog navnlig våddepositionen som er faldet fra 2019 til 2020, hvilket peger på, at faldet især skyldes den mindre nedbør i 2020. Dermed ser det ud til, at de naturlige variationer i de meteorologiske forhold spiller den væsentligste rolle for det observerede fald.

Faldet beregnet med modelberegningerne er noget højere end det, der er observeret via målingerne. Modelberegningerne og måleresultaterne kan dog ikke umiddelbart sammenlignes, da modelberegningerne kun dækker de antropogene kilder, mens målinger inkluderer såvel antropogene som naturlige kilder.

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 20 % af den samlede deposition i 2020. Det danske bidrag varierer kun lidt mellem regionerne (13 – 27 %).



Figur 3.2. Det antropogene bidrag til deposition af svovlforbindelser beregnet for 2020. 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 omdannelser af svovl i atmosfæren. Modellen medtager ikke svovl fra havsalt, som via vinden bliver "blæst op" i atmosfæren. Målingerne af svovldeposition ved målestationerne viser, at havsalt bidrager med ca. 25-50 % af den samlede (dvs. den antropogene og naturlige) deposition.

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

Tabel 3.1. Den samlede antropogene svovldeposition til de danske regioner samt gennemsnit for landet beregnet for 2019.												
	Tørdeposition 1000 ton S	Våddeposition 1000 ton S	Totaldeposition 1000 ton S	Totaldeposition per areal kgS/ha	Areal km ²							
Nordjylland	0,4	0,5	0,9	1,2	7.908							
Midtjylland	0,9	0,8	1,8	1,3	13.094							
Syddanmark	0,9	0,8	1,7	1,4	12.130							
Sjælland	0,6	0,4	1,0	1,3	7.268							
Hovedstaden	0,2	0,2	0,3	1,3	2.568							
Hele landet	3,0	2,7	5,7	1,3	42.927							

- 1 0 4	Dan annelada anterar anara		and the second sec	
101 3 1	Lien samiere antronorene g	danske redioner samt	dennemenit for landet r	
	1 1/			

3.5 Grænseværdier for SO₂ til beskyttelse af vegetation

Gennem EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er der fastlagt en grænseværdi på 20 μ g SO₂/m³ (svarer til 10 μ g 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 2020 viser en 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 ligger lidt under 1 µg SO₂/m³. For årsmiddelkoncentrationerne ses koncentrationer under $0,5 \ \mu g \ SO_2/m^3$ for størstedelen af landet. Niveauet i 2020 er på samme niveau som i 2019. De relativt set højere koncentrationer beregnet for den sydlige og østlige del af landet skyldes dels langtransport fra den nordlige del af Tyskland og Polen og dels indflydelse fra skibstrafik. Reduktionerne i udledningerne af svovl fra skibstrafik fra 2015 har dog mindsket indflydelsen fra skibstrafikken og medført væsentligt lavere koncentrationer end set tidligere.



Figur 3.3. Årsmiddelkoncentration af SO₂ i 2020 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enheden er μ g SO₂/m³. De højeste koncentrationer i Danmark ses i Fredericia ved raffinaderiet og i Randers ved LECA-værket. Bemærk forskel i farvekoden.



Figur 3.4. Vintermiddelkoncentration (1. januar – 31. marts og 1. oktober – 31 december) af SO₂ i 2020 beregnet med luftforureningsmodellen DEHM. Enheden er µg SO₂/m³. De højeste koncentrationer i Danmark ses i Fredericia ved raffinaderiet og i Randers ved LECA-værket. Bemærk forskel i farvekoden.

3.6 Udviklingstendenser for svovldepositionen og koncentrationer af svovldioxid

Figur 3.5 viser udviklingstendenserne i den gennemsnitlige deposition af svovl beregnet som middel af resultaterne fra hovedmålestationer. Resultaterne viser, at der er sket et meget betydeligt fald i svovldepositionen. Siden 1990 er depositionen reduceret med ca. 80 %. Det største fald er målt i perioden frem til 2000, hvorefter depositionen stort set har været på samme niveau indtil 2007. Herefter ses igen et mindre fald i depositionen. Den relativt høje værdi i 2015 skyldes formentligt udledninger af store mængder svovl på Island i forbindelse med vulkanudbrud. 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 2020 skyldes også de naturlige variationen fra år til år i de meteorologiske forhold. Da faldet i depositionen set over langt tid er ens på målestationerne, vurderes det, at resultaterne beskriver den generelle udviklingstendens for Danmark.

Figur 3.5 viser også ændringerne i svovlemissionerne i Danmark og EU. Der ses en tydelig sammenhæng mellem faldet i svovldepositionen og i emissionerne. Navnlig ses meget god overensstemmelse mellem faldet i depositionen og de samlede ændringer i emissionen i de 28 EU-lande, hvilket skyldes, at langt størstedelen af depositionen stammer fra de europæiske lande syd og vest for Danmark. Faldet i depositionen af svovl i Danmark skyldes derfor hovedsageligt faldet i emissionerne på europæisk plan, mens reduktionen i danske emissioner kun spiller en mindre rolle for reduktionen af svovldepositionen i Danmark. Til gengæld har reduktionen af de danske emissioner betydning for afsætning af svovl i de lande, som modtager den langtransporterede svovlforurening fra Danmark.

Udledningerne af svovl fra skibstrafik spiller også en rolle for deposition af svovl i Danmark og denne rolle er blevet relativt mere betydende, fordi de landbaserede kilder er blevet reguleret, mens reguleringen af udledningerne fra skibstrafik tidligere var begrænset. Den Internationale Maritime Organisation (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). Nedsættelsen af svovlindholdet i skibsbrændstof i 2007, 2010 og 2015 har givet en reduktion i luftens indhold af svovldioxid. Navnlig ses en markant reduktion på omkring 50 % i forbindelse med indførelse af krav om 0,1 % svovlindhold fra den 1. januar 2015 (Figur 3.6).

Nedsættelse af svovlindholdet i skibsbrændstof og de dermed følgende reduktioner i luftkoncentrationerne af svovldioxid i Danmark er formentligt også en af de væsentlige årsager til faldet i svovldepositionen fra 2007 til 2017. Når det markante fald i skibsudledningerne i Østersøen og Nordsøen ikke slår tydeligere igennem på depositionen, skyldes det, at størstedelen af svovldepositionerne er langtransporteret til Danmark. Depositionen stammer derfor især fra kilder uden for Danmark, Nordsøen og Østersøen. Endvidere kommer en relativt stor andel af svovldepositionen fra havsalt, hvilket også er medvirkende til, at ændringerne af skibsemissionerne ikke ses tydeligere. Fra 1. januar 2020 er der på globalt plan indført restriktioner i det tilladte indhold af svovl i skibsbrændstof, så det højest tilladte svovlindhold er reduceret fra 3,5% til 0,5% i alle farvandområder uden for de specielle "emission control areas" (Nordsøen og Østersøen er sådanne områder og her gælder krav om højest 0,1 % svovl) (IMO, 2021). Den globale reduktion i udledningerne fra skibstrafik vil bidrage til fald i det globale niveau af luftbårent svovl, men vil formentligt ikke kunne måles, som et tydeligt fald i koncentrationerne af svovldioxid i Danmark, da der allerede var indført strengere restriktioner for Nordsøen og Østersøen.

Ud over det generelle fald ses også en variation fra år til år. Årsagen til denne variation er bl.a. ændringerne i de meteorologiske forhold, hvor variationer i nedbørsmængde, nedbørsintensitet, vindhastigheder og vindretninger kan give relativt store variationer i depositionen. Den lille stigning i koncentrationen fra 2017 til 2018 er et eksempel på dette, idet den lave nedbørsmængde i 2018 har reduceret udvaskningen fra atmosfæren, hvilket har medført højere luftkoncentrationer. I 2019 faldt koncentrationen igen en smule, som følge af relativt store nedbørsmængder. Endvidere bidrager år til år variationer i antal og styrke af storme også til de observerede variationer fra år til år, idet et enkelt kraftigt stormvejr kan give et stort bidrag til luftens indhold af sulfat som følge af havsalt, der naturligt indeholder sulfat.

