



HELBREDSEFFEKTER AF BLACK CARBON I KØBENHAVNS KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 430

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

HELBREDSEFFEKTER AF BLACK CARBON I KØBENHAVNS KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 430

2021

Steen Solvang Jensen
Jørgen Brandt
Matthias Ketzel
Thomas Ellermann
Ole-Kenneth Nielsen
Marlene Schmidt Plejdrup
Morten Winther
Mikael Skou Andersen
Torben Sigsgaard

Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet, Roskilde



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 430
Titel:	Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune
Kategori:	Rådgivningsrapport
Forfattere:	Steen Solvang Jensen ¹ , Jørgen Brandt ¹ , Matthias Ketzel ¹ , Thomas Ellermann ¹ , Ole-Kenneth Nielsen ¹ , Marlene Schmidt Plejdrup ¹ , Morten Winther ¹ , Mikael Skou Andersen ¹ , Torben Sigsgaard ²
Institution:	¹ Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet, Roskilde, ² Institut for Folkesundhed, Aarhus Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	16. april 2021
Redaktion afsluttet:	1. februar 2021
Faglig kommentering:	Lise M. Frohn, Institut for Miljøvidenskab
Kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
Ekstern kommentering:	Københavns Kommune har kommenteret rapporten http://dce2.au.dk/pub/komm/SR430_komm.pdf
Finansiel støtte:	Københavns Kommune
Bedes citeret:	Jensen, S. S., Brandt, J., Ketzel, M., Ellermann, T., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Andersen, M.S., Sigsgaard, T. (2021): Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 74s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 430, http://dce2.au.dk/pub/SR430.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten beskriver indledningsvis partikler generelt og black carbon (BC) i særdeleshed. Der foretages en kortlægning af kilderne til BC i Københavns Kommune. Helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af BC beregnes for Københavns Kommune under forskellige antagelser om BCs skadelighed, og usikkerhederne i forbindelse med denne følsomhedsanalyse diskuteres.
Emneord:	Luftforurening, helbredseffekter, sodpartikler, black carbon (BC), elementært kulstof (EC), følsomhedsanalyse.
Layout:	Majbritt Ulrich, Institut for Miljøvidenskab
Foto forside:	Colourbox
ISBN:	978-87-7156-569-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	74
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR430.pdf

Indhold

Indledning	5
1 Sammenfatning	7
1.1 Baggrund og formål	7
1.2 Undersøgelsen	7
1.3 Hovedkonklusioner	9
2 EVA-systemet	15
2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger	15
2.2 Metode for følsomhedsanalyse for BC	23
3 Måling og modellering af BC	29
3.1 BC som del af partikelforurening	29
3.2 Måling af BC i luften	31
3.3 Modellering af BC	34
3.4 Sammenligning af beregninger og målinger af BC	35
4 Kildeopgørelse	37
4.1 Emissionsopgørelse	37
4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til luftforureningen i Københavns Kommune	42
5 Helbredseffekter	47
5.1 Helbredseffekter i Københavns Kommune fra alle kilder	47
5.2 Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale kilder fra Københavns Kommune	49
6 Eksterne omkostninger	52
6.1 Totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune	52
6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Københavns Kommune	54
7 Følsomhedsanalyse for BC	57
7.1 Helbredseffekter ved følsomhedsanalyse for BC	57
7.2 Eksterne omkostninger ved følsomhedsanalyse for BC	60
8 Diskussion af usikkerheder	62
8.1 Hovedelementerne i EVA-systemet	62
8.2 Diskussion af følsomhedsanalyse for BC	66
Referencer	68
Bilag 1	74

Indledning

Rapporten beskriver indledningsvis partikler generelt og Black Carbon (BC) i særdeleshed. Black Carbon er bl.a. den del af partikler, som vi i daglig tale kender som sod - dvs. uforbrændt kulstof fra forbrændingsprocesser fx i en bil eller brændeovn. Men BC stammer også fra andre kilder end forbrændingsprocesser, fx dækslid fra trafikken. Der foretages en kortlægning af kilderne til BC i Københavns Kommune. Helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger beregnes for Københavns Kommune under forskellige antagelser om BC's skadelighed, og usikkerhederne i forbindelse med denne følsomhedsanalyse diskuteres.

Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Københavns Kommune beregnes ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution), som også benyttes til en kildeopgørelse, hvor kildernes koncentrationsbidrag belyses. I luftkvalitetsberegningerne indgår luftkvalitetsmodellerne DEHM og UBM.

Kapitel 1 er sammenfatningen. Kapitel 2 beskriver EVA-systemet og tilhørende inputdata samt antagelserne for følsomhedsanalysen for BC. I kapitel 3 beskrives, hvad BC er, og hvordan det måles og modelleres, og sammenligning mellem beregninger og målinger præsenteres. Kapitel 4 indeholder en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, samt kildernes bidrag til luftkvaliteten. Kapitel 5 og 6 præsenterer hhv. helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforureningen under antagelse af, at alle partikelkomponenter er lige skadelige i fine partikler ($PM_{2,5}$). Kapitel 7 præsenterer en følsomhedsanalyse, hvor der antages en særskilt skadelighed for den delkomponent af fine partikler, som er BC. Kapitel 8 diskuterer usikkerheder på resultaterne for helbredseffekterne. I bilag 1 er der en oversigt over anvendte forkortelser for forskellige partikelbegreber og gasser, og en kort beskrivende forklaring.

Analysen er udført af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, Roskilde.

Projektet har været fulgt af en ekspertgruppe bestående af følgende personer:

- Formand professor Morten Grønbæk, Syddansk Universitet, direktør for Statens Institut for Folkesundhed
- Seniorforsker Thomas Ellermann, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
- Professor Ole Hertel, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (udtrådt 1.11.2020)
- Professor Torben Sigsgaard, Aarhus Universitet, Institut for Folkesundhed - Miljø, Arbejde og Sundhed
- Professor Ole Raaschou-Nielsen, Kræftens Bekæmpelse, Center for Kræftforskning
- Professor Ulla Vogel, Det Nationale Forskningscenter for Arbejdsmiljø
- Professor Zorana Jovanovic Andersen, Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab

- Lektor Marie Pedersen, Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab
- Professor Annette Kjær Ersbøll, Syddansk Universitet, Statens Institut for Folkesundhed
- Lektor Teis Nørgaard Mikkelsen, Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Vand og Miljøteknologi
- Seniorrådgiver Kåre Press-Kristensen, Rådet for Grøn Omstilling

Ekspertgruppe har haft mulighed for at kommentere på udkastet til rapporten, og spørgsmål og svar fremgår af kommenteringskemaet under ekstern kommentering under databladet.

1 Sammenfatning

1.1 Baggrund og formål

DCE har tidligere for Københavns Kommune udarbejdet en rapport om helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune (Jensen et al., 2020). Rapporten var baseret på beregninger foretaget med den seneste version af EVA-systemet (Economic Valuation of Air Pollution, EVA5.2). Rapporten beskriver dødelighed og sygelighed af luftforureningen fordelt på stofferne: PM_{2,5} (massen af partikler under 2,5 mikrometer i diameter), NO₂ (kvælstofdioxid), O₃ (ozon) og SO₂ (svovldioxid).

Københavns Kommune ønsker, at DCE belyser og kvantificerer helbredseffekterne af BC og tilhørende samfundsmæssige omkostninger, og kilderne hertil. Baggrunden er, at BC formodes at være særligt helbredsskadelig, og de er primært emitteret fra lokale kilder som trafik og brændeovne, hvorfor betydningen af de lokale kilder kunne være større, end det antages i dag.

Beregningerne af helbredseffekterne af BC gennemføres under to forudsætninger.

Den første forudsætning er, som i de nuværende beregninger af helbredseffekter i EVA-systemet, at alle partikelkomponenter i PM_{2,5} indgår med samme vægt. Dette er anbefalingen fra WHO, at PM_{2,5} anvendes til estimering af helbredseffekter for partikler, da der foreligger flere større helbredsstudier af sammenhængen mellem PM_{2,5} og dødelighed og sygelighed. Dette kalder vi basisberegningen.

Den anden forudsætning er en følsomhedsanalyse, hvor beregningerne af helbredseffekterne er baseret på særskilte eksponerings-respons-sammenhænge for BC, som er identificeret i den videnskabelige litteratur om sammenhængen mellem BC og dødelighed. I denne følsomhedsanalyse tillægges hele effekten på dødelighed fra atmosfæriske partikler derved på BC. Det vil så sige, at alle andre partikelkomponenter indirekte anses som uskadelige mht. dødelighed, hvilket ikke er i overensstemmelse med vores viden på området.

Man kan ikke lægge resultaterne af basisberegningen og følsomhedsanalysen sammen. Man kan således ikke trække helbredseffekterne knyttet til BC i basisberegningen ud af denne og erstatte den med resultaterne for BC fra følsomhedsanalyse, da det vil føre til en slags dobbelttælling af partiklers samlede helbredseffekt.

1.2 Undersøgelsen

Kildeopgørelse

Der er gennemført en kildeopgørelse for Københavns Kommune. Den indeholder en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kildetyper vises. For store lokale kilder, som vejtrafik og brændefyring, er der lavet en detaljeret kildeopgørelse med større underopdeling end andre kilder. Emissionsopgørelsen er baseret på den nationale emissionsopgørelse og geografisk fordeling heraf ud fra forskellige geografiske fordelingsnøgler. Emissioner af BC fremgår særskilt. Endvidere er der opsummerede resultater af emissionsberegninger for 2030 baseret på den forventede emissionsudvikling.

Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen i 2019, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer. Koncentrationsbedrag fra BC fremgår særskilt.

Beregningerne af luftkvaliteten er baseret på den regionale luftforureningsmodel DEHM og bybaggrundsmodellen UBM, sådan at beregninger kan udføres på 1 km x 1 km opløsning i bybaggrunden for Københavns Kommune. Bybaggrundsforureningen er den generelle luftforurening i byen, og afspejler koncentrationen, som man vil opleve den i en park, en baggård eller på taget af bygninger. Bybaggrundskoncentrationer afviger sig således fra gadekoncentrationer, som repræsenterer koncentrationerne i 2 meters højde ved husfacaden. Gadekoncentrationerne er bestemt af bybaggrundskoncentrationen plus bidraget fra trafikken i den konkrete gade samt bygningernes indflydelse på spredningsforholdene. Bidraget fra trafikken i gader kan fx beregnes med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM.

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger

Eksterne omkostninger er de samfundsmæssige omkostninger af luftforureningens helbredseffekter.

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger beregnes under to forudsætninger om skadelighed af partikler (1) alle komponenter af PM_{2,5} er lige skadelige, dvs. anbefalingen fra WHO, og (2) en følsomhedsanalyse, hvor en eksponerings-responssammenhæng kun for BC fra litteraturen er udvalgt på baggrund af gennemgang af nøgleartikler i den videnskabelige litteratur.

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger er beregnet for den totale luftforurening i Københavns Kommune. I den totale luftforurening indgår kilder fra Københavns Kommune, alle øvrige kilder i Danmark og udlandet. Dette giver et billede af, hvad al luftforurening betyder helbredsmæssigt, uanset om det er lokale kilder eller øvrige kilder.

Endvidere er der gennemført beregninger for, hvor meget emissionskilder i Københavns Kommune bidrager til helbredseffekter i Københavns Kommune. Det er også beregnet, hvor meget hver hovedemissionssektor i Københavns Kommune bidrager med, herunder hvor meget delemissionssektorer bidrager med inden for brændefyring, vejtrafik og ikke-vejgående maskiner.

Beregningerne er gennemført med det integrerede modelsystem EVA v5.2 (Economic Valuation of Air Pollution). EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på en række informationer. Disse informationer er forureningskilderne og deres placering, spredning og kemisk omdannelse af luftforurening (DEHM/UBM), eksponering af befolkningen, eksponerings-responssammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne.

Beregningsåret repræsenterer 2019, da meteorologiske data og beregnede baggrundskoncentrationer er fra 2019, og emissioner er for det seneste år, hvor der findes opdaterede emissioner for Danmark på 1 km x 1 km opløsning (2018).

I EVA-systemet indgår befolkningsdata med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km baseret på et udtræk fra CPR (Centrale Personregister) fra 2017.

1.3 Hovedkonklusioner

Emissionsopgørelse for BC

Emissionerne fra alle kilder i Københavns Kommune er opgjort for 2018. I en tidligere rapport til Københavns Kommune (Jensen et al., 2020) var vejtransport og brændefyringsanlæg i 2017 de største kilder og lige store med hver omkring 35% for BC.

Der er sket mange og store forbedringer af den nationale emissionsopgørelse fra 2017 til 2018 i SPREAD-modellen (Plejdrup et al., 2018), herunder forbedring i emissionsfaktorerne for brændeovne (SNAP0202). De to største kilder til BC er fortsat vejtransport og brændefyringsanlæg i 2018, hvor vejtransport andrager 60% og brændefyring 24% for BC.

For PM_{2,5} andrager brændefyring derimod 46% og 28% for vejtransport i 2018, hvilket er omtrent det samme som i 2017, hvor brændefyring stod for 51% og vejtransporten for 20%.

Opdateringen af SPREAD-modellen betyder, at man ikke 1:1 kan sammenligne ændringer fra 2017 i den tidligere rapport (Jensen et al., 2020) med resultaterne i nærværende rapport fra 2018, som udtryk for udviklinger i samlet niveau og fordeling mellem sektorer. Det gælder både for emissionen, og derfor også for de efterfølgende beregninger af koncentrationsbidrag, helbredseffekter og eksterne omkostninger. Når der sker metodeændringer i SPREAD-modellen, som beskrevet ovenfor, genregnes alle foregående år med samme metodeforudsætninger. De samlede emissioner for Københavns Kommune er faldet hhv. 4%, 5%, 8% og 8% for NO_x, CO, PM_{2,5} og BC fra 2017 til 2018, men steget med 8% for SO₂ og uændret for PM₁₀.

Metodeforbedringen har især påvirket SNAP02 (brændeovne mv.). SNAP02 (brændeovne mv.) er generelt blevet mindre, da nyere målinger af emissionsfaktorer for brændeovne er inddraget i opgørelsen i 2018, hvilket også giver mindre emission fra brændeovne i København. Der er ikke lavet om i metoden for den geografiske fordeling af emissioner for SNAP02.

SNAP05 omfatter udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas, herunder kullagring. På grund af manglende viden og usikkerhed omkring andelen af BC i PM_{2,5} for SNAP05 for kullagring, er BC fra SNAP05 ikke inkluderet i emissionsopgørelsen for Københavns Kommune i 2018, og de efterfølgende koncentrationsberegninger, og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Kildebidrag for BC

Kildebidraget, dvs. koncentrationsbidraget fra de forskellige kilder, er beregnet for baggrundskoncentrationen som et gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune.

Alle kilder både i Københavns Kommune og uden for kommunen bidrager til 0,36 µg/m³ af BC-baggrundskoncentrationen i 2019.

Bidraget fra alle kilder i Københavns Kommune er beregnet til omkring 0,07 µg/m³ af baggrundskoncentrationen af BC, hvilket svarer til omkring 21% af baggrundskoncentrationen. Modsat gælder, at omkring 0,29 µg/m³ eller 79% af BC kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). Nabokommuner inkl. skibe inden for en radius af 25 km bidrager med 0,06 µg/m³ (16%), og den regionale

luftforurening med $0,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (63%). Hvis bidraget fra nabokommunerne inkluderes som en del af "lokale kilder", så bidrager disse kilder i Københavns Kommune og nabokommunerne således til omkring 37% af bybaggrundskoncentrationen af BC, mens det resterende bidrag (63%) er fra den regionale luftforurening.

Det største bidrag inden for Københavns Kommune er vejtrafikken med omkring $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for BC svarende til omkring 12%. For vejtrafikken er omkring 2/3 udstødning, mens 1/3 er knyttet til dækslid. Det andet største bidrag er fra brændefyringsanlæg, som bidrager med omkring $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svarende til omkring 6%.

Helbredseffekter

I det følgende opsummeres resultaterne af basisberegningen, hvor det antages, at alle partikelkomponenter af $\text{PM}_{2,5}$ er lige skadelige, hvilket er anbefalingen fra WHO for beregning af helbredseffekter af luftforurening, at $\text{PM}_{2,5}$ anvendes hertil.

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2019 er omkring 440 i Københavns Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer for SO_2 , O_3 , NO_2 og $\text{PM}_{2,5}$ baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Disse er fordelt med 304 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning (kronisk dødelighed) og 136 pga. korttidspåvirkning (akut dødelighed). Ét for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer i beregningerne til 10,6 tabte leveår. De for tidlige dødsfald er for størstedelen knyttet til $\text{PM}_{2,5}$ (384 dødsfald), derefter til NO_2 (48 dødsfald) og kun meget lidt til O_3 (8 dødsfald) og SO_2 (1 dødsfald). Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er af for tidlige dødsfald. Eksempelvis er der omkring 421.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage og utilpashed) som følge af luftforureningen i Københavns Kommune.

Den andel af $\text{PM}_{2,5}$, som BC udgør af helbredseffekterne, er 15 for tidlige dødsfald, som svarer til omkring 3,5% af de samlede for tidlige dødsfald pga. al luftforurening. Tilsvarende udgør BC også omkring 4% af dage med nedsat aktivitet (sygedage og utilpashed).

Helbredseffekter fra kilder i Københavns Kommune

Der er 38 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2019. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (440) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2019. Dette betyder også, at omkring 91% af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er vejtransport (15 i 2019) og brændefyring (13 i 2019). De øvrige kilder bidrager tilsammen med 11 for tidlige dødsfald.

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 76% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager med 24%. Det samlede antal for tidlige dødsfald i Danmark er omkring 4.600 fordelt med ca. 3.500 forårsaget af emissioner fra udlandet og ca. 1.100 fra danske kilder. Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.000 tilfælde. "Eksport" af luftforurening er derfor

noget større end det de danske emissioner giver anledning til i Danmark, mens "import" af luftforurening (ca. 3.500 for tidlige dødsfald) er omkring halvdelen så stor som "eksport" (2.000 for tidlige dødsfald). Alle ovenstående tal er beregnet ud fra 2019 (Ellermann et al., 2021).

Det har ikke været muligt inden for nærværende projekt at lave samme type beregninger for kilderne i Københavns Kommune. Det er imidlertid klart fra ovenstående, at emissioner fra Københavns Kommune også vil give anledning til et betydeligt antal for tidlige dødsfald uden for kommunegrænsen.

Eksterne omkostninger pga. af luftforurening

De årlige totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. af luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,5 milliarder kr. i 2019. De eksterne omkostninger skyldes hovedsageligt partikler, og hovedparten af de eksterne omkostninger er relateret til for tidlige dødsfald og i mindre grad til sygelighed.

Eksterne omkostninger pga. kilder i Københavns Kommune

De samlede eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 821 mio. kr. fordelt med 426 mio. kr. på partikler, som omfatter 341 mio. kr. for de direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}), og 85 mio. kr. for øvrige partikler, som i dette tilfælde er manglende partikkelmasse, som formodes primært at være vand bundet til partiklerne, 413 mio. kr. for NO₂, 7 mio. kr. for SO₂ samt minus 25 mio. kr. for O₃. Grunden til, at omkostningerne er negative for O₃ er, at NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen. Den relative fordeling af de eksterne omkostninger på de forskellige kilder er næsten som for helbredseffekterne.

De samlede eksterne omkostninger, som skyldes emissioner i Københavns Kommune, udgør omkring 10% af alle omkostninger pga. af luftforurening fra danske og udenlandske kilder.

Følsomhedsanalyse for BC

Emissioner og koncentrationsbidrag i følsomhedsberegningen er som i basisberegningen, og det er kun helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger, der ændrer sig i følsomhedsanalysen for BC.

Som det fremgår af ovenstående beregnes dødelighed og sygelighed af luftforureningen i EVA-systemet for stofferne: PM_{2,5}, NO₂, O₃ og SO₂. PM_{2,5} består af adskillige komponenter, og i EVA-systemet er det antaget, at de indgår med samme vægt i beregning af helbredseffekterne baseret på bedst tilgængelig viden. Det er også anbefalingen fra Verdenssundhedsorganisationen (WHO), at PM_{2,5} anvendes til estimering af helbredseffekter for partikler, da der foreligger mange store helbredsstudier af sammenhængen mellem PM_{2,5} og dødelighed og sygelighed. Det Europæiske Miljøagentur har samme antagelser for PM_{2,5} i deres beregninger af helbredseffekter af luftforurening for Europa (EEA, 2019). Forudsætningen i EVA-systemet er således, at alle delkomponenter af PM_{2,5} er lige skadelige - dvs. de samme antagelser, som WHO og EEA lægger til grund for deres beregninger af helbredseffekter af luftforurening. Der er ikke noget, der tyder på, at nogle delkomponenter af PM_{2,5} ikke er skadelige.

I nærværende rapport har vi for første gang haft mulighed for at lave en følsomhedsanalyse for BC, dvs. for en delkomponent af $PM_{2,5}$, hvor der er antaget en skadelighed for BC, der er forskellig fra $PM_{2,5}$ som helhed. Følsomhedsanalysen er lavet på baggrund af identifikation af en eksponerings-respons-sammenhæng for BC, som er valgt på baggrund af et litteraturstudie af nøgleartikler i den videnskabelige litteratur.

Ud fra litteraturen har vi identificeret tre analyser af BC på den totale dødelighed, som estimerer effekten af BC pr. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Studierne estimerer en effekt af BC på dødeligheden med en relativ risiko på 1,06 til 1,09 pr. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vi har anvendt 1,09 pr. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som estimat i den efterfølgende følsomhedsanalyse, idet den vil repræsentere et worst-case scenarie for fx trafikens betydning, hvilket vil give et udgangspunkt for diskussionen af vigtigheden af tiltag til at forebygge luftforureningen lokalt i Danmark. Worst-case scenariet er udtryk for en øvre grænse for, hvad BC kunne tænkes at betyde for dødeligheden. Man kan dog ikke i fremtiden udelukke, at der kommer højere risikoestimer grundet den nuværende begrænsede litteratur. Modsat gør forudsætningerne i følsomhedsanalysen, hvor dødeligheden alene afhænger af BC, at der allerede tillægges BC stor vægt. Et risikoestimat på 1,09 pr. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betyder, at dødeligheden stiger 9% for hver $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ BC-koncentrationen stiger.

I følsomhedsanalysen er den beregnede dødelighed alene afhængig af BC, hvilket ligger i forudsætningerne for følsomhedsanalysen, mens den i basisberegningen er afhængig af den totale $PM_{2,5}$. I følsomhedsanalysen er dødeligheden alene afhængig af BC, men det skal ikke tolkes sådan at andre skadelige stoffer i $PM_{2,5}$ er ufarlige, som fx metaller eller tjærestoffer. Det er ikke muligt at opstille risikoestimer for alle de forskellige delkomponenter af $PM_{2,5}$ pga. manglende viden.

