Udarbejdet af Sundheds- og Omsorgsforvaltningen
Februar 2020

Sundhed og luftforurening i København

Årsrapport 2019

Indholdsfortegnelse

1 / Luftforurening har konsekvenser for os alle 3

2 / Introduktion 6

3 / Hovedkonklusioner 8

4 / Københavnernes sundhed 10

5 / Forskningsoverblik om sundhed og luftforurening 15

6 / Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune 22

7 / Inspiration til at handle på området for sundhed og luftforurening 30

8 / Tidligere rapporter om luftforurening i København 33

9 / Status på sundhed og luftforurening i Københavns Kommune – opsamling 38

10 / Perspektiver på videre arbejde med sundhed og luftforurening i Københavns Kommune 39

Referencer 42

Bilag 43

1 / Luftforurening har konsekvenser for os alle

Selv om København er en af verdens bedste byer at bo i, kan vi københavnere blive syge af den luft, vi indånder, når vi går søndagstur om søerne eller cykler ad Rantzausgade gennem morgentrafikken.

Luftforurening har konsekvenser for vores sundhed uanset niveauet, og i 2017 døde der flere end 450 københavnere på grund af luftforurening. Men luftforurening handler om mere end dødsfald. Det handler også om sygdom og tabt livskvalitet. For luftforurening kan forårsage blandt andet hjerte-kar-sygdom, kræft, diabetes og andre sygdomme, som kan gøre livet svært at leve.

Hertil kommer, at nyere forskning kæder luftforurening sammen med for eksempel demens, psykiske sygdomme og for tidlig aldring. Luftforureningen kan altså have endnu større sundheds- og samfundsmæssige konsekvenser, end vi kender til i dag.

Luftforurening rammer ikke bare os alle sammen … Den rammer også skævt. Børn, gravide, ældre og ikke mindst borgere, som i forvejen har luftvejslidelser eller kroniske sygdomme, er mere udsatte for sundhedskonsekvenserne af luftforurening end andre.

Vi vil gerne beskytte alle københavnere mod de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening. Derfor bliver vi ved med at undersøge, informere, forebygge, og nedbringe de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforureningen i vores by. Vi skal få øje på de steder i byen, hvor københavnerne er mest udsatte. Og vi skal bruge vores viden, når vi indretter byen. Det skylder vi os selv, men også de generationer, som følger efter os.

De største kilder til luftforurening i København er vejtransport og brændeovne. I fyringssæsonen 2017 udledte brændeovnene i København over dobbelt så mange sundhedsskadelige partikler som al vejtrafikken i vores by samme år. Det er tankevækkende, men det er heldigvis også et område, hvor det rent faktisk er muligt at skabe hurtige resultater gennem lovgivning.

Det kræver, at vi løfter i fællesskab og på tværs af kommunens forvaltninger, og der er nok at tage fat på. Luftforeningen og dens sundhedsmæssige konsekvenser er en opgave, jeg prioriterer højt som sundheds- og omsorgsborgmester i København.

Årsrapport 2019 giver en status på luftkvaliteten i København. Den belyser de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforureningen og kommer med eksempler på, hvad vi kan gøre for at nedbringe luftforureningen. God læselyst!





Sisse Marie Welling
Sundheds- og omsorgsborgmester



6 facts om sundhed og luftforurening i København

- Der bor flere end 600.000 københavnere i vores by – det er cirka hver 10. dansker.
- I København er der cirka 110.000 børn og unge mellem 0 og 18 år, cirka 450.000 voksne mellem 19 og 64 år og cirka 65.000 på 65 år og derover.
- I 2017 døde omkring 460 københavnere for tidligt på grund af luftforurening – kun rygning og fysisk inaktivitet er årsag til flere for tidlige dødsfald.
- Middellevetiden i København er kortere end i resten af Danmark – også selvom den er steget siden 2004.
- De største lokale kilder til luftforurening i København er vejtransport og brænde-fyring (2017).
- De totale omkostninger forbundet med luftforurening i København var omkring 8,8 mia. kr. (2017).

2 / Introduktion

Med Københavns Kommunes budgetaftale for 2019 blev der afsat midler til indsatsen 'Øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København'. Indsatsen skal skabe mere viden om de sundhedsskadelige konsekvenser af luftforurening i København.

Indsatsen er forankret i Sundheds- og Omsorgsforvaltningen med inddragelse af Teknik- og Miljøforvaltningen. Indsatsen løber fra 2019-2022 og består af tre initiativer:

- **Initiativ 1:** Årlig undersøgelse af sundheds- skadelig luftforurening i København i 2019 og 2020
- **Initiativ 2:** Opsætning af kommunale luftforureningsmålere
- **Initiativ 3:** Oprettelse af hjemmeside til opsamling af data og varsling af borgerne

Som led i initiativ 1 er der i en toårig periode nedsat en ekspertgruppe for luftforurening og sundhed. Ekspertgruppen består af følgende eksperter inden for sundhed og luftforurening:

- Professor Morten Grønbæk, Syddansk Universitet, direktør for Statens Institut for Folkesundhed (formand)
- Professor Ole Hertel, Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi
- Seniorforsker Thomas Ellermann, Aarhus Universitet, DCE- Nationalt Center for Miljø og Energi
- 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
- Seniorforsker Teis Nørgaard Mikkelsen, Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Vand og Miljøteknologi
- Seniorrådgiver Kåre Press-Kristensen, Rådet for Grøn Omstilling

Ekspertgruppen understøtter arbejdet med at skabe øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København og afgiver anbefalinger til initiativer, der kan mindske de sundhedsskadelige effekter af luftforurening i København. Ekspertgruppens anbefalinger tager udgangspunkt i de årlige undersøgelser i 2019 og 2020 og den viden, medlemmerne af ekspertgruppen bidrager med.

2.1 / Årsrapport 2019

Baggrund
Årsrapporten 2019 er udarbejdet af Sundheds- og Omsorgsforvaltningen med eksterne bidrag fra Aarhus Universitet, Københavns Universitet og COWI. Rapporten indeholder blandt andet en status på luftkvaliteten i København, de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening og eksempler på, initiativer fra andre byer for at nedbringe luftforurening.

Årsrapporten består af tre dele:
- Forskningsoverblik om sundhedskonsekvenser af luftforurening udarbejdet af Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab
- Rapport om helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune udarbejdet af Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE)
- Casesamling med inspiration til handling på området for luftforurening og sundhed udarbejdet af COWI.

Derudover har Sundheds- og Omsorgsforvaltningen udarbejdet opsummering af seks udvalgte rapporter om luftforurening, som Københavns Kommune har fået udarbejdet inden for de seneste år.

Årsrapporten er vidensgrundlaget for ekspertgruppens anbefalinger og Københavns Kommunes videre arbejde og igangsættelse af initiativer for at nedbringe luftforureningen i København.

Struktur
Nedenfor gives en kort opsamling af hovedkonklusionerne fra årsrapporten 2019 (kapitel 3) efter-

fulgt af en introduktion til københavnernes sundhed (kapitel 4). Derefter følger hovedkonklusioner fra årsrapportens tre hovedprodukter (kapitel 5-7) og opsummering fra andre rapporter, som Københavns Kommune har fået udarbejdet (kapitel 8). Slutteligt en opsamling af med hovedpointer fra alle kapitler (kapitel 9), samt et afsnit der perspektiverer det videre arbejde med sundhed og luftforurening i det kommende år (kapitel 10).

3 / Hovedkonklusioner

Årsrapporten 2019 indeholder en lang række konklusioner og perspektiver. Der er dog en række hovedkonklusioner, som er særligt relevante for det videre arbejde med at nedbringe luftforureningen i København:

- Der er ingen nedre grænse for luftforureningens sundhedsskadelige virkninger, selv under EUs grænseværdier og WHOs retningslinjer er luftforurening sundhedsskadelig.
- Luftforurening forårsager blandt andet for tidlig død, hjertekarsygdomme, lungekræft, astma og diabetes.
- Luftforurening kan have større sundheds- og samfundsmæssige konsekvenser, end hidtil antaget. Nyere forskning peger på en sammenhæng mellem luftforurening og accelereret aldring samt udvikling af demens, psykiske sygdomme, brystkræft, tarmkræft, og neurologiske sygdomme hos børn.
- Luftforureningens sundhedskonsekvenser er ulige fordelt. Nogle grupper, herunder børn, gravide, ældre og kronisk syge, er mere udsatte for sundhedskonsekvenser af luftforurening end andre grupper.
- Luftforurening var årsag til omkring 4.200 for tidlige dødsfald i Danmark i 2017.
- Luftforurening udgør en stor risiko for danskernes sundhed. Med 4.200 for tidlige dødsfald årligt betyder det, at kun rygning og fysisk inaktivitet er årsag til flere for tidlige dødsfald i Danmark.
- Omkring 460 københavnere døde for tidligt af luftforurening i 2017. Det svarer til, at omkring 12 pct. af alle dødsfald i Københavns Kommune i 2017 kan tilskrives luftforurening.
- Luftforurening var i 2017 årsag til omkring 443.000 sygedage i Københavns Kommune.
- Størstedelen af luftforureningen i Københavns Kommune stammer fra kilder udenfor kommunen. De primære lokale kilder i kommunen til luftforurening er brændefyring og biltrafik.
- Brændeovne udleder på en fyringssæson mere end dobbelt så meget skadelig partikelforurening ($PM_{2,5}$), som den samlede vejtrafik (inklusiv vej-, bremse- og dækslid) i København udleder på et helt år.
- Luftforurening medførte ifølge beregninger fra Aarhus Universitet helbredsomkostninger for omkring 8,8 milliarder kr. i 2017 i Københavns Kommune.


flying tiger
flying tiger
flying tiger
INDGANG
URE
ParkMan

4 / Københavnernes sundhed

Sundhedskonsekvenser af luftforurening rammer i princippet alle københavnere. Det betyder samtidig, at hvis luftforureningen sænkes, gavner det alle. I dette afsnit gives en kort introduktion af forskellige perspektiver på og fakta om københavnerne og deres sundhed, herunder middellevetid, social ulighed i sundhed, kronisk sygdom og multisygdom, samt udvalgte risikofaktorer. Til slut i kapitlet samles op og perspektiveres.

Middellevetid og gode leveår for københavnerne
Ifølge Danmarks Statistik bor omkring 632.000 borgere i Københavns Kommune (pr. 1 kvartal 2020), hvilket svarer til omkring 10 pct. af den samlede danske befolkning. Der er omkring 110.000 børn og unge i aldersgruppen 0-18 år og 450.000 voksne i aldersgruppen 19-64 år. Aldersgruppen 65+ år består af cirka 65.000 borgere. Den største aldersgruppe i København er de 19-64-årige, og der er betydeligt flere børn og unge end ældre over 65.

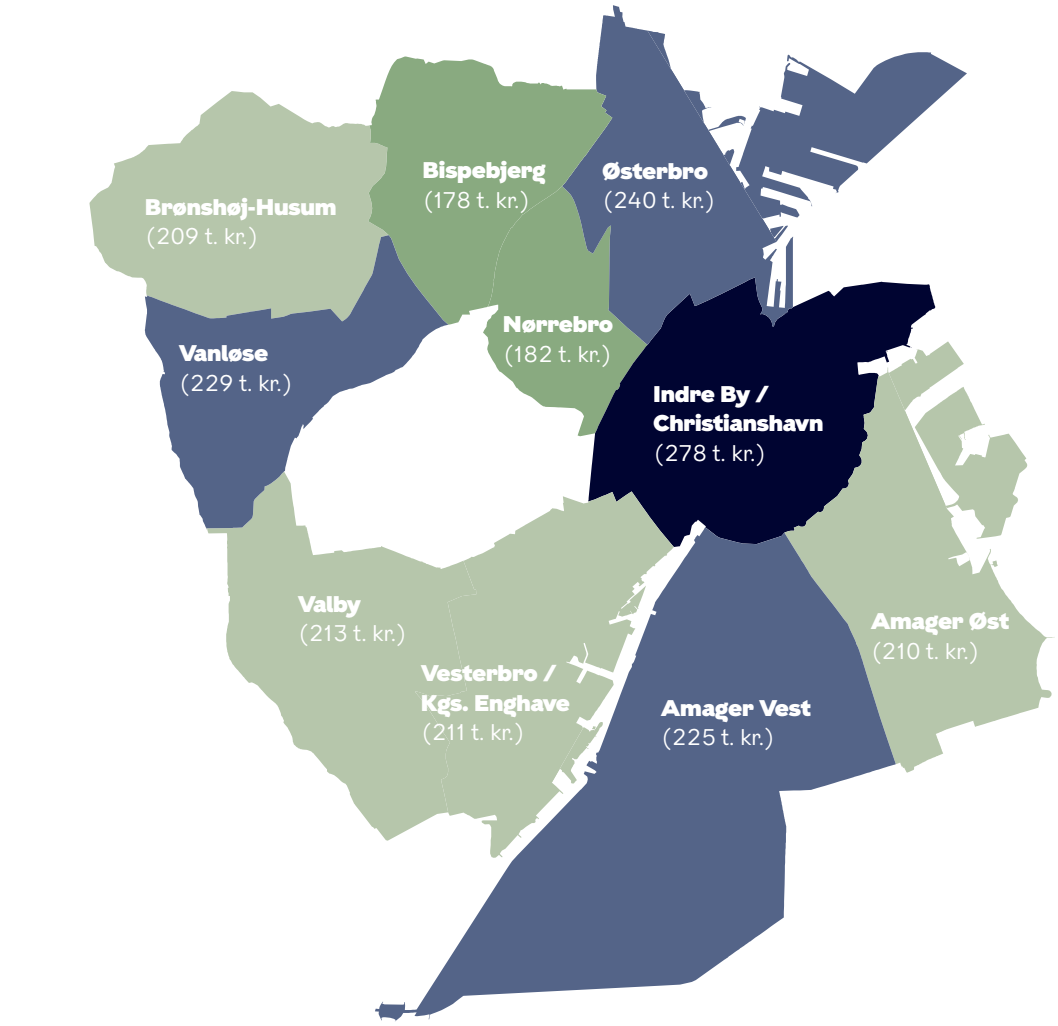
I 2019 var middellevetiden i København 79 år, mens den var 80,8 år i hele landet (Københavns Kommune 2019). Middellevetiden i København er altså kortere end i resten af Danmark. Stigningen i middellevetid i København betyder ikke nødvendigvis flere år med godt helbred for københavnerne. Det viser tal fra Sundhedsprofilen 2017. Udviklingen i 16-åriges restlevetid i Danmark viser, at der er sket en stigning i antallet af dårlige leveår for både mænd og kvinder. Selvom begge køn kan forvente at leve længere end tidligere, kan de også forvente, at en større del af den ekstra levetid vil være med dårligt helbred (Region Hovedstaden 2019a/b).

Social ulighed i sundhed blandt københavnerne
Social ulighed i sundhed kommer til udtryk ved, at der er et systematisk sammenfald mellem menneskers levevilkår, socioøkonomisk baggrund og helbred. Det medfører, at jo dårligere borgere er stillet socialt set for eksempel i forhold til indkomst, uddannelse, boligforhold mv., jo højere sygelighed og dødelighed har de statistisk set. Levevilkår og social position påvirker således den enkeltes sundhedsadfærd. Derfor er der også sociale forskelle i forbrug af for eksempel tobak samt i forekomst af stress, fysisk inaktivitet og dårlig mental sundhed.

Menneskers sundhedsadfærd påvirker udvikling af sygdom – og det er en del af forklaringen på, hvorfor der er sociale forskelle i forekomsten af sygdom og hyppigheden af dødelighed. Årsagerne til social ulighed i sundhed er komplekse, blandt andet fordi de sociale og økonomiske omstændigheder påvirker sundheden gennem hele livet.

Indkomst, ledighed og uddannelsesniveau i København
Indkomst, ledighed og uddannelsesniveau har betydning for sundheden. Den gennemsnitlige disponible indkomst varierer betydeligt imellem de københavnske bydele (jf. Figur 1 næste side). Indkomstniveauet i seks af Københavns bydele ligger under gennemsnittet (Københavns Kommune 2018). Bispebjerg har den laveste gennemsnitlige disponible indkomst. København har også en lavere gennemsnitlig disponibel indkomst i forhold til landet som helhed (231 t.kr.).

Figur 1 / Gennemsnitlig disponible indkomst i København (Københavns Kommune 2018)



Ledigheden i Københavns Kommune steg generelt imellem 2008-2010, hvorefter der har været et stabilt fald, der er stagneret de seneste år. I København er ledigheden samlet set lidt over niveauet i hele landet, hvor ledigheden er 4,4 pct. i København og 3,6 pct. i hele landet (Københavns Kommune 2019).

I Københavns Kommune har omkring 38 pct. af borgerne i aldersgruppen 25-64-årige et lavt uddannelsesniveau, henholdsvis grundskole, gymnasial uddannelse eller erhvervsfaglig uddannelse som højest fuldførte uddannelse. Heraf har ca. 11 pct. grundskolen som højest fuldførte uddannelse. København har for de 25-64-årige en markant højere andel borgere med en lang videregående uddannelse, når man sammenligner med resten af landet (Københavns Kommune 2019).