Fra 2019 til 2020 faldt koncentrationerne af svovldioxid med omkring 30%, hvilket måske kan hænge sammen med, at 2020 var et meget specielt år grundet indførelse af de nye globale regler for udledning af svovl fra skibsfart og COVID-19, som har medført fald i udledningerne af svovl. Det er dog ikke muligt at adskille effekterne af disse hændelser fra ændringerne i de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.



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., 2021*) og fra de 28 EU-lande fra EMEP (*EMEP, 2021*).



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: <u>Depositionsberegninger (au.dk)</u>

Information om luftmålestationerne kan fås på: <u>Overvågningsprogrammet</u> (au.dk)

4 Tungmetaller

4.1 Relevans

Deposition af potentielt toksiske og carcinogene tungmetaller spiller en væsentlig rolle for den samlede belastning af de danske farvande og landområder med disse stoffer. Depositionen af tungmetaller kan forøge tungmetalindholdet i de øverste jordlag. På lignende måde er den atmosfæriske tungmetaldeposition til vandmiljøet i mange tilfælde betydelig i forhold til andre kilder. Det er derfor et af formålene for luftdelen af NOVANA at bestemme deposition af en række udvalgte tungmetaller til de danske farvande og landområder. Afsnittet omfatter også arsen, som principielt set ikke er et tungmetal, men for overskuelighedens skyld omtales arsen parallelt med tungmetallerne.

4.2 Målsætning

I Danmark og på europæisk plan er det en målsætning, at naturen ikke må modtage mere luftforurening, herunder tungmetaller, end den kan tåle. Endvidere pålægger EU's 4. datterdirektiv, om bl.a. tungmetaller, (*EC*, 2005) medlemslandene at måle koncentrationerne i luften og depositionen af bl.a. arsen (As), cadmium (Cd) og nikkel (Ni) med henblik på en samlet europæisk evaluering af den mulige skadevirkning af disse stoffer i vandmiljøet og naturen.

4.3 Tilstand og årsag

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

Den samlede deposition af tungmetaller (summen af tør- og våddeposition) til de indre danske farvande og danske landområder kan estimeres ud fra målingerne af våddeposition og beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Den samlede deposition fremgår af Tabel 4.1.

En stor del af de tungmetaller, som findes i atmosfæren og dermed deponeres, kommer fra antropogene kilder 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. Kobber (Cu) er en undtagelse fra dette. Her er de danske emissioner større end depositionerne.

Fra 2. halvår 2010 er der, som nævnt ovenfor, sket et skift i de målestationer, som anvendes til bestemmelse af tørdepositionen af tungmetallerne. Skiftet i målestationerne har ikke givet anledning til ændring i estimaterne for den samlede deposition. Dette skyldes, at tørdepositionen for hovedparten af tungmetallerne kun udgør en mindre del af den samlede deposition, og at skift i målestationerne ikke har givet markante ændringer i niveauerne for luftkoncentrationerne. Sidstnævnte hænger sammen med, at en stor del af tungmetallerne langtransporteres og derfor er relativt jævnt geografisk fordelt.



Figur 4.1. Målestationer hvor der måles luftkoncentrationer og våddeposition af tungmetaller i Danmark i 2020.

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-industriel 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 estimaterne 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 estimaterne af den samlede deposition af tungmetaller er, at estimaterne baseres på beregning af tørdeposition ud fra målingerne af atmosfærens indhold af partikelbundne tungmetaller. Usikkerheden på estimering af tørdepositionen er derfor betydelig (op til \pm 80 %). Tørdepositionen udgør imidlertid kun en lille del af den samlede deposition (ca. 10 % til vand og 20-30 % til land), hvilket betyder, at den store usikkerhed på tørdepositionsbestemmelsen ikke medfører samme store usikkerhed på estimatet af den samlede deposition.

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

Tabel 4.1. Årlig deposition estimeret fra målinger af bulkopsamlet våddeposition på seks stationer i Danmark og tørdeposition estimeret ud fra måling af luftkoncentrationerne på Anholt og Risø. Endvidere er deposition til landområder i Danmark og til de indre danske farvande estimeret på basis af målingerne i 2020. Sidste kolonne viser den antropogene emission af tungmetaller til atmosfæren fra danske kilder i 2019 (*EMEP*, 2021).

			Estimeret	Estimeret deposition						
Stof	Deposition til land	Deposition til vand	Landområder (43.000 km²)	Indre farvande (31.500 km²)	Danske kilder					
	μg/m²	µg/m²	ton/år	ton/år	ton/år					
Cr, krom	136	120	6	4	1,6					
Ni, nikkel	181	169	8	5	2,6					
Cu, kobber	978	889	42	28	43					
Zn, zink	7564	7427	325	234	61					
As, arsen	95	89	4	3	0,2					
Cd, cadmium	22	21	1	1	0,7					
Pb, bly	430	403	18	13	12					
Fe, jern	47540	45521	2044	1434	-					

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 42 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 våddeposition dog kun aftaget svagt sammenlignet med tidligere, og for visse stoffer ses en tendens til en svag stigning siden 2010. Dette gælder for luftkoncentrationer af Cu, Ni og krom (Cr). For våddeposition af Zn ses en tendens til en svag stigning, mens luftkoncentrationerne er faldende.

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 målestationerne, men skift til en ny og bedre analysemetode. Variationen i depositionen fra år til år af et givent tungmetal afhænger af flere faktorer. Den væsentligste faktor er de aktuelle emissioner fra de kildeområder, der via den atmosfæriske transport bidrager med tungmetalnedfald 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 2021*)) 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 langtransporters 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.

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

For våddepositionen er der yderligere faktorer, der påvirker variationen. Disse er mængden af nedbør, antallet af byger, nedbørsintensiteten samt i hvilket omfang transport af luftmasser med høje koncentrationer af partikler falder sammen med regnhændelser. Af disse grunde 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. Ved Pedersker er der for Cd udeladt en række måleresultater med uforholdsvis høje koncentrationer.



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 2011-2020 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 EUlandene (EMEP, 2021). 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.

Links

Yderligere information om emissioner kan findes på:

DCE's hjemmeside: Udledning af luftforurening (au.dk)

Europæiske emissionopgørelser for tungmetaller: <u>The Emissions Database</u> (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 index, der kaldes AOT40 (Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppb), som angiver den akkumulerede eksponering over en tærskelværdi på 40 ppb ozon. Er der f.eks. i løbet af en dag målt tre timemiddelværdier af ozon, der overstiger 40 ppb, f.eks. 45, 50 og 55 ppb, bliver dagens AOT40 = 5 + 10 + 15 = 30 ppb-timer. For bøg er der estimeret en kritisk belastningsgrænse på 10.000 ± 5.000 ppb-timer i vækstsæsonen, dvs. beregnet for perioden april til september mellem solopgang og solnedgang (Käremlämpi og Skärby, 1996). Denne dosis forbindes med en reduktion i biomassetilvækst på ca. 10 %. I forbindelse med EU's luftkvalitetsdirektiv fra 2008 (EC, 2008) er der fastsat en målværdi for AOT40 på 9.000 ppb-timer (=18.000 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 $\mu g/m^3$ -timer). Det er ikke fastlagt, hvornår dette skal gælde fra.

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

For at forbedre beskrivelsen af ozons skadelige effekt på planter har EU i forbindelse med det reviderede direktiv om nationale emissionslofter (EU, 2016) fastlagt, at den skadelige effekt af ozon skal baseres på POD_Y (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 vækstsæson fastlagt til perioden fra den 1. april til 30. september for skov og 90 dage for korn (Mills, 2017).

For at kunne inkludere ozonfluxestimater 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 2020 ligger årsgennemsnittet på ca. 62 μ g/m³ (svarende til 31 ppb) med den højeste koncentration ved Risø. Årsmiddelkoncentrationer ligger i 2020 på niveau med 2019 og har ligget på samme niveau gennem de seneste 15 år. Årsmiddelkoncentrationerne har en vis år til år variation, og der er de fleste år en mindre forskel på koncentrationsniveauet på de forskellige målestationer. I 2020 er der dog stort set ingen forskel på koncentrationerne. Hovedparten af den ozon, der findes i luften i Danmark, er kommet med luftmasser, der er transporteret til Danmark fra navnlig den sydlige og centrale del af Europa, hvilket er forklaringen på, at der er så lille forskel mellem målestationerne. I løbet af årene er der en tendens til, at der er blevet mindre forskel mellem målestationerne end tidligere, hvilket muligvis er en følge af, at NO_x-emissionen er reduceret blandt andet ved indførelse af skærpede emissionsnormer for køretøjer.