Der er alene fundet sammenhæng mellem BC og kronisk dødelig ved langtidseksponering i litteraturen. Derfor er akut dødelighed ved korttidseksponering i denne følsomhedsanalyse sat til nul for partikler, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen for BC alene, og heller ikke for øvrige partikelkomponenter. I basisberegningen korrigerer vi endvidere for manglende modelleret partikelmasse for $PM_{2,5}$, kalibreret med målinger, men det er ikke muligt i følsomhedsberegningen, da der ikke er data for eventuelt undervurderet masse for BC. Sammenligning mellem modelleret BC og målt BC er i god overensstemmelse, så der er ikke behov for justering af BC for manglende masse. Alle helbredseffekter inden for sygelighed er bibeholdt som i basisberegningen, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionerne særskilt for BC, og heller ikke for andre specifikke enkelte partikelkomponenter. Helbredseffekter relateret til sygelighed er derfor forudsat at være ens i basisberegningen og i følsomhedsberegningen for alle stoffer.

Helbredseffekter i følsomhedsberegningen for BC

Den helt store forskel mellem basisberegningen og følsomhedsberegningen er, at langtidseksponering (kronisk død) for BC bliver omkring 25 gange større (295 for tidlige dødsfald) end i basisberegningen (12 for tidlige dødsfald) baseret på luftforurening fra kilder i og uden for Københavns Kommune. Det fremkommer ved, at den anvendte eksponerings-respons funktion for BC er langt kraftigere end i basisberegningen, hvor alle partikelkomponenter herunder BC regnes med samme eksponerings-respons funktion som for $PM_{2,5}$.

Kronisk død for BC i følsomhedsberegningen er 295 for tidlige dødsfald, hvilket er på niveau med antallet af for tidlige dødsfald i basisberegningen for PM_{2,5}, som er på 304 for tidlige dødsfald.

Som forventet kommer emissionssektorer med væsentlige BC-emissioner til at medføre flere for tidlige dødsfald i følsomhedsberegningen i forhold til basisberegningen.

I følsomhedsberegningen stiger antallet af for tidlige dødsfald for vejtransport fra 15 i basisberegningen til 49 i følsomhedsberegningen, og ikke-vejgående maskiner fra én til otte. Brændeovne mv. stiger også fra 13 til 19. Bidraget fra alle lokale kilder i Københavns Kommune stiger fra 38 for tidlige dødsfald til 83 fra basis- til følsomhedsberegning.

I basisberegningen bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2019 (38/440). Dette indebærer, at omkring 91% af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune i basisberegningen.

Når alle luftforurenende stoffer inkluderes, er der i følsomhedsberegningen 352 for tidlige dødsfald i Københavns Kommune pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder. I følsomhedsberegningen, hvor det forudsættes, at alle for tidlige dødsfald kan tillægges BC, bidrager kilder i Københavns Kommune med 83 for tidlige dødsfald, hvilket svarer til 24%, og dermed 76% fra kilder uden for Københavns Kommune.

Følsomhedsanalysen viser således, at hvis dødeligheden for BC er som antaget, vil lokale kilder til BC som vejtransport og brændeovne bidrage mere til dødeligheden, ligesom kilder i Københavns Kommune generelt vil fylde mere for det samlede antal for tidlige dødsfald i forhold til kilder uden for kommunen.

Eksterne omkostninger ved følsomhedsanalyse for BC

De eksterne omkostninger for langtidseksponering (kronisk død) for kilder indenfor og uden for Københavns Kommune knyttet til PPM_{2,5} (som her er BC) er 3,5 mia. kr., hvilket skyldes, at der beregnes langt flere for tidlige døde i følsomhedsanalysen. I basisberegningen var de eksterne omkostninger for PPM_{2,5} kun 0,84 mia. kr.

De eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune er for PPM_{2,5} (som her er BC) omkring 0,86 mia. kr. i følsomhedsanalysen, mens det var 0,34 mia. kr. i basisberegningen. For de øvrige stoffer er det det samme som i basisberegningen.

For vejtransport er de eksterne omkostninger omkring dobbelt så høje i følsomhedsberegningen (742 mio. kr.) som i basis (364 mio. kr.). Brændeovne mv. er også lidt større (255 mio. kr.) i følsomhedsanalysen end i basisberegningen (228 mio. kr.).

Usikkerheder

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som dækker alle ledene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. De forskellige led i kæden er forbundet med større eller mindre usikkerheder.

I kapitel 8 er usikkerhederne diskuteret, og det er vurderet, hvordan de har indflydelse på resultaterne.

En tysk undersøgelse har forsøgt at beregne antal for tidlige dødsfald i Europa som følge af luftforurening, grundlæggende efter de samme principper som i EVA-systemet. Den tyske undersøgelse vurderer, at den samlede usikkerhed formentligt er omkring $\pm 50\%$ (Lelieveld et al., 2019). Det er DCE's faglige skøn, at den usikkerhed, som er angivet i det tyske studie, er i god overensstemmelse med den usikkerhed, man må regne med i denne type studier gældende for basisberegningen (Hertel et. al., 2019; Ellermann et al., 2020).

Der knytter sig væsentligt større usikkerheder til kvantificering af helbreds-effekter for delkomponenter af partikler som fx BC, og kvantificering af helbredseffekter med de anvendte risikoestimer i følsomhedsanalysen må derfor ses som et foreløbigt worst-case (øvre grænse) bud på, hvad effekten af BC alene kunne være. Udfordringen er, at i studierne af dødelighed knyttet til BC, er der benyttet de samme befolkningsgrupper (kohorter) til at koble dødelighed med den totale $PM_{2,5}$ og med BC alene, men man kan ikke på grundlag af de studier konkludere, at dødeligheden udelukkende kan tilskrives BC. Da koncentrationerne af BC er lavere end koncentrationerne af $PM_{2,5}$, fås automatisk en højere relativ risiko for BC, sammenlignet med $PM_{2,5}$. Dette betyder i sig selv ikke, at BC er mere farligt end $PM_{2,5}$ som helhed. I forskningsprojektet NordicWelfAir, koordineret af Aarhus Universitet, er der p.t. aktiviteter, der retter sig imod at kunne skelne effekten fra de forskellige partikelkomponenter fra hinanden i forhold til dødelighed.

Fremadrettet vil DCE fortsat deltage i forskningsprojekter, der gør det muligt at følge med i de videnskabelige landvindinger i relation til vurdering af helbredseffekterne af luftforureningen, og DCE vil implementere disse i estimering af helbredseffekterne, så snart de er velkonsoliderede og bredt anerkendte, og i det omfang det er praktisk muligt. DCE koordinerer og deltager i et stort antal forskningsprojekter omkring helbredseffekter fra luftforurening i ind- og udland. 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.

2 EVA-systemet

Dette kapitel beskriver EVA-systemet, hvad det kan anvendes til, samt de metoder og data, som det er baseret på.

2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger

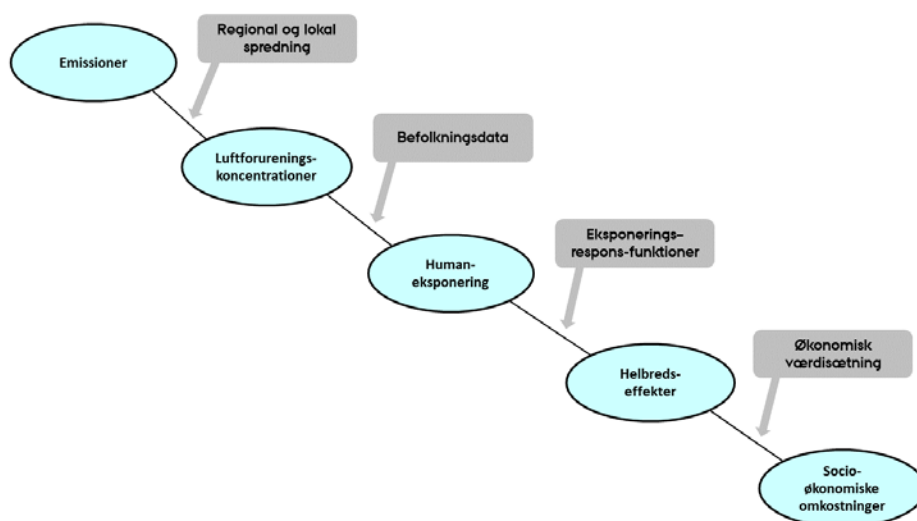
EVA-systemet (Economic Valuation of Air pollution) kan bruges til at undersøge hvilke kilder, der bidrager mest til luftforurening i et område. Ud over en kvantificering af helbredseffekterne, beregnes den indirekte (eller eksterne) omkostning af disse effekter, sådan at effekterne fra forskellige typer af kilder kan sammenlignes direkte med en fælles enhed (penge).

I nærværende projekt er EVA-systemet anvendt til at beregne helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. Version 5.2 af EVA-systemet er anvendt (Andersen et al., 2019).

Impact-pathway metoden

Det integrerede modelsystem, EVA (Economic Valuation of Air pollution) (Brandt et al., 2011a, b; 2013a, b; 2016a, b; Andersen et al., 2019) er baseret på den såkaldte "impact-pathway" metode, og har til formål at opgøre helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra luftforureningen, og estimere hvordan helbredsomkostningerne er fordelt på de forskellige typer af luftforurening og emissionssektorer.

Det grundlæggende princip bag EVA-systemet er at bruge de bedst mulige videnskabelige metoder i alle leddene af "impact-pathway" - kæden (se Figur 2.1) baseret på den bedst tilgængelige viden og metoder.



Figur 2.1. Et skematisk diagram over EVA-systemets bestanddele baseret på "impact-pathway" - metoden. En emission fra en forurenende kilde et bestemt sted resulterer (via atmosfærisk transport og kemiske omdannelser) i en fordeling af koncentrationen i luften, som sammen med detaljerede befolkningsdata kan bruges til at beregne eksponeringen af befolkningen. Effekter på menneskers helbred findes ved brug af eksponerings-respons funktioner og til sidst værdisættes de individuelle effekter for at finde de totale eksterne omkostninger.

”Impact-pathway” - kæden dækker alle leddene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. Den økonomiske værdisætning af effekter kaldes også for indirekte omkostninger eller eksternaliteter (eksterne omkostninger). Der er direkte omkostninger forbundet med produktionen af fx elektricitet i form af opførelse af kraftværker og forbrug af kul, hvorimod de helbredsrelaterede omkostninger fra luftforureningen, der kommer fra kraftværket, ikke er relateret direkte til produktion og forbrug, og derfor betegnes som indirekte eller eksterne omkostninger. De indirekte omkostninger er knyttet til fx sygdom, for tidlige dødsfald eller sygedage med deraf tabt arbejdsfortjeneste eller omkostninger for samfundet i form af tabt omsætning eller øgede sygehusomkostninger.

Baggrundsforurening med høj geografisk opløsning

Luftkvalitetsmodeller er anvendt til at estimere, hvor meget emissionskilderne i Danmark, herunder Københavns Kommune, samt udlandet bidrager til baggrundskoncentrationen beregnet med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km. De anvendte modeller er den regionale model DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) (Christensen, 1997; Brandt et al., 2012) og bybaggrundsmodellen UBM (Urban Background Model) (Berkowicz, 2002; Brandt et al., 2001), som har høj geografisk opløsning. Der er anvendt samme model setup og tilhørende internationale og nationale emissioner og meteorologi som i modelberegninger gennemført for 2019 i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet under NOVANA (Ellermann et al., 2020).

Udenlandske emissioner

Emissionsdata til DEHM er baseret på en række europæiske og globale emissionsopgørelser, da modellen dækker den nordlige halvkugle. Emissionsgrundlaget for Europa er baseret på de sidst tilgængelige emissionsdata fra EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme; www.emep.int).

Der indgår en del naturlige emissioner i DEHM. Isopren og mono-terpener fra vegetation, som er flygtige organiske forbindelse (NMVOC) i gasform, og som spiller en rolle for dannelse af ozon samt i dannelsen af sekundære organiske partikler. NO_x-emissioner, som dannes i atmosfæren ved lynudladninger, og emissioner af kvælstofforbindelser fra bakterielle processer i jord, har betydning for dannelse af sekundære partikler i atmosfæren i form af ammoniumpartikler og nitratpartikler. Emissioner fra skovbrande og saltpartikler fra havoverflader indgår også. En beskrivelse af de naturlige emissioner i DEHM er givet i Brandt et al. (2012).

Danske emissioner

DEHM-beregninger for Danmark er baseret på 1 km x 1 km emissionsdata, som dækker Danmark for alle emissionsklasser for 2018 beregnet med SPREAD-emissionsmodellen version 2.0 (Plejdrup & Gyldenkerne, 2018). Data fra 2018 er det senest tilgængelige nationale emissionsdata.

De nationale emissionsopgørelser omfatter summen af emissioner udledt i hele Danmark for en lang række kilder underopdelt i såkaldte SNAP-koder. SNAP er en international nomenklatur for kildetyper til luftforurening – Selected Nomenclature for Air Pollution.

For at emissionerne fra de nationale opgørelser kan anvendes til modellering af fx luftkvalitet, er der tilføjet en geografisk komponent. Hertil er udviklet

den GIS- og databasebaserede model SPREAD (Plejdrup & Gyldenkerne, 2018). I modellen behandles emissionerne på det mest disaggregerede niveau, som er muligt på basis af de disponible geografiske data. En række kilder behandles som punktkilder, hvor den eksakte geografiske lokalitet er kendt. Punktkilder omfatter hovedsageligt el- og varmeproducenter samt større industrivirksomheder. Ud over punktkilderne er der en lang række kilder, der ikke kan lokaliseres enkeltvis, men som behandles gruppevis ud fra kildernes fælles karakteristika. Disse kilder kaldes arealkilder, og omfatter bl.a. energiforbrug i husholdninger, industrielle processer, anvendelse af opløsningsmidler og andre produkter, vejtransport, og andre mobile kilder, herunder ikke-vejpgående maskiner i industrien. For hver enkelt kilde eller gruppe af kilder er der udviklet en nøgle til fordeling af de nationale emissioner ud fra de disponible geografiske data, fx arealanvendelse, befolkningstæthed, infrastruktur og trafikdata.

Den følgende opdeling af emissionskilderne fra SPREAD-modellen er p.t. implementeret i UBM-modellen, se Tabel 2.1. Da der er særlig fokus på SNAP2, 7 og 8 er disse med underinddeling.

Tabel 2.1. SNAP-koder for de forskellige kilder/emissionssektorer.

SNAP kode	Emissionskilder
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed
SNAP04	Industrielle processer
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas
SNAP06	Anvendelse af produkter
SNAP0701	Vej transport -personbiler
SNAP0702	Vej transport -varebiler
SNAP0703	Vej transport -lastbiler
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler under 50 cm ³
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50 cm ³
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC fra benzinbiler
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid
SNAP0708	Vej transport -vejslid
SNAP0801	Militær
SNAP0802	Jernbaner
SNAP080402	National søfart
SNAP080403	Nationalt fiskeri
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde
SNAP3F	Landbrug, øvrigt

SNAP-kategori 0202 omfatter boligopvarmning, hvor emissionen helt er domineret af brændeovne. Den geografiske fordeling er bl.a. baseret på BBR-oplysninger og skorstensfejerregistre og derfor mere retvisende end den tidligere opgørelse, hvor den geografiske fordeling var baseret på en opgørelse af brændselsforbruget til individuel opvarmning på kommuneniveau foretaget af Energistyrelsen.

Mht. bidraget fra skibstrafik (SNAP 0804) er bidraget ikke underopdelt men beregnet under ét og kun i en afstand op til 25 km fra Københavns Kommune (modelområdet). Det væsentligste bidrag fra skibstrafikken består af sekundære stoffer, som er langtransporteret, og beregnes med DEHM.

I beregningerne er der en særskilt kategori for nabokommuner og skibstrafik i afstande op til 25 km fra Københavns Kommune.

Derudover er der også en kategori for det regionale baggrundsbidrag beregnet med DEHM.

Manglende viden og usikkerhed om andelen af BC i PM_{2,5} i SNAP05

SNAP05 omfatter udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas, herunder kullagring. På grund af manglende viden og usikkerhed omkring andelen af BC i PM_{2,5} for SNAP05 for kullagring, er BC fra SNAP05 ikke inkluderet i emissionsopgørelsen og de efterfølgende koncentrationsberegninger, og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger. Neden for beskrives mere detaljeret hvorfor.

I den danske nationale emissionsopgørelse opgøres BC fra SNAP05 særskilt, og er fx ikke en fraktion af PM_{2,5} for SNAP05 som for øvrige sektorer. Den danske opgørelse af BC baserer sig i vid udstrækning på de standardemissionsfaktorer, der er inkluderet i EMEP/EEA Guidebook.

Emissionerne af BC i SNAP05 i Københavns kommune kommer hovedsageligt fra støv fra kullagre. Den geografiske fordeling af emissioner fra kullagring er baseret på årlig import af kul til danske havne samt kulforbrug på kraftvarmeværker.

Hovedparten af partikelemissionen fra kulstøv er større partikler og findes i partikelfractionen TSP (Total Suspended Particulate matter), som omfatter alle partikler uanset størrelse, dvs. både PM_{2,5}, PM₁₀ og større partikler. Mens kulstøv ikke er BC i traditionel forstand (fx BC fra ufuldstændig forbrænding af brændstof i en motor), er det kulstof, der primært er sort og absorberer lys over det synlige spektrum (Khan et al., 2017). Jf. rapporteringsretningslinjerne for Konventionen for Langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (LRTAP) og National Emission Ceilings Directive (NEC-direktivet) er BC defineret som "kulstofholdige partikler, der absorberer lys" (UNECE, 2015). Dermed omfatter rapporteringskravet BC i alle partikelfraktioner (PM_{2,5}, PM₁₀, TSP), men BC er ikke underopdelt på partikelfraktioner i emissionsopgørelsen, og optræder kun som ét tal. Forbrændingspartikler vil næsten 100% være under 2,5 µm i diameter, mens BC fra kullagring skiller sig ud ved at være større partikler og optræde i alle partikelfraktioner (PM_{2,5}, PM₁₀, TSP).

I luftkvalitetsberegningerne og de efterfølgende helbedsberegninger er det nødvendigt at kende den del af PM_{2,5}, som er BC. I emissionsopgørelsen opgøres emissionen af BC som ét tal, og er således ikke underopdelt i forskellige

størrelsesfraktioner. Vi har ingen viden om, hvilken andel $PM_{2,5}$ udgør af total BC for SNAP05.

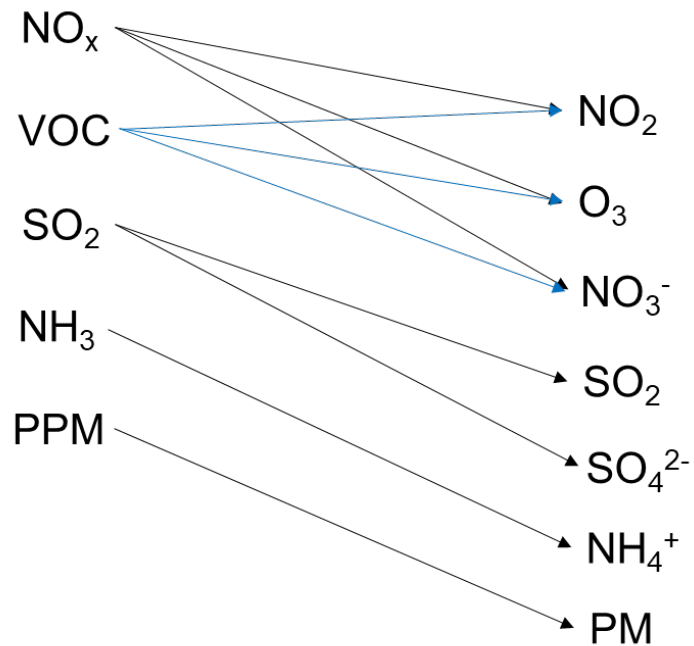
I forbindelse med næste års emissionsopgørelse forventes emissionsfaktorer for SNAP05 at blive revideret, så der tages højde for støvbegrænsende foranstaltninger, hvilket ikke er tilfældet i den nuværende emissionsopgørelse. Såfremt dette implementeres, vil det resultere i lavere BC-emissioner, og at denne sektor vil fylde relativt mindre i næste års emissionsopgørelse, alt andet lige. BC-emissionen fra SNAP05 er derfor i den nuværende emissionsopgørelse overvurderet, og sammenholdt med ovenstående manglende viden om andelen af BC i $PM_{2,5}$ for SNAP05, er det valgt ikke at inkludere BC fra SNAP05 i emissionsopgørelsen og de efterfølgende koncentrationsberegninger, og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Luftforurening

De kemiske komponenter, som giver anledning til helbredseffekter, som er medtaget i EVA-systemet, er: De primært emitterede partikler ($PPM_{2,5}$): mineralsk støv, BC og OC (primært emitteret organisk kulstof), de sekundært dannede uorganiske partikler (SIA): SO_4^{2-} (sulfatpartikler), NO_3^- (nitratpartikler) og NH_4^+ (ammoniumpartikler), samt SOA (sekundære organiske partikler) og havsalt (SS). Endvidere gasserne: NO_2 (kvælstofdioxid), SO_2 (svovldioxid) og O_3 (ozon).

DEHM-modellen beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder NO_x , NO_2 , O_3 , CO, SO_2 , NH_3 (ammoniak), og en række VOC'er (flygtige organiske forbindelser). Den totale $PM_{2,5}$ og PM_{10} i DEHM-modellen består af summen af de følgende stoffer: Primært emitteret mineralsk støv, sod (BC i "frisk" og "ældet" form) samt OC fra forbrændingsprocesser, og de sekundære uorganiske partikler indeholdende ammonium, sulfat og nitrat m.fl. Modellen inkluderer også havsalts bidrag til partikelmassen og sekundære organiske partikler.

En række direkte emitterede stoffer bliver omdannet til andre stoffer i atmosfæren. Nogle af disse forhold er simplificeret beskrevet i Figur 2.2.



Figur 2.2. Forenklet oversigt over primære antropogene (menneskeskabte) emissioner (venstre side) og stoffer som koncentrationer, der giver helbredseffekter (højre side). NO_3^- , SO_4^{2-} og NH_4^+ er partikler og bidrager i forskellige kombinationer med hinanden til de samlede PM-koncentrationer (se tekst ovenover). PPM og PM er ikke et enkelt stof men består af mange forskellige kemiske stoffer.

Der er en mere detaljeret generel beskrivelse af partikler i afsnit 3.1 og 3.2.

I UBM-modellen indgår kun simpel fotokemi, som er reaktioner mellem NO , NO_2 og O_3 , som er relevante på den geografiske skala, hvor UBM benyttes, mens DEHM beskriver kemiske processer i atmosfæren, som tager længere tid, og som sker under længere transport. DEHM-modellen beskriver endvidere tørdeposition (fx afsætning til vegetation) og våddeposition (afsætning ved nedbør), som heller ikke er relevante i forhold til UBM.

