



LUFTKVALITET 2019

Status for den nationale luftkvalitetsovervågning i Danmark

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 410

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

LUFTKVALITET 2019

Status for den nationale luftkvalitetsovervågning i Danmark

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 410

2021

Thomas Ellermann
Claus Nordstrøm
Jørgen Brandt
Jesper Christensen
Matthias Ketzel
Andreas Massling
Rossana Bossi
Lise Marie Frohn
Camilla Geels
Steen Solvang Jensen
Ole-Kenneth Nielsen
Morten Winther
Maria Bech Poulsen
Jesper Nygaard og Jacob Klenø Nøjgaard

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 410
Titel:	Luftkvalitet 2019
Undertitel:	Status for den nationale luftkvalitetsovervågning i Danmark
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Forfattere:	Thomas Ellermann, Claus Nordstrøm, Jørgen Brandt, Jesper Christensen, Matthias Ketzel, Andreas Massling, Rossana Bossi, Lise Marie Frohn, Camilla Geels, Steen Solvang Jensen, Ole-Kenneth Nielsen, Morten Winther, Maria Bech Poulsen, Jesper Nygaard og Jacob Klenø Nøjgaard
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	11. januar 2021
Redaktion afsluttet:	9. Januar 2021
Rettelse:	I Kapitel 11 var der fejl vedrørende luftkoncentrationen af elementært kulstof og øvrige partikelkomponenter ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard. Derfor har det været nødvendigt at udskifte figurer og tabeller i Kapitel 11 ligesom tekst vedrørende elementært kulstof og øvrige partikelkomponenter er blevet rettet.
Faglig kommentering:	Ole Hertel, Institut for Bioscience
Kvalitetssikring, DCE:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Sproglig kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR410_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Thomas Ellermann, Claus Nordstrøm, Jørgen Brandt, Jesper Christensen, Matthias Ketzel, Andreas Massling, Rossana Bossi, Lise Marie Frohn, Camilla Geels, Steen Solvang Jensen, Ole-Kenneth Nielsen, Morten Winther, Maria Bech Poulsen, Jesper Nygaard og Jacob Klenø Nøjgaard. 2020. Luftkvalitet 2019. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 128 s. - Videnskabelig rapport nr. 410 http://dce2.au.dk/pub/SR410.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten giver en status for 2019 fra den nationale overvågning af luftkvaliteten i Danmark, som har fokus på forureningen i byerne. Formålet med overvågningen er at dokumentere status og følge udviklingen i luftkvaliteten med henblik på at påvise effekten af reduktionstiltag. Endvidere præsenteres data fra de nationale emissionsopgørelser samt resultater fra omfattende modelberegninger af status for og kilderne til helbredseffekterne herunder de økonomiske omkostninger i relation til luftforureningen. I 2019 blev luftkvaliteten målt i de fire største byer og ved fire målestationer i baggrundsområder uden for byerne. I 2019 blev der ikke målt overskridelser af EU's grænse- og målværdier i Danmark. Endvidere blev der gennemført modelberegninger for luftkvaliteten i Aalborg og København. Modelberegningerne viste heller ingen overskridelser. Luftkoncentrationerne har for langt de fleste luftforureningskomponenter været faldene gennem de seneste årtier, hvilket skyldes faldet i udledningerne i Danmark og de øvrige europæiske lande. Modelberegningerne af helbredseffekterne viser, at der i 2019 var omkring 4.600 for tidlige dødfald, samt en række andre helbredseffekter som følge af luftforureningen. Antallet af for tidlig som følge af luftforureningen er aftaget med omkring 40% siden 1990.
Emneord:	Luftkvalitet, luftforurening, kvælstofdioxid, kulmonoxid, svovldioxid, tungmetaller, ozon, benzen, partikelforurening, PM _{2,5} , PM ₁₀ flygtige organiske forbindelser, udledninger af luftforurening, helbredseffekter, kilder, økonomiske omkostninger
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Foto forside:	Stephan Bernberg
ISBN:	978-87-7156-541-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	128
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR410.pdf

Indhold

Indhold	3
Sammenfatning	5
Opgørelse over udledninger af luftforurening	5
Status og udvikling for luftkvalitet	7
Helbredseffekterne og de økonomiske omkostninger af luftforureningen	10
Summary	12
Emission inventories	12
Actual state and long term trends for the air quality	14
Health effect and external economic cost of air pollution in Denmark	16
1. Indledning	19
1.1 Opgørelse af udledninger	20
1.2 Målenetværk	21
1.3 Målemetoder	24
1.4 Modelberegninger	25
1.5 Helbredseffekter og økonomiske omkostninger som følge af luftforureningen	29
2. Kvælstofdioxid, NO₂ og kvælstofmonooxid, NO_x	31
2.1 Udledninger	31
2.2 Status for luftkvalitet	33
2.3 Udviklingstendens	34
2.4 Modelberegninger	36
3. Kulmonooxid, CO	43
3.1 Udledninger	43
3.2 Status for luftkvalitet	44
3.3 Udviklingstendens	45
4. Svovldioxid, SO₂	47
4.1 Udledninger	47
4.2 Status for luftkvalitet	49
4.3 Udviklingstendens	49
5. Flygtige organiske forbindelser, VOC	51
5.1 Udledninger	51
5.2 Status for luftkvalitet	53
5.3 Udviklingstendens	54
6. Ozon, O₃	56
6.1 Status for luftkvalitet	56
6.2 Udviklingstendens	57
6.3 Modelberegninger	58
7. Luftbårne partikler	61

7.1	Udledninger	62
7.2	Status for luftkvalitet	66
7.3	Udviklingstendens	67
7.4	Modelberegninger	70
8.	Elementært – og organisk kulstof	74
8.1	Udledninger	74
8.2	Status for luftkvalitet	76
8.3	Udviklingstendens	77
9.	Tungmetaller	79
9.1	Udledninger	80
9.2	Luftkvalitet	81
9.3	Udviklingstendens	83
10.	Polycykliske aromatiske kulbrinter og benz[a]pyren	86
10.1	Udledninger	86
10.2	Status for luftkvalitet	88
10.3	Udviklingstendens	88
11.	Den kemiske sammensætning af fine partikler	90
11.1	Kilderne til de uorganiske ioner	90
11.2	Status for 2019	91
12.	Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening	96
12.1	Status og trends for helbredseffekter	97
12.2	Status og trends for eksterne omkostninger som følge af helbredseffekter	100
12.3	Danske og udenlandske kilders bidrag til luftforureningen i Danmark 2019	101
12.4	Kilder til helbredseffekter af luftforureningen i Danmark i 2019	104
12.5	Danske og udenlandske kilder til de eksterne omkostninger af luftforureningen i Danmark 2019	108
12.6	Bidrag fra krydstogtskibe til helbredseffekter og eksterne omkostninger	112
12.7	Usikkerhed og perspektiver for de fremtidige beregninger	113
13.	Referencer	116
Bilag 1		122
	Detaljer om kalibrering af OSPM og validering af modelresultater	126

Sammenfatning

Rapporten præsenterer resultater for 2019 fra den nationale overvågning af luftkvalitet med særligt fokus på den helbredsskadelige effekt af luftforureningen. Overvågningsprogrammet dækker hele Danmark, men der er særligt fokus på forholdene i byerne, hvor luftforureningen er højest, og hvor der bor flest mennesker. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) ved Aarhus Universitet gennemfører overvågningen af luftkvalitet for Miljøministeriet i samarbejde med kommunerne i København, Odense, Aarhus og Aalborg.

Formålet med overvågningsprogrammet er at:

- dokumentere status for luftkvaliteten og vurdere status i forhold til EU's grænse- og målværdier for luftkvaliteten,
- bestemme udviklingstendensen for luftkvaliteten for dermed at kunne vurdere effekten af de nationale og internationale tiltag der er gennemført for at reducere udledningerne,
- varsle befolkningen ved overskridelse af EU's varslingstærskler (i Danmark relevant for ozon), og
- opgøre helbredseffekterne og de økonomiske omkostninger, som følge af luftforureningen i Danmark. I år omfatter denne del også en detaljeret opgørelse over kilderne til helbredseffekterne, som er finansieret særskilt af Miljøministeriet.

Overvågningen af luftkvalitet baseres på en kombination af målinger og modelberegninger. Målingerne foretages ved ni målestationer placeret i de fire største danske byer, en forstadsmålestation i Hvidovre og ved fire baggrunds-målestationer uden for byerne. Modelberegninger af luftkvaliteten udføres ved hjælp af DCE's internationalt anerkendte luftkvalitetsmodeller.

Målingerne udføres i overensstemmelse med EU's luftkvalitetsdirektiver. I henhold til disse og under hensyntagen til øvrige danske behov måles koncentrationer af kvælstofdioxid og kvælstofoxider (NO_2/NO_x), svovldioxid (SO_2), massen af partikler med diametre mindre end 10 og 2,5 mikrometer (hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$), partikelantal, benzen (C_6H_6), toluen (C_7H_8), kulmonoxid (CO), ozon (O_3), elementært kulstof (EC), organisk kulstof (OC), udvalgte tungmetaller (fx bly (Pb), arsen (As), cadmium (Cd), kviksølv (Hg), nikkel (Ni)) og polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er) samt udvalgte flygtige organiske kulbrinter (VOC'er), der kan føre til dannelse af O_3 . Alle disse luftforureningskomponenter kan give anledning til negative helbredseffekter.

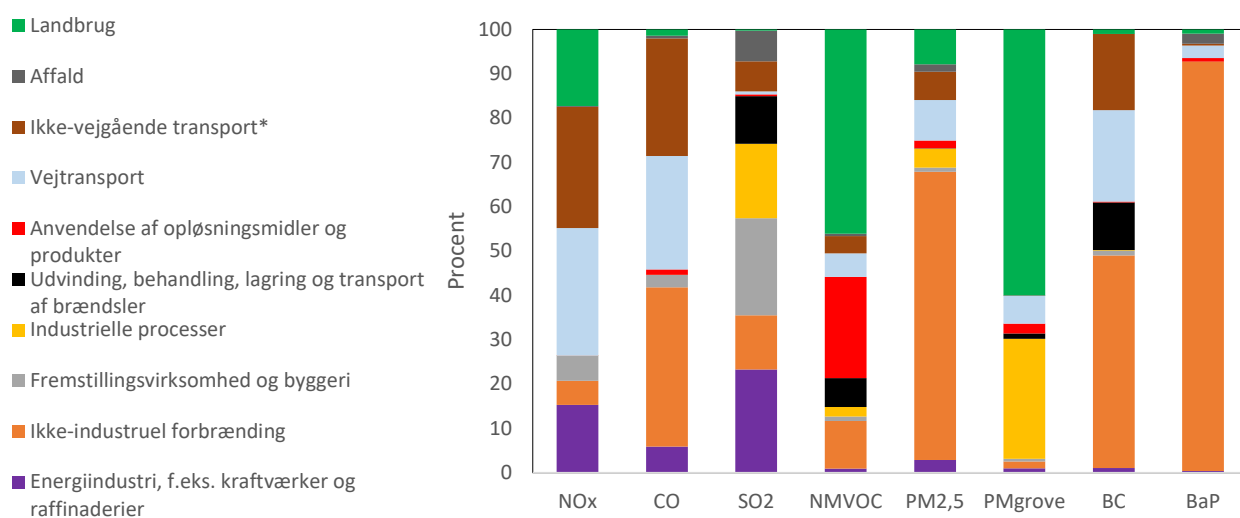
Opgørelse over udledninger af luftforurening

Som noget nyt giver rapporten en oversigt over udledning af luftforurening fra danske og europæiske kilder. Dels gives en status for de vigtigste kilders bidrag til udledningerne i 2018, som er de seneste opdaterede opgørelser. Dels præsenteres udviklingstendensen for udledningen af de forskellige luftforureningskomponenter. Viden om kilderne og udviklingstendensen for udledningerne giver en god baggrund for at forstå årsagerne til den geografiske fordeling af og udviklingstendenserne for luftforureningskomponenterne. Data om de danske udledninger er baseret på de nationale opgørelser over

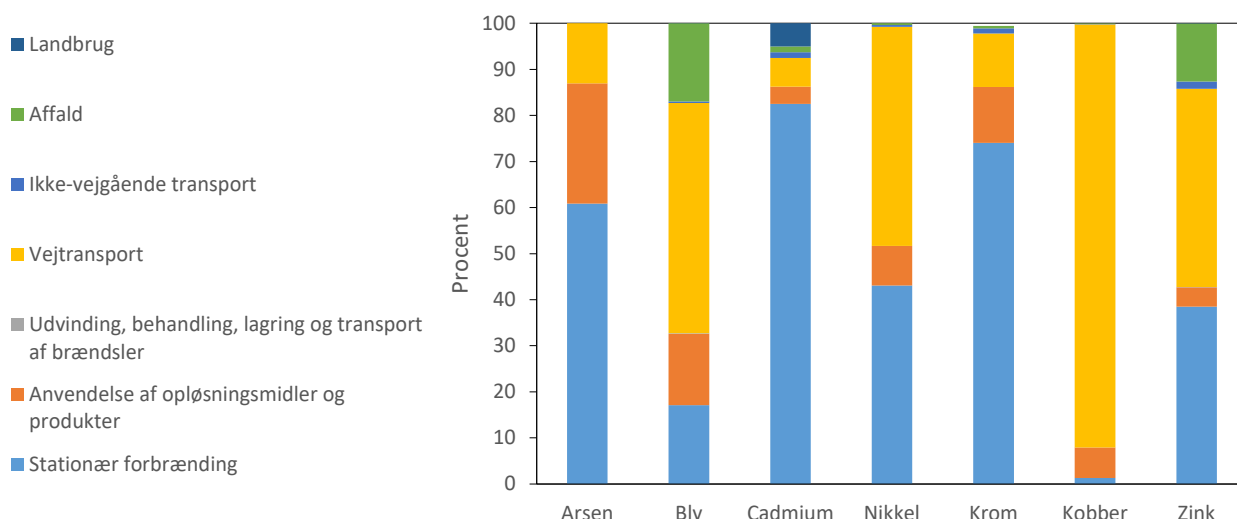
udledningerne, som udarbejdes af DCE for Miljøministeriet (Nielsen et al., 2020) og fra den fælleseuropæiske database over udledningerne fra medlemslandene i EU (CEIP, 2020).

Kilderne til udledningerne af luftforureningen varierer mellem de forskellige luftforureningskomponenter. Figur 1 og 2 viser bidraget til udledningerne opdelt i de hovedkategorier, som anvendes i forbindelse med den internationale indrapportering af udledningerne. For partiklerne dækker opgørelserne kun over de partikler, der udledes direkte fra kilderne. De partikler, som dannes via de kemiske reaktioner i luften, er derfor ikke dækket af opgørelserne.

For langt de fleste luftforureningskomponenter er der sket en væsentlig reduktion i udledninger siden 1990. Størst fald har der været for udledningerne af bly, svovldioxid og arsen, hvor udledningerne er reduceret med omkring 90%. Nikkel og krom er reduceret med omkring 70-80%. Kvælstofoxiderne, black carbon og kulmonoxid er reduceret med omkring 60%, mens de fine partikler (PM_{2,5}), benz[a]pyren, flygtige organiske forbindelser (uden metan) og cadmium er reduceret med 40-50%. De grove partikler (partikler mellem 2,5 og 10 µm) og zink er kun blevet reduceret ganske lidt, og for kobber er der sket en stigning på omkring 30%. Ændringerne i udledningerne afspejler de tiltag, der er implementeret for at reducere udledningerne i de seneste årtier, og at der gennem de seneste 30 år er sket ændringer i de aktiviteter, som forårsager udledningerne.



Figur 1. Udledning af en række vigtige luftforureningskomponenter fra danske kilder i 2018 opdelt i hovedkategorier (Nielsen et al., 2020). Opdelingen i hovedkategorier følger standard for indrapportering til EU. Følgende luftforureningskomponenter indgår: kvælstofoxider (NO_x), kulmonoxid (CO), svovldioxid (SO₂), flygtige organiske forbindelser uden metan (NMVOC), fine partikler (PM_{2,5} = partikler med diameter under 2,5 µm), grove partikler (PM_{grove} = partikler med diameter mellem 2,5 og 10 µm), black carbon (BC) og benz[a]pyren (BaP). Opgørelserne af udledningerne dækker kun de direkte udledte partikler og ikke de partikler, som dannes sekundært via de kemiske reaktioner i luften.



Figur 2. Udledning af udvalgte tungmetaller fra danske kilder i 2018 opdelt i hovedkategorier (Nielsen et., 2020). Opdelingen i hovedkategorier følger standard for indrapportering til EU.

Status og udvikling for luftkvalitet

Der er fastsat grænse- og målværdier for hovedparten af de målte stoffer i EU's luftkvalitetsdirektiver (EU, 2008; EU, 2004). En detaljeret beskrivelse af gældende mål- og grænseværdier og deres gennemførelse i dansk lov findes i en bekendtgørelse fra Miljø- og Fødevareministeriet (2016). Bekendtgørelsen er baseret på EU's 4. datterdirektiv (EU 2004) og EU's luftkvalitetsdirektiv fra 2008 (EU, 2008).

I 2019 blev grænseværdierne for kvælstofdioxid ikke overskredet. Koncentrationerne af kvælstofdioxid ved gademålestationerne faldt med omkring 15% fra 2018 til 2019, og dermed ligger luftkoncentrationerne nu tydeligt under grænseværdien. Endvidere viser modelberegningerne for 98 udvalgte gadestrækninger i København og 26 udvalgte gadestrækninger i Aalborg, at der ikke er overskridelse af grænseværdierne i 2019. Luftkoncentrationerne for kvælstofdioxid er faldet med omkring 50% på gademålestationerne siden 2005.

Luftkoncentrationerne for de fine partikler ($PM_{2.5}$) overholdt grænseværdien på $25 \mu g/m^3$ som årsmiddelværdi på alle målestationer. AEI-værdien (average exposure indicator, som er defineret som middel af tre års gennemsnit af årsgennemsnittet af $PM_{2.5}$ i bybaggrund) er faldet med omkring 30 % siden 2010. Dermed er det nationale reduktionsmål (15 % reduktion fra 2010 til 2020; EU, 2008) nået. Luftkoncentrationerne er faldet med 20-40% siden opstart af målingerne i henholdsvis 2007/2008.

PM_{10} overholdt grænseværdien på $40 \mu g/m^3$ som årsmiddelværdi på alle målestationer. Ligeledes var der ingen målestationer i måleprogrammet, hvor det tilladte antal overskridelser af den daglige middelværdi for PM_{10} ($50 \mu g/m^3$ må ikke overskrides mere end 35 gange årligt) blev overskredet. PM_{10} er faldet med 35 - 45% siden opstart af målingerne i 2001.

Modelberegninger af den luftbårne partikelforurening ($PM_{2.5}$ og PM_{10}) ved udvalgte gadestrækninger i København og Aalborg viste i overensstemmelse med målingerne heller ingen overskridelse af grænseværdierne.

Målingerne af partikelantal har i 2019 fortsat været påvirket af de tekniske vanskeligheder med de nye måleinstrumenter (problemet er løst i 2020). Derfor har det ikke været muligt at udføre målinger af de helt små nanopartikler i området fra 11 – 41 nm. Målingerne i 2019 dækker derfor antallet af partikler i intervallet fra 41 – 478/550 nm (øvre grænse afhænger af instrumenttype, men forskellen er ubetydelig). Antallet af partikler var omkring 3.400 partikler per cm^3 på gademålestationen H. C. Andersens Boulevard, hvilket er en faktor to højere end ved forstadsstationen i Hvidovre og ved by- og landbaggrundsstationen ved henholdsvis H. C. Ørsted Instituttet og Risø. Siden 2002 har der været et fald på ca. 65 % i antal partikler med diameter mellem 41 – 478/550 nm på gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard. Faldet er blandt andet sket som følge af skærpede udledningskrav, som har medført brug af partikelfiltre på alle nye dieselskøretøjer.

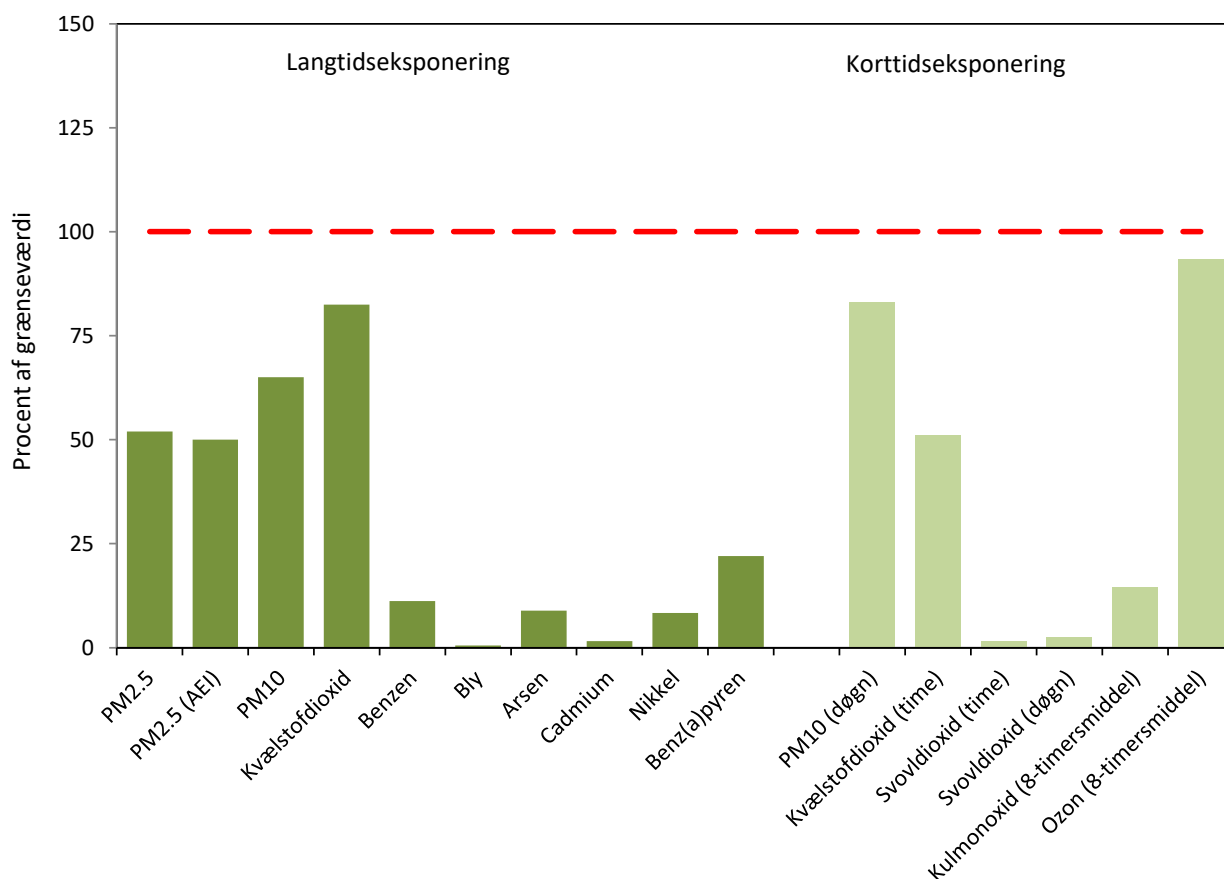
Luftkoncentrationerne af elementært kulstof (EC) ligger på omkring $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard, mens der er væsentligt lavere koncentrationer i bybaggrund og landbaggrundsmålestationen (omkring $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Der er sket et stort fald i luftkoncentrationerne af elementært kulstof. Størst fald ses ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard, hvor luftkoncentrationerne er faldet med omkring 60% siden 2010, hvilket er i overensstemmelse med faldet i udledningerne af black carbon (det svarer i store træk til elementært kulstof).

Ozonkoncentrationerne i 2019 var på niveau med tidligere år. Der er ikke fastsat egentlige grænseværdier for ozon, men kun "målværdier" og "langsigtede mål" (hensigtsværdier). Målværdien for ozon angiver at 8-timersmålværdierne ikke må overskrides mere end 25 gang som gennemsnit for tre år. I 2019 var der ingen overskridelser af målværdien for beskyttelse af sundhed. Det planlagte langsigtede mål (8-timersmiddelværdi på $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) er endnu ikke trådt i kraft, og der er ikke taget beslutning om hvornår, dette skal ske. Såfremt det langsigtede mål havde været gældende, så ville det have været overskredet på alle målestationer i 2019. Tærsklen for information af befolkningen om høje ozonniveauer (timemiddel $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) blev overskredet én gang i sommeren 2019 på Sjælland og Fyn. I den anledning blev befolkningen informeret om episoden. Ozonkoncentrationen har ligget på stort set samme niveau den seneste årrække.

Årsmiddelsoncentrationerne for benz[a]pyren i 2019 var $0,29 \text{ ng}/\text{m}^3$ og $0,38 \text{ ng}/\text{m}^3$ på henholdsvis H. C. Andersens Boulevard og ved målestationen i Hvidovre. Målværdien på $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ blev således ikke overskredet i 2019. Luftkoncentrationerne på H.C. Andersens Boulevard er faldet med 40 % siden 2008.

Målinger af 17 udvalgte flygtige organiske forbindelser i bybaggrund i København viser koncentrationsniveauer, som spænder fra $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2019. Disse flygtige organiske forbindelser bidrager til den kemiske dannelse af ozon på europæisk plan, og målingerne skal først og fremmest understøtte den generelle forståelse af ozondannelsen i Europa. I Danmark er størstedelen af de målte ozonniveauer hovedsageligt resultat af langtransport af luftforurening fra centrale og sydlige dele af Europa. Der er sket et stor fald i luftkoncentrationerne for langt hovedparten af de menneskeskabte udledte flygtige organiske forbindelser.

Figur 3 giver en sammenfatning af status for luftkvalitet i relation til grænse- og målværdier for ovennævnte luftforureningskomponenter og de øvrige luftforureningskomponenter omfattet af EU's luftkvalitetsdirektiver. Som det fremgår, var der ingen overskridelser af grænse- og målværdierne. For langt hovedparten ses fald i luftkoncentrationerne, hvilket generelt set er i overensstemmelse med udviklingen i udledningerne. For et fåtal af luftforureningskomponenterne er der dog ikke sket et fald, hvilket for eksempel gælder for ozon og kobber.



Figur 3. Oversigt over overholdelsen af EU's langsigtede og kortsigtede grænse- og målværdier for luftforureningskomponenterne omfattet af EU's luftkvalitetsdirektiver (EU 2004; EU, 2008). De langsigtede grænse- og målværdier er baseret på årsmiddelkoncentrationer, mens de kortsigtede grænse- og målværdier er baseret på time-, døgn- eller 8-timersmiddelværdier. Grænse- og målværdier er indekseret til 100 % og luftkoncentrationerne er angivet i procent af grænse- og målværdier. Det er de højeste værdier målt i Danmark, som er angivet, og da alle koncentrationer ligger under 100%, er der ingen overskridelser af grænse- og målværdier i Danmark i 2019. PM_{2,5} (AEI) står for "average exposure indicator", der er middelkoncentrationen for PM_{2,5} i bybaggrund i København, Aarhus og Aalborg.

Som noget nyt i denne rapport er der foretaget en detaljeret analyse af den kemiske sammensætning af de fine partikler i landbaggrund ved Risø, bybaggrund ved H.C. Ørsted Institut og ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard. Analysen viser, at selv ved den mest forurenede målestation på H.C. Andersens Boulevard, så kommer omkring 25% af forureningen med fine partikler fra kilder i København, mens omkring 75% af forureningen med fine partikler kommer fra udenlandske kilder og kilder i det øvrige Danmark.

Helbredseffekterne og de økonomiske omkostninger af luftforureningen

Modelberegningerne af helbredseffekterne viser, at luftforureningen i 2019 er skyld i omkring 4.600 for tidlige dødsfald og en lang række andre negative helbredseffekter. Antallet af for tidlige dødsfald er omkring 10% højere end angivet ved den seneste årsrapportering. Dette højere antal skyldes anvendelse af opdaterede opgørelser over udledningerne, ændring i de anvendte meteorologiske data og en forbedret kalibreringsmetode. Det højere antal er derfor ikke begrundet i højere luftforurening. Genberegning af hele tidsserien viser et fald i helbredseffekterne fra omkring 8.200 tilfælde af for tidlig død per år i 1990 til omkring 4.600 tilfælde per år i 2019. Dette svarer til en reduktion på omkring 43%.

De samlede eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Danmark er estimeret til omkring 85 milliarder kr. (2016-priser) for år 2019. De samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger var omkring 115 milliarder kr. (2016-priser) som middel over årene 1988-1990, og den er faldet med omkring 25% siden da.

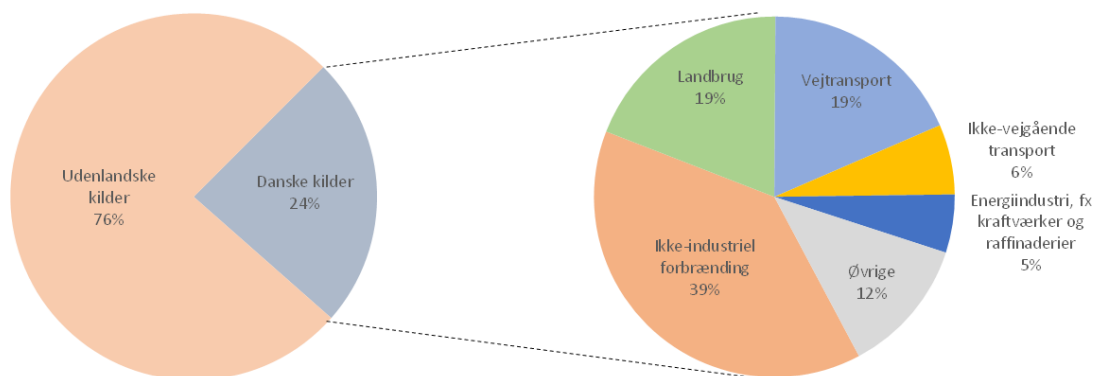
I forbindelse med denne rapportering er der foretaget omfattende beregninger af kilderne til helbredseffekterne og de eksterne omkostninger relateret til luftforureningen i Danmark. Disse beregninger viser, at omkring 1.100 tilfælde af for tidlige dødsfald kan tilskrives udledninger fra danske kilder, hvilket svarer til omkring 24% af det samlede antal for tidlige dødsfald, som følge af luftforureningen i Danmark. De resterende omkring 76% stammer fra udenlandske udledninger, herunder naturlige kilder. Tilsvarende fordeling mellem danske og udenlandske udledninger ses for de eksterne omkostninger som følge af luftforureningen. Beregningerne viser også, at danske udledninger er ansvarlig for omkring 2.000 for tidlige dødsfald i udlandet.

Figur 4 viser de vigtigste kilders bidrag til antallet af for tidlige dødsfald i Danmark. De vigtigste danske kilder til for tidlige dødsfald er ikke-industriel forbrænding (navnlig boligopvarmning med brænde), som er ansvarlig for omkring 440 tilfælde svarende til omkring 39% af antal tilfælde af for tidlige dødsfald fra danske kilder. Landbrug og vejtransport bidrager med omkring 20% og 19% og er dermed de næst vigtigste danske kilder.

Hvis man kigger på de danske kilders andel set i forhold til antallet af for tidlige dødsfald fra den samlede luftforurening, så bliver den procentvise andel fra danske kilder væsentligt mindre. I tabel 1 angives den procentvise andel til antallet af for tidlige dødsfald både set i forhold til de danske udledninger og set i forhold til den samlede luftforurening i Danmark.

Der er endvidere også lavet en særskilt opgørelse af helbredseffekterne som følge af udledninger fra krydstogtskibe i København og Aarhus. Krydstogtskibene bidrager med tre for tidlige dødsfald per år og eksterne omkostninger på omkring 50 millioner kr.

Usikkerhederne er betydelige på beregningerne af helbredseffekterne og de eksterne omkostninger fra luftforureningen. Førre internationale forskere på området har vurderet, at deres egne beregninger er behæftet med en usikkerhed på $\pm 50\%$ (Lelieveld et al., 2019). DCE vurderer, at usikkerhederne på beregningerne præsenteret i nærværende notat ligger på samme niveau.



Figur 4. Bidrag fra danske og udenlandske kilder til antal tilfælde af for tidlig dødsfald per år i Danmark (venstre) og de danske kilders bidrag til den danske andel af de for tidlige dødsfald i Danmark (højre). For de danske kilder vises de fem vigtigste kilder, mens de resterende kilder er samlet under øvrige.

Tabel 1. Danske kilders andel af for tidlige dødsfald set i forhold til antallet af for tidlige dødsfald som følge af danske udledninger, og set i forhold til antallet af for tidlige dødsfald fra den samlede luftforurening i Danmark (inkluderer de danske, udenlandske og naturlige kilder).

Kategori	SNAP-kode	Andel af for tidlige dødsfald som følge af danske kilder	Andel af for tidlige dødsfald som følge af den samlede luftforurening
		%	%
Energiindustri, f.eks. kraftværker og raffinaderier	1	5	1
Ikke-industriel forbrænding	2	39	9
<i>Handel og service</i>	201	1	0
<i>Husholdninger</i>	202	35	9
<i>Land-, skovbrug og akvakultur</i>	203	2	1
Fremstillingsvirksomhed og byggeri	3	3	1
Industrielle processer	4	3	1
Udvinning, behandling, lagring og transport af brændsler	5	1	0
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	6	2	0
Vejtransport	7	20	5
<i>Udstødning</i>	701-706	14	3
<i>Ikke-udstødning</i>	707-708	6	2
Ikke-vejgående transport*	8	6	2
Affald	9	1	0
Landbrug	3b,d,f-i	19	5
Samlet		100	24

Afslutningsvis skal det bemærkes, at Energistyrelsen den 9. december 2020 offentliggjorde deres opgørelse over energiforbrug i 2019 (<https://ens.dk/-/service/statistik-data-noegletal-og-kort/maanedlig-og-aarlig-energistatistik>), hvoraf det fremgår, at brændeforbruget i Danmark er faldet med omkring 35% fra 2016 til 2019, hvilket er et væsentligt større fald end hidtidigt angivet. Da beregningerne var afsluttet, har det ikke været muligt at inddrage den nye viden i denne rapport. Det betyder, at resultaterne for udledningerne og helbredseffekterne fra anvendelse af brændefyring må forventes at være overestimeret. Ændringerne i brændeforbruget vil blive inddraget i forbindelse med den kommende rapportering for 2020.

Summary

This report presents results for 2019 from the Danish monitoring of air quality with focus on the health related effects of air pollution. The air quality monitoring program covers entire Denmark. However, the monitoring program has special focus on the cities, where the air pollution and population density is highest. DCE – the Danish Center for Environment and Energy (DCE) at Aarhus University carries out the monitoring program on behalf of the Danish Ministry for the Environment in cooperation with the municipalities of Copenhagen, Odense, Aarhus and Aalborg.

The aim of the monitoring program is to:

- document actual state of the air quality in relation to EU's air quality limit and target values,
- determine the long term trends for the air quality in order to be able to evaluate the impact of the Danish and international measures taken to reduce air pollution,
- warn the Danish public when EU's warning thresholds are exceeded. In Danish context this is only relevant for ozone, and
- determine the health and external economic effects of air pollution in Denmark. This year, this includes detailed model calculations of the sources of the health and external economic effects (additionally financed by the Danish Ministry for the Environment).

The monitoring of the air quality is based on an integration of measurements and model calculations. The measurements are carried out at nine monitoring stations in the four largest cities in Denmark, one suburban monitoring station in Hvidovre and four regional background monitoring stations placed outside the cities. The model calculations are carried out using DCE's suite of internationally recognised air quality models.

The monitoring program covers the most relevant air pollutants that have impact on human health and those that are covered by the EU air quality directives (EU, 2004; EU, 2008). The program includes measurements of sulphur dioxide (SO₂), nitrogen oxides (NO_x/NO₂), particles with diameters less than 10 and 2.5 micrometers respectively (PM₁₀ and PM_{2.5}), particle number, elementary carbon (EC), organic carbon (OC), benzene (C₆H₆), toluene (C₇H₈), carbon monoxide (CO), ozone (O₃), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), a number of heavy metals including lead (Pb), arsenic (As), cadmium (Cd), mercury (Hg), nickel (Ni), and finally a number of volatile organic compounds (VOCs) that are precursors to formation of ozone.

Emission inventories

As a new feature, this report includes an overview of the emissions of air pollutant from Danish and European sources. This overview presents a status for the emissions in 2018 that is the most recent reporting year. It includes also an overview of the long-term trends of the emissions. The aim of this overview is to facilitate the interpretation of monitoring results i.e. the reasons for the spatial variability and long-term trends of the different air pollutants.

Data on the emissions from the Danish sources are from the official national emission inventories prepared by DCE for the Ministry of the Environment (Nielsen et al., 2020) and the European emission database covering the emissions from all EU member states (CEIP, 2020).

The sources of the emissions of air pollutants vary considerably from air pollutant to air pollutant. Figure 1 and 2 presents the contributions from the different main categories of emission sources for the different air pollutants. The emission inventories covers only the directly emitted particles and do not cover the particles formed via the chemical reactions in the atmosphere.

Since 1990, there have been significant reductions in the Danish emissions for most of the air pollutants. The largest reductions are for the emissions of lead, sulphur dioxide and arsenic that have been reduced with about 90%. Nickel and chrome have been reduced with 70-80%. Nitrogen oxides, black carbon and carbon monoxide have been reduced with about 60% while the fine particles (PM_{2.5}), benzo[a]pyrene, non-methane volatile organic compounds and cadmium have been reduced with 40-50%. The larger particles (particles between 2.5 and 10 µm) and zinc have only been reduced slightly and for cobber there has been an increase of about 30%. The long term trends reflects the measures that have been taken in order to reduce the various emissions and changes in the activities that are responsible for the emissions.

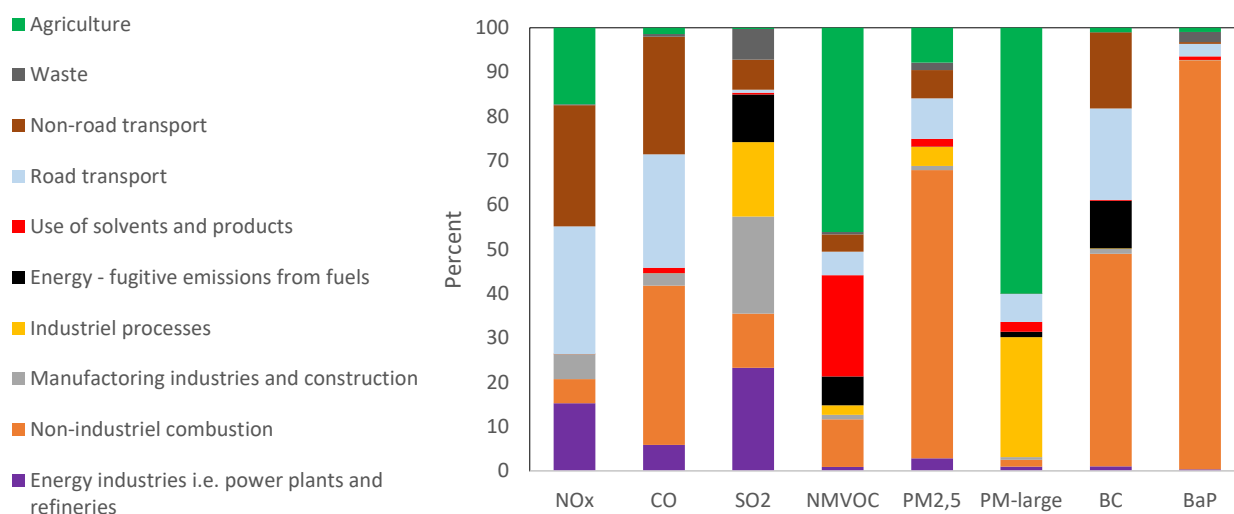


Figure 1. Emissions of selected air pollutants from Danish sources in 2019 grouped in main categories. (Nielsen et al., 2020). The grouping of the sources follows the standards for the international reporting of emissions. The following air pollutants are included: nitrogen oxides (NO_x), carbon monoxide (CO), sulphur dioxide (SO₂), non-methane volatile organic compounds (NMVOC), fine particulate (PM_{2.5} = particles with diameter below 2,5 µm), large particles (PM-large = particles with diameter between 2.5 og 10 µm), black carbon (BC) and benzo[a]pyrene. The emission inventories covers only the directly emitted particles and do not cover the particles formed via the chemical reactions in the atmosphere.

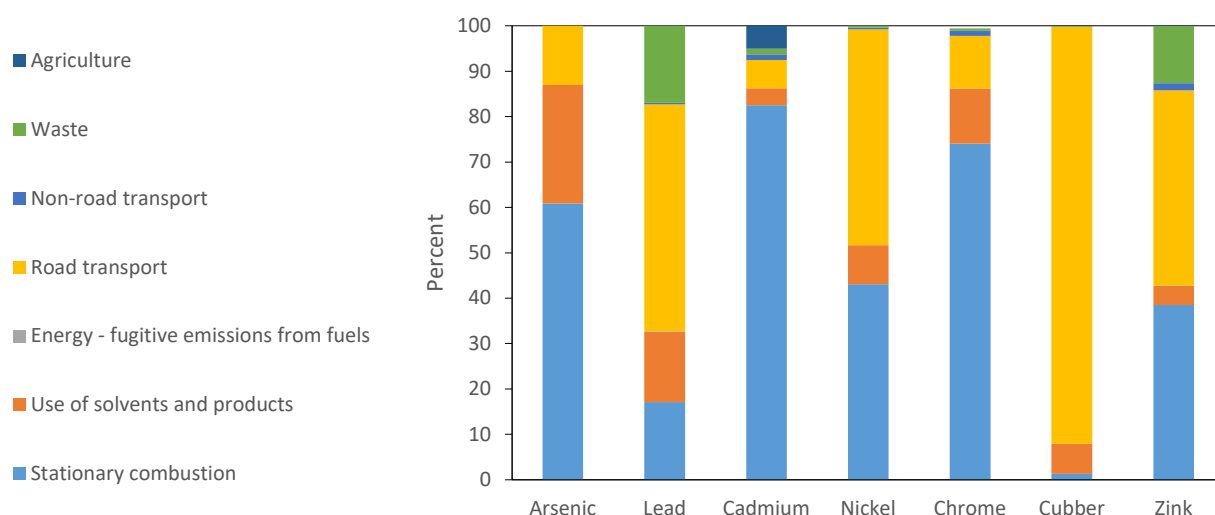


Figure 2. Emissions of selected heavy metals from Danish sources in 2019 grouped in main categories (Nielsen et al., 2020). The grouping of the sources follows the standards for the international reporting of emissions.

Actual state and long term trends for the air quality

The permitted number of exceedances in a year of the diurnal limit value of $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} was not exceeded at any monitoring station in the monitoring network. Likewise, there were no exceedances of the annual limit values for PM_{10} ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and $\text{PM}_{2.5}$ ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). The Average Exposure Indicator (AEI) determined as a running three-year average of the average urban background concentration of $\text{PM}_{2.5}$ has decreased with about 30 % since 2010 and hence the target (15 % reduction) has been reached. The annual average concentrations of $\text{PM}_{2.5}$ and PM_{10} has decreased with 20-40% since 2007/2008 and 35-45% since 2001, respectively.

Due to continued technical difficulties with two new instruments, it has not been possible to measure the number of particles between 11 and 41 nm in 2017-2019. Therefore, the particle number represents the particle range from 41 to 478/559 nm (dependent on instrument version but the difference is negligible). The particle number in ambient air was about 3,400 particles per cm^3 as an annual average at the street monitoring station at H.C. Andersens Boulevard. This is roughly a factor of two higher than in suburban areas and in urban and rural background. Since 2002, a significant reduction of about 65 % in particle numbers has been observed. This reduction has mainly been attained by reduction of traffic emissions (cleaner fuel, particle filters etc.).

The limit values for nitrogen dioxide was not exceeded at any of the monitoring stations in Denmark. Model calculations at 98 selected street segments in Copenhagen and 26 selected street segments in Aalborg in 2019 showed likewise no exceedances of the long-term limit value based on the annual average concentration. The annual average concentrations of nitrogen dioxide at the street monitoring stations has been reduced with about 50% since 2005.

In 2019, the annual average ozone concentrations were at the same level as in the previous years. No clear trend is observed for the average ozone concentration during the last years. The target value states that the maximum daily 8-hours mean ozone concentration must not exceed $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ more than 25 times annually as average for three years. The target value was not exceeded at any of the monitoring station, but the long-term objective for this parameter

was exceeded at all Danish stations (maximum daily 8-hours mean ozone concentration must not exceed $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). The target value entered into force in 2010 while the long-term objective has not entered into force and the date for this has not yet been decided. The information threshold of $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ was exceeded once at monitoring stations on Zealand and Funen.

Measurements of volatile organic compounds at the urban background monitoring station in Copenhagen showed concentration levels between $0.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for the selected 17 different compounds. Volatile organic compounds can act as precursors for the formation of ozone, and the aim of these measurements is to improve the general understanding of the ozone formation at a European level. The formation of ozone in Denmark is in general small due to moderate solar radiation. Ozone pollution in Denmark is mainly the result of long-range transport of pollutants from other European countries south of Denmark. The annual average concentrations for most of the measured volatile organic compounds have been reduced significantly since 2010.

Measurements of the concentrations of particle bound polycyclic aromatic hydrocarbons were performed at H.C. Andersens Boulevard, Copenhagen and at the suburban monitoring station at Hvidovre. The annual average concentrations of benzo[a]pyrene were $0.25 \text{ ng}/\text{m}^3$ and $0.28 \text{ ng}/\text{m}^3$ at H. C. Andersens Boulevard and Hvidovre, respectively. The target value for benzo[a]pyrene ($1 \text{ ng}/\text{m}^3$) was not exceeded in 2019. The annual average concentrations have been reduced with about 40% at H.C. Andersens Boulevard since 2008.

The levels of sulphur dioxide, heavy metals have decreased for more than two decades and the concentrations are now far below the limit values. The limit values for benzene and carbon monoxide are not exceeded and the levels have been decreasing for the last decades.

Figure 3 gives an overview of the air quality in Denmark in relation to the EU limit and target values.

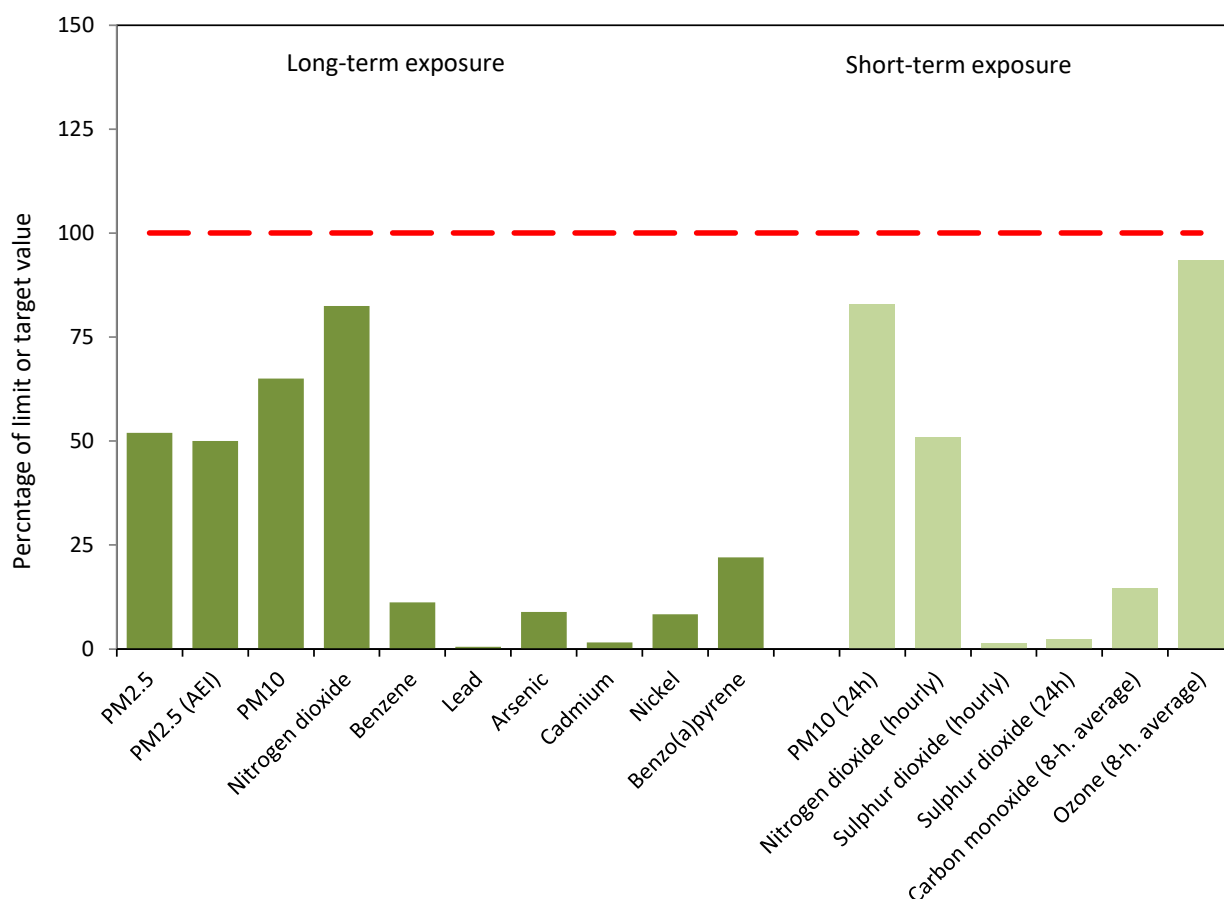


Figure 3. Overview on the Danish compliance with EU's short and long-term limit and target values (EU, 2004; EU, 2008). The long-term limit and target values are based on annual average concentrations while the long-term limit and target values are based on hourly, diurnal or 8-hourly averages. Limit and target values are set to 100% and the measured concentrations are given in percentage of the limit or target value. It is the highest concentrations measured at any monitoring stations that are used and hence it is clear that there are no measured exceedances of the limit and target values in Denmark. PM_{2.5} (AEI) is the Average Exposure Indicator that is calculated as the annual average of PM_{2.5} measured in urban background in Copenhagen, Aarhus and Aalborg.

As a new feature, this report presents results from a detailed analysis of the chemical content of PM_{2.5} in regional background at Risø/Roskilde, urban background in Copenhagen and at the most polluted street monitoring station in Denmark (H.C. Andersens Boulevard, Copenhagen). This analysis shows that only about 25% of PM_{2.5} at H.C. Andersens Boulevard originates from sources in Copenhagen, while about 75% of PM_{2.5} originates from sources in foreign countries and sources in the remaining part of Denmark.

Health effect and external economic cost of air pollution in Denmark

Model calculations show that air pollution causes about 4,600 premature deaths in Denmark in 2019 and a large number of other negative health effects. This is about 10% more compared to the reporting for 2018. This higher number of premature deaths are due to updates in the emission inventories, meteorological data and an improved method for calibration of the model calculations. The higher number is therefore not due to higher air pollution. Recalculations of the entire data series back to 1990 shows a decrease in the health effects due to air pollution. In 1990, about 8,200 premature deaths were due to air pollution in Denmark and this number has decreased with about 43% to 4,600 premature deaths in 2019.

The total health related external costs for Denmark have been calculated to 85 billion DKK for 2019 (in 2016-prices). The cost was about 115 billion DKK in 1990 and hence the cost has decreased with about 25% since 1990.

A detailed analysis of the source of the health effects and external costs in Denmark have been carried out in connection to this reporting. This analysis shows that about 1,100 premature deaths are due to emission of air pollution in Denmark. This corresponds to about 24% of the total number of premature deaths. The remaining 76% are due to emissions outside Denmark. The same pattern is seen for the external costs. The model calculations shows also that Danish sources are responsible for about 2,000 premature deaths in foreign countries.

Figure 4 shows the contributions from the main source categories to the number of premature deaths in Denmark. The most important Danish source are non-industrial combustion (mainly household warming based on wood burning) that are responsible for about 440 premature deaths in Denmark corresponding to 39% of the total number of premature deaths due to Danish sources.

The contribution from Danish sources accounts for a much lower share when the number of premature deaths are seen relative to the entire air pollution in Denmark. This is because the Danish sources only account for about 24% of the number of premature deaths due to the entire air pollution in Denmark. Table 1 presents the relative contributions from Danish sources calculated relative to both the number of premature deaths from Danish sources and relative to the number of premature deaths from the entire air pollution in Denmark.

The health effects and external costs from cruise ship emissions in Copenhagen and Aarhus has been calculated. These calculations show that cruise ship emissions are responsible for three premature deaths annually and external costs of around 50 million DKK.

The uncertainties on the calculations of health effects and external costs are significant. Leading international researchers have estimated that the uncertainties on their calculations are about $\pm 50\%$ (Lelieveld et al., 2019). DCE estimates that the uncertainties on the model calculations of health effects and external costs presented in this report are on the same level.