Siden målingernes begyndelse i 1989 ses endvidere en svag stigning i koncentrationerne af ozon på målestationerne i Danmark. Der kan være flere årsager til, at årsgennemsnittet af ozon ikke har en faldende tendens trods reduktioner i emissionen af kvælstofoxiderne og de flygtige organiske forbindelser (eng. volatile organic compounds, VOCs), der leder til ozondannelsen i den nedre atmosfære. Ozon dannes ved en række fotokemiske reaktioner i atmosfæren og en del varme somre har kunnet føre til øget fotokemisk aktivitet på europæisk plan. Forhøjede ozonkoncentrationer i Danmark er oftest forbundet med luftmasser, der bringes ind over landet fra Centraleuropa, hvor der i industriområder og områder med høj befolkningstæthed og meget trafik kan dannes høje ozonkoncentrationer. Også tørve- og skovbrande synes at have betydning, 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 tilstede til nedbrydning af ozon.



Figur 5.1. Årsgennemsnittet af koncentrationen af ozon (enhed µg/m³) 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 2020 ligger AOT40-værdien for Keldsnor, Ulborg og Risø på mellem ca. 3.300 og 5.900 ppb-timer, hvilket er noget laver end i 2018 og 2019. Værdierne i 2018 var højere end de seneste år, hvilket skyldtes den varme tørre sommer i store dele af Europa, som gav hyppigere episoder med høje ozonkoncentrationer set i forhold til de seneste år. De lidt lavere værdier i 2020 set i forhold til 2019 skyldtes de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

AOT40-værdierne ligger i 2020 ved alle målestationerne under den kritiske belastningsgrænse for bøg på 10.000 ppb·timer. Betragtes AOT40-værdierne over en længere årrække ses, at AOT40 er varierende, og at flere af årene har værdier over den kritiske belastningsgrænse (Figur 5.2). AOT40-værdierne har i de seneste år ligget lavere end perioden før 2009 og med mindre variation mellem årene.

AOT40 for vegetation beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er vist i Figur 5.3. AOT40 beregnet på denne måde bliver mindre end AOT40 til skov, hvilket skyldes, at beregningerne til vegetation foretages for en kortere del af året end beregningerne til skov. Her ses ligeledes en stor variation fra år til år, hvor de højeste værdier når 12.000 ppb·timer, hvilket er over målværdien (en form for grænseværdi) på 9.000 ppb·timer (*EC, 2008*). I 2020 lå AOT40 ved Keldsnor, Ulborg og Risø mellem ca. 1.300 og 2.700 ppb·timer, hvilket er væsentligt lavere end i 2018 og lidt lavere end i 2019. 2018 var et år med særlige meteorologiske forhold, som gav anledning til hyppigere episoder med høje koncentrationer af ozon. De lidt lavere værdier i 2020 set i forhold til 2019 skyldtes år til år variationerne i de meteorologiske forhold. Målværdien blev ikke overskredet i 2020.

Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der anvendes 5 års middelværdier af AOT40. For alle målestationerne ligger middelværdien for 20162020 (Keldsnor: 2.800 ppb·timer; Ulborg: 3.100 ppb·timer; Risø: 4.300 ppb·timer) under målværdien på 9.000 ppb·timer, og der er derfor ingen overskridelser af EU's målværdi.

Den langsigtede målsætning på 3.000 ppb·timer (*EC, 2008*) blev i 2020 overskredet ved Risø, men ikke ved Keldsnor og 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.



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



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

AOT40 beregnes også ved hjælp at luftforureningsmodellen DEHM. Figur 5.4 viser den geografiske variation i AOT40 beregnet i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (*EC*, 2008). Modelberegningerne viser et fald fra 2019 til 2020 i lighed med resultaterne fra målingerne. For størstedelen af Danmark ligger AOT40 under 8.000 μ g/m³·timer svarende til under 4.000 ppb·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. Over alle landområderne ligger AOT40 under målværdien på 9.000 ppb·timer svarende til 18.000 μ g/m³·timer.

Figur 5.5 og 5.6 viser resultaterne fra de nye modelberegninger af den geografiske fordeling af POD_{γ} for henholdsvis skov og korn. Generelt er POD_{γ} for korn betydeligt lavere end for skov, hvilket dels skyldes, at tærskelværdien er højere for korn (3 nmol m⁻² s⁻¹) end for skov (1 nmol m⁻² 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_{γ} i øst end i vest for begge POD_{γ} 'er.

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



Figur 5.4. AOT40 for 2020 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er $\mu g/m^3$ -timer, hvilket ganges med 0,5 for at komme til ppb·timer.



Figur 5.5. POD₁ (mmol m⁻²) beregnet til skov for vækstsæsonen 2020. 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. POD₃ (mmol m⁻²) beregnet til korn for vækstsæsonen 2020. 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_{γ}, 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 2020 for skov (løvfældende) i hele Danmark (Figur 5.5). I 2020 blev det kritiske niveau for korn (hvede) ikke overskredet i Danmark (Figur 5.6).

Links

Information om ozon i relation til byerne kan findes i *Ellermann et al.*, 2021: <u>N2021_51.pdf (au.dk)</u>

Aktuelle målinger af ozon kan findes via DCE's hjemmeside: <u>Aktuelle målinger (au.dk)</u>

6 Deposition af miljøfarlige organiske stoffer

6.1 Relevans

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

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

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

Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH'er) er en gruppe organiske forbindelser, der udledes til luften i forbindelse med forbrænding af fossile og naturlige brændsler, f.eks. i biler og ved energiproduktion. PAH'er er kendt som mutagene stoffer, som er mistænkt for at være kræftfremkaldende for dyr og mennesker. PAH'er transporteres med luften fra kilderne til bl.a. naturområder, hvor de bliver tør- og våddeponeret. PAH'er bindes til jordpartikler, hvor de bliver svært nedbrydelige for mikroorganismer. Der analyseres i måleprogrammet for i alt 22 forskellige PAH'er.

6.2 Målsætning

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

6.3 Våddeposition af pesticider

Våddepositionen af pesticider måles på to stationer, Risø (Roskilde, 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 miljøfremmede organiske stoffer på en gang, således at antallet af undersøgte stoffer, maksimeres i forhold til de økonomiske udgifter til analyserne. Listen med pesticider er blevet revideret undervejs. Pesticider, som ikke blev detekteret i de første 3-4 år, blev slettet af listen (chloridazone, fenpropimorph), mens prosulfocarb, som blev anset for at være relevant på grund af stoffets evne til fordampning, blev tilføjet listen. I 2020 er der yderligere tilføjet clomazon og diflufenican, som har vist relativt høje 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. Data for perioden marts-april er ikke tilgængelige for Sepstrup da regnvandsopsamler var til reparation.

Tørdepositionen indgår ikke i måleprogrammet, men de seneste år er der foretaget målinger af luftkoncentrationerne. I 2020 blev målingerne af luftkoncentrationer foretaget som døgnopsamling i perioden, hvor ukrudt bekæmpelsesmidlet prosulfocarb anvendes (slut september til november). For bedre at kunne sammenligne luftkoncentrationerne med målingerne af våddeposition blev opsamlingsfrekvensen på Risø ændret fra 2 måneder til 1 uge i perioden september-oktober i 2019 og 2020. Resultaterne fra ugeopsamling præsenteres i afsnit 6.6.

Tabel 6.1 og Figur 6.1 viser en oversigt over våddepositionen målt i 2020 ved Risø og Sepstrup Sande. Tabel 6.1 viser de stoffer, som blev fundet i 2020. Stofferne atrazin, desethylatrazin, desisopropylatrazin, dichlorprop, diuron, hydroxyatrazin, hydroxysimazine og mechlorprop blev ikke målt i koncentrationer over detektionsgrænsen. For atrazin og de to nedbrydningsprodukter herfra hænger dette sammen med, at stofferne har været forbudt i EU siden 2004.