Delta-koncentrationer

Mange atmosfærekemiske processer er ikke lineære, hvilket betyder, at en ændring af emissionen af et stof kan medføre endnu større ændringer i koncentrationen af andre stoffer i atmosfæren. For at vurdere den marginale ændring i den årlige middelkoncentration, som skyldes udledningen fra en specifik kildetype, foretages beregningerne med den regionale model og bybaggrundsmodellen to gange: Med og uden emissionerne fra kilden. Denne marginale ændring kaldes delta-koncentrationen, og det er den, som anvendes til at beregne befolkningseksposeringen relateret til den specifikke kilde, og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Befolkningseksposeringen er beregnet som befolkningens kontakt med den beregnede koncentration i centerpunktet af gitterceller af $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ og befolkningen inden for samme gitterceller.

Befolkningsdata

Danmark er i den unikke position, at vi har et centralt register med information vedrørende adresse, køn og alder for alle personer i landet (det Centrale Persondata Register, CPR). I forbindelse med nærværende projekt er der anvendt et tidligere erhvervet CPR-datasæt fra Sundhedsstyrelsen for hele Danmark fra 24. april 2017, som indeholder oplysninger om fødselsdag, køn og

adresse for samtlige personer i Danmark. CPR-datasættet er koordinatsat ved at matche datasættet med det nationale adresseregister. Befolkningsdata og kobling til adresseregister er nærmere beskrevet i Jensen et al. (2018a), og knyttet til gitterceller af 1 km x 1 km.

Helbredseffekter

De helbredseffekter, som p.t. er beskrevet i EVA-systemet, er følgende:

- Bronkitis hos voksne
- Astma og bronkitis hos børn
- Sygedage (inkluderer også mindre restriktioner i aktivitet som fx hovedpine som påvirker arbejdsevnen og velværet)
- Hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjertekarsygdomme
- Lungekræft
- Akutte dødsfald (som følge af korttidseksponering)
- Tabte leveår (YOLL) (kroniske dødsfald som følge af langtidseksponering)
- Total antal dødsfald (=kroniske tabte leveår/10,6 + akutte dødsfald)

Antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO₂- og partikelforurening beregnes ud fra YOLL (Years of Life Lost) divideret med en faktor for det typiske antal af tabte leveår i gennemsnit. I de nuværende EVA-beregninger er denne faktor 10,6 år, og den er baseret på beregninger ud fra en dansk levetidstabel (Andersen, 2017) med tilsvarende metode som i Clean Air for Europe projektet (Watkiss et al., 2005). Et for tidligt dødsfald svarer således til 10,6 tabte leveår i gennemsnit.

Eksponerings-responsfunktioner og enhedspriser

Delta-koncentrationerne kobles til befolkningsdata for hver gittercelle for at beregne befolkningseksponeringen i eksponerings-responsberegningen.

Eksponerings-responsfunktioner er typisk tilgængelige på formen: $R = \alpha \cdot \Delta c \cdot P$, hvor R er responset (fx lungekræft eller akutte dødsfald) målt i en passende enhed (fx tilfælde af lungekræft eller antal tilfælde). Δc er delta-koncentrationen, det vil sige den marginale koncentrationsændring, som skyldes emissionerne fra den specifikke kilde, P er den berørte befolkningsdel og α er en empirisk bestemt konstant eller funktion for den specifikke funktion, typisk tilvejebragt fra publicerede studier af større befolkningsgrupper (kohorter).

Der er bred enighed om, at eksponerings-responsfunktionerne og de tilhørende enhedspriser er lande-specifikke, bl.a. fordi helbredsudfald hænger sammen med en række forskellige forhold, hvoraf levevis er en vigtig parameter. Desuden er befolkningernes almene helbredstilstand og landenes økonomier forskellige. De funktioner, der på nuværende tidspunkt er inkluderet i EVA (Tabel 2.2), er derfor så vidt muligt tilpasset til danske betingelser. Som det kan ses i Tabel 2.2, er nogle af helbredseffekterne kun relevante for specifikke aldersgrupper.

For referencer vedrørende eksponerings-responsfunktionerne og værdisætning henvises til Andersen et al. (2019) om miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 3.0. I forhold til tidligere versioner af EVA-systemet (Andersen & Brandt, 2014) er der nu inkluderet helbredseffekter af NO₂ ud fra

anbefalinger fra WHO (WHO, 2013;2014a). Af betydning for resultaterne er endvidere, at WHO særskilt har identificeret eksponerings-responsfunktioner for akut mortalitet for PM_{2,5} og NO₂ mod tidligere kun SO₂ og ozon. De tabte leveår ved kronisk mortalitet for PM_{2,5} (som følge af langtidseksponering) er herefter opgjort for akut mortalitet på en måde, så der forsøges at undgå dobbelttælling af effekter. Endvidere er effekter på voksne astmatikere udgået, idet disse ikke er medtaget af WHO. Ved værdisætningen er anvendt en opdateret værdi for statistisk liv på 31,6 mio. kr., som er opgjort af Det Økonomiske Råd (DØRS, 2016) og anbefalet af Finansministeriet (Finansministeriet, 2017). Denne værdisætning er omkring dobbelt så høj som den tidligere anvendte i EVA-systemet (Andersen et al., 2019).

Tabel 2.2. Hebreds-effekter i EVA5.2. De anførte eksponerings-responsfunktioner refererer til årsmiddelværdien, medmindre andet er angivet. Tabel gengivet fra Andersen et al. (2019).

Helbredseffekt	Eksponerings-responsfunktioner	Værdisætning DKK (2016-priser)
MORBIDITET (PM_{2,5})		
Bronkitis (voksne)	7,02E-5 tilfælde pr. µg m ⁻³	293.863 pr. tilfælde
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2,75E-5 tilfælde pr. µg m ⁻³	74.053 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	1,93E-5 tilfælde pr. µg m ⁻³	119.194 pr. tilfælde
Lungekræft, morbiditet	1,62E-6 tilfælde pr. µg m ⁻³ (> 30 år)	162.502 pr. tilfælde
Astma (9,4%; < 19 år) og bronkitis (<18 år) hos børn		
- astmasymptomer	4,05E-4 pr. µg m ⁻³	9.873 pr. år
- bronkitis (hoste)	1,37E-3 pr. µg m ⁻³	1.206 pr. år
Sygedage		
- arbejdsdage (20-65 år)	8,83E-3 dage pr. µg m ⁻³	2.031 pr. dag
- alle dage, netto	6,9E-2 dage pr. µg m ⁻³	1.105 pr. dag
MORBIDITET (NO₂)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2,6E-5 tilfælde pr. µg m ⁻³	74.053 pr. tilfælde
MORBIDITET (O₃>35ppb)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	1,95E-5*SOMO35 ² dage/år (>65 år)	74.053 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	6,33E-5*SOMO35 ² dage/år (>65 år)	119.194 pr. tilfælde
Sygedage		
- MRAD* ozon (O ₃ >35ppb) 3,29E-5*SOMO35 ² dage/år		584 pr. tilfælde
MORTALITET		
Akut mortalitet		
- PM _{2,5}	1,19E-5 pr. µg m ⁻³ minus SO ₂ /NO ₂	31.600.000
- SO ₂	6,97E-7 pr. µg m ⁻³	31.600.000
- NO ₂ *	2,61E-6 pr. µg m ⁻³	31.600.000
- PM _{2,5} spædbørn (3-12m)	6,15E-6 pr. µg m ⁻³	47.400.000
- ozon (O ₃ >35ppb)	2,81E-6*SOMO35 ² tilfælde pr. µg m ⁻³	31.600.000
Kronisk mortalitet		
- PM _{2,5}	0,932E-3 YOLL# pr. µg m ⁻³ (>30 år)	1.115.000 pr. YOLL#
- NO ₂ (>20µg/m ³)	0,625E-3 YOLL# pr. µg m ⁻³ (>30 år)	1.115.000 pr. YOLL#

²SOMO35 beregnes ud fra summen af de højeste ozonkoncentrationer, og angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år.

*NO₂ beregnes ud fra daglige max-timeværdi.

#YOLL er en forkortelse for "Years Of Life Lost" (tabte leveår).

*Minor Restricted Activity Days (MRAD), dage med mindre restriktioner i aktivitet.

I lighed med anbefalingerne for WHO er det i EVA-beregningerne antaget, at alle partikler indeholdt i PM_{2,5} er lige skadelige.

Detaljeret gennemgang af danske såvel som internationale studier af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark er sammenfattet i en dansk rapport fra 2014 (Ellermann et al., 2014a).

Meteorologiske data

Ud over emissionsdata kræver beregninger med luftkvalitetsmodellerne også adgang til meteorologiske data. Der anvendes modellerede meteorologiske data fra den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecast model, Skamarock et al., 2005) for 2019, som køres rutinemæssigt på ENV5/AU, som en del af NOVANA-programmet.

Beregningsår

De danske emissionsdata repræsenterer 2018, og meteorologiske data og regionale baggrundsdata repræsenterer 2019, og derfor afspejler de beregnede koncentrationer og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger luftforureningen i 2019.

2.2 Metode for følsomhedsanalyse for BC

Som det fremgår af ovenstående beregnes dødelighed og sygelighed af luftforureningen i EVA-systemet for stofferne: PM_{2,5}, NO₂, O₃ og SO₂. PM_{2,5} består af adskillige komponenter, og i EVA-systemet er det antaget, at de indgår med samme vægt i beregning af helbredseffekterne baseret på bedst tilgængelig viden. Det er også anbefalingen fra Verdenssundhedsorganisationen (WHO), at PM_{2,5} anvendes til estimering af helbredseffekter for partikler, da der foreligger mange store helbredsstudier af sammenhængen mellem PM_{2,5} og dødelighed og sygelighed. Det Europæiske Miljøagentur har samme antagelser for PM_{2,5} i deres beregninger af helbredseffekter af luftforurening for Europa (EEA, 2019). Forudsætningen i EVA-systemet er således, at alle komponenter af PM_{2,5} er lige helbredsskadelige, dvs. de samme antagelser, som WHO og EEA lægger til grund for deres beregninger af helbredseffekter af luftforurening.

I nærværende rapport har vi for første gang haft mulighed for at lave en følsomhedsanalyse for BC, dvs. for en delkomponent af PM_{2,5}, hvor der er antaget en specifik skadelighed for BC, afvigende fra PM_{2,5} som helhed. Følsomhedsanalysen er lavet på baggrund af identifikation af en eksponerings-responsammenhæng for BC, som er valgt på baggrund af et litteraturstudie af nøgleartikler i den videnskabelige litteratur. Litteraturstudiet er nærmere beskrevet i det følgende.

Litteraturstudie

DCE har foretaget et litteraturstudie af centrale videnskabelige artikler om sammenhængen mellem BC og dødelighed med henblik på at identificere mulige eksponerings-responsammenhænge, som kan ligge til grund for en følsomhedsanalyse med forskellige antagelser om eksponering-respons for BC end de nuværende antagelser i EVA-systemet.

WHO gennemgik i 2012 den videnskabelige litteratur for eksponerings-responsfunktioner for sammenhængen mellem BC og helbredseffekter (WHO, 2012). I 2012 fandt WHO frem til følgende formulering: *"The Task Force on Health agreed that a reduction in exposure to PM_{2,5} containing BC and other combustion-related PM material for which BC is an indirect indicator should lead to a reduction in the health effects associated with PM."* (Arbejdsgruppen for Sundhed var enig i, at en reduktion i eksponeringen for PM_{2,5} indeholdende BC og andet forbrændingsrelateret partikulært materiale, for hvilket BC er en indirekte

indikator, bør føre til en reduktion af de helbredseffekter, der er forbundet med partikler). WHO giver i sin rapport ikke en rekommandation for en eksponerings-respons funktion for BC.

WHO rapporten anbefalede i sin konklusion, at PM_{2.5} fortsat skulle bruges som den primære beskrivelse af partikelforureningen i studier af helbredseffekter og til at estimere de positive effekter af en reduktion i eksponering. Herudover kan BC benyttes som et supplement til analysen, når man vil estimere lokale tiltag med henblik på at reducere befolkningens udsættelse for forbrændingsrelateret partikelmasse. Dette kan fx være i forbindelse med tiltag over for trafikforurening (Figur 2.3).

The Task Force recommended that PM_{2.5} should continue to be used as the primary metric in quantifying human exposure to PM and the health effects of such exposure, and for predicting the benefits of exposure reduction measures.

The use of BC as an additional indicator may be useful in evaluating local action aimed at reducing the population's exposure to combustion PM (for example, from motorized traffic).

Nicole AH Janssen et al, WHO 2012

Figur 2.3. Citat fra WHO, 2012.

Med henblik på at identificere relevante nyere studier siden WHO-rapporten fra 2012 er der gennemført en litteratursøgning. Der er gennemført to søgninger i en publikationsdatabase inden for medicin (PubMed, <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/>). Søgeresultatet er vist i Tabel 2.3 med anvendte søgeord, antal søgte artikler, udvalgte artikler efter screening, samt endeligt udvalgte til valg af eksponerings-responsfunktion for BC. Yderligere er der suppleret med et studie, der udkom efter søgningen, Raaschou-Nielsen et al. (2020), som også studerer BC og dødelighed.

Tabel 2.3. Anvendte søgeord, antal søgte artikler samt udvalgte artikler efter screening i litteraturstudie.

Søgeord	Antal	Identificerede artikler efter screening	Endeligt udvalgte
((black Carbon) [MeSH Terms]) 2014+ & Mortality	45	Raaschou-Nielsen et al. Long-term exposure to air pollution and mortality in the Danish population a nationwide study. <i>EClinicalMedicine</i> . 2020	X
		Hvidtfeldt et al. Long-term residential exposure to PM _{2.5} constituents and mortality in a Danish cohort. <i>Environ Int</i> . 2019b	X
		Yong et al. Carbon Black and Lung Cancer Mortality - A Meta-regression Analysis Based on Three Occupational Cohort Studies.	
		Hvidtfeldt et al. Long-term residential exposure to PM _{2.5} , PM ₁₀ , black carbon, NO ₂ , & ozone and mortality in a Danish cohort. <i>Environ Int</i> . 2019a	X
		Luben et al. A systematic review of cardiovascular emergency department visits, hospital admissions and mortality associated with ambient black carbon. <i>Environ Int</i> . 2017	
		Atkinson et al. Short-term exposure to traffic-related air pollution and daily mortality in London, UK. <i>J Expo Sci Environ Epidemiol</i> . 2016.	
(PM _{2,5} absorbance) 2014+ & Mortality	7	Turner et al. Differences between magnitudes and health impacts of BC emissions across the United States using 12 km scale seasonal source apportionment. <i>Environ Sci Technol</i> . 2015	
		Grahame et al. Public health and components of particulate matter: the changing assessment of black carbon. <i>J Air Waste Manag Assoc</i> . 2014	
		Dirgawati et al. Long-term Exposure to Low Air Pollutant Concentrations and the Relationship with All-Cause Mortality and Stroke in Older Men. <i>Epidemiology</i> . 2019	
		Lipfert. A critical review of the ESCAPE project for estimating long-term health effects of air pollution. <i>Environ Int</i> . 2017	
		Olstrup et al. The Use of Carbonaceous Particle Exposure Metrics in Health Impact Calculations. <i>Int J Environ Res Public Health</i> . 2016	
Beelen et al. Long-term exposure to air pollution and cardiovascular mortality: an analysis of 22 European cohorts. <i>Epidemiology</i> . 2014			
Beelen et al. Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. <i>Lancet</i> . 2014	X		

I litteratursøgningen fandt vi frem til fire artikler af relevans for en fornyet risikovurdering af dødelighed og langvarig udsættelse for BC. Hvidtfeldt (2019a,b) og Raaschou-Nielsen et al. (2020) som er danske studier samt Beelen et al. (2014). Herudover fandt vi et enkelt studie, som undersøgte sammenhængen mellem BC og kortvarig (daglig) dødelighed i London i Atkinson et al. (2016).

I Beelen et al (2014) fandt man ikke en effekt af BC estimeret som PM_{2,5} absorbans (indikator for BC) på den totale kardiovaskulære (hjerte- og karsygdom) dødelighed i et studie omfattende 22 lande i Europa. Efter kontrol for vigtige confoundere var estimatet pr. 10⁻⁵ m⁻¹ for PM_{2.5} absorbance; 0,97 (0,89–1,06). Confoundere er samvarierende variable som kunne påvirke sammenhængen mellem BC og dødelighed. Confoundere som blev justeret for i studiet var: Alder køn, kalendertid (for at tage højde for tidsmæssige tendenser i eksponering og helbredseffekter), civilstand, rygning, passiv rygning, frugt- og grøntindtag, alkohol, BMI, socioøkonomisk status og lokalområdets socioøkonomiske status.

Hvidtfeldt et al. (2019a) fandt i det første studie en sammenhæng mellem død og BC på 1,09 (1,04-1,15) pr. 1 µg/m³ efter korrektion for en lang række confoundere (Alder køn, civilstand, kalendertid, rygning, passiv rygning, fysisk aktivitet, alkohol, BMI, livsmål, frugt- og grøntindtag socioøkonomisk status

og lokalområdets socioøkonomiske status). Et risikoestimat eller eksponerings-respons på 1,09 pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ betyder, at dødeligheden stiger med 9% pr. udsættelse for BC af 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I en re-analyse af studiet (Hvidtfeldt et al., 2019b), hvor der var flere mål for del-komponenter af $\text{PM}_{2,5}$ inkluderet, fandt gruppen en sammenhæng med BC på 1,06 (1,02-1,11) pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, når de også inkluderede organisk kulstof (OC) i modellen, der havde en effekt på 1,02 (1,00-1,03) pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, med de samme confoundere som i den tidligere artikel. Hvis de brugte BC/OC, som er summen af BC+OC var sammenhængen 1,07 (1,02-1,12) pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, i dette tilfælde var der ingen effekt af BC alene i samme model. Disse resultater tyder på, at der er en marginal ekstra effekt af at inkludere både BC og OC i analyserne. Enten som en two-pollutant model (model indeholdende to forurenninger) eller ved at inkludere summen som BC/OC i modellen.

I det seneste studie af Raaschou-Nielsen et al. (2020) fandt man en sammenhæng mellem død og BC på 1,05 (1,02-1,08) pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ efter korrektion for en lang række confoundere (alder, køn, kalendertid, civilstand, socioøkonomisk status og lokalområdets socioøkonomiske status). BC var robust i to-forureningsmodel, hvilket vil sige, at der var sammenhæng både mellem BC og dødelighed, når BC betragtes alene (single-pollutant model; model indeholdende kun en forurening), og når BC betragtes sammen med andre stoffer i modellen (two-pollutant model).

I begge Hvidtfeldt et al. studier og studiet fra Raaschou-Nielsen et al. er eksponeringsvurderingen baseret på modelberegninger udført af DCE.

Ud fra litteraturen har vi identificeret fire analyser af BC på dødelighed, som estimerer effekten af BC pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Studierne estimerer en effekt af BC på dødeligheden på 1,06 til 1,09 pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Samtidig viser Hvidtfeldt et al. (2019b) studiet, at der er en ekstra mindre effekt af at inkludere OC i modellen, idet BC/OC giver en stigning i punkttestimatet på 1% for eksponerings-responsfunktionen.

I følsomhedsanalysen er risikoestimatet for BC baseret på en eksponerings-responsfunktion på 1,09 pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det anvendte estimat for eksponerings-responsfunktionen er det højeste fundet i litteraturen.

I analysen har vi tilskrevet al dødelighed forårsaget af $\text{PM}_{2,5}$ til BC. I yderligere analyser af sammenhængen fandt forfatterne efter inklusion af yderligere confoundere en eksponerings-responsfunktion på 1,05 pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ BC, som var robust i en model, der inkluderede flere forureningskomponenter. Resultatet skal derfor betragtes som et udtryk for den størst mulige effekt af BC og tolkes med varsomhed, da der p.t. ikke findes mange studier, der giver information om netop denne sammenhæng.

På den anden side stammer eksponerings-responsfunktionen fra et dansk studie med de bedste informationer om deltagernes livsstil, og studiepopulationen er rekrutteret i København og Aarhus og er derfor meget relevant for problemstillingen i denne rapport.

Vi har anvendt 1,09 (1,02-1,11) pr. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som estimat i den efterfølgende følsomhedsanalyse, idet den vil repræsentere et "worst-case scenarie" (øvre grænse) for de lokale BC-kilders betydning, hvilket vil give et udgangspunkt

for diskussionen af vigtigheden af tiltag til at forebygge luftforureningen lokalt i Danmark. Der har kun været mulighed for gennemregning af et scenarie, derfor er det højeste risikoestimat valgt. I den litteratur, der ligger til grund for risikoestimatet (RR) på 1,09, antages det, at alle dødsfaldene tillægges BC, hvilket er usandsynligt i forhold til vores viden. Det er derfor et worst-case scenarie at tillægge alle helbredseffekter til et bestemt stof. I de studier, hvor man har fundet en RR på 1,09 pr. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for BC antages det også at BC står for alle helbredseffekterne – så i denne RR forudsættes det indirekte, at RR for alle andre typer af partikler er nul.

Implementering af forudsætninger for BC i EVA-systemet

Ovenstående risikoestimat for BC for dødelighed på 1,09 pr. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er blevet implementeret i EVA-systemet på følgende måde:

Levetidstabeller som publiceret af Danmarks Statistik angiver aldersopdelte mortalitetsrater for befolkningen. Ved at tage en sådan levetidstabel som baseline er det muligt at simulere effekterne af en ændring i luftforureningen på dødeligheden (Andersen, 2017). Vi opstiller en populationskohorte på 100.000 personer med en aldersfordeling svarende til gennemsnittet for Danmark. Kohorten angiver den statistisk set forventede overlevelse i hver aldersgruppe år for år for restlevetiden, hvorved det samlede antal leveår i kohorten kan beregnes. Da mænd og kvinder har forskellige overlevelsessandsynligheder, opstilles der en kohorte for hvert køn. Ved nu at anvende risikoestimatet for BC til at beregne den ændrede overlevelsessandsynlighed på hvert alderstrin i hver kohorte, bliver det muligt at opgøre antallet af tabte leveår som forskellen mellem baseline og BC-scenariet. Beregningen simulerer en et-årig ændret BC-koncentration på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Forskellen mellem antallet af leveår i baseline og i scenariet er det antal leveår, der tapes/vindes pr. 100.000 personer ved den ændrede eksponering for BC.

Risikoestimatet er udledt som angivet ovenfor, og da den gælder for befolkningen over 50 år, er kohorten opstillet for denne del af levetidstabellen. Det antages i beregningen, at risikoestimatet er uniformt over de pågældende aldersgrupper.

Ovenstående er omsat til en eksponerings-responsfunktion af den type, som er vist i Tabel 2.2, og som anvendes i EVA-systemet.