Mange københavnere lever med kronisk sygdom og multisygdom

Mange københavnere lever med én eller flere kroniske sygdomme (Region Hovedstaden 2017b), for eksempel har flere end 14.000 københavnere en hjertesygdom, mens godt 17.000 har KOL. Derudover viser Sundhedsprofilen 2017, at lidt flere end 24.000 borgere i København har astma (jf. Tabel 1 nedenfor). I alt har 26,9 pct. af borgerne i Region Hovedstaden på 16 år eller derover én eller flere af 11 udvalgte kroniske sygdomme (Region Hovedstaden 2017a). Overføres dette tal til København vil det svare til, at omkring 170.000 Københavnere lider af én eller flere kroniske sygdomme.

Tabel 1 / Københavnere med kronisk sygdom 2013 og 2017 (antal og andel i pct.) til sammenligning med resten af landet (pct.) (Region Hovedstaden 2017b)

	Antal i 2013	Pct. i 2013	Antal i 2017	Pct. i 2017
Diabetes	18.200	3,9 pct.	19.400	3,9 pct.
Hjertesygdom	14.200	3,0 pct.	14.400	2,9 pct.
Apopleksi	7.100	1,5 pct.	7.200	1,4 pct.
KOL	15.400	3,3 pct.	17.700	3,6 pct.
Astma	23.700	5,1 pct.	24.100	4,9 pct.
Kræft	10.900	2,3 pct.	11.500	2,3 pct.
Langvarig depression	20.900	4,5 pct.	19.800	4,0 pct.
Svær psykisk lidelse	14.400	3,1 pct.	15.100	3,0 pct.
Demens, borgere på 65 år og derover	2.600	4,4 pct.	2.500	4,0 pct.
Multisygdom*	7.700	1,8 pct.	8.600	1,7 pct.

**(3 eller flere kroniske sygdomme)*

Overordnet viser Sundhedsprofilen for 2017, at:

- der er sket et lille fald i antal af københavnere med langvarig depression og demens
- der er sket en mindre stigning i antal af københavnere med hjertesygdom og apopleksi
- der er sket en lidt større stigning i antal af københavnere med diabetes, KOL, astma, kræft og svær psykisk lidelse (jf. Tabel 1 ovenfor).

Multisygdom – et liv med tre eller flere kroniske sygdomme – er en stor udfordring i Danmark. Det viser blandt andet et studie fra Statens Institut for Folkesundhed (2019). For det enkelte menneske kan livet med flere kroniske sygdomme betyde mindre mulighed for at leve det ønskede liv – og det kan have stor betydning for den enkeltes livskvalitet og velbefindende. I København er cirka 8.600 københavnere multisyge (jf. tabel 1 ovenfor). Social ulighed i sundhed kommer til udtryk ikke mindst i forhold til mennesker med multisygdom. På tværs af aldersgrupper er der en social gradient i risikoen for at udvikle multisygdom, hvilket vil sige, at personer med kort uddannelse har markant højere risiko for multisygdom end personer med lang uddannelse.

Risikofaktorer og forebyggelse
Københavnernes sundhed påvirkes af mange faktorer, der i forskellig grad øger risikoen for senere at udvikle sygdom. Nogle risikofaktorer har større betydning for sundheden end andre – og langt de fleste er markant mere udbredt blandt kortuddannede end blandt langt uddannede.

De nyeste tal fra den Nationale sundhedsprofil 2017 giver et indblik i de københavnske borgeres sundhed. Nedenfor er et kort uddrag i forhold til risikofaktorer for mental sundhed, stress og fysisk inaktivitet, der er udvalgt på baggrund af direkte eller indirekte sammenhæng til området for sundhed og luftforurening.

- 22 pct. af københavnerne er ikke tilstrækkeligt fysisk aktive og lever ikke op til WHO's minimumsanbefaling for fysisk aktivitet. Andelen er ens hos mænd og kvinder, mens andelen med for lidt fysisk aktivitet er lavere blandt de unge og højere blandt de 65+-årige.
- 13 pct.[1] af københavnerne har dårligt mentalt helbred.
- 27 pct. af københavnerne har et højt stressniveau. Andelen med et højt stressniveau er blandt andet steget blandt de unge i alderen 16-34 år.

Risikofaktorer for fysisk inaktivitet og mental sundhed kan være vigtige i forhold til arbejde med sundhed og luftforurening, da begge områder kan have en sammenhæng til byrummet, hvor luftforureningen findes.

Nogle københavnere finder ro og afstresning i byens rum. På samme måde kan bydesign have indflydelse på borgernes lyst til og mulighed for at vælge cykel eller gang over bil frem for transportmidler, der ikke på samme vis ansporer til bevægelse. Disse perspektiver kan være betydningsfulde i det videre arbejde med sundhed og luftforurening i København.

[1] Beskrevet som "mindre godt eller dårligt selvvurderet helbred"



5 / Forskning om sundhed og luftforurening

Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab, har til Københavns Kommune udarbejdet et forskningsoverblik om sundhed og luftforurening (Bilag 1). Forskningsoverblikket beskriver den eksisterende viden om sundhedsmæssige konsekvenser af at indånde forurenet luft, herunder veldokumenterede negative effekter i forhold til forskellige sygdomme og nyere interessante sygdomsområder, der endnu mangler at blive undersøgt til fulde.

Forskningsoverblikket beskriver i otte kapitler blandt andet det epidemiologiske og metodiske fundament, som kort- og langsigtede undersøgelser af sundhedskonsekvenser af luftforurening baseres på; sundhedskonsekvenserne af luftforurening i et globalt perspektiv; biologiske mekanismer i forhold til luftforurening og indvirkning på kroppen, luftforurening i relation til andre traditionelle risikofaktorer samt den nuværende viden om luftforureningens indvirkning på børn og voksne i forhold til forskellige sygdomme som astma, kræft og diabetes.

5.1 / Baggrund

Forskningsoverblikket er udarbejdet med henblik på at være videnskabeligt fundament for Københavns Kommunes videre arbejde med indsatsen 'Øget viden om de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening i København'. På den måde er forskningsoverblikket afgørende for det videre arbejde i ekspertgruppen og generelt i Københavns Kommune.

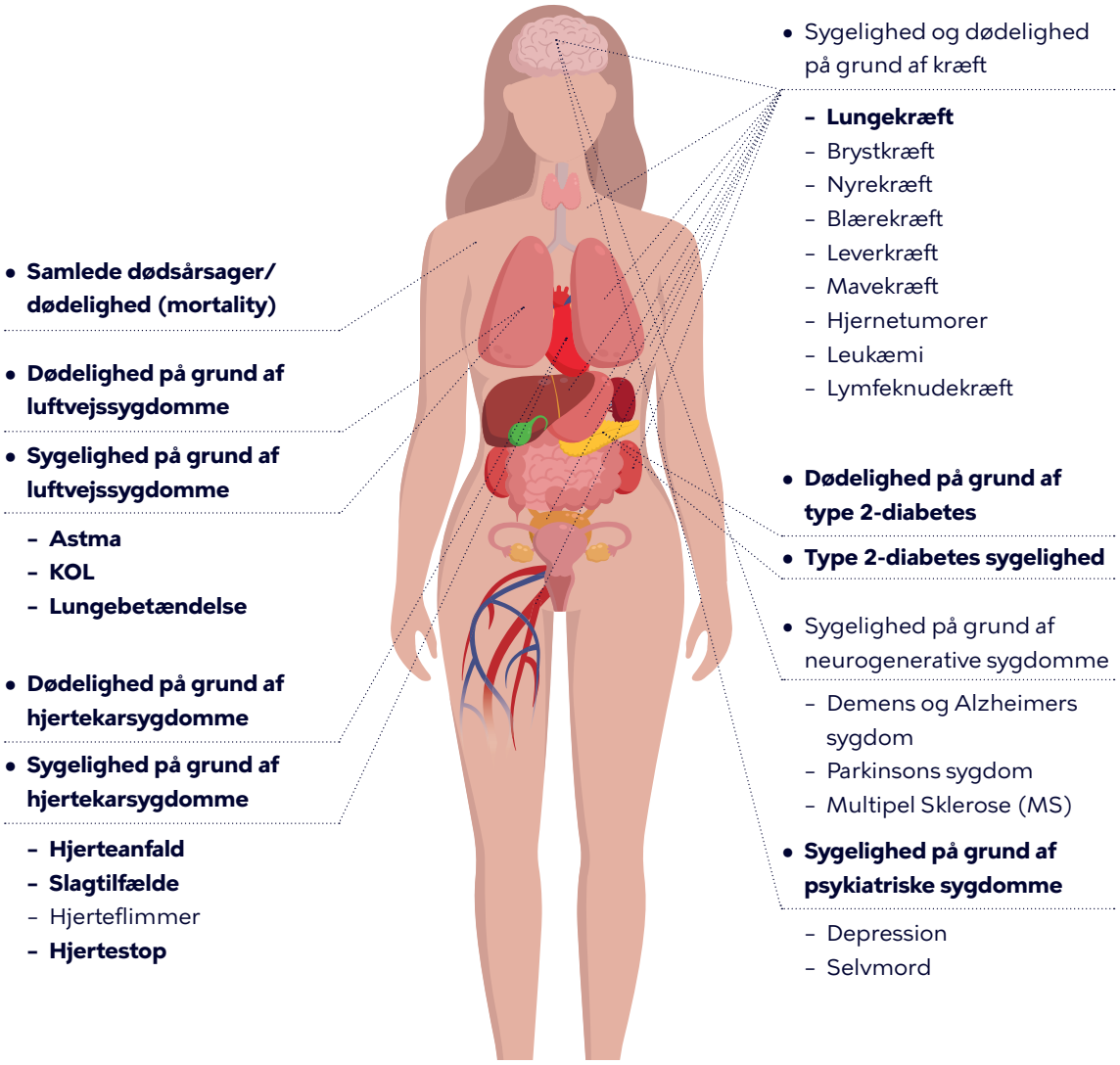
5.2 / Hovedkonklusioner

Forskningsoverblikket konkluderer, at luftforurening er allestedsnærværende med veldokumenterede konsekvenser for menneskers sundhed. Eksponering for luftforurening af $PM_{2,5}$ rangerer som den femte største risikofaktor for død på verdensplan[2], hvor alkohol rangerer som nummer seks og fysisk inaktivitet som nummer tolv.

Dødsfald forbundet med luftforurening sker ofte ved eksponering over lang tid og med en bred vifte af sygdomme som udslagsgivende faktorer. Nedenfor ses det nuværende sygdomsbillede forbundet med eksponering for luftforurening hos voksne i Figur 2.

[2] Ifølge Sundhedsstyrelsen er rygning skyld i omkring 13.600 ekstra dødsfald årligt, fysisk inaktivitet er årsag til omkring 6.000 ekstra årlige dødsfald, mens alkohol er skyld i omkring 3.000 ekstra dødsfald årligt (Sundhedsstyrelsen 2016). Ifølge Aarhus Universitet er luftforurening skyld i omkring 4.200 ekstra dødsfald i 2017 (Aarhus Universitet, 2019) (se også Afsnit 10 nedenfor) og dermed en betydelig faktor for danskernes sundhed.

Figur 2 / Sundhedseffekter af luftforurening for voksne (Københavns Universitet 2020)



De udfald, som der er tilstrækkelig evidens bag til at kunne dokumentere en årsagssammenhæng med luftforurening, er markeret i fed, mens udfald, som stadig er i gang med at blive undersøgt, og hvor der endnu ikke er nok evidens til at dokumentere, om der er tale om en tilfældig sammenhæng, står med almindelig, ikke-markeret tekst.

Dødelighed
Udenlandske studier har blandet andet fundet en sammenhæng mellem langtidseksponering af luftforurening og generel dødelighed. Danske studier viser samme tendens for eksponering for $PM_{2,5,}$ hvor der ses en endnu stærkere sammenhæng. Selvom Danmark overholder EU-direktivets grænseværdier for luftforurening, herunder $PM_{2,5}$, estimeres luftforurening ifølge forskningsoverblikket til at være årsag til omkring over 4.000 årlige dødsfald i Danmark[3].

Sammenhæng mellem luftforurening og udvalgte sygdomme
Forskningsoverblikket gennemgår en lang række sygdomme og beskriver sammenhængen mellem for eksempel udvikling, symptomer og dødelighed som følge af eksponering for luftforurening. Nedenfor en kort opsummering af de enkelte konklusioner for hver sygdomsgruppe.

Astma: Sammenhængen mellem luftforurening og astma hos voksne er ikke entydig, men forskning, der peger på, at der er et kausalt forhold mellem langtidseksponering for luftforurening og fremkomst af astma hos voksne.

Kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL): Forskning i luftforurening og KOL antyder en sammenhæng, særligt med de biologiske mekanismer in mente. Der er evidens for luftforureningens direkte forværrende effekt på KOL-patienter. Forskningen viser ikke entydig sammenhæng mellem eksponering af luftforurening og udvikling af KOL.

Lungebetændelse: Sammenhængen mellem luftforurening og lungebetændelse er ofte undersøgt på baggrund af korttidseksponering, hvor eksponering for høj luftforurening over flere dage øger antallet af hospitalsindlæggelser og død på grund af lungebetændelse. Langtidseksponering viser ikke samme stærke sammenhæng, men der synes at være sammenhæng mellem luftforurening og øget modtagelighed/fremkomst af lungebetændelse.

Hjertekarsygdom: Der er stor evidens for sammenhængen mellem luftforurening og hjertekarsygdomme på dødelighed og sygdom. Herunder iskæmisk hjertestop og slagtilfælde. Hjerteflimmer er først for nyligt undersøgt i forhold til luftforurening, og foreløbig viser undersøgelserne forskellige resultater.

Lungekræft: Udendørs luftforurening blev i 2013 klassificeret som kræftfremkaldende for mennesker, hvilket startede en stor interesse i forskning med luftforurening som risikofaktor for forskellige kræftformer. Der er evidens for sammenhæng mellem luftforurening og lungekræft for både $PM_{2,5}$ og NO_2, herunder effekter ved lave koncentrationer af $PM_{2,5}$.

Øvrige kræftformer: Mange andre kræftformer er undersøgt i forhold til luftforurening, men her er forskningen ikke entydig. Der mangler mere forskning på området, hvor flere studier begynder at se nærmere på luftforureningens effekt på blandt andet bryst-, blære-, lever- og mavekræft samt hjernetumorer.

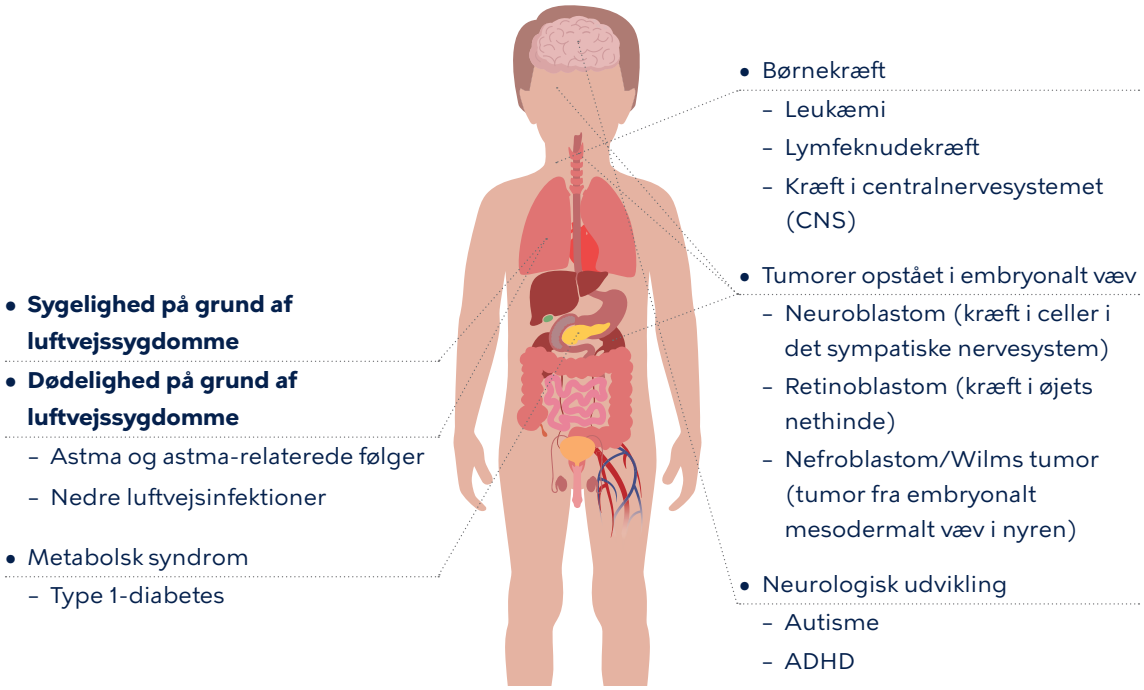
Diabetes: Der er for nylig etableret en stærk sammenhæng mellem luftforurening og type 2-diabetes. Det vil fremadrettet få betydning for vurdering af de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening[4].