I 2020 lå den samlede våddeposition af pesticider på henholdsvis 145 og 134 μ g/m² for Risø og Sepstrup Sande (ved koncentrationer under detektionsgrænsen er bidraget til den samlede deposition sat til nul).

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

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

Den samlede våddeposition i september-oktober ved Risø og Sepstrup Sande er 127 og 102 μ g/m², hvor prosulfocarb bidrager med ca. 97%.



Figur 6.1. Våddepositionen, µg/m², af de fundne pesticider og nedbrydningsprodukter i 2020 målt over en 2-måneders periode på Risø og Sepstrup Sande. Kurven angiver nedbørsmængde i den tilsvarende periode i mm.

Tabel 6.1. Våddeposition i 2020 af pesticider målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Tabellen angiver kun de pesticider, som blev fundet i 2019. Enhed: μg/m². n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (Bilag 1). Nedbøropsamler på Sepstrup Sande var til reparation i marts-april.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj	Maj-Jun		Aug	Sep-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	SS.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Clomazon	n.d.	n.d.	n.d.		0,2	1,9	0,3	0,5	0,1	n.d.	n.d.	n.d.	0,6	2,3
Desethylterbutylazin	n.d.	n.d.	n.d.		5,9	16	0,3	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	6,2	16
Diflufenican	n.d.	n.d.	0,4		0,2	0,1	0,1	n.d.	0,9	0,6	0,1	0,3	1,7	1,1
Ethofumesat	n.d.	n.d.	0,5		0,4	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,0	0,6
Epoxiconazol	n.d.	n.d.	0,1		0,3	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,4	0,3
Isoproturon	n.d.	n.d.	n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	n.d.
МСРА	n.d.	n.d.	0,01		1,1	0,9	n.d.	0,5	0,3	0,4	n.d.	n.d.	1,4	1,7
Metamitron	n.d.	n.d.	0,08		n.d.	0,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,08	0,1
Metazachlor	n.d.	n.d.	n.d.		n.d.	n.d.	0,2	0,3	1,4	0,5	n.d.	n.d.	1,6	0,8
Pendimethalin	0,2	0,6	0,04		0,2	0,1	0,2	n.d.	1,1	0,8	0,4	0,8	2,2	2,3
Prosulfocarb	0,5	3,4	n.d.		1,5	2,1	0,4	n.d.	123	89	1,7	8,2	127	102
Terbutylazin	n.d.	n.d.	n.d.		2,5	4,3	n.d.	1,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,5	5,8
Sum	0,7	4,0	1,2		12	26	1,4	3,1	127	91	2,2	9,3	145	134

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 97 % af den totale årlige våddeposition af prosulfocarb sker i perioden september-december (Tabel 6.1). Den højeste våddeposition sker i september-oktober, dvs. lige efter sprøjtning i vintersæd. Der observeres relativt stor variation i våddepositionen mellem årene, og set over hele perioden kan der ikke observeres en trend (Figur 6.2). Prosulfocarb anvendes 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., 2021). Der ses en relativt god sammenhæng mellem variationerne i våddepositionen og arealerne, omend ændringen i areal fra for eksempel 2015 til 2016 ikke modsvares af et fald i våddepositionen. Faldet fra 2017 til 2018 og stigningen fra 2018 til 2019 skyldes primært ændringer i nedbøren. 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 prosulforcarb 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 (μ g/m²) af prosulfocarb i Sepstrup Sande og Risø (2007-2020), 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 prosulfocarb i september-oktober ved Risø (øverst) og Sepstrup Sande (nederst) sammenholdt med nedbørsmængden i samme periode.

6.4 Våddeposition af nitrophenoler

Våddepositionen af nitrophenoler måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 7 udvalgte nitrophenoler (Tabel 6.2). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af nitrophenolerne. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 6.4 og Tabel 6.2 viser resultaterne af måling af våddeposition af nitrophenoler i 2020, som lå på omkring henholdsvis 748 μ g/m² og 746 μ g/m² for Risø og Sepstrup Sande.



Figur 6.4. Samlet våddeposition af nitrophenoler i 2020 målt over en 2-måneders periode, µg/m². Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm.

Tabel 6.2. Våddeposition i 2020 af nitrophenoler målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: µg/m². n.d. angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1). Nedbøropsamler på Sepstrup Sande var til reparation i marts-april.

	Jan-Feb Ma		Mar	Mar-Apr Maj-		aj-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	55	35	1,4		38	9,1	49	30	147	87	12	29	30	191
2,4-Dinitrophenol	12	99	1,3		11	16	31	48	113	93	47	70	215	326
2,6- Dinitrophenol	1,1	2,0	1,0		0,6	2,3	2,1	4,6	3,8	2,4	33	39	41	50
2,6-Dimethyl-	3 /	25	1 1		1 1	10	12	3.4	8.2	3.1	17	14	32	24
4-nitrophenol	5,7	2,5	1,1		1,1	1,0	1,2	5,4	0,2	5,1	17	14	52	27
3-Methyl-	16	29	12		4.6	2.6	5.7	8.9	26	22	43	24	106	85
4-nitrophenol					-,-	_,-	-,-	-,-						
DNOC	5,0	18	1,1		4,9	5,3	3,8	5,5	24	19	13	23	52	70
Dinoseb	n.d.	n.d.	n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	n.d.
Sum	93	185	17		61	36	93	101	321,0	226	164	198	748	746

6.5 Våddeposition af PAH'er

Våddepositionen af PAH'er måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager og analyseres efterfølgende for indholdet af 22 udvalgte PAH'er (Tabel 6.3). Tørdepositionen indgår således ikke i måleprogrammet. Prøverne er opsamlet over perioder på 2 måneder. I opsamlingsperioden opbevares prøverne koldt og mørkt inde i prøvetageren for at undgå afdampning og nedbrydning af PAH'er. Depositionen er beregnet på grundlag af den samlede nedbørsmængde og koncentrationen i det opsamlede og analyserede regnvand.

Figur 6.5 og Tabel 6.3 viser resultaterne af måling af våddeposition af PAH'er i 2020, som samlet lå på henholdsvis 28 μ g/m² og 24 μ g/m² for Risø og Sepstrup Sande, hvilket er væsentligt lavere end i 2019. I 2020 var der imidlertid været vanskeligheder med kontaminering af blindprøverne med Naphthalen, 1-methylnaphtalen og 2-methylnapthalen, så resultaterne for disse analyser udgår for 2020. Samtidigt mangler resultaterne fra marts-april grundet defekt på nedbørssampler fra Sepstrup Sande og forurening af nedbørsprøven fra Risø. Derfor er det ikke muligt at sammenligne resultaterne fra 2019 og 2020.



Figur 6.5. Samlet våddeposition af PAH'er i 2020 målt over en 2-måneders periode, µg/m². Kurven angiver nedbørsmængde i de tilsvarende perioder i mm. Bemærk at der mangler resultater fra Naphthalen, 1-methylnaphtalen og 2-methylnapthalen for hele året og at der mangler data fra marts-april for begge målestationer.

Tabel 6.3. Våddeposition i 2020 af PAH'er målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: µg/m². nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1). Bemærk at der mangler resultater fra Naphthalen, 1-methylnaphtalen og 2-methylnapthalen for hele året og at der mangler data fra marts-april for begge målestationer.