Herudover er der følgende forudsætninger i følsomhedsberegningen:

- Ovenstående risikoestimat for BC gælder kun for kronisk dødelighed (kronisk mortalitet), og vi har forudsat, at det kun er BC inden for partikler, der giver kronisk mortalitet. Øvrige partikelkomponenter, som er indeholdt i $\text{PM}_{2,5}$ i EVA-systemet, er således sat til nul for kronisk mortalitet. Man kan sige, at der i disse forudsætninger ligger, at al kronisk mortalitet for partikler tilskrives BC, hvilket der ikke er noget, der tyder på skulle være tilfældet. Forudsætningen må derfor formodes at føre til en væsentligt overestimering af betydningen af BC for kronisk mortalitet.
- Al akut dødelighed er sat til nul for partikler, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen for BC alene, og heller ikke for de øvrige partikelkomponenter særskilt.

- Vi har ikke korrigeret BC for manglende masse, som det er gjort i basisberegningen, hvor $PM_{2,5}$ er korrigeret med 33%. Sammenligning mellem modelleret BC og målt BC er i god overensstemmelse, så der er ikke behov for justering af BC for manglende masse.
- Alle helbredseffekter inden for sygelighed er bibeholdt som i basisberegningen, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen særskilt for BC, og heller ikke for de øvrige partikelkomponenter. Helbredseffekter relateret til sygelighed er derfor ens i basisberegningen og i følsomhedsberegningen for alle stoffer.

3 Måling og modellering af BC

I dette kapitel gives indledningsvis en generel beskrivelse af partikler, og hvordan BC er en del heraf. Derefter beskrives, hvordan BC måles i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (NOVANA-programmet for luft). Til sidst beskrives kort, hvordan BC modelleres med luftkvalitetsmodeller, og modelberegninger og målinger sammenlignes som indikation på usikkerheden i modelberegningerne, som ligger til grund for estimerne af helbredseffekterne af BC.

3.1 BC som del af partikelforurening

Luftforurening er en kompleks størrelse, som omfatter gasser såvel som forureninger på partikelform, som fører til helbredseffekter. Der gives en generel introduktion til partikelforurening, og hvordan BC er en del heraf.

Særligt partikelforureningen er en kompliceret størrelse. Luftbårne partikler kan være sammensat af diverse forskellige forbindelser i vidt forskellige blandingsforhold, og med helt forskellige former og størrelser. De kan bestå af væske eller fast stof, og de kan være alt fra kugle- og nåleformede (asbest er fx nåleformet) til uregelmæssige sammenhængende samlinger af mindre partikler. Både form og størrelse har betydning for partiklernes skæbne i miljøet, og ligeledes for deres effekt på helbred, miljø og klima.

Størrelsesfordelinger af partikler

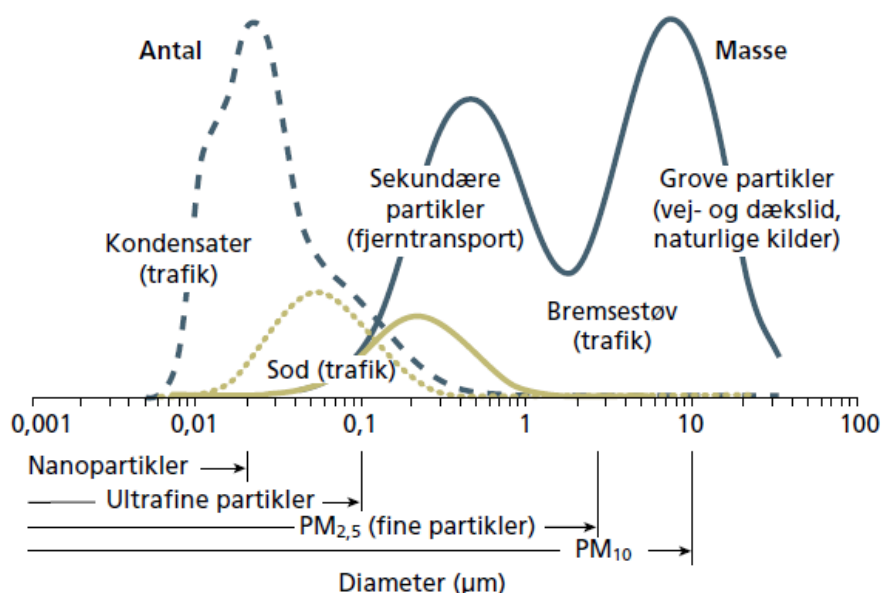
Det er klassisk i forhold til udendørs luftkvalitet at opdele partikler i en række (standard) størrelsesgrupper:

- De mindste partikler med en diameter under $0,1 \mu\text{m}$ (eller 100 nm) betegnes ultrafine partikler, og massen (vægten) af disse partikler betegnes $\text{PM}_{0,1}$ (μm står for mikrometer, mens nm står for nanometer). Da massen af ultrafine partikler er meget lille, måles de oftest som antal, og ikke som masse.
- Partikler med en diameter under $2,5 \mu\text{m}$ kaldes fine partikler, og massen (vægten) af disse partikler betegnes $\text{PM}_{2,5}$.
- Partikler med en diameter mellem $2,5$ og $10 \mu\text{m}$ betegnes grove partikler. Massen (vægten) af de grove partikler er således PM_{10} minus $\text{PM}_{2,5}$, hvor PM_{10} er massen af partikler med en diameter under $10 \mu\text{m}$. $\text{PM}_{2,5}$ er således indeholdt i PM_{10} . I forhold til ultrafine partikler indeholder $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} meget større og tungere partikler, og derfor er det massen, som måles og ikke deres antal, da deres antal er meget lille i forhold til ultrafine partikler.

De ultrafine partikler har en kort opholdstid i atmosfæren (typisk sekunder til få minutter), da de hurtigt sætter sig på overfladen af andre partikler eller øvrige overflader, de kommer i kontakt med. Helt overordnet er opholdstiden af ultrafine partikler i luften således kort og i størrelsesordenen minutter. Det betyder fx, at ultrafine partikler udledt fra trafikken i en gade kun i begrænset omfang spredes væk fra gaden. Ser man på udledninger af ultrafine partikler fra fx en flymotor, så vil fortynding og afsætning på overflader betyde, at bidraget kun vil kunne forventes at være betydningsfuldt i en afstand af nogle få hundrede meter til en kilometer fra kilden. De fine partikler kan til gengæld transporteres gennem luften over meget store afstande – over 1.000 km – da

de afsættes meget langsomt til jordoverfladen og kan opholde sig i atmosfæren op til 7 til 10 dage. Dog er det sådan, at sky- og regndråber er meget effektive til at fjerne de fine partikler fra atmosfæren, og efter selv korte byger er luften typisk stort set fuldstændig rensed for fine partikler. Denne fjernelse af partikler under nedbør er især vigtig for partikler i den fine fraktion, men også ultrafine og grove partikler fjernes med nedbøren. De grove partikler er så tilpas store (og dermed tunge), at tyngdekraften hurtigere fører dem ned til overfladen. Derfor har grove partikler en kortere opholdstid i atmosfæren.

Ser man på fordelingen af antallet af partikler i atmosfæren, så dominerer de direkte udledte ultrafine partikler; specielt tæt ved forbrændingskilder som fx vejtrafik. Til gengæld har disse partikler næsten ingen masse (vægt). Ser man til gengæld på vægten af de partikler, der er i luften, så dominerer de fine og grove partikler. Disse partikler er få i antal, men til gengæld er de tunge. De to måder at betragte partikelfordelingerne er illustreret i Figur 3.1, som viser en skematisk fordeling for en trafikeret gade i en by.



Figur 3.1. Typisk størrelsesfordeling af partikler i en trafikeret bygade. Bemærk at x-aksen er logaritmisk, og at der ikke er angivet en y-akse. Y-aksen kan være enten antallet af eller vægten af partikler i luften. De stiplede kurver viser således fordelingen af partikler målt som antal. De fuldt optrukne linjer angiver den samme fordeling, men i dette tilfælde for vægten af luftens indhold af partikler. De faktiske antal og den faktiske vægt vil variere fra gade til gade som funktion af primært trafik, meteorologi og gadens udformning. Sodpartikler fra trafikken (lysegrøn farve i figuren) har betydning for såvel vægten som det totale antal partikler i luften.

Primære og sekundære partikler

Ud over at man kan opdele partikler efter deres størrelse, så kan man ligeledes opdele dem efter oprindelse i såkaldt primære og sekundære partikler. De primære partikler er direkte udledte partikler, mens sekundære partikler dannes fra udledte gasser gennem fysiske og kemiske processer i atmosfæren.

En lang række menneskelige aktiviteter fører til udledning af primære partikler til atmosfæren. Det gælder fx vejtrafik, boligopvarmning (især brændefyring), men også energiproduktion og forskellige industrielle processer.

Selvom brændefyring finder sted i et begrænset tidsrum på året, så udgør det den største kildegruppe til direkte udledninger af partikler i den fine partikelfraktion (PM_{2,5}) i Danmark. Trods det at brændefyring udgør den største udledningskilde i Danmark, så udgør brændefyring ikke det største bidrag til koncentrationen af fine partikler i luften, fordi langtransporteret luftforurening fra udlandet betyder meget for koncentrationsniveauerne i Danmark.

For vejtrafikken omfatter de primære partikler udledninger i form af udstødning men også ikke-udstødning, som er bremsesøv (metaller), slid fra dæk og vejbelægning og ophvirvlet støv fra vejen.

De *sekundære partikler* dannes blandt andet ved kemisk omdannelse af en række udledninger af gasser som SO₂, NO_x og NH₃. I atmosfæren omdannes gasserne til såkaldte sekundære partikler, som hovedsagelig er i den fine partikelfraktion. Det betyder, at udledninger af gasser fra for eksempel trafik og industri i landene mod syd bidrager til fine partikler i luften over Danmark.

Såvel primære som sekundære partikler kan ligeledes stamme fra naturlige kilder. De primære partikler kan således stamme fra havsprøjt, jordstøv, skov- og andre naturbrande, vulkanudbrud, men også udledninger fra planter og dyr etc. i form af pollen, svampesporer mm. De sekundære partikler kan dannes, når planter udsender en række flygtige organiske forbindelser, eller når havområder, skovbunde, moser, oversvømmede enge udleder gasser som kvælstofmonooxid og forskellige svovlforbindelser og organiske forbindelser.

Sodpartikler

Det man i daglig tale omtaler som sod er uforbrændt kulstof fra forbrændingsprocesser fx i en bil, brændeovn eller stearinlys. En ufuldstændig forbrænding er, når alt brændstoffet ikke bliver omdannet til CO₂.

Sodpartikler er en del af de primære partikler, da de er direkte emitteret i forbindelse med forbrændingsprocesser. Forbrænding af brændsler, hvor kulstof indgår danner sodpartikler. Det gælder fx forbrænding af diesel og benzin i forbrændingsmotorer i køretøjer, forbrænding af jetbrændstof i en jetmotor, forbrænding af kul, gas eller biomasse i et kraftværk, forbrænding af træ i en brændeovn mv.

Som det fremgår af Figur 3.1 har sodpartikler fra trafikken både betydning for såvel vægten som det totale antal partikler i luften. Som masse har sodpartikler en top ved en diameter på omkring 0,15 mikrometer, og som antal en top omkring 0,05 mikrometer. Sodpartikler er således både en del af ultrafine partikler og fine partikler.

Sodpartikler er en del af BC, men BC stammer også fra andre kilder end forbrændingsprocesser, fx dækslid fra trafikken og kulstøv fra kullagring.

Måling af kulstofholdige partikler er ikke trivielt og er i høj grad bestemt af målemetoden, som det fremgår af næste afsnit.

3.2 Måling af BC i luften

Elementært kulstof (EC) er den del af den luftbårne partikelforurening, som udgøres af kulstof alene. Elementært kulstof omtales også som Black Carbon (BC), fordi elementært kulstof er sort. Kemisk set er der stor forskel på de to

betegnelser, da elementært kulstof er et veldefineret kemisk stof, som bestemmes ved en kemisk analyse af partiklerne. Black carbon er derimod et udtryk for farven på partiklerne, som bestemmes med en absorptionsmåling (måling af hvor meget farve partiklerne har). Ved en måling af black carbon måles derfor i princippet alle de farvede partikelkomponenter, idet absorptionsmålingen ikke kan skelne mellem kulstof og fx brunlige partikelkomponenter. Black carbon kan omsættes til massen af black carbon pr. kubikmeter luft. I praksis viser det sig, at der er relativt lille forskel mellem elementært kulstof og black carbon. Typisk vil der være 10-15 % forskel mellem de to forskellige målemetoder og denne forskel er lille i forhold til de store usikkerheder, som fx opgørelserne af udledningerne af black carbon er forbundet med.

EC/BC skal ikke forveksles med OC. 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. Organiske molekyler er det, som alt liv består af - det vil sige molekyler som fedt, DNA, proteiner m.m. Et eksempel er alkohol (C_2H_5OH). For at bestemme den samlede masse af den luftbårne organiske partikelforurening (OM) korrigeres organisk kulstof med en faktor mellem 1,5 og 2,5 afhængigt af lokaliteten. Organisk kulstof udledes direkte i forbindelse med afbrænding af en lang række brændsler. 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. Der er kun det til fælles mellem EC/BC og OC, at de begge indeholder kulstofatomer, men kemisk set er de meget forskellige. Og så har de også en del af kilderne til fælles, idet en dårlig forbrænding fører til udledning af begge dele.

Tabel 3.1 viser årsmiddelkoncentrationerne for elementært kulstof (EC) 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 bidrager til koncentrationerne. Lavest koncentrationer ses ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Der er relativt stor forskel mellem niveauerne, hvor gadeniveauet 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).

Table 3.1. Årsmiddelværdier for elementært kulstof (EC) i 2018 (Ellermann et al., 2020). Målingerne af elementært kulstof udføres i forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA bortset fra målingerne ved bybaggrundsmålestationen i København, som finansieres særskilt af Miljøstyrelsen.

Elementært kulstof (EC)	
µg/m ³	
Trafik	
København, H.C. Andersens Boulevard	1,13
Bybaggrund	
København	0,35
Forstad	
Hvidovre	0,40
Landbaggrund	
Risø	0,29

Figur 3.2 viser udviklingstendensen for EC siden begyndelsen af målingerne i 2010. Der ses et fald på omkring 55% siden 2010 ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard. Tilsvarende ses et fald på landbaggrundsmålestationen ved Risø, selvom dette fald er mindre markant (35%). 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 her.

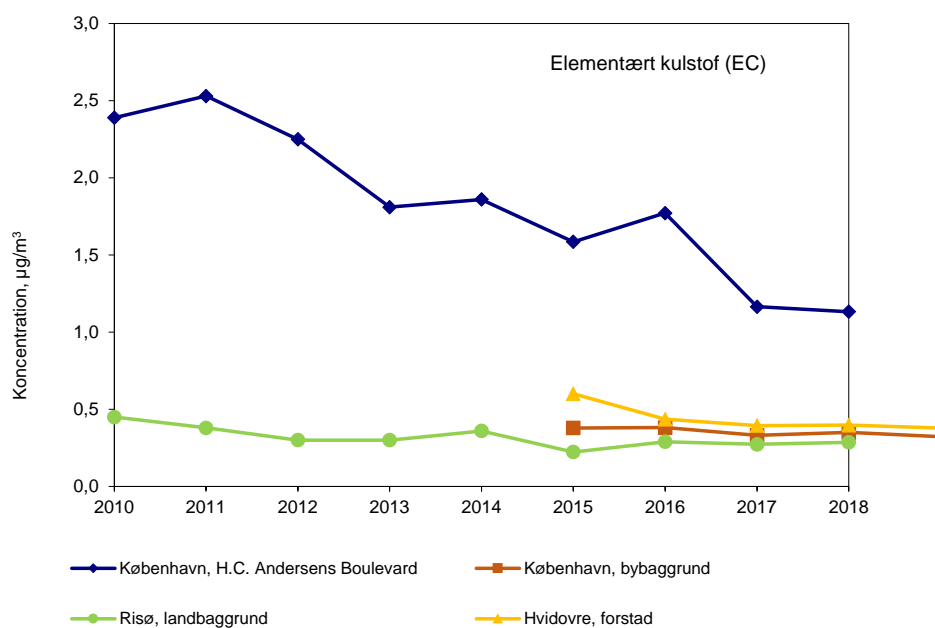
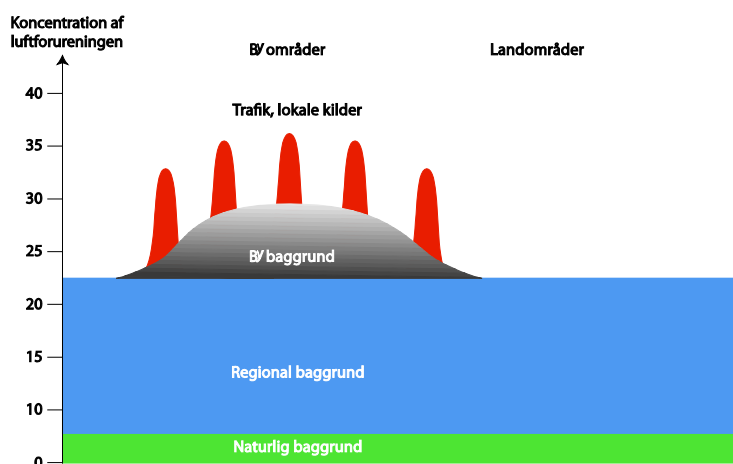


Figure 3.2. Udviklingstendens for årsmiddelkoncentrationen af elementært kulstof siden opstart af målingerne i 2010 (Ellermann et al., 2020).

I nogle epidemiologiske studier anvendes PM_{2.5} absorbance (absorbans) som et mål for BC. PM_{2.5} absorbance måles optisk. PM_{2.5} absorbance kan godt omsættes til BC - dvs. udtrykkes i mikrogram pr. kubikmeter. PM_{2.5} absorbance er derfor en indikator for BC.

3.3 Modellering af BC

De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 3.3. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet, og beregnes med DEHM. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – fx København. Luftforureningskoncentrationer i bybaggrunden beregnes med UBM med regionalt input fra DEHM. Bybaggrundsforureningen repræsenterer koncentrationsniveauet i tagniveau, en baggård eller park. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafikkløderne i gaden samt bidraget fra bybaggrundsforureningen, og beregnes med OSPM. Gadekoncentrationen repræsenterer koncentrationsniveauet i 2 meters højde langs husfacaden i en gade. Disse luftkvalitetsmodeller beregner bidragene på baggrund af emissionsdata og meteorologiske data samt topografiske data.



Figur 3.3. Skematisk beskrivelse af bidrag til luftkvaliteten. Koncentrationen i en gade består af et regionalt bidrag, samt et bybaggrunds- og et gadebidrag. Hvert af disse bidrag beregnes med forskellige luftkvalitetsmodeller, hhv. DEHM, UBM og OSPM. Naturlig baggrund indgår som en del af den regionale baggrund i nærværende studie.

I EVA-systemet beregnes luftforureningens helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger ud fra bybaggrunds-koncentrationen (DEHM/UBM), da disse er repræsentative for de tilsvarende kendte eksponerings-respons-funktioner. Helbredseffekterne er i EVA-systemet knyttet til $PM_{2.5}$, NO_2 , O_3 og SO_2 . BC er en særskilt komponent af $PM_{2.5}$. $PM_{2.5}$ indeholder følgende komponenter i EVA-systemet: De sekundære partikler SIA og SOA, som dannes i atmosfæren ud fra emissioner af gasser. Derudover indeholder $PM_{2.5}$ også primære partikler samt havsalt. De primært emitterede partikler ($PPM_{2.5}$) indeholder mineralsk støv, BC og OC. Havsalt andrager omkring 8% af $PM_{2.5}$. I rapporten her indgår den manglende $PM_{2.5}$ -masse sammen med sekundære organiske og uorganiske partikler, samt havsalt under betegnelsen "Øvrig $PM_{2.5}$ ".

Derudover indeholder $PM_{2.5}$ et tilføjet bidrag for manglende masse, som er forskellen mellem modelberegninger og målinger. Den manglende masse formodes primært at være vand, som er bundet i partikler, som indgår i målingerne, men som ikke er medtaget i modellen på nuværende tidspunkt. Der er dog også usikkerheder på såvel modelberegningerne og målingerne, hvilket også er årsagen til en del af den "manglende masse". Modellen beregner bidragene for alle ovenstående fraktioner.

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. 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 præcist estimat for den totale dødelighed og sygelighed som muligt.

Der er korrigeret for manglende masse ved at opjustere den beregnede $PM_{2,5}$ -koncentration 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.

BC i emissionsopgørelsen

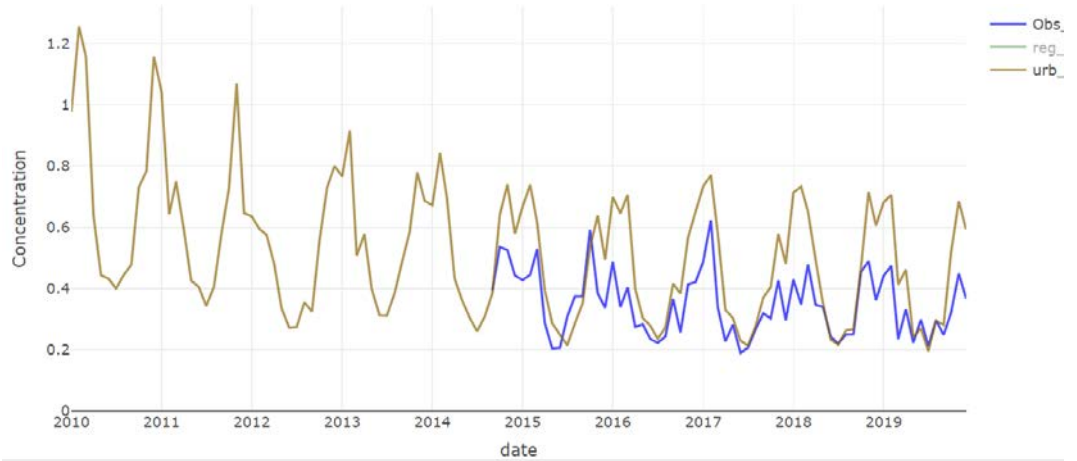
Emissionsdata er input til luftkvalitetsmodellerne. I den danske nationale emissionsopgørelse indgår BC som en særskilt komponent af emissionen af $PM_{2,5}$. BC indgår ligeledes i de internationale emissionsopgørelser. I forbindelse med rapportering under FN's konvention om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening og EU's direktiv om nationale emissionsløfter, er der en opfordring til, at landene rapporterer emissionsopgørelser for BC. BC er i den forbindelse defineret som kulstofholdige partikler, der absorberer lys. Den danske opgørelse af BC baserer sig i vidt omfang på de standardemissionsfaktorer, der er inkluderet i EMEP/EEA Guidebook (EEA, 2019a), og de er oftest defineret som en fraktion af emissionen af fine partikler ($PM_{2,5}$). BC blev først inkluderet i EMEP/EEA Guidebook i 2013, og der er i mange tilfælde gjort den tilnærmelse, at BC kan antages at være lig med EC, pga. manglende måledata for BC.