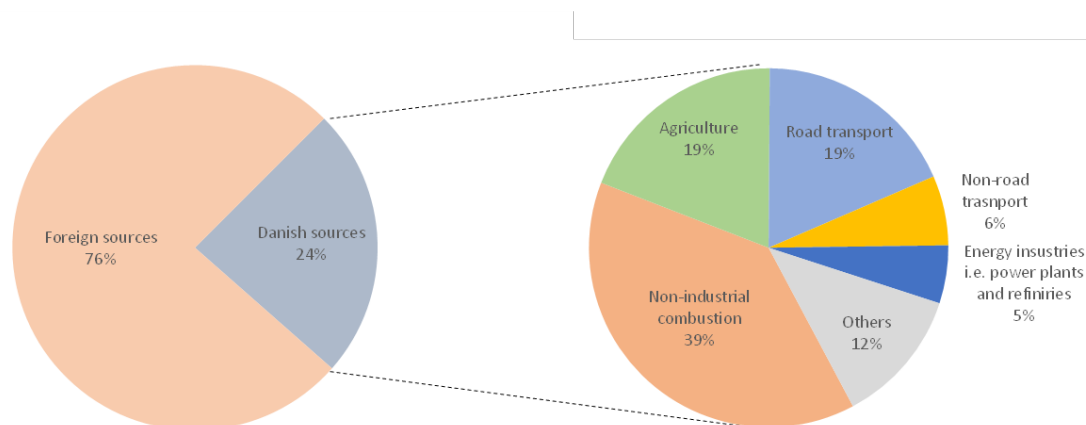


Figure 4. Contribution from Danish and foreign source to the annual number of premature deaths in Denmark (left) and contributions from Danish sources to the annual number of premature deaths in Denmark (right). For the Danish sources, the five most important categories are shown while the remaining are collected under "Others".

Table 1. Table 1. Relative contributions from Danish sources to the number of premature deaths in Denmark calculated relative to both the number of premature deaths from Danish sources and relative to the number of premature deaths from the en-tire air pollution in Denmark (includes Danish, foreign and natural sources).

Category	SNAP codes	Share of premature deaths relative to air pollution from Danish sources	Share of premature deaths relative to the total air pollution in Denmark
		%	%
Energy industries i.e. power plants and refineries	1	5	1
Non-industrial combustion	2	39	9
<i>Commercial and institutional</i>	<i>201</i>	<i>1</i>	<i>0</i>
<i>Households</i>	<i>202</i>	<i>35</i>	<i>9</i>
<i>Agriculture, forestry and aquaculture</i>	<i>203</i>	<i>2</i>	<i>1</i>
Manufacturing industries and construction	3	3	1
Industrial processes	4	3	1
Energy - fugitive emissions from fuels	5	1	0
Use of solvents and products	6	2	0
Road transport	7	20	5
<i>Exhaust</i>	<i>701-706</i>	<i>14</i>	<i>3</i>
<i>Non-exhaust</i>	<i>707-708</i>	<i>6</i>	<i>2</i>
Non-road transport	8	6	2
Waste	9	1	0
Agriculture	3b,d,f-i	19	5
Total		100	24

As a final remark, it is noticed that the Danish Energy Agency on 9 December 2020 has published their status on energy consumption in Denmark in 2019 (<https://ens.dk/service/statistik-data-noegletal-og-kort/maanedlig-og-aarlig-energistatistik>). Here, the Danish Energy Agency has revised the statistics for wood combustion. The revised data shows that the annual wood combustion decreases with 35% from 2016 to 2019, which is a much larger decrease than previously. It has not been possible to include these new data in this report since the model calculations was carried out before December 2020. As a consequence, the presented results for the emissions and health impacts from wood combustion is most likely overestimated. The changes in the use of wood combustion will be included in the calculations for the coming reporting for 2020.

1. Indledning

Den danske overvågning af luftkvalitet er i dag samlet i Delprogram for luft under det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA). Overvågningsprogrammet består af to dele med fokus på henholdsvis den helbredsskadelige effekt af luftforurening og på luftforureningens påvirkning af vandmiljø og natur. Resultaterne fra overvågningsprogrammet præsenteres årligt i form af to årsrapporter, hvor nærværende rapport præsenterer resultater med fokus på den helbredsskadelige effekt af luftforureningen. Den anden rapport (Atmosfærisk deposition 2019) har fokus på overvågning af tilførslen af luftforurening til vandmiljøet og naturen. Rapporten om den atmosfæriske deposition forventes offentliggjort i januar 2021 i sammenhæng med den øvrige rapportering under NOVANA.

DCE – Nationalt center for miljø og energi udfører overvågningen af luftkvalitet for Miljøstyrelsen, Miljø- og fødevareministeriet. Overvågning udføres i overensstemmelse med bekendtgørelse Nr. 851 fra den 30. juni 2020 fra Miljø- og fødevareministeriet, som implementerer EU's to luftkvalitetsdirektiver (EU, 2004; EU, 2008) i dansk lovgivning.

DCE står for gennemførelse af målingerne og driften af overvågningsnetværket samt den nationale og internationale rapportering af data fra overvågningsprogrammet. Selve driften af overvågningsnetværket foretages i et samarbejde med Københavns -, Aarhus -, Aalborg - og Odense Kommune.

Overvågning af luftkvalitet i relation til den helbredsskadelig effekt af luftforureningen har i dag følgende hovedformål:

- Dokumentation af status for luftkvaliteten i Danmark, herunder vurdering af overholdelse af EU's luftkvalitetskriterier angivet i de to luftkvalitetsdirektiver (EU, 2004; EU 2008). Luftkvalitetskriterierne er angivet i form af grænseværdier, målværdier, langsigtet målsætning og nationalt reduktionsmål, hvor grænseværdierne er de juridisk set mest bindende. De danske luftkvalitetskriterier er identiske med EU's.
- Overvågning af udviklingstendensen for de forskellige luftforureningskomponenter. Dette er navnlig vigtigt, da det på denne baggrund er muligt at vurdere effekten af de miljøtiltag, som gennemføres på både nationalt og internationalt niveau.
- Information til befolkningen om luftkvalitet og varsling i tilfælde af overskridelse af EU-direktivernes varslingsgrænser (primært ozon).
- Dokumentation af de helbredsskadelige effekter af luftforureningen og de samfundsmæssige omkostninger som følge af de helbredsskadelige effekter.

Overvågningsprogrammet omfatter alle de vigtigste luftforureningskomponenter af relevans for vurdering af de helbredsskadelige effekter af luftforureningen. Dette drejer sig om følgende:

Gasser: Kvælstofdioxid og kvælstofoxiderne, kulmonoxid, svovldioxid, flygtige organiske forbindelser og ozon.

Luftbårne partikler: Partikler med diameter under 2,5 µm og 10 µm (PM_{2,5} og PM₁₀) og partikelantal. Endvidere indgår elementært kulstof, organisk stof, metaller og tungmetaller, polycykliske aromatiske kulbrinter og benz[a]pyren samt de vigtigste uorganiske ioner.

Overvågningen gennemføres ved at udnytte den synergi, der opnås ved at integrere overvågningsmålinger med resultater fra modelberegninger med DCE's luftkvalitetsmodeller. Målingerne er essentielle for at dokumentere status ved målestationerne og måling af udviklingstendenserne samt viden om kildebidraget til de målte koncentrationer. Modelberegningerne har deres styrke i forhold til kortlægning af luftkvaliteten for større geografiske områder samt vurdering af kilderne til luftforureningen. Vurdering af helbredseffekterne og de heraf følgende økonomiske omkostninger er ligeledes baseret på modelberegninger.

Dette års rapport har gennemgået en større gennemskrivning og inddrager to større nye delelementer:

- Rapporten giver en kortfattet gennemgang af de seneste resultater fra de nationale opgørelser over udledningerne af luftforureningen. Det er ligeledes DCE, som har ansvaret for udarbejdelse af opgørelserne (Nielsen et al., 2020).
- Resultater fra beregning af kilderne til helbredseffekterne af luftforureningen og de økonomiske konsekvenser af disse. Disse beregninger er finansieret særskilt af Miljø- og fødevareministeriet.

I de følgende kapitler gennemgås resultaterne for hver luftforureningskomponent eller gruppe af luftforureningskomponenter. Hvert kapitel indledes med en kort status for udledningerne og udviklingstendenserne for disse. Herefter gennemgås status for luftkvalitet og ændringerne af denne. Og endeligt afsluttes kapitlet med præsentation af modelresultater for luftforureningskomponenterne. Dog bliver der ikke lavet modelberegninger for alle luftforureningskomponenter.

Det sidste kapitel præsenterer resultaterne fra beregning af helbredseffekterne af luftforureningen og de økonomiske effekter af disse. Dette kapitel omfatter også resultater fra beregning af kilderne til helbredseffekterne. Inden præsentationen af selve resultaterne gives en kort introduktion til opgørelserne af udledningerne, målenetværket, målemetoderne og modelberegningerne.

1.1 Opgørelse af udledninger

I forbindelse med konventionen om langtrækkende grænseoverskridende luftforurening samt EU's direktiv om nationale emissionslofter (EU, 2016) har Danmark en forpligtelse til årligt at opgøre udledninger af en række luftforurenende stoffer. Opgørelserne følger internationalt vedtagne retningslinjer, herunder de tekniske retningslinjer i den fælleuropæiske guidebog (EEA, 2019).

Udledningerne opgøres for alle menneskeskabte kilder og baserer sig på statistiske data for aktivitetsniveau, fx energistatistikken og landbrugsstatistikken samt udledningsfaktorer som baserer sig på national eller international forskning. Opgørelserne dokumenteres i en årlig rapport, som beskriver datagrundlag, metoder og resultater (Nielsen et al., 2020).

Udledningerne rapporteres for en række internationalt definerede sektorer. For at præsentere resultaterne overskueligt i denne rapport er de aggregeret til nogle få overordnede kategorier, se tabel 1.1.

Tabel 1.1. Oversigt over inddelingen af udledningerne i hovedkategorier samt underkategorier for Ikke-industriel forbrænding og vejtransport.

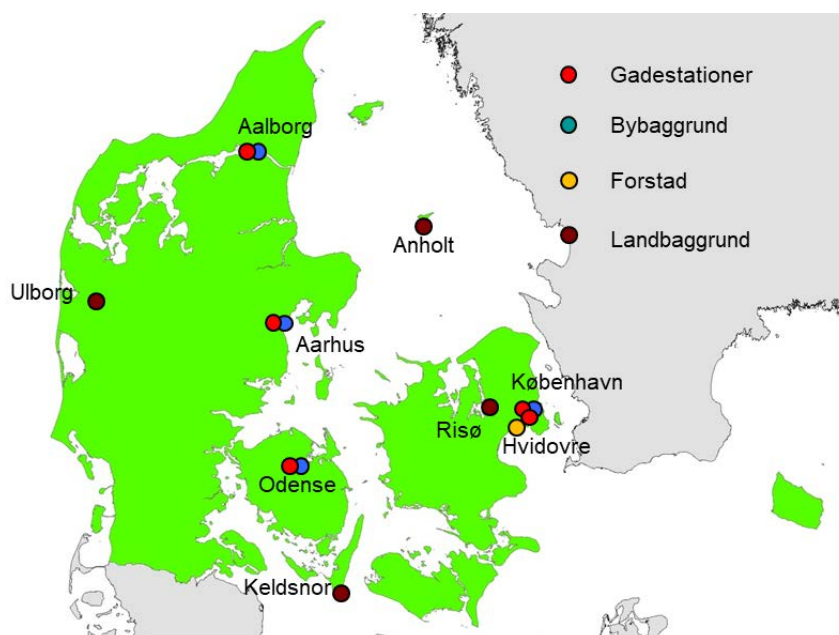
Kategori	Beskrivelse
Energiindustri	Kraftvarmeværker, raffinaderier og energiforbrug til udvinding af olie og gas
Ikke-industriel forbrænding	Stationær forbrænding i nedenstående kategorier
- handel og service	fx hospitaler, universiteter
- husholdninger	fx brændeovne, oliefyr, naturgasfyr
- landbrug, skovbrug og akvakultur	fx gartnerier, opvarmning af stalde
Fremstillingsvirksomhed og byggeri	Stationær forbrænding i industrien
Industrielle processer	Procesrelaterede udledninger, som ikke stammer fra forbrænding
Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	Fordampning i forbindelse med olie-/gasproduktion, tab af gas i forbindelse med transport og lagring, partikeludledning fra lagring af kul
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	Udledninger fra fx anvendelse af rengøringsprodukter, maling, fyrværkeri og stearinlys
Vejtransport	Transport på det danske vejnet
- Udstødning	Udledninger fra køretøjernes udstødning
- Ikke-udstødning	Fordampning fra brændstoftanke, slid på dæk, bremses og vejbelægning
Ikke-vejgående transport	Søfart, fiskeri, luftfart, jernbane, maskiner og redskaber i industri, landbrug og husholdninger
Affald	Lossepladser, kompostering, spildevandshåndtering, ildebrande
Landbrug	Udledninger fra dyr, gødningshåndtering samt markarbejde

Der er udarbejdet tidsserier for udviklingen i udledningerne, som for alle luftforureningskomponenter går tilbage til 1990. Enkelte går længere tilbage, for eksempel tidsserien for svovldioxid, som går tilbage til 1980. De nationale opgørelser bliver årligt forbedret på basis af ny internationalt anerkendt viden. Opgørelserne for 2018 blev også forbedret på visse områder, hvilket er dokumenteret i Nielsen et al. (2020). I forbindelse med forbedringer af opgørelserne bliver hele tidserien genberegnet, således at der forligger konsistente tidsserier for udledningerne.

Baseret på opgørelserne foretages en geografisk fordeling af udledningerne som input til modelberegningerne. Dette foretages i SPREAD-modellen (Plejdrup et al., 2018), der fordeler udledningerne på et 1 km x 1 km gitternet for det danske territorie.

1.2 Målenetværk

Det danske netværk af luftkvalitetsmålestationer er designet til at opfylde nationale og internationale krav til overvågning af luftkvalitet og afsætningen af luftforurening til vandmiljø og natur. Alt i alt indgår 18 målestationer i det danske netværk, hvoraf de 14 anvendes i forbindelse med overvågningen i relation til helbredseffekterne af luftforureningen i 2019 (Figur 1.1). Det er kun disse 14, som vil blive omtalt i det følgende.



Figur 1.1. Målestationerne i Delprogram for luft under NOVANA. Det er kun de målestationer, hvor der måles luftforurening i relation til human sundhed, som vises på kortet. Kortet viser i alt 14 målestationer, men kun målinger fra 14 stationer er anvendt her, idet gademålestationen i Aalborg først blev genetableret i november 2019, og målinger herfra indgår derfor ikke i denne rapport.

Målestationerne er inddelt i fire kategorier:

Landbaggrundsmålestation: Målestationer placeret uden for byerne i et område uden store lokale kilder.

Forstadsmålestation: Målestationer placeret i typisk forstadsområde eller parcelhusområde, hvor der kan være et betydeligt bidrag fra brændefyring.

Bybaggrundsmålestation: Målestationer placeret i byområder i en vis afstand fra lokale kilder, herunder vejtrafik. I Danmark er disse målestationer placeret på et højt tag eller i forbindelse med en park.

Gademålestation: Målestationer placeret i stærkt trafikeret gade.

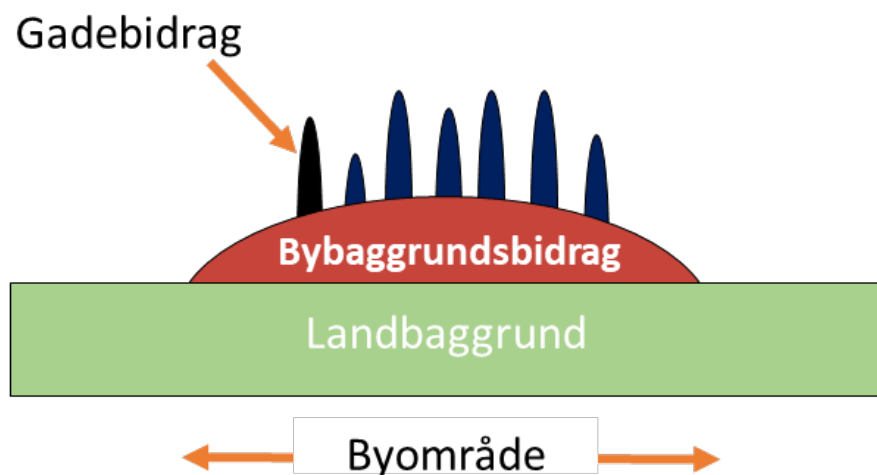
Denne organisering af målestationerne gør det muligt at få viden om kilderne til luftforureningen (Figur 1.2). Landbaggrundsmålestationerne giver viden om den langtransporterede luftforurening og angiver den andel af luftforurening, som bliver transporteret med vinden ind til byerne.

Ved at se på forskellen mellem koncentrationer målt ved forstadsmålestationen kan der opnås viden om det ekstra bidrag til luftforurening, som stammer fra kilder i forstadsområder, for eksempel fra boligopvarmning fra brug af brændefyring.

Forskellen mellem koncentrationer ved bybaggrundsmålestation og landbaggrundsmålestation angiver det, der kaldes bybaggrundsbidraget og forskellen mellem koncentrationerne ved gademålestation og bybaggrundsmålestation angiver gadebidraget.

Denne måde at betragte de forskellige bidrag til luftforureningen på er ikke eksakt, og skal mest betragtes som en konceptuel model til forståelse af de

forskellige kilders bidrag til luftforureningen på landet, i forstaden, i bybaggrunden og på gadeniveau.



Figur 1.2. Skitse af de forskellige bidrag til luftforureningen. Luftforureningen på en trafikeret gade består af bidraget fra landbaggrund plus bybaggrundsbidraget og gadebidraget. Landbaggrund består for en stor del af langtransporteret luftforurening og betegnes ofte også som den regionale baggrund.

Målestationerne er af meget forskellig i størrelse og antal målte parametre. Målestationen på H.C. Andersens Boulevard er den største målestation, hvor næsten alle parametre måles. Tilsvarende måles næsten alle parametre ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Denne tilgang er valgt for så vidt muligt at opnå et komplet billede af luftforureningen ved disse to nøglemålestationer. Lige så vigtigt har det været at sikre en god opfyldelse af kravene opstillet i EU's luftkvalitetsprogram og at sikre en god geografisk dækning af Danmark med placering af målestationer og fordelingen af målte parametre. Tabel 1.2 giver et samlet overblik over målingerne ved de 14 målestationer.

Tabel 1.2. Oversigt over de målte parametre ved de forskellige målestationer. Målingerne af elementært kulstof og partikelantal ved bybaggrundsmålestationen i København gennemføres via et særskildt projekt for Miljøsytrelsen.

Målestation	Kvælstofdioxid og kvælstofoxider	Kulmonooxid	Svovldioxid	Flygtige organiske forbindelser	Benzen, toluen og xylener	Ozon	Fine partikler (PM _{2,5})	Fine+grove partikler (PM ₁₀)	Partikelantal	Elementært kulstof	Organisk kulstof	Metaller/tungmetaller	Polycykliske aromatiske kulbrinter/benz[a]pyren	Uorganiske ioner
<i>Gade</i>														
København, H.C.A. Boulevard	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
København, Jagtvej	x	x			x		x	x						
Odense, Grønløkkevej	x	x						x						
Aarhus, Banegårdsgade	x	x					x	x						
Aalborg, Vesterbro*	x	x	x				x					x		
<i>Bybaggrund</i>														
København, H.C. Ørsted Institut	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x		
Odense, Rådhus	x					x								
Aarhus, Botanisk Have	x					x	x							
Aalborg, Østerbro	x					x	x							
<i>Forstad</i>														
Hvidovre	x						x		x	x	x		x	
<i>Landbaggrund</i>														
Risø	x	x				x	x	x	x	x	x	x		x
Anholt	x											x		
Keldsnor	x					x		x						
Ulborg	x					x								
Samlet antal	14	7	2	1	3	8	9	7	4	4	3	5	2	1

*Målingerne begyndte november 2019, så derfor er tidsserien for kort til at blive anvendt i denne rapport

1.3 Målemetoder

Målingerne af de forskellige luftforureningskomponenter foretages så vidt muligt med de referencemetoder, som er fastlagt i EU's luftkvalitetsdirektiver. Enkelte målinger udføres med alternative metoder, som dog er veldokumenterede og internationalt anerkendte. DCE er akkrediteret af DANAK i henhold til ISO 17025 (version 2017) til udførelse af hovedparten af målingerne. Tabel 1.2 giver en oversigt over de anvendte metoder.

Tabel 1.3. Oversigt over anvendte metoder.

Luftforureningskomponent	Metode
<i>Gasser</i>	
Kvælstofdioxid og kvælstofoxider	NO _x -monitor, kemiluminescens (online data)
Ozon	O ₃ -monitor, UV-absorption (online-data)
Kulmonooxid	CO-monitor IR-absorption (online data)
Svovldioxid	SO ₂ -monitor, UV-fluorescens (online data)
Benzen, toluen og xylener	Passiv opsamling og analyse med GC-MS
Flygtige organiske forbindelser	Opsamling på pakkede-rør og analyse med GC-MS**
<i>Partikler</i>	
Fine partikler (PM _{2,5})	Opsamling af PM _{2,5} på partikelfilter (low volume sampling) og gravimetrisk måling af partikelmasse
Fine+probe partikler (PM ₁₀)	Opsamling af PM ₁₀ på partikelfilter (low volume sampling) og gravimetrisk måling af partikelmasse
Partikelantal (41 nm - 478/550 nm)	Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS)
Elementært kulstof	Opsamling af PM _{2,5} på partikelfilter (low volume sampling) og termooptisk analysemetode
Organisk kulstof	Opsamling af PM _{2,5} på partikelfilter (low volume sampling) og termooptisk analysemetode
Metaller og tungmetaller*	Opsamling på partikelfilter (low volume sampling, PM ₁₀) og ICPMS-analyse
Polycykliske aromatiske kulbrinter og benz[a]pyren	Opsamling af PM ₁₀ på partikelfilter (high volume sampling) og analyse med LC-MS
Uorganiske ioner	Opsamling af PM _{2,5} på partikelfilter (low volume sampling) og analyse med ionchromatografi

*Ved landbaggrundsmålestationer opsamles total suspended particulate (op til 14-20 µm)

**Rørene er pakket med Carbopack X.

Ud over ovennævnte metoder anvendes ligeledes TEOM-instrumenter (Tapered-Element Oscillating Microbalance) til måling af partikelindholdet (PM_{2,5} og PM₁₀) med høj tidsopløsning (timemiddelværdier). Disse målinger anvendes til on-line information af befolkningen og indgår ikke ved vurdering af overskridelse af grænseværdierne, da målingerne har væsentlig større usikkerhed end målingerne udført ved hjælp af referencemetoden.

1.4 Modelberegninger

I overvågningsprogrammet suppleres de kontinuerte målinger af luftforureningen med modelberegninger af luftkvalitet for kvælstofdioxid og partikler (PM_{2,5}, og PM₁₀) for en række udvalgte gadestrækninger i København og Aalborg. Disse modelberegninger foretages på lokalskala, som inddrager den regionale luftforurening, samtidigt med der tages hensyn til lokale forhold for den enkelte gadestrækning. Der laves også modelberegninger for ozon på national skala (også betegnet regional skala). Målet med disse modelberegninger er at få en bedre geografisk dækning end det, der kan opnås alene på basis af de 13 målestationer. Herved opnås en

bedre vurdering af overholdelse af EU's grænse- og målværdier for kvælstofdioxid, partikler og ozon.

I denne rapport bliver der endvidere præsenteret resultater fra beregninger af kilderne til luftforureningen i Danmark. Disse beregninger udføres ved at "slukke" for udledningerne fra de enkelte kilder til udledninger i modellen. Ved at se på forskellen mellem modelresultaterne fra den normale modelberegning med alle kilder og modelberegning uden fx dansk vejtransport, kan man beregne bidraget fra dansk vejtransport til den samlede luftforurening i Danmark.

Modelberegningerne bliver gennemført med en kæde af modeller, som trinvist giver en større og større geografisk opløsning af resultaterne, således at modelberegningerne spænder fra at dække hele den nordlige halvkugle og ned til den enkelte gadestrækning. I forbindelse med overvågningsprogrammet anvendes dog kun data fra national skala og ned til lokalskala i gaderne, men bidraget fra kilder uden for Danmark er dermed inkluderet.

Modellerne er integreret i det samlede modelsystem DEHM/UBM/AirGIS (også kaldt Thor), som er grundigt beskrevet i en række internationale publikationer og på DCE's hjemmesider (Brandt et al. 2000, 2001 og 2003; <http://www.au.dk/THOR>). Modelsystemet består af følgende delelementer:

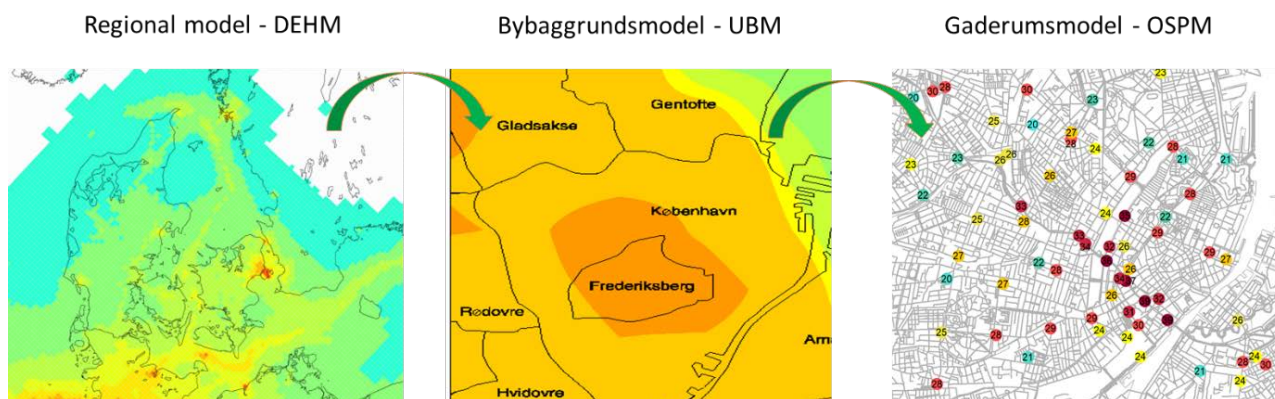
DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model): Denne model dækker hele den nordlige halvkugle og anvendes til beskrivelse af luftforureningen på stor geografisk skala. Modelberegningerne inkluderer beskrivelse af udledningerne, den atmosfæriske transport, de kemiske og fysiske processer i atmosfæren samt afsætning af luftforureningen på land- og vandoverflader. Modellen er opdelt i fire niveauer med stigende geografisk opløsning. For den nordlige halvkugle anvendes en geografisk opløsning med gitterceller på 150 km x 150 km (niveau 1), mens der for selve Danmark anvendes den højeste geografisk opløsning med gitterceller på 5,6 km x 5,6 km (niveau 4). Det er resultater for niveau 4, som anvendes i forbindelse med modelberegningerne præsenteret i denne rapport. Modellen dækker de nederste 15 km af atmosfæren og indeholder et omfattende kemisk modul til beregning af de relevante kemiske reaktioner i den lavere del af atmosfæren. Modellen er dokumenteret i Christensen (1997), Brandt et al. (2012) og på <http://au.dk/DEHM>.

UBM (Urban Background Model): Oprindeligt var denne model kun beregnet til at beskrive luftforureningen i baggrundsområder i byer, men i de senere år er modellen blevet udvidet til at dække hele Danmark. Modellen gør det muligt at opnå en endnu bedre geografisk opløsning end med DEHM. UBM har en geografisk opløsning på 1 km x 1 km, som giver en god beskrivelse af luftforureningen i både by- og landområder. Modellen beskriver spredningen af luftforureningen fra lokale kilder (indenfor 25 km's radius) og indeholder en beskrivelse af de kemiske reaktioner, som det er nødvendigt at inkludere på denne skala. Resultater fra DEHM indgår som input til UBM. UBM er i de senere år blevet væsentlig forbedret i forhold til beskrivelse af de fysiske processer og håndtering af udledningerne (areal- og punktkilder), således at modellen i dag giver væsentligt mere realistiske resultater i sammenligning med målinger. Modellen er dokumenteret i en række artikler (Brandt et al., 2001; 2003; Berkowicz (2000b), og på <http://au.dk/UBM>.

OSPM® (Operational Street Pollution Model): Som sidste led i modelkæden beregner OSPM® (www.au.dk/ospm) luftkvaliteten i 2 meters højde ved husfacaderne for udvalgte gadestrækninger. OSPM beskriver simple kemiske reaktioner, som er relevant i gaderummet, indflydelsen af de omgivende bygninger på spredningen af luftforurening, samt effekten af den atmosfæriske og den trafikskabte turbulens. Modellen baseres på detaljerede trafikinformationer om trafikintensitet, køretøjs sammensætning, rejsehastighed og detaljerede udledningsfaktorer fra trafikudledningsmodellen COPERT 5. Resultater fra UBM indgår som input til OSPM. Modellen er dokumenteret i Berkowicz (2000a) og Ketzal et al. (2012).

AirGIS: Denne del af modelkæden anvendes til at håndtere de mange inputdata til beregningerne med OSPM. Det drejer sig om trafikmængder og rejsehastigheder samt gadegeometrien for de udvalgte gader. Gadegeometrien bliver genereret med AirGIS modellen, som benytter en GIS-vejdatabase sammen med trafikdata, GIS-bygningsomrids med bygningshøjder samt adressepunkter (Jensen et al., 2001; 2009; 2017; Khan et al., 2019; <http://au.dk/AirGIS>).

Modelsystem bliver ligeledes anvendt til at beregne koncentrationer af luftforurening på alle 2,4 millioner bopælsadresser i Danmark. Disse modelberegninger indgår også i Delprogram for luft under NOVANA, hvor der skal laves nye opdaterede beregninger for 2019. Datasættet for de hidtidige modelberegninger for 2012 er offentligt tilgængeligt på et online kort (luftenpaadinvej.au.dk; Jensen et al., 2017). Resultaterne for de opdaterede beregninger forventes offentliggjort primo 2021 på samme online kort.



Figur 1.3. Illustration af koblingen mellem modellerne. Den regionale model (DEHM) dækker hele den nordlige halvkugle. For området omkring Danmark udføres beregningerne for et net af gitterceller med størrelse på 6 km x 6 km. Data fra DEHM overføres til bybaggrundsmodellen (UBM), som dækker Danmark med et net af gitterceller på 1 km x 1 km. Data fra UBM overføres til gaderumsmodellen (OSPM), hvor der udføres modelberegninger helt op til lokalskala for de enkelte gadestrækninger. Figuren til højre viser et udsnit af de 98 beregnede gadestrækninger i København.

Alle modellerne kræver en række input-data, hvoraf de vigtigste er følgende:

Meteorologiske datasæt: For at kunne simulere de meteorologiske forhold med modellerne kræves omfattende meteorologiske datasæt. Disse datasæt bliver genereret med den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecasting Model) opsat for de samme områder som DEHM-modellen. WRF er udviklet af National Center for Atmospheric Research, USA (NCAR) (Se Skamarock et al. (2008) for detaljer).

Udledninger: Data om udledningerne baseres på hovedsageligt på den Danske nationale emissionsopgørelse for 2018 fra DCE (<https://envs.au.dk/en/research-areas/air-pollution-emissions-and-effects/air-emissions/>; Nielsen et al., 2020) og internationale emissionsopgørelser for 2017 fra EMEP (www.emep.int). Emissionerne er geografisk fordelt ud fra forskellige geografiske fordelingsnøgler med SPREAD-modellen. Udledningerne for skibstrafik i nærheden af Danmark baseres på en opdatering af en særskilt opgørelse som DCE oprindeligt udarbejdede med høj geografisk opløsning i 2009 (Olesen et al., 2009).

Trafikdata: Modelberegningerne med OSPM kræver detaljerede data om trafikken på den enkelte gadestrækning (trafikmængde, hastighed, køretøjssammensætning m.m.). Hvert år opdateres trafikdata på basis af de nyeste data fra Københavns Kommune og Aalborg Kommune vedrørende årsdøgntrafikken (ÅDT) og køretøjssammensætning (i kategorierne: personbiler, varebiler, lastbiler <32t, lastbiler >32t, busser). Trafikdata er så vidt muligt baseret på automatiske eller manuelle trafiktællinger på den enkelte gadestrækning.

Modellsystemet opdateres lejlighedsvist i forbindelse med forskningsfremskridt på området, og når der foreligger nyt forbedret datagrundlag. I forbindelse med modelberegningerne for 2019 har det været nødvendigt at fortage følgende opdateringer:

- *Meteorologiske inputdata.* Den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecasting Model), som anvendes til at drive modellsystemet er opdateret fra version 3.9 til version 4.1. De nødvendige globale meteorologiske data der bruges som input til WRF, er nu baseret på ERA5 re-analysedata med $0,2^\circ \times 0,2^\circ$ geografisk opløsning, mens der tidligere blev brugt ERAInterim-data med $0,75^\circ \times 0,75^\circ$ opløsning.
- Emissionsmodul i OSPM er opdateret til COPERT 5-emissionsmodel.

De anvendte modeller er som nævnt ovenfor valideret og dokumenteret i en række internationale videnskabelige publikationer. Modellerne har høj international standard, hvilket blandt andet kan ses ved, at DEHM nu er en del af det europæiske samarbejde Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS), hvor det kun er de bedste europæiske modeller, der indgår. Dette samarbejde leverer kvalitetskontrollerede operationelle luftkvalitetsprognoser for Europa (<https://atmosphere.copernicus.eu/>).

Kvaliteten af resultaterne fra modelberegningerne vurderes løbende ved sammenligning mellem model- og måleresultater (Bilag 1). På basis af denne sammenligning vurderes også behovet for en eventuel justering af modelresultaterne, således at der opnås forbedret overensstemmelse mellem modelresultater og målinger. For 2019 er der ikke foretaget justering af resultaterne for beregning af årsmiddelværdier for kvælstofdioxid. Til gengæld er der gennemført en justering for partikelforureningen ($PM_{2,5}$ og PM_{10}), hvilket hænger sammen med, at det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at inkludere alle partikulære luftforureningskomponenter i modelberegningerne.

Bilag 1 giver en mere udførlig gennemgang af modelberegningerne, herunder yderligere detaljer om input-data anvendt for dette års modelberegninger. Endvidere præsenteres data fra kalibrering, justering og dokumentation af modelberegningernes kvalitet.

1.5 Helbredseffekter og økonomiske omkostninger som følge af luftforureningen

Modelberegninger af helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening har været en vigtig del af overvågningsprogrammet siden 2016. Disse beregninger foretages med EVA-modelsystemet (Economic Valuation of Air Pollution), som baseres på den såkaldte Impact-pathway-metode (Figur 1.4), hvor følgende trinvis beregninger gennemføres:

Detaljerede informationer om udledninger anvendes til beregning af luftkoncentrationerne. Disse beregninger gennemføres med de to modeller DEHM og UBM, som er beskrevet i afsnit 1.4.

De beregnede luftkoncentrationer kombineres med befolkningsdata, så befolkningens eksponering for luftforureningen kan opgøres. Befolkningsdata for Danmark baseres på data fra CPR-registret for 2017.

Herefter benyttes eksponerings-responsfunktioner til at beregne helbredseffekterne af luftforureningen. Der anvendes en række eksponerings-responsfunktioner, som hver for sig beskriver sammenhængen mellem de enkelte helbredseffekter og eksponeringen for de forskellige luftforureningskomponenter. Modelsystemet baseres på internationalt anerkendte eksponerings-responsfunktioner udarbejdet i regi af WHO (WHO, 2013).

Endeligt beregnes de eksterne omkostninger af luftforureningen ud fra en økonomisk værdisætning af de forskellige helbredseffekter, som er inkluderet i EVA-modellen.

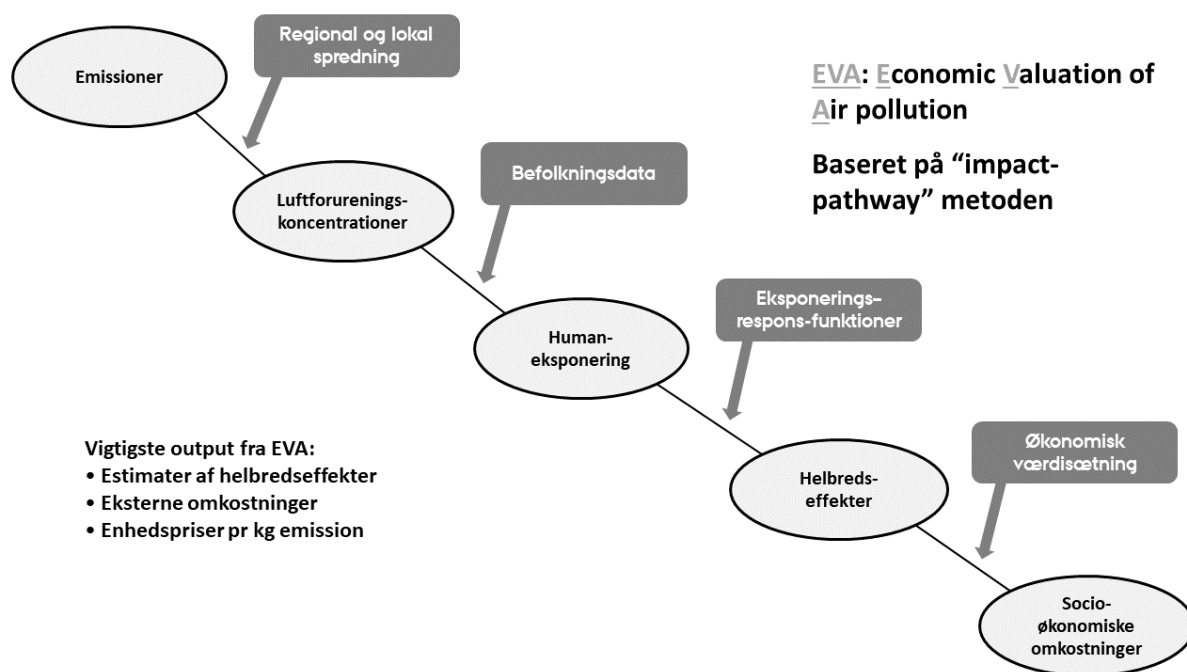


Figure 1.4. Illustration af impact-pathway-metoden som anvendes i EVA-modelsystemet.

Modelsystemet blev væsentligt opdateret i forbindelse med modelberegningerne for 2018, hvilket er beskrevet i Ellermann et al. (2019) og Andersen et al. (2019), som også giver flere detaljer om eksponerings-responsfunktionerne. De vigtigste opdateringer drejede sig om:

- EVA-modelsystemet blev udvidet med de direkte helbredseffekter fra eksponering for kvælstofdioxid og akutte effekter fra de fine partikler (Andersen et al., 2019).
- Modelberegningerne af de økonomiske omkostninger blev væsentligt opdateret ved at inkludere den opdaterede økonomiske værdisætning for statistisk liv. Denne værdisætning er udarbejdet af Det Økonomiske Råd (DØRS, 2016) og Finansministeriet (2017).

EVA-modelsystemet og de forskellige elementer i beregningerne er grundigt dokumenteret i Brandt et al. (2015, 2016). Beskrivelsen af de individuelle helbredseffekter i EVA-modelsystemet er dokumenteret i Brandt et al. (2013a;b) og Bønløkke et al. (2011) og de økonomiske værdisætninger er beskrevet og dokumenteret i Andersen et al. (2004, 2019) og Bach et al. (2006). Systemet er også sammenlignet med andre tilsvarende modeller i internationale studier (Anenberg et al., 2016; Lehtomaki et al., 2020).

2. Kvælstofdioxid, NO₂ og kvælstofmonooxid, NO_x

Kvælstofoxider (NO_x) er summen af kvælstofdioxid (NO₂) og kvælstofmonooxid (NO). De to gasser omdannes hurtigt til hinanden via de kemiske reaktioner i luften. Kvælstofdioxid har en direkte indvirkning på helbredet, mens kvælstofmonooxid i sig selv ikke giver helbredseffekter. Kvælstofoxiderne har imidlertid også en indirekte effekt på helbredet, idet de kan omdannes til fine partikler, som har store helbredsskadelige effekter (se Kapitel 7).

EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008) har fastlagt to grænseværdier til beskyttelse mod helbredseffekterne fra kvælstofdioxid, da der både er helbredseffekter ved langtids- og korttidseksponering:

- Grænseværdien af hensyn til langtidseffekter er fastlagt ud fra årsmiddelværdien af NO₂, som ikke må overskride 40 µg/m³ i et kalenderår.
- Grænseværdien af hensyn til korttidseksponering for NO₂ er baseret på timemiddelværdier, hvor antallet af dage med timemiddelværdier over 200 µg/m³ ikke må overskride 18 i et kalenderår.

Kvælstofoxiderne er nogle af de mest betydningsfulde luftforureningskomponenter, hvilket er baggrunden for, at der er et omfattende overvågningsprogram. I 2019 er der således målt NO₂ og NO_x ved 13 målestationer fordelt på fire gademålestationer, fire bybaggrundsmålestationer, en målestation i forstad og fire målestationer i landlige baggrundsområder. Målingerne suppleres med modelberegninger for udvalgte gadestrækning i København og Aalborg.

2.1 Udledninger

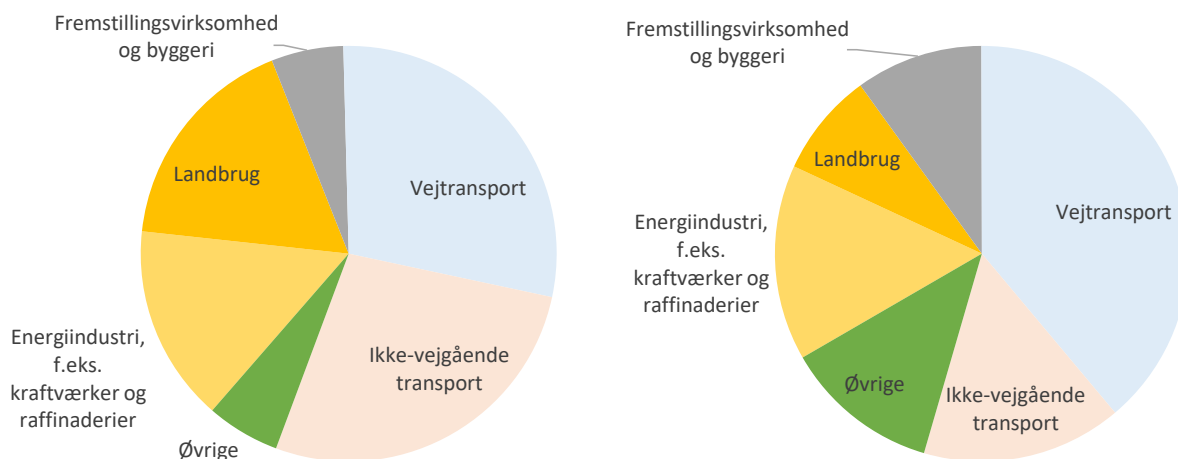
Den væsentligste kilde til udledning af kvælstofoxider (NO_x) er forbrænding. Der udledes en blanding af kvælstofdioxid og kvælstofmonooxid, som varierer mellem de forskellige typer af forbrænding og efterfølgende renselsesudstyr. Derfor er det kutyme at angive udledningerne af de to gasser i form af den samlede mængde af udledte kvælstofoxider i ækvivalenter af kvælstofdioxid.

I 2018 kom den største andel af de danske udledninger af kvælstofoxider fra vejtransport (Figur 2.1 og Tabel 2.1; Nielsen et al., 2020). Ikke-vejgående transport og maskiner bidrager med en næsten lige så stor andel, mens landbrug og forbrændingssektoren (energi og opvarming) er tredje- og fjerdestørste kilde. Den samlede transportsektor udgør næsten 60% af de samlede danske udledninger.

De samlede udledninger af kvælstofoxider er faldet med omkring 65% siden begyndelsen af 1990'erne (Figur 2.2; Nielsen et al., 2020). Det største fald er sket for forbrændingssektoren (omkring 83%) som i begyndelsen af 1990'erne var den største kilde sammen med vejtransportsektoren. Udledningerne fra vejtransport er også faldet betydeligt (omkring 72%), mens de øvrige kilder er faldet i mindre grad. Det store fald er opnået ved i stigende grad at indføre krav om katalysatorer på køretøjerne og indførelse af diverse teknologier (low NO_x burners, katalytisk eller ikke-katalytisk omdannelse (SCR/SNCR

DeNO_x) til reduktion af udledningerne fra forbrændingsanlæg (kraftvarmeværker og industrielle forbrændingsanlæg).

For EU-28 ses nogenlunde samme billede, som for Danmark (Figur 2.1 og 2.2). Der er dog lidt forskelle i bidrag fra de største kilder, hvor en af de største forskelle er, at vejtransport udgør en relativt større andel for EU-28 end for Danmark.

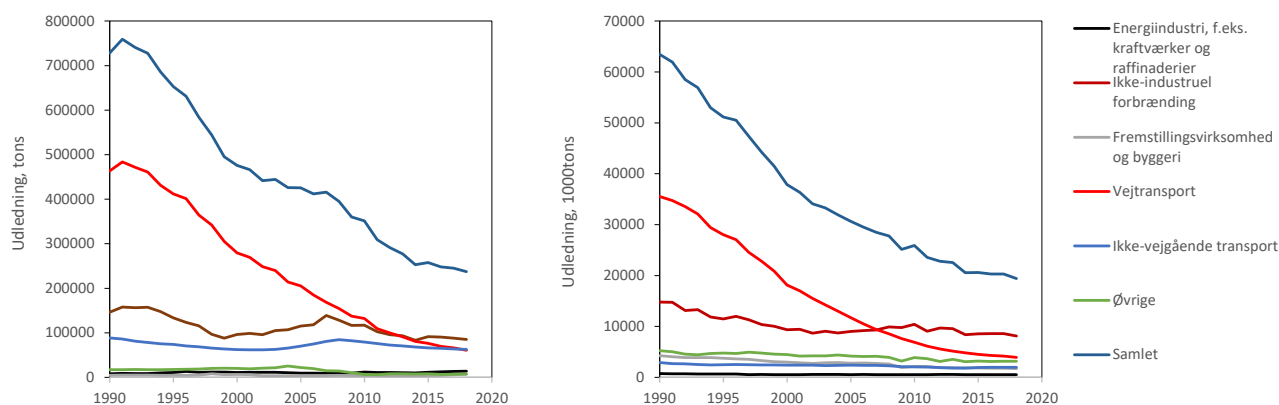


Figur 2.1. Kilderne til menneskeskabte udledninger af kvælstofoxider i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) i 2018. Figureerne viser de fem vigtigste kilder i Danmark, mens de resterende kilder er vist samlet under "Øvrige" (Nielsen et al., 2020, CEIP, 2020).

Tabel 2.1. Kilderne til de menneskabte udledninger af kvælstofoxider i Danmark i 2018 (Nielsen et al., 2020). Kilderne er opgjort i 10 hovedkategorier med en yderligere underopdeling for "Ikke-industriel forbrænding" og "Vejtransport". Opdelingen er baseret på SNAP-koder (Selected Nomenclature for Air Pollution). Udledningerne angives i ækvivalenter af kvælstofdioxid, hvilket er standard i forbindelse med international rapportering af udledninger.

Kategori	SNAP-kode	Udledninger 2018	
		Tons	%
Energiindustri, f.eks. kraftværker og raffinaderier	1	16276	15
Ikke-industriel forbrænding	2	5783	5
<i>Handel og service</i>	201	708	1
<i>Husholdninger</i>	202	4452	4
<i>Land-, skovbrug og akvakultur</i>	203	622	1
Fremstillingsvirksomhed og byggeri	3	5950	6
Industrielle processer	4	25	0
Udvinning, behandling, lagring og transport af brændsler	5	0	0
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	6	36	0
Vejtransport	7	30544	29
<i>Udstødning</i>	701-706	30544	29
<i>Ikke-udstødning</i>	707-708	0	0
Ikke-vejgående transport*	8	29014	27
Affald	9	213	0
Landbrug	3b,d,f-i	18329	17
Samlet		106170	100

*Data inkluderer national søfart og luftfart samt internationale starter og landinger inden for luftfart.



Figur 2.2. Udviklingen i udledningerne af kvælstofoxider i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) siden 1990 (Nielsen et al., 2020; CEIP, 2020). Udledningerne angives i ækvivalenter af kvælstofdioxid (tons NO₂), hvilket er standard i forbindelse med international rapportering af udledninger.

2.2 Status for luftkvalitet

Tabel 2.1 giver en status for luftkvaliteten for kvælstofdioxid ved målestationerne i 2019. Årsmiddeldkoncentrationerne ligger ved alle målestationer under grænseværdien på 40 µg/m³, der er fastsat af hensyn til langtidseffekter (årsmiddelværdien af kvælstofdioxid, må ikke overskride 40 µg/m³ i et kalenderår (EU, 2008)). Selv ved den mest forurenede gademålestation (H.C. Andersens Boulevard) var årsmiddelværdien næsten 20% under grænseværdien.

Grænseværdien af hensyn til korttidseksponering for kvælstofdioxid er baseret på timemiddelværdier, hvor antallet af timer med timemiddelværdier over 200 µg/m³ ikke må overskride 18 i et kalenderår. Af tabel 2.1 fremgår, at den maksimale timemiddelværdi ved alle målestationer lå et godt stykke under 200 µg/m³. I forhold til grænseværdien var timemiddelværdierne af kvælstofdioxid meget lave, og der var ingen overskridelse af grænseværdien for timemiddelværdien af kvælstofdioxid i 2019.

Der er dermed ingen overskridelse af de to grænseværdier for kvælstofdioxid i 2019.

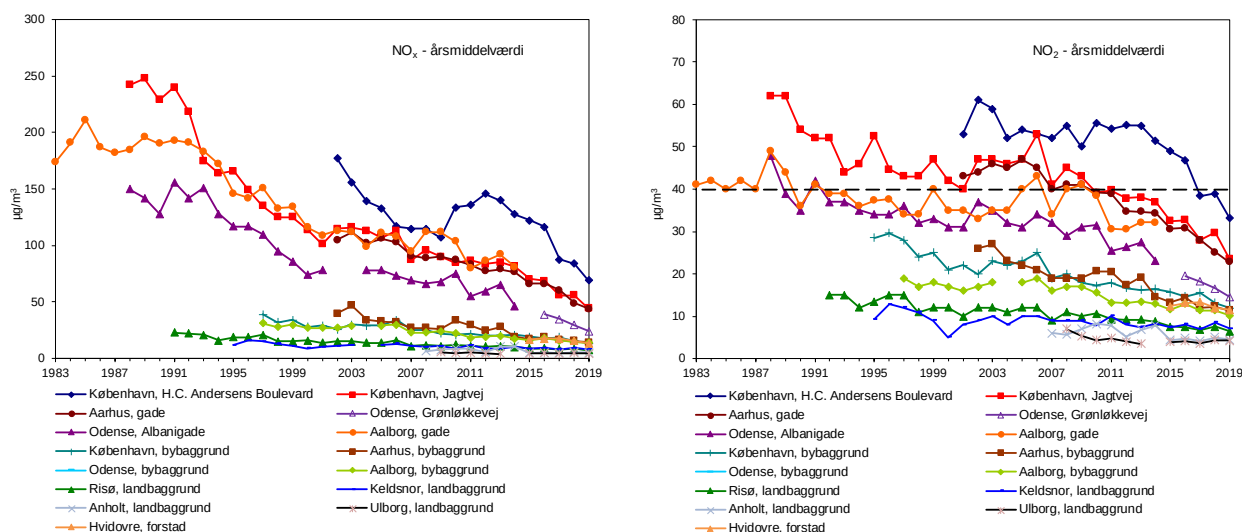
Tabel 2.2. Årsmiddelkoncentrationer for kvælstofdioxid (NO₂) og kvælstofoxider (NO_x) i 2019, samt højeste timemiddelværdi for kvælstofdioxid. Endvidere vises grænseværdierne for kvælstofdioxid, der er baseret på årsmiddelværdi og timemiddelværdi, hvor timemiddelværdi højest må overskride 200 µg/m³ i 18 gange på et kalenderår (EU, 2008). Kvælstofoxider angives i ækvivalenter af kvælstofdioxid (µgNO₂/m³), hvilket er standard i forbindelse med EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008)

	NO ₂ Årsmiddelværdi µg/m ³	NO ₂ Højeste timemiddelværdi µg/m ³	NO ₂ Antal timer med timemiddelværdi over 200 µg/m ³ antal dage	NO _x Årsmiddelværdi µg NO ₂ /m ³
Grænseværdi	40		18	
<i>Gade</i>				
København, H.C. Andersens Boulevard	33	124	0	69
København, Jagtvej	24	108	0	44
Odense, Grønløkkevej	15	95	0	24
Aarhus, Banegaardsgade	23	95	0	44
<i>Bybaggrund</i>				
København	12	67	0	14
Odense	10	102	0	12
Aarhus	11	74	0	14
Aalborg	10	84	0	14
<i>Forstad</i>				
Hvidovre	12	101	0	14
<i>Landbaggrund</i>				
Anholt	4,4	66	0	5,1
Keldsnor	7,2	71	0	8,2
Risø	6,5	52	0	7,1
Ulborg	4,2	60	0	4,6

For kvælstofdioxid ses en væsentlig forskel mellem de målte koncentration-niveauer ved de fire gademålestationer, hvilket primært skyldes forskel i udledninger fra trafikken i de gader, hvor målestationerne er placeret. Endvidere ses også en forskel mellem koncentration-niveauerne ved gademålestationerne (15-33 µg/m³), bybaggrund (10-12 µg/m³), forstad (12 µg/m³) og på de landlige baggrundsmålestationer (4-7 µg/m³). I gennemsnit for gademålestationerne, så kommer omkring 54 % fra gadebidraget, omkring 22 % fra bybaggrund og 24 % fra landbaggrund. Årsagen til denne fordeling er, at kvælstofoxiderne kun lever relativt kort tid i luften før de omdannes til en anden luftforureningskomponent eller bliver fjernet fra luften via deposition. Dette giver relativt store variationerne i koncentrationerne og giver et relativt stor bidrag fra de lokale kilder (her trafikken).