	Jan-Fei		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-	Aug	Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Acenaphthen	0,004	0,02			0,07	n.d	0,03	0,05	0,12	0,07	0,01	0,09	0,24	0,2
Acenaphthylen	0,03	0,04			0,03	n.d	0,23	0,02	0,10	0,06	0,29	0,31	0,67	0,4
Anthracen	0,03	0,03			n.d	n.d	0,03	0,01	n.d	n.d	0,11	0,08	0,17	0,1
Benz(a)anthracen	0,12	0,06			0,03	n.d	0,06	0,01	0,26	0,07	0,41	0,60	0,87	0,7
Benz(a)pyren	0,14	0,09			0,09	0,05	0,09	n.d	0,44	0,09	0,43	0,63	1,19	0,9
Benz(e)pyren	0,22	0,14			0,11	0,08	0,11	0,02	0,59	0,16	0,80	1,08	1,83	1,5
Benz(ghi)perylen	0,22	0,15			0,13	0,10	0,07	0,03	0,54	0,18	0,40	0,91	1,37	1,4
Benz(b+j+k)fluoranthener	0,51	0,29			0,26	0,19	1,08	0,05	1,32	0,37	2,15	2,88	5,32	3,8
Chrysen+triphenylen	0,39	0,16			0,17	0,11	0,16	0,04	0,70	0,23	1,41	1,56	2,82	2,1
Dibenz[a,h]anthracen	0,04	0,02			0,02	0,01	0,02	n.d	0,09	0,02	0,13	0,21	0,29	0,3
Dibenzothiophene	0,02	n.d			n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0,03	0,09	0,05	0,1
Fluoranthen	0,84	0,36			0,31	0,16	0,14	n.d	1,29	0,51	2,69	3,48	5,26	4,5
Fluoren	0,03	n.d			n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0,004	0,20	0,29	0,23	0,3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,21	0,13			0,10	0,10	0,06	n.d	0,52	0,18	0,41	0,96	1,31	1,4
2-Methylphenanthren	0,08	0,04			0,01	n.d	n.d	n.d	0,10	0,01	0,27	0,39	0,46	0,4
Perylen	0,03	0,02			0,02	0,01	0,02	n.d	0,07	0,02	0,07	0,12	0,21	0,2
Phenanthren	0,63	0,22			n.d	n.d	n.d	n.d	0,20	n.d	1,76	2,17	2,59	2,4
Pyren	0,49	0,21			0,08	n.d	n.d	n.d	0,80	0,21	1,81	2,50	3,18	2,9
Sum	4,0	2			1,4	0,8	2,1	0,2	7,1	2,2	13	18	28	24

Tabel 6.3. Våddeposition i 2019 af PAH'er målt på Risø og Sepstrup Sande (S.S.). Enhed: µg/m². nd angiver at koncentrationen af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen (bilag 1). Nedbøropsamler på Sepstrup Sande var til reparation i marts-april.

	Jan-Feb		Mar-Apr		Maj-Jun		Jul-	Aug	Sept-Okt		Nov-Dec		Årligt	
	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.	Risø	S.S.
Acenaphthen	0,3	n.d.	0,2	n.d.	n.d.	n.d.	0,1	n.d.	0,8	n.d.	0,4	n.d.	1,9	n.d.
Acenaphthylen	0,5	1,2	0,4	n.d.	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	0,9	n.d.	0,5	2,7	2,6	3,9
Benz(a)anthracen	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,9	n.d.	0,9	n.d.
Benz(a)pyren	0,3	0,4	0,5	n.d.	0,6	0,6	n.d.	1,2	n.d.	0,0	0,9	n.d.	2,2	2,2
Benz(e)pyren	0,8	0,9	0,8	0,8	0,6	0,6	n.d.	1,1	n.d.	n.d.	1,4	1,0	3,6	4,4
Benz(ghi)perylen	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,2	1,9	2,2	1,9
Benz(b+j+k)fluoranthener	2,9	4,1	2,5	3,0	2,7	2,5	0,2	4,8	3,7	7,9	7,1	8,1	19	30
Chrysen+triphenylen	1,2	n.d.	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,8	1,9	4,6	1,9
Dibenz[a,h]anthracen	0,6	0,9	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,60	n.d.	1,8	0,9
Fluoranthen	1,8	1,6	1,3	n.d.	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,6	3,8	7,3	5,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,6	n.d.	0,6	n.d.	0,7	0,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,2	2,1	4,1	2,8
1-Methylnaphthalen	n.d.	n.d.	3,9	n.d.	n.d.	n.d.	3,1	n.d.	9,3	6,4	0,5	n.d.	17	6,4
2-Methylnaphthalen	n.d.	1,3	9,6	n.d.	n.d.	n.d.	7,1	n.d.	17	14	0,9	n.d.	35	16
2-Methylphenanthren	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,4	n.d.	0,4	n.d.
Naphthalen	n.d.	1,2	14	0,3	n.d.	n.d.	n.d.	2,3	11,0	24,4	1,4	n.d.	26	28
Perylen	0,4	n.d.	0,6	0,7	0,9	n.d.	0,7	1,9	n.d.	n.d.	0,5	n.d.	3,2	2,5
Phenanthren	1,6	2,7	0,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,2	n.d.	2,4	2,2	7,9	5,0
Pyren	1,2	0,9	1,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,5	2,6	4,8	3,5
Sum	12	15	37	4,8	6,4	4,3	11	11	46	53	31	26	144	115

6.6 Målinger af prosulfocarb i luften

Prosulfocarb er som tidligere omtalt blevet fundet på økologiske æbler i de senere år. Prosulfocarb anvendes i efteråret på vintersæd samtidigt med æblehøsten, og det er denne anvendelse, som er årsagen til fundet af prosulfocarb på de danske økologiske æbler. Prosulfocab 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 prosulfcarb 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 massespektrometri (GC-MS-MS)

I 2017 og 2018 blev luftkoncentrationerne af 10 udvalgte pesticider kontinuerligt målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø (Ellermann et al., 2020; Ellermann et al., 2019). Resultaterne viste, at luftkoncentrationerne af netop prosulfocarb langt overgår koncentrationerne af de øvrige 9 pesticider omfattet af måleprogrammet. Årsmiddelkoncentrationen af prosulfocarb lå i 2018 omkring 10 gange højere end for pendimethalin, der er 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 (Afsnit 6.3).

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

I 2019 og igen i 2020 er der også foretaget målinger af luftkoncentrationerne, men målingerne er foretaget 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 analysers 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 landovervågningsoplandene i efteråret 2019. Herefter præsenteres resultaterne fra målingerne i efteråret 2020. Resultaterne fra efteråret 2020 sammenstilles med data om opholdstiden for prosulfocarb i atmosfæren og meteorologiske data med henblik på at vurdere kilderne til den luftbårne prosulfocarb.

Resultater for 2019

I forbindelse med overvågningen af landovervågningsoplandene (Blicher-Matthiesen et al., 2021) indsamles informationer om anvendelse af prosulfocarb i de seks overvågningsoplande. Informationer er nu til rådighed for efteråret 2019, og der er foretaget en sammenligning mellem de målte luftkoncentrationer af prosulfocarb ved Risø, Roskilde og anvendelsen af prosulfocarb i landovervågningsoplandene i 2019.

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., 2021).

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 (9. september – 28. oktober) og perioden for måling af de højeste luftkoncentrationer af prosulfocarb (20. september – 1. 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 resuspenderes fra jorden i perioden efter prosulfocarb er blevet udbragt på markerne.



Figur 6.8. Luftkoncentrationer af prosulfocarb målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø i 2019 sammenlignet med data for areal behandlet med prosulfocarb (areal i ha) i Landovervågningslandene (Blicher-Matthiesen et al., 2021). Punkterne i perioden fra den 14. september til den 1. november angiver 24-timers middelværdier angivet ved start for opsamlingsperioden. Prøveopsamlingsperioden løber fra omkring kl. 12 til den efterfølgende dag kl. 12. For 9. september til 16. september og fra den 1. november og herefter er der foretaget ugeopsamling, hvor punkterne viser ugemiddelkoncentrationen angivet ved begyndelsen af opsamlingsperioden.

Der er ikke et match 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.

Resultater for 2020

Figur 6.9 viser resultaterne fra måling af luftkoncentrationerne af prosulfocarb på landbaggrundsmålestationen ved Risø i perioden fra den 7. september til den 30. november. Der er i alt opsamlet 52 prøver, hvor der fra den 14. september til den 1. november er foretaget døgnopsamling. Fra den 6. til 14. september og hovedparten af november blev der suppleret med ugemiddelopsamling for at strække perioden, som dækkes, såedes at den samlede målekampagne med sikkerhed har dækket den periode, hvor langt den største anvendelse af prosulfocarb finder sted.