3.4 Sammenligning af beregninger og målinger af BC

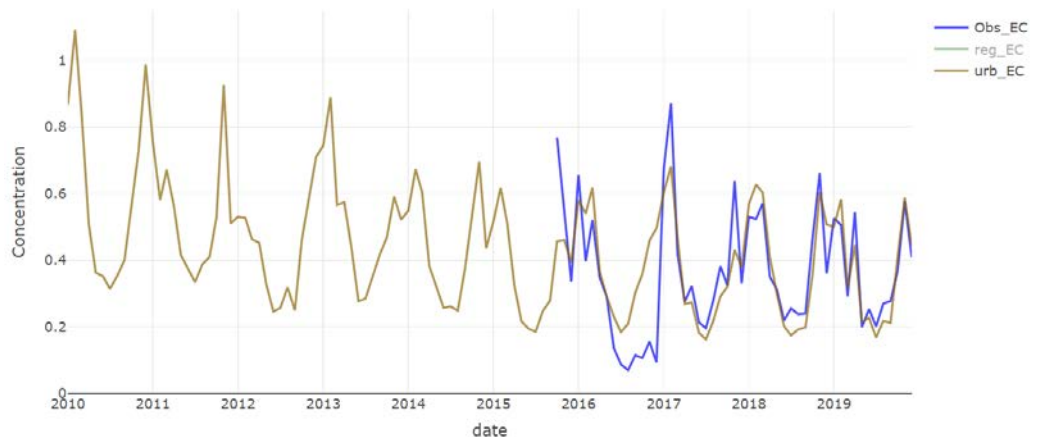
For at vurdere usikkerheden på modelberegninger af BC og dermed de efterfølgende beregninger af helbredseffekter, er modelberegningerne af BC sammenlignet med tilgængelige målinger af BC i Det nationale måleprogram for luftkvalitet. Vi sammenligner beregninger af BC i bybaggrundsluften (baseret på DEHM og UBM) med målestation for bybaggrundsluft i København på H.C. Ørstedinstitutet samt i baggrundsluften ved målestation på Risø ved Roskilde og i Hvidovre, som er en forstad til København. Sammenligningen indeholder udviklingstendenser over flere år og sæsonvariationen er vist med månedsmiddelværdier. Dette giver en indikation af usikkerheden på beregningerne i EVA-systemet, som er baseret på årsmiddelværdier. DEHM/UBM modelkørslen er baseret på Det national overvågningsprogram for luftkvalitet, færdiggjort efterår 2020 (Ellermann et al., 2020).

Som det fremgår af Figur 3.4 er modellen i stand til godt at reproducere udviklingstendenser over tid samt sæsonvariationen inden for et år.

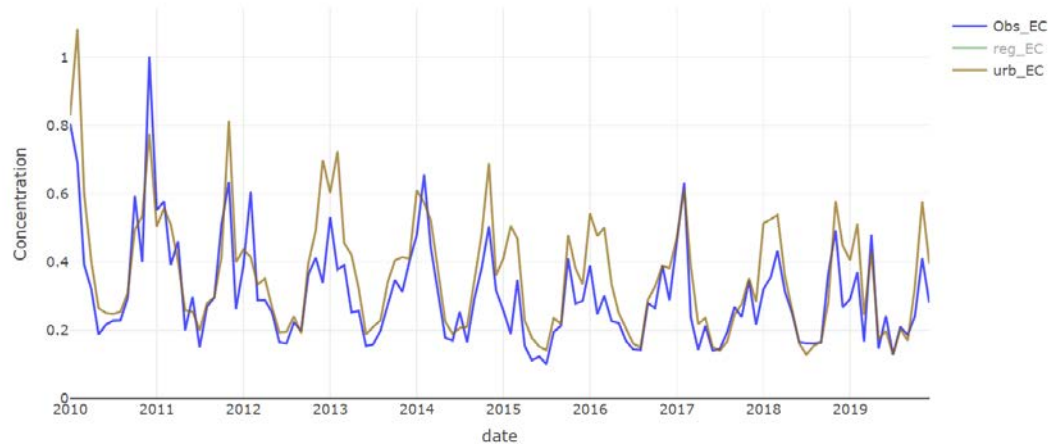
**H.C. Ørsted-
instituttet
(Bybaggrund)**



**Hvidovre
(Forstad)**



**Risø
(Land bag-
grund)**



Figur 3.4. Sammenligning mellem modelberegninger og målinger af EC som månedsmiddelværdier fra 2010 til 2019 baseret på beregninger i Det nationale måleprogram for luftkvalitet. Obs_EC er målinger af EC ved den pågældende station, reg_EC er modellet landbaggrund (Risø), urb_EC er enten modellet bybaggrund på H.C. Ørsted Instituttet i København eller forstaden Hvidovre i Storkøbenhavn.

4 Kildeopgørelse

I dette kapitel præsenteres resultaterne fra en opgørelse af kilderne til luftforureningen i Københavns Kommune.

Opgørelsen har fokus på BC, men omfatter også øvrige luftforurenende stoffer. BC er en del af PM_{2,5}. BC opgøres som en særskilt komponent i den nationale emissionsopgørelse, og i EVA-systemet er PM_{2,5} underopdelt i en række komponenter herunder BC.

Først redegøres for en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kilder vises. Dernæst vises kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer (i mikrogram pr. kubikmeter og i procent) i bybaggrunden.

I analysen af kildebidrag er det valgt at fokusere på koncentrationsbidragene til helbredsskadelige stoffer: NO_x, NO₂, PM₁₀ og PM_{2,5} samt ozon. NO_x (kvælstofmonooxid (NO)+kvælstofdioxid (NO₂)) og til dels NO₂ er gode indikatorer for udledningerne fra forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. PM₁₀ og PM_{2,5} stammer fra en lang række kilder, og langtransport af luftforurening spiller en stor rolle. Af PM_{2,5} og PM₁₀ er det PM_{2,5}, som indgår i EVA-beregningerne af helbredseffekter.

NO_x dannes i forbindelse med forbrændingsprocesser, hvor høj temperatur sammen med ilt fører til en oxidation af luftens frie kvælstof (N₂), hvorved der dannes NO og NO₂. Den del som emitteres som NO₂ betegnes direkte emitteret NO₂. NO kan i atmosfæren omdannes til NO₂ via reaktion med ozon. NO₂ er således både en direkte emitteret og en sekundær dannet luftforureningskomponent.

Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinteforbindelser og kulilte på en stor geografisk skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor skala sammen med europæiske kilder, men danske kilder har lille indflydelse på det generelle ozonniveau. Endvidere vurderes det, at der er meget lille nettoproduktion af ozon under danske klimatiske forhold. Ozonniveauerne i Danmark er derfor primært "importerede". Faktisk stiger ozon over Danmark i luftkvalitetsberegninger, hvor danske emissionskilder er fjernet, så danske emissionskilder bidrager til en reduktion i ozon over Danmark, men til gengæld til en stigning i afstande over ca. 500 km væk fra Danmark. Grunden til at ozonniveauerne i Danmark ville stige, hvis NO_x (NO+NO₂) emissioner reduceres, er, at NO reagerer med ozon under dannelse af NO₂, og mindre NO vil derfor give højere ozonkoncentrationer i Danmark.

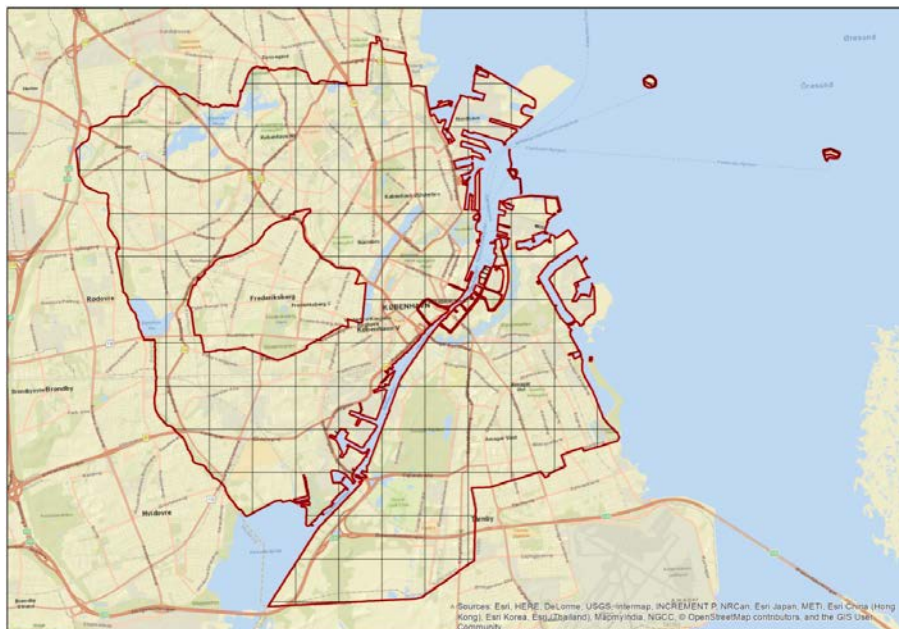
4.1 Emissionsopgørelse

Emissionsområde

I DCE's nationale emissionsopgørelse er de nationale emissioner fordelt geografisk på et 1 km x 1 km gitternet ud fra forskellige fordelingsnøgler under anvendelse af SPREAD-modellen (Plejdrup et al., 2018).

Udstrækningen af Københavns Kommune i forhold til gitternettet for emissionerne er vist i Figur 4.1.

For gitterceller, der ligger helt inden for det geografiske område af København Kommune, er samtlige emissioner inkluderet i opgørelsen for København. For de gitterceller, der rækker ud over kommunegrænsen, er en andel af gittercellens emissioner medregnet, svarende til den andel af gittercellens areal, der ligger inden for kommunegrænsen. Københavns Kommune berører 135 gitterceller.



Figur 4.1. 1 km x 1 km gitternet for emissionsopgørelsen og udstrækning af Københavns Kommune (rød streg er kommunegrænsen).

Totale emissioner og fordeling på hovedkilder

I Tabel 4.1 er vist emissioner i Københavns Kommune fordelt på emissionskilder i 2018, som er seneste opgjorte emissionsår. Som redegjort for i afsnit 2.1, opgøres BC særskilt for SNAP05, og der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

Emissionen af BC er også vist. BC er en del af $PM_{2,5}$ og udgør i gennemsnit over alle kilder 17% af $PM_{2,5}$ emissionerne i Københavns Kommune i 2018.

Tabel 4.1. Emissioner i Københavns Kommune i 2018 fordelt på emissionskilder. BC angiver den del af BC, som findes i PM_{2,5}. Enhed kg.

SNAP kode	Emissionskilder	NO _x	SO _x	CO	PM ₁₀	PM _{2,5}	BC af PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	621547	138288	643101	20442	15169	670
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	16383	3072	24033	13434	11767	2853
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændevne)	45822	6308	949644	108981	106724	7286
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	56	121	302	26	24	6
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	54212	22423	60173	2869	2105	503
SNAP04	Industrielle processer			4373	39653	6428	14
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas				28897	2890	N/A ^a
SNAP06	Anvendelse af produkter	1493	1682	72047	35051	24739	63
SNAP0701	Vej transport -personbiler	599531	1739	4153424	12418	12418	8076
SNAP0702	Vej transport -varebiler	317460	455	211522	8192	8192	6362
SNAP0703	Vej transport -lastbiler	294510	639	108977	3993	3993	2632
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler under 50 cm ³	1813	3	46527	385	385	57
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50 cm ³	4508	15	327558	582	582	101
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC fra benzinbiler						
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid				54665	30616	8156
SNAP0708	Vej transport -vejslid				29770	16076	
SNAP0801	Militær	119	11	109	1	1	0
SNAP0802	Jernbaner	52078	47	6964	807	807	525
SNAP080402	National søfart	360	20	1141	29	29	11
SNAP080403	Nationalt fiskeri	101	4	13	2	2	0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	10204	824	63620	87	87	25
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	173437	11787	93539	1283	1283	547
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	12914	869	2576	95	95	33
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	30	0	71	2	2	1
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	10	0	481	3	3	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	76226	102	118277	6214	6214	4176
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	224	1	60700	84	84	4
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	4164	18	1023231	575	575	107
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	6164	16204	37426	4137	4136	0
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	273			180	110	
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0			37	3	
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	1	0	21	2	2	0
Total		2293639	204632	8009850	372896	255541	42208

^a BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

I Tabel 4.2 er den procentvise fordeling på hovedemissionssektorerne vist.

Tabel 4.2. Emissioner i Københavns Kommune i 2018 fordelt på emissionssektorer (%).

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	SO _x	CO	PM ₁₀	PM _{2,5}	BC af PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	27%	68%	8%	5%	6%	2%
SNAP02	Ikke-industriell forbrænding (primært brændeovne)	3%	5%	12%	33%	46%	24%
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2%	11%	1%	1%	1%	1%
SNAP04	Industrielle processer	0%	0%	0%	11%	3%	0%
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0%	0%	0%	8%	1%	N/A ^a
SNAP06	Anvendelse af produkter	0%	1%	1%	9%	10%	0%
SNAP07	Vejtransport	53%	1%	61%	30%	28%	60%
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	14%	7%	17%	2%	4%	13%
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0%	8%	0%	1%	2%	0%
SNAP3BDF	Landbrug	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Total		100%	100%	100%	100%	100%	100%

^a BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

Metodeforbedringer i emissionsopgørelsen fra 2017 til 2018

I en tidligere rapport til Københavns Kommune (Jensen et al., 2020) var vejtransport og brændefyringsanlæg i 2017 de største kilder og lige store med hver omkring 35% for BC.

Der er sket mange og store forbedringer af den nationale emissionsopgørelse fra 2017 til 2018 i SPREAD-modellen (Plejdrup et al., 2018), herunder forbedring i emissionsfaktorerne for brændeovne (SNAP0202). De to største kilder til BC er fortsat vejtransport og brændefyringsanlæg i 2018, hvor vejtransport andrager 60% og brændefyring 24% for BC.

For PM_{2,5} andrager brændefyring derimod 46% og 28% for vejtransport i 2018, hvilket er omtrent det samme som i 2017, hvor brændefyring stod for 51% og vejtransporten for 20%.

Opdateringen af SPREAD-modellen betyder, at man ikke 1:1 kan sammenligne ændringer fra 2017 i den tidligere rapport (Jensen et al., 2020) med resultaterne i nærværende rapport fra 2018, som udtryk for udviklinger i samlet niveau og fordeling mellem sektorer. Det gælder både for emissionen, og derfor også for de efterfølgende beregninger af koncentrationsbidrag, helbredseffekter og eksterne omkostninger. Når der sker metodeændringer i SPREAD-modellen, som beskrevet ovenfor, genregnes alle foregående år med samme metodeforudsætninger. De samlede emissioner for Københavns Kommune er faldet hhv. 4%, 5%, 8% og 8% for NO_x, CO, PM_{2,5} og BC fra 2017 til 2018, men steget med 8% for SO₂ og uændret for PM₁₀.

Metodeforbedringen har især påvirket SNAP02 (brændeovne mv.). SNAP02 (brændeovne mv.) er generelt blevet mindre, da nyere målinger af emissionsfaktorer for brændeovne er inddraget i opgørelsen i 2018, hvilket også giver mindre emission fra brændeovne i København. Der er ikke lavet om i metoden for den geografiske fordeling af emissioner for SNAP02.

Nedenfor gøres der detaljeret rede for de metodeforbedringer, som er sket for SNAP02, og som har haft indflydelse på Københavns Kommune.

I forbindelse med de årlige opdateringer af de nationale emissionsopgørelser laves emissionsberegninger for det seneste historiske år. I tillæg hertil forbedres emissionsopgørelsen for tidligere år i det omfang opdaterede data er blevet tilgængelige, samt som følge af forbedring af metoder til enten emissionsberegning eller geografisk fordeling af emissioner i SPREAD. Det medfører, at i den tidligere rapport (Jensen et al., 2020) er emissionsdata baseret på den nationale emissionsopgørelse som rapporteret i 2019 (heri er 2017 det seneste emissionsår), mens emissionsdata i indeværende rapport er baseret på den nationale emissionsopgørelse som rapporteret i 2020 (heri er 2018 det seneste emissionsår). Forskellen mellem emissionerne i 2017 i Jensen et al. (2020) og 2018 i denne rapport afspejler dermed både ændring af emissioner fra år til år og indflydelsen af nye metoder i opgørelsen. I forbindelse med de årlige opdateringer sker der ændringer i en lang række sektorer, og der er normalt forbedringer for alle de overordnede hovedemissionssektorer. De største forskelle mellem emissioner i 2017 i den tidligere rapport (Jensen et al., 2020) og 2018 i indeværende rapport optræder for SNAP02.

Emissionerne i SNAP0202 kommer hovedsageligt fra små brændefyrede anlæg, især brændeovne. Metoden til beregning af emissioner fra brændeovne blev revurderet i løbet af 2019, og den forbedrede metode ligger til grund for emissionsberegningen for 2018. Metodeforbedringen var meget omfattende og har både haft indflydelse på den samlede emission fra små brændefyrede anlæg samt for ovn- og kedelbestandens fordeling på teknologier, hvilket igen har indflydelse på den geografiske fordeling. Den væsentligste ændring er, at emissionsfaktorerne er ændret på baggrund af nye emissionsmålinger fra brændeovne. Der er ikke sket metodiske ændringer i opgørelse af brændeforbrug, geografisk fordeling og oplysninger om brændeovne og deres placering er som hidtil baseret på skorstensfejerregistre. Metodeforbedringerne vil blive beskrevet i en rapport, som er under udarbejdelse (Nielsen et al., 2021).

BC i UBM-modellen

I UBM-modellen består de direkte emitterede partikler ($PPM_{2,5}$) af summen af mineralsk støv, BC og OC.

Forventet udvikling i den nationale emission af BC

Den seneste offentliggjorte fremskrivning er fra den nationale emissionsopgørelse for 2018 (Nielsen et al., 2020). Denne fremskrivning reflekterer ikke de forbedringer, der er foretaget i beregningsmetoder siden hen. Der er i 2020 foretaget en opdatering, som rapporteres i 2021.

Den nationale emission af BC forventes at falde fra 4.196 tons i 2016 til 3.192 tons i 2030 dvs. med omkring 24%.

Emissionen fra transport vil falde markant, hvilket gør andelen fra andre kilder, herunder træfyring i husholdninger, større. Men da træforbruget i husholdninger ifølge Energistyrelsens energifremskrivning falder, så falder BC emissionen fra træfyring i husholdninger på trods af en højere emissionsfaktor for nyere teknologier. Så generelt falder emissionen af BC markant frem mod 2030, men andelen af de samlede emissioner ændrer sig for forskellige sektorer. Det skal bemærkes, at Energistyrelsen i forbindelse med Energistatistikken for 2019 har nedjusteret træforbruget i husholdninger markant. Dette kan forventes at påvirke den næste fremskrivning, når den bliver udarbejdet.

4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til luftforureningen i Københavns Kommune

Kildebidrag fra emissioner i Københavns Kommune til bybaggrundskoncentrationen i Københavns Kommune i 2019

I Tabel 4.3 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder i og udenfor Københavns Kommune til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen i Københavns Kommune i 2019. Det er altså, hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. I Tabel 4.3 er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder i og udenfor Københavns Kommune til den totale luftforurening i Københavns Kommune, og i Tabel 4.3 er vist det procentvise bidrag fra alle kilder til den del af luftforureningen i Københavns Kommune, der skyldes emissionskilder indenfor kommunens grænser.

Resultaterne er fordelt på de 10 hovedemissionssektorer med relevante underopdelinger (SNAP-koder). Derudover er der vist en række andre bidrag. Det gælder bidraget fra nabokommuner inden for 25 km, bidraget fra international søfart inden for 25 km (Øresund) samt det regionale bidrag beregnet med DEHM.

Tabel 4.3. Koncentrationsbidrag fra de forskellige kilder til luftforureningen i bybaggrund i og uden for Københavns Kommune som middel over Københavns Kommune i 2019 (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Koncentrationsbidragene er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Københavns Kommune.

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	BC af PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	1.24	0.92	-0.79	0.57	0.06	0.02	0.00
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0.03	0.03	-0.02	0.02	0.05	0.02	0.01
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændevne)	0.09	0.07	-0.06	0.03	0.40	0.20	0.01
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0.11	0.08	-0.07	0.10	0.01	0.00	0.00
SNAP04	Industrielle processer	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.01	0.00
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.07	N/A ^a
SNAP06	Anvendelse af produkter	0.00	0.00	0.00	0.01	0.10	0.04	0.00
SNAP0701	Vej transport - personbiler	1.19	0.95	-0.83	0.01	0.04	0.02	0.01
SNAP0702	Vej transport - varebiler	0.63	0.50	-0.44	0.00	0.03	0.01	0.01
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	0.58	0.46	-0.41	0.00	0.01	0.01	0.00
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm ³	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm ³	0.01	0.01	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benziner	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.05	0.01
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.03	0.00
SNAP0801	Militær	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0802	Jernbaner	0.10	0.08	-0.07	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP080402	National søfart	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0.02	0.01	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	0.27	0.22	-0.19	0.04	0.00	0.00	0.00
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0.03	0.02	-0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0.15	0.12	-0.10	0.00	0.02	0.01	0.01
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0.01	0.01	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0.01	0.01	-0.01	0.07	0.01	0.01	0.00
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	4.5	3.6	-3.2	0.9	1.2	0.5	0.07
Sub-total	Regionalt bidrag (DEHM)	7.2	6.7	62.9	0.5	10.7	7.3	0.23
Sub-total	Bidrag fra nabokommuner og skibe < 25km	4.8	4.2	-3.8	0.6	0.7	0.2	0.06
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	16.5	14.5	56.0	2.0	12.6	8.0	0.36

^a BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

Tabel 4.4. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder til luftforurening i bybaggrund i og uden for Københavns Kommune i forhold til den totale luftforurening i som middel over Københavns Kommune i 2019 (enhed %).

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	BC af PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	7.5	6.3	-1.4	29.1	0.4	0.3	0.3
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0.2	0.2	0.0	0.8	0.4	0.3	1.7
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	0.6	0.5	-0.1	1.6	3.2	2.5	3.9
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0.6	0.6	-0.1	5.1	0.1	0.0	0.3
SNAP04	Industrielle processer	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.1	0.0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.8	N/A ^a
SNAP06	Anvendelse af produkter	0.0	0.0	0.0	0.4	0.8	0.5	0.0
SNAP0701	Vej transport - personbiler	7.2	6.6	-1.5	0.4	0.3	0.3	3.9
SNAP0702	Vej transport - varebiler	3.8	3.4	-0.8	0.1	0.2	0.2	3.1
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	3.5	3.2	-0.7	0.2	0.1	0.1	1.1
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm ³	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm ³	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.6	3.9
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.3	0.0
SNAP0801	Militær	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0802	Jernbaner	0.6	0.6	-0.1	0.0	0.0	0.0	0.3
SNAP080402	National søfart	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0.1	0.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	1.7	1.5	-0.3	2.2	0.0	0.0	0.3
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0.2	0.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejbåede maskiner	0.9	0.8	-0.2	0.0	0.2	0.1	1.9
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0.1	0.1	0.0	3.7	0.1	0.1	0.0
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	27	25	-6	44	9	6	21
Sub-total	Regionalt bidrag (DEHM)	43	46	112	23	85	91	63
Sub-total	Bidrag fra nabokommuner og skibe < 25km	29	29	-7	33	6	2	16
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	100	100	100	100	100	100	100

^a BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

Tabel 4.5. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder til luftforurening i bybaggrund udelukkende i Københavns Kommune i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder til luftforurening i bybaggrund i Københavns Kommune som middel over Københavns Kommune i 2018 (Enhed %).