2.3 Udviklingstendens

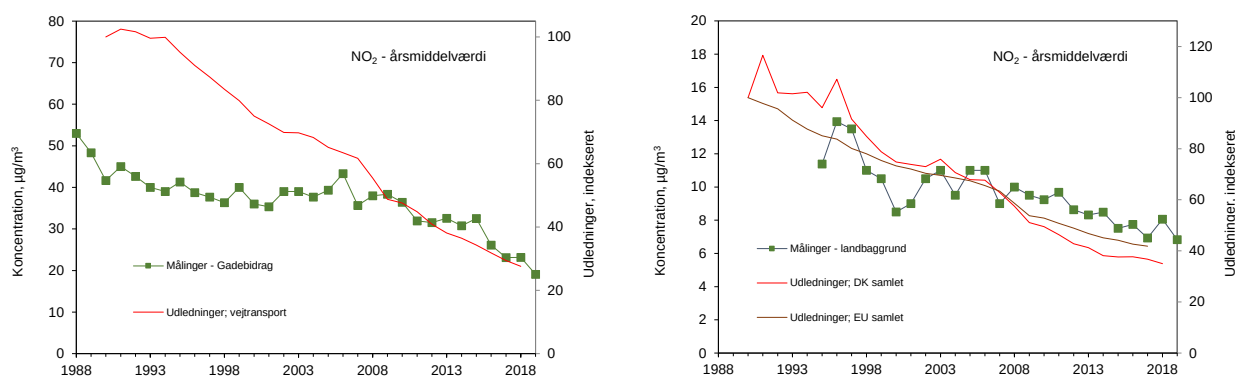
Figur 2.3 viser udviklingstendenserne for årsmiddelværdierne af kvælstofoxiderne og kvælstofdioxid. For kvælstofoxiderne ses et markant fald siden målingernes begyndelse i 1983. For gademålestationerne er der sket et fald på omkring 75% siden opstart af målingerne. For kvælstofdioxid ses et meget anderledes udviklingsforløb med et svagt fald i 1980'erne og begyndelsen af 1990'erne, som efterfølges af stort set uændrede niveauer i slut 1990'erne og begyndelsen af 2000'erne. Fra omkring 2005 og til i dag er der til gengæld sket en markant reduktion i luftkoncentrationerne af kvælstofdioxid på op mod 50%.



Figur 2.3. Udviklingstendens for årsmiddelværdier af NO_x (venstre) og NO_2 (højre). For NO_2 angiver den stiplede linje EU's grænseværdi (EU, 2008). Det markant anderledes forløb, som ses for H.C. Andersens Boulevard (navnlig for NO_x), skyldes omlægning af vejbanerne på H.C. Andersens Boulevard i 2010, som flyttede trafikken tættere på målestationen (for yderligere detaljer se Ellermann et al., 2020). Bemærk at årsmiddelværdierne for NO_x angives i ækvivalenter af NO_2 ; $\mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$.

Figur 2.4 (venstre) viser en sammenligning mellem faldet i gadebidraget til luftkoncentrationerne af kvælstofdioxid ved målestationen ved Jagtvej sammenholdt med den relative udvikling i udledningerne af kvælstofoxider fra vejtransport. I perioden fra 1990 til omkring midten af 00'erne ses et væsentligt mindre fald i målte koncentrationer sammenholdt med faldet i udledningerne. Årsagen til forskellen er ændringer i køretøjssammensætning med stigende andel af dieselskøretøjer og stigende andel af oxiderende katalysatorer på dieselskøretøjerne, hvor begge dele resulterer i, at de faktiske luftkoncentrationer stort set er uændret i perioden. Fra omkring midten af 00'erne og fremefter indførtes i stadig stigende grad dieselskøretøjer med katalysatorer, som stærkt begrænser udledningerne af kvælstofoxider fra dieselskøretøjerne, hvilket fører til det relativt store fald i luftkoncentrationerne fra omkring 2005 og frem. I denne periode ses god overensstemmelse med faldet i luftkoncentrationerne og udledningerne fra vejtransporten. Ændringerne i udledningerne spiller derfor den største rolle for ændringerne i luftkoncentrationerne, selv om ændringer i kemiske reaktioner mellem kvælstofoxiderne og ozon også spiller ind.

Figur 2.4 (højre) viser faldet i kvælstofdioxid ved landbaggrundsstationen ved Risø. Denne målestation er for størstedelen påvirket af den luftforurening, som transporteres med luften fra det øvrige Danmark og via langtransport fra de Europæiske lande. Derfor følger udviklingen i luftkoncentrationerne faldet i de samlede udledninger i Danmark og EU.



Figur 2.4. Udviklingen i gadebidraget til luftkoncentrationer af kvælstofdioxid (venstre) ved gademålestationen på Jagtvej og udviklingen i luftkoncentrationer af kvælstofdioxid i landlig baggrund ved Risø (højre). Udviklingen sammenholdes med udviklingen i de relative udledninger af kvælstofoxider (højere akse, indekseret til 100 i 1990) (Nielsen et al., 2020). Gadebidraget beregnes som forskel mellem de målte koncentrationer på gademålestation (Jagtvej) fratrasket målte koncentrationer i bybaggrund i København (H.C. Ørsted Institut). I begge figurer er akserne skaleret for at muliggøre en visuel sammenligning af udviklingen i luftkoncentrationer og udledninger.

2.4 Modelberegninger

Der er foretaget modelberegninger af årsmiddelkoncentrationer for kvælstofdioxid for udvalgte gader i København og Aalborg. De udvalgte gader repræsenterer trafikerede gader og er hovedsageligt lukkede gaderum, dvs. med bebyggelse på hver side af vejen. Koncentrationerne er forhøjede i denne type gader på grund af udledninger fra vejtrafikken og begrænsede spredningsforhold. Der er inkluderet 98 gadestrækninger i København og 26 i Aalborg. ÅDT (årsdøgntrafik - dvs. gennemsnitlig døgntrafik over et år) var mellem 2.000 og 81.000 køretøjer om dagen i København og mellem 3.550 og 31.000 køretøjer om dagen i Aalborg.

Der er foretaget modelberegninger med henblik på at bestemme de årlige middeldkoncentrationer af kvælstofdioxid for at kunne sammenholde med EU's grænseværdi. Grænseværdien for luftkvaliteten af kvælstofdioxid som årsmiddel er $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (EU, 2008). Antallet af gadestrækninger med overskridelser er en af de parametre, der diskuteres i næste afsnit. Der registreres en overskridelse, hvis den beregnede koncentration er højere end eller lig med $40,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, da grænseværdien er angivet som heltal i EU's luftkvalitetsdirektiv.

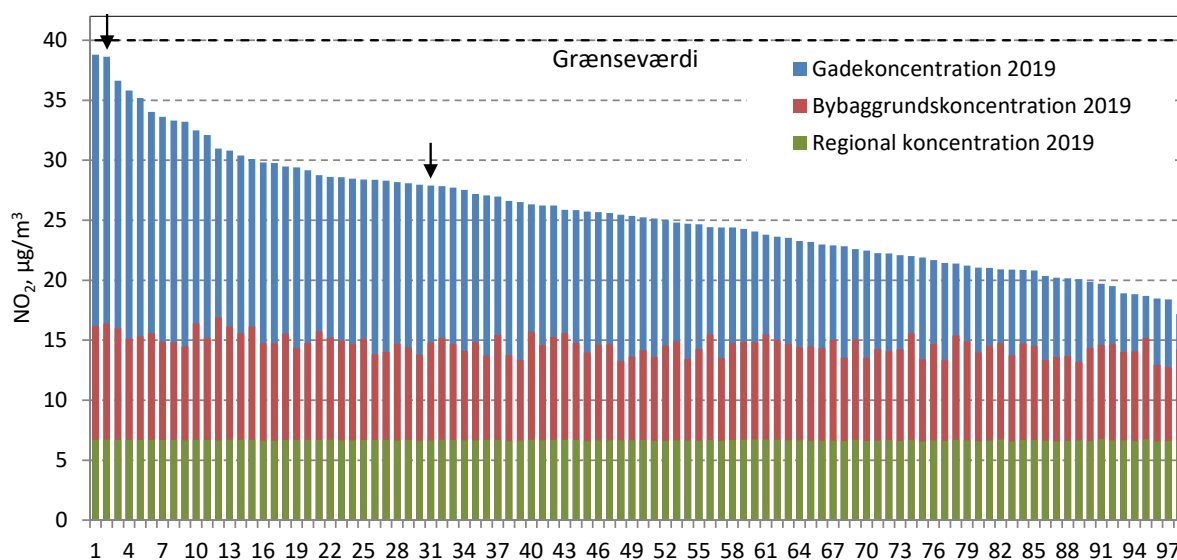
2.4.1 Modelberegninger for København

Årsmiddeldkoncentrationen af kvælstofdioxid for gadestrækninger i København i 2019 vises i Figur 2.5 som søjlediagram og Figur 2.6 som kort. Gennemsnittet af årsmiddeldkoncentrationerne for kvælstofdioxid i alle 98 gadestrækninger faldt fra 2018 til 2019 med omkring $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, heraf kom omkring $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ af faldet fra gadebidraget, omkring $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fra fald i bybaggrundsbidraget og omkring $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fra fald i det regionale bidrag. Målingerne på H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København viser også et fald i årsmiddeldkoncentrationerne af kvælstofdioxid fra 2018 til 2019. Reduktionen i gadekoncentrationerne er et resultat af en kombination af ændringer i trafikken, emissionsfaktorer, baggrundskoncentrationer og meteorologi. Den gennemsnitlige trafik for de 98 gader var uændret.

Der er dog sket mindre ændringer i ÅDT og i andelen af tunge køretøjer på nogle af de gadestrækninger, der indgår i modelberegningerne, hvilket kan påvirke resultaterne fra de enkelte gadestrækninger. Udledningsfaktorerne

for køretøjer viser et fald som følge af den generelle udskiftning af køretøjsparken, hvor stigningen i andel af Euro 6-køretøjer med lave emissioner og udskiftning af ældre køretøjer med højere udledninger spiller en væsentlig rolle. Den direkte andel af kvælstofdioxid i udstødningen (den procentvise andel af kvælstofdioxid set i forhold til den samlede udledning af kvælstofoxider) er et steget en smule, hvilket relativt set har ført til lidt højere modelberegnete koncentrationer af kvælstofdioxid. For 2018 var andelen af kvælstofdioxid i udstødningen på 11% baseret på en analyse af målingerne fra målestationerne. I 2019 lå andelen på 13%. Alt i alt er der dog sket et fald i gadekoncentrationerne, da forbedring af køretøjerne (lavere udledningsfaktorer) har mere end opvejet stigningen som følge af den højere andel af kvælstofdioxid i udstødningen.

I 2019 er der ingen modelberegnete overskridelser af grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen for de 98 udvalgte gadestækninger i København (Figur 2.5). Der blev modelberegnet én meget lille overskridelse i 2018, men ingen i 2017. Resultaterne fra modelberegningerne er i overensstemmelse med måleresultaterne, hvor der heller ikke blev observeret overskridelser.



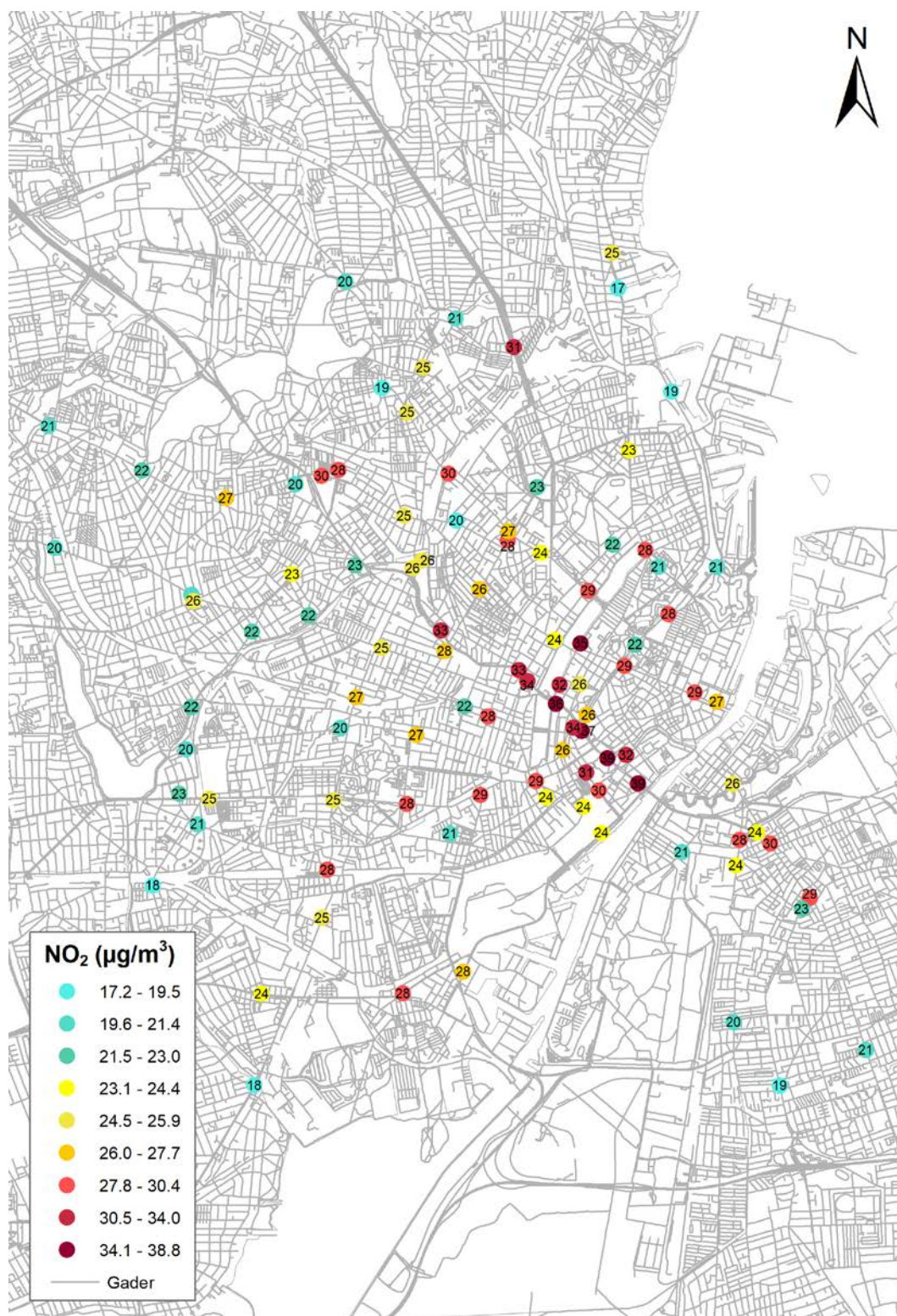
Figur 2.5. Årsmiddelkoncentrationer for kvælstofdioxid i 2019 for 98 udvalgte gadestækninger i København baseret på modelberegninger. Bidraget fra trafikken i gaderne er baseret på gadeluftkvalitetsmodellen OSPM® (blå farve). Bybaggrundsbidraget (rødlig farve) er baseret beregninger baggrundsmodellen UBM med input fra den regionale langtransport-model DEHM (grøn farve). Værdien for en gadestækning er for den side af gaden, der har den højeste årsmiddelkoncentration af de to sider. Men for gader med en målestation er det den side, hvor stationen er placeret. Navnene på gaderne kan ses i tabel 3.3. Pile angiver gadestækninger med en målestation.

Navnene på de 98 gadestækninger angives i Tabel 2.3, og gadernes placering og de modelberegnete årsmiddelkoncentrationer kan ses i Figur 2.6.

Der er sket mindre ændringer i rangordningen af gaderne fra 2018 til 2019, hvilket primært er på grund af små ændringer i trafikken. Den højeste modelberegnete årsmiddelkoncentration for kvælstofdioxid i 2019 var på H.C. Andersens Boulevard (2) ($38,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Den næsthøjeste ($38,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) er der, hvor målestationen er placeret (H.C. Andersens Boulevard (1)). Forskellen er dog så lille, at der ikke er reel forskel mellem de to strækninger af H.C. Andersens Boulevard.

Tabel 2.3. Rangnummer og navne for gadestrækninger, der er vist i figur 2.5 og 2.6. Gaderne er nummererede (1-98) i forhold til kvælstofdioksidniveauerne i 2019 (1 = højeste, 98 = laveste). Tallene i parentes refererer til forskellige delstrækninger af den samme gade, der har mere end én modelberegning. En stjerne (*) angiver en gadestrækningen med en målestation.

Nr.	Gadenavn	Nr.	Gadenavn	Nr.	Gadenavn
1	H C Andersens Boulevard(2)	34	Falkoner Alle(2)	67	Jagtvej(2)
2*	H C Andersens Boulevard(1)	35	Tagensvej(3)	68	Ålholmvej(1)
3	H C Andersens Boulevard(3)	36	Gammel Kongevej(1)	69	Englandsvej(1)
4	Gyldenløvesgade	37	Toldbodgade	70	Grøndals Parkvej
5	Øster Søgade	38	Frederikssundsvej(8)	71	Godthåbsvej(2)
6	Hammerichsgade	39	Nordre Fasanvej(1)	72	Bülowsvej(2)
7	Åboulevard(1)	40	Nørre Voldgade(2)	73	Rebildvej
8	Åboulevard(3)	41	Jagtvej(3)	74	Øster Voldgade(2)
9	Ågade	42	Vester Farimagsgade	75	Frederikssundsvej(5)
10	Stormgade	43	Nørre Farimagsgade	76	Blegdamsvej
11	Nørre Søgade	44	Torvegade	77	Ålholmvej(2)
12	Lynbyvej(2)	45	Jyllingevej(1)	78	Amagerbrogade(3)
13	Bernstorffsgade(1)	46	Nordre Fasanvej(3)	79	Dag Hammarskjølds Allé
14	Amagerbrogade(2)	47	Hillerødgade(1)	80	Slotsherrensvej(2)
15	Bernstorffsgade(2)	48	Søndre Fasanvej(2)	81	Tuborgvej(1)
16	Frederikssundsvej(3)	49	Godthåbsvej(3)	82	Artillerivej
17	Tagensvej(2)	50	Strandvejen(1)	83	Frederikssundsvej(2)
18	Bredgade	51	Roskildevej(1)	84	Folke Bernadottes Allé
19	Enghavevej	52	Tagensvej(1)	85	Vesterfælledvej
20	Vesterbrogade(1)	53	Frederikssundsvej(1)	86	Frederiksborgvej(1)
21	Gothersgade(1)	54	Gammel Køge Landevej(1)	87	Slotsherrensvej(1)
22	Amagerbrogade(1)	55	Tuborgvej(2)	88	Peter Bangs Vej(1)
23	Fredensgade	56	Amager Boulevard	89	Peter Bangs Vej(2)
24	Østerbrogade(4)	57	Folehaven(1)	90	Bellahøjvej
25	Øster Voldgade(1)	58	Nørrebrogade	91	Røde Mellemvej(2)
26	Vesterbrogade(3)	59	Istedgade	92	Halmetgade
27	P Knudsens Gade(2)	60	Kalvebod Brygge	93	Strandvænget(2)
28	Tomsgårdsvej(2)	61	Ingerslevsgade	94	Frederiksborgvej(2)
29	H.C. Ørsteds Vej(2)	62	Røde Mellemvej(1)	95	Englandsvej(2)
30	Toftengårds Allé(1)	63	Tagensvej(4)	96	Vigerslevvej(2)
31*	Jagtvej(1)	64	Østerbrogade(1)	97	Gammel Køge Landevej(2)
32	Amagerfælledvej	65	Hulgårdsvej(2)	98	Strandvejen(2)
33	Scandiagade	66	Hillerødgade(3)		



Figur 2.6. Kortet viser placeringen af de udvalgte gadestrækninger i København og årsmiddelkoncentrationer for kvælstofdioxid i 2019. Det lille tal i prikkerne angiver årsmiddelkoncentrationen i µg/m³. Bidraget fra trafikken i gaderne er modelleret med OSPM®. Bybaggrundsbidraget er modelleret med UBM med input fra den regionale langtransportmodel DEHM. Værdien for en gadestrækning er for den side af gaden, der har den højeste årsmiddelkoncentration af de to sider. Men for gader med en målestation er det den side, hvor stationen er placeret. Navne og numre for gaderne er vist i Tabel 2.3. Kortet kan ses som en webGIS-tjeneste, se <https://arcg.is/1XSuijg>.

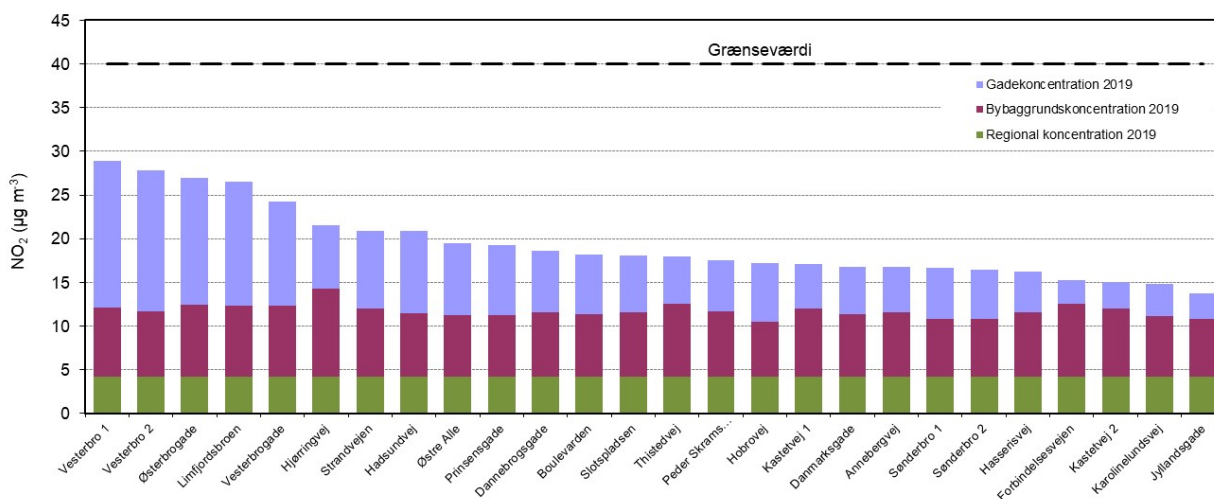
2.4.2 Modelberegninger for Aalborg

Fra 2018 til 2019 er der lavet ændringer i udvalget af gadestrækninger, der laves modelberegninger for. Ændringerne er sket for at skabe størst mulig sammenhæng mellem de gader, hvor Aalborg Kommune jævnligt gennemfører trafiktællinger for at sikre det bedst mulige trafikale grundlag for luftkvalitetsberegningerne. I 2018 var der 31 udvalgte gadestrækninger, og i 2019 er der 26 gadestrækninger. De 26 gader er udvalgt, så de dækker hele byen, og der er valgt relativt trafikerede gadestrækninger, som i det fleste tilfælde også er i lukkede gaderum med bebyggelse på begge sider af vejen.

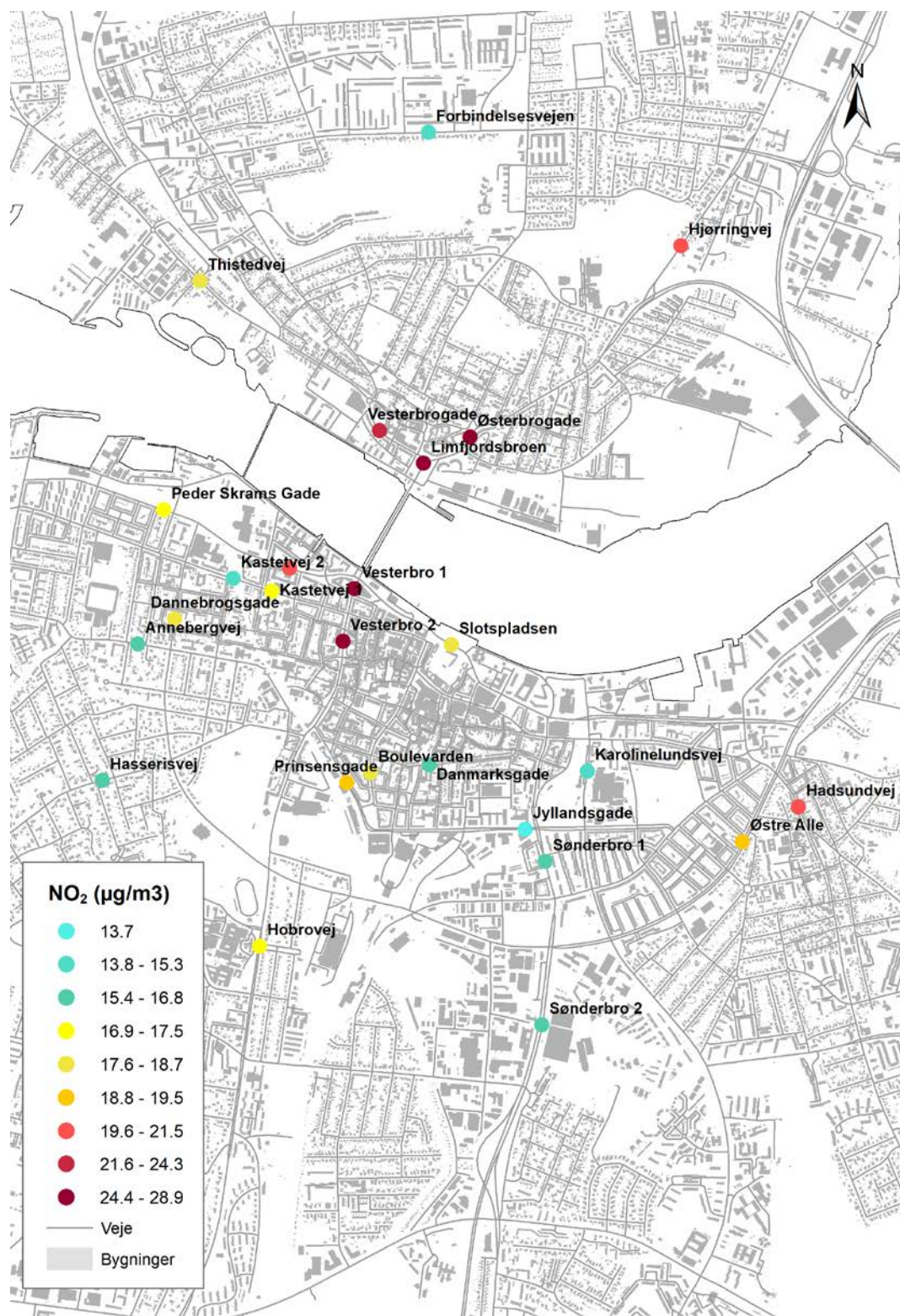
I gennemsnit er ÅDT højere på de 26 nyudpegede gader i forhold til de tidligere 31 gader (9.900 i 2018 mod 11.500 i 2019), men andelen af tung trafik er lidt lavere (9% i 2018 mod 7% i 2019). Rejsehastigheden er højere (29 km/t i 2018 og 36 km/t i 2019).

Årsmiddelkoncentrationerne for kvælstofdioxid for de nye udvalgte gadestrækninger ligger i intervallet fra 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og op til 29 mg/m^3 (Figur 2.7). Gennemsnitligt ligger årsmiddelkoncentrationerne for de 26 udvalgte gadestrækninger i 2019 omkring 0,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lavere end den gennemsnitlige årsmiddelkoncentration for de 31 udvalgte gadestrækninger i 2018. Forskellen kan skyldes det nye udvalg af gader, men der kan også være tale om en reelt fald, da målingerne på gademålestationer viste et fald i årsmiddelkoncentrationerne. Den sidste mulighed understøttes af, at der for gadestrækningerne i København blev beregnet et fald i årsmiddelkoncentrationerne på omkring 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (se afsnit 2.4.1). Der er ingen gademålinger til rådighed i Aalborg, som ændringerne fra 2018 til 2019 kan sammenlignes med, da målingerne på den nye placering på Vesterbro først begyndte i november 2019. Målingerne på bybaggrundsmålestationen i Aalborg viser et fald fra 2018 til 2019 (Tabel 2.2), hvilket peger på, at der er sket et fald i koncentrationsniveauet.

Ifølge modelberegningerne blev grænseværdien for årsmiddelkoncentration i 2019 ikke overskredet på nogen af de 26 udvalgte gader (Figur 2.7 og 2.8), og de beregnede koncentrationer er langt under grænseværdien.



Figur 2.7. Årsmiddelkoncentrationer for kvælstofdioxid i 2019 for 26 udvalgte gadestrækninger i Aalborg baseret på modelberegninger. Bidraget fra trafikken i gaderne er baseret på gadeluftkvalitetsmodellen OSPM® (blå farve). Bybaggrundsbidraget (rødt farve) er baseret på beregninger fra baggrundsmodellen UBM med input fra den regionale langtransportmodel DEHM (grøn farve). Værdien for en gadestrækning er for den side af gaden, der har den højeste årsmiddelkoncentration af de to sider. Vesterbro 2 er den gadestrækning, hvor målestationen ligger. Målestationen blev taget i brug i løbet af 2019, og der eksisterer derfor ikke måledata for hele året. Målestationen er flyttet fra en tidligere placering på Vesterbro, som lå tættere på Limfjorden (Vesterbro 1).



Figur 2.8. Kortet viser placeringen af de udvalgte gadestrækninger i Aalborg og årsmiddelkoncentrationer for kvælstofdioxid i 2019. Bidraget fra trafikken i gaderne er modelleret med OSPM®. Bybaggrundsbidraget er modelleret med UBM med input fra den regionale langtransportmodel DEHM. Værdien for en gadestrækning er for den side af gaden, der har den højeste årsmiddelkoncentration af de to sider. Men for gader med en målestation er det den side, hvor stationen er placeret. I Aalborg er målestationen placeret på Vesterbro (Vesterbro 2), men blev først taget i brug i løbet af 2019. Kortet kan ses som en webGIS-tjeneste, se <https://arcg.is/D5uPi>.

2.4.3 Udvikling i modellerede overskridelser af NO₂

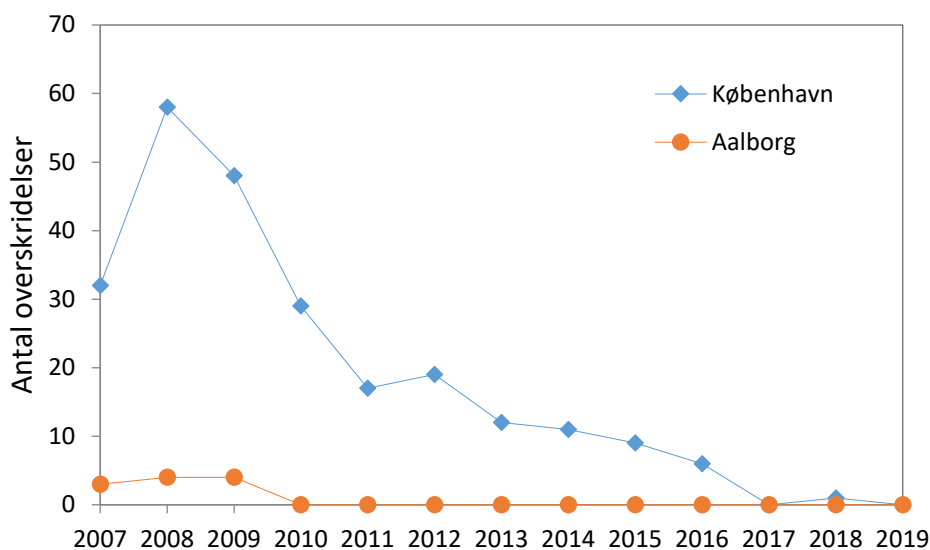
Figur 2.9 viser udviklingen i antallet af overskridelser af årsmiddelkoncentrationen af kvælstofdioxid for de udvalgte gadestækninger i København og Aalborg.

Grænseværdien på 40 µg/m³ for årsmiddelkoncentrationen af kvælstofdioxid skulle være opfyldt i 2010 (EU, 2008). Luftkvalitetsdirektivet indeholder endvidere en mekanisme, som skulle anspore medlemsstaterne til løbende at nærme sig grænseværdien i perioden fra 1999 frem til 2010. I 2007 skulle årsmiddelkoncentrationerne således ligge under 46 µg/m³ (grænseværdi plus en tolerancemargin på 6 µg/m³), i 2008 skulle den ligge under 44 µg/m³ og i 2010 skulle selve grænseværdien overholdes.

For København er antallet af overskridelse faldet fra 58 i 2008 til seks i 2016, og yderligere til nul i 2017, én i 2018, og nul i 2019. Hovedårsagen til stigningen i antallet af overskridelser i København fra 32 i 2007 til 58 i 2008 er det ovenfor beskrevne fald i grænseværdi plus tolerancemargin. Dette fald i grænseværdi plus tolerancemargenen fører til et højere antal gadestækninger med overskridelser i 2008 i forhold til 2007. Hvis grænseværdien plus tolerancemargenen havde været 44 µg/m³ i 2007, ville antallet af gadestækninger, der overskrider grænseværdien plus tolerancemargenen, have været 53. Nogenlunde samme niveau som i 2008.

I København omfatter analysen 138 gader i 2007 og frem til 2010 og 98-99 i de følgende år. Reduktionen i antallet af inkluderede gader fra 2011 og fremefter blev gennemført for at forbedre modelberegningerne ved at skabe bedre sammenhæng mellem de udvalgte gadestækninger, og de steder Københavns Kommune gennemfører manuelle trafiktællinger.

For Aalborg blev der i årene 2007-2009 modelleret tre til fire overskridelser af grænseværdien, mens der ingen har været siden 2010. Her omfatter analysen 32 gadestækninger fra 2007 til 2010, 31 gadestækninger i perioden 2011-2018, og 26 i 2019.



Figur 2.9. Udviklingstendenser i antallet af modellerede overskridelser af grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen af NO₂ i København og Aalborg.

3. Kulmonooxid, CO

Kulmonooxid er en sundhedsskadelig gas. Kilderne til kulmonooxid er hovedsageligt menneskeskabt forbrænding af forskellige former for brændstoffer i forbindelse med energiproduktion, transport og opvarmning.

Kulmonooxid er omfattet af EU's luftkvalitetsdirektiv, hvor der er fastlagt en grænseværdi til beskyttelse af befolkningen mod helbredseffekterne som følge af korttidseksponering for kulmonooxid. EU's grænseværdi angiver, at den maksimale 8-timersmiddelværdi ikke må overstige 10.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i løbet af kalenderåret (EU, 2008).

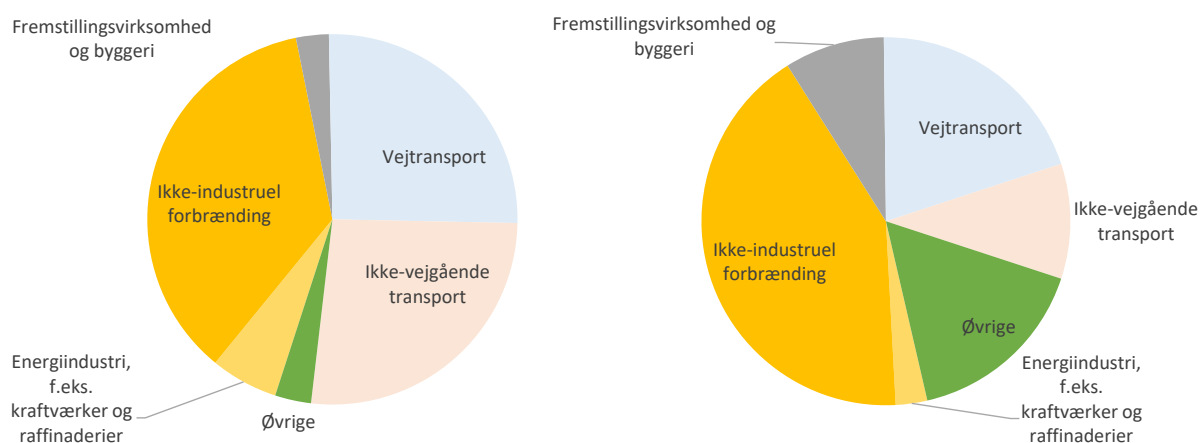
Status og udvikling i luftkoncentrationerne af kulmonooxid blev i 2019 målt på tre gademålestationer, en bybaggrundsmålestation og en landbaggrundsmålestation.

3.1 Udledninger

I 2018 kom den største andel af de danske udledninger af kulmonooxid fra ikke-industrielle udledninger, hvoraf boligopvarmning (navnlig brændefyring) står for hovedparten (Figur 3.1 og Tabel 3.1; Nielsen et al., 2020). Vejtransport og ikke-vejgående transport er anden- og tredjestørste kilde til kulmonooxid og til sammen udgør de tre største kilder omkring 90% af de samlede udledninger.

De samlede udledninger af kulmonooxid er faldet med omkring 70% siden begyndelsen af 1990'erne (Figur 3.2; Nielsen et al., 2020). Det største fald er sket for vejtransportsektoren (omkring 90%), som tidligere var langt den mest dominerende kilde (Figur 3.2). Det store fald er opnået ved indførelse af katalysatorer på køretøjerne fra begyndelsen af 1990'erne. Til gengæld har de ikke-industrielle udledninger været nogenlunde konstante med det resultat, at de ikke-industrielle udledninger i dag er den største kilde.

Udledningerne af kulstofmonooxid på EU-niveau følger i store træk det samme mønster som for Danmark (Figur 3.1 og 3.2). Der er noget forskel på bidraget fra de største kilder, hvor navnlig transportsektoren udgør en større del i Danmark end på EU-niveau.

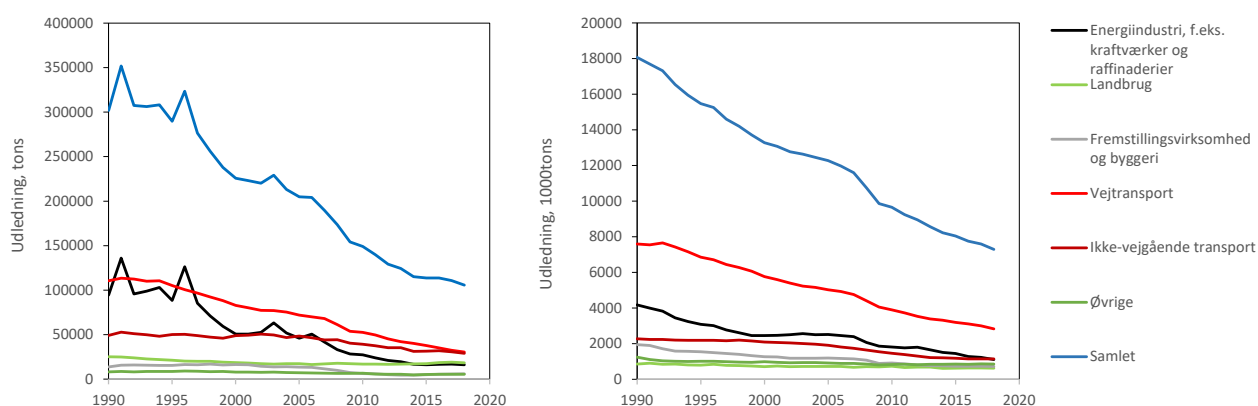


Figur 3.1. Kilderne til menneskeskabte udledninger af kulmonooxid i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) i 2018. Figurene viser de fem vigtigste kilder i Danmark, mens de resterende kilder er vist samlet under "Øvrige" (Nielsen et al., 2020, CEIP, 2020).

Tabel 3.1. Kilderne til de menneskabte udledninger af kulmonooxid i Danmark i 2018 (Nielsen et al., 2020). Kilderne er opgjort i 10 hovedkategorier med en yderligere underopdeling for "Ikke-industriel forbrænding" og "Vejtransport". Opdelingen er baseret på SNAP-koder (Selected Nomenclature for Air Pollution).

Kategori	SNAP-kode	Udledninger	2018
		Tons	%
Energiindustri, f.eks. kraftværker og raffinaderier	1	14025	6
Ikke-industriel forbrænding	2	85311	36
<i>Handel og service</i>	201	928	0
<i>Husholdninger</i>	202	79753	34
<i>Land, skovbrug og akvakultur</i>	203	4630	2
Fremstillingsvirksomhed og byggeri	3	6799	3
Industrielle processer	4	16	0
Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	5	0	0
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	6	2731	1
Vejtransport	7	60841	26
<i>Udstødning</i>	701-706	60841	26
<i>Ikke-udstødning</i>	707-708	0	0
Ikke vejgående transport *	8	62998	27
Affald	9	1354	1
Landbrug	3b,d,f-i	3383	1
Samlet		237457	100

* data inkluderer national søfart og luftfart samt internationale starter og landinger indenfor luftfart.



Figur 3.2. Udviklingen i udledninger af kulmonooxid i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) siden 1990 (Nielsen et al., 2020; CEIP, 2020).

3.2 Status for luftkvalitet

CO blev i 2019 målt ved gademålestationerne i København, Odense og Aarhus samt ved bybaggrundsmalestationen i København og landbaggrundsmalestationen ved Risø. Tabel 3.2 angiver årsmiddelværdien og resultaterne for den maksimale 8-timersmiddelværdi. Den højest målte maksimale 8-timersmiddelværdi udgør kun omkring 15% af grænseværdien, og ved alle målestationerne ligger de målte koncentrationer således langt under grænseværdien.

Tabel 3.2. Årsmiddelværdi for CO i 2019 samt den maksimale 8-timersmiddelværdi. Endvidere angives grænseværdien for CO (EU, 2008).

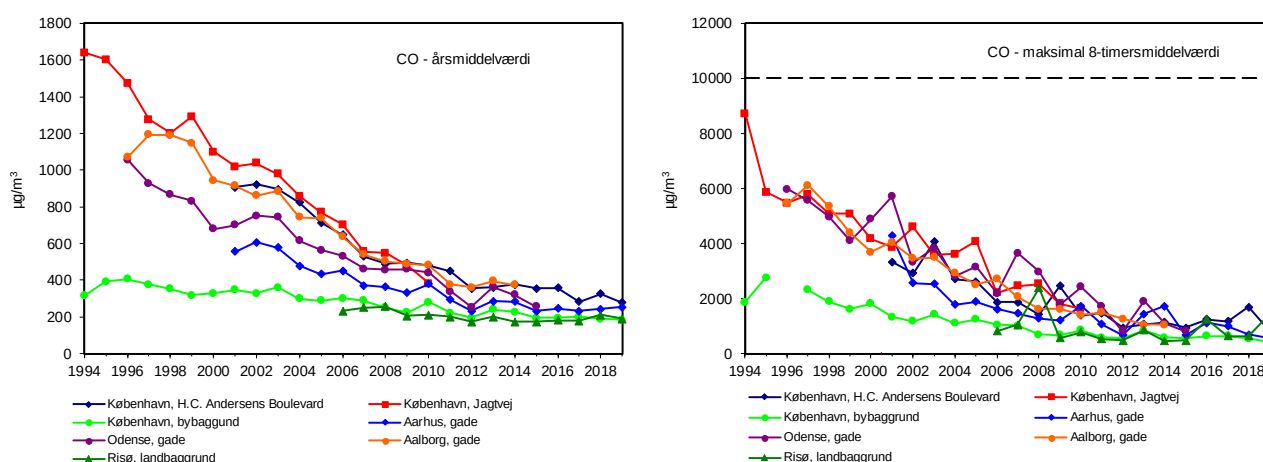
	Årsmiddel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Maksimal 8-timersmiddelværdi $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Grænseværdi		10.000
<i>Gade</i>		
København, H.C. Andersens Boulevard	276	823
Odense, Grønløkkevej	245	695
Aarhus	253	554
<i>Bybaggrund</i>		
København	185	421
<i>Landbaggrund</i>		
Risø	188	1465

Koncentrationsniveauet er nogenlunde på samme niveau ved gademålestationerne i København, Odense og Aarhus. Ved gademålestationerne er omkring 70% af kulmonooxid fra den regionale baggrund i 2019. De resterende omkring 30% stammer fra udledningerne fra trafikken i den pågældende gade (gadebidraget).

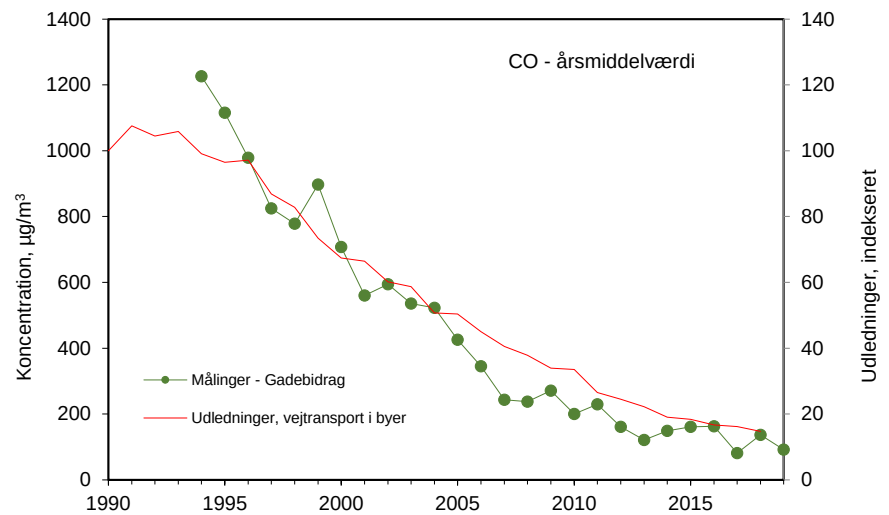
3.3 Udviklingstendens

Figur 3.3 viser udviklingstendens for årsmiddelværdien og den maksimale 8-timersmiddelværdi for CO. For begge parametre er der sket et stort fald siden målingernes begyndelse i 1990'erne, og i 2019 lå de målte koncentrationer ved gademålestationerne på omkring 20% af niveauerne i midten af 1990'erne.

Det store fald på de danske gademålestationer skyldes hovedsageligt det store fald i udledningerne fra vejtransport. Figur 3.4 viser, at gadebidraget til luftkoncentrationerne ved målestationen på Jagtvej i store træk følger faldet i udledningerne fra vejtransporten i de danske byer.



Figur 3.3. Årsmiddelværdier (venstre) og de maksimale 8-timersmiddelværdier (højre) for CO. Den stiplede linje i den højre figur angiver EU's grænseværdi.



Figur 3.4. Udviklingen i gadebidraget til luftkoncentrationerne af kulmonooxid (venstre akse) ved gademålestationen på Jagtvej sammenholdt med den relative udvikling i udledningerne af kulmonooxid (højere akse, indekseret til 100 i 1990) (Nielsen et al., 2020). Gadebidraget beregnes som forskel mellem de målte koncentrationer på gademålestation (Jagtvej) fratrullet målte koncentrationer i bybaggrund i København (H.C. Ørsted Institut).

4. Svovldioxid, SO₂

Svovldioxid er giftigt for mennesker i høje koncentrationer, og eksponering for svovldioxid kan derfor medføre negative helbredseffekter. Luftkoncentrationerne er i dag meget lave i forhold til tidligere, så derfor er helbredseffekterne fra svovldioxid på et lavt niveau. Kilderne til svovldioxid er hovedsageligt menneskeskabt forbrænding af olie og kul.

Svovldioxid er omfattet af EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008), hvor der er fastlagt to grænseværdier til beskyttelse af befolkningen mod helbredseffekterne som følge af korttidseksponering for svovldioxid:

- Den ene grænseværdi er baseret på timemiddelkoncentrationen af svovldioxid, hvor timemiddelkoncentrationen ikke må overskride 350 µg/m³ mere end 24 gange på et kalenderår.
- Den anden grænseværdi er baseret på døgnmiddelkoncentrationen af svovldioxid, hvor døgnmiddelkoncentrationen ikke må overskride 125 µg/m³ mere end 3 gange på et kalenderår.

De lave luftkoncentrationer af svovldioxid i Danmark gør det muligt kun at gennemføre en begrænset overvågning af svovldioxid. Svovldioxid blev i 2019 kun målt med gasmonitorer med høj tidsopløsning (½-timesmiddelværdier) ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard i København. I henhold til overvågningsprogrammet burde den også være blevet målt på gademålestationen i Aalborg, men denne målestation er først blevet genetableret i november 2019. Derfor kommer der først resultater igen fra gademålestation i Aalborg i forbindelse med rapporteringen for 2020.

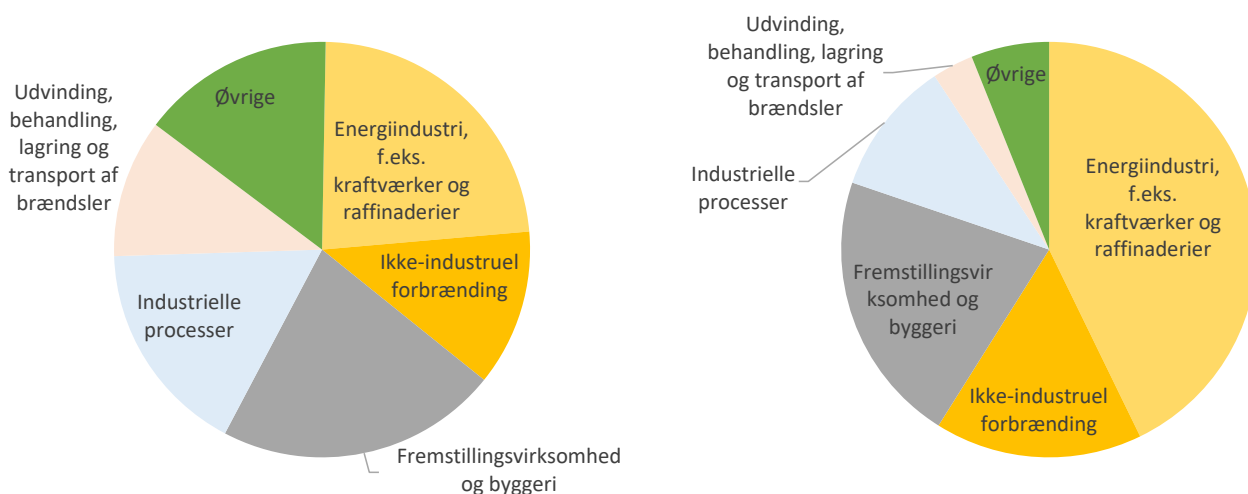
I forbindelse med landbaggrundsmålestationerne foretages også målinger af svovldioxid på døgnmiddelbasis med de såkaldte filterpack-opsamlere (se Ellermann et al., 2020 for yderligere detaljer).

4.1 Udledninger

Udledningerne af svovldioxid fra danske kilder har gennem de seneste mange årtier været helt domineret af udledningerne fra afbrænding af navnlig olie og gas. Afsvovlingsanlæg på forbrændingsanlæggene og brug af svovlfattigt brændstof har givet en meget stor reduktion af udledningerne, men selv i 2018 kommer den største del af udledningerne af svovldioxid fra afbrænding af kul, olie og andre brændsler (Figur 4.1 og Tabel 2.1; Nielsen et al., 2020). Forbrænding i forbindelse med energiproduktion og affald, fremstillingsvirksomhed og byggeri samt industrielle processer er de tre vigtigste kildetyper, mens vejtransport kun spiller en lille rolle.

De samlede udledninger af svovldioxid er faldet med omkring 95% siden begyndelsen af 1990'erne (Figur 4.2; Nielsen et al., 2020). Det store fald er opnået ved ovennævnte tiltag over for udledningerne fra afbrænding af olie og kul, hvilket fra ført til omkring 98% reduktion i udledningerne fra forbrændingsanlæg i forbindelse med energiproduktion og affald.

Det er de samme kilder, som bidrager mest til udledningerne af svovldioxid i EU-28 som i Danmark. Udledningerne fra energifremstilling betyder dog væsentligt mere på EU-niveau end i Danmark (Figur 4.1). Faldet i udledningerne er endvidere sket væsentligt hurtigere i Danmark end i EU-28 (Figur 4.2).

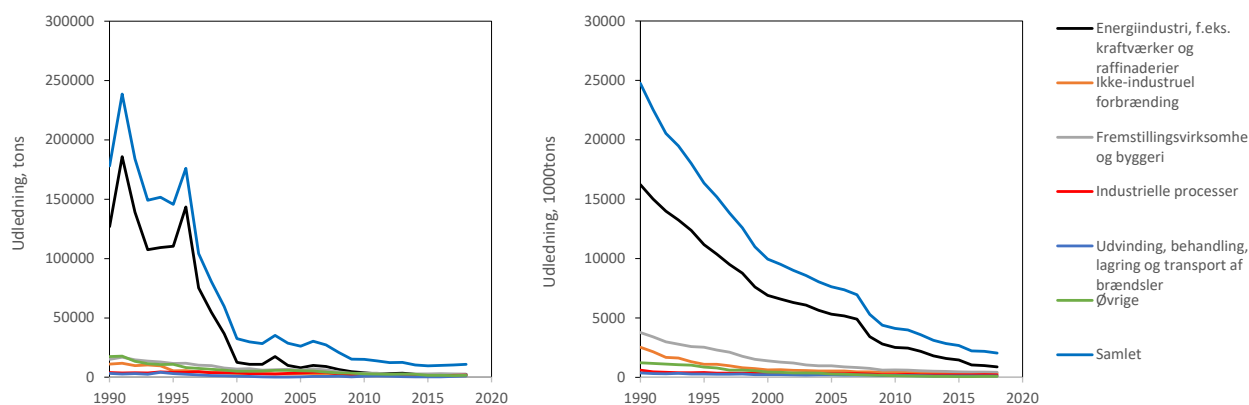


Figur 4.1. Kilderne til menneskeskabte udledninger af svovldioxid i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) i 2018. Figurerne viser de fem vigtigste kilder i Danmark, mens de resterende kilder er vist samlet under "Øvrige" (Nielsen et al., 2020, CEIP, 2020).