07-09 12-09 17-09 22-09 27-09 02-10 07-10 12-10 17-10 22-10 27-10 01-11 06-11 11-11 16-11 21-11 26-11

Figur 6.9. Luftkoncentrationer af prosulfocarb målt ved landbaggrundsmålestationen ved Risø i 2020. Punkterne i perioden fra den 14. september til den 1. november angiver 24timers middelværdier angivet ved start for opsamlingsperioden. Prøveopsamlingsperioden løber fra omkring kl. 12 til den efterfølgende dag kl. 12. For 7. september til 14. september og fra den 2. november og herefter er der foretaget ugeopsamling, hvor punkterne viser ugemiddelkoncentrationen angivet ved begyndelsen af opsamlingsperioden.

Gennemsnit for perioden i 2020 ligger på omkring 13 ng/m³, hvilket ligger noget højere end årsmiddelkoncentrationen rapporteret for 2019 (5 ng/m³; Ellermann et al., 2020). Forskellen mellem de to år skyldes formentligt år til år variationer i de meteorologiske forhold og landbrugspraksis.

Ligesom i 2019 (Figur 6.8) ses stor variation i koncentrationerne fra dag til dag. De højeste koncentrationer blev målt i perioden fra den 29. september til 5. oktober, hvor der navnligt blev målt høje koncentrationer i perioden fra 30. september til 3. oktober med den højeste koncentration på 105 ng/m³ den 1. oktober. I 2019 blev de højeste koncentrationer målt i perioden fra den 5. til 10. oktober med den højeste koncentration på 27 ng/m³ den 8. oktober (Figur 6.8).

Opholdstid for prosulfocarb i luften

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

- Våddeposition, hvor prosulfocarb fjernes ved optagelse i vanddråber, som deponeres i forbindelse med nedbør.
- Tørdeposition, hvor prosulfocarb afsættes til landoverflader, vandoverflader eller til for eksempel vegetation.
- Kemisk nedbrydning af prosulfocarb i luften.
Alle disse processer afhænger af de meteorologiske forhold, så opholdstiden varierer hen over året og dag for dag.

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

Den vigtigste kemiske nedbrydning af prosulfocarb sker via reaktion med hydroxylradikalet (Munoz et al., 2018). Hydroxylradikalet er en meget reaktiv kemisk forbindelse, som dannes i atmosfæren, når sollysets energi optages i ozon, som dermed kan splittes i iltmolekyler og reaktive iltatomer. Iltatomerne kan herefter reagere med et vandmolekyle og danne hydroxylradikaler. Hydroxylradikalet reagerer med stort set alle kemiske forbindelser, som indeholder brintatomer bundet til kulstofatomer, herunder prosulfocarb. Denne reaktion initierer en lang række af andre reaktioner, som efterhånden omdanner prosulfocarb til en hel række af nedbrydningsprodukter, hvorved der blandt andet dannes partikler; de såkaldte sekundære organiske partikler.

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

Opholdstiden kan udtrykkes i form af halveringstiden, hvilket i denne sammenhæng er den tid, det tager for, at koncentrationen af prosulfocarb er halveret. Figur 6.8 viser den estimerede halveringstid for prosulfocarb i dagtimerne (nedbrydningen, der især kræver sollys, sker primært kun om dagen) for perioden med døgnmålinger af prosulfocarb i 2020.

De korteste halveringstider er helt ned til 1-3 timer, hvilket ses om dagen for størstedelen af perioden frem til 24. september, den 29. og 30. september samt den 2., 5., 9., 18. og 19. oktober. Med en gennemsnitlig vindhastighed på omkring 4 m/s for disse dage (Figur 6.10), så vil den lave halveringstid betyde, at 50% af prosulfocarb vil være kemisk nedbrudt i løbet af 15-45 km transport af luftmasserne med vinden væk fra kilden. Dette gælder vel at mærke for timerne midt på dagen, mens halveringstiden er meget længere om morgenen og sent eftermiddag, hvor der er mindre sollys.

Andre dage er halveringstiderne betydeligt længere, hvilket blandt andet ses den 25. – 26. september og den 1., 6., 8. og 11. oktober, hvor halveringstiderne ligger fra 25 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 = $2,9\pm0,5)\cdot10^{-11}$ cm³ molekyler⁻¹ s⁻¹) bestemt af Munoz et al. (2018). Luftkoncentrationerne af hydroxylradikalet er beregnet ved hjælp af regionalskalemodellen DEHM.

Koncentration af prosulfocarb set i forhold til de meteorologiske forhold

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

Der er også dage med høje luftkoncentrationer, hvor det har regnet relativt meget. Det gælder mest tydeligt for den 3. og 5. oktober. Her har det imidlertid hovedsageligt regnet om natten, så derfor vil der have været mulighed for at sprøjte med prosulfocarb i dagtimerne. Den 21. oktober var der let regn det meste af opsamlingsperioden ved målestationen både i Roskildeområdet og det øvrige Danmark (DMI, 2021). Dette kunne indikere, at prosulfocarb er blevet anvendt, selv om det har regnet let.



Figur 6.11. Luftkoncentration af prosulfocarb i efteråret 2020 sammenlignet med nedbør ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Graf og søjler angiver 24-timers middelværdier beregnet fra kl. 12:00 til kl. 12:00 den følgende dag, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

I Figur 6.12 sammenlignes nedbørsmængderne med luftkoncentrationerne og våddepositionen af prosulfocarb for opsamlingsperioder på en uge. Den første periode er en dobbeltuge, hvor der kun er opsamlet luftprøver i den sidste af de to uger. Overordnet set ses sammenhæng mellem de tre parametre, hvor høj nedbørsmængde og høje luftkoncentrationer matcher med høj våddeposition. I den første og sidste opsamlingsperiode ses en betydelig nedbørsmængde, men til gengæld er både luftkoncentrationer og våddeposition meget lave. I perioden fra den 13. til 20. oktober er der stort set ingen nedbør, hvilket giver en lav våddeposition selv om luftkoncentrationen er høj.

Der er dog ikke en simpel proportionalitet mellem de tre parametre, hvilket hænger sammen med de fysiske processer i atmosfæren, og at opsamlingsperioden dækker en hel uge. For eksempel ses høj nedbør og våddeposition for perioden fra den 22. til 29. september, mens luftkoncentrationen var relativt lav. Den lave luftkoncentration af prosulfocarb indikerer en mindre anvendelse af prosulfocarb i denne periode, men da det regnede meget i perioden, så er det endt med en relativt stor våddeposition på trods af, at koncentrationen af prosulfocarb i nedbøren (ng prosulfocarb per ml nedbør) var relativt lille. I den efterfølgende periode, den 29. september til 6. oktober, var luftkoncentrationen høj, hvilket tyder på stor anvendelse af prosulfocarb. Den høje luftkoncentration resulterede i et højt optag af Prosulfocab i nedbøren, hvilket medførte relativt høje koncentrationer i nedbøren. Dette gav en høj våddeposition på trods af moderat nedbørsmængde.



Figur 6.12. Resultater fra måling af våddeposition (μ/m^2) af prosulfocarb i efteråret 2020 ved landbaggrundsmålestationen ved Risø med opsamlingsperiode på en uge. Den første uge er dog en dobbeltperiode, hvor der kun er målt prosulfocarb for den sidste af de to uger. Der var ingen nedbør i perioden 15.9 til 22.9. For nedbørsmængde (mm) og luftkoncentrationer (ng/m³) af prosulfocarb er der beregnet gennemsnit for de enkelte opsamlingsperioder. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

Figur 6.13 viser sammenligning mellem luftkoncentrationerne af prosulfocarb og vindhastighed. Sammenligningen viser, at vindhastigheden var på 5 m/s eller mindre for 24-timersmiddelværdierne for størstedelen af de perioder, hvor der bliver målt prosulfocarb i luften. Den 1., 2., 3., 21., og 22. oktober lå døgnmiddelvindhastigheden mellem 5 og 7 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.

Prosulfocarb må kun udbringes på markerne ved vindhastighed under 5 m/s. Vindhastigheden vist i Figur 6.13 stammer fra målinger i Roskildeområdet (Tune Lufthavn) og angiver døgnmiddelgennemsnit. De høje luftkoncentrationer målt for dage med gennemsnitsvind over 5 m/s (1., 2., 3., 21., og 22. oktober) kan formentligt forklares ved, at der lokalt i forbindelse med tidspunkt for anvendelse af Prosulfocab 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 6.13. Luftkoncentration af prosulfocarb sammenlignet med vindhastighed ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Graferne angiver 24-timers middelværdier fra kl. 12:00 til kl. 12:00 den følgende dag, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.