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	NO ₂	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	BC af PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	28	25	66	5	5	1
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	1	1	2	4	4	8
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	2	2	4	35	39	19
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2	2	12	1	1	1
SNAP04	Industrielle processer	0	0	0	7	2	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	9	13	N/A ^a
SNAP06	Anvendelse af produkter	0	0	1	9	8	0
SNAP0701	Vej transport - personbiler	26	26	1	4	4	19
SNAP0702	Vej transport - varebiler	14	14	0	2	3	15
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	13	13	0	1	1	5
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm ³	0	0	0	0	0	0
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm ³	0	0	0	0	0	0
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benziner	0	0	0	0	0	0
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0	0	0	13	10	19
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0	0	0	7	5	0
SNAP0801	Militær	0	0	0	0	0	0
SNAP0802	Jernbaner	2	2	0	0	0	1
SNAP080402	National søfart	0	0	0	0	0	0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0	0	0	0	0	0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	6	6	5	0	0	1
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	1	1	0	0	0	0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	3	3	0	2	2	9
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0	0	0	0	0	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0	0	0	0	0	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0	0	8	1	1	0
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0	0	0	0	0	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0	0	0	0	0	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	100	100	100	100	100	100

^a BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

Lokale kilders bidrag til BC i 2019

Som det fremgår af Tabel 4.3, er baggrundskoncentrationen af BC som gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune modeleret til 0,36 µg/m³ i 2019. Til sammenligning blev der målt 0,35 µg/m³ på bybaggrundsstationen H.C. Ørsted Institutet i København i 2018 af EC og i forstaden Hvidovre 0,40 µg/m³ af EC (Tabel 4.1). Bybaggrundsmålestationen måler luftforureningen i et punkt, som formodes at repræsentere luftforureningen i et større område omkring målestationen. Luftkvalitetsberegninger viser også, at der ikke er så stor variation af bybaggrundskoncentrationen af

NO₂ over centrale dele af København (se fx luftenpaadinvej.au.dk), men dog lavere koncentrationer i yderområderne af kommunen. Da den modellerede koncentration er et gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune forventes den at være lavere end den målte værdi på H.C. Ørsted Institutet. Alt i alt er der meget fin overensstemmelse mellem modelberegninger og målinger, som det også blev vist i det tidligere afsnit 3.4 om sammenligninger mellem modelberegninger og BC.

Som det fremgår af Tabel 4.3, bidrager alle kilder i Københavns Kommune med omkring 0,07 µg/m³ til bybaggrundskoncentrationen af BC, hvilket svarer til omkring 21% af bybaggrundskoncentrationen. Modsat gælder, at omkring 0,29 µg/m³ eller 79% af BC kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). Nabokommuner inkl. skibe inden for 25 km bidrager med 0,06 µg/m³ (16%), og den regionale luftforurening med 0,23 µg/m³ (63%). Hvis bidraget fra nabokommunerne inkluderes som en del af "lokale kilder", så bidrager disse kilder i Københavns Kommune og nabokommunerne således til omkring 37% af bybaggrundskoncentrationen af BC, mens det resterende bidrag (63%) er fra den regionale luftforurening.

Det største bidrag inden for Københavns Kommune er vejtrafikken med omkring 0,04 µg/m³ for BC svarende til omkring 12%. For vejtrafikken er omkring 2/3 udstødning, men 1/3 er knyttet til dækslid. Det andet største bidrag er fra brændefyringsanlæg, som bidrager med omkring 0,02 µg/m³ svarende til omkring 6%.

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Københavns Kommune til den forurening, der skyldes kilder inden for kommunegrænsen, er vejtransport er den største kilde, da den bidrager med omkring 58% for BC. Som det fremgår af ovenstående, er der også et væsentligt bidrag fra nabokommuner, hvor en stor del også vil være trafik. Den anden største kilde til BC er brændefyringsanlæg (27%).

5 Helbredseffekter

Dette kapitel opsummerer luftforureningens helbredseffekter for Københavns Kommune.

Endvidere kvantificeres bidragene fra de forskellige hovedemissionssektorer (SNAP-kategorier) i Københavns Kommune til helbredseffekterne i Københavns Kommune. BC for SNAP05 er ikke medtaget, som en del af $PM_{2,5}$, da der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$, som redegjort for i snit 2.1.

Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er nærmere beskrevet i afsnit 2.1 dvs. med standardforudsætninger om, at de forskellige partikelkomponenter er lige helbredsskadelige i tråd med anbefalinger fra WHO og EEA.

5.1 Helbredseffekter i Københavns Kommune fra alle kilder

Et højt antal tilfælde af for tidlige dødsfald skyldes sammenfald af høj partikel- og NO_2 -forurening og høj befolkningstæthed. Denne kombination er tilstede i Københavns Kommune.

For tidlige dødsfald består overvejende af dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af partikelforurening, men også af dødsfald som følge af udsættelse for NO_2 . En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tids eksponering med forhøjede koncentrationer (episoder) fx af ozon. En lille del skyldes SO_2 .

Skadevirkningerne af langtidspåvirkning af partikelforurening ophobes gennem hele livet fra fødsel til død hos alle, der er udsat for den. Langtidspåvirkningen kan være med til at fremkalde hjertekarsygdomme og luftvejslidelser. Derfor ses dødsfaldene især hos personer, der har været udsat i mange år, dvs. hos ældre samt personer, der er særligt følsomme. Spædbørn er også særligt følsomme, men dødsfald blandt spædbørn udgør en meget lille del på landsplan, og er beregnet til nul i Københavns Kommune.

Antallet af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning er beregnet ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer til 10,6 tabte leveår (Andersen, 2017; Watkiss et al., 2005), og dette ligger til grund for værdisætningen og beregningen af omkostningerne af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning. Omkostningerne ved for tidlige dødsfald som følge af korttidspåvirkning af luftforurening baseres på værdien af et statistisk liv.

Totale antal for tidlige dødsfald og sygelighed

I Tabel 5.1 er vist antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter i Københavns Kommune som følge af den totale luftforurening i 2019 pga. danske og udenlandske kilder. De totale helbredseffekter vises sammen med fordelingen på stofferne: SO_2 , O_3 , NO_2 og $PM_{2,5}$. Endvidere vises den andel af $PM_{2,5}$, som BC bidrager med.

Tabel 5.1. Helbredseffekter i Københavns Kommune pga. den totale luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder i 2019. Total er summen af helbredseffekter af SO₂, O₃, NO₂ og PM_{2,5}.

Dødelighed	Total	SO₂	O₃	NO₂	PM_{2,5}	BC af PM_{2,5}
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	136	1	8	48	80	3
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	304	0	0	0	304	12
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0
Totalt antal for tidlige dødsfald (PM_{2,5}, SO₂, NO₂, O₃)	440	1	8	48	384	14
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	401	0	6	227	168	6
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	103	0	19	0	118	4
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	37	0	0	0	37	1
Nye tilfælde med bronkitis hos voksne (PM _{2,5})	349	0	0	0	349	13
Episoder med bronkitis børn (PM _{2,5})	1487	0	0	0	1487	43
Sygedage med tabt arbejde (PM _{2,5})	28373	0	0	0	28350	5
Dage med nedsat aktivitet (syg/utilpas) (PM _{2,5})	420981	0	0	0	420981	15898
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	89	0	89	0	0	0
Lungecancer (PM _{2,5})	6	0	0	0	6	0

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2019 er omkring 440 i Københavns Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 304 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning og 136 pga. korttidspåvirkning.

Sammenlignes det total antal for tidlige dødsfald på 440 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Københavns Kommune i 2019 på 3.559 fra Danmarks Statistik svarer luftforureningens andel til omkring 12%.

For de for tidlige dødsfald er størstedelen knyttet til PM_{2,5} (384 dødsfald), derefter til NO₂ (48 dødsfald) og kun meget lidt til O₃ (8 dødsfald) og SO₂ (1 dødsfald).

I de seneste beregninger for hele Danmark er antallet af for tidlige dødsfald beregnet til omkring 4.600 med EVA-systemet for 2019 (Ellermann et al., 2021). Befolkningstallet i Københavns Kommune er 10,4% af hele Danmarks befolkning i 2017, som er det år, vi har befolkningsdata i EVA-systemet. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Københavns Kommune kan forventes omkring 480 for tidlige dødsfald i 2017, hvilket er samme størrelsesorden som de aktuelt beregnede 440 for tidlige dødsfald for 2019.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er af for tidlige dødsfald, se Tabel 5.1. Eksempelvis er der omkring 421.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage og utilpashed som fx hovedpine) som følge af luftforureningen i Københavns Kommune. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjerte-kar sygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt sygedage med tabt arbejde og nedsat aktivitet. Også andre sygdomme påvirkes af luftforureningen, men er ikke medtaget i beregningerne, fordi der endnu er for stor usikkerhed om, hvilke sygdomme det drejer sig om, og hvad det præcise omfang af disse sygdomme er.

I Tabel 5.1 er også vist den andel af PM_{2,5}, som BC udgør af helbredseffekterne relateret til PM_{2,5}. Der er 14 for tidlige dødsfald relateret til BC, som udgør omkring 3% af de samlede for tidlige dødsfald pga. al luftforurening. Tilsvarende udgør BC knap 4% af dage med nedsat aktivitet.

5.2 Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale kilder fra Københavns Kommune

I det følgende opsummeres helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på emissionskilder fra Københavns Kommune. Det svarer således på, hvor meget kilderne i Københavns Kommune bidrager til de samlede helbredseffekter i Københavns Kommune. Antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter fremgår af Tabel 5.2 for 2019.

Tabel 5.2. Helbredseffekter i Københavns Kommune i 2019 pga. emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på de forskellige emissionskilder. Øverst angives SNAP-kategorier. Enhed: antal tilfælde.

Helbredseffekter	01	02	03	04	05 ^a	06	07	0801-05	0806-11	09	3BDF	Total
	Kraftværk mv.	Ikke-industriel forbrænding	Fremstillingsvirksomhed mv.	Industrielle processer	Udvinding mv.	Anv. af produkter	Vejtransport	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly)	Ikke-vejgående maskiner (arbejdsmaskiner)	Affaldsbehandling, mv.	Landbrug	Total
Dødelighed												
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	2	3	0	0	0	1	9	1	1	0	0	17
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	1	10	0	0	0	2	6	0	1	0	0	21
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total antal tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	3	13	1	1	0	3	15	1	1	1	0	38
Sygelighed												
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	9	8	1	0	0	1	40	6	3	1	0	70
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	0	4	0	0	0	1	1	0	0	0	0	6
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
Tilfælde med bronkitis (PM _{2,5})	0	12	0	1	0	3	6	0	1	0	0	24
Episoder med bronkitis børn (PM _{2,5})	2	39	1	2	1	9	20	0	2	1	0	76
Sygedage med tabt arbejde (PM _{2,5})	45	967	22	45	0	225	517	0	45	22	0	9
Dage med nedsat aktivitet (syg/utilpas) (PM _{2,5})	571	14301	203	623	256	3284	7983	198	764	425	15	28620
Dage med nedsat aktivitet (O ₃)	-1	0	0	0	0	0	-5	-1	0	0	0	-9
Lungecancer (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

^aBC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}, som redegjort for i snit 2.1.

Der er 38 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2019. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (440) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (fra Tabel 5.1) bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2019. Dette betyder også, at omkring 91% af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er vejtransport (15 i 2019) og brændefyring (13 i 2019). De øvrige kilder bidrager tilsammen med 10 for tidlige dødsfald.

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 76% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager med 24%. Det samlede antal for tidlige dødsfald er omkring 4.600 fordelt med ca. 3.500 forårsaget af emissioner fra udlandet og ca. 1.100 fra danske kilder. Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.000 tilfælde. "Eksport" af luftforurening er derfor noget større end det de danske emissioner giver anledning til i Danmark, mens "import" af luftforurening (ca. 3.500 for tidlige dødsfald) er omkring halvanden gang så stor som "eksport" (2.000 for tidlige dødsfald). Alle ovenstående tal er beregnet ud fra 2019 (Ellermann et al., 2021).

Det har ikke været muligt inden for nærværende projekt at lave samme type beregninger for kilderne i Københavns Kommune. Det er imidlertid klart fra ovenstående, at emissioner fra Københavns Kommune også vil give anledning til et betydeligt antal for tidlige dødsfald uden for kommunegrænsen.

Som det fremgår af ovenstående er emissioner i Danmark skyld i omkring 24% af det samlede antal for tidlige dødsfald i Danmark, mens udenlandske emissioner bidrager med 76%. For København er fordelingen henholdsvis 9% fra lokale og 91% fra eksterne kilder. Hvis man betragtede hele verden under ét, ville verdens bidrag til sig selv være 100%. I den modsatte ende, hvis man betragter et meget lille område, ville bidraget til sig selv være 0%. Bidraget til sig selv er derfor mindre jo mindre et område man betragter, hvilket forklarer forskellen mellem at betragte hele Danmark og Københavns Kommune.

Bidrag fra krydstogtskibe

I den nationale emissionsopgørelse indgår emissioner fra krydstogtskibe ikke som en særskilt kategori men sammen med alle skibe. Det er derfor ikke muligt at trække oplysninger om krydstogtskibe ud af den nationale emissionsopgørelse. DCE har tidligere gennemført en detaljeret aktivitets- og emissionsopgørelse for 2017 af krydstogtskibe i Københavns Havn og Aarhus Havn, og deres påvirkning af luftkvaliteten i nærområderne (Jensen et al., 2019). I en opdateret undersøgelse for 2019 er andre skibe end krydstogtskibe også inkluderet for fem havne i Danmark, herunder Københavns Havn (Jensen et al., 2021). I disse undersøgelser beregnes overskridelser af grænseværdien for den 19. højeste timeværdi for NO₂ i nærområderne i havnene, dvs. inden for få hundrede meter. Det er med andre ord høje koncentrationer. Det er ikke på nuværende tidspunkt muligt at koble de beregninger direkte til helbredseffekter i nærområderne.

Ovenstående undersøgelser har alene belyst forhold omkring emission og luftkvalitet af skibe i udvalgte danske havne. Helbredseffekter af luftforureningen fra krydstogtskibe i Københavns Havn og Aarhus Havn i 2017 er beregnet i forbindelse med afrapportering af Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet for 2019 (Ellermann et al. 2021). Tallene for helbredseffekter er beregnet i Ellermann et al. (2021), på baggrund af UBM modellen med en opløsning på 1 km x 1 km. Emissionerne er baseret på Jensen et al. (2019). I helbedsberegningerne er vi endnu ikke i stand til at beregne effekten af de højere koncentrationer, som direkte naboer kan udsættes for.

Disse beregningerne viser, at krydstogtskibene bidrager til ca. 3 for tidlige dødsfald og ca. 2.500 sygedage i København og i Aarhus tilsammen. De totale samfundsmæssige omkostninger relateret til helbredseffekter fra krydstogtskibene er beregnet til ca. 54 mio. kr. om året, hvoraf de ca. 12 mio. kr. skyldes effekter fra NO₂ og ca. 42 mio. kr. skyldes helbredseffekter fra emission af partikler.

6 Eksterne omkostninger

I dette kapitel opsummeres først de totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2019. Dernæst opsummeres luftforureningens helbredsrelaterede eksterne omkostninger for Københavns Kommune baseret på emissioner kun fra Københavns Kommune og fordelt på hovedemissionssektorer. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i Københavns Kommune betyder for de eksterne omkostninger i Københavns Kommune. BC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}, som redegjort for i snit 2.1. De eksterne omkostninger er fordelt på stoffer og underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier).

Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er beskrevet i kapitel 2.

6.1 Totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune

Eksterne omkostninger pga. danske og udenlandske emissionskilder

I Tabel 6.1 er angivet de totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune i 2019, som er forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder. Endvidere er vist, hvad emissioner i Københavns Kommune giver anledning til samt deres procentdel af de samlede omkostninger.

Tabel 6.1. Totale eksterne omkostninger pga. den totale luftforurening i Københavns Kommune pga. al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2019 samt andelen forårsaget af emissioner i Københavns Kommune (mio. kr.). Øvrige PM_{2,5} er summen af SIA, SOA, SS og "manglende masse" som bl.a. er vand.

Helbredseffekter	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrige PM _{2,5}
Dødelighed						
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	4304	21	241	1517	502	2017
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	3592	0	0	4	841	2736
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	7	0	0	0	2	5
Total antal tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	7904	21	241	1520	1345	4758
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	30	0	0	17	3	9
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	16	0	2	0	3	11
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0
Episoder med bronkitis voksne og børn (PM _{2,5})	103	0	0	0	24	79
Sygedage med tabt arbejde (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0
Dage med nedsat aktivitet (sygedage/utilpashed) (PM _{2,5})	464	0	0	0	109	354
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	0	0	0	0	0	0
Lungecancer (PM _{2,5})	3	0	0	0	1	2
Total sygelighed	617	0	3	17	140	456
Total dødelighed og sygelighed	8520	21	244	1537	1485	5213
Københavns Kommune - alle kilder i kommunen	821	7	-25	413	341	85
%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	10%	33%	-10%	27%	23%	2%

De årlige totale eksterne omkostninger i København Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,5 milliarder kr. i 2019. I de seneste beregninger for hele Danmark for 2019 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 85 milliarder kr. pr. år med EVA-systemet (Ellermann et al., 2021). De eksterne omkostninger i København Kommune udgør således 10% heraf.

De eksterne omkostninger skyldes hovedsageligt partikler. Partikler omfatter de sekundære partikler og havsalt (SIA+SOA+SS, samt manglende masse) som i Københavns kommune tilsammen giver anledning til 5,2 milliarder i eksterne omkostninger, og de direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}), som giver anledning til 1,5 milliard kr. Samlet set giver partikler således anledning til 6,7 milliarder kr. i eksterne omkostninger, men det er hovedsageligt sekundært dannede partikler og havsalt (SIA/SOA/SS), som bidrager hertil, som i denne rapport er benævnt øvrige PM_{2,5}. Havsalt andrager omkring 8% af de samlede omkostninger. Det næststørste bidrag er for NO₂ med 1,5 milliarder kr. og herefter kommer O₃ og SO₂, som kun bidrager med hhv. 0,2 og 0,02 milliarder kr.

Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidlige dødsfald, som følge af både langtids- og korttidseksponering, da værdisætningen for disse er relativt høj i forhold til fx værdisætningen af sygelighed og sygedage. Samlet er de eksterne omkostninger relateret til for tidlige dødsfald omkring 7,9 milliarder kr., mens sygelighed samlet er omkring 0,6 milliarder kr.

Eksterne omkostninger pga. emissionskilder i Københavns Kommune

De samlede eksterne omkostninger i København Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 821 mio. kr. fordelt med 426 mio. kr. på partikler, som omfatter 341 mio. kr. for PPM_{2,5}, og 85 mio. kr. for øvrige PM_{2,5} (som her er manglende masse), 413 mio. kr. for NO₂, 7 mio. kr. for SO₂ samt minus 25 mio. kr. for O₃. Grunden til, at omkostningerne er negative for O₃ er, at NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen.

De samlede eksterne omkostninger, som skyldes emissioner i Københavns Kommune, udgør omkring 10% af alle omkostninger pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder. Hovedårsagen til at emissioner i Københavns Kommune udgør en relativ lille andel af de samlede omkostninger fra danske og udenlandske kilder er, at langtransporteret luftforurening i form af øvrige PM_{2,5} (sekundært dannede partikler og havsalt (SIA+SOA+SS)) udgør en meget stor del af de samlede omkostninger. For PPM_{2,5}, NO₂ og SO₂, hvor lokale emissionskilder i Københavns Kommune bidrager, er den procentvise andel større (hhv. 23%, 27% og 33%). Den er -10% for O₃, da NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen.

Som angivet ovenfor er de eksterne omkostninger, som falder inden for Københavns Kommune pga. emissioner i Københavns Kommune, 821 mio. kr. om året i 2019. Men emissioner i Københavns Kommune vil også give anledning til eksterne omkostninger uden for kommunen, som ikke er kvantificeret i dette projekt.

6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Københavns Kommune

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og hovedemissionssektorer

I Tabel 6.2 er de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på SO₂, O₃, NO₂, og PPM_{2,5} og yderligere underopdelt på de forskellige hovedemissionskategorier (SNAP-kategorier) for 2019. Det er således de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. emissioner i Københavns Kommune. Endvidere er bidraget fra langtransporteret SIA+SOA+SS, samt manglende masse også vist, under øvrige PM_{2,5}. Emissioner inden for Københavns Kommune bidrager ikke til SIA+SOA+SS inden for kommunen, men kun uden for kommunen, idet omdannelse fra emission af gasser udledt i kommunen til sekundære partikler tager tid, mens de bidrager til "manglende masse".

Tabel 6.2. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune i 2019 pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier (mio. kr.).

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrige PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeverker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	75	3	-2	66	7	2
SNAP02	Ikke-industriell forbrænding (primært brændeovne)	228	1	-1	12	173	43
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	13	1	0	9	2	1
SNAP04	Industrielle processer	9	0	0	0	7	2
SNAP05 ^a	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	0	N/A ^a	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	50	0	0	0	39	10
SNAP07	Vejtransport	364	0	-14	258	96	24
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	67	1	-3	55	12	3
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	9	1	0	2	5	1
SNAP3BDF	Landbrug	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	821	7	-25	413	341	85
Subtotal	Kilder uden for Københavns Kommune (DK, udland)	7699	14	269	1124	1144	5128
Total	Total (inkl. kilder i Kbh. Kommune og alle andre kilder på den nordlige halvkugle)	8520	21	244	1537	1485	5213
Total	%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	10%	33%	-10%	27%	23%	2%

^aBC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}, som redegjort for i snit 2.1.

De samlede eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune er 821 mio. kr. i 2019. De vigtigste lokale kilder i Københavns Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune er vejtrafik, som står for omkring 364 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændeovne mv. med 228 mio. kr. Der er 16.776 fyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf 95% er brændeovne. Dette er baseret på den seneste oversigt over antal brændefyringsanlæg i Københavns Kommune baseret på de nyeste skorstensfejrdato, hvor de enkelte anlæg er stedbestedt. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 14.000 kr. i 2019. Andre kildetyper, som udgør en vis del er kraftværker mv. (75 mio. kr.), ikke-vejgående maskiner (67 mio. kr.), og anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 50 mio. kr.