Tabel 4.1. Kilderne til de menneskabte udledninger af svovldioxid i Danmark i 2018 (Nielsen et al., 2020). Kilderne er opgjort i 10 hovedkategorier med en yderligere underopdeling for "Ikke-industriuel forbrænding" og "Vejtransport". Opdelingen er baseret på SNAP-koder (Selected Nomenclature for Air Pollution).

Kategori	SNAP-kode	Udledninger	2018
		Tons	%
Energiindustri, f.eks. kraftværker og raffinaderier	1	2541	23
Ikke-industriuel forbrænding	2	1326	12
Handel og service	201	65	1
Husholdninger	202	853	8
Land, skovbrug og akvakultur	203	408	4
Fremstillingsvirksomhed og byggeri	3	2389	22
Industrielle processer	4	1826	17
Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	5	1172	11
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	6	39	0
Vejtransport	7	77	1
Udstødning	701-706	77	1
Ikke-udstødning	707-708	0	0
Ikke vejgående transport *	8	736	7
Affald	9	758	7
Landbrug	3b,d,f-i	25	0
Samlet		10890	100

* data inkluderer national søfart og luftfart samt internationale starter og landinger indenfor luftfart.



Figur 4.2. Udviklingen i udledninger af svovldioxid i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) siden 1990 (Nielsen et al., 2020; CEIP, 2020).

4.2 Status for luftkvalitet

Tabel 4.1 angiver de vigtigste resultater for 2019 i relation til grænseværdier. Der er i EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008) fastlagt to grænseværdier af hensyn til begrænsning af befolkningens korttidseksponering for SO_2 . Begge grænseværdier er overholdt, og både den højeste timemiddel- og døgnmiddelværdi ligger langt under de fastsatte grænser. Ved landbaggrundsmålestationen ligger koncentrationerne på omkring 40% af niveauet på gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard.

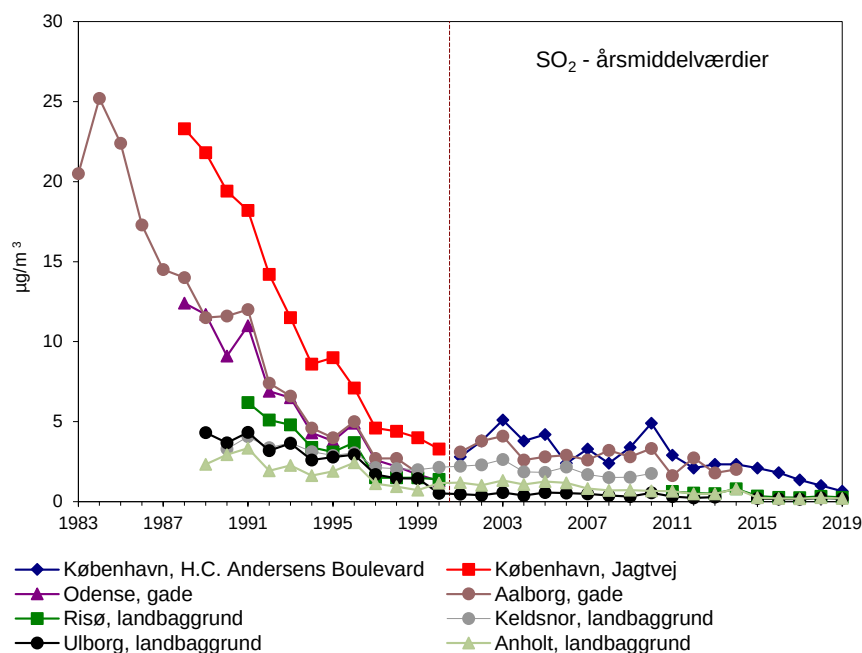
Tabel 4.2. Årsmiddelværdi for SO_2 i 2019 og en række andre parametre til vurdering af overholdelse af de i EU fastlagte målsætninger for SO_2 (EU, 2008). For SO_2 er der to grænseværdier. Den ene er baseret på timemiddelværdien, hvor timemiddelværdien højst må overskride $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 24 gange i et kalenderår. Den anden er baseret på døgnmiddelværdien, hvor døgnmiddelværdien højst må overskride $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tre gange i et kalenderår. Målingerne ved gademålestationen er baseret på timemiddelmålinger med automatisk gasmonitor, mens målingerne ved landbaggrundsmålestationen er baseret på døgnmiddelmålinger ved hjælp af filterpack-opsamler (derfor er der ikke data fra Risø vedrørende timemiddelværdier).

	Årsmiddelværdi	Højeste timemiddelværdi	Antal timer med timemiddelværdi over $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Højeste døgnmiddelværdi	Antal dage med døgnmiddelværdi over $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Antal timer	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Antal dage
Grænseværdi			24		3
<i>Gade</i>					
København, H.C. Andersens Boulevard	0,7	8	0	2,4	0
<i>Landbaggrund</i>					
Risø	0,3			1,0	0

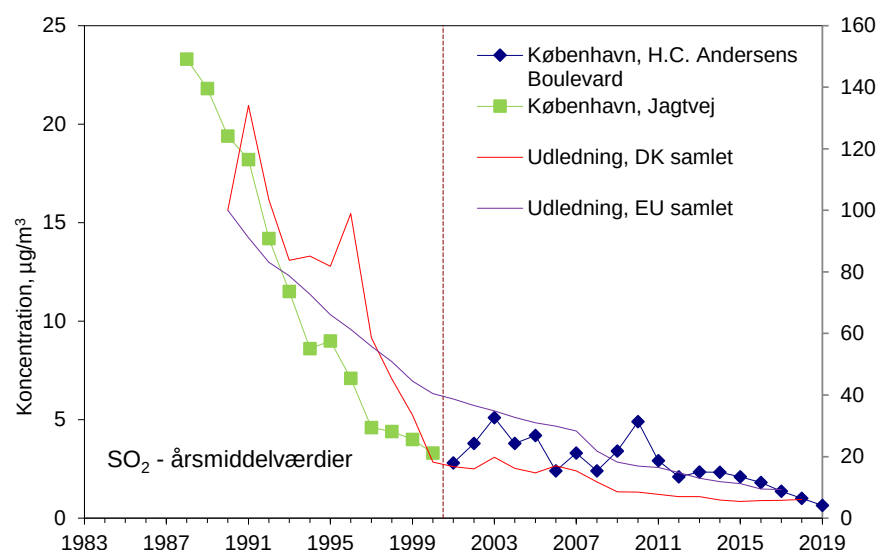
4.3 Udviklingstendens

Figur 4.3 viser udviklingstendensen for årsmiddelværdierne af svovldioxid. Luftkoncentrationerne er faldet markant siden begyndelsen af 1980'erne. I dag udgør de målte luftkoncentrationer på gademålestationerne omkring 2% af de målte luftkoncentrationer i 1980'erne. For landbaggrund ses også et markant fald, hvor koncentrationerne i 2019 udgør omkring 5% af koncentrationerne ved opstart af målingerne i 1991.

Årsagen til det store fald er de markante tiltag, som har ført til omkring 95% fald i de danske udledninger (Figur 4.4). Udledningerne i de øvrige EU-lande har også bidraget til faldet i luftkoncentrationerne for svovldioxid om end udledningerne her er faldet langsommere end i Danmark.



Figur 4.3. Udviklingstendens for årsmiddelkoncentrationerne af SO_2 . Fra 2000 til 2001 (stiplet streg) skifter målemetoden fra filterpack-opsamler kombineret med kemisk analyse af opsamlede prøver til den nuværende metode baseret på gasmonitører. Gasmonitørerne kan give målinger med kort tidsopløsning, men har til gengæld problemer med interferens fra kvælstofoxider, så værdierne skal anses som en øvre grænse. Endvidere er niveauerne i de seneste år så lave, at luftkoncentrationerne ligger tæt på gasmonitørernes detektionsgrænse. Målingerne på landbaggrundsmålestationer er fortsat baseret på filterpack-opsamlinger.



Figur 4.4. Udviklingen i luftkoncentrationer af svovldioxid på gademålestationer i København (venstre akse) sammenholdt med den relative udvikling i udledningerne af svovldioxid (højere akse, indekseret til 100 i 1990) (Nielsen et al., 2020). Bemærk at udviklingstendensen er sammenstykket af målinger fra dels Jagtvej og dels H.C. Andersens Boulevard, hvilket naturligvis giver en vis usikkerhed på det samlede fald over hele perioden. Endvidere er der anvendt to forskellige målemetoder, hvor gasmonitørerne anvendt i perioden efter 2000 er behæftet med betydelig usikkerhed pga. de meget lave koncentrationsniveauer (se teksten til Figur 4.3).

5. Flygtige organiske forbindelser, VOC

De flygtige organiske forbindelser (Eng. volatile organic compounds, VOC) udgør en relativt omfattende gruppe af kemiske forbindelser, der er kendetegnet ved et højt damptryk, som gør, at de relativt let fordamper til atmosfæren. De flygtige organiske forbindelser påvirker helbredet på flere forskellige måder:

- Nogle af de flygtige organiske forbindelser har direkte helbredsskadelige effekter. Dette gælder for eksempel benzen, der er kræftfremkaldende.
- De flygtige organiske forbindelser fører sammen med kvælstofoxiderne til dannelse af ozon, der har helbredsskadelige effekter (Kapitel 6).
- De kemiske reaktioner i atmosfæren kan omdanne de flygtige organiske forbindelser til partikler (sekundære organiske partikler), som har helbredsskadelige effekter (Kapitel 7).

De flygtige organiske forbindelser udledes fra en lang række menneskeskabte aktiviteter, hvor navnlig anvendelse af opløsningsmidler og flydende brændstoffer spiller en stor rolle. Der er endvidere også en lang række naturlige kilder til de flygtige organiske forbindelser, herunder vegetation.

EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008) stiller krav om måling af benzen, og fastlægger en grænseværdi til beskyttelse af befolkningen mod helbredseffekterne som følge af langtidseksponering for benzen. Grænseværdien for benzen angiver, at årsmiddelværdien ikke må overskride $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for et kalenderår.

Benzen overvåges ved tre målestationer i København (gademålestationerne på H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej) og ved bybaggrundsmålestationen i København (H.C. Ørsted Institut). Grundet de lave koncentrationer åbner EU's luftkvalitets direktiv mulighed for at fastlægge luftkvaliteten ved hjælp af en såkaldt *objektiv estimering* (EU, 2008). Denne mulighed anvendes i forbindelse med vurdering af benzenkoncentrationerne i Aarhus og Odense.

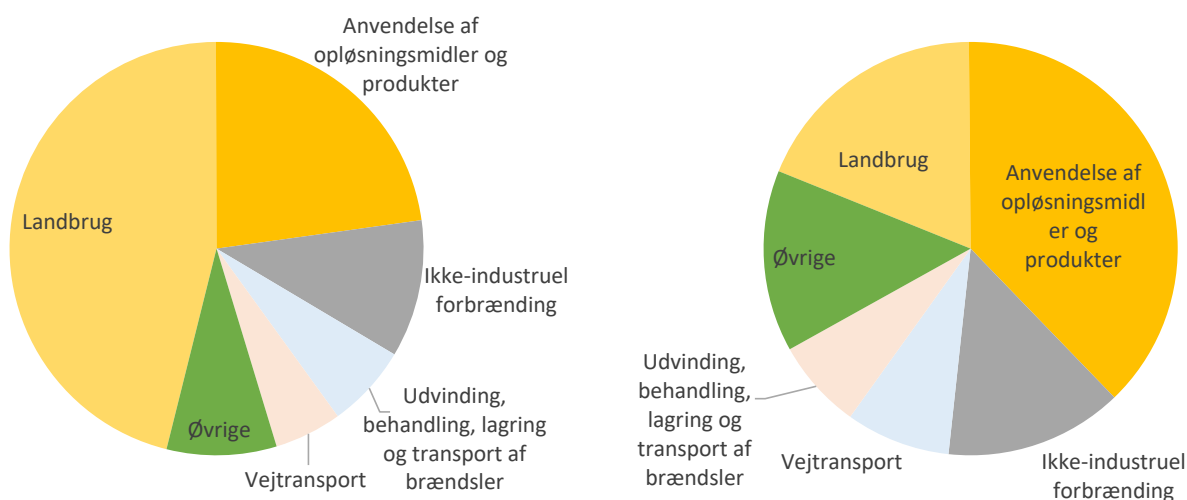
EU's luftkvalitetsdirektiv angiver endvidere, at der skal foretages målinger af flygtige organiske forbindelser i relation til dannelsen af ozon. Derfor foretages målinger af 17 udvalgte flygtige organiske forbindelser ved bybaggrundsmålestationen i København (H.C. Ørsted Institut).

5.1 Udledninger

Udledningerne af flygtige organiske forbindelser (NMVOC – non-methane volatile organic compounds) fra danske kilder er præget af mange kilder, hvoraf den største er landbrug nærmere bestemt emissioner fra husdyrhold og gødningshåndtering (Figur 5.1 og Tabel 5.1; Nielsen et al., 2020). Anvendelse af opløsningsmidler, ikke-industriel forbrænding (især fyring med træ og halm) og olie/gas sektoren er de vigtigste kilder ud over landbrug. Tidligere udgjorde vejtransport en stor del af udledningerne, men med indførsel af katalysatorer og strengere udledningsstandarder, så er bidraget faldet betydeligt.

De samlede udledninger af NMVOC er faldet med omkring 46 % siden begyndelsen af 1990'erne (Figur 5.2; Nielsen et al., 2020). Længst størstedelen af faldet i udledninger skyldes reduktionen i vejtransport.

Figur 5.1 viser en sammenligning mellem kilderne til udledninger af flygtige organiske forbindelser i Danmark og EU-28. Det er de samme fem kilder, som er vigtigst, men landbrug spiller langt den vigtigste rolle i Danmark, mens anvendelse af opløsningsmidler og produkter er vigtigst i EU-28. Faldet i udledningerne følger stort set samme billede om end udledningerne er faldt lidt langsommere i Danmark end i EU-28 (Figur 5.2).

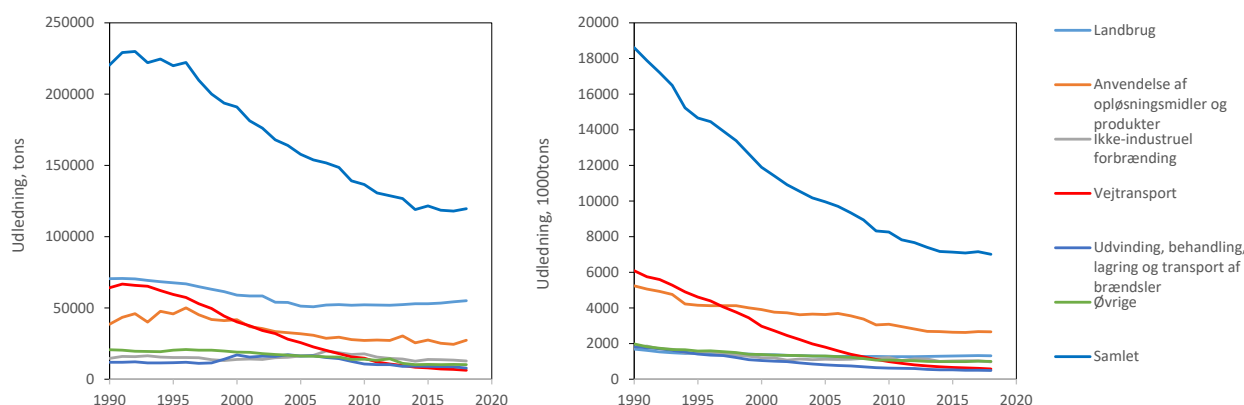


Figur 5.1. Kilderne til menneskeskabte udledninger af flygtige organiske forbindelser i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) i 2018. Figurene viser de fem vigtigste kilder i Danmark, mens de resterende kilder er vist samlet under "Øvrige" (Nielsen et al., 2020, CEIP, 2020).

Tabel 5.1. Kilderne til de menneskeskabte udledninger af flygtige organiske forbindelser i Danmark i 2018 (Nielsen et al., 2020). Kilderne er opgjort i 10 hovedkategorier med en yderligere underopdeling for "Ikke-industriell forbrænding" og "Vejtransport". Opdelingen er baseret på SNAP-koder (Selected Nomenclature for Air Pollution).

Kategori	SNAP-kode	Udledninger 2018	
		Tons	%
Energiindustri, f.eks. kraftværker og raffinaderier	1	1131	1
Ikke-industriell forbrænding	2	12868	11
Handel og service	201	167	0
Husholdninger	202	11406	10
Land, skovbrug og akvakultur	203	1295	1
Fremstillingsvirksomhed og byggeri	3	1253	1
Industrielle processer	4	2549	2
Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	5	7773	6
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	6	27338	23
Vejtransport	7	6306	5
Udstødning	701-706	6306	5
Ikke-udstødning	707-708	0	0
Ikke vejgående transport *	8	4683	4
Affald	9	649	1
Landbrug	3b,d,f-i	55132	46
Samlet		119681	100

* data inkluderer national søfart og luftfart samt internationale starter og landinger indenfor luftfart.



Figur 5.2. Udviklingen i udledningerne af flygtige organiske forbindelser i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) siden 1990 (Nielsen et al., 2020; CEIP, 2020).

5.2 Status for luftkvalitet

Tabel 5.2 angiver status for årsmiddelværdierne af benzen, toluen, ethylbenzen og xylenerne i 2019. EU's luftkvalitetsdirektiv angiver kun en grænseværdi for benzen (EU, 2008). Der er ingen overskridelse af grænseværdien og selv de højeste årsmiddelværdier ved gademålestationer ligger på omkring en tiendedel af grænseværdien.

Tabel 5.2. Årsmiddelværdier for benzen, toluen, ethylbenzen og xylenerne i 2019 samt grænseværdi for benzen (EU, 2008).

	Benzen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Toluen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Ethylbenzen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	m/p-xilen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	o-xilen $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Grænseværdi	5				
<i>Gade</i>					
København, H.C. Andersens Boulevard	0,59	1,34	0,24	0,80	0,30
København, Jagtvej	0,56	1,34	0,24	0,78	0,29
<i>Bybaggrund</i>					
København, H.C. Ørsted Institut	0,40	0,73	0,16	0,49	0,41

Benzen måles ikke direkte i Aarhus og Odense, men i stedet anvendes objektiv estimering til at vurdere årsmiddelmålingerne. Den objektive estimering er baseret på følgende korrelation mellem årsmiddelmålingerne af benzen og kulmonooxid (Ellermann et al., 2011):

$$\text{Benzen} = 0,0044 \cdot \text{kulmonooxid} - 0,37$$

hvor benzen og kulmonooxid angives i $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ud fra denne sammenhæng og årsmiddelmålingerne af kulmonooxid estimeres årsmiddelmålingerne af benzen til omkring $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Niveauet er dermed på niveau med København, idet der skal tages hensyn til, at det objektive estimat er bekræftet med stor usikkerhed.

Tabel 5.3 præsenterer årsmiddelmålingerne for de udvalgte flygtige organiske forbindelser, som overvåges i forbindelse med måleprogrammet.

Tabel 5.3. Årsmiddelkoncentrationer for udvalgte flygtige organiske forbindelser i 2019. Til sammenligning angives også årsmiddelkoncentrationerne for 2010 samt faldet i årsmiddelkoncentrationerne fra 2010 til 2019.

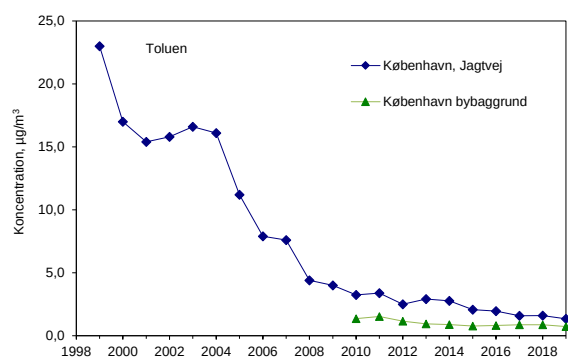
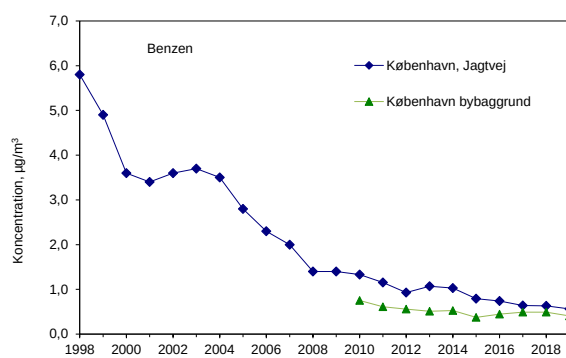
Kemisk forbindelse	Årsmiddelkoncentration, µg/m ³		Ændring siden 2010
	2010	2019	%
1-Penten	0,04	0,02	-41
n-Pentan	0,53	0,53	1
trans-2-Penten	0,02	0,01	-48
Isopren	0,03	0,04	29
2-Methylpentan	0,31	0,25	-19
n-Hexan	0,19	0,16	-18
Benzen	0,75	0,40	-46
n-Heptan	0,28	0,18	-35
2,2,4-trimethylpentane/ isooctan	0,10	0,07	-32
Toluen	1,36	0,73	-46
n-Oktan	0,08	0,05	-30
Ethylbenzen	0,28	0,16	-42
m,p-Xylen	0,78	0,49	-38
o-Xylen	0,41	0,19	-53
1,3,5-trimethylbenzen	0,10	Ikke analyseret	-90*
1,2,4-trimethylbenzen	0,34	0,16	-53
1,2,3-trimethylbenzen	0,09	0,04	-53
Samlet	5,68	3,35	-41

*Da 1,3,5-trimethylbenzen ikke er analyseret i 2019, er faldet baseret på årsmiddelkoncentrationen for 2018.

5.3 Udviklingstendens

Figur 5.3 viser udviklingstendensen for årsmiddelværdierne af benzen og toluen ved gademålestationen (Jagtvej) og bybaggrundsmålestationen i København. Det store fald i koncentrationer af benzen (omkring 90%) og toluen (omkring 95%) skyldes faldet i de danske udledninger, hvor der navnligt er sket betydelig fald i udledningerne fra vejtransport som følge af renere brændstoffer og anvendelse af katalysatorer i køretøjerne. Der ses også fald ved bybaggrundsmålestationen om end dette fald ikke er helt så markant som ved gademålestationen.

Tabel 5.3 angiver også ændringerne for de øvrige flygtige organiske forbindelser siden opstarten af målingerne i 2010. For langt de fleste af forbindelserne ses markante fald i koncentrationerne, hvilket er i overensstemmelse med det generelle fald i udledningerne af de flygtige organiske forbindelser (Figur 5.2). For nogle få af de flygtige organiske forbindelser ses uændrede eller stigende koncentrationer. Dette gælder for eksempel isopren, som er en forbindelse, der primært kommer fra vegetation og dermed ikke reduceres i forbindelse med alle tiltagene til reduktion af de menneskeskabte udledninger.



Figur 5.3. Udviklingstendens for benzen (venstre) og toluen (højre) ved gademålestationen på Jagtvej og bybaggrundsmålestationen i København (H.C. Ørsted Institut).

6. Ozon, O₃

Ozon er en giftig gas, som ved jordoverfladen giver anledning til betydelige negative helbredseffekter. Der sker ingen udledning af ozon fra menneskeskabte kilder, men til gengæld dannes ozon via de kemiske reaktioner i den nedre del af atmosfæren. Ozondannelsen foregår ved en serie af kemiske reaktioner, som involverer kvælstofoxiderne (Kapitel 2) og de flygtige organiske forbindelser i atmosfæren (Kapitel 5). De kemiske reaktioner kræver sollys og høj lufttemperatur, for at der kan dannes betydelige mængder ozon. Derfor dannes der store mængder ozon i de sydlige dele af Europa og denne ozon transporteres med luftmasserne op til Danmark. I Danmark sker der kun en ubetydelig dannelse af ozon, da temperaturerne er relativt lave set i forhold til det sydlige Europa.

Ozon er omfattet af EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008), hvor der er fastlagt en såkaldt målværdi (en slags grænseværdi) og en langsigtet målsætning til beskyttelse mod helbredseffekter fra korttidseksponering for ozon:

- Målværdien angiver, at den daglige maksimale 8-timersmiddelværdi ikke må overskride 120 µg/m³ mere end 25 gange i kalenderåret set som gennemsnit over de seneste tre år.
- Den langsigtede målsætning angiver, at den maksimale 8-timersmiddelværdi ikke må overskride 120 µg/m³ i løbet af kalenderåret.

Den langsigtede målsætning er imidlertid ikke trådt i kraft endnu, og der er ikke fastlagt et tidspunkt for ikrafttrædelse af målsætningen (EU, 2008).

EU's luftkvalitetsdirektiv angiver endvidere, at befolkningen skal informeres, når timemiddelkoncentrationen overskrider 180 µg/m³. Ved overskridelse skal befolkningen informeres om, at ozonniveauerne er høje, og at de høje koncentrationer vil kunne give anledning til mindre gener

Den højeste eksponering for ozon ses i bybaggrund eller landbaggrund, mens koncentrationerne på gademålestationerne er langt mindre. Det skyldes, at udledninger af kvælstofoxider fra navnlig trafik nedbryder ozon. Måleprogrammet for 2019 for ozon har derfor hovedvægt på bybaggrundsmålestationerne (4 stk.) og landbaggrundsmålestationerne (3 stk.), mens der på gadeniveau kun måles på én station, H.C. Andersens Boulevard.

6.1 Status for luftkvalitet

Tabel 6.1 viser resultaterne for målingerne af årsmiddelkoncentrationerne for ozon. Her ses tydeligt, at årsmiddelkoncentrationerne ligger væsentligt lavere ved gademålestationen end i bybaggrund og landbaggrund. Dette skyldes den førnævnte reaktion med kvælstofmonooxid, som navnlig fører til nedbrydning af ozon i byerne, hvor udledningerne af kvælstofoxider fra vejtrafikken er høje. Til gengæld er der kun en meget lille forskel mellem resultaterne fra by- og landbaggrundsmålestationerne, hvilket kan forklares med, at størstedelen af ozon langtransporteres til Danmark fra det sydlige Europa, og under transporten sker der en udjævning af eventuelle geografiske variationer i koncentrationerne.

Tabel 6.1 viser endvidere, at antallet af dage med overskridelse af 120 µg/m³ ligger på 14 gange eller derunder i 2019. I 2017 og 2018 lå antallet af dage med overskrides ligeledes under 25 (Ellermann et al., 2020), og der er derfor ingen overskridelse af målværdien for perioden fra 2017-2019.

Til gengæld så blev EU's langsigtede målsætning overskredet på alle baggrundsmålestationer i 2019 (Tabel 6.1). Denne målsætning er endnu ikke trådt i kraft, og det vides ikke, hvornår det sker.

EU's informationstærskel for timemiddelværdien af ozon på 180 µg/m³ (EU, 2008) blev overskredet en enkelt gang i 2019 i forbindelse med en ozonepisode, som nåede Sjælland og Fyn (Tabel 6.1). Ved denne lejlighed blev befolkningen informeret om episoden med den kortvarige overskridelse af informationstærskelværdien.

Tabel 6.1. Årsmiddelværdier for ozon i 2019 og en række andre parametre til vurdering af overholdelse af de i EU fastlagte målsætninger for O₃ (EU, 2008). For O₃ er der en gældende målværdi (vurderes som gennemsnit af de seneste tre kalenderår), en langsigtet målsætning, som endnu ikke er trådt i kraft og en informationstærskel, som angiver grænsen for, hvornår befolkningen skal informeres om høje ozonniveauer.

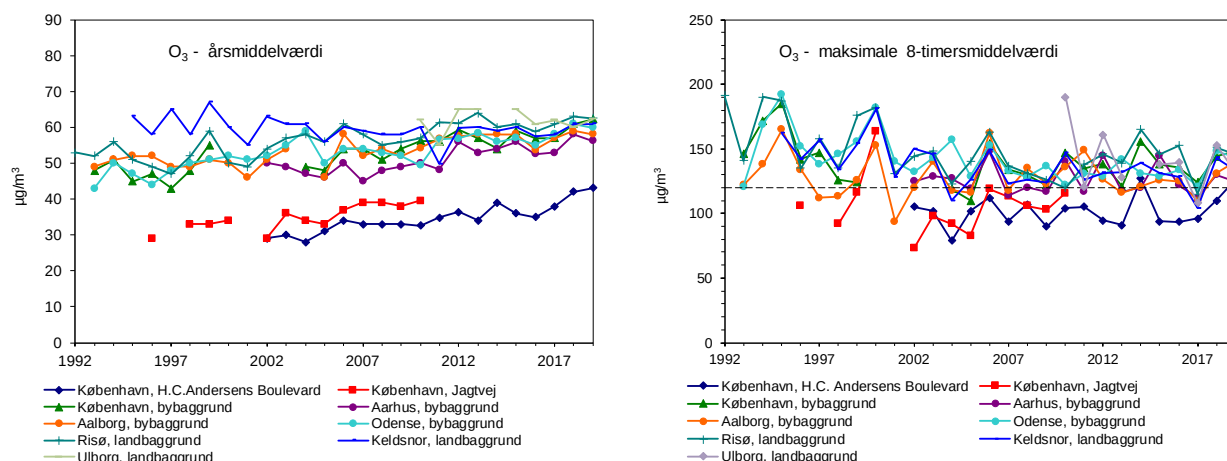
	Årsmiddel µg/m ³	Antal dage med den maksimale 8-timersmiddelværdi over 120 µg/m ³ Antal dage	Maksimum 8-timersmiddelværdi µg/m ³	Højeste timemiddelværdi µg/m ³
Målværdi		25*		
Langsigtet målsætning			120	
Informationstærskel				180
<i>Gade</i>				
København, H.C. Andersens Boulevard	43	1	126	161
<i>Bybaggrund</i>				
København	62	14	148	186
Odense	60	13	144	181
Aarhus	56	3	125	166
Aalborg	58	6	140	160
<i>Landbaggrund</i>				
Keldsnor	61	6	133	172
Risø	63	13	145	183
Ulborg	62	8	132	148

* Målværdi gælder som gennemsnit for de seneste tre kalenderår.

6.2 Udviklingstendens

Figur 6.1 viser udviklingstendens for årsmiddelværdien og den maksimale 8-timersmiddelværdi for ozon. For landbaggrundsstationerne ses uændrede til svagt stigende årsmiddelværdier gennem hele måleperioden. Der ses også en svag stigning ved bybaggrundsmålestationerne, og en tydelig stigning ved gademålestationerne. Dette billede hænger sammen med, at der navnlig i byerne er sket et stort fald i udledningerne af kvælstofoxider. Det store fald i udledningen kvælstofoxider har reduceret nedbrydningen af ozon i byerne, hvilket resulterer i en stigning i koncentrationerne af ozon.

For de maksimale 8-timersmiddelværdier er der i 1990'erne og begyndelsen af 2000'erne et fald i koncentrationerne ved baggrundsmålestationerne. Siden midten af 2000'erne har værdierne ligget på omtrent samme niveau. Siden 1990'erne er der dermed sket et fald i antallet af episoder med høje koncentrationsniveauer af ozon.



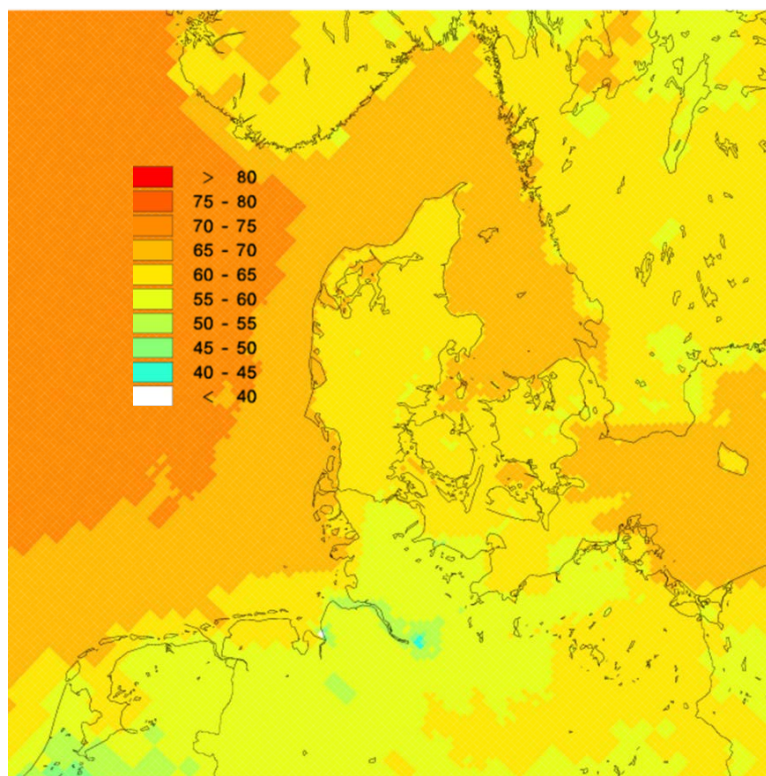
Figur 6.1. Årsmiddelværdier (venstre) og den maksimale 8-timersmiddelværdi (højre) for O_3 . Den stiplede linje i den højre figur angiver EU's langsigtede målsætning, som endnu ikke er trådt i kraft (EU, 2008).

6.3 Modelberegninger

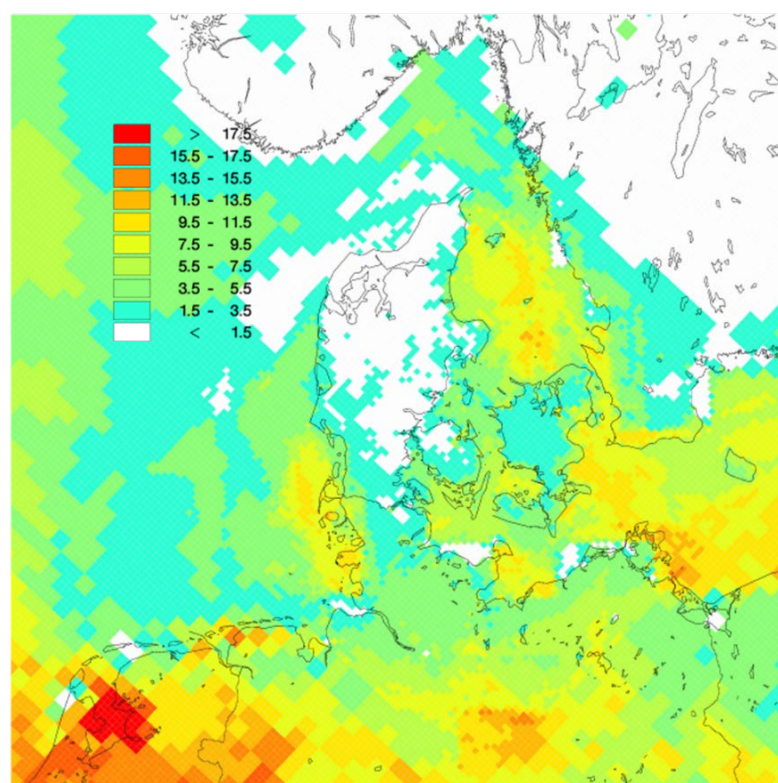
Modelberegninger med regionalskala-modellen DEHM viser, at den geografiske spredning af ozon er lille, og at årsmiddelværdien ligger på omkring $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figur 6.2). Dette er fint i overensstemmelse med resultaterne fra målingerne (Tabel 6.2). Årsmiddelkoncentrationen ligger en smule højere ved kysterne, hvilket skyldes, at afsætningen af ozon på vandoverflader er meget lille sammenlignet med afsætning til landoverflader. Når ozon transporteres op til Danmark over vandområderne, så er der derfor meget lille fjernelse af ozon fra luften. Når så luften transporteres videre ind over landområder øges fjernelsen af ozon og koncentrationerne falder. Figuren viser også lavere koncentrationer over de store byområder, hvilket skyldes den kemiske nedbrydning af ozon, som følge af reaktion med nitrogenmonoxid. Nitrogenmonoxid udledes navnligt fra trafik, hvilket er årsag til, at luftkoncentrationerne af ozon er højere i byerne end i landområderne.

EU's målværdi for ozon angiver, at den daglige maksimale 8-timersmiddelværdi ikke må overskride $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mere end 25 gange i kalenderåret set som gennemsnit over de seneste tre år. Figur 6.3 viser den modelberegnete geografiske variation i antallet af dage, hvor den 8-timersmiddelværdi overskrider $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2019. Der ses væsentligt færre dage med overskridelser i Jylland og det højeste antal dage med overskridelser på Sjælland og Bornholm. Igen er det de kystnære områder, der er særligt udsat for episoder med høje koncentrationer. Der er igen områder, hvor EU's grænse på 25 dage er overskredet.

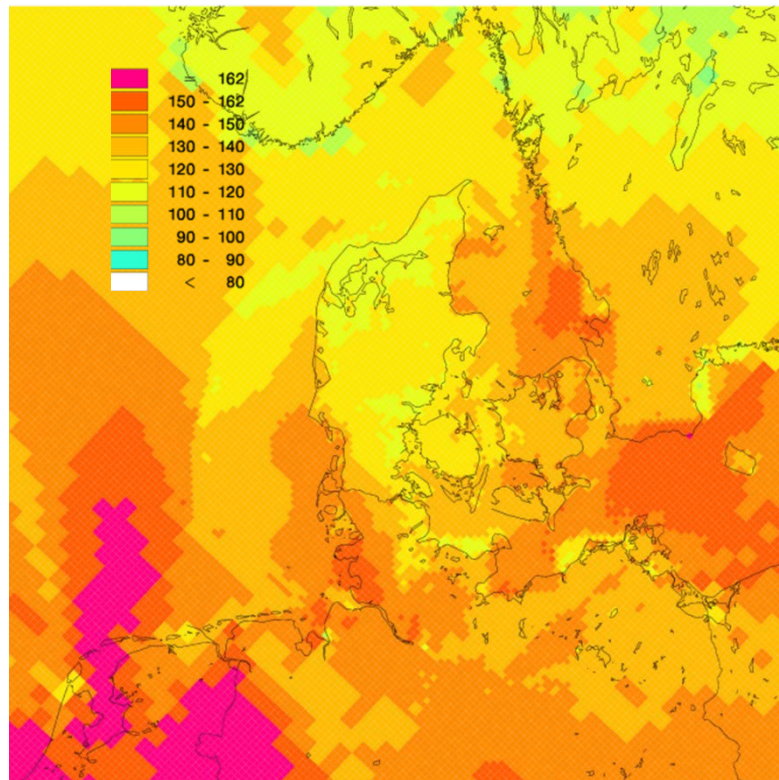
EU's langsigtede målsætning angiver, at den maksimale 8-timersmiddelværdi ikke må overskride $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i løbet af kalenderåret (EU, 2008). Figur 6.4 viser den geografiske variation for den maksimale 8-timersmiddelværdi. Her ses, at EU's langsigtede målsætning er overskredet i den største del af landet, hvilket er i overensstemmelse med resultaterne fra målingerne (Tabel 6.1). Kun mindre dele i den nordlige og vestlige del af Jylland ligger niveauet lige under $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Den langsigtede målsætning er endnu ikke trådt i kraft, og det vides ikke, hvornår det sker.



Figur 6.2. Årsmiddelkoncentrationer for ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i 2019 beregnet med regionalskalamodellen DEHM. Figuren viser den gennemsnitlige koncentrationer for gitterceller på 6 km x 6 km.



Figur 6.3. Antallet af dage, hvor den 8-timersmiddelværdi overskrider $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2019 beregnet med regionalskalamodellen DEHM. Figuren viser gennemsnitlige værdier for gitterceller på 6 km x 6 km.



Figur 6.4. Den maksimale 8-timersmiddelværdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i 2019 beregnet med regional-skalamodellen DEHM. Figuren viser den gennemsnitlige værdi for gitterceller på 6 km x 6 km.

7. Luftbårne partikler

De luftbårne partikler anses for at være ansvarlige for langt hovedparten af de negative helbredseffekter fra luftforureningen. Partikelforureningen består af mange hundrede forskellige slags partikler med forskellige fysiske og kemiske egenskaber. Derfor er der også mange kilder til den luftbårne partikelforurening, som både udledes direkte fra menneskeskabte og naturlige kilder og som også dannes i stort omfang via de kemiske reaktioner i luften. Den første gruppe af partikler benævnes direkte udledte partikler eller primære partikler (PPM) og den anden gruppe betegnes sekundære partikler.

Dette kapitel omhandler resultaterne fra overvågning af selve massen og antallet af partikler i luften, mens de følgende kapitler præsenterer resultaterne fra overvågningen af forskellige kemiske komponenter (for eksempel tungmetaller og elementært kulstof) i den luftbårne partikelforurening.

Det danske overvågningsprogram er i dag baseret på overvågning af tre fraktioner af partikelforureningen:

- **Partikelantal:** Antal partikler per cm^3 med diameter mellem 40 og 478/550 nm (forklares yderligere i afsnit 7.2). Denne partikelfraktion bestemmes ved at tælle dem, da de er så små, at de har ubetydelig masse. Partikelantal omtales ofte som mængden af ultrafine partikler, hvilket strengt taget ikke er helt korrekt, da de ultrafine partikler kun dækker partikler med diameter op til 100 nm. Partikelantallet i hele 6 – 550 nm-intervallet er dog skønsmæssigt kun omkring 15-25 % højere end antallet af ultrafine partikler i det korrekte størrelsesinterval.
- **PM_{2,5}:** Massen af fine partikler med diameter mindre end 2,5 μm . De ultrafine partikler er altså en delmængde af PM_{2,5}, men massen af de ultrafine partikler er meget lille, så derfor udgør de ultrafine partikler en ubetydelig andel af PM_{2,5}.
- **PM₁₀:** Massen af partikler med diameter mindre end 10 μm . PM_{2,5} er en delmængde af PM₁₀. PM₁₀ kan i visse sammenhænge med fordel opdeles i de fine partikler (PM_{2,5}) og de grove partikler (PM₁₀ fratrukket PM_{2,5}).

EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008) omfatter PM_{2,5} og PM₁₀ og angiver tre grænseværdier for disse partikelfraktioner:

- For at begrænse langtidseksponeringen for PM_{2,5} er der fastlagt grænseværdi, som angiver, at årsmiddelværdien af PM_{2,5} ikke må overstige 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- For at begrænse langtidseksponeringen for PM₁₀ er der fastlagt grænseværdi, som angiver, at årsmiddelværdien af PM₁₀ ikke må overstige 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- For PM₁₀ er der endvidere også fastsat en korttidsgrænseværdi, som angiver, at døgnmiddelværdien for PM₁₀ ikke må overskride 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mere end 35 gange i et kalenderår.

EU's luftkvalitetsdirektiv har endvidere fastlagt et nationalt reduktionsmål for at begrænse de skadelige virkninger af luftforurening på menneskers sundhed (EU, 2008). Reduktionsmålet er fastlagt på basis af en "indikator for

gennemsnitlig eksponering" (på engelsk Average Exposure Indicator, AEI), som beregnes ud fra den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration i Danmark af $PM_{2,5}$ taget som gennemsnit for en treårig periode. For Danmark betyder reduktionsmålet, at AEI skal falde med 15% fra 2010 til 2020. Reduktionsmålet beskrives yderligere i afsnit 7.3.

Endeligt indeholder EU's luftkvalitetsdirektiv også en forpligtelse til, at eksponeringskoncentrationen (AEI) ikke må overskride $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for et kalenderår.

Overvågningsprogrammet omfatter en relativt omfattende overvågning af $PM_{2,5}$ og PM_{10} . I 2019 måles de to parametre samtidigt på fem målestationer (H.C. Andersens Boulevard, Jagtvej, Aarhus gade, København bybaggrund og landbaggrund ved Risø), mens der måles $PM_{2,5}$ på yderligere tre målestationer (Aarhus og Aalborg bybaggrund, Hvidovre forstad), og PM_{10} på yderligere to målestationer (Keldsnor og Odense gade).

Målinger af partikelantal er ikke omfattet af EU's luftkvalitetsdirektiv, og der findes ingen miljømålsætninger for, hvor stort partikelantallet må være. Der er imidlertid et stort nationalt behov for viden omkring niveauer og udviklingstendens for partikelantallet. Derfor måles partikelantal på tre målestationer i hovedstadsområdet (H.C. Andersens Boulevard, København bybaggrund og Hvidovre forstad) og i landlig baggrund ved Risø.

7.1 Udledninger

I det følgende præsenteres resultaterne for opgørelse af de direkte udledninger af luftbårne partikler i Danmark. De direkte udledninger udgør kun en lille del af den målte partikelforurening i Danmark, da der, som det indledningsvist blev nævnt, også er naturlige kilder til partikelforureningen, og der dannes mange partikler via de kemiske reaktioner i luften. Derfor er der stor forskel på sammensætningen af kilderne til de direkte udledte partikler og kilderne til den samlede målte partikelforurening i luften.

Der er endvidere også stor forskel på kilderne til de forskellige størrelsesfraktion af partikler. De fine partikler ($PM_{2,5}$) udgør omkring 40% af de udledte partikler med diameter mindre end $10 \mu\text{m}$, mens de grovere partikler med diameter mellem $2,5$ og $10 \mu\text{m}$ (PM_{Grove}) udgør omkring 60% (Tabel 7.1).

De fine partikler ($PM_{2,5}$) udledes i langt overvejende grad fra ikke-industriel forbrænding (hovedsageligt fra anvendelse af brænde til boligopvarmning (Figur 7.1; Nielsen et al., 2020). I 2018 var omkring 65% af udledningerne fra ikke-industriel forbrænding, og 58% fra boligopvarmning. Herefter kommer udledningerne fra vejtransport (9%) og ikke-vejgående transport (6%).

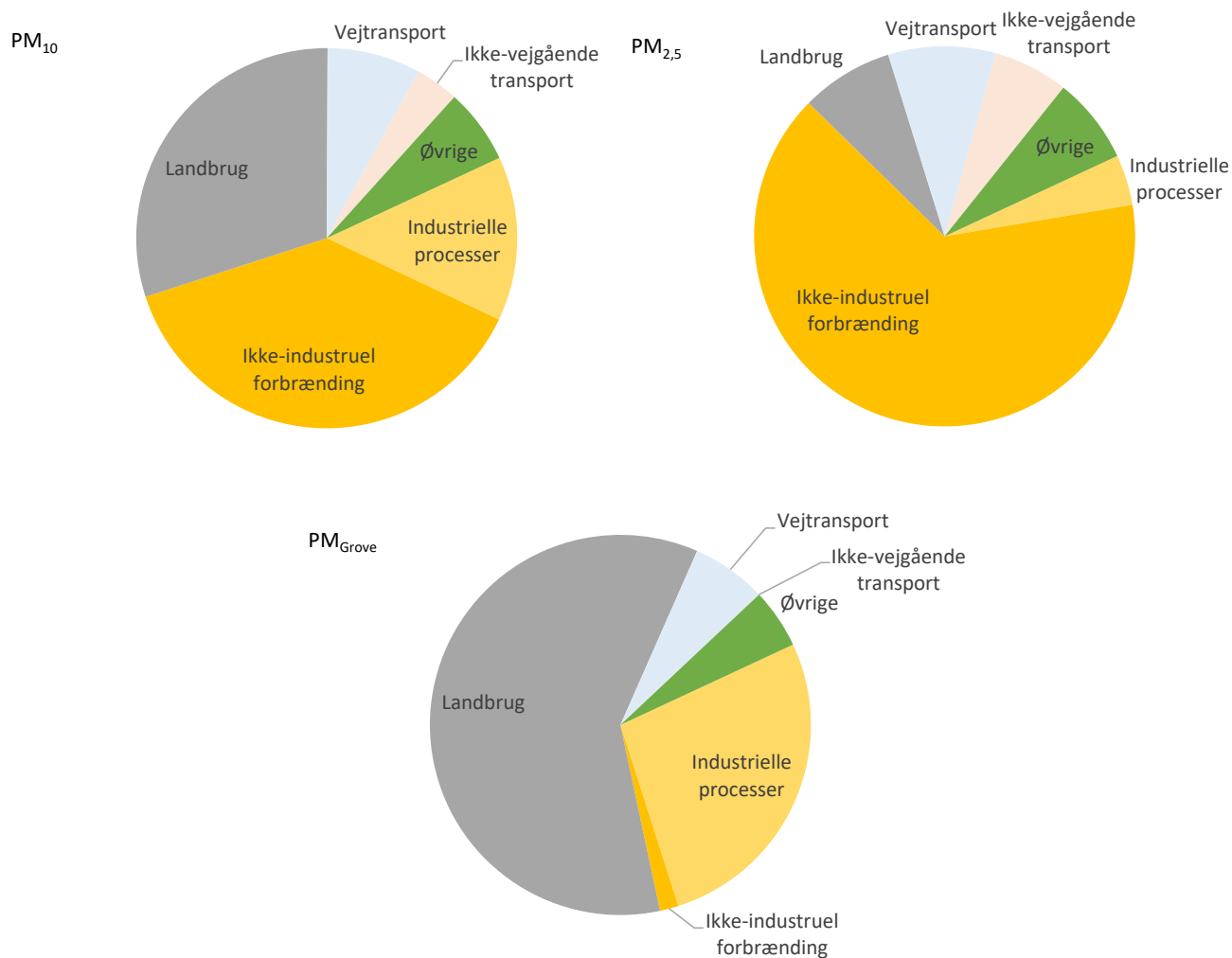
For de grove partikler (PM_{grove}) ses en meget anderledes kildesammensætning, hvor støv fra landbruget i 2018 stod for hovedparten (omkring 60%), mens industrielle processer var ansvarlig for omkring 27% og vejtransport for omkring 6% (Tabel 7.1). Årsagen til det store bidrag fra industrielle processer er blandt andet, at anlæggelse af veje hører under denne kategori ifølge de europæiske retningslinjer for emissionsopgørelser (EEA, 2019). Det skal endvidere bemærkes, at det er vanskeligt at opgøre udledningerne fra landbrug, så disse tal er behæftet med stor usikkerhed.

De direkte udledninger af PM_{10} er faldet med omkring 24% siden 1990 (Figur 7.2). Dette fald er hovedsageligt opnået via et fald i udledningerne af de fine partikler (omkring 34%), mens udledningerne af de grove partikler har været på næsten samme niveau i perioden (omkring 6% fald). Dog ses en markant top i 2008 som følge af, at der i 2008 blev anlagt udsædvanligt meget ny vej (baseret på informationer fra Danmarks Statistik), hvilket kategoriseres under industrielle processer.

Faldet i udledningerne af fine partikler (Figur 7.2) skyldes hovedsageligt et relativt stort fald i udledningerne fra vejtransport (omkring 67%) og ikke vejgående transport (omkring 80%). Disse fald er opnået ved forbedring af køretøjerne, hvor navnlig indførelse af partikelfiltre har haft stor betydning. Udledningerne fra ikke-industriel forbrænding ligger i 2018 på niveau med udledningerne i 1990, hvor der dog er et væsentligt højere niveau i 2008 end i 1990. Det er værd at bemærke, at der siden 2008 er sket en markant reduktion i udledningerne fra ikke-industriel forbrænding, hovedsageligt som følge af forbedret forbrænding i forbindelse med boligopvarmning.

Det lille fald, som ses for udledningerne af de grove partikler (Figur 7.2), skyldes hovedsageligt et mindre fald i udledningerne fra landbrug, men også fald i de øvrige kilder. Til gengæld er det værd at bemærke, at der ses en stigning i udledningerne fra vejtransport. De grove partikler fra vejtransport kommer fra dæk-, bremse- og vejslid, som det er vanskeligt at reducere via tekniske tiltag. Den stigende vejtransport har derfor givet øgede udledninger.

For EU-28 ses i store træk et tilsvarende mønster hvad angår kildesammensætningen og udviklingstendensen (CEIP, 2020).