Neurodegenerative og psykologiske sygdomme: Flere studier peger på en stærk biologisk sammenhæng mellem luftforurening og neurodegenerative og psykologiske sygdomme. Flere studier finder for eksempel sammenhæng mellem øget kognitiv funktionsnedsættelse og luftforurening, hvilket kan være første skridt mod demens. Der er ikke fundet sammenhæng mellem luftforurening og hverken Parkinsons eller multipel sklerose. Der er derimod fundet en sammenhæng mellem korttidseksponering for luftforurening og depressiv adfærd. Der er ikke entydig evidens for langtidseksponering for luftforurening og udvikling af depression. Flere studier har set på korttidseffekt af luftforurening og selvmord, men kun fundet en svag sammenhæng.

[3] Ifølge seneste rapport fra Aarhus Universitet 2019 er luftforurening estimeret til at være skyld i omkring 4.200 årlige dødsfald i Danmark.

[4] Der er endnu ikke i Danmark foretaget beregninger af helbredseffekter og omkostninger af luftforurening, der inkluderer diabetes, da sammenhængen er så nyetableret, at den endnu ikke er en del af WHO's retningslinjer for området. De gældende retningslinjer er fra 2005.

Figur 3 / Sundhedseffekter af luftforurening for børn (Københavns Universitet 2020)



De udfald, som der er tilstrækkelig evidens bag til at kunne dokumentere en årsagssammenhæng med luftforurening, er markeret i fed, mens udfald, som stadig er i gang med at blive undersøgt, og hvor der endnu ikke er nok evidens til at dokumentere, om der er tale om en tilfældig sammenhæng, står med almindelig, ikke-markeret tekst.

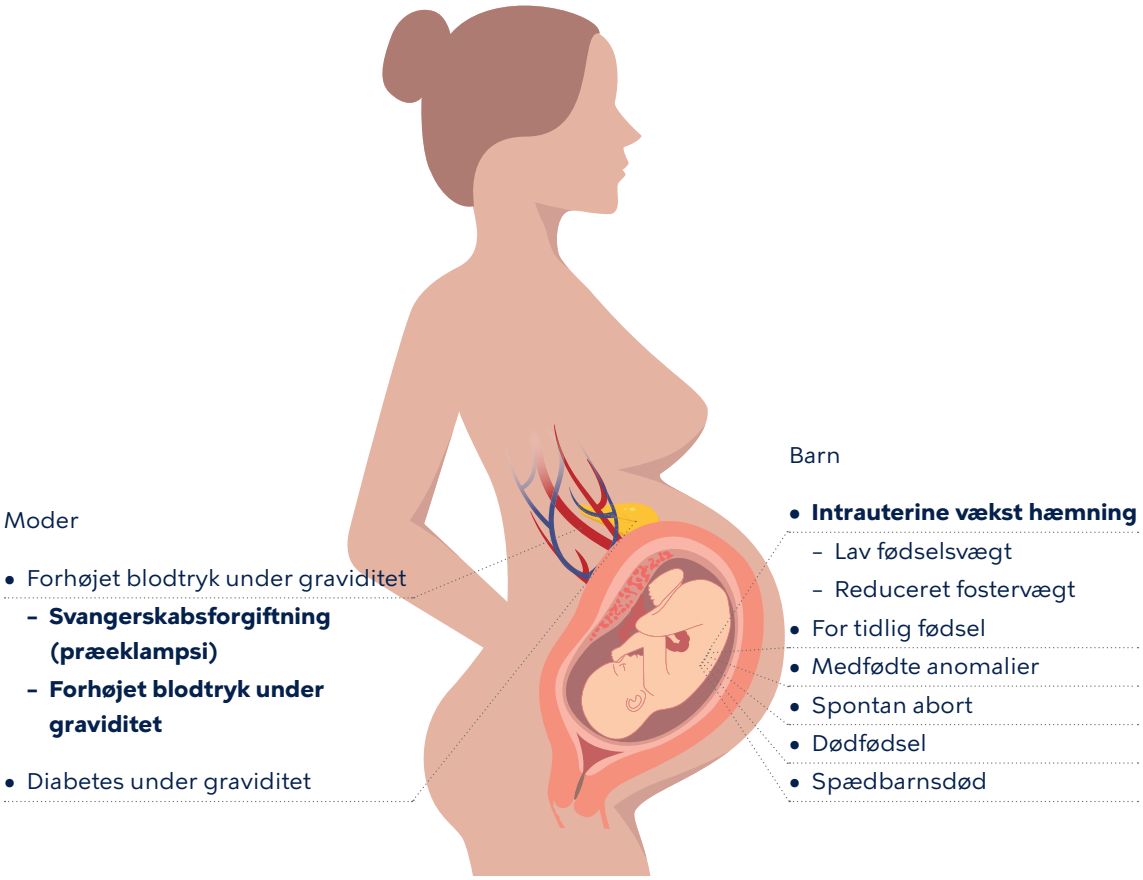
Astma hos børn: Flere studier har fundet en positiv sammenhæng mellem korttidseksponering af for høje niveauer af luftforurening og astmasymptomer, samt indlæggelser blandt børn med astma. Nyere studier har også fundet en positiv sammenhæng mellem langtidseksponering for elementært kulstof (black carbon, BC), NO_2 og $PM_{2,5}$ og udvikling af astma hos børn, men der mangler fortsat mere forskning på området.

Kræft hos børn: Akut leukæmi er den mest almindelige form for kræft i barndommen. Sygdommen er derfor grundigt undersøgt også i forhold til luftforurening. Der har været en del inkonsistens i de epidemiologiske studier, men de seneste år er der foretaget seks systematiske reviews af sammenhæng mellem trafikrelateret luftforurening og akut leukæmi hos børn. Fem ud af seks af de systematiske reviews finder nogen sammenhæng. Den nyeste metaanalyse fra 2019 har taget højde for dosisresponsforholdet og fundet, at trafikrelaterede luftforurening, i særdeleshed benzen, er forbundet med forøget risiko for akut leukæmi hos børn.

Lungebetændelse hos børn: En række studier har fundet en positiv sammenhæng mellem korttidseksponering for luftforurening og lungebetændelse hos børn. En nyere meta-analyse finder en stærk sammenhæng mellem luftforurening og indlæggelser af børn med lungebetændelse.

Autisme og ADHD: Nyere epidemiologiske studier har fundet sammenhæng mellem eksponering for luftforurening og øget sandsynlighed for at udvikle ASD (Autism Spectrum Disorder) i USA, Taiwan og Israel. Det har ikke været muligt at finde samme korrelation i europæiske studier. Et dansk studie har fundet sammenhæng mellem eksponering for luftforurening i de første måneder efter fødsel og udvikling af autisme og Asperger. Der er mindre evidens for sammenhængen mellem eksponering for luftforurening og ADHD, da forskningen har givet modsatrettede resultater.

Figur 3 / Sundhedseffekter af luftforurening for moder og barn (Københavns Universitet 2020)



De udfald, som der er tilstrækkelig evidens bag til at kunne dokumentere en årsagssammenhæng med luftforurening, er markeret i fed, mens udfald, som stadig er i gang med at blive undersøgt, og hvor der endnu ikke er nok evidens til at dokumentere, om der er tale om en tilfældig sammenhæng, står med almindelig, ikke-markeret tekst.

Fødselsvægt: Der er megen forskning om luftforurening og fødselsvægt, men konklusionerne er inkonsistente. Størstedelen af forskningen peger dog på, at luftforurening har en negativ indvirkning på fødselsvægt.

Medførte misdannelser: Der er stigende fokus på sammenhæng mellem luftforurening og risiko for medfødte misdannelser. Der er inkonsistente resultater, og størstedelen af studierne har fokus på medfødte hjertefejl og såkaldte orofacial clefts, der er misdannelser i ansigtet. Der mangler mere forskning på området.

Graviditetshelbred: Luftforurening kan give komplikationer under graviditeten, herunder svangerskabsdiabetes, svangerskabshypertension, spontan abort og præeklampsi. Der mangler dog mere forskning i sammenhænge mellem luftforurening og svangerskabsdiabetes og spontan abort for at underbygge dette yderligere.

Dødfødsel: Der er fundet nogen sammenhæng mellem eksponering for luftforurening og dødfødsel i flere udenlandske studier, særligt ift. ozon, men forskningsresultaterne er ikke entydige.

Reproduktion: Luftforurening kan have indflydelse på både mænd og kvinders sandsynlighed for at kunne reproducere. Flere studier har undersøgt forholdet og set på blandt andet frugtbarhed, fertilitet og sædkvalitet. Undersøgelser af både dyr og mennesker understøtter en sammenhæng mellem eksponering for luftforurening og fejl under dannelsen af køns-

celler, der medfører mindre sandsynlighed for at kunne reproducere senere i livet. Den epidemiologiske forskning er stadig sparsom og har inkonsistente resultater. Der mangler forskning på området for at kunne konkludere endeligt om luftforureningens effekt på reproduktion hos mennesker.

Luftforurening og fysisk aktivitet
Forskningsoverblikket indeholder et kapitel om forskning i om luftforurening og fysisk aktivitet. Fysisk aktivitet har mange gavnlige effekter og reducerer risiko for sygdom og tidlig død. Fysisk aktivitet øger vejrtrækningsfrekvensen og dermed også dispositionen for luftforurening i lungerne, hvilket medfører en øget eksponering for de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening under den fysiske aktivitet.

Evidensen på området er dog ikke fyldestgørende, og det er fortsat uvist, om de positive effekter af fysisk aktivitet til fulde opvejer de negative effekter i forhold til det øgede optag af luftforurening under aktiviteten.

Flere studier peger på, at borgere i byer med relativ lav luftforurening, som for eksempel København, ikke skal undlade at være fysisk aktive, da de gavnlige effekter af den fysiske aktivitet opvejer de negative.

5.3 / Andre pointer

Forskellige samfundsgrupper, herunder børn, gravide, ældre og kronisk syge, er mere udsatte for sundhedskonsekvenserne af luftforurening. Eksempelvis er børn særligt udsatte, da deres lunger, hjerne og immunforsvar forsat er under udvikling og luftforurening kan påvirke disse processer. Derudover trækker børn vejret med højere frekvens end voksne og inhalerer mere luft pr. kg. kropsvægt.

Luftforurening har både negative konsekvenser for den gravide og det ufødte foster, hvor svangerskabsdiabetes, hypertension og præklampsi kan være komplikation for den gravide, og lav fødselsvægt og øget sandsynlighed for medfødte misdannelser kan påvirke barnet. Luftforurening kan forværre allerede eksisterende sygdomme som KOL og diabetes, hvorfor borgere med kroniske sygdomme er særligt sårbare overfor luftforurening.

Generelt er de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening veldokumenterede. Studier i Danmark finder mange af de samme tendenser, som dokumenteres i internationale studier. De danske studier bidrager med høj kvalitet og evidens for, at luftforurening under EU's grænseværdier og selv under WHO's anbefalinger har markante sundhedsmæssige konsekvenser for mennesker.

Det fulde sygdomsbillede af luftforurening kendes fortsat ikke, men nyere forskning peger på yderligere sammenhæng mellem luftforurening og sygdomme som demens, psykiske sygdomme, brystkræft, tarmkræft, neurologisk udvikling hos børn samt accelereret aldring og kortere levetid.

5.4 / Perspektiver

Luftforurening kan have større sundheds- og samfundsmæssige konsekvenser, end vi ved i dag. I Københavns Kommune er der eksempelvis en stor andel af børn og unge (omkring 110.000) og ældre (omkring 65.000) (jf. afsnit 4). Disse grupper er, som beskrevet, særligt udsatte for negative sundhedseffekter af luftforurening. Det svarer til, at næsten 30 pct. af københavnerne er særligt udsatte eller sårbare overfor sundhedskonsekvenserne af den luft, de indånder i København.

Langvarige sygdomme som for eksempel hjertesygdom, diabetes og KOL har stor betydning for et menneskes hverdag og livskvalitet, og mange københavnere lever med én eller flere kroniske sygdomme (jf. afsnit 4 ovenfor). Flere end 14.000 københavnere har en hjertesygdom, flere end 19.000 har diabetes og flere end 17.000 har KOL. Disse tre sygdomstyper er, som beskrevet ovenfor, kædet sammen med luftforurening, og evidensen herfor er stærk. Det peger på, at omfanget af de problemer, der følger med luftforurening i byen, er stor.



6 / Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune

Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) har i forbindelse med Årsrapport 2019 udarbejdet en rapport om helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune (jf. Bilag 2). Rapporten er en kortlægning af luftforureningskoncentrationer i Københavns Kommune med udgangspunkt i det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution), herunder helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger. Derudover indeholder rapporten resultater for København fra afrapportering på det nationale måleprogram i 2018.

Det integrerede modelsystem EVA bruges til at udarbejde en kildeopgørelse for Københavns Kommune, hvor kildernes koncentrationsbidrag anskueliggøres. Derudover anvendes det integrerede modelsystem EVA også til at beregne helbredseffekter og samfundsomkostninger.

Rapporten består af syv kapitler. Kapitel 1 er en sammenfatning, mens kapitel 2 beskriver det integrerede modelsystem EVA, herunder inputdata. Kapitel 3 opsummerer resultaterne fra det nationale måleprogram i 2018 for Københavns Kommune og sammenligner med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Kapitel 4 indeholder en kortlægning af luftforureningen i Københavns Kommune, herunder en opgørelse af emissioner fordelt på kilder opdelt i hver kildes bidrag til luftforureningen. Kapitel 5 indeholder en beskrivelse af helbredseffekter, mens kapitel 6 beskriver samfundsomkostninger af helbredseffekter. Det sidste kapitel diskuterer usikkerheder ved beregningerne af helbredseffekter og samfundsomkostninger af luftforurening.

Rapporten har to overordnede spor:

1) Et spor med fokus på resultater fra afrapportering på det nationale måleprogram i 2018. Resultater er baseret på data fra 2018.

2) En kortlægning af luftforureningskoncentrationer med tilhørende vurdering af helbredseffekter og samfundsomkostninger i Københavns Kommune på baggrund af det integrerede modelsystem EVA. Denne kortlægning er baseret på data fra 2017.

I årsrapporten 2019 er det forsøgt tydeliggjort hvilket spor, og dermed hvilke data, der lægger til grund for resultater og konklusioner. Aarhus Universitet har tidligere udarbejdet lignende rapporter for Københavns Kommune (se kapitel 8 nedenfor).

6.1 / Baggrund

Baggrunden for rapporten har været en interesse fra Københavns Kommune for at få svar på følgende fire hovedspørgsmål:

- Hvordan er luftkvaliteten i Københavns Kommune i 2018, og hvordan kan den forventes at blive i 2030?
- Hvordan er luftkvaliteten i 2018 i forhold til gældende EU-grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet?
- Hvilke kilder bidrager til luftkvaliteten i 2017, og hvor meget stammer fra lokale kilder i Københavns Kommune og kilder uden for kommunen?
- Hvad er helbredseffekterne af luftforureningen og de tilhørende samfundsmæssige omkostninger i 2017?

Rapporten giver en opdateret status på den nuværende luftkvalitet i København med udgangspunkt i eksisterende data og beregningsmodeller. Rapporten bidrager til det vidensgrundlag, som ekspertgruppen under indsatsen for 'Øget viden om de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening i København' bruger som baggrund for deres anbefalinger.

6.2 / Hovedkonklusioner

Rapporten indeholder en lang række konklusioner med udgangspunkt i både resultater fra afrapportering på det nationale måleprogram i 2018 samt en ny kortlægning af luftforureningskoncentrationer med tilhørende vurdering af helbredseffekter og samfundsomkostninger i Københavns Kommune på baggrund af det integrerede modelsystem EVA. Nedenfor er beskrevet de væsentligste konklusioner knyttet til ovenstående fire hovedspørgsmål.

Hvordan er luftkvaliteten i Københavns Kommune i 2018, og hvordan kan den forventes at blive i 2030?

Udviklingen i luftkvalitet i København overvåges via det nationale måleprogram. Det viser, at der har været et fald i målte årsmiddelkoncentrationer af NO_2, $PM_{2,5}$ og PM_{10} samt ultrafine partikler over en længere årrække.

Tabel 2 nedenfor angiver bl.a. niveau af årsmiddelkoncentrationer, der er målt på H. C. Andersens Boulevard (gadekoncentration) og H. C. Ørsted Instituttet (by-baggrundskoncentration) for henholdsvis $PM_{2,5}$, PM_{10} og NO_2 i 2018.

Tabellen viser herudover, at der generelt er et højere niveau af luftforurening ved målinger foretaget af gadekoncentration på H. C. Andersens Boulevard til sammenligning med by-baggrundskoncentrationen målt ved H. C. Ørsted Instituttet.