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og underemissionssektorer

I Tabel 6.3 er de eksterne omkostninger i 2019 i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på SO₂, O₃, NO₂,

og PPM_{2,5} og yderligere underopdelt på de forskellige underemissionskategorier for nogle af hovedemissionssektorerne. Det er således en yderligere underopdeling af hovedemissionssektorerne i Tabel 6.2 for SNAP 2, 7, 8 og landbrug.

Tabel 6.3. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier i 2019 (mio. kr.).

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrige PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	75	3	-2	66	7	2
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	23	0	0	3	16	4
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	205	1	0	9	156	39
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	13	1	0	9	2	1
SNAP04	Industrielle processer	9	0	0	0	7	2
SNAP05 ^a	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	0	-	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	50	0	0	0	39	10
SNAP0701	Vej transport -personbiler	142	0	-7	129	17	4
SNAP0702	Vej transport -varebiler	76	0	-4	66	11	3
SNAP0703	Vej transport -lastbiler	65	0	-3	62	5	1
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler under 50 cm ³	1	0	0	0	1	0
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50 cm ³	2	0	0	1	1	0
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0	0	0	0	0	0
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid	51	0	0	0	41	10
SNAP0708	Vej transport -vejslid	27	0	0	0	21	5
SNAP0801	Militær	0	0	0	0	0	0
SNAP0802	Jernbaner	11	0	-1	11	1	0
SNAP080402	National søfart	0	0	0	0	0	0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	1	0	0	1	0	0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	24	1	-1	23	1	0
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	2	0	0	2	0	0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	26	0	-1	16	8	2
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0	0	0	0	0	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	2	0	0	1	1	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	9	1	0	2	5	1
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0	0	0	0	0	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0	0	0	0	0	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	821	7	-25	413	341	85

^aBC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}, som redegjort for i snit 2.1.

De samlede eksterne omkostninger for vejtrafik er omkring 364 mio. kr. Heraf udgør personbiler 142 mio. kr., varebiler 76 mio. kr., busser og lastbiler 65 mio. kr., og knallerter og motorcykler 3 mio. kr. Ikke-udstødning i form af vej, dæk- og bremseslid udgør 51 mio. kr. for hele vejtrafikken, hvilket er omkring

1/3 af de samlede omkostninger for vejtrafik, og er i denne opgørelse ikke underopdelt på køretøjskategorierne.

Ikke-industriell forbrænding i form af brændefyring udgør 228 mio. kr. i samlede eksterne omkostninger. Langt den største del er i husholdninger med 205 mio. kr. og kun 23 mio. kr. inden for handel og service.

De samlede eksterne omkostninger af ikke-vejgående maskiner er 67 mio. kr. Maskiner og redskaber inden for industri, fx entreprenør og arbejdsmaskiner, udgør 28 mio. kr., flytrafik 27 mio. kr. og jernbaner 11 mio. kr.

7 Følsomhedsanalyse for BC

Emissioner og koncentrationsbidrag i følsomhedsberegningen er som i basisberegningen, og det er kun helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger, der ændrer sig i følsomhedsanalysen for BC. BC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}, som redegjort for i snit 2.1.

De eksponering-responsfunktioner for BC for kronisk dødelighed, som ligger til grund for følsomhedsanalysen for BC, er beskrevet i tidligere afsnit 2.2. Akut dødelighed er sat til nul for partikler, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen for BC alene, og heller ikke for øvrige enkelte partikelkomponenter. Vi har ikke korrigeret BC for manglende masse, som det er gjort i basisberegningen, hvor PM_{2,5} er korrigeret med 33%. Sammenligning mellem modelleret BC og målt BC er i god overensstemmelse, så der er ikke behov for justering af BC for manglende masse. Da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen for sygelighed særskilt for BC, og heller ikke for de øvrige partikelkomponenter, er helbredseffekter relateret til sygelighed ens i basisberegningen og i følsomhedsberegningen for alle stoffer.

7.1 Helbredseffekter ved følsomhedsanalyse for BC

Totalt antal for tidlige dødsfald og sygelighed

I Tabel 7.1 er vist resultater for følsomhedsanalysen for BC for antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter i Københavns Kommune som følge af den totale luftforurening i 2019 pga. danske og udenlandske kilder. De totale helbredseffekter vises sammen med fordelingen på stofferne: SO₂, O₃, NO₂ og PM_{2,5}. Endvidere vises den andel af PM_{2,5}, som BC bidrager med.

Tabel 7.1. Følsomhedsanalyse for BC. Helbredseffekter i Københavns Kommune pga. den totale luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder i 2019. Total er summen af helbredseffekter af SO₂, O₃, NO₂ og PM_{2,5}.

Dødelighed	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PM _{2,5}	BC af PM _{2,5}
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	56	1	8	48	0	0
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	296	0	0	0	295	295
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0
Totalt antal for tidlige dødsfald (PM_{2,5}, SO₂, NO₂, O₃)	352	1	8	48	295	295
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	400	0	6	227	167	6
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	137	0	19	0	118	4
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	37	0	0	0	37	1
Nye tilfælde med bronkitis voksne (PM _{2,5})	348	0	0	0	348	13
Episoder med bronkitis børn (PM _{2,5})	1484	0	0	0	1484	43
Sygedage med tabt arbejde (PM _{2,5})	126	0	0	0	126	5
Dage med nedsat aktivitet (sygedage/utilpashed) (PM _{2,5})	419702	0	0	0	419702	15898
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	89	0	89	0	0	0
Lungecancer (PM _{2,5})	6	0	0	0	6	0

Som det fremgår af Tabel 7.1 er der ikke opgjort for tidlige dødsfald knyttet til $PM_{2,5}$ (og dermed heller ikke BC) for korttidseksponering (akut død), da dette ligger i forudsætningerne for følsomhedsberegningen for BC. I basisberegningen var for tidlige dødsfald for $PM_{2,5}$ på 80 heraf 3 for BC. Akut død er nul i følsomhedsanalysen, da der ikke er oplysninger om eksponering-respons for BC for akut død. Akut død for SO_2 , O_3 og NO_2 er som i basisberegningen, da forudsætningerne er de samme.

I følsomhedsberegningen for BC er der 295 for tidlige dødsfald som følge af langtidseksponering (kronisk død) knyttet til BC. Dette er langt flere end i basisberegningen, hvor det tilsvarende tal var 12. Antallet fremkommer ved, at den anvendte eksponering-responsfunktion for BC er langt kraftigere end i basisberegningen, hvor alle partikelkomponenter herunder BC regnes med samme eksponering-responsfunktion som for $PM_{2,5}$. For tidlige dødsfald for BC udgør 100% af for tidlige dødsfald for $PM_{2,5}$, da der i følsomhedsberegningen kun er eksponering-responsfunktion for BC, og øvrige partikelkomponenter er sat til nul pga. manglende viden.

Helbredseffekterne relateret til sygelighed er ens i basis og følsomhedsanalyse, da forudsætningerne er identiske.

Den helt store forskel mellem basisberegningen og følsomhedsberegningen er således, at kronisk død for BC bliver omkring 25 gange større (295) end i basisberegningen (12).

Kronisk død for BC i følsomhedsberegningen er 295 for tidlige dødsfald, hvilket er på niveau med antallet af for tidlige dødsfald i basisberegningen for $PM_{2,5}$, som er på 304 for tidlige dødsfald.

Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale kilder fra Københavns Kommune

I det følgende opsummeres helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på emissionskilder fra Københavns Kommune for følsomhedsanalysen (Tabel 7.2). Det svarer således på, hvor meget kilderne i Københavns Kommune bidrager til de samlede helbredseffekter i Københavns Kommune i følsomhedsberegningen.

Tabel 7.2. Følsomhedsanalyse for BC. Helbredseffekter i Københavns Kommune i 2019 pga. emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på de forskellige emissionskilder. Øverst angives SNAP-kategorier. Enhed: antal tilfælde.

Helbredseffekter	01	02	03	04	05 ^a	06	07	0801-05	0806-11	09	3BDF	Total
	Kraftværk mv.	Ikke-industriel forbrænding	Fremstillingsvirksomhed mv.	Industrielle processer	Udvinding mv.	Anv. af produkter	Vejtransport	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly)	Ikke-vejgående maskiner (arbejdsmaskiner)	Affaldsbehandling, mv.	Landbrug	Total
Dødelighed												
For tidlige dødsfald fra kort-tidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	2	0	0	0	0	0	7	1	1	0	0	12
For tidlige dødsfald fra lang-tidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	1	19	1	0	0	0	41	1	7	0	0	71
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total antal tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	3	19	1	0	0	0	49	2	8	0	0	83
Sygelighed												
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	9	8	1	0	0	1	40	6	3	1	0	70
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	0	4	0	0	0	1	1	0	0	0	0	6
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
Nye tilfælde med bronkitis voksne (PM _{2,5})	0	12	0	1	0	3	6	0	1	0	0	24
Episoder med bronkitis børn (PM _{2,5})	2	39	1	2	0	9	20	0	2	1	0	76
Sygedage med tabt arbejde (PM _{2,5})	0	4	0	0	0	1	2	0	0	0	0	9
Dage med nedsat aktivitet (sygedage/utillpashed) (PM _{2,5})	571	14301	203	623	0	3284	7983	198	764	425	15	28364
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	-1	0	0	0	0	0	-5	-1	0	0	0	-9
Lungecancer (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

^aBC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}, som redegjort for i snit 2.1.

Som forventet bliver emissionssektorer med væsentlige BC-emissioner større i følsomhedsberegningen i forhold til basisberegningen, hvad angår for tidlige dødsfald.

I følsomhedsberegningen stiger antal for tidlige dødsfald for vejtransport fra 15 i basisberegningen til 49 i følsomhedsberegningen, og ikke-vejgående maskiner (arbejdsmaskiner) fra én til otte. Brændeovne mv. stiger også fra 13 til 19. Alle lokale kilder i Københavns Kommune stiger fra 38 for tidlige dødsfald til 83 fra basis- til følsomhedsberegning. I følsomhedsberegningen indgår ikke manglende masse og akut død, da der ikke er viden om dette for BC.

I basisberegningen bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2019 (38/440). Dette betyder også, at omkring 91% af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune i basisberegningen.

I følsomhedsberegningen er der 352 for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder og for alle luftforurenende stoffer. Dette tal inkluderer ikke akut død og manglende partikelmasse, som beskrevet tidligere. I følsomhedsberegningen bidrager kilder i Københavns Kommune med

83 for tidlige dødsfald, hvilket svarer til 24%, og dermed 76% fra kilder uden for Københavns Kommune.

7.2 Eksterne omkostninger ved følsomhedsanalyse for BC

I det følgende beskrives for følsomhedsanalysen for BC de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. al luftforurening, og de eksterne omkostninger som skyldes kilder i Københavns Kommune, og hvordan de er fordelt på kilder i Københavns Kommune.

Eksterne omkostninger pga. danske og udenlandske emissionskilder

Tabel 7.3 viser de eksterne omkostninger pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske kilder. Som det fremgår af Tabel 7.3 er der ikke eksterne omkostninger i forbindelse med korttidseksponering (akut død) for PPM_{2,5}, da det ligger i forudsætningerne i følsomhedsanalysen. For øvrige stoffer fås det samme som i basisberegningen. De eksterne omkostninger for langtidseksponering (kronisk død) knyttet til PPM_{2,5} (som her er BC) er 3,5 mia. kr., hvilket skyldes, at der beregnes langt flere for tidlige dødsfald i følsomhedsanalysen. I basisberegningen var de eksterne omkostninger for PPM_{2,5} kun 0,84 mia. kr.

For sygelighed er omkostninger i basis og følsomhedsanalyse de samme, da samme forudsætninger er lagt til grund, da der ikke er viden om sammenhængen mellem BC og sygelig for alle de parametre, som indgår i EVA-systemet.

Tabel 7.3. Følsomhedsanalyse for BC. Totale eksterne omkostninger pga. den totale luftforurening i Københavns Kommune pga. al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2019 samt andelen forårsaget af emissioner i Københavns Kommune (mio. kr.).

Helbredseffekter	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrige PM _{2,5}
Dødelighed						
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	1779	21	241	1517	0	0
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	3491	0	0	4	3487	0
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	7	0	0	0	2	5
Total antal tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	5277	21	241	1520	3489	5
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	30	0	0	17	3	9
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	16	0	2	0	3	11
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0
Episoder med bronkitis voksne og børn (PM _{2,5})	103	0	0	0	24	79
Sygedage med tabt arbejde (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0
Dage med nedsat aktivitet (sygedage/utilpashed) (PM _{2,5})	463	0	0	0	109	354
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	0	0	0	0	0	0
Lungecancer (PM _{2,5})	3	0	0	0	1	2
Total sygelighed	615	0	3	17	140	456
Total dødelighed og sygelighed	5892	21	244	1537	3629	461
Københavns Kommune - alle kilder i kommunen	1265	7	-25	413	862	9
%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	21%	33%	-10%	27%	24%	2%

^a BC.

Eksterne omkostninger pga. emissionskilder i Københavns Kommune

Tabel 7.4 viser de eksterne omkostning i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune.

De eksterne omkostninger for PPM_{2,5} (som her er BC) er omkring 0,86 mia. kr. i følsomhedsanalysen, mens det var 0,34 mia. kr. i basisberegningen. For de stofferne SO₂, O₃ og NO₂ er det det samme som i basisberegningen. For vejtransport er de eksterne omkostninger omkring dobbelt så høje i følsomhedsberegningen (742 mio. kr.) som i basisberegningen (364 mio. kr.). Brændeovne mv. er også større (255 mio. kr. i følsomhedsanalysen end i basisberegningen (228 mio. kr.).

Tablet 7.4. Følsomhedsanalyse for BC. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune i 2019 pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier (mio. kr.).

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	Øvrige PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	77	3	-2	66	10	0
SNAP02	Ikke-industriell forbrænding (primært brændeovne)	255	1	-1	12	238	4
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	18	1	0	9	8	0
SNAP04	Industrielle processer	1	0	0	0	1	0
SNAP05 ^a	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	-	0	0	0	N/A ^a	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	7	0	0	0	5	1
SNAP07	Vejtransport	742	0	-14	258	496	2
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	156	1	-3	55	103	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	3	1	0	2	0	0
SNAP3BDF	Landbrug	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	1265	7	-25	413	862	9
	Kilder uden for Københavns Kommune (DK, udland)	4627	14	269	1124	2767	452
Total	Total (inkl. kilder i Kbh. Kommune og alle andre kilder på den nordlige halvkugle)	5892	21	244	1537	3629	461
	%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	21%	33%	-10%	27%	24%	2%

^aBC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af PM_{2,5}, som redegjort for i snit 2.1.

8 Diskussion af usikkerheder

Først diskuteres usikkerheder i forbindelse med EVA-systemet anvendt i basissberegningen (afsnit 8.1). Efterfølgende diskuteres usikkerheder i forbindelse med følsomhedsberegningen for BC (afsnit 8.2).

8.1 Hovedelementerne i EVA-systemet

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som dækker alle ledene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. De forskellige led i kæden er forbundet med større eller mindre usikkerheder. I det følgende vurderes de elementer, som vurderes at have væsentlig indflydelse på resultaterne.

Emission, luftkvalitet og befolkningseksponering

En overordnet måde at vurdere usikkerhederne i emissionerne og luftforureningsmodellerne (DEHM og UBM) på, er at sammenligne modelresultater med måleresultater. Sammenligning mellem modelresultater og målinger i bybaggrund i København viser god overensstemmelse for alle tilgængelige målinger af NO_x , NO_2 , O_3 , CO , og $\text{PM}_{2,5}$, dog med velkendt underestimering for $\text{PM}_{2,5}$, som der justeres for ud fra målinger.

Befolkningseksponeringen er givet ved koncentrationer af luftforurening ganget med befolkningsdata. Usikkerheden på befolkningsdata i Danmark er meget lille, da data er baseret på CPR-registeret og geografisk fordelt efter koordinatsatte adresser.

Eksponerings-respons- og helbredseffekter

Sammenhængen mellem befolkningseksponering og helbredseffekter er baseret på eksponerings-responsfunktioner fra den internationale litteratur, som er vurderet og anbefalet af et ekspertpanel under verdenssundhedsorganisationen (WHO).

Specielt har man anerkendt en stærk sammenhæng imellem koncentrationer af $\text{PM}_{2,5}$ i bybaggrunden (her repræsenteret ved resultaterne fra DEHM/UBM) og helbredseffekter. Den anvendte sammenhæng, man har fundet for fx dødelighed, er en stigning i den relative risiko på 6,2% for en stigning i $\text{PM}_{2,5}$ på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddelværdi. I nærværende resultater for basissceneriet er det antaget, at alle partikler er lige skadelige, jf. den bedste viden på området p.t. Usikkerheden på eksponerings-responsfunktionen relateret til $\text{PM}_{2,5}$ vurderes at være relativt lille, da den relative risiko på 6,2%, der benyttes, er underbygget i flere større studier, både i USA og i Europa.

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 $\text{PM}_{2,5}$ for koncentrationer i den lave ende af skalaen er højere end den, som er anbefalet af WHO (6,2% pr. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), og at sammenhængen mellem $\text{PM}_{2,5}$ -koncentrationer og mortalitet er ikke-lineær, sådan at den relative risiko er højere for de lave koncentrationer, som er fremherskende i Danmark (mindre end $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 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 tilstrækkelig sikker viden om, hvorvidt specifikke dele af partikelforureningen giver særlig årsag til helbredseffekterne. Som nævnt anvendes stadigvæk den samme eksponerings-responsfunktion for alle de kemiske PM_{2,5}-komponenter i basisscenariet, da det på nuværende tidspunkt er bedste viden. EVA-systemet er netop blevet forberedt til at kunne benytte forskellige eksponerings-responsfunktioner for de forskellige komponenter, såfremt ny viden tilskriver det. Sammen med den detaljerede geografiske opdeling af udlødningserne fra de forskellige sektorer kan systemet benyttes til at beregne udviklingen i bidraget fra alle de forskellige kilder for forskellige områder med høj geografisk opløsning. Ny viden på dette område vil potentielt kunne ændre de estimerede helbredseffekter relateret til de forskellige kemiske stoffer, mens det ikke nødvendigvis vil påvirke det totale antal dødsfald.

I den anvendte version 5.2 af EVA-systemet indgår den direkte helbredsskadelige effekt af NO₂, som ikke har været med i tidligere versioner af systemet. De første resultater for helbredseffekter baseret på NO₂ for hele Danmark var inkluderet i rapporteringen fra overvågningsprogrammet for 2018 (Ellermann et al., 2019).

En væsentlig del af usikkerhederne relaterer sig til de eksponerings-responsfunktioner, som anvendes for NO₂. For kronisk mortalitet relateret til NO₂ kvælstofdioxid anbefaler WHO en tærskelværdi, så det kun er koncentrationer af kvælstofdioxid over 20 µg/m³, der medtages ved beregning af helbredseffekterne. Denne tærskel er derfor implementeret i EVA-systemet, hvor koncentrationerne af kvælstofdioxid beregnes med UBM-modellen med geografisk opløsning på 1 km x 1 km. Der er dog væsentlig usikkerhed forbundet med tærskelværdien på de 20 µg/m³, og denne usikkerhed har væsentlig indflydelse på resultaterne. En mindre tærskelværdi for NO₂ vil have stor indflydelse på beregning af antallet af for tidlige dødsfald henført til kvælstofdioxid for Danmark og for Københavns Kommune. Antallet af tilfælde af for tidlige dødsfald i hele Danmark vil blive væsentligt større hvis en tærskelværdi på 0 benyttes, i forhold til antallet af for tidlige dødsfald, når tærskelværdien på 20 µg/m³ benyttes. Tidligere vurderinger er kommet frem til over 50% flere for tidlige dødsfald, som potentielt kan tilskrives NO₂.

Det Europæiske Miljøagentur har i de tre seneste årsopgørelser i beregningerne af antallet af for tidlige dødsfald for NO₂ anvendt en tærskelværdi på 20 µg/m³ og samtidigt medtaget en følsomhedsberegning for NO₂ med en tærskelværdi på 10 µg/m³ (EEA, 2017;2018;2019). I det seneste beregnede år (2016) stiger antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO₂ med omkring en faktor 3,5, hvis en tærskelværdi på 10 µg/m³ anvendes i forhold til 20 µg/m³ beregnet for Europa (EEA, 2019).

Såfremt der benyttes en lavere tærskelværdi end 20 µg/m³, vil alle kilder, som bidrager væsentligt til NO_x-emissioner få større relativ vægt. Det gælder fx trafik i forhold til brændeovne.

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. Enkelte studier indikerer imidlertid, at helbredseffekter indtræder allerede ved 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 beregningerne på SOMO35, hvilket er i overensstemmelse med anbefalingerne fra WHO samt danske forskere på området.

Konklusionen er, at det vurderes, at der er væsentlig usikkerhed forbundet med antallet af for tidlige dødsfald henført til især tærskelværdien for NO₂ og O₃. Dog er der p.t. konsensus om, at der ikke er tilstrækkeligt videnskabeligt grundlag for at benytte en lavere tærskelværdi, end den der er benyttet i denne rapport.

Værdisætning

Hovedparten af de eksterne omkostninger er relateret til for tidlige dødsfald, og usikkerheden på værdisætningen af et for tidligt dødsfald har derfor væsentlig indflydelse på de samlede eksterne omkostninger. Værdisætningen af et akut dødsfald baserer sig på værdien af et statistisk liv (value of statistical life, VSL) som også bruges ved fx dødsfald relateret til trafikuheld.

I august 2017 offentliggjorde Finansministeriet en revideret og opdateret udgave af Vejledning i Samfundsøkonomiske Konsekvensvurderinger (Finansministeriet, 2017). I forbindelse med den reviderede vejledning har Finansministeriet opskrevet værdien af statistisk liv, således at denne værdi nu er 32 mio. kr. (2017-priser), hvor tidligere anvendte værdisætninger var omkring halvdelen. EVA-systemet (v5.2) anvender de nyeste forudsætninger fra Finansministeriet. I EVA-systemet anvendes således den officielt udmeldte værdisætning for statistisk liv.

Skadelighed af partikler

Der er usikkerhed om, hvilken type af partikler (både størrelse og kemisk sammensætning), der medfører de største helbredseffekter, og om der i det hele taget er en forskel. På baggrund af det internationale vidensgrundlag kan man konkludere, at der er en klar sammenhæng mellem koncentrationen af partikler mindre end 2,5 mikrometer (PM_{2,5} opgjort som masse) i bybaggrunden og helbredseffekter. Med den nuværende viden kan der ikke kvantitativt skelnes mellem helbredseffekterne af partikler med forskellige størrelse og kemisk sammensætning, og derfor er de behandlet ens i beregningerne i basisscenariet. Dvs. det er antaget, at alle partikler under 2,5 µm har samme helbredseffekt for samme masse, uanset størrelse og kemisk sammensætning. Såfremt beregningen af helbredseffekter af partikelstørrelse eller kemisk sammensætning ville det have betydning for, hvor meget de forskellige emissionskilder tillægges at bidrage til det totale antal for tidlige dødsfald.