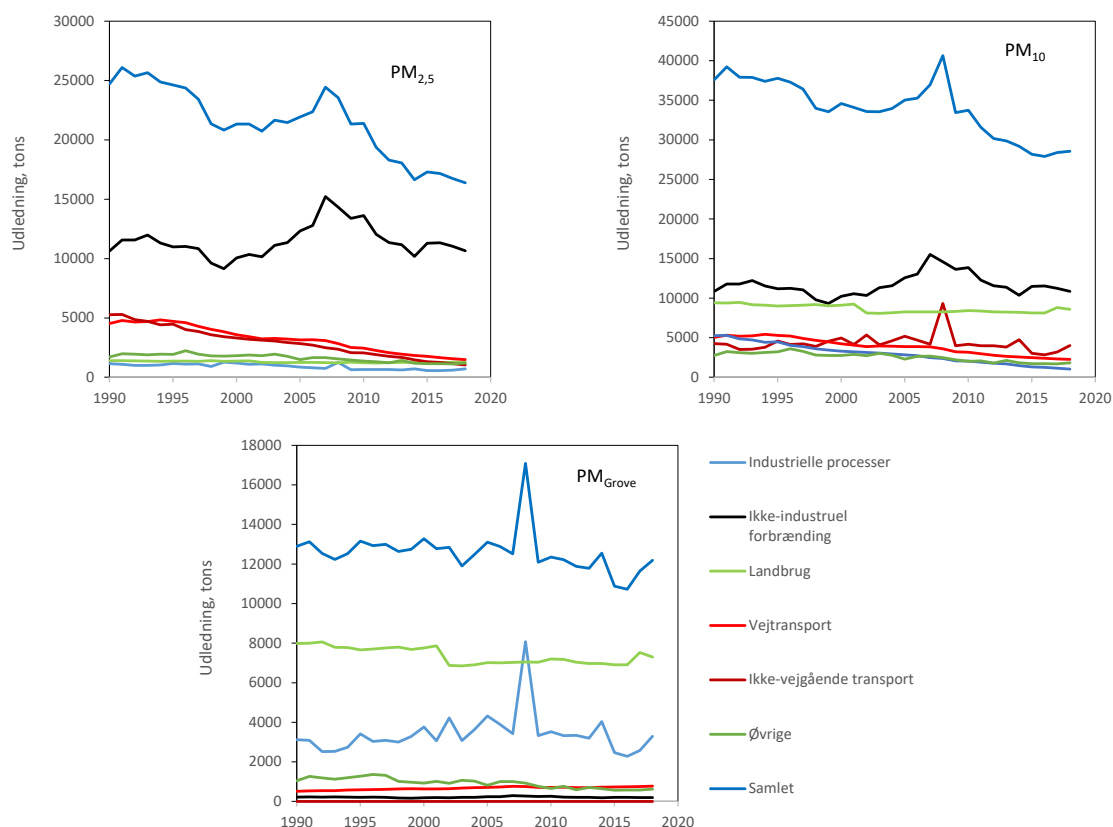


Figur 7.1. Kilderne til de direkte udledninger af partikelforurening i Danmark i 2018 (Nielsen et al., 2020). Øverst venstre PM_{10} , øverst højre $PM_{2.5}$ og nederst i midten PM_{Grove} (partikler med diameter mellem 2,5 og 10 μm). PM_{Grove} er beregnet ud fra forskellen mellem PM_{10} og $PM_{2.5}$. Figurerne viser de fem vigtigste kilder i Danmark, mens de resterende kilder er vist samlet under "Øvrige".

Tabel 7.1. Kilderne til de direkte udledninger af partikler i Danmark i 2018 (Nielsen et al., 2020). Partikeludledningen angives for PM₁₀, PM_{2,5} og PM_{Grove} (partikler med diameter mellem 2,5 og 10 µm). PM_{Grove} er beregnet ud fra forskellen mellem PM₁₀ og PM_{2,5}. Kilderne er opgjort i 10 hovedkategorier med en yderligere underopdeling for "Ikke-industriel forbrænding" og "Vejtransport". Opdelingen er baseret på SNAP-koder (Selected Nomenclature for Air Pollution).

Kategori	SNAP-kode	PM ₁₀		PM _{2,5}		PM _{Grove}	
		Tons	%	Tons	%	Tons	%
Energiindustri, f.eks. kraftværker og raffinaderier	1	599	2	477	3	122	1
Ikke-industriel forbrænding	2	10850	38	10658	65	192	2
<i>Handel og service</i>	201	232	1	218	1	14	0
<i>Husholdninger</i>	202	9731	34	9556	58	175	1
<i>Land-, skovbrug og akvakultur</i>	203	887	3	884	5	4	0
Fremstillingsvirksomhed og byggeri	3	223	1	149	1	74	1
Industrielle processer	4	3997	14	704	4	3293	27
Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	5	165	1	17	0	149	1
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	6	562	2	288	2	274	2
Vejtransport	7	2272	8	1497	9	775	6
<i>Udstødning</i>	701-706	538	2	538	3	0	0
<i>Ikke-udstødning</i>	707-708	1734	6	959	6	775	6
Ikke-vejgående transport*	8	1046	4	1044	6	2	0
Affald	9	273	1	273	2	0	0
Landbrug	3b,d,f-i	8589	30	1287	8	7303	60
Samlet		28576	100	16393	100	12184	100

*Data inkluderer national søfart og luftfart samt internationale starter og landinger inden for luftfart.



Figur 7.2. Udviklingen i de direkte udledninger af partikelforurening i Danmark i 2018 (Nielsen et al., 2020). Øverst venstre PM_{10} , øverst højre $PM_{2,5}$ og nederst i midten PM_{Grove} (partikler med diameter mellem 2,5 og 10 μm). PM_{Grove} er beregnet ud fra forskellen mellem PM_{10} og $PM_{2,5}$.

7.2 Status for luftkvalitet

Af tabel 7.2 fremgår, at årsmiddelværdierne for gademålestationerne ligger både $PM_{2,5}$ og PM_{10} i gennemsnit omkring 50% under grænseværdierne. Antallet af dage, hvor døgnmiddelværdien overskrider 50 $\mu g/m^3$, ligger også betydeligt under grænseværdien. Der var derfor ingen overskridelse af grænseværdierne for partikelforureningen i 2019 ved nogen af målestationerne.

Måleprogrammet omfatter endvidere målinger af partikelantal, som er en parameter, der angiver den luftbårne forureningen med partikler i nanostørrelse. Disse partikler er så små, at de har meget lille masse, så derfor måles de ved tælling. Måleresultaterne, der præsenteres i denne rapport, dækker partikler i størrelsen af 40 til 478/550 nm. Bemærk, at resultaterne ikke omfatter partikler mindre end 40 nm, hvilket skyldes tekniske problemer på de nyligt erhvervede instrumenter (fejlen er rettet i 2020). Årsagen til angivelsen af to øvre grænser er, at de gamle og nyere instrumenter har lidt forskelligt måleområde. I praksis giver det dog kun anledning til en undseelig forskel, da antallet af partikler mellem 478 og 550 nm er ubetydelig i denne sammenhæng. Yderligere detaljer kan findes i Ellermann et al. (2020)..

Partikelantal varierer fra omkring 3.400 partikler per cm^3 på gademålestationen og ned til omkring 1.500 partikler per cm^3 på landbaggrundsmålestationen (tabel 7.2). Der er ingen grænseværdier at sammenligne disse værdier med.

Tabel 7.2. Resultater og grænseværdier for PM_{2,5}, PM₁₀ og partikelantal. For PM_{2,5} og PM₁₀ angives årsmiddelværdien og de tilhørende grænseværdier fra EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008). For PM₁₀ er der endvidere en grænseværdi for korttids eksponering for PM₁₀, som angiver at døgnmiddelværdien for PM₁₀ ikke må overskride 50 µg/m³ mere end 35 gange i et kalenderår (EU, 2008). Til sammenligning med korttidsgrænseværdien angives antallet af dage med overskridelse af 50 µg/m³. Endelig angives årsmiddelværdien for antallet af partikler med diameter mellem 40 nm og 478/550 nm. Der er ingen grænseværdi for partikelantal. Grænseværdier og måleresultater er angivet ved ambient tryk og temperatur.

	PM _{2,5} Årsmiddel	PM ₁₀ Årsmiddel	PM ₁₀ Antal dage med døgnmiddelværdi over 50 µg/m ³	Partikelantal Antal partikler med diameter mellem 40 og 478/550 nm
	µg/m ³	µg/m ³	antal dage	antal/cm ³
Grænseværdi	25	40	35	
<i>Gade</i>				
København, H.C. Andersens Boulevard	13	26	20	3430
København, Jagtvej	12	21	12	
Odense, Grønløkkevej		20	10	
Aarhus, Banegaardsgade	12	19	7	
<i>Bybaggrund</i>				
København	11	17	2	1656
Aarhus	9			
Aalborg	10			
<i>Forstad</i>				
Hvidovre	10			1866
<i>Landbaggrund</i>				
Keldsnor		18	9	
Risø	10	16	2	1541

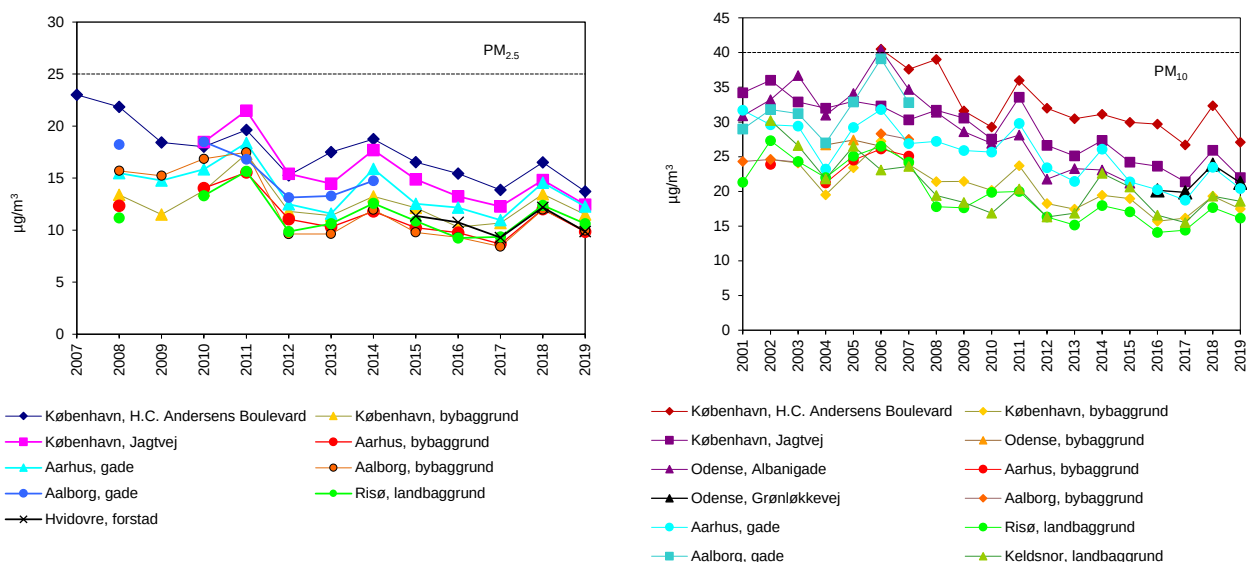
PM₁₀ ligger halvdelen til to gange over PM_{2,5}, hvilket hænger sammen med, at PM₁₀ omfatter en større del af de luftbårne partikler end PM_{2,5}. Når man kigger på den samme partikelfraktion (respektiv PM_{2,5} eller PM₁₀), så ses relativt lille forskel mellem niveauerne på de forskellige typer målestationer, og også indenfor de samme typer af målestationer (Tabel 7.2). Til eksempel er der i Københavnsområdet kun 10% og 30% højere værdier for PM_{2,5} i henholdsvis bybaggrunden og på gadestationerne end målt ved landbaggrundsmålestationen. Endvidere ligger PM_{2,5} på de tre gadestationerne indenfor ±5% af middelværdien. Årsagen til dette er, at langt hovedparten af PM_{2,5} og PM₁₀ er fra luftbåren langtransport, og at der i forbindelse med langtransporten sker en udjævning af de geografiske forskelle.

7.3 Udviklingstendens

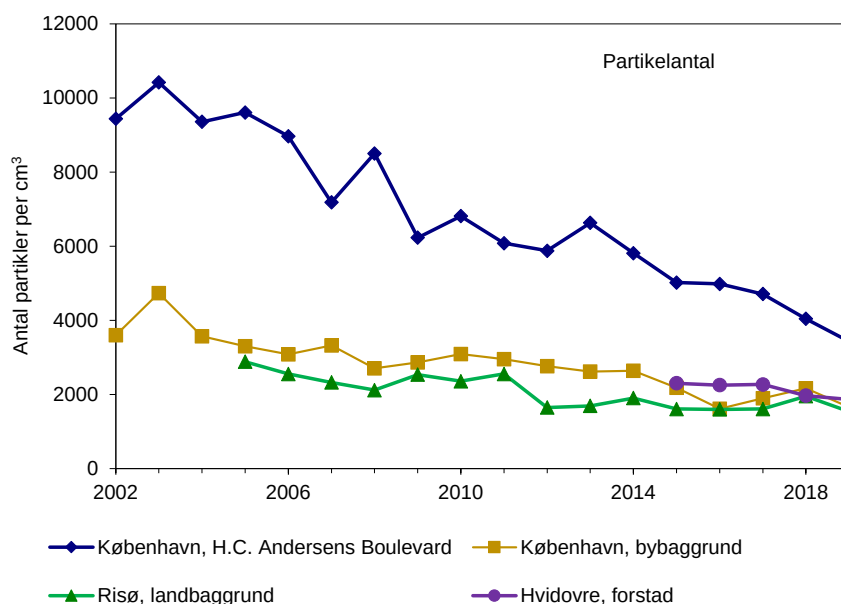
Målingerne af PM₁₀ begyndte i 2001, mens målinger af PM_{2,5} først blev påbegyndt i 2007/2008 i forbindelse med revision af EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008). Figur 7.3 viser udviklingstendensen for årsmiddelværdien af PM_{2,5} og PM₁₀. Der ses et ensartet forløb ved alle målestationerne. PM_{2,5} er faldet med 20-40% og PM₁₀ med 35- 45% siden opstart af målingerne i henholdsvis 2007/2008 og 2001.

Udviklingstendensen for partikelantal ses i figur 7.4, som viser, at der er sket et markant fald. Siden 2002 er partikelantallet faldet med henholdsvis 65% og

45% ved henholdsvis gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard og bybaggrundsmålestationen i København. Målinger i landbaggrund ved Risø er først begyndt i 2005, men siden da er partikelantallet faldet med næsten 50%. Tidsserien for målingerne i forstad (Hvidovre) er relativt kort (begyndt 2015), men siden opstart er partikelantallet faldet med omkring 20%. Udviklingstendensen er dog forbundet med stor usikkerhed, da der kun foreligger fem års målinger i Hvidovre.



Figur 7.3. Udviklingstendens for årsmiddelværdier af PM_{2.5} og PM₁₀. Den stiplede linje angiver grænseværdierne for årsmiddelværdien af PM_{2.5} (EU, 2008).

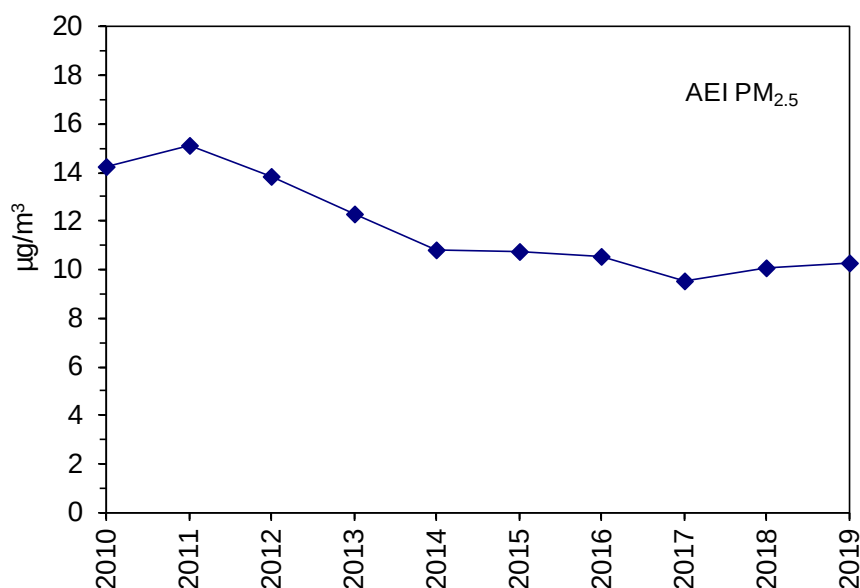


Figur 7.4. Udviklingstendens for antallet af partikler med diameter i intervallet 40 – 478/550 nm.

Reduktionsmålet er fastlagt på basis af en "indikator for gennemsnitlig eksponering" (på engelsk Average Exposure Indicator, AEI). I overensstemmelse med direktivet beregnes AEI for Danmark ud fra et gennemsnit af årsmiddelværdierne for PM_{2.5} i bybaggrund i København, Aarhus og Aalborg, som et gennemsnit over en treårig periode.

Det nationale reduktionsmål afhænger af AEI i 2010, som i Danmark lå på 14 µg/m³ (figur 7.5). AEI for 2010 er beregnet på basis af årsgennemsnit for 2008-2010. I henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv er det nationale reduktionsmål for Danmark en reduktion i AEI på 15%, som skal være opnået i 2020 (EU, 2008). For 2019 (gennemsnit for 2017-2019) lå AEI på 10 µg/m³, hvilket ligger på niveau med de seneste par år. Siden 2010 er der sket et fald i AEI på omkring 30% (figur 7.5), og Danmark opfylder dermed EU's nationale reduktionsmål.

EU's luftkvalitetsdirektiv indeholder også et krav om, at eksponeringskoncentrationen (AEI) ikke må overskride 20 µg/m³ fra 2015. Denne forpligtelse har været overholdt lige siden den trådte i kraft.



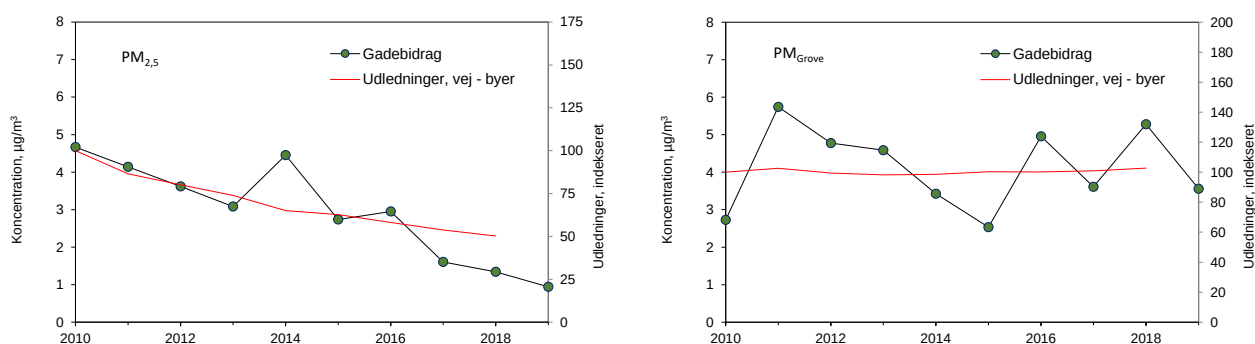
Figur.7.5. Udviklingstendens for Average Exposure Index (AEI) for Danmark siden 2010. AEI beregnes som middel af tre år, så indeks for 2010 er gennemsnit fra 2008-2010 og så fremdeles.

Det giver ikke mening at sammenligne udviklingen i målte luftkoncentrationer for partikelforurening med udviklingstendensen for de direkte udledte partikler, da de direkte udledte partikler kun udgør en lille andel af den samlede partikelforurening i luften. Langt hovedparten af gadebidraget til partikelforurening kommer imidlertid fra de direkte udledte partikler fra trafikken i gaden. Derfor giver det mening at sammenligne udviklingen for det observerede gadebidrag med udviklingen i de direkte udledte partikler fra vejtransport.

Figur 7.6 viser en sådan sammenligning mellem gadebidraget til fine og grove partikler beregnet for målestationen på Jagtvej. For de fine partikler ses et fald på omkring 80% i gadebidraget siden 2010. Udledningerne fra vejtransport, som består af fine partikler fra udstødning samt slid på bremses, dæk og vej,

er i store træk faldet i samme takt som faldet i gadebidraget. Faldet i udledningerne skyldes alene fald i udledning af partikler fra udstødningen som følge af forbedringer af køretøjerne, hvor navnlig partikelfiltre spiller en stor rolle. Det er ligeledes faldet i de direkte udledninger af fine partikler, som er den væsentligste årsag til faldet i partikelantallet. Ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard er det navnlig den øgede anvendelse af partikelfiltre, som giver anledning til reduktionerne.

For de grove partikler ses stor fluktuation mellem årene, hvilket formentligt skyldes de relativt store usikkerheder, der er forbundet med beregning af gadebidraget for de grove partikler (det beregnes ud fra resultaterne fra fire sæt målinger på to forskellige målestationer). Den generelle tendens er, at niveauet har været konstant siden 2010. Dette er i overensstemmelse med forventningerne baseret på udviklingen i udledningerne af grove partikler fra vejtransport i byerne. De grove partikler kommer udelukkende fra slid på bremses, dæk og vej og disse udledninger har været svagt stigende grundet stigningen i trafikintensiteten (Figur 7.6).



Figur 7.6. Udviklingen i gadebidraget til fine (PM_{2,5}) og grove partikler (PM_{Grove}) ved Jagtvej sammenholdt med den relative udvikling i udledningerne af henholdsvis fine og grove partikler fra vejtransport i byerne (Nielsen et al., 2020). Gadebidraget er beregnet som forskellen mellem målte luftkoncentrationer ved Jagtvej og i bybaggrund i København (H.C. Ørsted Institut). Udledningerne er indekseret til 100 i 2010.

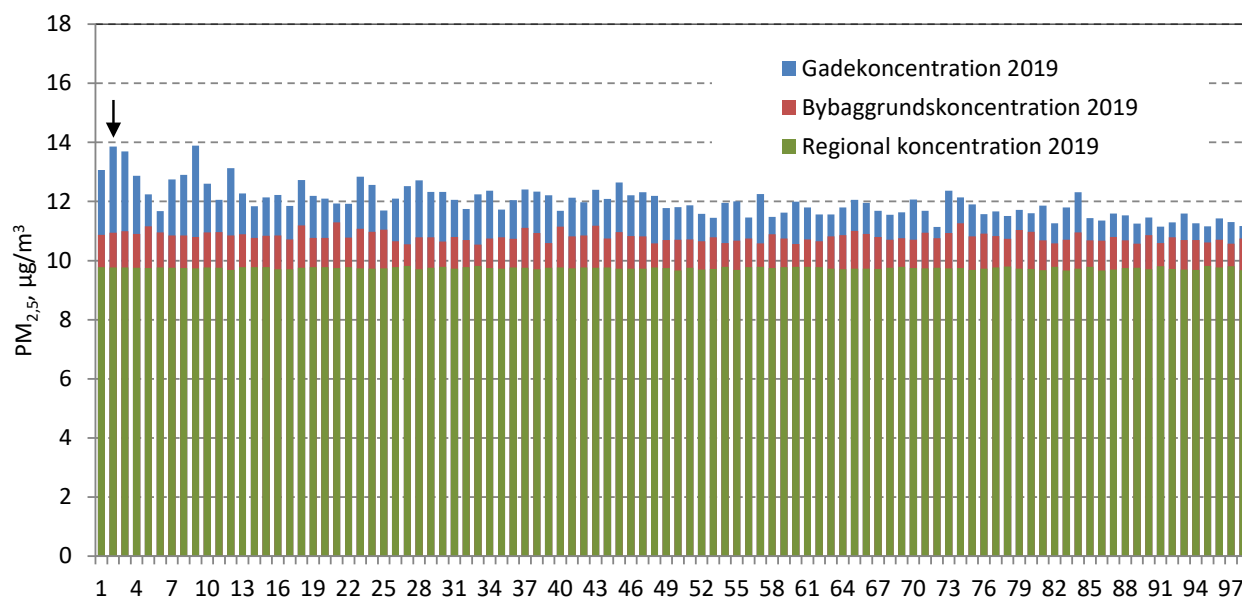
7.4 Modelberegninger

Modelberegninger af årsmiddelkoncentrationer af PM_{2,5} og PM₁₀ for udvalgte gader i København og Aalborg begyndte at blive rapporteret inden for Det Nationale Luftkvalitetsovervågningsprogram i 2017. De udvalgte gader repræsenterer trafikerede gader og er hovedsageligt lukkede gaderum. Koncentrationerne er forhøjede i denne type gader på grund af de høje emissioner og begrænsede spredningsforhold. 98 gader er inkluderet for København og 26 for Aalborg. ÅDT (årsdøgntrafik, dvs. gennemsnitlig døgntrafik over et år) er mellem 2.000 og 81.000 køretøjer om dagen i København og mellem 3.550 og 31.000 køretøjer om dagen i Aalborg.

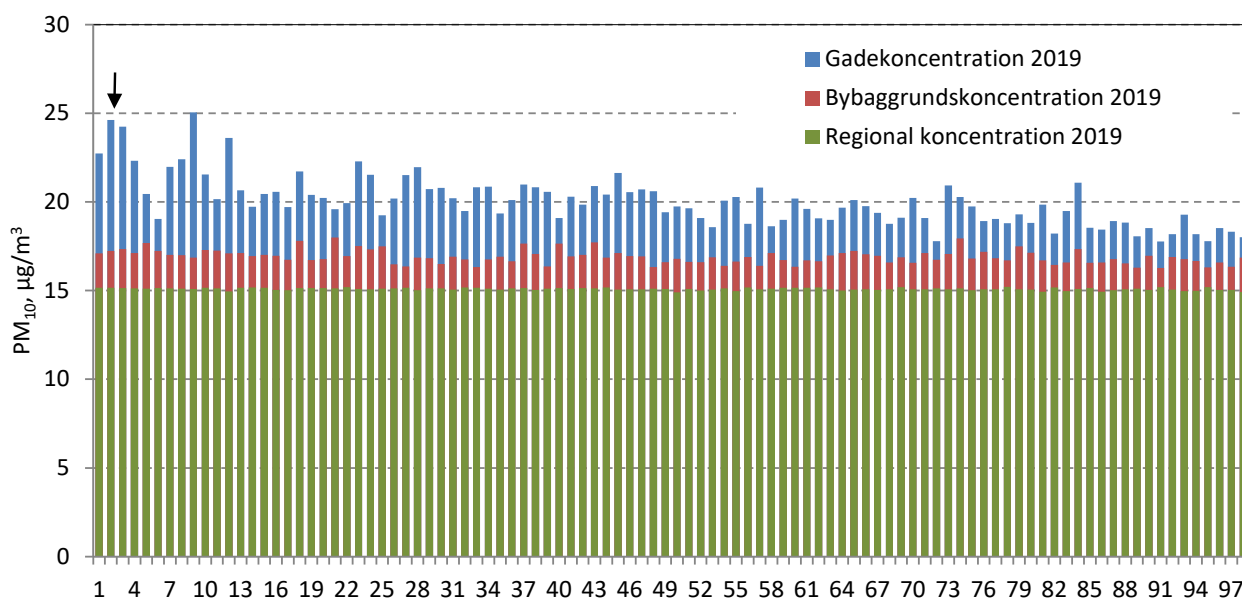
Der er foretaget modelberegninger med henblik på at bestemme årsmiddelkoncentrationen af PM_{2,5} og PM₁₀ med henblik på at sammenligne med grænseværdier. Grænseværdien for luftkvaliteten som årsmiddel er henholdsvis 25 og 40 µg/m³ for PM_{2,5} og PM₁₀ (EU, 2008).

Figur 7.7 og 7.8 viser de modellerede årsmiddelkoncentrationer for PM_{2,5} og PM₁₀ for de udvalgte gadestrækninger i København. Rangordenen fra NO₂ er bevaret, og gadenumrene vises i Tabel 7.6.

Årsmiddelkoncentrationerne ligger på 11-14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og 17-25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for henholdsvis $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} . Årsmiddelkoncentrationerne ligger dermed et godt stykke under grænseværdien for $\text{PM}_{2,5}$ på 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og grænseværdien for PM_{10} på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, så i lighed med målingerne ses ingen overskridelse af grænseværdierne for årsmiddelkoncentrationerne i København.

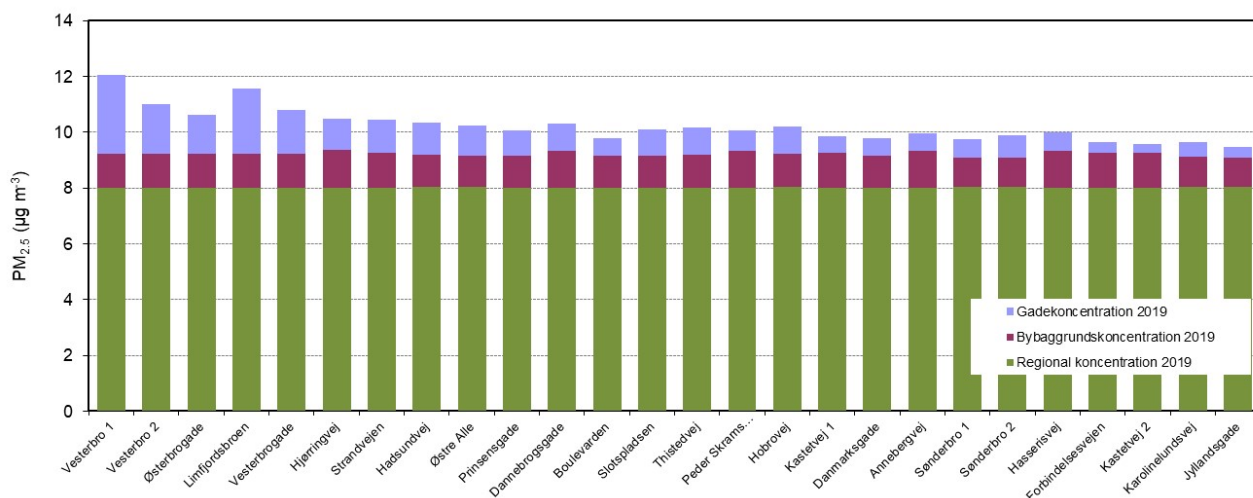


Figur 7.7. Modellerede årsmiddelkoncentrationer for $\text{PM}_{2,5}$ for de 98 udvalgte gadestrækninger i København i 2019. Gaderne er rangordnet efter koncentrationerne af kvælstofdioxid (Kapitel 2.4). Pile angiver gadestrækninger med en målestation.

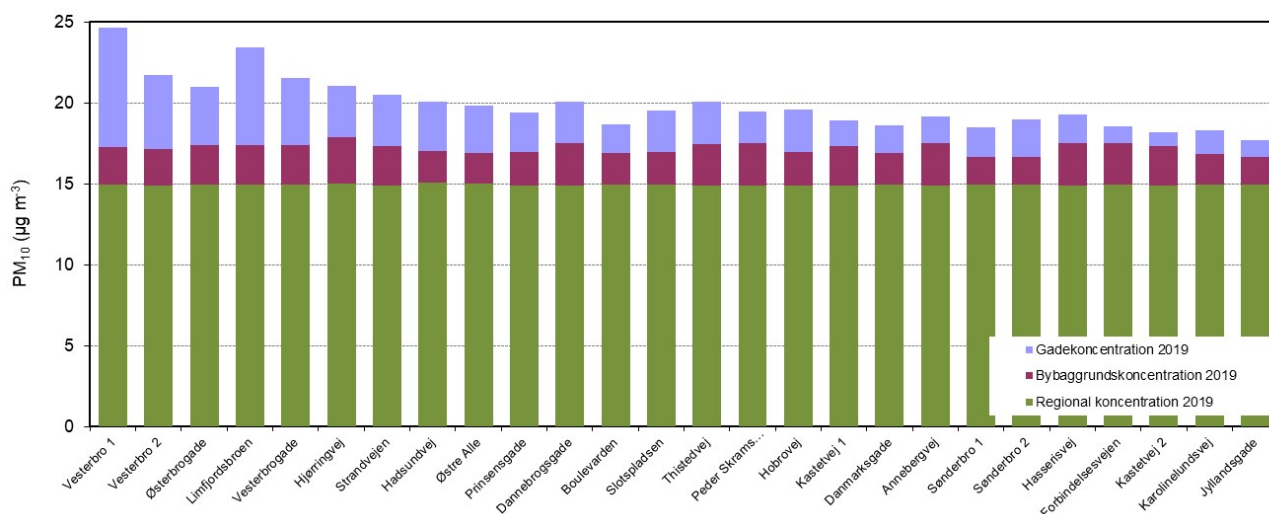


Figur 7.8. Modellerede årsmiddelkoncentrationer for PM_{10} for de 98 udvalgte gadestrækninger i København i 2019. Gaderne er rangordnet efter koncentrationerne af kvælstofdioxid (Kapitel 2.4). Pile angiver gadestrækninger med en målestation.

De modelberegnete årsmiddelkoncentrationer for de udvalgte gadestrækninger i Aalborg ligger i intervallerne fra 9-12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og 17-25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for henholdsvis $\text{PM}_{2.5}$ og PM_{10} (Figur 7.9 og 7.10). Årsmiddelkoncentrationerne ligger dermed et godt stykke under grænseværdien for $\text{PM}_{2.5}$ på 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og under grænseværdien for PM_{10} på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 7.9. Modelberegnete årsmiddelkoncentrationer for $\text{PM}_{2.5}$ for 26 udvalgte gadestrækninger i Aalborg i 2019. Gaderne er rangordnet efter koncentrationerne af kvælstofdioxid (Kapitel 2.4).



Figur 7.10. Modelberegnete årsmiddelkoncentrationer for PM_{10} for 26 udvalgte gadestrækninger i Aalborg i 2019. Gaderne er rangordnet efter koncentrationerne af kvælstofdioxid (Kapitel 2.4).

Tabel 7.6. Rangnummer og navne for gadestrækninger, der er vist i Figur 7.7 og 7.8. Gaderne er nummererede (1-98) i forhold til NO₂-niveauer i 2019 (1 = højeste, 98 = laveste). Tallene i parentes refererer til forskellige delstrækninger af den samme gade, der har mere end én modelberegning. En stjerne (*) angiver en gadestrækningen med en målestation.

Nr.	Gadenavn	Nr.	Gadenavn	Nr.	Gadenavn
1	H C Andersens Boulevard(2)	34	Falkoner Alle(2)	67	Jagtvej(2)
2*	H C Andersens Boulevard(1)	35	Tagensvej(3)	68	Ålholmvej(1)
3	H C Andersens Boulevard(3)	36	Gammel Kongevej(1)	69	Englandsvej(1)
4	Gyldenløvesgade	37	Toldbodgade	70	Grøndals Parkvej
5	Øster Søgade	38	Frederikssundsvej(8)	71	Godthåbsvej(2)
6	Hammerichsgade	39	Nordre Fasanvej(1)	72	Bülowsvej(2)
7	Åboulevard(1)	40	Nørre Voldgade(2)	73	Rebildvej
8	Åboulevard(3)	41	Jagtvej(3)	74	Øster Voldgade(2)
9	Ågade	42	Vester Farimagsgade	75	Frederikssundsvej(5)
10	Stormgade	43	Nørre Farimagsgade	76	Blegdamsvej
11	Nørre Søgade	44	Torvegade	77	Ålholmvej(2)
12	Lynbyvej(2)	45	Jyllingevej(1)	78	Amagerbrogade(3)
13	Bernstorffsgade(1)	46	Nordre Fasanvej(3)	79	Dag Hammarskjølds Allé
14	Amagerbrogade(2)	47	Hillerødgade(1)	80	Slotsherrensvej(2)
15	Bernstorffsgade(2)	48	Søndre Fasanvej(2)	81	Tuborgvej(1)
16	Frederikssundsvej(3)	49	Godthåbsvej(3)	82	Artillerivej
17	Tagensvej(2)	50	Strandvejen(1)	83	Frederikssundsvej(2)
18	Bredgade	51	Roskildevvej(1)	84	Folke Bernadottes Allé
19	Enghavevej	52	Tagensvej(1)	85	Vesterfælledvej
20	Vesterbrogade(1)	53	Frederikssundsvej(1)	86	Frederiksborgvej(1)
21	Gothersgade(1)	54	Gammel Køge Landevej(1)	87	Slotsherrensvej(1)
22	Amagerbrogade(1)	55	Tuborgvej(2)	88	Peter Bangs Vej(1)
23	Fredensgade	56	Amager Boulevard	89	Peter Bangs Vej(2)
24	Østerbrogade(4)	57	Folehaven(1)	90	Bellahøjvej
25	Øster Voldgade(1)	58	Nørrebrogade	91	Røde Mellemvej(2)
26	Vesterbrogade(3)	59	Istedgade	92	Halmetgade
27	P Knudsens Gade(2)	60	Kalvebod Brygge	93	Strandvænget(2)
28	Tomsgårdsvej(2)	61	Ingerslevsgade	94	Frederiksborgvej(2)
29	H.C. Ørsteds Vej(2)	62	Røde Mellemvej(1)	95	Englandsvej(2)
30	Toftengårds Allé(1)	63	Tagensvej(4)	96	Vigerslevvej(2)
31*	Jagtvej(1)	64	Østerbrogade(1)	97	Gammel Køge Landevej(2)
32	Amagerfælledvej	65	Hulgårdsvej(2)	98	Strandvejen(2)
33	Scandiagade	66	Hillerødgade(3)		

8. Elementært – og organisk kulstof

Elementært kulstof (EC) er den del af den luftbårne partikelforurening, som udgøres af kulstof alene. I daglig tale omtales det ofte som sod, da en stor del af elementært kulstof kommer fra en ufuldstændig forbrænding (for eksempel i udstødning fra køretøjer). Elementært kulstof omtales også som black carbon (BC), fordi elementært carbon er sort. Kemisk set er der stor forskel på de to parametre. Elementært kulstof er et mål for mængden af kulstofatomer i en given prøve (μg elementært kulstof per m^3), hvilket måles med en kemisk analyse af prøven. Black carbon er et mål for, hvor "sort" prøven er, hvilket måles med en absorptionsmåling (kan omregnes til enheden $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Typisk vil der være 10-15 % forskel mellem resultaterne for de to forskellige parametre. Der er dog forskel fra lokalitet til lokalitet.

Organisk kulstof (OC) er den del af den luftbårne partikelforurening, som udgøres af kulstof, der er bundet i organiske kemiske forbindelser. Organisk kulstof er kun den masse, som svarer til kulstofatomerne i de organiske kemiske forbindelser. De organiske kemiske forbindelser indeholder også brint og en række andre atomer, hvoraf ilt, kvælstof, svovl og fosfor er nogle af de hyppigste. For at bestemme den samlede masse af den luftbårne organiske partikelforurening (OM) korrigeres organisk kulstof med en faktor mellem 1,5 og 2,1 afhængigt af lokaliteten (Turpin et al., 2010).

Organisk kulstof udledes direkte i forbindelse med afbrænding af en lang række brændstoffer. Organisk kulstof kan imidlertid også komme fra naturlige kilder, og det kan dannes i forbindelse med den kemiske omdannelse af flygtige organiske forbindelser i luften.

Danmark og de øvrige europæiske lande udarbejder nationale opgørelser over udledningerne af black carbon, mens der ikke laves opgørelser for elementært kulstof. Datagrundlaget for opgørelse af udledningerne af black carbon er begrænset, så derfor er der i den fælleseuropæiske guidebog (EEA, 2019) ofte tale om estimering af udledningerne af black carbon på baggrund af udledningsfaktorer for elementært kulstof. Da forskellen mellem elementært kulstof og black carbon er lille set i forhold til de store usikkerheder forbundet med opgørelserne over udledningerne, så er det fagligt forsvarligt at sammenstille målingerne af elementært kulstof med opgørelserne over udledningerne af black carbon.

Der laves endnu ingen nationale opgørelser over udledningerne af organisk kulstof. EU's luftkvalitetsdirektiv indeholder krav om overvågning af luftbårn elementært - og organisk kulstof i den fine partikelfraktion ($\text{PM}_{2,5}$) på en enkelt målestation i Danmark. Da disse komponenter udgør en vigtig del af den helbredsskadelige partikelforurening, så bliver der på basis af EU-kravet og de nationale vidensbehov samlet set udført målinger ved fire målestationer i Københavnsområdet (gademålestation H.C. Andersens Boulevard, bybaggrund H. C. Ørsted Institut, forstad Hvidovre, landbaggrund Risø).

8.1 Udledninger

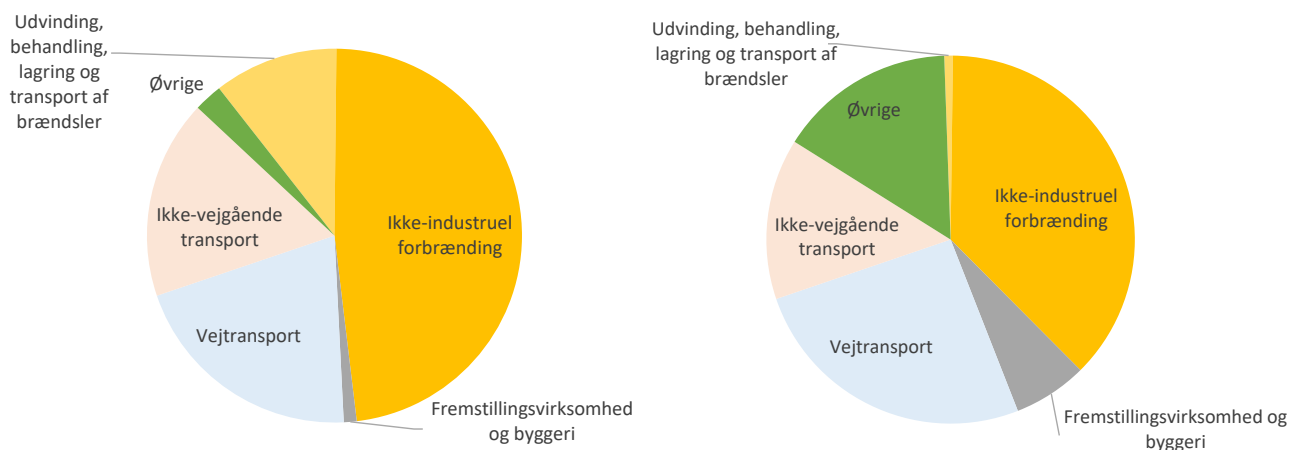
Den vigtigste kilde til udledningerne af black carbon i 2018 er helt klart ikke-industriel forbrænding, som står for omkring halvdelen af udledningerne (Fi-

gur 8.1 og Tabel 8.1), hvoraf hovedparten er fra boligopvarmning med træfyring. Vejtransport og ikke-vejgående maskiner med henholdsvis 21% og 17% af udledningerne er anden- og tredjestørste kilder til black carbon.

Tidligere var det transportsektoren, som var den vigtigste kilde til black carbon, men en række forbedringer på køretøjer og ikke-vejgående maskiner har ført til betydelige fald (omkring 80%) i udledningerne siden 1990 (Figur 8.2). Det er blandt andet anvendelse af partikelfiltre, som har haft stor betydning. Til sammenligning er udledningerne fra ikke-industriel forbrænding i dag på stort set samme niveau som i 1990, hvilket er forklaringen på, at ikke-industriel forbrænding har overhalet udledningerne fra transportsektoren (Figur 8.2).

Udover faldet i transportsektoren er der også sket et betydeligt fald i udledningerne fra udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas (fald på 73%), hvilket hænger sammen med et lavere forbrug af kul. Samlet set er der sket et fald i udledningerne af black carbon på omkring 60% siden 1990 (Figur 8.2).

For EU-28 ses et nogenlunde tilsvarende mønster som i Danmark (Figur 8.1 og 8.2), hvor ikke-industriel forbrænding dog udgør næsten halvdelen af udledningerne i Danmark, mens de kun udgør omkring en tredjedel på EU-niveau. Samtidigt udgør udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler omkring 11% i Danmark, mens bidraget for EU-28 er minimalt. Faldet i udledningerne er noget større i Danmark end for EU-28 (Figur 8.2).

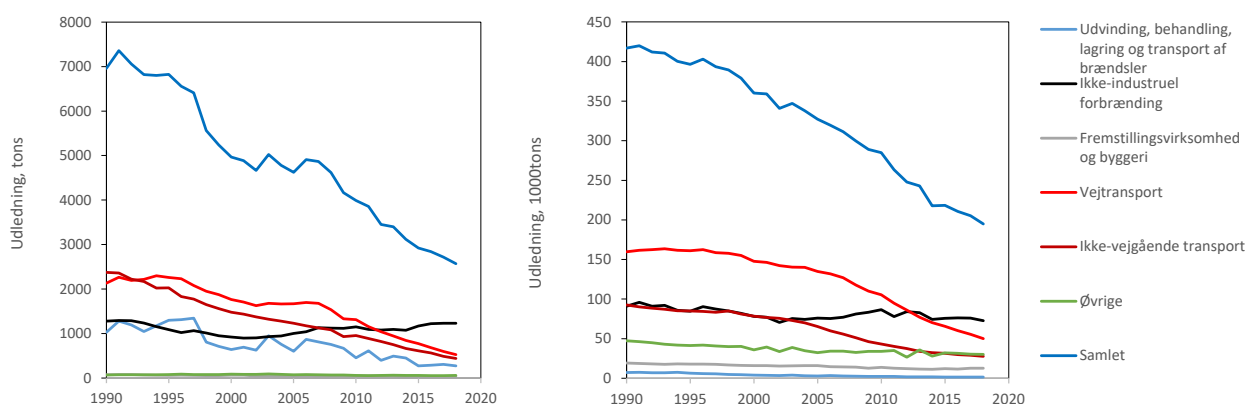


Figur 8.1. Kilderne til menneskeskabte udledninger af elementært kulstof i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) i 2018. Figurene viser de fem vigtigste kilder i Danmark, mens de resterende kilder er vist samlet under "Øvrige" (Nielsen et al., 2020, CEIP, 2020).

Tabel 8.1. Kilderne til menneskabte udledninger af elementært kulstof i Danmark i 2018 (Nielsen et al., 2020). Kilderne er opgjort i 10 hovedkategorier med en yderligere underopdeling for "Ikke-industriel forbrænding" og "Vejtransport". Opdelingen er baseret på SNAP-koder (Selected Nomenclature for Air Pollution).

Kategori	SNAP-kode	Udledninger 2018	
		Tons	%
Energiindustri, f.eks. kraftværker og raffinaderier	1	28	1
Ikke-industriel forbrænding	2	1232	48
<i>Handel og service</i>	201	63	2
<i>Husholdninger</i>	202	922	36
<i>Land-, skovbrug og akvakultur</i>	203	247	10
Fremstillingsvirksomhed og byggeri	3	28	1
Industrielle processer	4	3	0
Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	5	276	11
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	6	6	0
Vejtransport	7	529	21
<i>Udstødning</i>	701-706	361	14
<i>Ikke-udstødning</i>	707-708	167	7
Ikke-vejgående transport*	8	442	17
Affald	9	1	0
Landbrug	3b,d,f-i	25	1
Samlet		2570	100

*Data inkluderer national søfart og luftfart samt internationale starter og landinger inden for luftfart.



Figur 8.2. Udviklingen i udledningerne af elementært kulstof i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) siden 1990 (Nielsen et al., 2020; CEIP, 2020).

8.2 Status for luftkvalitet

Tabel 8.2 viser årsmiddelkoncentrationerne af elementært kulstof målt ved de fire målestationer i Københavnsområdet, hvor EC måles kontinuerligt året rundt. De største koncentrationer ses ved gademålestationen, hvilket hænger sammen med, at trafik er en af de største kilder til EC. Næsthøjeste koncentrationer ses i Hvidovre, hvor brændefyring fra nærområderne i højere grad bidrager til koncentrationerne end det er tilfældet ved landbaggrundsstationerne. Lavest koncentrationer ses ved landbaggrundsstationen ved Risø. Der er relativt stor forskel mellem niveauerne, hvor koncentrationen på gademålestationen ligger på omkring en faktor tre højere end i landbaggrund. Til sammenligning er der kun omkring 30-40 % større niveauer af PM_{2,5} ved gademålestationen sammenlignet med landbaggrund (Ellermann et al., 2020).

De lokale kilder har derfor større betydning for elementært kulstof end for de fine partikler.

Årsmiddelkoncentrationerne af OC ligger generelt højere end for elementært kulstof. Der er mindre forskel mellem målestationerne, og der er væsentligt højere baggrundskoncentrationer (Tabel 8.2). Den langtransporterede luftforurening har derfor større betydning for organisk kulstof end for elementært kulstof.

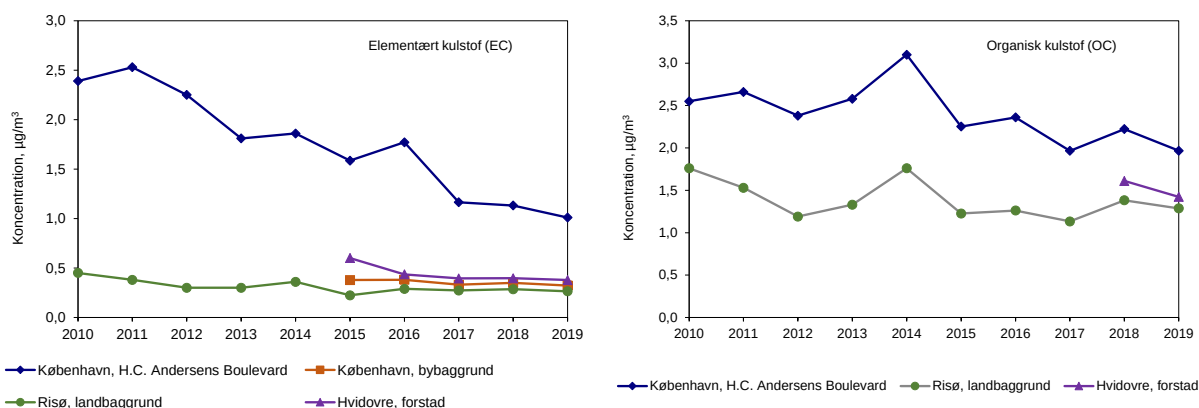
Tabel 8.2. Årsmiddelværdier for elementært- og organisk kulstof i 2019.

	Elementært kulstof	Organisk kulstof
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
<i>Gade</i>		
København, H.C. Andersens Boulevard	1,01	1,97
<i>Bybaggrund</i>		
København	0,32	
<i>Forstad</i>		
Hvidovre	0,38	1,42
<i>Landbaggrund</i>		
Risø	0,26	1,29

8.3 Udviklingstendens

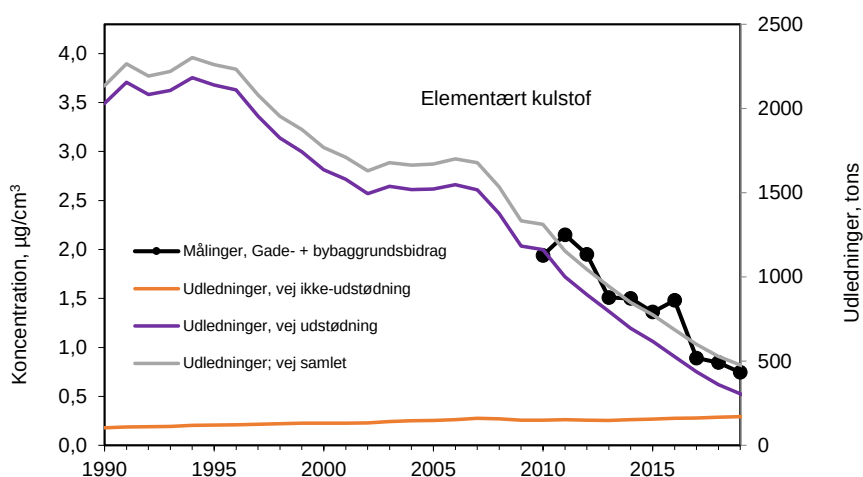
Figur 8.3 viser udviklingstendensen for EC siden begyndelsen af målingerne i 2010. Der ses et fald på omkring 60% siden 2010 ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard. Tilsvarende ses et fald på landbaggrundsmålestationen ved Risø, selv om dette fald er mindre markant (omkring 38%). Ved bybaggrundsmålestationen og målestationen i forstad ses også tendens til fald, men tidsserierne er korte, så denne tendens er usikker, og der er behov for målinger gennem længere tid for at kunne opnå en sikker vurdering af udviklingstendensen.

Der ses også fald i årsmiddelkoncentrationerne af organisk kulstof, men det er et noget mindre fald (20-25% siden 2010) end for elementært kulstof. De relativt høje værdier ved begge målestationer i 2014 skyldes formentlig år til år variationer i de meteorologiske forhold.



Figur 8.3. Udviklingstendens for årsmiddelkoncentrationerne af elementært kulstof (venstre) og organisk kulstof (højre). Målingerne blev påbegyndt i 2010 ved gademålestationen (H. C. Andersens Boulevard) og landbaggrund (Risø), mens målingerne i bybaggrund (H.C. Ørsted Institut) og forstad (Hvidovre) først blev begyndt i 2015. Målingerne af elementært kulstof ved bybaggrundsmålestationen i København ligger uden for Delprogram for luft under NOVANA og finansieres særskilt af Miljøstyrelsen. Der måles ikke organisk kulstof ved bybaggrundsmålestationen.

Årsagen til det store fald i elementært kulstof skyldes primært reduktionen i udledninger fra transportsektoren. Figur 8.4 viser en sammenligning mellem udviklingstendensen for gade- og bybaggrundsbidraget målt ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard og udviklingstendensen i udledningerne fra vejtrafik. Der ses god overensstemmelse mellem faldet i koncentrationerne og udledningerne, hvilket viser den store betydning, som indførelse af miljøforbedringer på køretøjerne (navnlig partikelfiltre på dieselskøretøjer) har haft på partikelforureningen. Da der ikke er udarbejdet nationale opgørelser over udledningerne af organisk kulstof, er det sværere at vurdere årsagerne til de observerede fald. Det generelle fald i udledningerne af fine partikler og flygtige organiske forbindelser vurderes dog at være nogle af de vigtigste faktorer.



Figur 8.4. Udviklingen i luftkoncentrationer af partikulært bundet elementært kulstof på gademålestation på H.C. Andersens Boulevard i København (venstre akse) sammenholdt med udviklingen i udledningerne af black carbon fra vejtrafik (højre akse) (Nielsen et al., 2020). De viste luftkoncentrationer er bidraget fra gade og bybaggrund, som er beregnet ud fra forskellen mellem koncentrationerne ved gademålestationen og landbaggrund. Udledningerne af black carbon kommer dels fra udstødning og dels fra ikke-udstødning (slid på bremser, dæk og vej).