By-baggrundskoncentration er den generelle luftforurening i byen, og afspejler koncentrationen, som man vil opleve i en park, en baggård eller på taget af bygninger. Gadekoncentration er bestemt af by-baggrundskoncentration, bidraget fra trafikken i den konkrete gade samt bygningernes indflydelse på spredningsforhold. Gadekoncentration repræsenterer således koncentrationer i ca. 2 meters højde tæt ved husfacaden.

Tabel 2 / Status på luftkvalitet i København 2018 (NO_2, PM_{10} og $PM_{2,5}$)

	Gadekoncentration (H. C. Andersens Boulevard)	By-baggrundskoncentration (H. C. Ørsted Instituttet)
$PM_{2,5}$	16 mikrogram pr. kubikmeter	13 mikrogram pr. kubikmeter
PM_{10}	31 mikrogram pr. kubikmeter	18 mikrogram pr. kubikmeter
NO_2	39 mikrogram pr. kubikmeter	–
Partikelantal[5]	Ca. 6.000 partikler pr. kubikcentimeter	Ca. 2.000 partikler pr. kubikcentimeter

[5] Partikelantal er antal af partikler med en diameter mellem 41 og 550 nm

Hvordan er luftkvaliteten i 2018 i forhold til gældende EU-grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet?

EU har fastsat grænseværdier for luftkvalitet, mens WHO har udarbejdet retningslinjer for luftkvalitet. Begge har til formål at beskytte blandt andet borgernes sundhed mod luftforurening. Tabel 3 nedenfor opsummerer henholdsvis grænseværdier og retningslinjer for $PM_{2,5}$, PM_{10} og NO_2.

Tabel 3 / EU's grænseværdier for luftkvaliteter og WHO's retningslinjer for luftkvalitet (gældende)

	EU's grænseværdier	WHO's retningslinjer
$PM_{2,5}$	25 mikrogram pr. kubikmeter	10 mikrogram pr. kubikmeter
PM_{10}	40 mikrogram pr. kubikmeter	20 mikrogram pr. kubikmeter
NO_2	40 mikrogram pr. kubikmeter	40 mikrogram pr. kubikmeter

Resultater i forhold til gældende EU-grænseværdier

Hverken i 2017 eller 2018 er der på baggrund af gademålinger i det nationale måleprogram overskridelse af EU's grænseværdier for luftkvalitet i København (hverken NO_2, $PM_{2,5}$ eller PM_{10}). Gademålerne i København står på henholdsvis H. C. Andersens Boulevard og Jagtvej. Bybaggrundsmåleren står på H. C. Ørsted Instituttet. Det er data fra disse målere, der indgår i det nationale måleprogram.

I 2018 er der på baggrund af modellerede gadekoncentrationer overskridelse af EU's grænseværdi for luftkvalitet for NO_2 på H.C. Andersens Boulevard. Den modelberegnede overskridelse var på mindre end en pct. Der er ikke beregnet overskridelser for $PM_{2,5}$ og PM_{10} for gadestrækninger i Københavns Kommune for 2018.

Resultater i forhold til eksisterende WHO-retningslinjer

I 2018 er der på baggrund af gademålinger i det nationale måleprogram ikke overskridelse af WHO's retningslinjer for NO_2. Derimod var der overskridelse for $PM_{2,5}$ i både gadeniveau og i by-baggrund. For PM_{10} var der overskridelse i gadeniveau.

Tabel 4 viser opsummering af luftkvaliteten i København i 2018 i forhold til gældende EU-grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet.

Tabel 4 / Opsummering – resultater fra måling af gadekoncentrationer i København (2018) i forhold til EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer

	EU's grænseværdier	WHO's retningslinjer
$PM_{2,5}$	Ikke overskridelser i gademålinger	Overskridelser i gademålingerr
PM_{10}	Ikke overskridelser i gademålinger	Overskridelser i gademålinger
NO_2	Ikke overskridelser i gademålinger	Ikke overskridelser i gademålinger

Hvilke kilder bidrager til luftkvaliteten i 2017, og hvor meget stammer fra lokale kilder i Københavns Kommune og kilder uden for kommunen?
Rapporten konkluderer følgende på baggrund af modelberegninger EVA (data fra 2017) i forhold til kildebidrag til by-baggrundskoncentrationen:

- I 2017 var de tre største kilder til udledning af NO_x i Københavns Kommune på baggrund af modellerende beregninger (EVA): vejtransport (51 pct.), kræftværker (28 pct.) og ikke-vejgående maskiner (16 pct.).
- I 2017 var de tre største kilder til udledning af $PM_{2,5}$ i Københavns Kommune på baggrund af modellerende beregninger (EVA): brændeovne mv. (51 pct.), vejtransport (20 pct.) og henholdsvis affaldsbehandling og anvendelse af produkter (begge 7 pct.).
- I 2017 var de tre største kilder til udledning af PM_{10} i Københavns Kommune på baggrund af modellerende beregninger (EVA): ikke-industriel forbrænding (43 pct.), vejtransport (25 pct.) og henholdsvis kraftværker og anvendelse af produkter (begge 7 pct.).
- I 2017 var vejtransport på baggrund af modellerende beregninger (EVA) den største kilde i Københavns Kommune til CO (63 pct.), mens kræftværker var den største kilde til SO_x (56 pct.).

Rapporten konkluderer følgende i forhold til lokale kildebidrag fra Københavns Kommune til bybaggrundskoncentration:

- I 2017 bidrog lokale kilder i Københavns Kommune på baggrund af modellerede beregninger (EVA) til cirka 24 pct. af by-baggrundskoncentration af NO_2 i kommunen. Heraf kom det største bidrag fra vejtrafik svarende til cirka 12 pct. af udledningen, og det næststørste bidrag fra kraftværker svarende til cirka 6 pct.
- I 2017 bidrog lokale kilder i Københavns Kommune på baggrund af modellerede beregninger (EVA) til cirka 8 pct. af by-baggrundskoncentration af $PM_{2,5}$ i kommunen.
- I 2017 bidrog lokale kilder i Københavns Kommune på baggrund af modellerede beregninger (EVA) til cirka 11 pct. af by-baggrundskoncentration af PM_{10} i kommunen.
- I 2017 udgjorde brændefyring ifølge modellerede beregninger (EVA) det største lokale bidrag i Københavns Kommune til partikelforurening af by-baggrundskoncentration for PM_{10} og $PM_{2,5}$ i kommunen svarende til henholdsvis cirka 5 pct. og cirka 4 pct. Vejtransport er det andet største lokale bidrag med henholdsvis 2,4 pct. for PM_{10} og 1,6 pct. for $PM_{2,5}$.

Udover de modellerede beregninger for 2017 indeholder rapporten også et afsnit med kildeopgørelse for gadebidraget til gadekoncentration for NO_2, $PM_{2,5}$ og PM_{10} for 98 gader i København i 2018. Rapporten konkluderer følgende i forhold til gadebidraget:

- Gadebidraget for NO_2 fordeler sig sådan, at personbiler bidrager med omkring 52 pct., varebiler med 26 pct., lastbiler 6 pct. og busser 17 pct. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager med cirka 23 pct. af gadebidraget af NO_2, selvom de kun udgår cirka 5 pct. af trafikken.
- Gadebidraget for $PM_{2,5}$ fordeler sig sådan, at personbilerne bidrager med omkring 61 pct., varebiler med 26 pct., lastbiler med 5 pct. og busser 9 pct.
- For gadebidraget af PM_{10} gælder, at personbiler bidrager med omkring 63 pct., varebiler med 23 pct., lastbiler med 5 pct. og busser med 9 pct. Altså stort set samme fordeling som for $PM_{2,5}$.

Hvad er helbredseffekterne af luftforureningen og de tilhørende samfundsmæssige omkostninger i 2017?

I rapporten er helbredseffekter af luftforurening opgjort dels som antallet af for tidlige dødsfald, dels som sygdomstilfælde i form for eksempel sygdom/diagnose, hospitalsindlæggelser, sygdomsepisoder eller sygedage. Helbredseffekterne af luftforurening er opgjort på baggrund af modellerede beregninger (EVA).

Årlige antal for tidlige dødsfald

I 2017 udgjorde antallet af tilfælde af for tidlig død på baggrund af udendørs luftforurening i alt 458 i Københavns Kommune. Det viser modellerede beregninger (EVA). Det er fordelt med 320 tilfælde af for tidlig død på grund af langtidspåvirkning (kroniske dødsfald) og 138 på grund af korttidspåvirkning (akutte dødsfald). Tabel 5 nedenfor er et samlet overblik over fordelingen af for tidlige dødsfald i 2017 i Københavns Kommune.

Tabel 5 / For tidlige dødsfald i Københavns Kommune i 2017 på baggrund af total luftforurening

	SO_2	O_3	NO_2	$PM_{2,5}$	Total
For tidlige dødsfald, korttidseksponering	1	3	50	83	138
For tidlige dødsfald, langtidseksponering	0	0	0	320	320
Total	**1**	**3**	**50**	**403**	**458**

Sygdomstilfælde – voksne og børn

Udover dødsfald ser rapporten også på udvalgte sygdomme. Tabellen nedenfor giver et samlet overblik over sygdomstilfælde for voksne i 2017 ifølge modellerede beregninger (EVA) som følge af den totale luftforurening i Københavns Kommune.

Tabel 6 / Helbredseffekter (sygdom) for voksne i 2017 i Københavns Kommune på baggrund af total luftforurening

	O_3	NO_2	$PM_{2,5}$	Total
Lungekræft	0	0	6	6
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	3	240	177	420
Hospitalsindlæggelser for cerebrovaskulære lidelser	9	0	124	133
Episoder med bronkitis	0	0	368	368
Dage med tabt arbejde	0	0	133	133
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	0	0	443.376	443.376
Dage med delvist nedsat aktivitet	40	0	0	40

I tabellen ses det blandt andet, at der ifølge modellerede beregninger er omkring 420 hospitalsindlæggelser i forbindelse med luftvejslidelser, samt at der er cirka 370, episoder med bronkitis. Derudover står det frem i tabellen, at $PM_{2,5}$ forårsagede omkring 444.000 sygedage blandt københavnerne i 2017.

Udover ovenstående er der i rapporten særligt for børn inkluderet episoder med henholdsvis astma og bronkitis. I tabellen ses det blandt andet, at særligt $PM_{2,5}$ ifølge modellerede beregninger har stor betydning for antallet af episoder med bronkitis blandt københavnske børn.

Tabel 7 / Helbredseffekter (sygdom) for børn i Københavns Kommune i 2017 på baggrund af total luftforurening

	O_3	NO_2	$PM_{2,5}$	Total
Episoder med astma blandt børn	0	0	39	39
Episoder med bronkitis blandt børn	0	0	1.601	1.601

Eksterne omkostninger

I 2017 var de totale eksterne omkostninger på grund af al luftforurening (alle emissionskilder) i Københavns Kommune ifølge modellerede beregninger omkring 8,8 milliarder kroner. De eksterne omkostninger skyldes primært partikler. Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidligere dødsfald som følge af kort- og langtidseksponering på grund af en høj værdisætning af liv.

Modellerede beregninger viser, at de eksterne omkostninger på grund af luftforurening lokale kilder inden for kommunegrænsen i 2017 var omkring 855 mio. kr. De vigtigste lokale kilder til eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune er vejtrafik og brændefyring.

6.3 / Andre pointer

De forskellige led i kæden i EVA er forbundet med større eller mindre usikkerhed. Dette er udførligt beskrevet i rapportens sidste kapitel. Usikkerhederne er kortfattet gengivet nedenfor og kan naturligvis have indflydelse på, hvordan rapportens resultater kan læses. Generelt vurderes det i rapporten, at usikkerheden formentlig er ± 50 pct. Det betyder blandt andet, at antallet af for tidlige dødsfald formentlig er indenfor et interval af omkring 230 til 690 årligt i 2017[6], samt at antallet af episoder med bronkitis blandt børn formentlig er inden for et interval af omkring 800 til 2400 årligt i 2017.

Der er ifølge rapporten formentlig en mindre underestimering i EVA af både antallet af $PM_{2,5}$ og PM_{10}. Det kan blandt andet have betydning for de helbredseffekter, som rapporten beregner i forhold til børn, hvor $PM_{2,5}$ er udslagsgivende (se Tabel 6). For børn er der i rapporten inkluderet helbredseffekter for astma og bronkitis, og her vil der derfor formentligt være tale om en mindre underestimering.

Underestimeringen af $PM_{2,5}$ kan også have stor betydning for vurderingen af sundhedskonsekvenserne af luftforurening i København. Det gælder særligt vurderingen af antallet af for tidlige dødsfald og sygedage, da $PM_{2,5}$ ligeledes her er afgørende (se Tabel 6 ovenfor). Eksempelvis er antallet af dage med helt eller delvis tabt arbejdsaktivitet[7] i Københavns Kommune beregnet til omkring 440.000 i 2017. Med så stort et antal sygedage med videre vil selv en lille underestimering have stor betydning for vurderingen af sundhedseffekterne af luftforurening i København.

[6] Usikkerhedsberegninger i dette afsnit er ikke en del af Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi, 2019: Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune

[7] Dage med tabt arbejde, dage med nedsat aktivitet (sygedage) og dage med delvist nedsat aktivitet (jf. Tabel 6)

Der er ifølge rapporten derudover væsentlig usikkerhed forbundet med antallet af for tidlige dødsfald henført til den tærskelværdi for NO_2, der er implementeret i EVA. Tærskelværdien er anbefalet af WHO, så alene koncentrationer af NO_2 over 20 mikrogram pr. kubikmeter er medtaget i beregning af helbredseffekter.

Dog påpeger rapporten, at Det Europæiske Miljøagentur i flere år har medtaget en følsomhedsberegning for NO_2 i deres afrapporteringer med en tærskelværdi på 10 mikrogram pr. kubikmeter. I de seneste beregnede år stiger antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO_2 i deres følsomhedsberegning med omkring en faktor 3,5, hvis tærskelværdien sættes til 10 mikrogram pr. kubikmeter i stedet for 20 mikrogram pr. kubikmeter. Det kan især have betydning for vurdering af antallet af for tidlige dødsfald ved korttidseksponering, det vil sige akutte tilfælde af død (jf. Tabel 5 ovenfor).

I rapporten er der beregnet 50 tilfælde af for tidlig død på grund af korttidseksponering af NO_2 i Københavns Kommune i 2017. Hvis det antal skal ganges med faktor 3,5, vil det betyde, at antallet i stedet er 175 tilfælde i 2017[8]. Det vil sige, at det samlede antal tilfælde af for tidlig død på grund af korttidseksponering vil blive ændret til omkring 260 tilfælde, hvis usikkerheder forbundet med $PM_{2,5}$ holdes konstant. Anvendes en lavere tærskelværdi for NO_2, vil alle kilder, der bidrager væsentlig til udledning heraf, få større relativ vægt. Det gælder blandt andet for vejtrafik.

6.4 / Perspektiver

Rapporten fra Aarhus Universitet indeholder langt flere pointer, konklusioner og perspektiver, end det er muligt at gengive i nærværende årsrapport. Et par perspektiver, som ikke er en del af rapporten, træder dog frem[8].

For eksempel har rapporten interessante nuancer i forhold til overskridelser af EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for henholdsvis gadeniveau og by-baggrund. Den viser blandt andet overskridelse af WHO's retningslinjer af både $PM_{2,5}$ og PM_{10} i gadeniveau på baggrund af gademålinger i det nationale måleprogram i 2018.

Derfor kan det i det videre arbejde være vigtigt at interessere sig for forskelle mellem by-baggrund og gadeniveau i Københavns Kommune – eller potentielt i langt højere grad at orientere sig mod gadeforureningen, herunder med fokus på lokale kilders bidrage til den lokale gadeforurening. Det underbygges også af, at det i rapporten understreges, at sundhedskonsekvenser af luftforurening ikke har en nedre grænse; selv små forureningsniveauer (under hhv. EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer) har negative sundhedseffekter.

Derudover underskrev Københavns Kommune ved C40-mødet i 2019 en deklaration om at arbejde for at overholde WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Det vil på den baggrund være relevant at orientere sig mod den lokale gadeforurening, hvor overskridelserne af WHO's retningslinjer for luftforurening er størst.

Rapporten konkluderer samtidig, at de to største kilder til udledning af $PM_{2,5}$ i Københavns Kommune på baggrund af modellerende beregninger (EVA) er brændefyring mv. (51 pct.) og vejtransport (20 pct.). De københavnske brændeovne udleder med andre ord over dobbelt så mange sundhedsskadelige partikler en vejtransporten i 2017.

Et andet perspektiv, der tegner sig, er relateret til antallet af sygdomstilfælde forårsaget af luftforurening. I rapporten er inkluderet beregninger for udvalgte sygdomstilfælde. Dog er der stor usikkerhed forbundet med beregningerne, og ikke alle kendte sundhedskonsekvenser af luftforurening er indbefattet, for eksempel diabetes. Det betyder blandt andet, at det i det videre arbejde kan være interessant at fokusere på nuancer i forhold til antallet

[8] Denne beregning er ikke en del af Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi, 2019: Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune[8] Dage med tabt arbejde, dage med nedsat aktivitet (sygedage) og dage med delvist nedsat aktivitet (jf. Tabel 6)

[9] Perspektiverne beskrevet i afsnit 5.4 er således ikke en del af Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi, 2019: Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommuneog dage med delvist nedsat aktivitet (jf. Tabel 6)

af københavnere, der bliver syge af luftforurening. Derudover kan det desuden være interessant at orientere sig mod graden af sygdom: dels hvor syge københavnerne bliver og dels grænsen mellem alvorlig sygdom og død. Det er blandt andet interessant i forhold til at nuancere et ensidigt fokus på dødelighed og i stedet rette blikket på henholdsvis gode og dårlige leveår for københavnerne (jf. kapitel4).