Vindretningen kan give et fingerpeg om, hvor den målte prosulfocarb kommer fra. Figur 6.14 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 6.15 giver et overblik over vindretningsfrekvensen i den periode, hvor der blev målt prosulfocarb i luften ved målestationen.

De høje luftkoncentrationer ses ved stort set alle vindretninger, så der er ikke noget, der tyder på, at den målte prosulfocarb skulle komme fra en særlig vindretning. Dette indikerer, at prosulfocarb i luften stammer fra udbringning på marker over hele Sjælland og tyder ikke på, at den målte prosulfocarb skulle komme fra "hot spots" uden for Danmark, hvilket underbygges af trajektorieberegninger, som omtales nærmere nedenfor.



Figur 6.14. Luftkoncentrationer af prosulfocarb ved landbaggrundsmålestationen ved Risø sammenlignet med vindretning. Graf angiver 24-timers middelværdier fra kl. 12:00 til kl. 12:00 den følgende dag, hvor datomærket angiver begyndelsen af perioden, og hvor opsamlingsperioden løber fra den ene gitterlinje til den næste. Punkter angiver timemiddelværdier for vindretning. Tidsangivelse for vindretning er skubbet ½-døgn for at matche med opsamlingsperioden. Meteorologiske data er fra Tune Lufthavn, Roskilde og målingerne er udført af DMI.



Figur 6.15. Frekvens for timemiddelvindretninger ved Tune Lufthavn for perioden fra den 19. september til 29. oktober 2020. 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 se aldrig følger en lige linje (Figur 6.16). Derfor har vi undersøgt luftmassernes bevægelser ved hjælp af meteorologiske modelberegninger, hvor tansportvejen (trajektorien) beregnes syv døgn bagud i tid fra målestationens placering. I det følgende vil vi illustrere resultaterne fra denne analyse ved at gennemgå resultaterne fra udvalgte dage (den 1., 6., 7., 18. og 19. oktober). Figur 6.16 viser trajektorierne beregnet for den 1. oktober kl 18.00. Kurverne viser luftmassernes transportportvej fra den 24. september kl. 18.00 og frem til den 1. oktober, hvor trajectorierne 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 24. september kl 18. i den østlige del af Rusland og kommer til Danmark fra øst efter at have paseret blandt andet Hviderusland, Lithauen, Østersøen og den sydlige del af Skåne. Det er den sidste del at trajektorien, som er mest interessant i denne sammenhæng. Med en kemisk halveringtid for prosulfocarb den 1. oktober på mere end 10 timer og en vindhastighed på 6 m/s, så vil "transport-halveringstiden" være på mindst 200 km ("transport-halveringstiden" fås ved at beregne, hvor lang afstand en luftpakke vil blive transporteret i løbet af den kemiske halveringstid). Den målte prosulfocarb kommer derfor mest sandsynligt fra anvendelse på Sjælland i området øst for målestationen (østlig vindretning) og fra anvendelse i det sydlige Skåne.



Figur 6.16. Trajektorier beregnet syv dage bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 1. oktober 2020. 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 landbaggrundsmålestationenen 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 meteoroloogiske data fra ECMWF.

Figur 6.17 viser trajektorierne beregnet for den 6. oktober kl. 18:00. Med en vindhastighed på omkring 4 m/s og en kemisk halveringstid på mere end et døgn fås en "transport-halveringstid" på mange hundrede kilometerere. Det er derfor mest sandsynligt, at den målte prosulcofarb stammer fra udbringning af prosulfocarb på det sydvestlige Sjælland, Lolland, Falster med mulige bidrag fra det nordlige Tyskland.



Figur 6.17. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 6. oktober 2020. Figur 6.16 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Den 7. oktober er vindhastigheden omkring 4 m/s og den kemiske halveringstid er på mere end en dag. Det betyder at "transporthalveringstiden" er på flere hundrede kilometer. Trajektorieberegningerne viser, at luftmasserne kommer fra den nordlige Nordsø, hvorefter den passerer Jylland, Fyn og det vestlige Sjælland (Figur 6.18). Det vurderes derfor mest sandsynligt, at den målte prosulfocarb stammer fra anvendelse i Danmark vest for målestationen ved Risø.



Figur 6.18. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 7. oktober 2020. Figur 6.16 angiver yderligere detaljer om selve trajektorierne og beregningerne af disse.

Den 18. oktober er der ingen trajektorier tilgængelige. Vinden var 3,6 m/s i gennemsnit for døgnet med vindretning variernde mellem 233 og 337 grader med døgngennemsnit på 273 grader. Den kemiske halveringstid er estimeret til mindre end tre timer, hvilket betyder, at "transport-halveringstiden" er på omkring 40 km. Vindretningen og den relativt korte transport-halveringstid er flere hundrede kilometer. Trajektorieberegningerne peger på, at den målte prosulfocarb for langt hovedparten kommer fra anvendelse af prosulfocarb på Sjælland i området vest-nordvest for målestationen.

Figur 6.19 viser to trajektorier svarende til prøveopsamlingen den 19. oktober (opsamling fra 19. oktober kl 12:00 til 20. oktober kl 12:00). Vindhastighed er i gennemsnit omkring 3,5 m/s og den kemiske halveringstid er på omkring 6 timer (gennemsnit for kl 10:00 til 16:00), hvilket betyder, at "transporthalveringstiden" estimers til omkring hundrede kilometer. Trajektorieberegningerne for den første del af opsamlingsperioden viser, at luftmasserne kommer ind fra Atlanterhavet via Nordsøen, og luftmasserne passerer ikke land førend de når til Vestjylland (Figur 6.19 venstre). I løbet af natten sker der ingen nedbrydning af prosulfocarb, og vinden bliver mere sydlig (Figur 6.19 højre). Luftmasserne kommer til målestationen fra det nordlige Tyskland via Lolland, Falster og det sydlige Sjælland. Den målte prosulfocarb kommer derfor med stor sandsynlighed fra anvendelse af prosulfocarb i Danmark med muligt bidrag fra det nordlige Tyskland.



Figur 6.19. Trajektorier beregnet bagud i tid for luftmasser, som ender i København kl. 18:00 den 19. oktober 2020 (venstre) og kl. 00:00 den 20. oktober 2020 (højre). Figur 6.16 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 2019 svarer til tidsperioden for anvendelse af prosulfocarb i landovervågningsoplandene. For 2020 ses høje luftkoncentrationer fra slut september til sidst i oktober, hvilket svarer til observationerne for 2019.
- 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 har peget på bidrag fra Tyskland og Skåne. Trajektorieberegninger for andre dage viser, at også Storbritannien og Polen kan være en mulig kilde til den målte prosulfocarb.

Endvidere ses sammenhæng mellem nedbørsmængden, våddepositionen 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. Ovenstående konklusioner skal læses med det forbehold, at vi kun har informationer om den faktiske anvendelse af prosulfocarb i Landovervågningsoplandene i 2019 og for eksempel mangler informationer om anvendelsen 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: <u>http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR555.PDF</u>

Referencer

Andersen, H.V., Løfstrøm, P., Moseholm, L., Ellermann, T., Nielsen, K.E. 2009. Metodeafprøvning af passive diffusionsopsamlere til koncentrationsbestemmelse af ammoniak. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, DK-4000 Roskilde, Denmark. 42 pp. NERI Technical report no. 730

Asman, W. A. H., Pinksterboer, E. F., Maas, H. F. M., J. W. Erisman, J. W., A. Waijersypelaan, Slanina, J., Horst, T. W., 1989: Gradients of the Ammonia Concentration in a Nature Reserve: Model results and Measurements, Atmos. Environ., 23, 2259. doi:10.1016/0004-6981(89)90188-1

Asman, W.A.H., Jørgensen, A., Bossi, R., Vejrup, K.V., Mogensen, B.B. & Glasius, M. 2005: Wet deposition of pesticides and nitrophenols at two sites in Denmark: measurements and contributions from regional sources. Chemosphere 59, 1023-1031.