9. Tungmetaller

Den luftbårne partikelforurening indeholder en lang grundstoffer, hvoraf en del er tungmetaller, som er stærkt helbredsskadelige. Forurening med tungmetaller er derfor et vigtigt aspekt af den luftbårne partikelforurening selv om koncentrationerne for de fleste metaller og tungmetaller ligger 1000 gange lavere (ng/m^3) end for eksempel elementært kulstof ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Overvågningen af de luftbårne tungmetaller har primært fokus på de fire grundstoffer, som er omfattet af EU's fjerde datterdirektiv (EU, 2004) og luftkvalitetsdirektivet (EU, 2008). Det drejer sig om arsen, bly, cadmium og nikkel (arsen egentligt ikke er et tungmetal, men for overskuelighedens skyld medtages det under tungmetallerne i denne rapportering). Luftkvalitetsdirektivet (EU, 2008) angiver en grænseværdi for bly og det fjerde datterdirektiv (EU, 2004) angiver målværdier (en slags grænseværdi) for arsen, cadmium og nikkel af hensyn til de langsigtede helbredseffekter af disse stoffer. Årsmiddelværdierne for arsen, bly, cadmium og nikkel må således ikke overstige følgende i et kalenderår:

Arsen	6 ng/m^3
Bly	500 ng/m^3
Cadmium	5 ng/m^3
Nikkel	20 ng/m^3

Kviksølv indgår ligeledes i det fjerde datterdirektiv, men da luftkoncentrationerne af kviksølv kun varierer meget lidt på europæiske skala, er kravene til overvågningen lempet i forhold til de øvrige stoffer. Overvågningen af kviksølv i Danmark varetages derfor via en samarbejdsaftale mellem Sverige og Danmark, således at den danske luftovervågning kan baseres på de svenske målinger på Råö tæt ved Göteborg. Derfor omtales kviksølv kun kortfattet i kapitlet.

Som supplement til de direktivbundne stoffer overvåges også seks andre tungmetaller (krom, jern, kobber, mangan, vanadium og zink), da disse også er vigtige i relation til de helbredsskadelige effekter af partikelforurening. Da der kun udarbejdes nationale opgørelser for udledninger af krom, kobber og zink, omtales jern, mangan og vanadium kun i forbindelse med selve målingerne af luftkvaliteten.

Overvågningen af de luftbårne tungmetaller blev etableret allerede i begyndelsen af 1980'erne og omfattede et stort antal målestationer. I dag omfatter overvågningen af tungmetaller målinger på to gademålestationer (København og Aarhus), en bybaggrundsmålestation (København) og to landbaggrundsmålestationer (Risø og Anholt). Årsagen til denne reduktion i måleprogrammet er primært, at der er sket et betydeligt fald i luftkoncentrationerne, hvilket har reduceret overvågningsbehovet. Det spiller dog ind, at det har været nødvendigt at udskifte analysemetoden til en mere arbejdskrævende metode. Det er derfor heller ikke muligt at opretholde det samme omfattende måleprogram uden væsentligt højere ressourceforbrug.

9.1 Udledninger

De årlige udledninger til luften af de udvalgte tungmetaller ligger på et langt lavere niveau end for de øvrige udledninger omtalt i de øvrige kapitler. For eksempel er de årlige udledninger af elementært kulstof omkring 40 gange større end udledningerne af zink og mere end 10.000 gange højere end for arsen (Tabel 9.1 og 8.1).

I 2018 ligger udledningerne for zink og kobber højest og dernæst kommer bly, mens de mere helbredsskadelige grundstoffer som arsen, cadmium, nikkel og chrom ligger betydeligt lavere (Tabel 9.1). For arsen, cadmium og krom er det de stationære forbrændingskilder, som er ansvarlige for de højeste udledninger, mens vejtransport og anvendelse af opløsningsmidler og produkter er de næst vigtigste kilder (Figur 9.1). For de øvrige stoffer er det vejtransport, som er den væsentligste kilde efterfulgt af stationær forbrænding. Dette gælder navnlig for bly og kobber. For kobber er over 90% af udledningerne fra slid på bremses i forbindelse med vejtrafik. For nikkel og zink er udledningerne fra vejtransport og stationær forbrænding omtrent lige store.

Tabel 9.1. Årlige udledninger af tungmetaller i Danmark i 2018 fordelt på hovedkategorier (Nielsen et al., 2020). Bemærk at opdelingen er foretaget lidt anderledes og at ikke-industriell forbrænding er placeret under stationær forbrænding.

	Arsen	Bly	Cadmium	Nikkel	Krom	Kobber	Zink
	Tons	Tons	Tons	Tons	Tons	Tons	Tons
Stationær forbrænding	0,14	2,1	0,6	1,2	1,3	0,57	25
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	0,06	1,9	0,03	0,23	0,22	2,9	2,8
Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	0	0,01	0	0	0	0	0,01
Vejtransport	0,03	6,3	0,05	1,3	0,21	41	28
Ikke-vejgående transport	0	0,04	0,01	0,01	0,02	0,02	1,05
Affald	0	2,1	0,01	0,01	0,01	0,07	8,3
Landbrug	0	0,01	0,04	0	0	0	0,03
Samlet	0,24	13	0,8	2,7	1,8	44	66

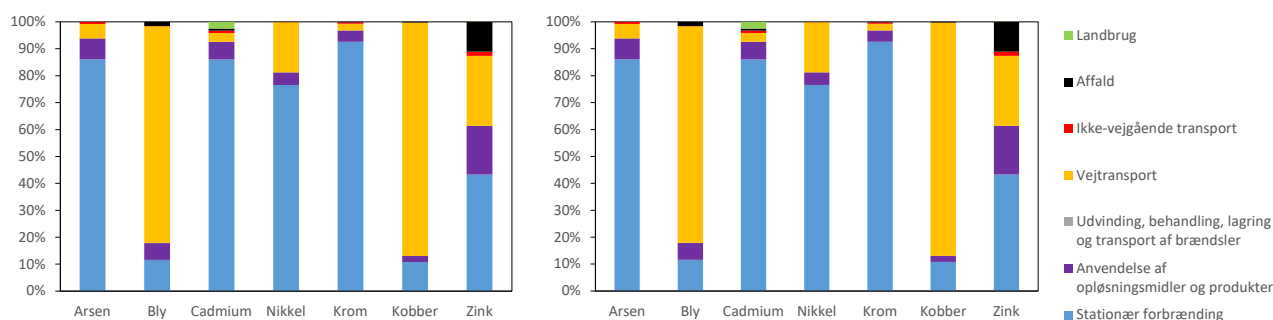
En lang række miljøtiltag har givet anledning til store reduktioner i danske udledninger, og har ligeledes ændret den relative betydning af de forskellige kilder til udledningerne (Figur 9.1 og 9.2). Udledningerne af bly er blevet reduceret med omkring 90% siden 1990, hovedsageligt som følge af udfasningen af anvendelsen af bly i benzin. Mindre brug af kul og forskellige rensningstiltag på forbrændingsanlæg har også bidraget til reduktionerne.

For arsen, nikkel og krom er der sket reduktioner på mellem 70 og 86 %, hvilket navnlig skyldes forbedringerne i relation til forbrændingsanlæg. For cadmium er der sket en lidt mindre reduktion på omkring 35%. Faldet skyldes for en stor del fald i udledninger fra stationær forbrænding, men for cadmium er en meget stor andel af udledningerne fra brændefyring og affaldsforbrænding. Disse udledninger er på nogenlunde uændret niveau, så derfor slår faldet i udledningerne fra de større forbrændingsanlæg ikke fuldt så meget igennem for arsen, nikkel og krom.

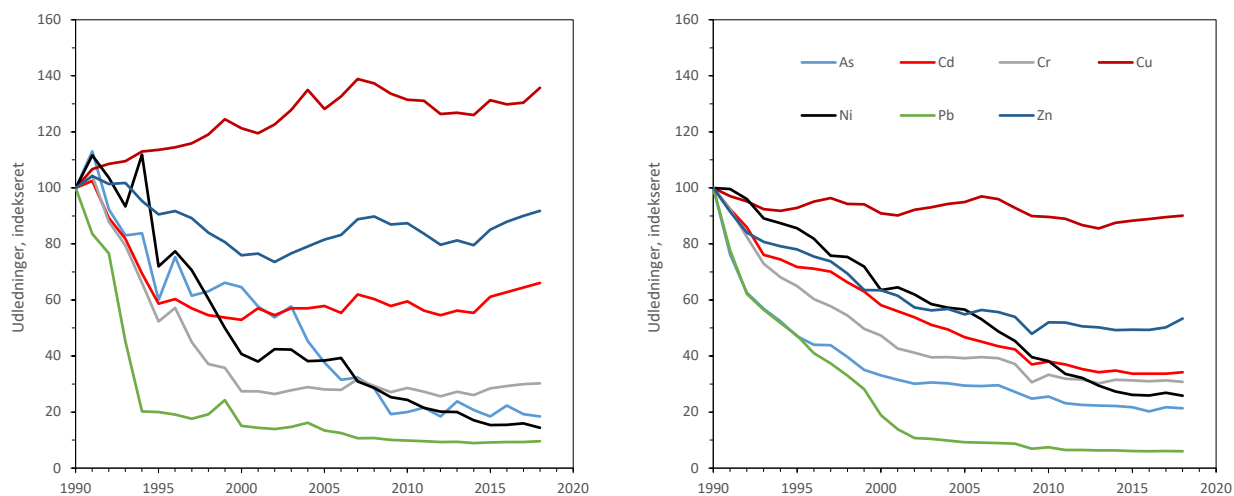
For zink er der kun sket et relativt beskedent fald på omkring 8%. Der har været et relativt stort fald i forbindelse med stationær forbrænding, men dette fald er stort set modsvaret af en øgning af udledningerne fra vejtransport, hvor zink kommer fra slid af bremses og dæk.

Kobber er i modsætning til de øvrige stoffer steget med omkring 44% siden 1990. Dette skyldes stigning i udledningerne fra vejtransport, hvor der har været en stor stigning i udledningen fra slid på bremserne, som følge af en øget vejtrafik.

På EU-niveau er der sket en udvikling, som i store træk svarer til, det der er set for Danmark. Dog er der for EU set et lille fald i udledningerne af kobber, og der er mere markante fald i udledningerne af zink og cadmium (Figur 9.2).



Figur 9.1. Den relative fordeling af kilderne til udledning af arsen, bly, cadmium, nikkel, krom, kobber og zink i 1990 (venstre) og 2018 (højre), (Nielsen et al., 2020).



Figur 9.2. Relativ udviklingstendens for udledningerne af arsen (As), cadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb) og Zink (Zn) i Danmark (venstre) og EU (højre), (Nielsen et al., 2020; CEIP, 2020). Udledningerne er indekseret til 100 i 1990.

9.2 Luftkvalitet

Tabel 9.2 viser årsmiddelkoncentrationerne for de fire direktivbundne tungmetaller samt seks yderligere tungmetaller. Ved gade- og bybaggrundsmålestationerne er det målinger af indholdet i PM_{10} , mens det ved landbaggrundsmålestationerne er målinger af indholdet i TSP (Total Suspended Particulate). TSP omfatter partikler, som har diameter op til 15-20 μm , mens PM_{10} kun omfatter partikler med diameter op til 10 μm . Der er dermed noget forskel mellem de to partikelfraktioner, som bliver opsamlet ved de forskellige målestationer. Dette har dog mindre betydning i forbindelse med en vurdering af forskellen mellem niveauerne ved de forskellige typer af målestationer.

Årsmiddelværdierne for de fire direktivbundne tungmetaller i 2019 ligger langt under grænse- og målværdier. Arsen og nikkel ligger på omkring 10% og bly og cadmium ligger på omkring 1% af grænse- og målværdierne.

For nikkel, krom, jern, kobber, mangan og zink er der relativt stor forskel mellem årsmiddelværdierne ved gademålestationer sammenlignet med bybaggrund og landbaggrund. Dette viser betydningen af de lokale udledninger fra vejtrafikken. For arsen, bly, cadmium og vanadium er der mere ensartede årsmiddelværdier på målestationerne, hvilket viser, at de lokale kilder har mindre betydning, og at langtransport af luftforureningen betyder relativt meget.

Tabel 9.4 viser årsmiddelværdierne for den samlede mængde kviksølv på gas- og partikelform ved målestationen på Råö ved Göteborg. Da de geografiske variationer i koncentrationerne af kviksølv er små, er disse koncentrationsniveauer vurderet til at være repræsentative for Danmark.

Tabel 9.2. Årsmiddelværdier i 2019 for de fire tungmetaller (As, Pb, Cd og Ni) omfattet af EU's fjerde datterdirektiv (EU, 2004) samt seks andre udvalgte tungmetaller. Tabellen angiver endvidere EU's grænse- og målværdier for årsmiddelværdier af arsen, bly, cadmium og nikkel. For gade- og bybaggrundsmålestationer angives værdierne som massen af tungmetaller i PM₁₀, mens det for landbaggrundsmålestationer er tungmetaller i TSP (Total Suspended Particulate matter).

	Arsen As ng/m ³	Bly Pb ng/m ³	Cadmium Cd ng/m ³	Nikkel Ni ng/m ³	Krom Cr ng/m ³	Jern Fe ng/m ³	Kobber Cu ng/m ³	Mangan Mn ng/m ³	Vanadium V ng/m ³	Zink Zn ng/m ³
Grænseværdi/målværdi	6	500	5	20						
<i>Gade (PM₁₀)</i>										
København, H.C. Andersens Boulevard	0,5	2,5	0,08	1,7	6,9	1794	65	20	0,5	35
Aarhus, Banegaardsgade	0,4	1,7	0,06	1,0	1,8	486	19	6,6	0,4	15
<i>Bybaggrund (PM₁₀)</i>										
København	0,4	1,9	0,06	0,6	0,8	208	6,6	4,1	0,4	12,4
<i>Landbaggrund (TSP)</i>										
Anholt	0,2	1,3	0,04	0,5	0,7	84	1,2	2,8	0,2	5,2
Risø	0,4	1,7	0,06	0,6	0,5	108	2,7	3,2	0,4	8,7

Tabel 9.3. Årsmiddelværdier for kviksølv på gasform og partikelform ved Råö, Göteborg, Sverige. Målingerne er foretaget af Swedish Environmental Research Institute, Göteborg (Blomgren, 2020).

	Kviksølv, samlet gasform (ng/m ³)	Kviksølv, samlet partikelform (ng/m ³)
Råö, Göteborg, Sverige	1,1	0.007

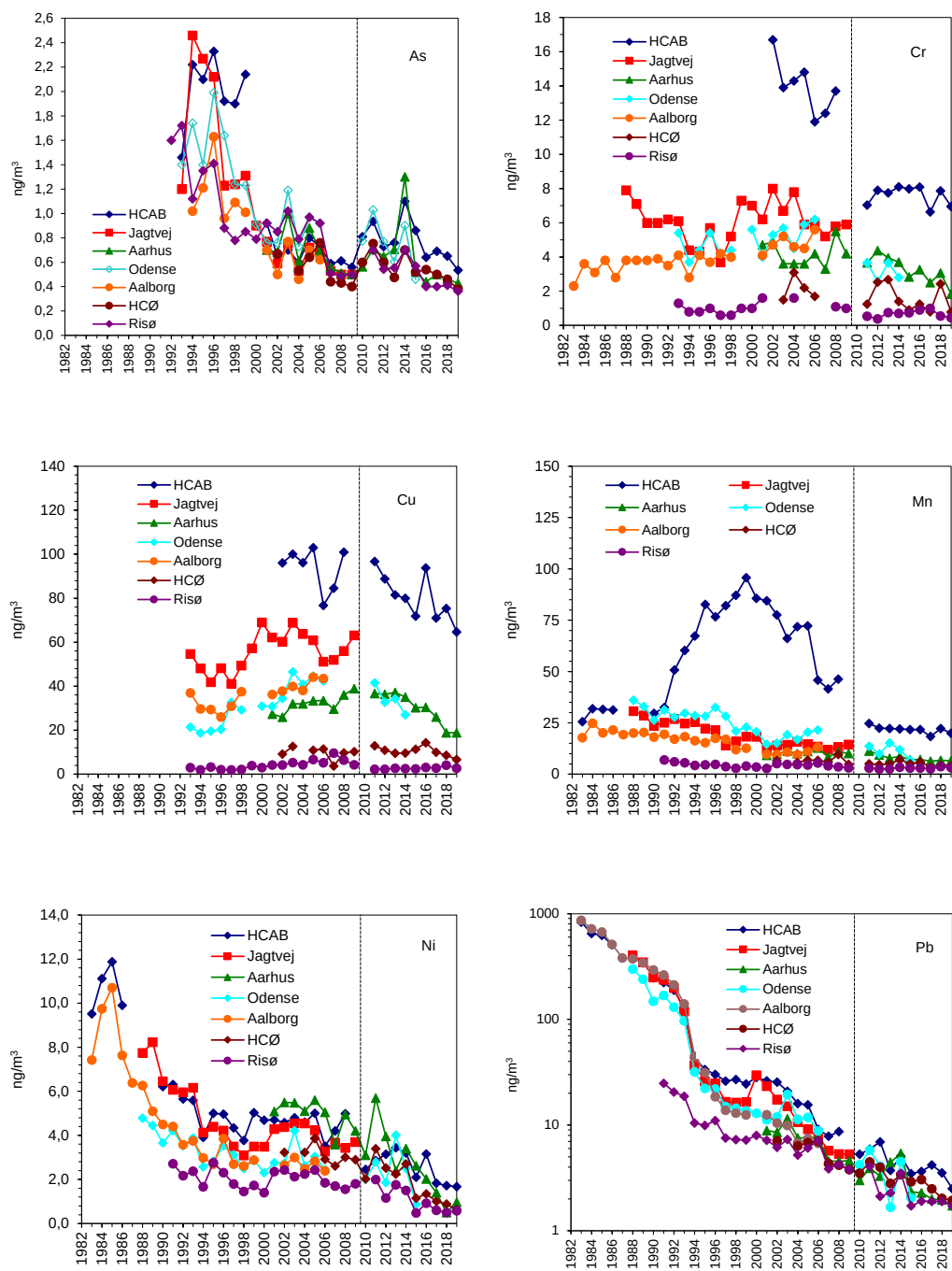
9.3 Udviklingstendens

Figur 9.3 viser udviklingen i luftkoncentrationerne af de udvalgte tungmetaller. Målingerne af krom, mangan, nikkel og bly blev begyndt allerede i 1983, mens tidsserierne for arsen og kobber er begyndt først i 1990'erne. Målingerne til og med 1999 er foretaget med opsamling af TSP, mens målingerne herefter er baseret på PM₁₀. Denne ændring vurderes ikke at have væsentlig betydning for hovedparten af de undersøgte stoffer, men for mangan kan der være en systematisk forskel med et skift mod mindre koncentrationer fra før til efter 1999. Forklaringen på dette er formentligt, at vejslid bidrager væsentligt til luftkoncentrationen af mangan, og at partikler fra vejslid generelt set består af store partikler, hvor diameteren kan være over 10 µm. Det store bidrag fra vejslid til luftkoncentrationen af mangan formodes også at være baggrunden for de ekstraordinært høje luftkoncentrationer for mangan på H.C. Andersens Bulevard (Figur 9.3), da vejbelægningen ud for målestationen frem til 2009 indeholdt slagger fra stålvalseværket i Frederiksværk (vejen blev nyasfaltert i 2009).

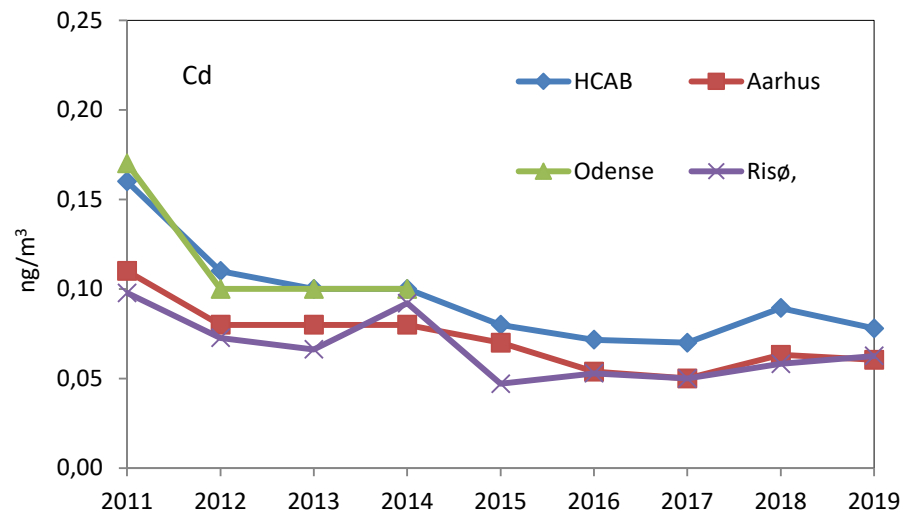
For hovedparten af stofferne er der sket et betydeligt fald i koncentrationerne. Mest markant for bly, hvor koncentrationen er faldet med 99,7% siden 1982 på H.C. Andersens Boulevard. Arsen er faldet med omkring 75% siden 1990 og nikkel med omkring 75% siden 1982. Mangan er faldet med omkring 30% siden 1982 om end udviklingen er usikker grundet ovenstående omtalte ændringer i opsamlingsmetoden. Disse fald er i overensstemmelse med faldet i udledningerne (Figur 9.2).

For krom og kobber ses et mere komplekst billede. For kobber ses en tendens til en stigning i luftkoncentrationen frem til 2010 med en tendens til et mindre fald i de seneste år. Dette er i store træk i overensstemmelse med udviklingen for udledningerne, som er steget jævnt siden 1990. For krom ses et nogenlunde jævnt niveau for mange af målestationerne med en tendens til et fald i de seneste år. Siden 1995 er der ikke sket væsentlig ændringer i den samlede udledning af krom (Figur 9.2) og udledningen fra vejtrafik har været svagt stigende siden 1990'erne (Nielsen et al., 2020). Der er derfor rimelig overensstemmelse mellem de målte ændringer og udviklingen i udledningerne. På H.C. Andersens Boulevard ses dog et noget anderledes forløb, hvor det store fald fra før 2009 til efter 2009 måske kan hænge sammen med slaggerne i den gamle asfalt lige som for mangan (se ovenfor).

Skift i analysemetode i 2010 gav en stor forbedring af analysekvaliteten for cadmium. Skiftet i analysemetoden gav imidlertid også et skift nede ad i luftkoncentrationen, og det har dermed ikke været muligt at følge den langsigtede udviklingstendens for cadmium på samme måde som for de øvrige stoffer. Siden 2010 har der været en tendens til et fald i luftkoncentrationen (Figur 9.4). Koncentrationen ligger dog meget lavt set i forhold til detektionsgrænsen, så vurdering af tendens skal tages med forbehold for de lave koncentrationer og den relativt store usikkerhed på data.



Figur 9.3. Udviklingstendens for årsmiddelværdierne for seks udvalgte tungmetaller (As = arsen; Cr = krom; Cu = kobber; Mn = mangan; Ni = Nikkel; Pb = bly). HCAB (H.C. Andersens Boulevard), Jagtvej, Aarhus, Odense og Aalborg er gademålestationer, mens HCØ er bybaggrund og Risø er landbaggrund. Til og med 1999 er det mængden af tungmetaller i TSP (total suspended particulate matter), mens det herefter er tungmetaller i PM₁₀. For gademålestationen H.C. Andersens Boulevard (HCAB) skete skiftet mellem TSP og PM₁₀ dog først i 2006. Den stiplede streg angiver et skift i analysemetode fra PIXE-metoden (Proton Induced X-ray Emission) til ICPMS-metoden (Induced Coupled Plasma Mass Spectrometry). For de viste tungmetaller giver dette skift ingen konsekvenser. Bemærk at y-aksen er logaritmisk for bly.



Figur 9.4. Udviklingstendens for årsmiddelværdierne for cadmium (Cd) siden 2011. HCAB (H.C. Andersens Boulevard), Aarhus og Odense er gademålestationer, mens Risø er landbaggrund. For Risø er der tale om prøveopsamling af TSP (total suspended particulate matter), mens det ved de andre målestationer er udført som prøveopsamling af PM₁₀. Denne forskel har ikke betydning for vurdering af udviklingstendensen.

10. Polycykliske aromatiske kulbrinter og benz[a]pyren

Polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH; også kaldet tjærestoffer) er en gruppe stærkt kræftfremkaldende kemiske forbindelser, som i luften findes både på gasform og bundet til luftbårne partikler. Hovedkilden til udledningerne er forbrænding af forskellige former for brændstoffer, hvor brændefyring er den vigtigste.

De polycykliske aromatiske kulbrinter indgår i EU's fjerde datterdirektiv (2004), hvor der er fastlagt en målværdi (slags grænseværdi) til beskyttelse af befolkningen mod helbredseffekterne som følge af langtidseksponering for benz[a]pyren. Benz[a]pyren anses for at være en af de vigtigste polycykliske aromatiske kulbrinter og betragtes som en form for indikator for den samlede eksponering for gruppen af kræftfremkaldende polycykliske aromatiske kulbrinter. Målværdien angiver, at årsmiddelværdien af benz(a)pyren ikke må overstige 1 ng/m³ for et kalenderår (EU, 2004). Det fjerde datterdirektiv stiller endvidere krav om overvågning af yderligere fem andre polycykliske aromatiske kulbrinter (benz[a]anthracen, benz[b]fluoranthren, benz[j+k]fluoranthren, indeno[1,2,3-cd]pyren og bibenz[a,h]anthracen).

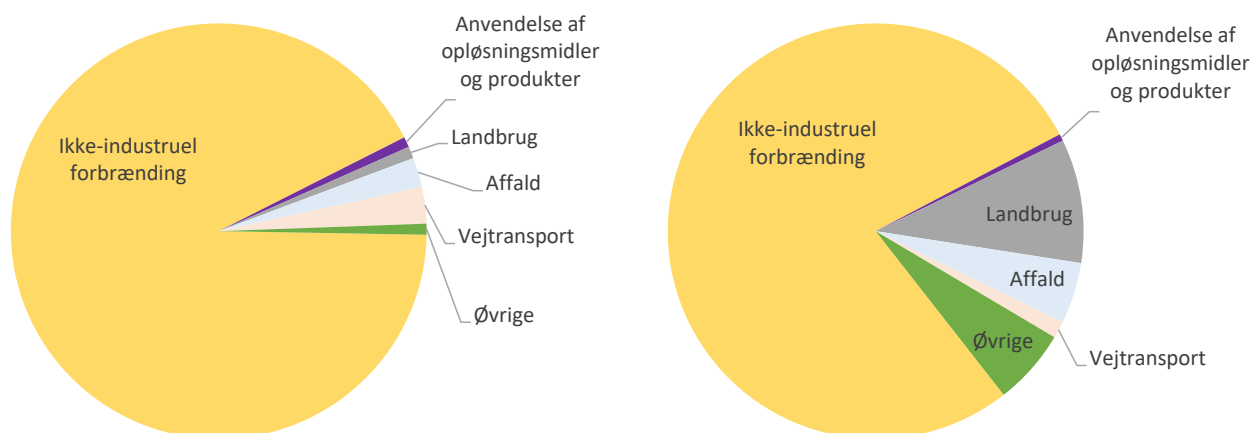
Status og udvikling i luftkoncentrationer af polycykliske aromatiske kulbrinter overvåges i 2019 ved målinger på en gademålestation i København (H.C. Andersens Boulevard) og på forstadsmålestationen i Hvidovre. Det er kun den partikelbundne del af disse polycykliske aromatiske kulbrinter som indgår i overvågningsprogrammet, men denne fase er også langt den vigtigste under danske udendørsforhold.

10.1 Udledninger

Opgørelser af udledningerne af benz[a]pyren viser, at ikke-industriel forbrænding er langt den vigtigste kilde (omkring 92%), og at anvendelse af brændefyring til boligopvarmning alene står for næsten trefjerdedele (omkring 73%) af de danske udledninger i 2018 (Figur 10. og tabel 10.1; Nielsen et al., 2020). De næst vigtigste kilder er vejtransport og affald, men disse kilder bidrager kun med til sammen omkring 5%.

Udledningen af benz[a]pyren i Danmark er faldet med omkring 40% set over hele perioden fra begyndelsen af 1990'erne til 2018 (Figur 10.2; Nielsen et al., 2020). Udviklingen i udledningen har dog været meget ujævn med en markant transient top i 2007, hvor udledningen næsten var på højde med udledningen fra begyndelsen af 1990'erne. Faldet i udledningen er for langt hovedparten er opnået via forbedringer af brændeovne og brændekedler.

For EU-28 er det også den ikke-industrielle forbrænding, som står for hovedparten af udledningerne (omkring 80%; Figur 10.1). For EU-28 er det landbrug (markafbrænding) og affald, som er de næst vigtigste kilder, mens vejtransport kun spiller en lille rolle. Udledningerne fra EU-28 er faldet med omkring 60% siden 1990, hvilket er noget mere end i Danmark (Figur 10.2). Igen er det faldet i udledningerne fra ikke-stationær forbrænding, som har haft størst betydning for faldet i de samlede udledninger.



Figur 10.1. Kilderne til menneskeskabte udledninger af benz[a]pyren i Danmark (venstre) og EU-28 (højre) i 2018. Figurerne viser de fem vigtigste kilder i Danmark, mens de resterende kilder er vist samlet under "Øvrige" (Nielsen et al., 2020, CEIP, 2020).

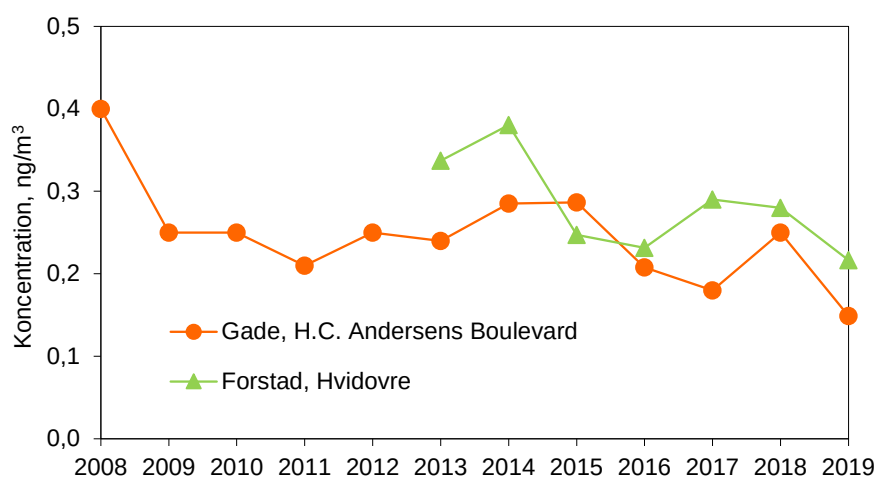
Tabel 10.1. Kilderne til de menneskabte udledninger af benz[a]pyren i Danmark i 2018 (Nielsen et al., 2020). Kilderne er opgjort i 10 hovedkategorier med en yderligere underopdeling for "Ikke-industriuel forbrænding" og "Vejtransport". Opdelingen er baseret på SNAP-koder (Selected Nomenclature for Air Pollution).

Kategori	SNAP-kode	Udledninger 2018	
		Tons	%
Energiindustri, f.eks. kraftværker og raffinaderier	1	0,0	0
Ikke-industriuel forbrænding	2	2,1	92
<i>Handel og service</i>	201	0,3	13
<i>Husholdninger</i>	202	1,7	75
<i>Land-, skovbrug og akvakultur</i>	203	0,1	4
Fremstillingsvirksomhed og byggeri	3	0,0	0
Industrielle processer	4	0,0	0
Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	5	0,0	0
Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	6	0,0	1
Vejtransport	7	0,1	3
<i>Udstødning</i>	701-706	0,1	3
<i>Ikke-udstødning</i>	707-708	0,0	0
Ikke-vejgående transport*	8	0,0	0
Affald	9	0,1	2
Landbrug	3b,d,f-i	0,0	1
Samlet		2,2	100

*Data inkluderer national søfart og luftfart samt internationale starter og landinger inden for luftfart.

svarer til faldet i udledningerne i perioden fra 2007 frem. Ved forstadsmålestationen i Hvidovre ses et fald på omkring 50% siden 2013. Tidsserien er imidlertid stadig relativt kort og dermed også relativt usikker. Samtidigt med dette kan tidsserien være påvirket af helt lokale ændringer i mængden af brændefyring i lokalområdet lige omkring målestationen, så den ikke afspejler de mere generelle tendenser i Danmark.

Ved begge målestationer ses også en del variationer fra år til år. Variation mellem årene skyldes hovedsageligt de naturlige variationer i de meteorologiske forhold, som påvirker selve udledningen, idet varme vintre fører til mindre udledninger og koldere vintre fører til øgede udledninger. De meteorologiske forhold påvirker også selve spredningen af forureningen i luften.



Figur 10.3. Udviklingstendens for årsmiddelværdierne for benz[a]pyren ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard og forstadsmålestationen i Hvidovre.

11. Den kemiske sammensætning af fine partikler

Partikelforureningen udgør den største andel af helbredseffekterne og derfor er det vigtigt at have kendskab til kilderne til partikelforureningen. Den kemiske sammensætning af partikelforureningen kan bidrage med nyttig viden om kilderne, hvilket er baggrunden for, at der i EU's luftkvalitetsdirektiv (EU, 2008) stilles krav om måling af den kemiske sammensætning af de fine partikler (PM_{2,5}) ved én baggrundsmålestation. EU's luftkvalitetsdirektiv angiver, at der skal analyseres for de vigtigste uorganiske ioner i de fine partikler (natrium, Na⁺; klorid, Cl⁻; magnesium, Mg²⁺; ammonium, NH₄⁺; nitrat, NO₃⁻; sulfat, SO₄²⁻; kalium, K⁺; calcium, Ca²⁺) elementært kulstof (EC) og organisk stof (OM).

I Kapitel 6 til 10 præsenteredes resultater for den samlede partikelmasse og resultater for udvalgte dele af den kemiske sammensætning af partikelforureningen. I dette kapitel sammenstiller vi denne viden med resultaterne fra måling af de vigtigste uorganiske ioner i de fine partikler. Disse udgør en vigtig del af den langtransporterede del af de fine partikler.

Som baggrund for præsentationen af resultaterne gives indledningsvis en kort introduktion til de luftbårne uorganiske ioner og kilderne til disse.

11.1 Kilderne til de uorganiske ioner

De uorganiske ioner i de luftbårne partikler stammer både fra menneskeskabte og naturlige kilder. Endvidere bliver nogle af dem udledt direkte på partikelform, mens andre dannes via de kemiske reaktioner i luften ud fra gasser udledt til luften. De direkte udledte betegnes primære partikler, mens dem der dannes i luften kaldes sekundære partikler. Følgende ioner indgår i måleprogrammet:

Primære

Natrium, klorid og magnesium: Hovedkilden til disse er havsprøjt. Saltning af veje om vinteren bidrager også med en mindre andel i navnligt byerne. Havsprøjt bidrager også til en mindre del af den luftbårne sulfat.

Kalium: De vigtigste kilder er ophvirvlet støv, og der er også et mindre bidrag fra forbrændingsprocesser.

Calcium: Calcium findes i stor mængde i sten, jord m.m., og støv herfra er en af de vigtigste kilder. På gadeniveau stammer en væsentlig del af calcium fra slitage af asfalt.

Sekundære

Sulfat: Svovldioxid omdannes via en række kemiske processer til luftbåren partikulært sulfat. De vigtigste udledninger er dermed forbrændingsprocesser, som er hovedkilderne til udledningerne af svovldioxid.

Nitrat: Kvælstofoxider omdannes ligeledes via de kemiske reaktioner i luften til luftbåren partikulært nitrat. De største kilder er forbrændingsprocesserne.

Ammonium: Ammonium dannes i luften, når ammoniak reagerer med sulfat og nitrat. Hermed dannes ammoniumsulfat og ammoniumnitrat, som findes på partikelform. Ammoniak og dermed også ammonium stammer for langt hovedparten fra landbrug, mens kun en mindre del er fra transportsektoren.

Sulfat, nitrat og ammonium betegnes samlet de sekundære uorganiske ioner. Disse er kædet sammen via de kemiske reaktioner i luften, og der er stor korrelation mellem koncentrationerne af de tre ioner. Det tager typisk timer at få omdannet de udledte gasser til ammoniumsulfat og ammoniumnitrat, så derfor kommer disse luftforureningskomponenter ikke fra de lokale kilder. Tværtimod, så er opholdstiden i atmosfæren relativt lang for disse partikulære luftforureningskomponenter (dage til adskillige uger), og de kan derfor transporteres mange hundrede kilometer via luften.

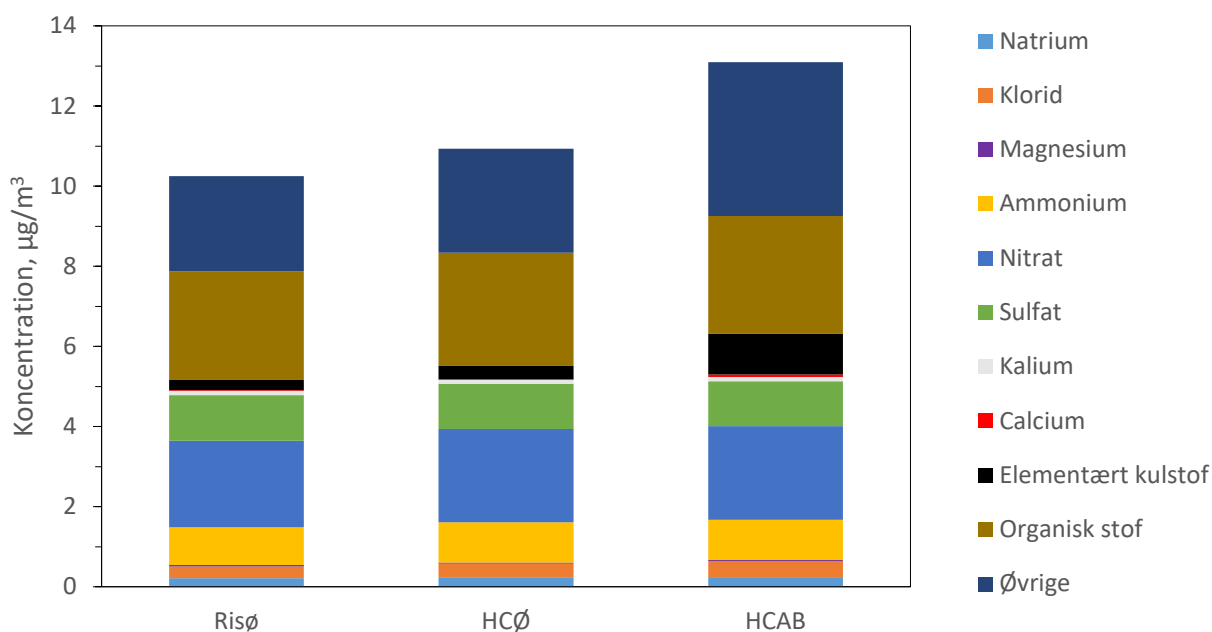
De uorganiske ioner i de fine partikler bliver overvåget med målinger foretaget på landbaggrundsmålestationen ved Risø. Frem til og med 2016 blev der også foretaget tilsvarende målinger ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard. Der var kun lille forskel mellem koncentrationerne målt på de to målestationer (Ellermann et al., 2017). Årsagen til dette er, at disse partikelkomponenter hovedsageligt er langtransporteret, hvilket er grunden til, at den geografiske variation mellem for eksempel by og land er lille. Det er derfor fagligt forsvarligt at benytte resultaterne fra Risø til at estimere koncentrationerne på gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard og bybaggrundsmålestationen i København (H.C. Ørsted Institut). Estimaterne baseres på resultaterne fra perioden, hvor der var målinger på både Risø og H.C. Andersens Boulevard.

11.2 Status for 2019

Figur 11.1 og Tabel 11.1 viser den gennemsnitlige sammensætning af de kemiske komponenter i de fine partikler ved landbaggrundsmålestationen ved Risø, bybaggrundsmålestationen på H.C. Ørsted Institut og gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard. Årsmiddelværdierne for de uorganiske ioner er stort set ens på de tre målestationer og udgør omkring 50% af indholdet i de fine partikler på landbaggrundsmålestationen, 47% på bybaggrundsmålestationen og 40% på gademålestationen. De ensartede niveauer skyldes som nævnt tidligere, at de uorganiske ioner for langt størstedelen er langtransporteret via atmosfæren.

Elementært kulstof udgør kun en meget lille andel af de fine partikler i land- og bybaggrund (3%), mens det udgør 8% på gademålestationen, hvilket hænger sammen med de store bidrag fra vejtrafik. Organisk stof ligger på stort set samme niveau på de tre målestationer med kun 10% forøgelse på gademålestationen set i forhold til landbaggrundsmålestationen. Relativt set udgør organisk stof mellem 22% og 27% af den samlede mængde fine partikler (se Kapitel 8 for yderligere informationer om elementært kulstof og organisk stof).

Den resterende andel betegnet 'øvrige' dækker de komponenter for hvilke, der ikke foretages analyser i de fine partikler (nogle af dem måles i PM₁₀, men der foreligger ikke tilstrækkelig viden til at ekstrapolere til indholdet i fine partikler). Det forventes, at de øvrige partikelkomponenter består af vand associeret med uorganiske ioner, metaller og tungmetaller, karbonat, uopløselige mineraler og jordstøv (for eksempel sand) og en meget lille andel polycykliske aromatiske kulbrinter.



Figur 11.1. Årsmiddelkoncentrationer for de kemiske komponenter i de fine partikler ($PM_{2,5}$) ved landbaggrundsmålestationen ved Risø, bybaggrundsmålestationen på H.C. Ørsted Institut og gademålestationen ved H.C. Andersens Boulevard i 2019. For bybaggrundsmålestationen og gademålestationen er data for en stor del baseret på estimer. De estimerede koncentrationer fremgår af Tabel 11.1. Øvrige omfatter de kemiske komponenter, som der ikke bliver lavet analyser for. Bemærk at komponentforklaringerne vises omvendt i forhold til den vertikale rækkefølge på lagene i histogrammerne (natrium er placeret nederst og øvrige øverst i histogrammerne).

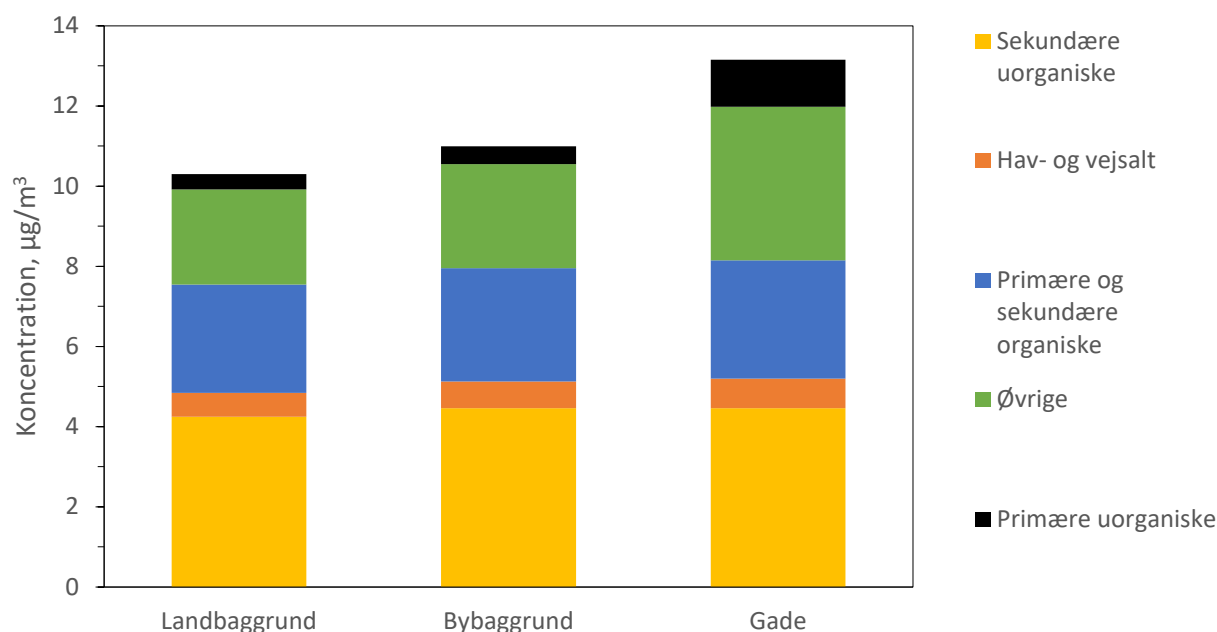
Tabel 11.1. Årsmiddelkoncentrationer for de kemiske komponenter i de fine partikler ($PM_{2,5}$) ved landbaggrundsmålestationen ved Risø, bybaggrundsmålestationen på H.C. Ørsted Institut og gademålestationen ved H.C. Andersens Boulevard i 2019. Til sammenligning vises den samlede mængde fine partikler ($PM_{2,5}$) For bybaggrundsmålestationen og gademålestationen er data for en stor del baseret på estimer. De estimerede koncentrationer er vist med rødt i tabellen. Øvrige omfatter de kemiske komponenter, som der ikke analyseres for.

	Landbaggrund Risø µg/m3	Bybaggrund HCØ µg/m3	Gade HCAB µg/m3
$PM_{2,5}$	10	11	13
Natrium	0,22	0,23	0,24
Klorid	0,30	0,35	0,40
Magnesium	0,03	0,03	0,03
Ammonium	0,95	1,0	1,0
Nitrit	2,2	2,3	2,3
Sulfat	1,1	1,1	1,1
Kalium	0,10	0,10	0,10
Calcium	0,02	0,02	0,06
Elementært kulstof	0,26	0,32	1,0
Organisk stof	2,7	2,8	3,0
Øvrige	2,4	2,6	3,8

For at få mere overblik over kilderne til de kemiske komponenter, så er der lavet en inddeling i følgende grupper:

- Hav- og vejsalt - naturlige bidrag fra havsalt samt bidrag af luftbåren salt som følge af saltning af veje om vinteren.
- Primære - direkte udledte partikelkomponenter bestående af elementært kulstof, kalium, calcium.
- Sekundære uorganiske - uorganiske partikelkomponenter (sulfat, nitrat og ammonium) dannet kemisk i atmosfæren ud fra udledninger af ammoniak, svovldioxid og nitrogenoxider.
- Primære og sekundære organiske - organisk stof, hvor det ikke med de nuværende analysemetoder er muligt at opdele mellem primære og sekundært dannede partikelkomponenter.
- Øvrige - de dele af PM_{2,5}, der ikke laves målinger for i de fine partikler, herunder vand associeret med de uorganiske ioner, metaller og tungmetaller, karbonat, uopløselige mineraler og jordstøv (for eksempel sand) og en meget lille andel polycykliske aromatiske kulbrinter.

Figur 11.2 og Tabel 11.2 viser de kemiske komponenter opdelt i forhold til ovenstående grupper. De sekundære uorganiske partikelkomponenter udgør den største andel (34-42%; størst andel i landbaggrund og lavest i gade), og der er lille forskel mellem de tre målestationer, hvilket skyldes, at langtransporterede komponenter udgør de væsentligste bidrag. Hav- og vejsalt (6%), de primære og sekundære organiske partikelkomponenter (22-27%) og gruppen af øvrige partikelkomponenter (21-24%) viser også en jævn fordeling mellem målestationerne, hvilket er tegn på en høj grad af langtransport og lille indflydelse fra de lokale kilder. De primære uorganiske partikelkomponenter udgør til gengæld en væsentlig større andel på gademålestationen (9%) end i landbaggrund og bybaggrund (begge 4%). Elementært kulstof, som for en stor dels vedkommende stammer fra vejtrafik, udgør hovedparten af de primære uorganiske partikelkomponenter, hvilket er årsagen til den markant højere værdi på H.C. Andersens Boulevard.



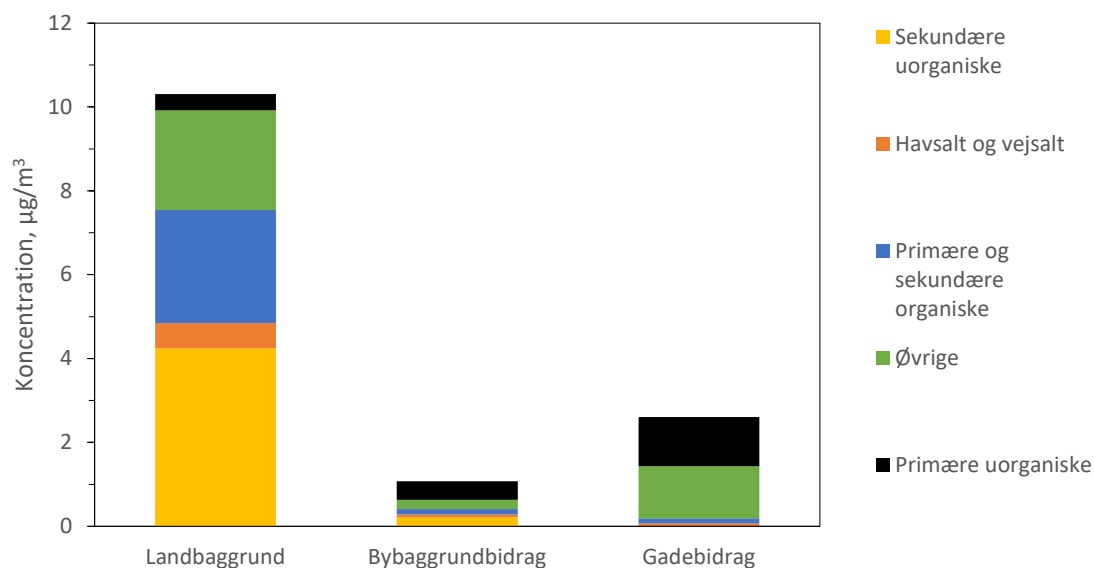
Figur 11.2. Årsmiddelkoncentrationer for de kemiske komponenter opdelt i grupper ved landbaggrundsmålestationen ved Risø, bybaggrundsmålestationen på H.C. Ørsted Institut og gademålestationen ved H.C. Andersens Boulevard i 2019. For bybaggrundsmålestationen og gademålestationen er data for en stor del baseret på estimater. De estimerede koncentrationer fremgår af Tabel 11.2. Bemærk at komponentforklaringerne vises omvendt i forhold til den vertikale rækkefølge på lagene i histogrammerne.

Tabel 11.2. Årsmiddelkoncentrationer for de kemiske komponenter opdelt i grupper ved landbaggrundsmålestationen ved Risø, bybaggrundsmålestationen på H.C. Ørsted Institut og gademålestationen ved H.C. Andersens Boulevard i 2019. Til sammenligning vises også den samlede mængde fine artikler (PM_{2,5}). For bybaggrundsmålestationen og gademålestationen er data for en stor del baseret på estimater (se Tabel 11.1).

	Landbaggrund Risø µg/m3	Bybaggrund HCØ µg/m3	Gade HCAB µg/m3
PM _{2,5}	10	11	13
Hav- og vejsalt	0,60	0,67	0,73
Primære uorganiske	0,39	0,44	1,2
Sekundære uorganiske	4,2	4,5	4,5
Primære og sekundære organiske	2,7	2,8	3,0
Øvrige	2,4	2,6	3,8

Figur 11.3 præsenterer resultaterne for bidragene fra landbaggrund, bybaggrund og gade til den samlede mængde af fine partikler ved H.C. Andersens Boulevard. Landbaggrund udgør langt den største andel og for gademålestationen ved H.C. Andersens Boulevard er omkring 76% fra landbaggrund, mens bybaggrund og gadebidrag står for henholdsvis omkring 8% og 17%. De sekundære uorganiske partikelkomponenter, hav- og vejsalt, primære og sekundære organiske partikelkomponenter kommer overvejende fra landbaggrund. Den største del af gruppen af øvrige partikelkomponenter ses ved landbaggrund, hvilket kunne hænge sammen med, at indholdet af vand i partiklerne primært er associeret med gruppen af hydrofile uorganiske ioner. De primære uorganiske partikelkomponenter (navnlig elementært kulstof) bidrager mest til gadebidraget, hvilket igen stemmer med det store bidrag fra

vejtrafik. De primære uorganiske partikelkomponenter udgør således omkring 34% af gadebidraget til partikelforureningen ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard.



Figur 11.3. Årsmiddelkoncentrationer for de kemiske komponenter i de fine partikler ved H.C. Andersens Boulevard opdelt i forhold til om de kommer fra landbaggrund, bybaggrundsbidraget eller gadebidraget. Bybaggrundsbidrag er beregnet ud fra forskel mellem resultaterne for bybaggrundsmålestationen (H.C. Ørsted Institut) og landbaggrundsmålestationen (Risø) og gadebidrag er beregnet ud fra forskel mellem gademålestationen (H.C. Andersens Boulevard) og bybaggrundsmålestationen. Der indgår en række estimater, som baggrund for de viste tal (se Tabel 11.1). Bemærk at komponentforklaringer vises omvendt i forhold til den vertikale rækkefølge på lagene i histogrammerne.

12. Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening

Ifølge WHO er luftforurening nu anset for at være verdens største enkeltstående miljørelaterede sundhedsrisiko. Omkring 3,7 millioner mennesker døde for tidligt i 2012 som følge af eksponering for udendørs luftforurening (WHO, 2014). Senere forskning tyder dog på, at antallet af for tidlige dødsfald, som følge af udendørs luftforurening snarere er knapt 9 millioner mennesker for 2015, globalt (Burnett et al., 2018; Lelieveld et al., 2019). Denne omfattende effekt af luftforurening på den menneskelige sundhed er årsagen til, at modelberegninger af helbredseffekter af luftforurening og tilhørende eksterne omkostninger i Danmark nu er en del af Delprogram for luft under NOVANA.