7 / Inspiration til at handle på området for sundhed og luftforurening

COWI har udarbejdet en casesamling med eksempler på, hvordan der arbejdes med at reducere luftforurening, oplyse og inddrage borgerne samt mindske indbyggernes eksponering af sundhedsskadelig luft i flere byer rundt i verden (Bilag 3). I casesamlingen er der set særligt til Europa og byområder, der på forskellige vis er sammenlignelige med København.

Casesamlingen beskriver blandt andet redskaber til at reducere eller sætte fokus på luftforurening, for eksempel miljøzoner i byen, mobilitet i byen, byudvikling og brændefyring i byen. Hvert emne indledes med en generel beskrivelse, og herefter skitseres op til tre konkrete initiativer, forskellige byer har igangsat for at reducere luftforurening. Hvert kapitel afsluttes med en kort perspektivering.

Casesamlingen afsluttes med en generel opsamling og perspektivering over, hvordan byer generelt arbejder med at nedbringe luftforurening og ideer til, hvilke initiativer der kunne være relevante at arbejde med for at nedbringe for eksempel luftforurening fra trafikken.

7.1 / Baggrund

Casesamlingen giver et indblik i de mange nuancer, der kan være under for eksempel miljøzoner, som er implementeret på forskellig vis og med varierende succes. Formålet med casesamlingen er at give Københavns Kommune og ekspertgruppen indblik i hvilke redskaber og initiativer, andre byer har igangsat for at nedbringe luftforurening lokalt. Det kan inspirere til det videre arbejde med a reducere luftforureningen i Københavns Kommune.

7.2 / Hovedkonklusioner

Konklusionerne i casesamlingen er resumeret kort nedenfor.

Miljøzoner i byen

Miljøzoner er et generelt anvendt redskab til at nedbringe trængsel og luftforurening. Effekten varierer, og krav til emissioner i zonen, pris og areal spiller en afgørende rolle. Fælles er dog, at miljøzoner har direkte effekt, og jo strammere krav til emissionsstandarder, desto større effekt på luftforureningen i zonen. I Danmark er miljøzoner et statsligt anliggende, der reguleres af Miljøstyrelsen. Kommuner har dog mulighed for at stramme kravene, hvis der kan dokumenteres overskridelser af EU-direktivets grænseværdier for luftforurening.

Vejafgift i byen

I stil med miljøzoner kan vejafgifter nedbringe trængsel og luftforurening inden for den pågældende zone. Vejafgifter bliver til forskel fra miljøzoner ofte etableret med argumenter om at nedsætte trængsel eller som decideret investeringsmodel, hvor nedbringelse af luftforurening er et biprodukt. Vejafgift er etableret i forskellige byer med varierende succes og effekt. Ofte medfører vejafgifter dog en generel reduktion af køretøjer, hvilket medfører en reduktion af luftforureningen inden for vejafgiftszonen. Opkrævning af vejafgifter er et statsligt anliggende.

Brug af apps og teknologier

Brug af apps og teknologier i forhold til luftforureningsproblematikker anvendes primært til at oplyse og involvere borgerne. Brug af apps og teknologier bidrager ikke direkte til en stor reduktion af luftforureningsniveauet i byen, men kan oplyse borgerne og give konkrete handlemuligheder til at reducere eget personlige bidrag og egen eksponering af luftforurening i byen. Apps og teknologier er noget, der kan initieres af staten, regioner, de enkelte kommuner og/eller private aktører.

Brændefyring i byen

Brændefyring er en af de største lokale kilder til luftforurening i tætbefolkede byer, herunder også i København. Udledning af partikler fra brændeovne afhænger af fyringsmateriale, metode og brændeovnstype. I lighed med biler udleder ældre brændeovne ofte flere skadelige partikler end nyere brændeovne. Tilskudsordninger for udskiftning af brændeovne af ældre dato til en nyere og mere miljøvenlig ovn er et af redskaberne, andre byer har brugt for at mindske partikeludledningen fra brændeovne. Begrænsning af brændefyring har direkte og markant effekt på at nedbringe luftforureningen

lokalt. Brændefyring reguleres nationalt gennem brændeovnsbekendtgørelsen.

Mobilitet i byen
Mobilitet i byen har stor betydning for bidraget til luftforurening lokalt og til den grad af eksponering af luftforurening, som borgerne udsættes for. Luftforurening og mobilitet hænger tæt sammen, fordi borgerne gennem for eksempel transport og motionsaktiviteter i byen færdes i områder, som kan være luftforurenede. Men også fordi valget af transportform enten kan bidrage til en øget eksponering for eller udledning af luftforurening. Flere byer i Europa har med succes prioriteret fodgængere, cykler og andre grønne transportformer, hvilket har øget borgernes brug af disse transportformer og medført en reduktion af luftforurening i byen.

Byudvikling
Måden hvorpå byen er indrettet, har i lighed med mobilitet i byen, stor betydning for bidraget til luftforurening og hvor høj en eksponering borgerne udsættes for. En vigtig sondring er dog, at der i byudvikling især er fokus på, hvordan byrummet kan indrettes, så det i højere grad kan skærme befolkningen mod luftforurening. Det kan være i forhold til placeringen af grønne åndehuller og andre opholdssteder, der for eksempel kan placeres afskærmet eller væk fra en trafikeret vej. Andre eksempler kan være prioriteringer ved nybyggeri eller renovering/nytænkning af eksisterende bydele, hvor for eksempel vejarealer, fortov og cykelbaner, opsætning af ladestandere til elbiler, cykelparkering og afskærmning af fodgængere og cyklister kan være med til at understøtte mindre eksponering og fremme omstilling til grønnere transportformer.

Generelt vil initiativer til at mindske luftforurening og borgernes eksponering være relevante at indtænke i forbindelse med etablering af nye byområder, hvor det er muligt at tilrettelægge infrastrukturen med henblik på mindre udledning af og eksponering for luftforurening.

Støv fra byggepladser
Arbejde på byggepladser frigiver ofte store mængder partikler, som kan have sundhedsmæssige konsekvenser for arbejderne. Det har skabt et stort fokus fra fagforeningernes side på byggestøv og arbejdsmiljø. Der har dog været et mindre fokus på, hvordan byggestøv kan være flygtigt og diffust, og hvordan det bidrager som lokal kilde til luftforureningen i storbyer som København.

Fremstillingsvirksomheder, bygge- og anlægsvirksomheder og maskiner i industrien er blandt de største kilder til den lokale luftforurening i Region Hovedstaden. Der er ikke identificeret én løsning på problemet, men en række tiltag med udgangspunkt i vejledning og regulering af byggepraksisser er brugt i flere byer. I Københavns Kommune følges bygge- og anlægsforskriften i København i henhold til § 20, stk. 2 samt § 24, stk. 2 i Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 467 af 23.05.2016 om miljøregulering af visse aktiviteter (Miljøaktivitetsbekendtgørelsen).

Varedistribution i byen
Gods- og varetransport til byer er en nødvendighed, men ofte forbundet med en række udfordringer, herunder øget luftforurening. I flere europæiske lande er der indført tiltag, som sigter mod at reorganisere og effektivisere gods- og varetransporten samt stille skærpede miljøkrav til transporten. Det giver positive effekter i forhold til at nedbringe luftforureningen, hvis det begrænser antallet af vareleveringen i byen (og ikke kun omdirigerer ruterne) eller hvis der i højere grad anvendes transportløsninger, som er mindre forurenende.

7.3 / Andre pointer
Casesamlingen beskriver et mindre udsnit af de mange initiativer, forskellige byer har igangsat verden over for at nedbringe luftforurening. Ofte arbejder byer dog med flere forskellige tiltag samtidig, fx miljøzoner, apps, teknologiske løsninger, oplysning og kampagner, mobilitet i og omkring byen samt byudvikling for at nedbringe luftforurening.

7.4 / Perspektiver
En del af den lokale luftforurening er i høj grad bundet op på borgernes adfærd og bevægelse i byen, hvorfor oplysning og involvering af borgerne er et vigtigt element for at fremme bevidstheden om borgernes eget bidrag til og eksponering for luftforurening lokalt. Brug af miljøzoner, vejafgifter, byudvikling og smarte mobilitetsløsninger i byen kan være vigtige redskaber for at motivere borgerne til en mindre luftforurenende adfærd.

Det er muligt for borgerne at reducere eget bidrag til luftforurening i byen og reducere deres eksponering for luftforureningen, hvis der informeres om og handles på den tilgængelige viden om luftforurening og de handlemuligheder, borgerne selv kan gøre brug af. Derudover er det vigtigt, at de fysiske rammer i byen understøtter og fordrer en mindre luftforurenende adfærd.



8 / Tidligere rapporter om luftforurening i København

København har en høj befolkningstæthed og samtidig nogle af de mest forurenende vejstrækninger i landet, hvor mange borgere bor og færdes dagligt. Sundhedskonsekvenserne af luftforurening er derfor markant højere i Københavns Kommune end i andre mindre kommuner. Luftforurening er derfor også noget, som Københavns Kommune gennem tiden har beskæftiget sig med på forskellige måder.

Blandt de nyere tiltag kan nævnes skrotordning for brændeovne og tilslutning til C40-deklaration ved det seneste C40-møde i København 2019. Her forpligtede København sig blandt andet til på sigt at overholde WHO's retningslinjer for luftforurening og anlægning af landstrøm til krydstogtsskibe.

De sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening har ligeledes skabt interesse for nærværende undersøgelse, hvor der er et ønske om at skabe øget viden om de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening i København.

Københavns Kommune har tidligere bestilt en række rapporter af luftforurening i København for at blive klogere på kilder, omfang og konsekvenser for københavnerne. Nedenfor er resumeret nogle af de seneste med relevans for den årlige undersøgelse 2019.

Udover de seks rapporter, der er resumeret i dette kapital af årsrapporten, er der naturligvis en lang række øvrige centrale rapporter og undersøgelser på området, som ikke er medtaget i dette kapitel. Kriteriet for udvælgelse af øvrige rapporter til årsrapporten 2019 har været, at rapporten omhandler luftforurening og er bestilt af Københavns Kommune. De udvalgte rapporterne er følgende:

- Sundhedseffekter og relaterede eksterne omkostninger af luftforurening i København, Århus Universitet (2013)
- Kildebidrag til sundhedsskadelig luftforurening i København, Århus Universitet (2013)
- Måling af luftkvalitet før og efter ensretning af færdslen på Gasværksvej, FORCE Technology (2016)
- Kildeopgørelse, helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i København, Århus Universitet (2017)
- Luftforurening med partikler fra krydstogtskibe på Østerbro, Det Økologiske Råd (2017)
- Dieselforurening på Nørrebro og i Bispebjerg, Miljøpunkt Nørrebro (2018)

8.1 / Sundhedseffekter og relaterede eksterne omkostninger af luftforurening i København, Aarhus Universitet, 2013 (49 sider)

Rapporten er udarbejdet i 2013 af Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) for Teknik og Miljøforvaltningen i Københavns Kommune. Formålet med rapporten er at beregne sundhedseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Hovedstadsregionen med et særskilt fokus på København[10]. Beregningerne er foretaget på baggrund af data fra 2010 ved hjælp af EVA (Economic Valuation of Air pollution). Baggrunden for undersøgelsen er et ønske om at afdække luftforureningens sundhedsskadelige effekter samt de heraf afledte samfundsøkonomiske konsekvenser.

Hvad angår sundhedseffekterne, konkluderes det i rapporten, at det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald grundet luftforurening i København i 2010 er omkring 540. Tallet er beregnet på baggrund af den totale luftforurening fra både danske og udenlandske forureningskilder. Det estimeres, at omkring 67 af cirka 540 for tidlige dødsfald skyldes den lokale luftforurening i København (svarende til cirka 12 pct.). De vigtigste lokale kilder i København udgøres af ikke-industriel forbrænding (primært forbrænding fra brændeovne og kedler), efterfulgt af luftforurening fra vejtrafik.

Hvad angår de samfundsøkonomiske konsekvenser, konkluderer rapporten, at de totale årlige eks-

[10] I rapporten fremhæves resultater for hele Hovedstadsregionen samt særskilt for København og Frederiksberg Kommune (hvor de to kommuner slås sammen under København). I summeringen er resultater for København fremhævet.

terne omkostninger forbundet med luftforurening i København i 2010 er ca. 4 mia. kr. Det estimeres i rapporten, at kun 500 mio. kr. af de totale omkostninger stammede fra lokale forureningskilder i København (svarende til 11 pct.). Rapporten konkluderer, at 89 pct. af alle eksterne omkostninger relateret til luftforurening i København skyldes kilder udenfor København. De eksterne omkostninger er primært relateret til partikler, og størstedelen af de eksterne omkostninger skyldtes for tidlige dødsfald. De primære lokale forureningskilder i København, som bidrager til de eksterne omkostninger, er ikke-industriel forbrænding samt vejtrafik.

8.2 / Kildebidrag til sundhedsskadelig forurening i København, Aarhus Universitet, 2013 (81 sider)

Rapporten er udarbejdet i 2013 af Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) på vegne af Teknik- og Miljøforvaltningen i Københavns Kommune. Rapporten er udarbejdet på baggrund af et ønske om at få kendskab til enkelte kilders forureningsbidrag for bedre at kunne regulere luftforurening.

Formålet med rapporten er derfor at udarbejde en kildeopgørelse over regionale og lokale forureningskilders bidrag til den samlede luftforurening i København. Lokale kilder beskriver luftforurening fra København, mens regionale kilder udgør forurening i resten af Danmark og Europa. De regionale forureningskilder er langtransporteret og kan således ikke reguleres lokalt. Undersøgelsen beskriver forureningskilder for NO_x, NO_2, PM_{10} og $PM_{2,5}$ samt antal ultrafine partikler i by-baggrund og på gadeniveau i København.

Beregningerne baserer sig på data fra 2010 og er gennemført ved hjælp af en række modelsystemer. Resultaterne viser, at det regionale bidrag til NO_x og NO_2 i 2010 er relativt lille, hvorfor disse primært stammer fra lokale forureningskilder i København (herunder især trafikken). Til modsætning stammer PM_{10} og $PM_{2,5}$ primært fra regionale kilder udenfor København.

8.3 / Måling af luftkvalitet før og efter ensretning af færdslen på Gasværksvej, FORCE Technology, 2016 (17 sider)

FORCE Technology gennemførte i perioden april-juli 2014 og igen i juni-november 2015 en undersøgelse af luftkvaliteten ved Gasværksvejens Skole i København. Formålet med undersøgelsen var at vurdere, om ensretningen af Gasværksvej påvirker luftkvaliteten i området.

Resultaterne baserer sig på en måling før og efter ensretningen af færdslen på Gasværksvej. Der er målinger af henholdsvis NO_2 og ultrafine partikler i luften fordelt på vindsektorer samt lav og høj trafikintensitet – det er parametre, der vurderes at kunne påvirke koncentrationen af stofferne i luften. Resultaterne viser, at middelværdierne for NO_2 på 29 mikrogram pr. kubikmeter før ensretningen i 2014 og 23 mikrogram pr. kubikmeter efter ensretningen i 2015. Det gennemsnitlige antal ultrafine partikler faldt ligeledes fra 13.200/cm3 i 2014 før ensretningen til 11.100/cm3 efter ensretningen i 2015.

Det konkluderes i rapporten, at ensretningen af Gasværksvej har medført en generel reduktion i koncentrationen af NO_2 og ultrafine partikler ved området omkring Gasværksvejs Skole. Der ses dog ingen reduktion, når vinden kommer fra nord- og nordøstlige retninger.

8.4 / Kildeopgørelse, helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i København, Aarhus Universitet, 2017 (62 sider)

Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) har på vegne af Teknik- og Miljøforvaltningen i Københavns Kommune udarbejdet en rapport om kildeopgørelse, helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i København. Ønsket har været at opdatere beregninger (data fra 2013) fra tidligere rapporter om luftforurening i København, herunder en ny, mere detaljeret metode til kortlægning af forurening fra brændeovne. Rapporten beregner, hvor meget forskellige luftforureningskilder (henholdsvis lokale og regionale) bidrager til by-baggrundsforurening i København[11] i 2013.

[11] I denne rapport fremhæves ligeledes resultater for hele Hovedstadsregionen samt særskilt for København og Frederiksberg Kommune, der behandles under én som København.