Enkelte studier har fundet sammenhænge mellem ultrafine partikler (<100 nm) og dødelighed og/eller sygelighed, men der er endnu ikke tilstrækkeligt grundlag for estimering af eksponerings-responsfunktioner for partikelantal. (Ellermann et al., 2014). WHO vurderer således, at vidensgrundlaget er utilstrækkeligt til at opstille luftkvalitetsretningslinjer for ultrafine partikler (WHO, 2015), og ultrafine partikler indgår heller ikke i anbefalingerne til beregning af helbredseffekter for luftforurening (WHO, 2014a). Hvis der kunne opstilles eksponerings-responsammenhænge for ultrafine partikler ville det betyde, at lokale kilder som fx trafik og brændeovne skulle tilskrives flere helbredseffekter.

Nogle studier indikerer (Rohr & Wyzga 2012), at kulstofholdige partikler (fx primært emitteret fra vejtrafik og brændeovne) er mere helbredsskadelige end ikke-kulstofholdige partikler, fx de uorganiske sekundære partikler (dvs. uorganiske partikler, der emitteres som gas og ved kemiske processer i atmosfæren bliver omdannet til partikler). Disse indikationer peger i retning af, at kulstofholdige partikler (BC/EC) er mere skadelige end partikler som gennemsnit. Hvis dette viser sig at være rigtigt, vil det betyde, at de lokale kilder inden for Københavns Kommune vil give et større bidrag til helbredseffekter og de relaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune i forhold til kilder længere væk end med de nuværende antagelser. Det vil dog ikke ændre på konklusionen om, at vejtrafik og brændeovne vil være de største kilder til helbredseffekterne i Københavns Kommune fra kilder inden for Københavns Kommune, da disse to emissionssektorer allerede er de primære kilder til kulstofholdige partikler.

Det er indtil videre WHO's anbefaling at anvende samme eksponerings-responsfunktion for alle typer af partikler - dvs. med udgangspunkt i $PM_{2,5}$ i cost-benefit analyser (WHO, 2013;2014a), som det gøres i EVA-systemet.

Der er fortsat behov for mere viden vedrørende luftforurening og de resulterende helbredseffekter, og hvordan de afhænger af forskellige typer af partikler og forskellige typer af emissionskilder.

Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder

Den geografiske opløsning i modelsystemet har betydning for beregning af konsekvenser fra især lokale kilder som fx vejtrafik og brændeovne. Ved en lav geografisk opløsning vil helbredseffekterne blive underestimeret for en befolkningsgruppe, der bor tæt på lokale kilder. Det skyldes, at koncentrationerne er større her, end modellen er i stand til at beregne ved lav opløsning. Modsat vil modellen overestimere for dem, som bor længere væk fra kilderne. Netop dette er der taget højde for med en geografisk opløsning i modellen på 1 km x 1 km i EVA-systemet, hvor de benyttede eksponerings-responsfunktioner, anbefalet af WHO, også er repræsentative ved denne opløsning.

I et dansk studie med udgangspunkt i Kost-Kræft-Helbred kohorten har man undersøgt sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening over tid og udviklingen af alle dødsfald, og særsomt dødsfald relateret til hjerte-/kredsløbssygdomme (Raaschou-Nielsen et al., 2012; Ellermann et al., 2014). Eksponeringsindikatoren var gadekoncentrationen af NO_2 , som blev beregnet med DCE's AirGIS-modelsystem for adresser fra 1971 og frem. Det er sandsynligvis ikke NO_2 i sig selv, der giver alle helbredseffekterne, men NO_2 kan i dette studie ses som en indikator for trafikforurening. Resultaterne blev justeret for en række samhörende risikofaktorer, bl.a. støj ved bopælen. Studiet viste en 8% stigning i risikoen for alle dødsfald pr. $10 \mu g/m^3$ stigning i NO_2 -koncentrationen og endnu større stigning (16%) for hjerte-kredsløbssygdomme. Hvis man lagde dette til grund for beregning af helbredseffekterne, vil der ikke være tale om flere for tidlige dødsfald pga. eksponering for NO_2 i gaderum, men snarere om en omfordeling af kilderne til de for tidlige dødsfald, hvor trafik vil have større vægt. I dette studie er den samhörende effekt fra eksponering af $PM_{2,5}$ fra andre kilder ikke medtaget, og man kan derfor ikke på grundlag af et studie som dette konkludere, at trafikken er hovedårsagen til helbredseffekterne. Studiet viser dog, at der er en klar sammenhæng imellem forurening fra trafik og for tidlige dødsfald.

Specifikke studier har desuden vist, at personer, som bor inden for 50 m af en trafikeret byvej og 100 m fra en motorvej, har øget risiko for at dø for tidligt af hjerte-lunge relaterede sygdomme (Hoek et al., 2002), så det tyder på, at der kan være en fordel i at videreudvikle systemet til endnu højere opløsning, fx med gadekoncentrationer på adresseniveau, som det er muligt med DEHM-UBM-AirGIS systemet.

På nuværende tidspunkt er vidensgrundlaget mht. til eksponerings-respons-sammenhænge dog ikke fuldstændigt nok til at kvantificere helbredseffekterne for en befolkning på grundlag af eksponering på adresseniveau, selvom der er lavet en del studier med adressen som indikator for eksponering.

Samlet usikkerhed

En tysk undersøgelse har forsøgt at beregne antal for tidlige dødsfald i Europa som følge af luftforurening efter grundlæggende samme principper som i EVA-systemet. Den tyske undersøgelse vurderer, at den samlede usikkerhed formentligt er omkring $\pm 50\%$ (Lelieveld et al., 2019). Det er DCE's faglige skøn, at den usikkerhed, som er angivet i det tyske studie, er i god overensstemmelse med den usikkerhed, man må regne med i denne type studier (Hertel et al., 2019). Dette gælder for basisberegningen.

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.

8.2 Diskussion af følsomhedsanalyse for BC

I denne rapport er der gennemført en følsomhedsanalyse, hvor der er regnet på en delkomponent af $PM_{2,5}$, nemlig BC, med et worst-case risikoestimat udvalgt på baggrund af gennemgang af den internationale videnskabelige litteratur. Der er flere grunde til at det er vanskeligt og forbundet med usikkerhed at udlede risikoestimer for sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening og dødelighed. Det gælder i særdeleshed for delkomponenter af $PM_{2,5}$.

I et epidemiologisk studie analyserer man sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening blandt en befolkning (kohorte) og fx dødelighed. Dette gøres i en regressionsanalyse, hvor man undersøger om to variable eller flere (fx luftforurening og dødelighed) er korreleret, og hvor godt de er korreleret.

Man skal have godt styr på dødeligheden i den pågældende befolkning, fx ud fra dødsregister. Herefter skal man kunne beskrive befolkningens eksponering for luftforurening, og denne skal afspejle reelle forskelle i eksponering ellers vil der opstå misklassifikation, hvor fx en person, som faktisk har en høj eksponering, er vurderet til at have en lav eksponering. Eksponeringen kan fx være baseret på luftkvalitetsmodellering, og eksponeringsindikatoren kan være baggrundsforureningen eller gadeforureningen. Det er en forudsætning i regressionsanalysen, at der er gradient i data for eksponeringen, og at forskelle afspejler reelle forskelle i befolkningen.

Næste trin er hvilke luftforureningskomponenter, der er til rådighed i analysen. Hvis der kun er én komponenttype, fx NO_2 , kan denne godt korreleres til dødeligheden, og man vil så få et risikoestimat for NO_2 , som tilskriver hele dødeligheden til denne ene parameter. Hvis man i anden sammenhæng bruger dette risikoestimat sammen med data om NO_2 til at beregne, hvor mange der dør af luftforurening i en by, ville man få et skøn over den totale dødelighed. Men man kan ikke konkludere, at årsagen var NO_2 , og man ville ikke kunne slutte, at fordi trafik er en væsentlig kilde til NO_2 , er det trafikken, som er årsag til dødeligheden. I et sådant studie bliver NO_2 en indikator for al luftforurening fra både lokale kilder og bidrag uden for byen.

Gode studier omfatter derfor flere luftforureningskomponenter, således at det er muligt at analysere, hvor meget den enkelte luftforureningskomponent kan forklare dødeligheden. Dette er heller ikke trivielt, da mange luftforureningskomponenter er stærkt korreleret. Hvis to stoffer er højt korreleret vil de være korreleret med dødeligheden på samme måde, og man vil ikke kunne adskille effekten af de to stoffer. Hvis det ene stof indgår i analysen, og det andet stof ikke gør, og de er højt korreleret, kunne man måske fejlagtigt tilskrive dødeligheden til stoffer, som indgår i analysen, mens det i virkeligheden måske skyldes det andet stof. Såfremt man i en to-komponentanalyse estimerer den relative risiko for hvert stof (fx $\text{PM}_{2,5}$ og BC), vil det være muligt at beregne den samlede dødelighed ud fra disse uden at foretage dobbelt tælling, da de netop tager højde for effekten af hinanden i en sådan analyse. Problemet er blot, at vi ikke har mange sådanne estimater, og derfor er usikkerheden omkring disse estimater relativ stor.

Et andet forhold, som kan forstyrre sammenhængen mellem luftforurening og dødelighed er confounding. Confoundere er samvarierende variable, som kunne påvirke sammenhængen mellem BC og dødelighed - dvs. andre parametre, som kunne have en effekt på dødelighed og som varierede på samme måde. Et klassisk eksempel er støj, som korrelerer med luftforurening eller rygning, som korrelerer med dødelighed. Gode studier kontrollerer derfor for confoundere (også BMI, socio-økonomi mv.).

På baggrund af litteraturgennemgangen beskrevet i afsnit 2.2 for sammenhængen mellem BC og dødelighed, har vi valgt at anvende et risikoestimat på 1,09 pr. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som estimat i følsomhedsanalysen for BC. Det repræsenterer et "worst-case scenarie" (øvre grænse) for de lokale BC-kilders betydning ud fra den nuværende begrænsede litteratur. I den litteratur, der ligger til grund for risikoestimatet (RR) på 1,09, antages det, at alle dødsfaldene tillægges BC, hvilket er usandsynligt i forhold til vores viden. Det er derfor et worst-case scenarie at tillægge alle helbredseffekter til et bestemt stof.

Referencer

Andersen, M.S., Frohn, L.M., Brandt, J. (2019): Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 3.0. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 14. marts 2019. 22 s.

Andersen, M.S. (2017): Co-benefits of climate mitigation: Counting statistical lives or life-years? *Ecological Indicators* 79, pp. 11-18.

Beelen, R., Raaschou-Nielsen, O., Stafoggia, M. et al. (2014): Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet*. 2014 Mar 1;383(9919):785-95.

Berkowicz, R. (2000): A Simple Model for Urban Background Pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* Vol. 65, Issue 1/2, pp. 259-267.

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

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 (2011a): 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, p. 98.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. H. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (2011b): EVA- en metode til kvantificering af sundhedseffekter og eksterne omkostninger. Temanummer om helbredseffekter af vedvarende energi. Sundhedsstyrelsens Rådgivende Videnskabelige Udvalg for Miljø og Sundhed. *Formidlingsblad* 17. årgang, suppl. 1, okt. 2011, pp 3-10.

Brandt, J., J. D. Silver, L. M. Frohn, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, C. A. Skjøth, H. Villadsen, A. Zare, and J. H. Christensen (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.

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., and Frohn, L. M. (2013a): Contribution from the ten major emission sectors in Europe and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system - an integrated modelling approach, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7725-7746, <https://doi.org/10.5194/acp-13-7725-2013>.

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., and Frohn, L. M. (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, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7747-7764, <https://doi.org/10.5194/acp-13-7747-2013>.

Brandt, J., Jensen, S.S., Andersen, M.S., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.K. (2016a): 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., Andersen, M. S., Bønløkke, J. H., Christensen, J. H., Ellermann, T., Hansen, K. M., Hertel, O., Im, U., Jensen, A., Jensen, S. S., Ketznel, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M. S., Sigsgaard, T., Geels, C. (2016b): Helbredseffekter og eksterne omkostninger fra luftforurening i Danmark over 37 år (1979-2015). *Miljø og sundhed*, 22. årgang, nr. 1, september 2016.

Christensen, J.H. (1997): The Danish Eulerian Hemispheric Model - a three-dimensional air pollution model used for the Arctic. *Atmospheric Environment*, 31, 4169-4191.

DØRS (2016): Værdi af statistisk liv. Luftforurening. Danmark fossilfri 2050. Diskussionsoplæg. Udarbejdet af formandskabet for De Økonomiske Råd til møde i Det Økonomiske Råd den 1.3.2016.

EC (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.

EEA (2017): Air quality in Europe - 2017 report.

EEA (2018): Air quality in Europe - 2018 report.

EEA (2019): Air quality in Europe - 2019 report.

EEA (2019a): 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, Thomas, Brandt, Jørgen, Hertel, Ole, Loft, Steffen, Jovanovic Andersen, Zorana, Raaschou-Nielsen, Ole, Bønløkke, Jakob & Sigsgaard, Torben (2014): Luftforureningens indvirkning på sundheden i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 151 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 96. <http://dce2.au.dk/pub/SR96.pdf>

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M., Massling, A. & Jensen, S.S. (2016): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2015. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 65 pp. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 201. <http://dce2.au.dk/pub/SR201.pdf>

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R. & Jensen, S.S. (2018). The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2017. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 83 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 281. <http://dce2.au.dk/pub/SR281.pdf>

Ellermann, T., Brandt, J., Frohn, L.M., Geels, C., Christensen, J.H., Ketzel, M., Jensen, S.S., Nordstrøm, C., Nøjgaard, J.K., Nygaard, J., Monies, C., Nielsen, E, I. (2019): Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 11-06-2019.

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C., Jensen, S.S., Nielsen, O.-K., Winther, M., Poulsen, M.B., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K. 2021. 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>

Finansministeriet (2017): Vejledning i samfunds økonomiske konsekvensvurderinger. August 2017.

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>

Hertel, O., Ellermann, T., Andersen, M.S., Sigsgaard, T. (2019): Redegørelse om ny tysk opgørelse af helbredseffekter af luftforureningen. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 28-03-2019.

Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., Brandt, P.A. (2002): Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. THE LANCET • Vol 360 • October 19, 2002.

Hvidtfeldt, U.A., Sørensen, M., Geels, C., Ketzel, M., Khan, J., Tjønneland, A., Overvad, K., Brandt, J., Raaschou-Nielsen, O. (2019a): Long-term residential exposure to PM_{2.5}, PM₁₀, black carbon, NO₂, & ozone and mortality in a Danish cohort. Environ Int.

Hvidtfeldt, U.A., Geels, C., Sørensen, M., Ketzel, M., Khan, J., Tjønneland, A., Overvad, K., Christensen, J.H., Brandt, J., Raaschou-Nielsen, O. (2019b): Long-term residential exposure to PM_{2.5} constituents and mortality in a Danish cohort. Environ Int.

Jensen, S.S., Ketzel, M., Nøjgaard, J. K. & Becker, T. (2011): Hvad er effekten af miljøzoner for luftkvaliteten? - Vurdering for København, Frederiksberg, Aarhus, Odense, og Aalborg. Slutrapport. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 110 s. -Faglig rapport nr. 830. <http://www.dmu.dk/-Pub/FR830.pdf>.

Jensen, S.S., Ketzel, M., Ellermann, T., Winther, M., (2016): Luftkvalitetsvurdering af SCRT på bybusser i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 192. <http://dce2.au.dk/pub/SR192.pdf>

Jensen, S.S., Brandt, J., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. & Andersen, M.S. (2017): Kildeopgørelse, helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 59 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 217 <http://dce2.au.dk/pub/SR217.pdf>

Jensen, S.S., Brandt, J., Christensen, J.H., Geels, C., Ketzel, M., Plejdrup, M. S., Nielsen, O.-K. (2018a): Kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 127 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 254. <http://dce2.au.dk/pub/SR254.pdf>

Jensen, S.S., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Brandt, J., Ketzel, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Hertel, O., Ellermann, T. (2018b): Udvikling i luftkvalitet og helbredseffekter for 2020 og 2030 i relation til Nationalt program for reduktion af luftforurening (NAPCP). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 52 s. - Videnskabelig rapport nr. 300. <http://dce2.au.dk/pub/SR300.pdf>

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>

Jensen, S. S., Brandt, J., Frohn, L.M., Ketzel, M., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. (2020): Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 71s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 348, <http://dce2.au.dk/pub/SR348.pdf>

Jensen, S.S., Winther, M., Løfstrøm, P., Ketzel, M., Frohn, L.M. 2021. 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>

Khan, A. L., H. Dierssen, J. P. Schwarz, C. Schmitt, A. Chlus, M. Hermanson, T. H. Painter, and D. M. McKnight (2017): Impacts of coal dust from an active mine on the spectral reflectance of Arctic surface snow in Svalbard, Norway. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres* 122(3): 1,767-1,778. doi:10.1002/2016JD025757.

Ketzel M., P. Wåhlin, R. Berkowicz and F. Palmgren (2003): Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof level observations. *Atmospheric Environment* 37, 2735-2749.

Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Pöschl, U., Fnais, M., Daiber, A., Münzel, T. (2019): Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. *European Heart Journal* (2019) 0, 1-7, doi:10.1093/eurheartj/ehz135.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Hjelgaard, K., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R. & Thomsen, M. (2018): Fremskrivning af emissioner. SO₂, NOX, NMVOC, NH₃, PM_{2,5} og sod. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 75 s. - Videnskabelig rapport nr. 298 <http://dce2.au.dk/pub/SR298.pdf>

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

Nielsen, O.-K., Nielsen, M. & Plejdrup, M.S., 2021. Updating the emission model for residential wood combustion. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 80 pp. (under forberedelse).

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>

Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Brandt, J. (2016): Spatial emission modelling for residential wood combustion in Denmark. Atmospheric Environment 144 (2016) 389-396.

Raaschou-Nielsen, Thorsteinson, E., Antonsen, S., Holst, G.J., Sigsgaard, T., Geel, C., Frohn, L.M., Christensen, J.H., Brandt, J., Pedersen, C.B, Hvidtfeldt, U.A. (2020): Long-term exposure to air pollution and mortality in the Danish population a nationwide study. EClinicalMedicine 28 (2020) 100605.

Rohr, A.C. & Wyzga, R.E, (2012): Attributing health effects to individual particulate matter constituents. Atmospheric Environment. [Volume 62](#), December 2012, Pages 130–152.

Seljeskog, M., Goile, F., Sevault, A. (2013): Particle emission factors for wood stove firing in Norway. 66 p., SINTEF.

Skamarock, W. C., J. B. Klemp, J. Dudhia, D. O. Gill, D. M. Barker, W. Wang, and J. G. Powers, 2005: A description of the Advanced Research WRF Version 2. NCAR Tech Notes-468+STR.

UNECE (2015): Guidelines for Estimating and Reporting Emission Data under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution / prepared by the Convention's Task Force on Emission Inventories and Projections and the Secretariat. <https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2015/AIR/EB/English.pdf>

Watkiss, Paul, Steve Pye and Mike Holland (2005): CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the clean Air for Europe (CAFE) Programme. April 2005. http://www.cafecba.org/assets/baseline_analysis_2000-2020_05-05.pdf.

WHO (2012): Health effects of black carbon.

WHO (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.

WHO (2014a): Health Impact Assessment and Cost Benefit Analysis. Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work. Final, January 2014.

WHO (2015): WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report, Bonn, Germany, 29 September-1 October 2015.

Bilag 1

Tabel 1.1. Forkortelser for forskellige partikelbegreber og gasser

Forkortelse	Beskrivelse
BC	Black carbon.
CO	Kulilte.
EC	Elementært kulstof.
Manglende masse	Manglende partikelmasse, som er fundet ud fra forskellen mellem målinger og modelberegninger, og som formodes bl.a. at være vand bundet til partiklerne. I EVA-modellen er den manglende masse fastsat til 33% af den modellerede partikelmasse baseret på analyse af modelresultater og målinger.
N ₂	Frit kvælstof.
NH ₃	Ammoniak.
NMVOG	Flygtige organiske forbindelse som ikke er metan (Non-Methan Volatile Organic Compounds).
NO	Kvælstofmonoxid.
NO ₂	Kvælstofdioxid.
NO _x	Kvælstofoxider (NO+NO ₂).
O ₃	Ozon.
OC	Organiske kulstofforbindelser.
PAH	Tjærestoffer eller aromatiske kulbrinter (PAH - polyaromatiske hydrocarboner) er en fælles betegnelse for aromatiske forbindelser i kondenserende ringsystemer.
PM _{2,5}	Kaldes også fine partikler. Massen af partikler med diameter under 2,5 mikrometer. I EVA-systemet indeholder PM _{2,5} således PPM _{2,5} , SIA, SOA, SS, og manglende partikelmasse.
PM _{2,5} absorbance	PM _{2,5} absorbance (absorbans) er et mål for BC. PM _{2,5} absorbance måles optisk. PM _{2,5} absorbance kan godt omsættes til BC - dvs. udtrykkes i mikrogram pr. kubikmeter. PM _{2,5} absorbance er derfor en indikator for BC.
PM ₁₀	Massen af partikler med diameter under 10 mikrometer.
PM ₁₀ – PM _{2,5}	Grove partikler, som er PM ₁₀ – PM _{2,5} . Er mekanisk dannede partikler som fx dæk- og vejslid eller fra naturlige kilder som fx jordstøv.
PPM _{2,5}	Direkte emitterede partikler. Massen af partikler under 2,5 mikrometer. I EVA-modellen er det underopdelt i mineralsk støv, BC og OC.
SO ₂	Svovldioxid.
SOA	Sekundære organiske partikler.
SOMO35	SOMO35 beregnes ud fra summen af de højeste ozonkoncentrationer, og angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år.
SIA	Sekundært dannede uorganiske partikler (SIA) bestående af SO ₄ ²⁻ (sulfatpartikler), NO ₃ ⁻ (nitratpartikler) og NH ₄ ⁺ (ammoniumpartikler).
SS	Havsalt.
TSP	Total Suspended Particulate matter. Også kaldet svævestøv dvs. alle partikler, som kan holde sig svævende i luften. Måleteknisk alt støv målt på et filter ved luftindtag uden begrænsning af partikelstørrelse.
UFP	Ultrafine partikler med en diameter under 0,1 µm (eller 100 nm) betegnes ultrafine partikler. Da de er meget små og har lille masse, måles de oftest i antal frem for masse. Partikelmassen (vægten) af disse partikler betegnes PM _{0,1} .
Øvrig PM _{2,5}	I rapporten indgår den manglende PM _{2,5} -masse sammen med sekundære organiske og uorganiske partikler, samt havsalt under betegnelsen "Øvrig PM _{2,5} ".

HELBREDSEFFEKTER AF BLACK CARBON I KØBENHAVNS KOMMUNE

Rapporten beskriver indledningsvis partikler generelt og black carbon (BC) i særdeleshed. Der foretages en kortlægning af kilderne til BC i Københavns Kommune. Helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af BC beregnes for Københavns Kommune under forskellige antagelser om BCs skadelighed, og usikkerhederne i forbindelse med denne følsomhedsanalyse diskuteres.