Modelberegninger til dette års afrapportering af NOVANA er gennemført med modelsystemet EVA5.2. EVA5.2 er en integreret del af et multi-skala modelsystem til beregning af luftforurening, som giver mulighed for at kvantificere bidraget fra internationale, regionale, nationale og lokale kilder til luftforurening, og dermed også til effekterne af luftforurening på menneskelig sundhed. For flere detaljer om EVA5.2 systemet, se kapitel 1.5. Beregningerne er foretaget med samme version af modelsystemet, som NOVANA-beregningerne for 2018 (Ellermann et al., 2020).

Helbredseffekter, som følge af luftforurening, er primært associeret med eksponering for fine partikler ($PM_{2.5}$), kvælstofdioxid, svovldioxid og ozon. Af disse komponenter, er $PM_{2.5}$, kvælstofdioxid og ozon de tre, som oftest analyseres i studier af eksterne omkostninger, da effekten af disse tre komponenter er dominerende sammenlignet med effekten af svovldioxid og andre komponenter. Atmosfæriske partikler betragtes som ansvarlige for dødelighed og sygelighed, primært via hjertekarsygdomme og luftvejslidelser. Et review skrevet af Hoek et al. (2013) indeholder den mest omfattende analyse af de effekter på hjerte, kar og luftveje, der er fundet i studier af langtidseksponering, og Hoek et al. konkluderer, at den relative risiko for at dø for tidligt som følge af langtidseksponering for partikler er 6,2% per $10 \mu g/m^3$ stigning i $PM_{2.5}$. Denne relative risiko (som WHO også anbefaler at anvende i relation til estimering af helbredseffekter fra luftforurening) anvendes i beregningerne med EVA5.2-systemet.

Modeller, der beskriver luftforurening, har en tendens til at underestimere koncentrationen af $PM_{2.5}$, når man sammenligner modellernes resultater med målinger. I international litteratur benævnes dette som "the mass closure problem" eller "missing mass problem". I takt med, at forskningen udvikler sig og modellerne bliver bedre, reduceres dette massegab langsomt. I forbindelse med beregningerne af helbredseffekter og eksterne omkostninger, er det imidlertid en udfordring, da en stor del af effekterne oppebæres som følge af eksponering for partikler, og hvis modellerne løbende bliver bedre og bedre til at beskrive partiklerne, så vil modelberegningerne i samme takt vise stigende helbredseffekter og eksterne omkostninger, også selvom udledninger viser en nedadgående tendens. Sandsynligvis består en stor del af den "manglende masse" af vand i partiklerne, og den del er således ikke sundhedsskadelig, men da sammenhængen til dødelighed og sygelighed er fundet ud fra den totale masse af $PM_{2.5}$ (inkl. vand), er det vigtigt at inkludere

et estimat for den manglende masse for at give et så realistisk estimat for den totale dødelighed og sygelighed som muligt.

Der er gennem de seneste år gjort forskellige forsøg på at korrigere for den manglende masse i forbindelse med beregninger af helbredseffekter og eksterne omkostninger med lidt forskelligt udgangspunkt. I forbindelse med dette års afrapportering har vi indført en mere grundlæggende ekstra analyse af, hvor stor den procentuelle forskel er mellem målinger og modelberegninger, når så mange tilgængelige målinger som muligt inkluderes. Resultatet af analysen er, at $PM_{2,5}$ koncentrationen beregnet med modellerne skal opjusteres med 33% for at matche målingerne. Dette tal er fremkommet på baggrund af årsmiddelværdier for årene 2017-2019 fra 8 målestationer i Danmark for $PM_{2,5}$ baseret på EU's referencemålemetode, og må derfor betegnes som robust. I takt med, at modellerne bliver bedre, og derfor kommer nærmere på at lukke massegab, vil denne procentuelle forskel blive opdateret på baggrund af aktuelle målinger og modelresultater med henblik på at sikre et mere konsistent billede af udviklingen i de samlede helbredseffekter og eksterne omkostninger. I rapporten her indgår den manglende $PM_{2,5}$ masse sammen med sekundære organiske og uorganiske partikler, samt havsalt under betegnelsen "Øvrig $PM_{2,5}$ ". Betegnelsen $PPM_{2,5}$, som også vil fremgå af tabellerne, indeholder den menneskeskabte del af de primært emitterede partikler, og består af mineralsk støv, black carbon og organisk stof.

12.1 Status og trends for helbredseffekter

Tabel 12.1 viser resultatet af beregningen af helbredseffekter af luftforurening med modelsystemet EVA v5.2. Resultaterne er angivet for de forskellige helbredsudfald (både dødelighed og sygelighed), som er inkluderet i modelsystemet, og viser middelværdier for den treårige periode fra 2017-2019. Modelberegningerne inkluderer helbredseffekten af korttidseksponering for $PM_{2,5}$, kvælstofdioxid, ozon og svovldioxid, og langtidseksponeringen for $PM_{2,5}$ og kvælstofdioxid. Antallet af tilfælde af for tidlig død som følge af langtidseksponering for luftforurening beregnes ud fra antallet af tabte leveår (Years Of Life Lost – YOLL) på basis af, at et tilfælde af for tidlig død i gennemsnit svarer til 10,6 tabte leveår (se Brandt et al., 2013a; b).

Det samlede antal tilfælde af for tidlig død, som følge af luftforurening, beregnes til omkring 4.700 tilfælde i Danmark som årligt gennemsnit for 2017-2019 (Tabel 12.1). Helbredseffekten af eksponering for kvælstofdioxid resulterer i omkring 360 tilfælde af for tidlig død.

Den vigtigste årsag til helbredseffekter er eksponering for $PM_{2,5}$, som i modelberegningerne i EVA-systemet omfatter følgende komponenter:

- Direkte emitterede partikler, hvilket inkluderer mineralsk støv, elementært kulstof (black carbon), organisk stof og havsalt fra havsprøjt.
- Sekundære uorganiske partikler hovedsageligt bestående af ammoniumsulfater ($(NH_4)_2SO_4$ og NH_4HSO_4) og ammoniumnitrat (NH_4NO_3).
- Sekundære organiske partikler dannet ud fra kemiske omdannelser af uledte flygtige organiske gasser (VOC – volatile organic compounds).

Eksposering for PM_{2,5} er ansvarlig for omkring 90% af tilfældene af for tidlig død, kvælstofdioxid for omkring 7,7%, ozon for omkring 1,6% og svovldioxid for omkring 0,1% som gennemsnit over de tre år fra 2017-2019.

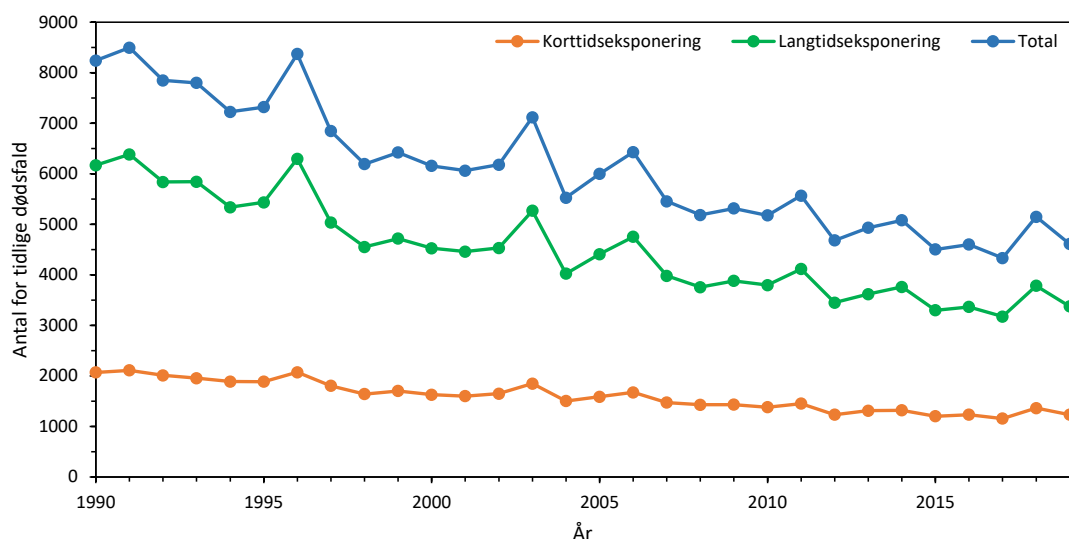
Tabel 12.1 Antal tilfælde af helbredseffekter som følge af luftforureningen i Danmark. Beregningerne er udført med EVA5.2 modelsystemet, og tallene angiver gennemsnittet for perioden 2017-2019 for hele Danmark opdelt på luftforureningskomponenterne svovldioxid (SO₂), ozon (O₃), kvælstofdioxid (NO₂), primær PM_{2,5} og øvrig PM_{2,5}.

Helbredseffekt	Antal tilfælde					Total*
	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrig PM _{2,5}	
For tidlig død (korttidseksponering)	6	77	362	136	671	1250
For tidlig død (langtidseksponering)			1	684	2760	3450
For tidlig død (total)	6	77	363	820	3430	4700
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær		107	1620	336	1350	3410
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme		346		236	944	1530
Hoste børn				81	325	407
Kronisk bronkitis voksne				685	2740	3430
Kronisk bronkitis børn				2530	13600	16100
Tabte arbejdsdage				284	1150	1430
Dage med restriktioner i aktivitet				843000	3380000	4220000
Dage med mindre restriktioner i aktivitet		905		0	0	905
Lungekræft				13	51	63
Spædbarnsdød				0	1	1

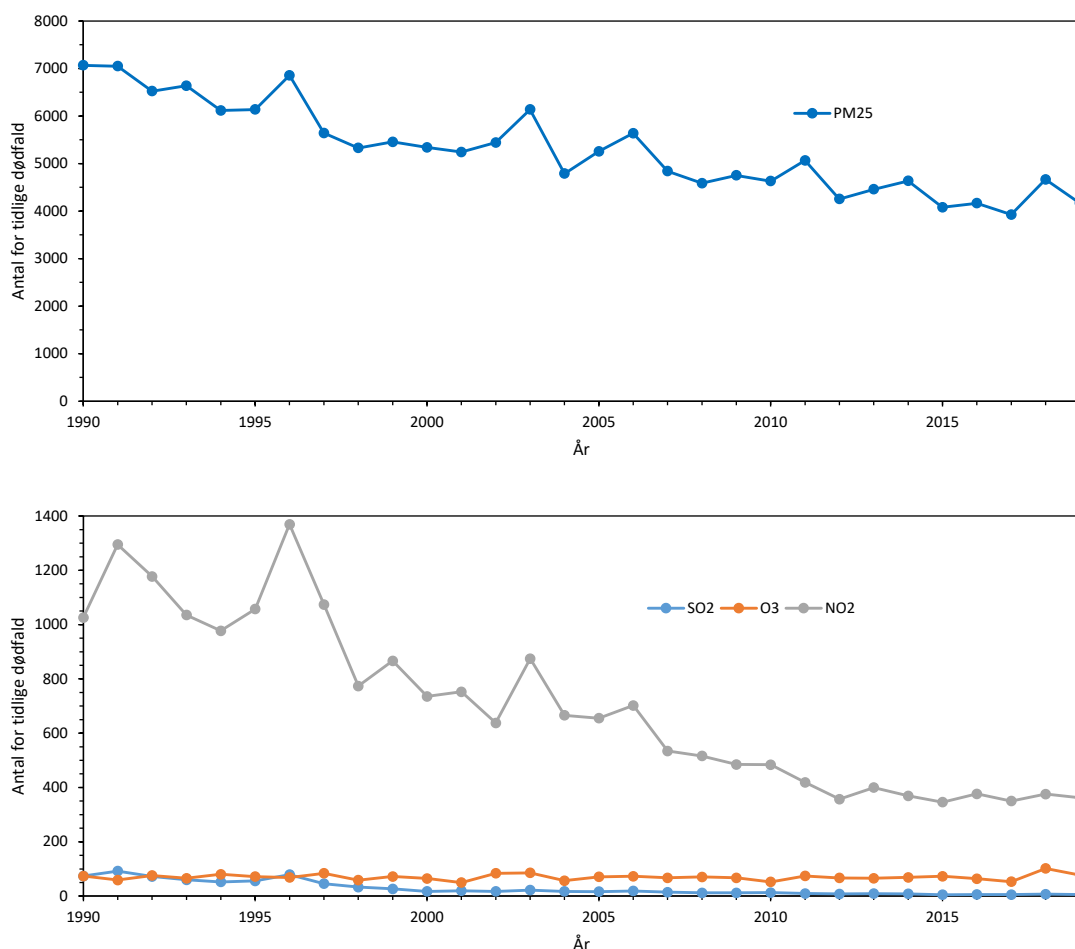
*Bemærk at totalerne ikke nødvendigvis stemmer præcist med summen af de kemiske komponenter. Dette skyldes afrunding og beregning af middelværdi.

Risikoen for de for tidlige dødsfald ved eksposering for luftforurening er relativt jævnt fordelt over Danmark, dog med en gradient fra syd til nord og en lidt højere risiko i de større byer. Årsagen til dette er, at PM_{2,5} er hovedansvarlig for tilfældene af for tidlig død. Den geografiske variation i koncentrationerne af PM_{2,5} er relativt lille, fordi størstedelen af PM_{2,5} kommer fra langttransport af luftforurening fra navnlig den nordlige del af det europæiske kontinent og dette giver syd til nord gradienten. Desuden er kvælstofdioxidkoncentrationerne højere i de større byer og PM_{2,5} er lidt højere i byerne, hvilket samlet giver en lidt større risiko i byerne (10-20%).

Udviklingstendensen for de for tidlige dødsfald som følge af både korttids- og langtidseksponering er beregnet for perioden 1990-2019 med EVA5.2 modelsystemet ved at gennemføre beregninger for hvert enkelt år i perioden. I figur 12.1 er denne udviklingstendens præsenteret, og det ses, at det samlede antal tilfælde af for tidlig død er faldet fra omkring 8.200 tilfælde per år i 1990 til omkring 4.600 tilfælde per år i 2019. Dette svarer til en reduktion på omkring 43%. Årsagen til dette fald er reduktionerne i koncentrationerne af luftforureningen (se blandt andet afsnit 2.3 og 7.3). Variationer fra år til år skyldes naturlige variationer i de meteorologiske forhold, og den generelle udvikling i danske og øvrige europæiske udledninger. Figur 12.2 viser udviklingstendenserne for antallet af for tidlige dødsfald fordelt på PM_{2,5}, kvælstofdioxid, ozon og svovldioxid. Ændringerne i antal tilfælde følger generelt ændringerne i luftkoncentrationerne.



Figur 12.1. Det samlede antal tilfælde af for tidlige dødsfald som følge af den samlede luftforurening af PM_{2,5}, ozon (O₃) kvælstofdioxid (NO₂) og svovldioxid (SO₂) i Danmark, samt antal tilfælde fordelt på langtids- og korttidseksponering. Beregningerne er foretaget med EVA5.2.



Figur 12.2. Antal tilfælde af for tidlige dødsfald fordelt på luftforureningskomponenterne PM_{2,5} (øverst) og kvælstofdioxid (NO₂), ozon (O₃) og svovldioxid (SO₂) (nederst) i Danmark. Beregningerne er foretaget med EVA5.2.

Med modellerne i EVA5.2 systemet er det muligt at estimere, hvor stor en andel af helbredseffekterne relateret til luftforurening, der skyldes udledninger i Danmark, og hvor stor en andel, der skyldes udlandets udledninger. For den udenlandske andel, er det udledninger i de europæiske lande, som spiller

den største rolle, mens der er et mindre interkontinentalt bidrag. Tabel 12.2 viser, at kilder i udlandet for år 2019 er ansvarlige for omkring 3.500 for tidlige dødsfald (svarende til omkring 76%), mens de danske kilder er ansvarlige for omkring 1.100 for tidlige dødsfald (24%). Dette tal er lidt lavere end tallet opgjort for 2018 på omkring 1.200 for tidlige dødsfald (Ellermann et al., 2020), hvilket bl.a. skyldes, at tallet her kun repræsenterer år 2019, mens tallet for 2018-opgørelsen er et middel over årene 2016-2018. Der er også sket en væsentlig opdatering af emissionerne i SPREAD-modellen, som ligger til grund for modelberegningerne, og endelig har vi nu inkluderet et mere præcist estimat af "missing mass" i modelsystemet for at lukke massegab for PM_{2,5} i beregningerne.

De danske udledninger bidrager ikke alene til helbredseffekter i Danmark, men også til omkring 3.200 for tidlige dødsfald årligt i de øvrige europæiske lande i 2019. "Import" af helbredseffekter relateret til luftforurening er derfor omkring 41% større end "eksport" fra Danmark til de øvrige lande. Af resultaterne i tabellen ses også, at de danske udledninger forårsager omkring 45% færre tilfælde af for tidlige dødsfald i Danmark (omkring 1.100) i forhold til, hvad de danske udledninger forårsager i udlandet (omkring 2.000) grundet grænseoverskridende langtransport af luftforurening.

Tabel 12.2. Bidrag fra udledninger i udlandet og Danmark til antal tilfælde af for tidlige dødsfald i Danmark og Europa. Beregningerne er foretaget med EVA5.2 modelsystemet for år 2019 (tallene er afrundet).

Bidrag	Antal tilfælde af for tidlig død	% af samlet
Samlet luftforurening i Danmark	4610	100
Udlandets bidrag til Danmark	3480	76
Danmarks bidrag til Danmark	1130	24
Danmarks bidrag til Europa inkl. Danmark	3170	100
Danmarks bidrag til Europa ekskl. Danmark	2040	64

12.2 Status og trends for eksterne omkostninger som følge af helbredseffekter

Tabel 12.3 viser de årlige eksterne omkostninger som følge af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark for år 2019. Den eksterne omkostning er den omkostning, som produktion eller forbrug af en vare eller en tjenesteydelse pålægger en tredje part. I denne sammenhæng er det aktiviteter, som giver udledninger af luftforurening og dermed effekter på helbred, som til sidst resulterer i ekstra samfundsøkonomiske omkostninger på tredjepart.

De samlede eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Danmark er estimeret til omkring 85 milliarder kr. for år 2019. Den økonomiske værdisætning af forskellige helbredseffekter er her baseret på Andersen et al. (2019) og angivet i 2016-priser. Udviklingstendensen for de samlede eksterne omkostninger er meget lig udviklingstendensen for antal tilfælde af for tidlig død, så derfor er den ikke præsenteret her.

Den samlede helbredsrelaterede eksterne omkostning var omkring 115 milliarder kr. som middel over årene 1988-1990, og den er faldet med omkring 25% siden da.

Tabel 12.3 viser også fordelingen af de helbredsrelaterede eksterne omkostninger på bidraget fra henholdsvis udledninger i udlandet og udledninger i Danmark. Bidraget fra udlandet estimeres til 64 milliarder kr. (75% af de samlede helbredsrelaterede omkostninger i Danmark), mens bidraget fra danske udledninger bidrager med omkring 21 milliarder kr. i Danmark (25%). Bidraget fra danske udledninger til de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa eksklusiv Danmark er beregnet til omkring 58 milliarder kr.

Tabel 12.3. Bidrag fra udledninger fra udlandet til Danmark og bidraget fra udledninger i Danmark til de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger, beregnet med EVA5.2 modelsystemet for år 2019.

Bidrag	Mia. DKK	% af total
Samlet luftforurening i Danmark	85	100
Udlandets bidrag til Danmark	64	75
Danmarks bidrag til Danmark	21	25
Danmarks bidrag til Europa inkl. Danmark	58	100
Danmarks bidrag til Europa ekskl. Danmark	37	63

12.3 Danske og udenlandske kilders bidrag til luftforureningen i Danmark 2019

I forbindelse med dette års afrapportering er der foretaget en række modelberegninger med henblik på at kvantificere bidraget fra de forskellige udledningssektorer til luftforureningen i Danmark for 2019. Beregningerne er gennemført for 2019 på basis af meteorologiske data for 2019, udledningsdata for 2018 for Danmark og udledningsdata for 2017 for Europa, hvilket svarer til de senest opdaterede datasæt på det tidspunkt, hvor beregningerne er gennemført. Udledningsdata for Europa opdateres lidt senere end danske udledninger.

Beregningerne er udført ved, at der først er gennemført modelberegninger for alle kilder, og dernæst modelberegninger, hvor udledningerne fra hver enkelt udledningssektor er reduceret, en ad gangen, med 30% både for Danmark og Europa. Bidraget fra den enkelte udledningssektor er så beregnet ud fra forskellen mellem luftkoncentrationerne, når alle kilder er inkluderet, og luftkoncentrationerne, når den pågældende sektor og det pågældende område (Danmark eller Europa) er udeladt i beregningerne og derefter skaleret op til 100%. For international skibstrafik og naturlige kilder er reduktionen foretaget for hele modelområdet, som omfatter den nordlige halvkugle.

Den specifikke procentsats, der vælges til reduktion af emissionerne, er et kompromis imellem, om man ønsker at studere en marginal ændring, eller om man ønsker at vide, hvor meget den enkelte emissionssektor reelt bidrager til helbredseffekterne og de relaterede eksterne omkostninger. For at beregne det totale bidrag fra en emissionssektor, som repræsenterer det scenario, at den enkelte emissionssektor ikke var til stede, kan en 100% reduktion vælges. Da sammenhængen mellem emissionsreduktioner og luftkoncentrationer er ikke-lineær (pga. ikke-lineær atmosfærekemi) vil størrelsen af procentsatsen have indflydelse på resultatet. De 30% er valgt ud fra en betragtning af, at når vi analyserer danske udledningssektors bidrag til luftkoncentrationer og helbredseffekter i Danmark, så er en 30% reduktion et marginalt bidrag, da

det kun påvirker den generelle kemiske sammensætning i atmosfæren i mindre grad, mens en 30% reduktion også er tilstrækkeligt stort til at signalet i modellerne er tydeligt, selv for de mindre emissionssektorer. Følsomhedsstudier viser, at det har mindre betydning (op til 20% forskel), om de danske emissionssektorer bliver reduceret med 30% eller 100%.

Den samme procentsats er anvendt for de udenlandske kilder. Når en hel europæisk udledningssektor reduceres med 30%, har det noget større betydning for den samlede atmosfærekemi, som helt grundlæggende er ikke-lineær, og dette har i nogen udstrækning betydning for resultaterne, der viser, hvor stort det totale bidrag er fra de udenlandske emissionssektorer til Danmark. Hvis udledningsreduktionen er relativt stor, vil ligevægten i baggrundskemien forandre sig sådan, at en reduktion af udledningerne i modellerne vil påvirke kemien, og dette vil i sig selv være medbestemmende på, hvor stort bidraget fra den pågældende sektor vil blive (en slags feedback, som både kan være positiv og negativ). Dette gælder specielt for de udenlandske kilder, hvor en hel sektor i Europa er reduceret, en af gangen. Forskellen i de samlede totale bidrag kan være helt op til 50% afhængigt af, hvor stor en emissionsreduktion per sektor, man vælger. Derfor har vi valgt kun at angive de relative bidrag fra de udenlandske kilder i procent. Den ikke-lineære atmosfærekemi er velbeskrevet i modellerne, så der er ikke tale om en usikkerhed i beskrivelsen af processerne til grund for beregningerne, men i stedet om at resultaterne afhænger af, hvilke slags scenarier for reduktion af emissioner man vælger.

Bidrag fra udenlandske kilder til luftkoncentrationer i Danmark

Tabel 12.4 viser bidraget fra de forskellige menneskeskabte udledningssektorer i Europa, samt skibstrafik og naturlige kilder (fra hele den nordlige halvkugle) til luftkoncentrationer i Danmark i henhold til den opdeling, der anvendes internationalt og i de danske udledningsopgørelser; Selected Nomenclature for Air Pollution (SNAP). International skibstrafik og naturlige kilder fylder relativt meget i forhold til de øvrige udledninger. Eksempelvis bidrager naturlige kilder til omkring 80% af ozonkoncentrationen i Danmark, hvilket primært skyldes udledninger af flygtige organiske forbindelser (VOC'er) fra vegetation (fx skove). For luftkoncentrationen af svovldioxid er bidraget i Danmark fra udenlandske kilder størst for energiindustri (SNAP 1, 34%) og fremstillingsvirksomhed (SNAP 3, 33%), og for ozon er det, udover de naturlige kilder, den internationale skibstransport, der bidrager med -12% (bidraget er negativt på grund af udledningerne af kvælstofoxider). De største bidrag til kvælstofdioxid kommer også fra international skibstransport (32%) og naturlige kilder (40%), hvor de sidstnævnte nu primært er udledninger fra jord, lynnedslag og skovbrande. Ikke-industriel forbrænding (SNAP 2) bidrager mest til $\text{PPM}_{2.5}$ (39%), og de naturlige kilder bidrager mest til Øvrig $\text{PM}_{2.5}$ (36%), og her er det så naturlige udledninger af havsalt, der har betydning.

Tabel 12.4. De procentvise bidrag til luftkoncentrationer af svovldioxid (SO₂), ozon (O₃), kvælstofdioxid (NO₂) primær PM_{2,5} og øvrig PM_{2,5} i 2019, midlet over land i Danmark, fra udenlandske menneskeskabte kilder i hele Europa fordelt på hovedudledningssektorer, samt bidrag fra naturlige kilder og international skibstrafik for hele verden.

SNAP kode	Udledningssektor	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrig PM _{2,5}
1	Energiindustri, fx kraftværker og raffinaderier	33,6	-2,9	4,1	3,2	6,1
2	Ikke-industriel forbrænding	16,7	3,0	2,6	39,3	7,4
3	Fremstillingsvirksomhed og byggeri	33,0	-0,5	4,6	0,0	6,3
4	Industrielle processer	-0,4	5,6	-0,6	12,6	1,6
5	Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	1,3	4,7	-0,3	0,8	0,6
6	Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	-0,3	8,6	-0,8	2,4	0,6
7	Vejtransport	2,0	4,0	11,4	10,5	9,7
8	Ikke-vejgående transport	0,6	1,4	3,4	6,0	2,9
9	Affald	-0,1	1,6	-0,1	3,2	0,7
10	Landbrug	-5,1	6,4	3,9	4,6	14,9
-	International skibstransport	10,1	-11,7	32,1	3,7	13,2
-	Naturlige kilder	8,7	79,8	39,6	13,7	36,1
Total	Alle udenlandske kilder	100	100	100	100	100

Bidrag fra danske kilder til luftkoncentrationer i Danmark

Resultaterne for de danske udledninger er vist i tabel 12.5, som angiver de procentvise bidrag til luftkoncentrationerne i 2019 i Danmark fordelt på hovedudledningssektorer og udvalgte undersektorer. De største procentvise danske bidrag til luftkoncentrationen af svovldioxid er fra industrielle processer (SNAP 4) og fremstillingsvirksomhed (SNAP 3) med hhv. omkring 34% og 23%. Derudover bidrager kraftvarme- og fjernvarmesektoren (SNAP 1) med omkring 20%. Vejtransport er den største bidragsyder til luftkoncentrationen af kvælstofdioxid med 38%, efterfulgt af landbrug (25%) og ikke-vejgående transport (18%). For de primære partikler, er det forbrænding i husholdninger, der fylder absolut mest med mere end halvdelen (64%) af den samlede luftkoncentration af PPM_{2,5}, mens den største bidragsyder til koncentrationen af øvrig PM_{2,5} er landbrug med 63%. Vejtransport, ikke-vejgående transport og landbrug bidrager til luftkoncentrationen af ozon med hhv. 38%, 18% og 25%, men samlet set udgør det danske bidrag til luftkoncentrationen af ozon i Danmark -1,6%. Dette skyldes den ikke-lineære kemiske sammenhæng, der er i atmosfæren, hvor danske udledninger af kvælstofoxider har stor indflydelse, dels direkte på koncentrationen af ozon, og dels indirekte gennem ændringer i koncentrationen af hydroxylradikaler, som også har indflydelse på koncentrationen af ozon. Samlet set bidrager danske udledninger derfor til at sænke koncentrationen af ozon en smule.

Tabel 12.5. De procentvise bidrag til luftkoncentrationer af svovldioxid (SO₂), ozon (O₃), kvælstofdioxid (NO₂) primær PM_{2,5} (PPM_{2,5}) og øvrig PM_{2,5} i 2019 midlet over land i Danmark fra danske landbaserede antropogene kilder fordelt på hovedudledningssektorer (SNAP 1-SNAP 10) og udvalgte undersektorer for ikke-industriel forbrænding og vejtransport.

SNAP kode	Udledningssektor	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrig PM _{2,5}
1	Energiindustri, fx kraftværker og raffinaderier	19,5	8,4	8,4	2,0	3,8
2	Ikke-industriel forbrænding	13,1	6,4	6,2	64,0	5,3
201	Handel og service	0,7	0,9	0,7	1,2	0,0
202	Husholdninger	8,2	4,6	4,8	57,3	5,3
203	Land-, skovbrug og akvakultur	4,1	0,8	0,7	5,5	0,0
3	Fremstillingsvirksomhed og byggeri	23,2	4,4	4,4	1,2	3,0
4	Industrielle processer	34,1	-0,2*	0,0	3,2	3,0
5	Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	1,5	0,0	0,0	1,2	0,8
6	Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	0,4	-0,5*	0,0	1,6	0,0
7	Vejtransport	0,7	38,0	35,9	9,1	15,8
701-706	Udstødning	0,7	37,9	35,8	3,2	15,8
707-708	Ikke-udstødning	0,0	0,1	0,0	5,9	0,0
8	Ikke-vejgående transport	1,9	18,2	17,5	4,7	4,5
9	Affald	6,4	0,1	0,1	1,2	0,0
3b,d,f-i	Landbrug	-0,4**	25,3	27,5	11,9	63,2
Total	Alle landbaserede kilder i Danmark	100	100	100	100	100
%	Bidrag fra danske kilder i % til koncentrationer i Danmark	22,5	-1,6	14,6	16,1	2,6

*negative værdier af ozon skyldes ikke-linearitet i de kemiske omdannelser, der involverer ozon.

**negative værdier af svovldioxid skyldes ikke-linearitet i de kemiske omdannelser der involverer ammoniak og svovldioxid.

12.4 Kilder til helbredseffekter af luftforureningen i Danmark i 2019

Med udgangspunkt i modelberegningerne af kilderne til luftkoncentrationer, er der foretaget en række tilsvarende beregninger af kilderne til helbredseffekterne af luftforureningen for 2019 (udledninger fra 2018 for Danmark og 2017 for Europa) ved hjælp af EVA_v5.2 modelsystemet. Tilsvarende beregningerne af kildeopsplitning på luftkoncentrationer, er der udført beregninger, som muliggør adskillelse af helbredseffekterne fra danske og øvrige europæiske kilder.

Tabel 12.6 viser helbredseffekterne fordelt på de forskellige luftforureningskomponenter, som giver anledning til de største helbredseffekter i Danmark. Tabellen svarer til tabel 12.1, men angiver udelukkende data for 2019, hvor tabel 12.1 angiver data for gennemsnittet af 2017-2019. Samlet set giver luftforureningen anledning til omkring 4.600 for tidlige dødsfald i 2019, med PM_{2,5} som den største bidragsyder (omkring 4.200 for tidlige dødsfald) og kvælstofdioxid som den næststørste (omkring 360 for tidlige dødsfald).

Tabel 12.6. Helbredseffekter i Danmark i 2019 som følge af den samlede luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder. Total er summen af helbredseffekter af svovldioxid (SO₂), ozon (O₃), kvælstofdioxid (NO₂) primær PM_{2,5} og øvrig PM_{2,5}.

Helbredseffekt	Antal tilfælde					Total
	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrig PM _{2,5}	
For tidlig død (korttidseksposering)	6	77	361	134	655	1230
For tidlig død (langtidseksposering)			1	675	2700	3380
For tidlig død (total)	6	77	362	809	3360	4610
Hospitalsindlæggelser, åndedræts- hæsvær		106	1630	332	1320	3390
Hospitalsindlæggelser, hjerte- karsvrdomme		344		233	924	1500
Hoste børn				80	318	398
Kronisk bronkitis voksne				676	2680	3360
Kronisk bronkitis børn				2500	13400	15900
Tabte arbejdsdage				280	1120	1400
Dage med restriktioner i aktivitet				832000	3300000	4140000
Dage med mindre restriktioner i aktivi-		904		0	0	904
Lungekræft				12	50	62
Spædbarnsdød				0	1	1

Bidrag fra udenlandske kilder til helbredseffekter i Danmark

I Tabel 12.7 er angivet de procentvise bidrag fra de forskellige udledningssektorer i udlandet til helbredseffekter i Danmark. Naturlige kilder i udlandet bidrager mest til helbredseffekter i Danmark sammenlignet med de øvrige udledningssektorer, fra omkring 30% for en række helbredsudfald primært relateret til kvælstofdioxid og PM_{2,5}, helt op til 55% for helbredsudfald relateret til ozon. I denne sammenhæng dækker naturlige kilder over:

- havsalt (udledninger via havsprøjt),
- udledninger kvælstofoxider fra lyn, jordemissioner,
- kvælstofoxider og primære PM_{2,5}-emissioner fra skovbrande,
- ammoniak fra havet,
- svovldioxid fra vulkaner,
- og flygtige organiske forbindelser (VOC) fra vegetation, som fungerer som forløbere for dannelse af ozon og sekundære organiske partikler (SOA)).

International skibstrafik og landbrug i udlandet fylder nogenlunde lige meget med omkring 15% for de fleste helbredseffekter, og vejtransport ligger på omkring 10% i bidrag til helbredseffekter i Danmark. Endelig er bidraget fra kraftværker, boligopvarmning og fremstillingsprocesser nogenlunde lige stort og i størrelsesordenen 5-6%.

Tabel 12.7. Udenlandske kilders bidrag til helbredseffekter i Danmark i 2019 fordelt på de forskellige europæiske emissionskilder i %. PM_{2,5} er her total PM_{2,5} (PPM_{2,5} + øvrig PM_{2,5}).

Helbredseffekt	01	02	03	04	05	06	07	08	09	3BDF	Nat kil.	Skibe	Total
	Energiindustri, fx kraftværker og raffinaderier	Ikke-industriel forbrænding	Fremstillingsvirksomhed og byggeri	Industrielle processer	Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	Vejtransport	Ikke-vejgående transport	Affald	Landbrug	Naturlige kilder	International skibstrafik	Total
Dødelighed													
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	5,3	5,8	5,6	1,3	0,7	0,9	9,6	2,8	0,6	12,6	39,8	14,9	100
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	6,4	7,8	6,5	1,6	0,6	0,6	10,1	3,0	0,7	16,0	32,9	13,7	100
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	6,9	10,3	6,9	3,4	0,0	0,0	10,3	3,4	0,0	13,8	31,0	13,8	100
Total antal for tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	6,2	7,3	6,3	1,6	0,6	0,7	10,0	3,0	0,7	15,2	34,5	14,0	100
Sygelighed													
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	5,2	5,5	5,5	0,9	0,4	0,4	10,4	3,1	0,5	10,9	36,0	21,1	100
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	5,7	7,6	5,8	2,8	1,7	2,8	9,2	2,9	1,0	9,6	44,9	6,1	100
Hoste børn (PM _{2,5})	6,5	7,8	6,6	1,7	0,6	0,6	10,1	3,1	0,7	16,0	32,8	13,6	100
Kronisk bronkitis voksne (PM _{2,5})	6,4	7,8	6,5	1,7	0,6	0,6	10,1	3,0	0,7	16,0	32,9	13,6	100
Kronisk bronkitis børn (PM _{2,5})	4,5	5,8	4,5	1,3	0,4	0,4	7,3	2,2	0,5	10,8	52,5	9,8	100
Tabte arbejdsdage (PM _{2,5})	6,4	7,8	6,5	1,7	0,6	0,6	10,1	3,0	0,7	16,0	32,9	13,6	100
Dage med restriktioner i aktivitet (PM _{2,5})	6,4	7,8	6,5	1,6	0,6	0,6	10,1	3,0	0,7	16,0	32,9	13,6	100
Dage med mindre restriktioner i aktivitet (O ₃)	2,3	3,4	3,7	3,1	2,9	5,6	11,8	3,3	1,1	6,6	55,6	0,5	100
Lungekræft (PM _{2,5})	6,6	7,7	6,6	1,6	0,5	0,5	9,8	3,3	1,1	15,8	32,7	13,7	100

Bidrag fra danske kilder til helbredseffekter i Danmark

Tabel 12.8 viser bidraget til helbredseffekter i Danmark fra de forskellige danske kilder. Danske kilder bidrager med i alt omkring 1130 for tidlige dødsfald, hvoraf ikke-industriel forbrænding fra husholdninger bidrager med ca. 400 for tidlige dødsfald, landbrug med ca. 220 for tidlige dødsfald og vejtrafik med ca. 210 for tidlige dødsfald, heraf ¾-dele fra udstødning og ¼-del fra ikke-udstødning. For hospitalsindlæggelser pga. åndedrætsbesvær er det vejtransport fra udstødning i Danmark, der er den største bidragsyder, mens for hospitalsindlæggelser for hjertekarsygdomme er det ikke-industriel forbrænding fra husholdninger i Danmark, der er den største bidragsyder. Danske kilder giver desuden anledning til over 900.000 sygedage (dage med restriktioner i aktiviteter).

Tabel 12.8. Danske kilders bidrag til helbredseffekter i Danmark i 2019 fordelt på udledningssektorer. PM_{2,5} er her total PM_{2,5} (PPM_{2,5} + øvrig PM_{2,5}).

Helbredseffekt	01	0201	0202	0203	03	04	05	06	0701-0706	0707-0708	08	09	3BDF	Total
	Energiindustri, fx kraftværker og raffinaderier	Ikke-industriel forbrænding Handel og service	Ikke-industriel forbrænding Hus-holdninger	Ikke-industriel forbrænding Land-, skovbrug mv.	Fremstillingsvirksomhed og byg-geri	Industrielle processer	Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	Vejtransport, udstødning	Vejtransport, ikke-udstødning	Ikke-vejgående transport	Affald	Landbrug	Total
Dødelighed														
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	34	4	74	5	16	7	2	4	98	9	38	3	60	355
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	25	9	325	20	14	26	11	17	58	43	33	10	157	749
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3
Total antal for tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	59	13	399	25	30	32	13	21	156	52	71	13	217	1130
Sygelighed														
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	113	12	201	13	46	13	5	9	403	22	156	6	201	1200
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	1	2	109	6	2	9	4	7	-9	15	1	3	33	184
Hoste børn (PM _{2,5})	2	1	39	2	2	3	1	2	7	5	4	1	19	89
Kronisk bronkitis voksne (PM _{2,5})	20	10	325	20	13	26	11	18	57	44	33	10	155	742
Kronisk bronkitis børn (PM _{2,5})	71	32	1200	75	44	91	39	64	199	163	118	36	492	2630
Tabte arbejdsdage (PM _{2,5})	8	4	135	8	5	11	5	7	24	18	14	4	65	308
Dage med restriktioner i aktivitet (PM _{2,5})	24700	11500	400500	24600	16000	31500	13800	22100	70200	54400	40400	12500	190000	913000
Dage med mindre restriktioner i aktivitet (O ₃)	-11	-2	-5	0	-5	1	0	3	-61	0	-22	0	0	-102
Lungekræft (PM _{2,5})	1	0	6	1	0	1	0	0	1	1	1	0	3	16

Tabel 12.9 viser de procentvise bidrag fra de enkelte udledningssektorer i Danmark til helbredseffekter i Danmark. Ikke-industriel forbrænding fra hus-holdninger bidrager mest til antallet af for tidlige dødsfald (ca. 36%), efterfulgt af landbrug (ca. 20%) og vejtransport (ca. 19%). Vejtransport er opdelt i udledninger fra udstødning og udledninger som ikke er relateret til udstødning (dæk-, bremse- og vejslid), hvor det ses, at bidraget fra udstødningsdelen er ca. tre gange større end ikke-udstødningsdelen. Væsentlige bidragsydere er desuden ikke-vejgående transport med ca. 7% og kraftværker med ca. 5%. For dage med mindre restriktioner i aktivitet, er det vejtransport, der bidrager med over halvdelen og dernæst ikke-vejgående transport og kraftværker. Denne effekt er udelukkende koblet til eksponering for ozon, og i dette tilfælde er det sektorer med relativt store udledninger af kvælstofoxider, der har indflydelse. Der ses også mindre negative værdier inden for denne kategori ved udledninger fra fremstillingsvirksomhed og byggeri (SNAP 4), industrielle processer (SNAP 5) og udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler (SNAP 6). Dette skyldes ikke-lineær kemi med betydning for dannelsen af ozon, hvor nogle udledninger bidrager til at mindske koncentrationen af ozon.

Der ses desuden et negativt bidrag (ca. -5%) fra vejtransport (udstødning) til hospitalsindlæggelser som følge af hjertekarsygdomme, som er baseret på eksponering af både PM_{2,5} og ozon. Hvis udledningen af kvælstofoxider er tilstrækkeligt stor, vil påvirkningen af ozon også påvirke dannelsen af hydroxylradikaler i atmosfæren, som igen har stor indflydelse på en række reaktionshastigheder for andre kemiske reaktioner i atmosfæren, herunder dannelsen af de sekundære uorganiske partikler, ammoniumsulfat og -nitrat, som bidrager væsentligt til den samlede koncentration af PM_{2,5}. Dannelsen af de sekundære partikler er således også påvirket af ikke-lineær atmosfærekemi.

Tabel 12.9. Danske kilders bidrag til helbredseffekter i Danmark i 2019 fordelt på udledningssektorer i %. PM_{2,5} er her total PM_{2,5} (PPM_{2,5} + øvrig PM_{2,5}).

Helbredseffekt	01	0201	0202	0203	03	04	05	06	0701-0706	0707-0708	08	09	3BDF	Total
	Energiindustri, fx kraftværker og raffinaderier	Ikke-industriel forbrænding Handel og service	Ikke-industriel forbrænding Husholdninger	Ikke-industriel forbrænding Land-, skovbrug mv.	Fremstillingsvirksomhed og bvgæteri	Industrielle processer	Udvinding, behandling, lagring og transport af brænds-	Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	Vejtransport, udstødning	Vejtransport, ikke-udstødning	Ikke-vejgående transport	Affald	Landbrug	Total
Dødelighed														
For tidlige dødsfald fra korttidsseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	9,6	1,0	21,0	1,4	4,4	2,0	0,7	0,1	27,6	2,5	10,8	0,8	17,0	100
For tidlige dødsfald fra langtidsseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	3,4	1,2	43,4	2,7	1,9	3,4	1,5	2,3	7,7	5,8	4,4	1,3	20,9	100
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0,0	0,0	50,0	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	10,0	10,0	0,0	0,0	20,0	100
Total antal for tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	5,4	1,2	36,3	2,3	2,7	2,9	1,2	1,9	14,1	4,7	6,5	1,2	19,7	100
Sygelighed														
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	9,4	1,0	16,7	1,1	3,8	1,1	0,4	0,8	33,6	1,8	13,0	0,5	16,8	100
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	0,5	1,3	59,0	3,4	1,1	4,9	2,2	3,8	-4,7	8,1	0,7	1,8	17,9	100
Hoste børn (PM _{2,5})	2,6	1,1	43,8	2,6	1,9	3,4	1,5	2,2	7,9	6,0	4,5	1,5	21,0	100
Kronisk bronkitis voksne (PM _{2,5})	2,7	1,3	43,8	2,7	1,8	3,5	1,5	2,5	7,7	6,0	4,4	1,4	20,8	100
Kronisk bronkitis børn (PM _{2,5})	2,7	1,2	45,7	2,8	1,7	3,5	1,5	2,4	7,6	6,2	4,5	1,4	18,7	100
Tabte arbejdsdage (PM _{2,5})	2,7	1,3	43,8	2,7	1,7	3,5	1,5	2,4	7,7	5,8	4,4	1,4	21,1	100
Dage med restriktioner i aktivitet (PM _{2,5})	2,7	1,3	43,9	2,7	1,7	3,4	1,5	2,4	7,7	6,0	4,4	1,4	20,9	100
Dage med mindre restriktioner i aktivitet (O ₃)	10,8	1,6	4,9	0,3	4,6	-1,3	-0,3	-2,6	60,0	0,0	21,6	0,0	0,3	100
Lungekræft (PM _{2,5})	4,3	2,1	38,3	4,3	2,1	4,3	2,1	2,1	8,5	6,4	4,3	2,1	19,1	100

12.5 Danske og udenlandske kilder til de eksterne omkostninger af luftforureningen i Danmark 2019

Kilderne til de eksterne omkostninger fra luftforureningen i Danmark er beregnet for 2019 ved hjælp af EVA5.2. Der er også her anvendt samme modelopsætning og økonomisk værdisætning, som i forbindelse med NOVANA rapporteringen for 2018 (Ellermann et al., 2020; Andersen et al., 2019). Beregningerne med EVA5.2 modelsystemet er gennemført, så det er muligt at adskille eksterne omkostninger fra danske hhv. øvrige europæiske kilder.

Tabel 12.10 viser de samlede eksterne omkostninger fordelt på de forskellige luftforureningskomponenter, som giver anledning til helbredseffekter i Danmark i 2019. Det ses, at de samlede omkostninger, som følge af luftforureningen i Danmark fra såvel udenlandske som danske kilder, er på omkring 85

milliarder kr. i 2019, hvilket er lidt under gennemsnittet for perioden 2017-2019. For tidlige dødsfald som følge af korttids- og langtidseksponering tegner sig for den største del af omkostningen, omkring 79 milliarder kr. Sygedage (dage med restriktioner i aktivitet) tegner sig for ca. 4,6 milliarder kr. og kronisk bronkitis (børn) for ca. 1 milliard kr.

Tabel 12.10. De samlede eksterne omkostninger i 2019 fra luftforureningen med svovldioxid (SO₂), ozon (O₃), kvælstofdioxid (NO₂) primær PM_{2,5} og øvrig PM_{2,5} i Danmark dvs. al luftforurening både fra danske og udenlandske kilder (mio. kr.).

Eksterne omkostninger						
Helbredseffekt	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrig PM _{2,5}	Total
For tidlig død (korttidseksponering)	184	2440	11400	4230	20700	39000
For tidlig død (langtidseksponering)	0	0	9	7980	31900	40000
For tidlig død (total)	184	2440	11400	12200	52600	78900
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær	0	8	121	25	97	251
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme	0	41	0	28	110	179
Hoste børn	0	0	0	1	3	4
Kronisk bronkitis børn	0	0	0	199	795	994
Tabte arbejdsdage	0	0	0	1	2	3
Dage med restriktioner i aktivitet	0	0	0	917	3640	4560
Dage med mindre restriktioner i aktivitet	0	1	0	0	0	1
Lungekræft	0	0	0	7	27	34
Spædbarnsdød	0	0	0	11	44	55
Total	184	2490	11500	13400	57300	84900

Tabel 12.11 og 12.13 viser eksterne omkostninger fordelt på luftforureningskomponenter og vigtigste udledningssektorer i %. I tabel 12.11 er fordelingen på udenlandske kilder opgjort i % af det samlede bidrag fra udlandet til Danmark, og i tabel 12.13 er fordelingen på de vigtigste danske udledningssektorer og udvalgte undersektorer opgjort i % af det samlede bidrag fra Danmark til Danmark. Tabel 12.12 viser bidraget fra danske emissionssektorer til de totale eksterne omkostninger i Danmark.

Bidrag fra udenlandske kilder til eksterne omkostninger i Danmark

I tabel 12.11 ses, at det specielt er energiproduktion, fremstillingsvirksomhed, ikke-industriell forbrænding og skibsfart, der bidrager til eksterne omkostninger i Danmark fra udlandet for svovldioxid. For ozon, er det specielt de naturlige kilder og vejtransport, der bidrager. Hertil skal nævnes, at ozon kan have en relativt lang levetid i atmosfæren (op til to uger), og ozon skal således ses i en global sammenhæng, hvor kilder i fx Sydøstasien kan være en væsentlig bidragsyder (globale beregninger er dog ikke medtaget her). Desuden er der et væsentligt bidrag af ozon fra stratosfæren, som heller ikke er kvantificeret her. For kvælstofdioxid er det specielt international skibstransport og naturlige kilder, der bidrager, mens vejtransport i Europa også er en væsentlig bidragsyder. Ser man på de primært emitterede partikler, bidrager ikke-industriell forbrænding med ca. 39%, naturlige kilder med ca. 14%, industrielle processer med ca. 12% og vejtransport med ca. 10%. For øvrig PM_{2,5} er det naturlige kilder (herunder havsalt, skovbrande, sekundære uorganiske partikler fra naturlige kilder af kvælstofoxider, samt sekundære organiske partikler, der dannes fra udledninger af flygtige organiske forbindelser fra vegetation), der er dominerende med ca. 36%. Dernæst kommer landbrug med ca. 17% (som skyldes ammoniakudledninger), og international skibstransport med ca. 14%. Forbrænding af fossile brændstoffer i energisektoren og fremstillingssektoren, samt vejtransport, bidrager mellem 5%-10% for hver sektor. Overordnet

set, når man kigger på total (bidraget fra stofferne lagt sammen) bidrager de naturlige kilder med ca. 36%, landbrug og international skibstransport med ca. 14%-15% og vejtransport med ca. 10%.

Tabel 12.11. De samlede eksterne omkostninger i 2019 som følge af luftforureningen med svovldioxid (SO₂), ozon (O₃), kvælstofdioxid (NO₂) primær PM_{2,5} og øvrig PM_{2,5} i Danmark fra udenlandske kilder, fordelt på sektorer i %.

SNAP kode	Udledningssektor	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrig PM _{2,5}	Total
1	Energiindustri, fx kraftværker og raffinaderier	31,6	2,3	3,2	3,2	6,6	6,0
2	Ikke-industriel forbrænding	15,9	3,4	2,4	39,0	4,8	6,9
3	Fremstillingsvirksomhed og byggeri	30,3	3,7	3,6	0,0	7,0	6,1
4	Industrielle processer	-0,4	3,1	-0,4	12,4	0,7	1,5
5	Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	1,2	2,9	-0,2	0,8	0,6	0,6
6	Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	-0,3	5,6	-0,5	2,3	0,4	0,7
7	Vejtransport	1,9	11,8	10,0	10,4	9,7	9,9
8	Ikke-vejgående transport	0,6	3,3	3,1	5,9	2,7	3,0
9	Affald	-0,1	1,1	0,0	3,1	0,5	0,7
10	Landbrug	-5,1	7,4	3,4	4,7	17,1	14,8
-	International skibstransport	15,7	0,5	35,1	4,4	14,0	14,2
-	Naturlige kilder	8,7	54,9	40,4	13,7	35,9	35,5
Total	Alle udenlandske kilder	100	100	100	100	100	100

Bidrag fra danske kilder til eksterne omkostninger i Danmark

Tabel 12.12 viser fordelingen af bidraget til eksterne omkostninger (i mio. kr.) opgjort fra landbaserede kilder i Danmark til Danmark. Det samlede bidrag til de eksterne omkostninger i Danmark er ca. 21,4 mia. kr. Heraf bidrager ikke-industriel forbrænding med ca. 7,4 mia. kr., vejtransport med ca. 4,8 mia. kr. og landbrug med ca. 4 mia. kr. For landbrug, er det bidraget til dannelsen af sekundære uorganiske partikler (ammoniumholdige partikler), der har størst betydning, mens det for ikke-industriel forbrænding er udledningen af primære partikler. De samlede bidrag fra kvælstofdioxid, primært udledte partikler og øvrige partikler er ca. lige store (6,5-7,8 mia. kr.), mens danske kilder bidrager til færre helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra ozon, pga. udledninger af kvælstofoxider. De helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra udledninger af svovldioxid er beregnet til knapt 200 mio. kr.

Tabel 12.12. De samlede eksterne omkostninger i 2019 som følge af luftforureningen i Danmark fra danske landbaserede kilder, fordelt på sektorer og udvalgte undersektorer i mio. kr. Yderst til højre vises de totale omkostninger, de øvrige søjler er omkostningerne fordelt på svovldioxid (SO₂), ozon (O₃) og kvælstofdioxid (NO₂) samt primære og øvrige PM_{2,5}.