Det konkluderes i rapporten, at der i 2013 er cirka 550 tilfælde af for tidlige dødsfald i København som følge af luftforurening (fra lokale såvel som regionale kilder). Hermed er der cirka 10 flere for tidlige dødsfald i 2013 sammenlignet med 2010. Det skyldes blandt andet stigende ozonkoncentrationer i luften. Herudover har en ændret alderssammensætning i befolkningen samt forskellige meteorologiske forhold også haft en betydning.

Hvad angår bidraget fra lokale forureningskilder i København, estimeres det, at disse forårsager omkring 28 for tidlige dødsfald (svarende til 5 pct. af det totale antal). Tallene fra 2013 viser et stort fald i antal for tidlige dødsfald som følge af lokale kilder i København sammenlignet med 2010, hvor tallet er 67 dødsfald. Reduktionen skyldes primært den nye opgørelsesmetode for kortlægning af forurening fra brændeovne, som har medført en cirka 80 pct. mindre estimeret forurening i forhold til den tidligere anvendte metode for 2010.

De to vigtigste lokale forureningskilder i København i 2013 er fortsat ikke-industriel forbrænding (især brændeovne) og vejtrafik. Hvor den ikke-industrielle forbrænding er betragtet som den største årsag til for tidlige dødsfald i 2010, viser den nye opgørelsesmetode, at brændeovne og vejtrafik bidrager cirka lige meget til de for tidlige dødsfald i 2013.

De totale årlige eksterne omkostninger i København fra både danske og udenlandske forureningskilder er ca. 4,5 mia. Kr. i 2013, hvoraf 200 mio. kr. er tilskrevet lokale kilder i København (svarende til omkring 5 pct.). Dermed er 95 pct. af de eksterne omkostninger i 2013 forårsaget af kilder udenfor byen, hvor dette tal var 89 pct. i 2010. Forskellen i opgørelserne skyldes i dette tilfælde også den nye metode til at opgøre forureningen fra brændeovne.

De eksterne omkostninger i 2013 er primært relateret til partikler, og størstedelen af de eksterne omkostninger skyldtes for tidlige dødsfald. De vigtigste lokale kilder er ikke-industriel forbrænding primært fra brændeovne (ca. 40 pct.) samt vejtrafik (ca. 30 pct.).

8.5 / Luftforurening med partikler fra krydstogtskibe på Østerbro, Det Økologiske Råd, 2017 (19 sider)

I august og september 2017 udarbejdede Det Økologiske Råd (nu Rådet for Grøn Omstilling) for Østerbro Lokaludvalg (en del af Københavns Kommune) en måling af luftforureningen fra krydstogtskibe ved Oceankaj og Langelinie.

Formålet med undersøgelsen var at få afdækket luftforurening fra krydstogtskibene i området med henblik på at opstille en række anbefalinger på mulige løsninger af miljøproblemet. Baggrunden for rapporten var en stigende krydstogtturisme i kombination med, at havnen udbygges til at fungere som bolig, arbejdsplads og rekreativt område.

På baggrund af rapportens målinger blev det konkluderet, at krydstogtskibene på Østerbro bidrager markant til forureningen i havneområdet og de tilstødende byområder ved pålandsvind. Særligt i højsæsonen (maj-september), hvor flest mennesker opholder sig udendørs, vurderes krydstogtskibene at udgøre en væsentlig kilde til skadelig luftforurening.

Med dette afsæt anbefales det i rapporten, at der sættes ind over for krydstogtskibene ved at igangsætte en omstilling til landstrøm. Rapportens forfattere foreslår, 1) at der etableres landstrømanlæg ved krydstogtkajen; 2) at der opkræves højere havneafgifter af de skibe, som ikke er i stand til at modtage landstrøm; samt 3) at skibe, der ikke kan modtage landstrøm, udelukkes fra havnen fem år efter etablering af landstrømanlæg.

8.6 / Dieselforurening på Nørrebro og i Bispebjerg, Miljøpunkt Nørrebro, 2018 (61 sider)

I august og september 2018 udførte Miljøpunkt Nørrebro på vegne af Lokaludvalgene Bispebjerg og Nørrebro, der er en del af Københavns Kommune, en måling af luftforurening på Nørrebro og i Bispebjerg[12].

Formålet var at undersøge dieseltrafikkens bidrag til den lokale luftforurening på Nørrebro og i Bispebjerg

[12] Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi, har i forbindelse med forelæggelse af udkast til årsrapport 2019 knyttet til ekspertgruppens arbejde med anbefalinger til Københavns Kommune gjort opmærksom på, at de ikke er enige i Miljøpunkt Nørrebros konklusioner.

på gadeniveau. Rapportens målinger viser blandt andet, at der er ultrafine partikler i luften, der sammen med kvælstofdioxid (NO_2) dannes ved dieselbilers udstødning.

Resultaterne af målingerne viser generelt en høj koncentration af ultrafine partikler i luften på Nørrebro og i Bispebjerg. På den baggrund konkluderer rapporten, at dieseltrafik bidrager betydeligt til den lokale forurening på Nørrebro og i Bispebjerg. Samtidig anslår rapporten, at der er over 100 dødsfald årligt på Nørrebro og i Bispebjerg, som skyldes dieselforurening.

Rapporten opstiller en række anbefalinger, herunder:

- at sætte ind med en indsats mod luftforurening i børneinstitutioner og på legepladser
- at luftforureningens sociale slagside bør undersøges
- at lovgivning i forhold til miljøzoner justeres
- at arbejdsmiljøregler kan være løftestang for renere luft til alle københavnere.


NAANWICH MENU
CURRY NATION
BAR

9 / Status på sundhed og luftforurening i Københavns Kommune – opsamling

Sundhedskonsekvenserne af luftforurening betyder, at mange københavnere dør for tidligt, og at mange bliver syge enten kronisk eller akut. Forskellige samfundsgrupper, herunder børn, gravide, ældre og borgere med kronisk sygdom, er mere udsatte for sundhedskonsekvenserne af luftforurening.

Luftforurening kan blandt andet forårsage kræftsygdom (jf. kapitel 5). Mange overlever kræftsygdom og lever videre med senfølger af sygdommen, som kan have stor betydning for den enkeltes livskvalitet i hverdagen. Tilsvarende kan luftforurening forårsage diabetes, der er en kronisk sygdom (jf. kapitel 5). Hverdagen med kronisk sygdom kan tage mange former. Fællesnævner er, at det kræver en stor indsats af det enkelte menneske at leve med kronisk sygdom resten af livet. Dette er blot to eksempler på hvilke konsekvenser, sygdom forårsaget af luftforurening kan have for almindelige københavnere.

Generelt er der meget evidens, der dokumenterer de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening. Studier i Danmark finder mange af de samme tendenser, som dokumenteres i internationale studier. De danske studier bidrager med høj kvalitet og evidens for, at luftforurening under EU's grænseværdier og selv under WHO's retningslinjer har store sundhedsmæssige konsekvenser. Udenlandske studier har blandt andet fundet en sammenhæng mellem langtidseksponering af luftforurening og generel dødelighed. Danske studier viser samme tendens for eksponering for $PM_{2,5}$, hvor der ses en stærkere sammenhæng end den fundet i udenlandske studier.

Der skal stadig mere forskning til for at afdække den fulde sygdomsbyrde forårsaget af luftforurening og for bedre at kunne forebygge de negative konsekvenser, det har for sundheden. Det fulde sygdomsbillede af luftforurening kendes således ikke, og nyere forskning peger på andre sammenhænge mellem luftforurening og sygdomme som demens, psykiske sygdomme, brystkræft, tarmkræft, neurologisk udvikling hos børn samt accelereret aldring og kortere levetid. Luftforurening kan således have større sundheds- og samfundsmæssige konsekvenser, end vi ved i dag.

Rapporten fra Aarhus Universitet (jf. kapitel 6) beskriver også sygdomstilfælde i Københavns Kommune som følge af luftforurening. Tilfælde af udvalgte hospitalsindlæggelser og sygdomsepisoder er en del af beregningen. Der findes ikke beregninger for Københavns Kommune for alle sygdomstilfælde, der er kædet sammen med luftforurening. Fra forskningsoverblikket (jf. kapitel 5) ved vi, at luftforurening er knyttet til flere sygdomme som for eksempel diabetes. Der er også sygdomstilfælde, som ikke er inkluderet i beregningen, og dermed er beregningen ikke udtryk for det fulde billede af sundhedskonsekvenser af luftforurening i København.

Kortlægningen fra Aarhus Universitet (jf. kapitel 6 ovenfor) beskriver:

- at omkring 460 københavnere ifølge beregninger døde for tidligt i 2017 som følge af al luftforurening i Københavns Kommune
- at de største kilder til bybaggrundskoncentrationen i Københavns Kommune i 2017 var vejtransport og brændefyring
- at de totale eksterne omkostninger på grund af al luftforurening (alle emissionskilder) i Københavns Kommune i 2017 var omkring 8,8 milliarder kroner.

I forhold til sidstnævnte var omkostningerne i 2013 omkring 4,5 milliarder kroner. Den store forskel skyldes blandt andet ny værdisætning af et statistisk liv. De eksterne omkostninger skyldes primært partikler. I 2017 var de eksterne omkostninger på grund af luftforurening fra lokale kilder i Københavns Kommune omkring 855 mio. kr.

Casesamlingen fra COWI beskriver initiativer, der er igangsat af byer rundt i verden for at nedbringe luftforureningen. Generelt kan initiativerne inddeles i to kategorier, hvor den ene omhandler at reducere luftforureningen (fjerne problemet), som fx miljøzoner og vejafgift, mens den anden omhandler at mindske borgernes eksponering for luftforurening (behandle problemet) for eksempel gennem byudvikling og brug af apps og teknologier (jf. Kapitel 7). Eksemplerne kan være inspiration til, hvordan luftforurening kan nedbringes i København.

10 / Perspektiver på videre arbejde med sundhed og luftforurening i Københavns Kommune

Luftforureningen i Danmark er relativt lav til sammenligning med andre lande i Europa og i verden. Men selvom luftforurening ligger på omkring det halve af EU's grænseværdier, er den fortsat skyld i ca. 4.200 dødsfald om året. Luftforurening udgør dermed en stor risiko for danskernes sundhed, hvor kun rygning og fysisk inaktivitet er årsag til flere for tidlige dødsfald[13].

I Københavns Kommune var luftforurening skyld i omkring 460 dødsfald i 2017, jf. kapitel 6 ovenfor. Det svarer til, at omkring 12 pct. af alle dødsfald i Københavns Kommune i 2017 kan tilskrives luftforurening[14].

Luftforurening adskiller sig samtidig fra de mere traditionelle risikofaktorer som rygning, alkohol og fysisk inaktivitet, da det ikke umiddelbart er muligt at stoppe den risikofyldte adfærd eller omlægge livsstil og helt undgå at blive eksponeret – vi skal alle trække vejret for at overleve, og vi bliver ufrivilligt udsat for luftforurening, om vi vil det eller ej. Der skal således handling til for at reducere luftforureningen i København, så de sundhedsmæssige konsekvenser kan reduceres til gavn for alle københavnere.

Der er generelt stor usikkerhed forbundet med at forudsige dødelighed og sygdom på grund af luftforurening, hvorfor der også følger usikkerheder med de meget komplicerede beregninger, der er foretaget i forbindelse med udarbejdelse af kortlægningen. Det betyder blandt andet, at de omkring 460 tilfælde af for tidlig død forårsaget af luftforurening kan være både større eller mindre. Netop denne usikkerhed bør have betydning for Københavns Kommunes videre arbejde med sundhed og luftforurening.

Udover for tidlige dødsfald bliver københavnerne også syge af luftforureningen, før de dør, og de lever i sygdomsperioden med nedsat livskvalitet. Forskere fra Københavns Universitet estimerede i 2018, at en reduktion af NO_2 på 20 pct. i København ville øge sygdomsfrie leveår for alle københavnere med op til et halvt år (Københanvs Universitet 2018). Det blot for én af de mange sundhedsskadelige stoffer i luften.

For det videre arbejde med sundhed og luftforurening i København tegner der sig – på baggrund af arbejdet i 2019 – konturerne af fire principper, der kan guide det videre arbejde for at nedbringe sundhedskonsekvenserne af luftforurening i København:

Øget forsigtighed for at beskytte københavnerne mod luftforureningens sundhedsskadelige virkninger: Luftforurening er sundhedsskadeligt uanset forureningsniveau – det vil sige, at der er ingen nedre grænse for negative helbredseffekter, som forårsages af luftforurening. For at beskytte københavnernes sundhed mest mulig kan et forsigtighedsprincip således applikeres i det videre arbejde.

Øget fokus på sygdom og tabt livskvalitet grundet luftforurening: Luftforurening handler også om sygdom og tabt livskvalitet i leveår med sygdom – og ikke kun om antallet af dødsfald og tabte leveår. Københavnerne bliver syge af luftforureningen i byen, før de dør af den, og livet med sygdom betyder flere dårlige leveår. Med et øget fokus på konsekvenserne af luftforurening for det levede liv blandt byens borgere er det muligt at få øje på behovet for at beskytte københavnerne mod luftforurening.

Øget fokus på sundhedsskadelig forurening på gadeniveau: Gadeforurening, det vil sige høje koncentrationer af luftforurening på gadeniveau, har betydning for københavnernes sundhed. Forskellige grupper af borgere påvirkes forskelligt af gadefor-

[13] Rygning er den mest betydende risikofaktor for danskernes sundhed med omkring 13.600 ekstra dødsfald årligt. Herefter følger fysisk inaktivitet med omtrent 6.000 ekstra dødsfald, og alkohol med godt 3.000 ekstra dødsfald. Blandt personer med dårlig mental sundhed er der omkring 2.000 ekstra dødsfald (Sundhedsstyrelsen 2016).

[14] Ifølge Danmarks Statistik var der 3.759 dødsfald i Københavns Kommune i 2017. Vi ved, jf. kapitel 6, at der var 458 dødsfald der kan tilskrives luftforurening i Københavns Kommune i 2017. På den bag-grund estimeres, at ca. 12 pct. af alle dødsfald i Københavns Kommune i 2017 kan tilskrives luftforurening.

urening – og nogle grupper er særligt sensitive fx børn, gravide, ældre og borgere med kronisk sygdom. Overskridelser af WHO's retningslinjer for både $PM_{2,5}$ og PM_{10} i gadeniveau peger blandt andet på behovet for at orientere sig mod niveauer af gadeforureningen – herunder med fokus på de helt lokale kilders bidrage til den lokale gadeforurening. Når selv små forureningsniveauer har negative sundhedseffekter, bør det undersøges, hvordan peaks i for eksempel myldretid påvirker sundheden blandt københavnerne, herunder særligt udsatte grupper.

Øget fokus på lokale forskelle i sundhedskonsekvenser af luftforurening i København: Der er er lokale forskelle på forureningen i København for eksempel i de forskellige bydele af kommunen. Der er med andre ord nogle steder i byen, hvor der er mere forurening end andre steder. De tidligere rapporter om luftforurening i Københavns Kommune viser, at der er betydelig lokal forurening for eksempel i havneområder grundet krydstogtsskibe (jf. kapitel 8). Det betyder, at nogle borgere udsættes for mere forurening end andre borgere, og at sundhedskonsekvenserne for dem er potentielt større. Et øget fokus på lokale forskelle i sundhedskonsekvenser af luftforurening kan hjælpe med at få øje på steder i byen, hvor københavnerne er mere udsatte i forhold til sygdom som følge af luftforurening. Derudover kan det bidrage til at forstå, om luftforurening bidrager til at øge den sociale ulighed i sundhed.

På baggrund af den samlede årsrapport 2019 formulerer ekspertgruppen en række anbefalinger til Københavns Kommune for at nedbringe luftforureningen og de sundhedsmæssige konsekvenser heraf. Det kan være anbefalinger direkte til Københavns Kommune, men det kan også være bredere anbefalinger, der rækker ud over kommunens muligheder for handling. Således kan for eksempel casesamlingen bidrage til inspiration og handlingsforslag. Derudover kan anbefalingerne også fokusere på det arbejde, det kan gøres i regi af indsatsen i 2020 med fokus på årsrapporten 2020. Ekspertgruppens anbefalinger offentliggøres med årsrapporten 2019.