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

Bak, J. L. 2018: Opdatering af empirisk baserede tålegrænser. Notat fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi, 11 s. <u>http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater 2018/Opdatering empirisk baserede_taalegraenser.pdf</u>

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., Petersen, R.J., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2021. Landovervågningsoplande 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xxx s. - Videnskabelig rapport nr. xxx. Under udarbejdelse.

Brandt J., Silver J., Frohn L.M., Geels C., Gross A., Hansen A.B., Hansen K.M., Hedegaard G.B., Skjøth C.A., Villadsen H., Zare A., Christensen J.H. 2012: An integrated model study for Europe and North America using the Danish Eulerian Hemispheric Model with focus on intercontinental transport of air pollution. Atmos. Environ. 53:156-176. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.011

Cappelen, J. og Jørgensen, B. V. 2007: Dansk vejr siden 1874 - måned for måned med temperatur, nedbør og soltimer samt beskrivelser af vejret. DMI, København, Danmark. 11 s. – Teknisk rapport 07-02 samt tilhørende data under No. 07-02 på: <u>http://www.dmi.dk/laer-om/generelt/dmi-publikationer/-</u>2013/ Christensen, J.H. 1997: The Danish Eulerian Hemispheric Model – a Three-Dimensional Air Pollution Model Used for the Arctic. – Atmospheric Environment 31(24): 4169-4191.

DCE 2021: Udledning af luftforurening (au.dk)

DMI 2021: http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/maanedsaesonaar/

DMU 2000. Areal Informations Systemet – AIS. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. <u>https://www.dmu.dk/1_viden/2_miljoe-til-</u> <u>stand/3_samfund/ais/2_Rapport/AIS_Rapport.zip</u>

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., 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., 2021: Luftkvalitet 2020. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 144 s. - Videnskabelig rapport nr. 467. http://dce2.au.dk/pub/SR467.pdf. Under udarbejdelse.

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

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

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

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J.H., Geels, C., Kemp, K., Mogensen, B.B., Monies, C. 2009: Atmosfærisk deposition 2007. NO-VANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark. 96 pp. NERI Technical report no. 708. Ellermann, T., Brandt, J., Frohn Rasmussen, L.M., Geels, C., Christensen, J.H., Ketzel, M., Jensen, S.S., Nordstrøm, C., Nøjgaard, J.N., Nygaard, J., Monies C., og Nielsen, I.E.. 2019: <u>Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018</u>. Notat fra DCE – Nationalt center for miljø og energi, 23. august 2019. 28 s.

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

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

EMEP 2021: EMEP emissions database. The Emissions Database (ceip.at)

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

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

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

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

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

IMO, 2021: 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. Løfstrøm, P. & Andersen, H. V., 2007: Måling af ammoniak i nærheden af stalde. – Vand og Jord, 1, 16-20.

Miljøstyrelsen 2021: Personlig kommunikation med Steen Marcher og Kirsten Østergaard Martens den 26. oktober 2021.

Mills, G., 2017: III. Mapping critical levels for vegetation. <u>www.unece.org/fi-leadmin/DAM/env/documents/2017/AIR/EMEP/Final_new_Chap-ter_3_v2_August_2017_.pdf</u>. Revised Chapter 3 of the Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Publisher: Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin, 2004.

Nielsen, O-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K.H., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2021: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2019. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 580 pp. Scientific Report No. 435. <u>https://dce2.au.dk/pub/SR435.pdf</u>

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

Olesen, H.R., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 2007: OML: Review of model formulation. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. -NERI Technical Report 609: 130 pp. (electronic).

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

Skamarock, W.C., Klemp, J., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D., Wang, W. and Powers, J.G., 2008: "A Description of the Advanced Research WRF Version 3". NCAR Technical Note, NCAR/TN-475+STR. 27p.

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

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

So, R., Jørgensen, J.T., Lim, Y.-H., Mehta, A.J., Amini, H., Mortensen, L.H., Westendorp, R., Ketzel, M., Hertel, O., Brandt, J., Christensen, J.H., Geels, C., Frohn, L.M., Sigsgaard, T., Bräuner, E.V., Jensen, S.S., Backalarz, C., Simonsen, M.K., Loft, S., Cole-Hunter, T. and Andersen, Z.J., 2020: "Long-term exposure to low levels of air pollution and mortality adjusting for road traffic noise: A Danish Nurse Cohort study." *Environment International*, Vol. 143, 105983

Sommer, S.G., Østergård, H.S., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., Jensen, L.S. 2009: Validation of model calculation of ammonia deposition in the neighbourhood of a poultry farm using measured NH3 concentrations and N deposition. - Atmospheric Environment (43), pp. 915-920.

Bilag 1 Måleusikkerheder og detektionsgrænser for analyse af miljøfarlige organiske stoffer

Polære pesticider (med undtagelse af pendimethalin) analyseres under akkreditering (Danak reg. no. 411). Detektionsgrænse og metodens usikkerhed for disse stoffer fremgår af Tabel A1. Detektionsgrænsen er bestemt som tre gange standardafvigelse af otte overfladevandsprøver spiket til et niveau, der ligger inden for fem gange den estimerede detektionsgrænse (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 μ g/l) ved et 95 % konfidensinterval. Proceduren for opsætning af usikkerhedsbudgettet er baseret på MO-DUS-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 μ g/l.

Stof	Detektionsgrænse µg/l	Måleusikkerhed %
Atrazin*	0,001	20
Clomazon	0,001	30
Desethylatrazin*	0,002	10
Desethylterbuthylazin*	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

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



Bilag 2 Udviklingstendenser for luftkoncentrationer og våddeposition ved målestationerne

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



Figur A2. Årlig våddeposition (kgS/km²) af sulfat (grøn) siden 1989 samt nedbørsmængde (blå, mm). KgS/km² omregnes til kgS/ha ved at dividere med 100.



Figur A3. Årsmiddelkoncentrationer af kvælstofdioxid (rød), ammoniak (grøn), partikulært ammonium (brun), og partikulært nitrat (blå). Målingerne ved Lindet og Frederiksborg er ophørt i henholdsvis 2009 og 2003. Målingerne med filterpackopsamler ved Keldsnor er ophørt i 2009 og videreført med denuder fra 2010.



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

Bilag 3: Tørdeposition af ammoniak til forskellige naturtyper

Eksempler på tørdepositionen af ammoniak til forskellige naturtyper i danske landområder beregnet med OML-DEP. Data er vist i et 400 x 400 m gitter. Data er vist for naturtyperne (jf. definitionerne i Husdyrgodkendelse.dk): løvskov, blandet natur (gennemsnitshøjde under ½ meter) og ringe vegetation (åbent land hovedsageligt uden læhegn, buske, træer eller bygninger).

Data ses i figur A.5 – A.7. Disse data er således beregnet lidt anderledes end i figur 2.7, hvor depositionen er vægtet i forhold til fordelingen af natur- og overfladetyper i de enkelte 400 m x 400 m gitterfelter.



Figur A.5 Tørdeponeret ammoniak til løvskov i 2020 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.



Figur A.6 Tørdeponeret ammoniak til blandet natur i 2020 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.



Figur A.7 Tørdeponeret ammoniak til ringe vegetation i 2020 beregnet med OML-DEP på 400 m x 400 m gitterfelter. Akserne er i UTM 32 koordinater.

ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2020

NOVANA

Kvælstofdepositionen til danske farvande og landområder er for 2020 beregnet til hhv. 60 og 51 ktons N. Beregningerne er foretaget med luftforureningsmodellen DEHM. Kvælstofdepositionen til både vand- og landområderne er faldet med omkring 40% siden 1990. Svovldepositionen til danske landområder er for år 2020 beregnet til ca. 5,7 ktons S. Svovldepositionen er faldet med ca. 75% siden 1990. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd og Pb) i 2020 adskiller sig ikke væsentligt fra de seneste år. Koncentrationer og depositioner af tungmetaller er faldet til 15 - 60% af niveauet i 1990. Rapporten indeholder endvidere resultater fra måling af ozon og modelberegning af ozonfluks, våddeposition af udvalgte miljøfremmede organiske stoffer, luftkoncentrationer af pesticider og modelberegninger af kvælstofdepositionen med høj geografisk opløsning (400 m × 400 m) til de danske landområder.

ISBN: 978-87-7156-644-4 ISSN: 2244-9981