SNAP kode	Udledningssektor	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrig PM _{2,5}	Total
1	Energiindustri, fx kraftværker og raffinaderier	47	-30	1000	171	232	1420
2	Ikke-industriel forbrænding	18	-20	361	5050	2030	7430
201	Handel og service	2	-4	58	124	60	240
202	Husholdninger	13	-14	278	4650	1840	6770
203	Land-, skovbrug og akvakultur	4	-1	26	277	124	431
3	Fremstillingsvirksomhed og byggeri	52	-13	391	103	157	690
4	Industrielle processer	49	3	2	258	258	571
5	Udvinding, behandling, lagring og transport af brænds-	2	1	0	124	99	226
6	ler						
6	Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	1	7	3	244	108	364
7	Vejtransport	2	-167	2920	996	1050	4810
701-706	Udstødning	2	-167	2920	342	800	3900
707-708	Ikke-udstødning	0	0	0	624	248	873
8	Ikke-vejgående transport	7	-60	1060	326	329	1660
9	Affald	15	0	11	108	97	232
3b,d,f-i	Landbrug	0	0	770	510	2760	4040
Total	Alle landbaserede kilder i Danmark	192	-279	6520	7860	7120	21400

Tabel 12.13 viser fordelingen af bidraget til eksterne omkostninger opgjort i % af det samlede bidrag fra landbaserede kilder i Danmark til Danmark. For svovldioxid er det specielt energiindustrien, fremstillingsvirksomhed og byggeri, samt industrielle processer, der bidrager med omkring 25% hver. Svovldioxid i sig selv er dog den mindste bidragsyder til de samlede eksterne omkostninger, da udledninger af svovldioxid er reduceret betragteligt i de seneste årtier. Vejtransport og ikke-vejgående transport, samt energiindustrien er de væsentligste bidragsydere til de eksterne omkostninger forbundet med ozon og kvælstofdioxid. For de primært emitterede partikler (PPM_{2,5}) er det hovedsageligt boligopvarmning (ca. 64%), samt vejtransport (ca. 12%), der bidrager. For vejtransporten er bidraget fra udledningerne, der ikke er relateret direkte til udstødning (dæk-, bremse-, og vejslid) omkring dobbelt så stort, som bidraget fra udstødning. Indenfor øvrig PM_{2,5} bidrager landbrug med omkring 39%, ikke-industriel forbrænding med ca. 29% og vejtransport med ca. 15%. Lægges bidraget fra de forskellige kemiske stoffer sammen (i total), ses det, at ikke-industriel forbrænding bidrager samlet med omkring 35%, vejtransport med ca. 22% og landbrug med ca. 19%.

Tabel 12.13. De samlede eksterne omkostninger i 2019 som følge af luftforureningen i Danmark fra danske landbaserede kilder, fordelt på sektorer og udvalgte undersektorer i %. Yderst til højre de totale omkostninger, de øvrige søjler angiver omkostningerne fordelt på svovldioxid (SO₂), ozon (O₃) og kvælstofdioxid (NO₂) samt primære og øvrige PM_{2,5}.

SNAP kode	Udledningssektor	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrig PM _{2,5}	Total
1	Energiindustri, fx kraftværker og raffinaderier	24,4	10,9	15,3	2,2	3,3	6,6
2	Ikke-industriel forbrænding	9,5	6,9	5,5	64,2	28,5	34,7
201	Handel og service	0,8	1,5	0,9	1,6	0,8	1,1
202	Husholdninger	6,7	5,0	4,3	59,1	25,9	31,6
203	Land-, skovbrug og akvakultur	2,0	0,4	0,4	3,5	1,7	2,0
3	Fremstillingsvirksomhed og byggeri	26,8	4,7	6,0	1,3	2,2	3,2
4	Industrielle processer	25,5	-1,2	0,0	3,3	3,6	2,7
5	Udvinding, behandling, lagring og transport af brændsler	1,0	-0,4	0,0	1,6	1,4	1,1
6	Anvendelse af opløsningsmidler og produkter	0,5	-2,6	0,1	3,1	1,5	1,7
7	Vejtransport	0,9	60,0	44,8	12,3	14,7	22,3
701-706	Udstødning	0,9	59,9	44,8	4,3	11,2	18,2
707-708	Ikke-udstødning	0,0	0,1	0,0	7,9	3,5	4,1
8	Ikke-vejgående transport	3,6	21,5	16,3	4,1	4,6	7,8
9	Affald	7,9	0,0	0,2	1,4	1,4	1,1
3b,d,f-i	Landbrug	-0,2	0,1	11,8	6,5	38,8	18,9
Total	Alle landbaserede kilder i Danmark	100	100	100	100	100	100

12.6 Bidrag fra krydstogtskibe til helbredseffekter og eksterne omkostninger

I det følgende er bidraget fra krydstogtskibe i Københavns Havn og Aarhus Havn til helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger beregnet med lokalskalamodellen UBM for år 2019. Det vil sige, at det kun er lokale effekter relateret til ozon, kvælstofdioxid og primært emitterede PM_{2,5}, der er medtaget. Derudover vil der være et bidrag fra spredning af luftforurening fra krydstogtskibe på regional skala, som også indbefatter bidraget til dannelsen af sekundære nitratholdige partikler. Dette bidrag på regional skala er ikke medtaget i de foreliggende beregninger. De benyttede udledninger er de samme som i Jensen et al. (2019), og omfatter udledninger fra i alt 360 krydstogtskibe, som har lagt til i enten Københavns havn (326 ankomster ved i alt 11 kajpladser) eller i Aarhus havn (34 ankomster ved 1 kajplads). Beregningerne indbefatter udledninger ved manøvrering, samt udledninger mens skibe ligger ved kaj. Detaljerede informationer om tidspunkter om ankomst og afgang for hver skib i 2017 er medtaget.

Tabel 12.14 viser bidraget til helbredseffekter fra krydstogtskibe i København og Aarhus. Det ses, at krydstogtskibene bidrager til ca. 3 for tidlige dødsfald og ca. 2.500 sygedage i København og i Aarhus tilsammen. De totale eksterne omkostninger relateret til krydstogtskibene er givet i tabel 12.15 og er beregnet til ca. 54 mio. kr., hvoraf de ca. 12 mio. kr. skyldes effekter fra kvælstofdioxid og ca. 42 mio. kr. skyldes helbredseffekter fra primært emitterede partikler PPM_{2,5}. Der er et lille negativt bidrag fra ozon, som skyldes skibenes udledninger af kvælstofmonooxid, som nedbryder ozon og danner kvælstofdioxid.

Tabel 12.14. Bidrag til helbredseffekter fra krydstogtskibe i København og Aarhus baseret på udledninger benyttet i Jensen et al. (2019) og beregnet med EVA5.2 systemet baseret på UBM modelresultater. Yderst til højre de totale omkostninger, de øvrige søjler viser helbredseffekterne fordelt på ozon (O₃), kvælstofdioxid (NO₂) og primære PM_{2,5}.

Helbredseffekt	Antal tilfælde			Total
	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	
For tidlig død (korttidseksposering)	0	0,4	0,4	0,8
For tidlig død (langtidseksposering)	0	0	2,1	2,1
For tidlig død (total)	0	0,4	2,5	2,9
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær	0	1,9	1	2,9
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme	-0,1	0	0,7	0,6
Hoste børn	0	0	0,2	0,2
Kronisk bronkitis voksne	0	0	2,1	2,1
Kronisk bronkitis børn	0	0	7,7	7,7
Tabte arbejdsdage	0	0	0,9	0,9
Dage med restriktioner i aktivitet	0	0	2540	2540
Dage med mindre restriktioner i aktivitet	-0,2	0	0	-0,2
Lungekræft	0	0	0	0
Spædbarnsdød	0	0	0	0

Tabel 12.15. Totale eksterne omkostninger i mio. kr. fra krydstogtskibe i København og Aarhus, baseret på udledninger benyttet i Jensen et al. (2019). Yderst til højre de totale omkostninger, de øvrige søjler viser omkostningerne fordelt på ozon (O₃), kvælstofdioxid (NO₂) og primære PM_{2,5}.

	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Total
Krydstogtskibe	-0,6	12,5	41,8	53,7

Parallelt med årets afrapportering af NOVANA, er der for Miljøministeriet gennemført et projekt, der kortlægger udviklingen i udledninger i perioden 2015-2019 og luftkoncentrationer i 2019 fra krydstogtskibe i de fem største danske krydstogtskibshavne, samt bidraget fra øvrige skibe i de to største havne ved hjælp af detaljerede beregninger med DEHM, UBM og OML-modellerne (Jensen et al., 2020). Disse beregninger er baseret på nyligt opdaterede udledninger, som ikke var tilgængelige for beregningerne i NOVANA.

12.7 Usikkerhed og perspektiver for de fremtidige beregninger

Usikkerhederne på beregnede helbredseffekter og eksterne omkostninger fra luftforurening er betydelige. Førende internationale forskere på området har vurderet, at deres egne beregninger er behæftet med en usikkerhed på $\pm 50\%$ (Lelieveld et al., 2019). DCE vurderer, at usikkerhederne på beregningerne præsenteret i nærværende rapport ligger på samme niveau.

En væsentlig del af usikkerhederne relaterer sig til de eksponerings-responsfunktioner, som anvendes. Dette gælder specielt for kvælstofdioxid. For kronisk mortalitet relateret til kvælstofdioxid anbefaler WHO en tærskelværdi, så det kun er koncentrationer af kvælstofdioxid over 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, der medtages ved beregning af helbredseffekter. Denne tærskel er derfor implementeret i DCE's beregninger, hvor koncentrationerne af kvælstofdioxid beregnes med UBM-modellen med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km. Der er dog væsentlig usikkerhed forbundet med denne tærskelværdi på de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hvor der blandt danske helbedsforskere er draget tvivl om den bagvedliggende dokumentation for denne tærskelværdi, som måske skal være mindre eller

endog helt fjernes. Dette vil have stor indflydelse på beregning af antallet af for tidlige dødsfald henført til kvælstofdioxid for Danmark. Antallet af tilfælde af for tidlige dødsfald vil blive væsentligt større, hvis en mindre tærskelværdi benyttes. Vi har dog på nuværende tidspunkt ikke tilstrækkeligt vidensgrundlag til at fjerne denne tærskelværdi for NO₂.

Ligeledes skal det bemærkes, at ifølge WHO-rapporten kan man vælge at basere beregning af helbredseffekterne fra ozon på basis af en anden parameter end den, som anvendes i dag. Helbredseffekter fra ozon kommer primært fra eksponering af høje koncentrationer, så derfor benyttes i dag en parameter (SOMO35), hvor det kun er ozonkoncentrationer over 35 ppb (=70 µg/m³) som summeres. Nyere forskning indikerer imidlertid, at det kunne være mere korrekt at summere ozonkoncentrationer over 10 ppb (=20 µg/m³; SOMO10). Hvis den lavere tærskel benyttes (SOMO10), vil det ligeledes føre til et væsentligt større antal beregnede for tidlige dødsfald. For ozon har vi valgt at basere os på SOMO35, hvilket harmoniserer med anbefalingerne fra de øvrige danske forskere på området.

Derudover er der nye videnskabelige danske studier (Hvidtfeldt et al., 2019; So et al., 2020; Raaschou-Nielsen et al., 2020), der indikerer, at den relative risiko (RR) for dødelighed relateret til PM_{2,5} for koncentrationer i den lave ende af skalaen er højere end den, som er anbefalet af WHO (6,2% per 10 µg/m³), og at sammenhængen mellem PM_{2,5} koncentrationer og mortalitet er ikke-lineær, sådan at den relative risiko er højere for de lave koncentrationer, som er almindelige i Danmark (mindre end 20 µg/m³), og tilsvarende er den relative risiko lavere for højere koncentrationer. Benyttes en større relativ risiko for mortalitet relateret til PM_{2,5}, vil dette også føre til et større antal for tidlige dødsfald.

Der mangler endvidere fortsat viden om, hvilke dele af partikelforureningen, som giver årsag til helbredseffekterne. Som nævnt anvendes stadigvæk den samme eksponerings-responsfunktion for alle de kemiske PM_{2,5}-komponenter, da det på nuværende tidspunkt er bedste viden. EVA-systemet er nu forberedt til at kunne benytte forskellige eksponerings-responsfunktioner for de forskellige komponenter, såfremt ny viden tilskriver det. Sammen med den detaljerede geografiske opdeling af udledningerne fra de forskellige sektorer, kan systemet benyttes til at beregne udviklingen i bidraget fra alle forskellige kilder for forskellige områder med høj geografisk opløsning for de forskellige kemiske stoffer, der er relateret til helbredseffekter og eksterne omkostninger. Ny viden på dette område vil potentielt set ændre på de estimerede helbredseffekter relateret til de forskellige kemiske stoffer, mens det ikke nødvendigvis vil påvirke det totale antal.

Der er usikkerhed forbundet med kildeopgørelsen for Danmark, da denne afhænger af, hvilken procentsats udledningerne bliver reduceret med. Dette skyldes ikke-lineær atmosfærekemi, som er godt beskrevet i luftforureningsmodellerne. Denne ikke-linearitet betyder, at en udledningssektors bidrag til Danmark afhænger af, hvor meget man reducerer sektoren med. I denne rapport er benyttet 30% udledningsreduktioner for hver sektor, som efterfølgende er skaleret op til 100%. Ikke-lineariteten har særlig betydning for de udenlandske kilder, hvis størrelse er betragtelige (fx SNAP 7, som indbefatter al vejtransport i Europa). Når man i modellen reducerer udledninger fra denne sektor for hele Europa, vil det medføre en ændret "baggrundskemi" over Europa, som så igen påvirker størrelsen af bidraget fra sektoren. Der er ikke tale om en betydelig usikkerhed, eller manglende viden på området, men

blot dette, at der er tale om en velforstået ikke-lineær sammenhæng mellem størrelsen på udledningsreduktionen og bidraget fra de respektive udledningssektorer. Dette gælder i mindre grad for Danmark, da udledningerne er relativt mindre. Variationen på bidragene fra hver sektor i kildeopgørelsen for Danmark kan være op til 20% fra danske udledninger og op til 50% for de udenlandske kilder, afhængigt af kemisk stof. Dette gælder ikke for de primære partikler (PPM_{2,5} og havsalt), som er lineære, da de ikke indgår i atmosfærekemiske reaktioner.

Fremadrettet vil DCE fortsat løbende følge med i de videnskabelige landvindinger i relation til vurdering af helbredseffekterne af luftforureningen og implementere disse i estimering af helbredseffekterne, så snart de er velkonsoliderede, og det er praktisk muligt. DCE koordinerer og deltager i et stort antal forskningsprojekter omkring helbredseffekter fra luftforurening. Fremtidig opdatering af modelsystemet vil så vidt muligt fortsat ske på basis af tæt dialog med de øvrige centrale forskningsinstitutioner på området. Opdateringerne vil ske med passende mellemrum, når der er sket væsentlige fremskridt i forskningen omkring helbredsrelaterede effekter af luftforureningen.

13. Referencer

Andersen, M. S., L. M. Frohn Rasmussen og J. Brandt, 2019. Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 3.0. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Dato: 14. marts 2019. pp. 22. Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2019/Miljoekonomiske_beregningspriser_for_emissioner.pdf

Andersen, Mikael Skou, Lise M. Frohn, Steen S. Jensen, Jytte S. Nielsen, Peter B. Sørensen, Ole Hertel, Jørgen Brandt, and Jesper Christensen, 2004. Sundhedseffekter af luftforurening – beregningspriser. Faglig rapport fra DMU, nr. 507, pp. 85. http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer-/3_Fagrappor-ter/rappor-ter/FR507.pdf

Anenberg, S. C., A. Belova, J. Brandt, N. Fann, S. Greco, S. Guttikunda, M.-E. Heroux, F. Hurley, M. Krzyzanowski, S. Medina, B. Miller, K. Pandey, J. Roos, R. Van Dingenen, 2015. Survey of ambient air pollution health risk assessment tools. *Risk Analysis*. DOI: 10.1111/risa.12540.

Bach, H., M. S. Andersen, J. B. Illerup, F. Møller, K. Birr-Pedersen, J. Brandt, T. Ellermann, L. M. Frohn, K. M. Hansen, F. Palmgren, J. Seested and M. Winther, 2006. Vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Kommissionens temastrategi om luftforurening, Faglig rapport fra DMU, Nr 586, 2006.

Berkowicz, R., 2000a: OSPM - A parameterized street pollution model, *Environmental Monitoring and Assessment* 2000, 65, 323-331. doi: 10.1023/A:1006448321977.

Berkowicz, R., 2000b: A simple model for urban background pollution. *Environ. Monit. Assess.* 65 (1/2), 259-267.

Blomgren, H. 2020: Personlig korrespondance den 5. november 2020.

Brandt, J., Christensen, J.H. Frohn, L.M. Palmgren, F. Berkowicz R. & Zlatev, Z., 2001: Operational air pollution forecasts from European to local scale. *Atmospheric Environment*, Vol. 35, Sup. No. 1, pp. S91-S98.

Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M. & Berkowicz, R., 2003: Air pollution forecasting from regional to urban street scale – implementation and validation for two cities in Denmark. *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 28, pp. 335-344.

Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Berkowicz, R. & Palmgren, F. 2000: The DMU-ATMI THOR Air Pollution Forecast System: System Description, National Environmental Research Institute, Roskilde Denmark 60 pp. -NERI Technical Report No. 321.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn, 2013a. Contribution from the ten major emission sectors in Europe to the Health-Cost Externalities of Air Pollution using the EVA Model System – an integrated modelling approach. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 13, pp. 7725-7746, 2013. www.atmos-chem-phys.net/13/7725/2013/, doi:10.5194/acp-13-7725-2013.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn, 2013b. Assessment of Past, Present and Future Health-Cost Externalities of Air Pollution in Europe and the contribution from international ship traffic using the EVA Model System. *Atmospheric Chemistry and Physics*. Vol. 13, pp. 7747-7764, 2013. www.atmos-chem-phys.net/13/7747/2013/. doi:10.5194/acp-13-7747-2013.

Brandt, J., Jensen, S.S., Andersen, M.S., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.K. 2016. Helbredseffekter og helbredsomkostninger fra emissionssektorer i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 182 <http://dce2.au.dk/pub/SR182.pdf>

Brandt, J., M. S. Andersen, J. Bønløkke, J. H. Christensen, K. M. Hansen, O. Hertel, U. Im, S. S. Jensen, M. Ketzel, O.-K. Nielsen, M. S. Plejdrup, T. Sigsgaard and C. Geels, 2015. High-resolution modelling of health impacts and related external cost from air pollution using the integrated model system EVA. *Proceedings from ITM 2015, 34th International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application*. 4-8 May, 2015, Montpellier, France. pp. 125-128.

Brandt, J., Silver, J.D., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Bønløkke, J.H., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas, E. & Frohn, L.M., 2011: Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System, CEEH Scientific Report No 3, Centre for Energy, Environment and Health Report series, March 2011, pp. 98. http://www.cee.hk/CEEH_Reports/Report_3/-CEEH_Scientific_Report3.pdf

Brandt, J., Silver, J.D., 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, *Atmospheric Environment*, Volume 53, June 2012, pp. 156-176, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.011.

Burnett, R., Chena, H., Szyszkowicza, M., Fann, N., Hubbell, B., Pope III, C. A., Apte, J. S., Brauer, M., Cohen, A., Weichenthal, S., Coggins, J., Di Q., Brunekreef B., Frostad, J., Lim, S. S., Kan, H., Walker, K. D., Thurston, G. D., Hayes, R. B., Lim, C. C., Turner, M. C., Jerrett, M., Krewski, D., Gapstur, S. M., Diver, W. R., Ostro, B., Goldberg, D., Crouse, D. L., Martin, R. V., Peters, P., Pinault, L., Tjepkema, M., van Donkelaar, M., Villeneuve, P. J., Miller, A. B., Yin, P., Zhou, M., Wang, L., Janssen, N. A. H., Marra, M., Atkinson, R. W., Tsang, H., Thach, T. Q., Cannon, J. B., Allen, R. T., Hart, J. E., Laden, F., Cesaroni, G., Forastiere, F., Weinmayr, G., Jaensch, A., Nagel, G., Concin, H. and Spadar, J. V., Global estimates of mortality associated with longterm exposure to outdoor fine particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 38 (115), pp. 9592–9597. doi: 10.1073/pnas.1803222115. 2018.

Bønløkke, J. H., T. Sigsgaard, J. Brandt, L. M. Frohn, E. M. Flachs, H. Brønnum-Hansen, M.-L. Siggaard-Andersen, 2011. CEEH Scientific Report No. 7a - Description of the CEEH health effect model. Centre for Energy, Environment and Health Report Series, pp. 76, 2011. ISSN 1904-7495.

CEIP, 2020: <https://www.ceip.at/webdab-emission-database>

Christensen, J.H., 1997: The Danish Eulerian Hemispheric Model – a three-dimensional air pollution model used for the Arctic, *Atm. Env.*, 31, 4169–4191.

DCE (2020): <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/emissioner/air-pollutants/>

DØRS, (2016): Økonomi og miljø 2016. København.

EEA, 2019: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report No 13/2019. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>.

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., 2020. Atmosfærisk deposition 2019. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. xxs. – Videnskabelig rapport nr. xxx. Under udarbejdelse.

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Nygaard, J. og Massling, A., 2020: [Status for måling af luftkvalitet i 2019](#). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 14 s. - Notat nr. 2020 | 41.

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R. & Jensen, S.S. 2017: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2016. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 78 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 234.

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C. & Jensen, S.S. 2020. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 83 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 218. <http://dce2.au.dk/pub/SR360.pdf>

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K. & Bossi, R. 2011: Supplerende målinger til luft-overvågning under NOVANA – benzen og PAH. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 42 s. – Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 3

EU, 2004: 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.

EU, 2008: Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 on ambient air quality and cleaner air for Europe: Official Journal of the European Union L152/1.

EU, 2016: Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv (EU) 2016/2284 af 14. december 2016 om nedbringelse af nationale emissioner af visse luftforurenende stoffer, om ændring af direktiv 2003/35/EF og om ophævelse af direktiv 2001/81/EF. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/HTML/?uri=CELEX:32016L2284&from=EN>

Finansministeriet (2017): Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. August 2017.

Hoek, G., Krishnan, R.M., Beelen, R. et al. Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. *Environ Health* 12, 43 (2013). <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-43>

Hvidtfeldt, U., C. Geels, M. Sørensen, M. Ketzel, J. Khan, A. Tjønneland, J. H. Christensen, J. Brandt, O. Raaschou-Nielsen, 2019. Long-term residential exposure to PM_{2.5} constituents and mortality in a Danish cohort. *Environment International*. Volume 133, Part B, December 2019, 105268. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105268>.

Jensen, S.S., Winther, M., Løfstrøm, P., Ketzel, M., Frohn, L.M. 2020: Kortlægning af udviklingen i luftforurening fra krydstogtskibe og andre skibe i fem danske havne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 129 s. - Videnskabelig rapport nr. 413. <http://dce2.au.dk/pub/SR413.pdf>.

Jensen, S.S., Berkowicz, R., Hansen, H. Sten. & Hertel, O. 2001: A Danish decision-support GIS tool for management of urban air quality and human exposures. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Volume 6, Issue 4, 2001, pp. 229-241.

Jensen, S.S., Ketzel, M., Becker, T., Christensen, J., Brandt, J., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, O.-K., Hertel, O., Ellermann, T. (2017): High Resolution Multi-scale Air Quality Modelling for All Streets in Denmark. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 52 (2017) 322-339. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2017.02.019>. Open access.

Jensen, S.S., Larson, T., Deepti, K.C., Kaufman, J.D. (2009): Modeling Traffic Air pollution in Street Canyons in New York City for Intra-urban Exposure Assessment in the US Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis. *Atmospheric Environment* 43 (2009) 4544-4556. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.042>.

Jensen, S.S., Winther, M., Løfstrøm, P., Frohn, L.M. 2019. Kortlægning af luftforurening fra krydstogtskibe. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - Videnskabelig rapport nr. 316. <http://dce2.au.dk/pub/SR316.pdf>

Ketzel, M., Jensen, S.S, Brandt, J., Ellermann, T., Olesen, H.R., Berkowicz, R. & Hertel, O. 2013: Evaluation of the Street Pollution Model OSPM for Measurements at 12 Streets Stations Using a Newly Developed and Freely Available Evaluation Tool. J Civil Environ Eng, S1:004. doi:10.4172/2165-784X.S1-004

Khan, J.; Konstantinos Kakosimos; Ole Raaschou-Nielsen; Jørgen Brandt; Steen S Jensen; Thomas Ellermann; Matthias Ketzel, 2018: Development and Performance Evaluation of New AirGIS - A GIS Based Air Pollution and Human Exposure Modelling System. Submitted to Atmospheric Environment.

Lehtomaki, H., Geels, C., Brandt, J., Rao, S., Yaramenka, K., Astrom, S., Andersen, M. S., Frohn, L. M., Im, U., and Hanninen, O. 2020: Deaths Attributable to Air Pollution in Nordic Countries: Disparities in the Estimates, Atmosphere-Basel, 11, ARTN 467.

Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Pöschl, U., Fnais, M., Daiber, A., Münzel, T. Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. European Heart Journal 40, 1590-1596. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehz135>, 2019.

Miljø- og fødevareministeriet, 2016: Bekendtgørelse om vurdering og styring af luftkvaliteten. Bekendtgørelse nr. 1233 af 30.09.2016 (In Danish). København, Danmark.

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

Ottosen, T-B., Kakosimos, K. E., Johansson, C., Hertel, O., Brandt, J., Skov, H., Berkowicz, R., Ellermann, T., Jensen, S. S. & Ketzel, M. 2015: Analysis of the impact of inhomogeneous emissions in a semi-parameterized street canyon model. I : Geoscientific Model Development Discussions. 8, 3231-3245, 2015. doi:10.5194/gmd-8-3231-2015.

Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Gyldenkerne, S. & Bruun, H.G. 2018. Spatial high-resolution distribution of emissions to air – SPREAD 2.0. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 186 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 131 <http://dce2.au.dk/pub/TR131.pdf>.

Raaschou-Nielsen, O., E. Thorsteinson, S. Antonsen, G. J Holst, A. Tjønneland, M. Ketzel, T. Sigsgaard, C. Geels, J. Brandt, C. B Pedersen, U. A. Hvidtfeldt, 2020 Air pollution and mortality in the Danish population – a nationwide study. The Lancet EClinicalMedicine. Vol. 28, November 2020. <https://doi.org/10.1016/j.eclinm.2020.100605>

Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Barker, D., Duda, M. G., Powers, J. G. (2008). A Description of the Advanced Research WRF Version 3 (No. NCAR/TN-475+STR). University Corporation for Atmospheric Research. doi:10.5065/D68S4MVH

So, R. J. T. Jørgensen, Y.-H. Lim, A. J. Mehta, H. Amini, L. H. Mortensen, R. Westendorp, M. Ketzel, O. Hertel, J. Brandt, J. H. Christensen, C. Geels, L. M. Frohn, T. Sigsgaard, E. V. Bräuner, S. S. Jensen, C. Backalarz, J. E. Laursen, M. K. Simonsen, S. Loft, T. Cole-Hunter, Z. J. Andersen, 2020. Long-term exposure to low levels of air pollution and mortality adjusting for road traffic noise: A Danish Nurse Cohort study. *Environment International*. Volume 143, October 2020, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105983>

Turpin, B.J. & Lim, H.-J., 2010: Species Contributions to PM_{2.5} Mass Concentrations: Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass, *Aerosol Science and Technology*, 35: 1, 602 – 610, First published on: 30 November 2010 (iFirst). DOI: 0.1080/02786820119445URL. Available at: <http://dx.doi.org/10.1080/02786820119445>

WHO Regional Office for Europe (2013). Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project: recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe. <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/health-risks-of-air-pollution-in-europe-hrapie-projectrecommendations-for-concentrationresponse-functions-forcostbenefit-analysis-of-particulate-matter,-ozone-and-nitrogendioxide>

WHO, 2014. <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/> (webpage accessed 12/11-2020).

Bilag 1

I overvågningsprogrammet suppleres de permanente målinger med modeberegninger for NO₂, PM_{2,5}, og PM₁₀ på gadeniveau og O₃ på regionalt niveau. Modelberegningerne bliver gennemført med det integrerede multiskala model system DEHM/UBM/AirGIS, som er i stand til at beregne luftforureningskoncentrationer på regionalt niveau og bybaggrunds niveau samt for udvalgte gader på begge vejsider. Modelsystemet DEHM/UBM/AirGIS består af følgende modeller: Danish Eulerian Hemispheric Model, DEHM (Christensen, 1997; Brandt et al., 2012), Urban Background Model, UBM (Brandt et al., 2001; Brandt et al., 2003) og Operational Street Pollution Model, OSPM® (Berkowicz 2000a; Ketzel et al., 2012).

Modelsystemet er blevet opdateret i forhold til rapportering for 2019 inden for følgende områder:

- *Meteorologiske inputdata.* Den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecasting Model), som anvendes til at drive modelsystemet er opdateret fra version 3.9 til version 4.1. Input til WRF er nu baseret på ERA5 re-analysedata med 0,2° x 0,2° geografisk opløsning, mens der tidligere blev brugt ERA-Interim-data med 0,75° x 0,75° opløsning.
- Emissionsmodulet i OSPM er opdateret til COPERT 5-emissionsmodel.

I de følgende afsnit gives et kort beskrivelse af modellerne, som bliver anvendt i denne rapport.

Resultater fra DEHM bliver brugt som input til UBM, som igen producerer input til OSPM. Flere detaljer om DEHM/UBM/AirGIS systemet (også kaldt THOR) findes i Brandt et al. (2000; 2001 og 2003 eller på <http://www.au.dk/thor>). Samme modelsystem bliver også brugt til at beregne koncentrationer af luftforurening på alle 2,4 millioner bopælsadresser i Danmark. Datasættet er offentligt tilgængeligt på et online kort (lufttenpaadinvej.au.dk; Jensen et al., 2017).

Modelberegningerne for luftkvaliteten på regional skala blev gennemført med DEHM, som er en Eulersk model, som estimerer emissioner, atmosfærisk transport, kemiske reaktioner, samt tør- og våddeposition af luftforureningskomponenter på et 3-D gitter med udstrækning over den nordlige halvkugle med en gitteropløsning på 150 km x 150 km. Modellen opererer med "two-way nesting", som muliggør højere gitteropløsning for et begrænset område. For rapportering under NOVANA er modellen sat op med i alt tre "nestede" domæner, som omfatter Europa med opløsning på 50 km x 50 km, det nordlige Europa med 16,7 km x 16,7 km opløsning samt Danmark med 5,6 km x 5,6 km. I den vertikale dimension har modellen 29 lag, som dækker over de laveste ca. 15 km af atmosfæren. Det nederste lag er forholdsvis tyndt (20 m), mens de øverste lag er op til 2.000 m tykke. Modellen indeholder et omfattende kemisk modul til beregning af de relevante kemiske reaktioner i den lavere del af atmosfæren.

Den emissionsopgørelse som bliver anvendt i DEHM har en geografisk opløsning på 1 km x 1 km for Danmark, som bliver aggregeret til 5,6 km x 5,6

km eller 16,7 km x 16,7 km for de tilsvarende modeldomæner. Emissionerne er baseret på den Danske nationale emissionsopgørelse for 2018 fra DCE (<https://envs.au.dk/en/research-areas/air-pollution-emissions-and-effects/air-emissions/>) og internationale emissionsopgørelser for 2017 fra EMEP (www.emep.int). Emissioner fra skibstrafikken i nærheden af Danmark er opgjort med en meget en høj opløsning på 1 km x 1 km (Olesen et al., 2009) og siden justeret som følge af lovgivning i 2015, hvor svovlindholdet i skibsbrændsel blev reduceret fra 1% til 0,1% i Nordsøen og Østersøen (Sulphur Emission Control Area - SECA: the North Sea and the Baltic Sea). Modellen inkluderer beskrivelser af naturlige emissioner af fx havsalt fra marine overflader, samt gasser fra vegetationen. Den nuværende version af DEHM har siden oktober 2019 været en del af EU's Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS), som leverer kvalitetskontrollerede operationelle luftkvalitetsprognoser for Europa (<https://atmosphere.copernicus.eu/>).

Baggrundsmodellen, Urban Background Model, UBM (version 11.0), beregner de lokale baggrundskoncentrationer med udgangspunkt i den førnævnte Danske nationale emissionsopgørelse for 2018 med en rumlig opløsning på 1 km x 1 km, samt meteorologiske data fra WRF-modellen og de regionale luftkvalitetsdata fra DEHM. Flere detaljer om metoden for den rumlige emissionsopgørelse med SPREAD-modellen findes i Plejdrup et al (2018). UBM beregner baggrundskoncentrationer for hele Danmark, i både by- og landområder. Modellen er baseret på antagelser om spredning og transport af emissionerne med en fordeling svarende til en Gaussisk røgfanemodel. For hvert beregningspunkt bliver emissioner i en omkreds på 25 km taget i betragtning, samtidig med at en forenklet fotokemisk model behandler reaktionerne mellem NO, NO₂ og O₃. Modelprincipperne er beskrevet i Berkowicz (2000b). I de senere år er UBM blevet væsentligt forbedret ift. beskrivelse af de fysiske processer, som i dag behandler både areal- og punktkilder mere konsistent sammenlignet med tidligere versioner, og som fører til mere realistiske resultater i sammenligning med målinger.

Ingen kalibrering blev foretaget for NO_x/NO₂ for hverken DEHM eller UBM. For PM_{2,5} og PM₁₀ er der foretaget en efterkorrektur af resultaterne af DEHM og UBM, som fører til højere værdier for at udligne en underestimering i sammenligning med målingerne. Senere i dette kapitel findes flere detaljer om korrektion pga. manglende masse i modelberegningerne.

Som sidste led i modelkæden beregner gadeluftkvalitetsmodellen OSPM® (www.au.dk/ospm) luftkvaliteten i 2 meters højde ved fortovet for udvalgte gadestrækninger. Modellen benytter meteorologiske data fra WRF samt baggrundskoncentrationer fra UBM og emissioner fra trafikken for den pågældende gade. OSPM beskriver simple kemiske reaktioner, som er relevant i gaderummet, indflydelse af de omgivende bygninger på spredningen af luftforurening samt effekten af den atmosfæriske og den trafikskabte turbulens.

Inputdata til OSPM er trafikmængder og rejsehastigheder samt gadegeometrien for de udvalgte gader. Gadegeometrien bliver genereret med AirGIS-modellen, som benytter en GIS-vejdatabase med trafikdata, GIS-bygningsomrids med bygningshøjder samt adressepunkter (Jensen et al., 2001; 2009; 2017; Khan et al. 2019; <http://au.dk/AirGIS>). Derfor kaldes modelkæden også DEHM/UBM/AirGIS.

Trafikdata, som bliver anvendt i OSPM, bliver hvert år opdateret med nyeste data fra Københavns Kommune og Aalborg Kommune vedr. årsdøgntrafikken (ÅDT) og køretøjssammensætning (i kategorierne: personbiler, varebiler, lastbiler <32t, lastbiler >32t, busser). Trafikdata er estimeret for det pågældende beregningspunkt. For København er trafikdata baseret på manuelle tællinger, som bliver gennemført årligt eller hvert femte år.

Aalborg har ikke et lige så systematisk trafiktællingsprogram som København, og trafikdata er baseret på tilgængelige manuelle og maskinelle tællinger samt data fra en trafikmodel. I denne rapportering for 2019 blev beregningspunkter for Aalborg tilpasset i forhold til placering tæt ved trafiktællesteder og antallet af beregningspunkter reduceret fra 31 til 26 punkter.

I København fik 53 af de 98 gader opdaterede trafiktal. I Aalborg har de fleste nye 26 gader en anden placering end for de 31 gader, som er benyttet tidligere år. Næsten alle 26 gader har derfor ny trafik. For alle 26 gader er Vejdirektoratets datasæt om rejsehastigheder anvendt (SpeedMap). Det nyeste data fra 2016 er anvendt.

Manuelle trafiktællinger bliver gennemført årligt ved målestationerne på H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København. Tællingerne blev gennemført i september 2019.

I Aarhus blev de maskinelle tællinger gennemført i omkring 9 sammenhængende dage i hhv. januar, marts, juli, september og november - i alt omkring 45 dage i 2019. Denne metode giver god information om den totale trafikmængde men kun en usikker opdeling i køretøjsskasser. Ulempen ved maskinelle tællinger er, at det er svært at adskille personbiler og varebiler fra hinanden, da der typisk er samme afstand mellem akslerne. Derfor brugte vi køretøjssammensætning fra 2015 baseret på en manuel tælling.

Der blev ikke foretaget trafiktællinger på Grønløkkevej i Odense i 2019, og derfor er samme forudsætninger anvendt, som for 2018.

I Aalborg er den tidligere målestation på Vesterbro tæt ved Limfjorden blevet nedlagt. Der er etableret en ny målestation på Vesterbo tæt ved Tyren. Målingerne begyndte i november 2019. Modelberegninger for den nye station bliver derfor først gennemført i næste rapportering.

Meteorologiske input-data for alle modellerne bliver genereret med den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecasting Model) udviklet af National Center for Atmospheric Research, USA (NCAR). Detaljer om WRF findes i Skamarock et al. (2008).

Modelberegningerne for 2019 blev gennemført med det fulde DEHM/UBM/AirGIS modelsystem, som består af WRF, DEHM, UBM, og OSPM. Der blev beregnet årsmiddelkoncentrationer for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ på 98 gadestrækninger i København og 26 gader i Aalborg, samt for alle målestationer i det danske netværk til evaluering af modelsystemet. Tidligere gennemførtes beregningerne kun for NO₂, men siden 2017 er der også lavet beregninger for PM_{2,5} og PM₁₀.

Modelkalibrering og -validering

I rapporteringen for 2013 blev modelberegningerne med OSPM væsentligt forbedret med revision af modellen. Disse forbedringer er relateret til beregning af den generelle bygningshøjde, revision af NO_x-emissionsfaktorer for Euro 5 og 6 personbiler og brug af nye rejsehastigheder for trafikken baseret på GPS-data (SpeedMap, speedmap.dk/portal/) og efterfulgt af rekalibrering af modellen. Bilag 3 i Ellermann et al. (2014) beskriver ændringer og deres indflydelse på modelresultaterne. Modelopsætning for denne rapportering for 2019 er tæt på opsætningen der har været anvendt for 2013 og efterfølgende.

Før 2015 blev kalibrering af OSPM i forhold til NO₂-målingerne på gadestationerne gennemført for et enkelt år. Siden rapportering i 2016 anvender vi alle tilgængelige data fra de seneste tre år til kalibrering for at undgå potentielle fluktuationer ved brug af bare et enkelt år til kalibrering. Gadestationen på H.C. Andersens Boulevard har ikke været anvendt til kalibrering pga. at spring på ca. 8 µg/m³ i NO₂-koncentrationerne efter omlægningen af vejbanerne førte til, at trafikken kom tættere på stationen i 2010. Stationen blev flyttet i oktober 2016 for at kompensere for ændring i vejbanerne, og siden denne flytning har stationen igen været en del af kalibreringen.

Sammenligning mellem model og målinger for NO₂-koncentrationerne for 2019 er vist i tabel A.1.

Sammenligning mellem model og målinger for NO₂-koncentrationerne for 2019 viser en overestimering på 17%-18% for tre ud af fire gadestationer. For den fjerde station, Odense, er overestimeringen på 67% ligesom den også i foregående år har været signifikant overestimeret.

Table A.1. Sammenligning af modellerede og målte NO₂-årsmiddelkoncentrationer i 2019.

Unit: µg/m ³	Målinger	Modelresultater	Difference	Model
Gade:				
København/H CAB/1103	33	39	18%	DEHM/UBM/OSPM
København/Jagtvej/1257	24	28	18%	DEHM/UBM/OSPM
Aarhus/6153	23	27	17%	DEHM/UBM/OSPM
Odense/9156	15	25	67%	DEHM/UBM/OSPM
Bybaggrund:				
København/1259	12	15	23%	DEHM/UBM
Aarhus/6160	11	14	20%	DEHM/UBM
Odense/9159	10	12	21%	DEHM/UBM
Aalborg/8159	10	11	9%	DEHM/UBM
Hvidovre/2650	12	13	8%	DEHM/UBM
Landbaggrund:				
Risø/2090	7	10	56%	DEHM/UBM
Føllesbjerg/9055	7	10	42%	DEHM/UBM
Ulborg / 7060	4	6	44%	DEHM/UBM
Anholt/6001	4	7	63%	DEHM/UBM

Sammenligning mellem modellerede og målte PM_{2,5} og PM₁₀ koncentrationer er vist hhv. i tabel A.2 og tabel A.3. De modellerede data er inklusive modelkalibreringen, som er beskrevet i næste afsnit. De modellerede partikelkoncentrationer ligger meget tæt på de målte værdier med små relative afvigelser fra -9% til 7%.

Tabel A.2. Sammenligning mellem årsmidler af modellerede (inkl. korrektion) og målte PM_{2,5}-koncentrationer i 2019.

Enhed: µg/m ³	Målinger	Model resultater	Difference	Model anvendt
Gade:				
Copenhagen/H CAB/1103	14	14	3 %	DEHM/UBM/OSPM
Copenhagen/Jagtvej/1257	12	12	0.0 %	DEHM/UBM/OSPM
Aarhus/6153	12	12	-4 %	DEHM/UBM/OSPM
Bybaggrund:				
Copenhagen/1259	11	11	-6%	DEHM/UBM
Aarhus/6160	10	10	5%	DEHM/UBM
Aalborg/8159	10	9	-9 %	DEHM/UBM
Hvidovre/2650	10	11	7 %	DEHM/UBM
Landbaggrund:				
Risø/2090	11	11	-1%	DEHM/UBM

Tabel A.3. Sammenligning mellem modellerede og målte PM₁₀-koncentrationer i 2019.

Enhed: µg/m ³	Målinger	Model resultater	Difference	Model anvendt
Gade:				
København/H CAB/1103	27	25	-6 %	DEHM/UBM/OSPM
København/Jagtvej/1257	22	21	-4 %	DEHM/UBM/OSPM
Aarhus/6153	20	22	6 %	DEHM/UBM/OSPM
Odense/9156	21	23	6 %	DEHM/UBM/OSPM
Bybaggrund:				
Copenhagen/1259	17	17	-2 %	DEHM/UBM
Landbaggrund:				
Føllesbjerg/9055	19	19	0.5 %	DEHM/UBM
Risø/2090	16	17	2%	DEHM/UBM

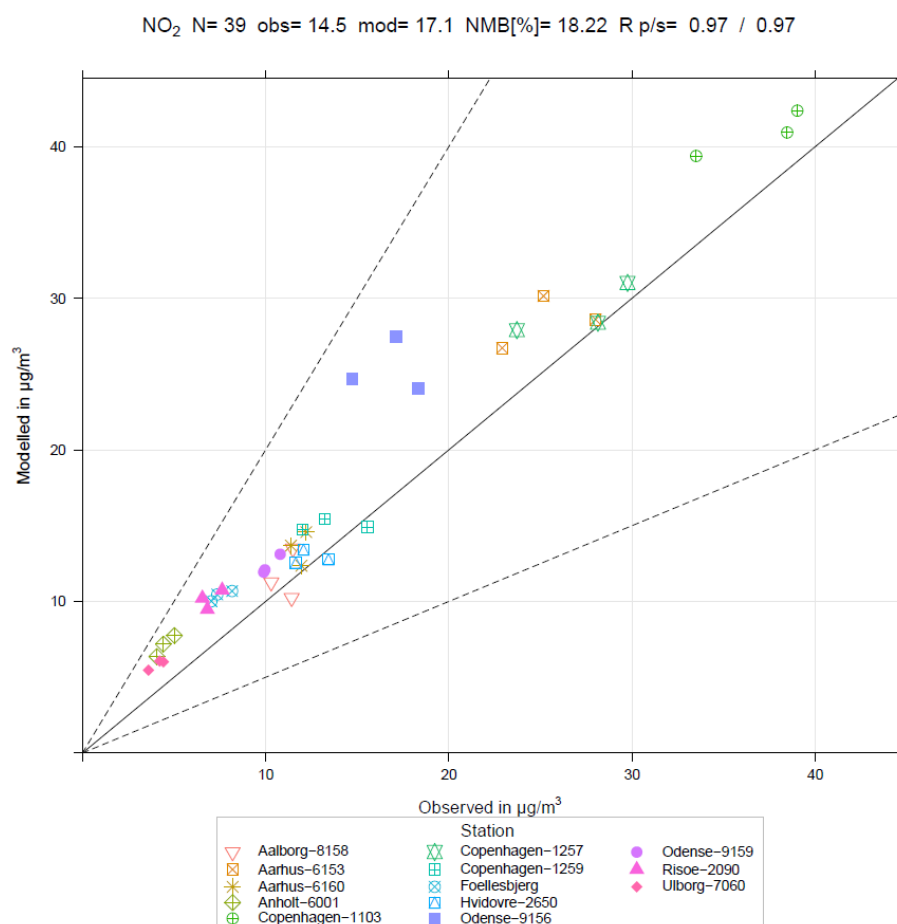
Detaljer om kalibrering af OSPM og validering af modelresultater

For PM_{2,5}/PM₁₀ var kalibrering nødvendigt, da sammenligninger mellem model og målinger viste en konsistent undervurdering. Den observerede undervurdering var især påfaldende for baggrundstationerne (land- og bybaggrund) og vedrører det ikke-lokale bidrag til PM_{2,5}/PM₁₀, som er modelleret med DEHM og UBM. Det lokale bidrag, modelleret med OSPM, viste sig at være i god overensstemmelse med det målte lokale bidrag, dvs. differencen mellem gade- og bybaggrundstationer. Derfor er kalibrering kun anvendt på modellerede PM-koncentrationer fra DEHM- og UBM-modellerne. Grunden til undervurdering af modellerede PM-koncentrationer ligger i manglende eller underestimerede bidrag, som formodes at være vand bundet i partikler og underestimering af sekundære organiske partikler (SOA) og ikke-udstødningspartikler. Kalibrering medfører, at PM-koncentrationer beregnet med DEHM eller UBM bliver øget med en faktor på 1,33. I alle figurer og tabeller i dette kapitel, samt i hele hovedrapporten er vist de kalibrerede PM_{2,5}/PM₁₀-modelresultater.

Nedenunder viser vi en række scatter plots, som illustrerer sammenhængen mellem modelberegningerne og målinger. Figurene indeholder data for årene 2017 til 2019 fra alle stationer: Gade, bybaggrund og landstationer. Vi har valgt at inkludere data fra tre år for at have et tilstrækkeligt antal observationer til at vurdere modelperformance med og for at udglatte udsving, som kunne optræde, hvis kun et enkelt år blev brugt.

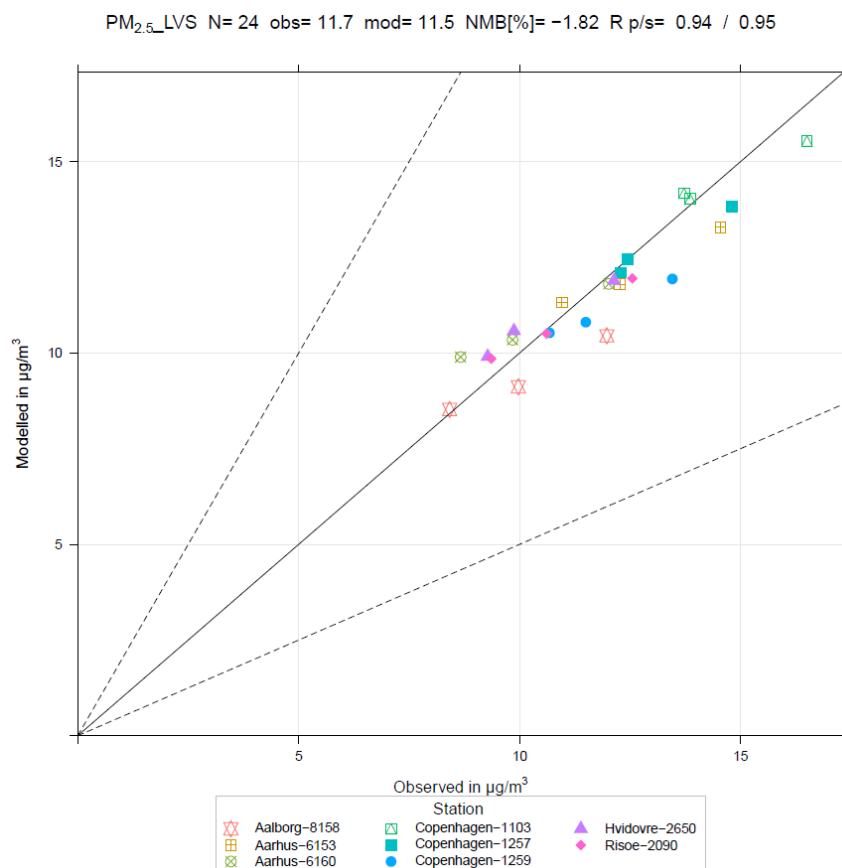
De forskellige målestationer med navn og stationsnumre er angivet i figurer-
nes signaturforklaringer.

I figur A.1 vises korrelation mellem modelleret og målt årsmiddel for NO₂ fra 2017 til 2019. Der findes 39 datapunkter og det gennemsnitlige målte niveau er 14,5 µg/m³, mens modelleret niveau er 17,1 µg/m³. Korrelationskoefficienter efter Pearson eller Spearman (R p/s) er meget høj (0,97) og Normalized Mean Bias (NMB%) er lav (18,2%) og omtrent på niveau med sidste års rapportering.



Figur A.1. Sammenligning mellem korrigerede modellerede og målte årsmiddelkoncentrationer af NO₂ for alle stationer for 2017-2019.

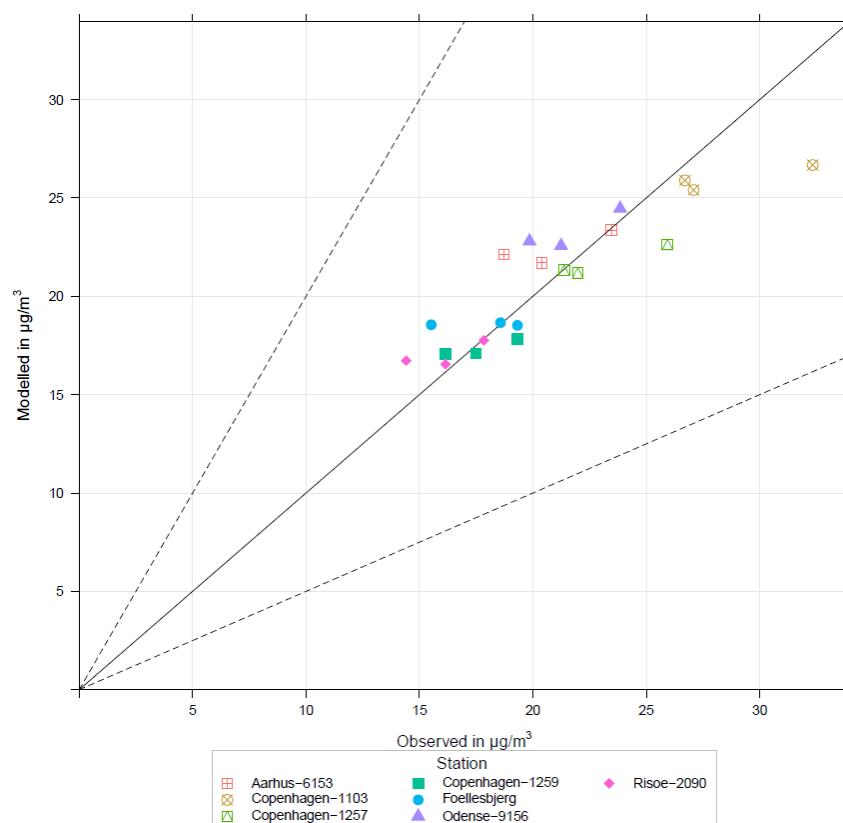
I figur A.2 vises sammenhæng mellem korrigeret modelleret og målt årsmiddel for PM_{2,5} fra 2017 til 2019. Der findes 24 datapunkter og det gennemsnitlige målte niveau er 11,7 µg/m³, mens modelleret niveau er 11,5 µg/m³. Korrelationskoefficienter efter Pearson eller Spearman (R p/s) er meget høj (0,94 og 0,95) og Normalized Mean Bias (NMB%) er meget lav (-1,8%), hvilket er en forbedring i sammenligning med sidste års rapportering.



Figur A.2. Sammenligning mellem de korrigerede modellerede og målte årsmiddelkoncentrationer af PM_{2.5} for alle stationer for 2017-2019.

I figur A.3 vises sammenhængen mellem de korrigeret modelleret og målt årsmiddel for PM₁₀ fra 2017 til 2019. Der findes 21 datapunkter og det gennemsnitlige målte niveau er 20,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mens modelleret niveau er 20,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Korrelationskoefficienter efter Pearson eller Spearman (R p/s) er meget høj (0,90 og 0,89) og Normalized Mean Bias (NMB%) er meget lav (0,3%), hvilket er en forbedring i sammenligning med sidste års rapportering.

PM₁₀_LVS N= 21 obs= 20.8 mod= 20.9 NMB[%]= 0.27 R p/s= 0.9 / 0.89



Figur A.3. Korrelation mellem modellerede og målte årsmiddelkoncentrationer af PM₁₀ for alle stationer for 2017-2019.

LUFTKVALITET 2019

Status for den nationale luftkvalitetsovervågning i Danmark

Rapporten giver en status for 2019 fra den nationale overvågning af luftkvaliteten i Danmark, som har fokus på forureningen i byerne. Formålet med overvågningen er at dokumentere status og følge udviklingen i luftkvaliteten med henblik på at påvise effekten af reduktionstiltag. Endvidere præsenteres data fra de nationale emissionsopgørelser samt resultater fra omfattende modelberegninger af status for og kilderne til helbredseffekterne herunder de økonomiske omkostninger i relation til luftforureningen. I 2019 blev luftkvaliteten målt i de fire største byer og ved fire målestationer i baggrundsområder uden for byerne. I 2019 blev der ikke målt overskridelser af EU's grænse- og målværdier i Danmark. Endvidere blev der gennemført modelberegninger for luftkvaliteten i Aalborg og København. Modelberegningerne viste heller ingen overskridelser. Luftkoncentrationerne har for langt de fleste luftforureningskomponenter været faldene gennem de seneste årtier, hvilket skyldes faldet i udledningerne i Danmark og de øvrige europæiske lande. Modelberegningerne af helbredseffekterne viser, at der i 2019 var omkring 4.600 for tidlige dødfald, samt en række andre helbredseffekter som følge af luftforureningen. Antallet af for tidlig som følge af luftforureningen er aftaget med omkring 40% siden 1990.