Referencer

Sundhedsstyrelsen 2016
Sundhedsstyrelsen, 2016: "Sygdomsbyrden i Danmark 2016"

Sundhedsstyrelsen 2017
Sundhedsstyrelsen, 2017: "Den nationale sundhedsprofil 2017"

Region Hovedstaden 2017a
Region Hovedstaden, 2017: "Sundhedsprofil for Region Hovedstaden og kommuner 2017 – Kronisk sygdom"

Region Hovedstaden 2017b
Region Hovedstaden, 2017: "Sundhedsprofil 2017 – sundhedsadfærd og risikofaktorer. Københavns Kommune, tal for 2017" (faktaark)

Københavns Kommune 2018
Københavns Kommune, Den Tværgående Analyseenhed, 2018: "Status på København 2018"

Københavns Universitet 2018
Københavns Universitet, 2018: "Assessment of impact of trafficrelated air pollution on morbidity and mortality in Copenhagen Municipality and the health gain of reduced exposure"

Københavns Kommune 2019
Københavns Kommune, Den Tværgående Analyseenhed, 2019: "Status på København 2019"

Statens Institut for Folkesundhed 2019
Statens Institut for Folkesundhed, 2019: "Risikofaktorer for multisygdom"

Aarhus Universitet 2019
Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi, 2019: "Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune"

Bilag

Bilagsfortegnelse

Bilag 1
Udendørs luftforurening og sundhed i København

Bilag 2
Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune

Bilag 3
Initiativer til at nedbringe sundhedsskadelige konsekvenser af luftforurening

Bilag 1

Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab - 2020

Udendørs luftforurening og sundhed i København



Udendørs Luftforurening og Sundhed i København

Health Effects of Outdoor Air Pollution in Copenhagen

2020

Zorana Jovanovic Andersen[1,2]
og Marie Pedersen[3]

[1]Afdeling for Miljø og Sundhed, Institut for Folkesundhedsvidenskab, Københavns Universitet, København

[2]Centre for Epidemiologisk Forskning, Nykøbing F Hospital, Nykøbing F, Danmark

[3]Afdelingen for Epidemiologi, Institut for Folkesundhedsvidenskab, Københavns Universitet, København

Indholdsfortegnelse

Indholdsfortegnelse . . . 2

Introduktion . . . 4
Hovedkonklusion og råd . . . 5

1 Luftforureningsepidemiologi . . . 6
1.1 Forskelle på sundhedsudfald af kort- og langvarig eksponering for luftforurening . . . 6
1.2 Historisk oprids af luftforureningsepidemiologi . . . 7
1.3 Epidemiologiske design for undersøgelser af sammenhænge mellem kortvarig eksponering for luftforurening og helbredsudfald . . . 8
1.4 Epidemiologiske design for undersøgelser af sammenhænge mellem langvarig eksponering for luftforurening og helbredsudfald . . . 9

2 Den globale sygdomsbyrde forårsaget af luftforurening . . . 11
2.1 Luftforurening sammenlignet med andre risikofaktorer for sygdomme . . . 12

3 Hvordan bliver vi syge af luftforurening? . . . 13

4 Luftforurening og uønskede helbredsudfald hos voksne . . . 14
4.1 Dødelighed . . . 14
4.2 Lunge-/luftvejssygdomme . . . 16
4.2.1 Astma . . . 16
4.2.2 Kronisk Obstruktiv Lungesygdom . . . 17
4.2.3 Lungebetændelse . . . 18
4.3 Hjertekarsygdomme . . . 18
4.3.1 Åreforkalkning (åreforsnævring) – hjerteanfald . . . 19
4.3.2 Slagtilfælde . . . 19
4.3.3 Hjerteflimmer . . . 20
4.3.4 Hjertefejl . . . 20
4.4 Kræft . . . 21
4.4.1 Lungekræft . . . 21
4.4.2 Andre kræfttyper . . . 21
4.4.3 Brystkræft . . . 22
4.4.4 Danske studier af luftforurening og kræft . . . 22
4.5 Type 2-diabetes . . . 23

Indholdsfortegnelse

4.6 Neurodegenerative og psykriatriske sygdomme. 23
4.6.1 Demens og Alzheimers sygdom 24
4.6.2 Parkinsons sygdom. 25
4.6.3 Multipel Sklerose 25
4.6.4 Psykologiske sygdomme: depression and selvmord 25

5 Luftforurening og uønskede helbredsudfald hos børn 26

5.1 Udfald i den tidlige barndom 27
5.1.1 Astma og astmarelaterede symptomer 27
5.1.2 Lungebetændelse 28
5.1.3 Type 1-diabetes og metabolisk dysfunktion 28
5.1.4 Kræft hos børn 29
5.1.5 Neurokognitive sygdomme: autisme og ADHD 30

5.2 Fødselsudfald 31
5.2.1 Fødselsvægt 32
5.2.2 For tidlig fødsel 33
5.2.3 Medfødte misdannelser. 33
5.2.4 Dødfødsel 34

6 Luftforurening og graviditetsudfald 35

7 Luftforurening og reproduktionsudfald 38

8 Fysisk aktivitet og luftforurening 39

9 Resumé 41

Kildeliste 42

Introduktion

At trække vejret er en af de mest grundlæggende funktioner, som mennesker skal kunne udføre for at leve. I løbet af en dag indånder vi 10.000 liter luft. Det er mere end nogen anden substans, der optages i vores kroppe. Når vi trækker vejret, bliver vi uheldigvis også udsat for en række forurenende substanser, som er til stede i luften og kommer fra udstødning fra motoriserede køretøjer, opvarmning samt fra industri- og landbrugsaktiviteter. Disse substanser, især partikler og gasser, bliver hængende i atmosfæren som en snavset paraply henover byer og større beboede områder. Når man trækker vejret i luft, der er forurenet med giftige substanser, er det forbundet med sundhedsrisici for individer såvel som for hele befolkningsgrupper med enorme følger for den almene sundhed.

Sundhedsudfaldene af luftforurening var tydelige i den store London Smog-episode i 1952, som er blevet studeret indgående i løbet af de sidste mange årtier. Ved hjælp af politiske tiltag i 1960'erne og 1970'erne i både USA og Europa lykkedes det at reducere tidligere tiders luftforurening drastisk - også i Danmark, hvor luftkvaliteten har været støt stigende siden 1990'erne. På den baggrund blev det en udbredt illusion, at kampen mod luftforurening var vundet, og at den luftforurening, vi kan måle i dagens Danmark, ikke er skadelig for vores helbred. Det standpunkt modsiges dog af forskning fra 1990'erne og frem, heriblandt forskning med vægtige beviser fra Danmark, der indikerer, at selv et lavt niveau af luftforurening påvirker sundheden, også selvom niveauet ligger under EU's nuværende grænser for luftforening og under Verdenssundhedsorganisationens (WHO) retningslinjer for luftforurening. WHO er fortaler for strenge retningslinjer for luftkvalitet (WHO Air Quality guidelines, 2006) og anbefaler, at luftkoncentrationen af fine partikler, $PM_{2.5}$ (Particulate Matter), ikke bør være højere end 10 µg/m^3. Mens Danmark overholder den nuværende europæiske grænseværdi for $PM_{2.5}$ på 25 µg/m^3, er vi stadig udsat for $PM_{2.5}$ på mere end 10 µg/m^3. På den anden side holder Danmark sig ikke inden for den nuværende europæiske grænseværdi for NO_2 på 40 µg/m^3, som overskrides på en række gader i København.

Eksponering for udendørs luftforurening øger risikoen for en række kroniske sygdomme; deriblandt kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL), astma, hjertekarsygdomme, slagtilfælde, lungekræft samt type 2-diabetes og fører til for tidlig død. Derudover reduceres spædbørns fødselsvægt, når gravide eksponeres for luftforurening. Eksponering for luftforurening øger risikoen for astmalignende symptomer hos børn og kan også medføre udvikling af astma. De fleste af disse sundhedsudfald er også forbundet med eksponering for luftforurening i populationer, som bor i Danmark, hvor niveauet for $PM_{2.5}$ er væsentligt under 25 µg/m^3. Danske studier har ligesom studier gennemført andetsteds leveret overbevisende evidens for, at negative sundhedsudfald finder sted selv ved eksponering af $PM_{2.5}$ på 10 µg/m^3, og der er ingen evidens for, at der findes en sikker nedre grænse. Det er vigtigt at bemærke, at den overordnede byrde, som luftforurening udgør, endnu ikke er fuldt belyst, og at igangværende forskning arbejder ihærdigt på at identificere nye sammenhænge mellem luftforurening og kroniske sygdomme, deriblandt demens, psykiske sygdomme, brystkræft, tarmkræft, børns neurokognitive udvikling såvel som underliggende mekanismer for, hvordan luftforurening fremskynder biologisk aldring og sænker levealderen. Denne rapport tilvejebringer et kort, beskrivende overblik over de væsentligste sundhedsudfald, der forbindes med luftforurening,

relevante mekanismer og et overblik over de epidemiologiske studier af luftforurenings sundhedsudfald samt afgørende resultater fra Danmark.

Hovedkonklusion og råd

Luftforurening påvirker miljøet overalt med et antal veldokumenterede, negative sundhedsudfald, deriblandt øget risiko for luftvejssygdomme, hjerte- og hjernekarsygdomme, luftvejslidelser, type 2-diabetes, lungekræft og for tidlig død. Hos børn øger luftforurening risikoen for luftvejslidelser. Eksponering for luftforurening under graviditet øger risikoen for lav fødselsvægt hos barnet, og hos moderen øges risiko for blodtrykssygdomme under graviditeten. Resultater fra studier af luftforurenings sundhedsudfald i Danmark stemmer godt overens med den internationale litteratur på trods af et relativt lavt forureningsniveau i Danmark sammenlignet med de niveauer, der måles i andre mere undersøgte områder. I Danmark er luftforurening skyld i ca. 4000 dødsfald om året. Der er tilstrækkelig evidens for at påstå, at enhver reduktion af luftforurening markant vil forbedre sundheden. Adgang til ren luft er et grundlæggende behov og en grundlæggende rettighed for alle mennesker, der bor i Danmark. Derfor har europæiske, nationale og lokale myndigheder ansvar for at sikre, at denne fundamentale ret for den enkelte bliver respekteret og for at arbejde hen imod at sænke graden af luftforurening. Visse populationer, deriblandt børn, gravide, ældre, personer med kroniske sygdomme og folk, der er eksponeret for en høj grad af luftforurening (folk, som er fysisk aktive i byer, som arbejder tæt på forureningskilder osv.), er mere modtagelige for sundhedsudfald fra luftforurening, og yderligere forholdsregler er nødvendige for at beskytte disse grupper. En ulige fordeling af helbredsrisici, der forbindes med en varieret grad af eksponering for dårlig luftkvalitet mellem folk i forskellige underpopulationer, er et brud på det grundlæggende princip om miljømæssig lighed.

1 Luftforureningsepidemiologi

Luftforureningsepidemiologi hører under den overordnede miljøepidemiologi, der defineres som studiet af sundhedsmæssige konsekvenser af eksponeringer, som er ufrivillige og som finder sted i miljøet i bred forstand (f.eks. luft, vand, jord, fødevarer). Udendørs luftforurening er allestedsnærværende og rammer alle i større eller mindre udstrækning. Luftforurening indeholder en blanding af gasser og partikler, som påvirker en række organer og kropsfunktioner. Eksponeringen sker primært i form af betændelse og oksidativt stress (dvs. dannelse af frie radikaler i cellernes kraftværk, mitokondrierne), som øger risikoen for en række helbredsproblemer samt fører til for tidlig død. Standardiseret monitorering af luftkvaliteten og store fremskridt med at kunne opstille modeller for at estimere luftforurening på alle adresser i Danmark muliggør studier af den indvirkning, som eksponering for luftforurening har på det enkelte menneskes sundhed. Luftforurening udgør således en af de største miljømæssige belastninger og er den type miljøeksponering, der forskes mest i. Luftforurening er en kompleks blanding, der består af partikler på en diameter <10µm (PM_{10}), <2.5µm ($PM_{2.5}$), <0.1µm (ultrafine partikler; UFPs) og gasser: nitrogen dioxid (NO_2), nitrogen oxid (NO_x), svovldioxid (SO_2), kulilte (CO), ozon (O_3), benzen, bly og black carbon (BC), blandt mange andre.

1.1 Forskelle på sundhedsudfald af kort- eller langvarig eksponering af luftforurening

Luftforureningsepidemiologi undersøger sundhedsudfald, som eksponering for luftforurening medfører, og er typisk inddelt i to hovedkategorier: 1) kortvarig eksponering og 2) langvarig eksponering. Forskning i kortvarig eksponering undersøger sundhedsudfald af akut eller kortvarig eksponering for luftforurening, der varer flere timer, dage eller uger. Forskning i langvarig eksponering undersøger sundhedsudfald af kronisk eller langvarig eksponering for luftforurening, som strækker sig over flere måneder, år, årtier eller over et helt liv. Forskning i kortvarig eksponering kan give svar på, om kortvarig eksponering for høje niveauer af luftforurening (en dag med høj grad af luftforurening, adskillige timers ophold i tung trafik, mv.) kan være sundhedsskadeligt, for eksempel ved at forværre en eksisterende sygdom mv. Udbredte sundhedsudfald som følge af kortvarig eller akut eksponering for luftforurening er blandt andet hoste, hovedpine, irriterede øjne, næse og hals, allergiske reaktioner, forværrede astma-symptomer, brug af astma-medicin, hvæsende åndedræt og komplikationer af symptomer hos personer med kroniske luftvejs- og hjertekarsygdomme, som kan medføre hospitalsindlæggelse eller endda dødsfald. Forskning i langvarig eksponering for luftforurening undersøger, om daglige, lave koncentrationer af luftforurening kan medføre negative sundhedsudfald, når de ophobes over en længere periode. Sundhedsudfald forårsaget af langvarig eller kronisk eksponering for luftforurening er kroniske sygdomme såsom astma, kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL), lungebetændelse, hjertekarsygdomme, slagtilfælde, sukkersyge, lungekræft, brystkræft eller død. Det er vigtigt at bemærke, at studier af kortvarig eksponering undersøger, om et forurenende stof udløser et sundhedsudfald, mens studier af langvarig eksponering bruges til at undersøge årsagssammenhænge mellem luftforurening og en specifik indvirkning på sundheden og bruges, når man skal vurdere, om luftforurening er en risikofaktor, der kan udløse en bestemt sygdom.

1.2 Historisk oprids af luftforureningsepidemiologi

En fællesnævner for alle miljøeksponeringer er, at data er observeret og sædvanligvis involverer en lav koncentration af eksponeringer af befolkningen generelt. Disse eksponeringer er svære at måle og svære at forbinde med sygdomme. Derfor stammer tidlige opdagelser af miljøforurenings skadelige effekter ofte fra 'naturlige eksperimenter' eller katastrofer, hvor ekstremt høje koncentrationer af et forurenende stof førte til en dramatisk stigning i dødsfald eller sygelighed. På samme måde skyldes tidlige opdagelser af, at luftforurening muligvis påvirker sundheden negativt, korte og intense episoder med luftforurening, hvor stillestående luft og koldt vejr kombineret med udledninger fra industrien og forbrænding af traditionelle fossile brændstoffer (kul og træ) kraftigt øgede koncentrationen af elementer, der bidrager til forurenende stoffer i luften. Disse hændelser havde skadelige konsekvenser for sundheden i form af usædvanligt høje dødstal og hospitalsindlæggelser mv. Den første dokumenterede forureningshændelse fandt sted i 1930 i Meuse-dalen i Belgien. Over fire dage i december dannedes en tæt tåge, som bestod af udledninger fra stålindustrien, zinkudvinding, glasstøberier samt fra gødnings- og sprængstof-fabrikker, omkring Liege i dalen omkring floden Meuse. I løbet af disse fire dage døde over 60 personer ud af 35.000 indbyggere i området. Det var ti gange flere end forventet og fik megen omtale i medierne.[1] Selvom denne hændelse leverede det første bevis for årsagssammenhængen mellem luftforurening og dødelighed, blev en lignende episode 20 år senere skelsættende for luftforureningsepidemiologi. Det blev den på grund af katastrofens omfang, og fordi den tilvejebragte data, som forskere for første gang kunne bruge til at gennemføre detaljerede analyser af sammenhængen mellem luftforurening og dødelighed. Hændelsen var 'Den store London smog' i 1952, det mest berømte tilfælde af luftforurening, også kendt som "dræbertågen", hvor usædvanligt koldt og roligt vejr fastholdt det tunge, ubevægelige, tykke lag af røg- og støvfyldte udledninger fra regionens kulfyrede komfurer og lokale fabrikker i London Themsen bækkenet.[2] Denne alvorlige luftforureningshændelse ramte London i fire dage, fra den 5. til den 9. december, hvor den kraftige smog førte til store trafikale forstyrrelser på grund af nedsat sigtbarhed, og trængte ind i bygninger og førte til negative konsekvenser for sundheden. Episoden femdoblede mængden af svovldioxid (SO_2) i luften med flere tusinde µg/m^3 og medførte en efterfølgende tredobling af forventede dødsfald. Det blev anslået, at over 4000 flere end forventet døde.[3] Nylige analyser af de originale data fra London-smog'en bekræfter, at de langsigtede effekter af luftforureningshændelsen i London bidrog til højere dødstal i adskillige måneder med i alt 12.000 dødsfald, som tilskrives London smog-hændelsen.[4] London smog-episoden var første gang, at man kunne dokumentere, at spædbørn døde på grund af luftforurening, selvom langt de fleste dødsfald fandt sted blandt ældre og folk, der i forvejen led af kroniske sygdomme. En lignende luftforureningshændelse fandt sted den 27.-31. oktober 1948 i Donora, Pennsylvania, USA, en stålfabriksby med 14.000 indbyggere ved Monongahela-floden, hvor 20 mennesker døde, og flere end 6000 indbyggere pådrog sig luftvejslidelser.[5] Disse luftforureningshændelser i 1940'erne og 1950'erne har haft stor indflydelse på forskningen, på den almene opfattelse af luftforurening og på lovgivningen.

Forureningsniveauerne fra hændelserne i 1940'erne og 1950'erne toppede og faldt stødt i 1960'erne og 1970'erne i Vesteuropa og USA, primært på grund af effektiv lovgivning, som førte til dramatiske fald i brugen af fossile brændstoffer (kul) til fordel for centralvarme, som blev indført i byerne. I takt med den økonomiske udvikling er trafikrelateret luftforurening blevet stadigt vigtigere i 1970'erne og 1980'erne. Alligevel blev det anset for usandsynligt,

at de koncentrationer af luftforurening, der blev målt i denne periode, skulle have negative sundhedseffekter. I 1980'erne opstod enkelte tilfælde af luftforurening i Vesteuropa som følge af luftforurening, der var strømmet over store afstande fra Østeuropa. Nogle af disse tilfælde førte i 1985 til en stigning i dødeligheden og i hospitalsindlæggelser i Tyskland og til forandringer i lungefunktioner i Nederlandene.[6,7] Sundhedsudfaldene af disse korte episoder var imidlertid svære at opdage, fordi koncentrationerne af SO_2 og PM var i hundredevis og ikke i tusindevis af $\mu g/m^3$, som var de mængder, der blev målt i de tidlige hændelser i 1930-1950'erne. Studier, der undersøger luftforureningskatastrofer eller -episoder, gennemgår eksempler fra de tidligste og metodologisk mest enkle epidemiologiske studier, som typisk sammenlignede dødelighed før, under og efter luftforureningsepisoder. Disse lokale studier er stadig yderst relevante i dele af verden med høj grad af luftforurening, for eksempel Kina og Indien. Begge lande tegner sig for den højeste grad af luftforurening i verden, og storbyer i disse to lande har ofte luftforureningsepisoder, der svarer til dem, man oplevede i Europa og USA i 1930'erne og 1940'erne. I dag gør metodologiske og teknologiske fremskridt det nemmere for luftforureningsepidemiologien at vurdere eksponering for luftforurening ved hjælp af en kombination af detaljerede data fra luftforureningskilder såsom trafik, industri, byggetæthed, topografiske data, data om anden brug af land, meteorologiske data, rutinemæssig monitorering af luftkvalitet og emissionsdata, satellitdata, personlige målinger, sensorer, biomarkører osv. Disse dataindsamlingskilder gør det muligt over tid og sted at vurdere et individs eksponering for luftforurening i detaljer. Der findes en bred vifte af målbare, forurenende stoffer i luften ud over de stoffer, der blev nævnt tidligere i denne rapport.

1.3 Epidemiologiske design for undersøgelser af sammenhænge mellem kortvarig eksponering for luftforurening og helbredsudfald

Designet for studiet, som bruges til at undersøge sundhedsudfald af akut luftforurening, kaldes et tidsseriestudie. Designs af kortvarigt eller tidsseriestudie af luftforurening undersøger tidsserier af daglige variationer i luftforurening over tid som determinanter for daglige variationer i dødelighed, hospitalsindlæggelser og andre indikatorer for almen sundhed. Redskabet til analyse af tidsseriestudier blev introduceret i 1990 af Schwartz[8] og har lige siden medført en eksponentiel vækst i studier af kortvarige effekter af luftforurening. Poisson GAM (generaliserede additive modeller) tidsserie-modellen blev standard-redskabet, da det let kunne benytte rutinemæssigt indsamlede data fra monitorer af luftforurening, fra hospitaler og dødsregistre. I disse typer studier, som typisk er baseret på én storby, bliver tidsseriedata (adskillige år) over den daglige variation i graden af luftforurening (24 timers gennemsnit, 8 timers gennemsnit, 8 timers max eller max koncentrationer af en forureningskilde målt fra en central monitor) forbundet med daglige variationer i sundhedsudfald (for eksempel daglig optælling af dødsfald eller hospitalsindlæggelser i den pågældende storby). Disse data bliver desuden justeret for konfoundere, der kan skygge for en sammenhæng og på den måde påvirke det sundhedsudfald, et givent studie fokuserer på, såsom vejret (temperatur, fugtighed), årstid, ugedag, influenzaepidemier, helligdage, pollental, osv.

I disse modeller er det vigtigt at indregne andre konfoundere, som der ikke er foretaget målinger på, såsom overlevelsestendenser på grund af forbedringer i sundhedsvæsnet,

forandringer i befolkningsstørrelse, tendenser omkring udbrud af udbredte eller alvorlige sygdomme, forandringer i populationers vaner, hvad angår livsstil, graden af alkoholindtag og rygning osv. I slutningen af 1990'erne påviste stribevis af tidsseriestudier af en enkelt by eller et specifikt sted i en by, at luftforurening, selv i langt lavere koncentrationer end set i egentlige luftforureningsepisoder, kunne kædes sammen med højere grad af dødelighed og sygelighed i byer i USA og Europa og andre udviklede regioner. I økologiske studier måles både indikatorer for eksponering, typisk indhentet fra centrale luftforureningsmonitorer i storbyområder, og sundhedsudfald, typisk fra dødeligheds- og hospitaliseringsregistre, på populationsniveau. Dette kan bruges til at estimere den relative risiko på populationsniveau. I et eksempel fra et studie af luftforurening og hospitalsindlæggelser på grund af luftvejs- og hjertekarsygdomme i København blev en tidsserie baseret på daglige median-koncentrationer af $PM_{2.5}$ (µg/m^3) fra en central baggrundsmonitor i København fra 2001 til 2004 kædet sammen med det daglige antal hospitalsindlæggelser af ældre (65 år og opefter), som blev indlagt på ni københavnske hospitaler på grund af hjertekarsygdomme i denne periode.[9] Vi fandt ud af, at hver gang $PM_{2.5}$ stiger med 5µg/m^3, er der 3% flere hospitalsindlæggelser den efterfølgende dag på grund af hjertekarsygdomme i hele københavnsområdet.

Et andet design, som bruges til at analysere tidsserie-data, er et case-crossover design. Her sammenlignes koncentrationen af luftforurening den dag, en person har oplevet et sundhedsudfald (hospitalsindlæggelse), med andre ugedage den samme måned, hvor samme person ikke blev ramt af det pågældende udfald. Data bliver herefter analyseret i en betinget logistisk regressionsmodel. Dette design er fordelagtigt og er blevet mere populært end tidsserie GAM-metoden. Det er det, fordi det er et case-only-design, hvor personer bruges som deres egen kontrol, og fordi det tilvejebringer estimater af personlig risiko. I et eksempel fra et studie af luftforurening og astma hos børn i København (figur 2), forbindes en tidsserie af daglige gennemsnits-koncentrationer (µg/m^3) af kvælstofdioxid (NO_2) fra en central baggrundsmonitor i København fra 2001 til 2009 med et dagligt antal hospitalsindlæggelser af børn på grund af astma (18 år eller yngre) på ni københavnske hospitaler i samme periode.[10] Her fandt vi, at hver gang det gennemsnitlige NO_2-niveau steg med 6 ppb (parts per billion) over et forløb på fem dage, steg den personlige risiko for hospitalsindlæggelse af børn på grund af astma med 10% den efterfølgende dag.[10]

1.4 Epidemiologiske design for undersøgelser af sammenhænge mellem langvarig eksponering for luftforurening og helbredsudfald

Mens studierne indikerer, at kortvarig eksponering for forhøjet luftforureningsniveau forbindes med forandringer i hjerte-og luftsvejshelbred på kort sigt, fortæller studierne os ikke, hvor meget livet bliver afkortet på grund af luftforurening, hvordan langvarig eksponering for luftforurening påvirker dødelighed på langt sigt i en given population, eller hvorvidt luftforurening kan føre til udvikling af en kronisk sygdom. Studier af kronisk eller langvarig eksponering for luftforurening evaluerer effekterne af lav eller moderat eksponering for luftforurening, der strækker sig over længere tidsforløb, såvel som kumulative effekter af gentagen eksponering for markant forhøjede niveauer af luftforurening. Dette kan foretages i tværsektor-studier, som sammenligner dødelighed i forskellige populationer, i kohorter eller i case-kontrollerede studier.

Et af de tidligste og mest berømte studier af luftforurening er Harvard-studiet af seks byer, et prospektivt kohorte-studie af 8.111 voksne fra seks amerikanske byer. I et prospektivt studie vælges kohorte-deltagere, som endnu ikke har udviklet det eller de sundhedsudfald, der undersøges for. Studiet sammenlignede dødeligheden i hver by med gennemsnitsniveauet af luftforurening i hver by. Studiet viste, at dødeligheden var højest i de byer, der havde de højeste partikelniveauer, og at der var et lineært forhold. Således var dødeligheden 26% højere i den mest forurenede by sammenlignet med den mindst forurenede by.[11] Dette studie er et eksempel på et økologisk design, hvor luftforureningsniveauer over hele byen blev forbundet med dødeligheden i hver by og estimerede risikoen for hele befolkningen i hver by sammenlignet med en anden by med lavere grad af luftforurening. Nylige, opdaterede analyser af studiet af de seks byer i 2009 viste, at trods et fald i graden af luftforurening i USA til et godt stykke under den årlige, amerikanske standard på 15 µg/m^3, forandrede de estimerede effekter af $PM_{2.5}$ sig ikke over tid. Tværtimod tyder det på, at der er en stabil toksicitet på $PM_{2.5}$[12], og at der ikke er en nedre grænse.

Et typisk studie af langvarig eksponering er et kohortestudie, hvor luftforureningsmodeller bruges til at forudsige luftforureningsniveauer for kohortedeltagere på individniveau, typisk på deltagernes bopælsadresser fra det år, de blev rekrutteret til studiet, eller med historiske data om bopælshistorik og luftforureningsniveauer. Den danske sygeplejerskekohorte er et eksempel på brug af denne metode. Her blev individuelle koncentrationer af $PM_{2.5}$ beregnet på hver sygeplejerskes bopæl (25.000 sygeplejersker) som et årligt gennemsnit fra 1990 til 2014. Cox regressionsmodellen blev brugt til at anslå, om forskellen på graden af luftforureningsniveauer fra sygeplejerske til sygeplejerske forklarer risikoen for at udvikle type 2-diabetes hos den enkelte.[13] Med andre ord fulgte forskere sygeplejerskerne fra kohortens begyndelse i 1993 eller 1999 i op til 20 år for at finde ud af, om sygeplejersker, der bor i områder med megen luftforurening, har højere risiko for at udvikle type 2-diabetes, end dem der bor i områder med lav grad af luftforurening. I studiet fandt forskerne, at hver 3 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$ hang sammen med en stigning på 11% i risikoen for at udvikle type 2-diabetes.[13] I denne type studier er det meget vigtigt at indregne andre livsstilsfaktorer, der spiller ind på dødelighed og sygelighed, såsom rygning, fysisk aktivitet, kropsmasseindeks (BMI), alkoholindtag osv., som muligvis er konfoundere i sammenhængen mellem luftforurening og et sundhedsudfald. Da disse data er tilgængelige i mere detaljeret grad end i nationale registre, anses veldesignede kohortestudier for at være guldstandarden inden for luftforureningsepidemiologi. Kohortestudier tilvejebringer det bedste bevis på en sundhedseffekt forårsaget af luftforurening, og som er påvirket af livsstilsfaktorer, fordi de tager højde for andre faktorer end luftforurening, og som muligvis er årsag til højere dødelighed og sygelighed i områder med høj grad af luftforurening. På den måde kan kohortestudier estimere den uafhængige effekt af luftforurening. Et andet vigtigt element ved kohortestudier er temporalitet mellem eksponering og effekt, at vurderingen af eksponering for luftforurening kommer før målingen af det sundhedsudfald, der undersøges for. Det er vigtigt at bemærke, at kohortestudier kan have deres begrænsning, for eksempel når man studerer sjældne sygdomme (Parkinsons sygdom, hjernetumor osv.) I disse tilfælde er register-baserede studier muligvis en bedre løsning.

2 Den globale sygdomsbyrde forårsaget af luftforurening

Luftforurenings sygdomsbyrde kan måles på adskillige måder: på antallet af dødsfald, der kan tilskrives luftforurening, på antal tabte leveår (YLL) grundet dødsindtræden tidligere end forventet, som kan tilskrives luftforurening, og på leveår justeret for *disability adjusted life years*, såkaldte DALY'er, som kan tilskrives luftforurening. DALY'er er det antal leveår, der mistes, når et menneske dør tidligere end forventet, plus antal leveår med funktionsnedsættelse. For at kunne begrunde dødsfald, YLL eller DALY'er med luftforurening kræves estimater af populations-vægtet eksponering for luftforurening, estimater af relative risici på tværs af fordelingen af eksponering og estimater af dødsfald, YLL eller DALY'er for sygdomme, der er årsagsforbundet med luftforurening. Det seneste globale sygdomsbyrdestudie (GBD-studie), der har fokus på luftforurening, estimerer, at 4,2 millioner dødsfald og 101,3 millioner mistede sunde leveår på verdensplan kunne tilskrives $PM_{2.5}$ i 2015.[14] Denne GBD-tilgang inkluderer dødelighed på grund af fem dødsårsager, som er årsagsforbundet med luftforurening: åreforkalkning (IHD), hjernekarsygdomme, kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL), nedre luftvejsinfektioner og lungekræft.[14] De fleste dødsfald og DALY'er (ca. 60%), som kædes sammen med $PM_{2.5}$, skyldes åreforkalkning og hjernekarsygdomme efterfulgt af KOL, nedre luftvejsinfektioner og lungekræft.

På globalt plan bidrog $PM_{2.5}$ i luften uden døre til 17% af alle tilfælde af åreforkalkning, 14% af hjernekarsygdomme, 27% af KOL, 25% af nedre luftvejsinfektioner og 16% af alle tilfælde af lungekræft.[14] Den aldersstandardiserede dødelighed faldt fra 66 ud af 100.000 mennesker i 1990 til 57 for hver 100.000 mennesker i 2015, hovedsageligt på grund af forbedret luftkvalitet og faldende antal dødsfald forårsaget af hjertekarsygdomme i højindkomstlande. På trods af et fald i den generelle dødelighed, steg den globale dødelighed dog, fordi $PM_{2.5}$ i luften steg fra 3,5 millioner i 1990 til 4,2 millioner i 2015, og fordi befolkningerne bliver ældre og på grund af befolkningsvækst samt øget luftforurening i lav- og middelindkomstlande, såsom Kina og Indien.[14] Det er vigtigt at bemærke, at selv i områder med lave og faldende niveauer af luftforurening, som i Danmark, vil dødelighed på grund af $PM_{2.5}$ i luften muligvis stadig stige på grund af hastigt aldrende befolkninger.

GBD-tilgangen er den mest citerede kilde, hvad angår estimering af byrden af luftforurening. En anden aktuel og ny tilgang til at estimere luftforurenings sygdomsbyrde kaldes Global Exposure Mortality Model – GEMM). Den rapporterer om en dramatisk fordobling af antallet af dødsfald, som skyldes luftforurening, når man sammenligner med GBD-tilgangen, nemlig i alt 8,9 millioner (næsten samme antal som dødsfald på grund af tobaksrygning), og en reduktion i den gennemsnitlige forventede levealder med 2,2 år.[15] Denne fordobling i antallet af dødsfald skyldes, at forfatterne brugte opdaterede, relative risikoestimater for luftforurening – dødelighedssammenhæng ved at inkludere flere kohorter, og få fra Kina, hvilket bidrog til den relative risiko med højt niveau af luftforurening og resulterede i højere relative risici (RR) end dem, der blev brugt i GBD-studiet. For det andet inkluderede forfatterne alle dødsårsager og ikke kun de fem dødsårsager, som indgik i GBD-studiet. Dermed anerkendte forfatterne nye beviser for, at andre sygdomme, som endnu ikke indgik i analyser af sundhedspåvirkninger,

har forbindelse til $PM_{2.5}$-eksponering. Analyser, der benytter sig af GEMM-metoder på fem sygdomsårsager, som er brugt i GBD-tilgangen, viste, at der var 6,9 millioner dødsfald på grund af luftforurening, dvs. 30% flere end de 4,2 millioner fra GBD-studiet. Forskellen på GBD- og GEMM-tilgangene illustrerer, at estimater af sygdomsbyrde altid vil variere, alt efter hvilken tilgang der bruges, og hvilke antagelser, der lægges til grund. Det vigtigste er dog at notere sig, at den overordnede byrde, som luftforurening udgør, er enorm og formentlig vil stige, da det fulde omfang af luftforureningens byrde endnu ikke er fuldt belyst. Igangværende forskning arbejder i stigende grad på at identificere nye sammenhænge mellem luftforurening og andre sygdomme end de fem, der er nævnt ovenfor. Type 2-diabetes er for nylig blevet anerkendt som en sygdom, der i overbevisende grad kan forbindes med luftforurening. Nylige GBD-analyser viser da også meget stærke forbindelser mellem $PM_{2.5}$ og type 2-diabetes, større sammenhæng end de forbindelser, der ses mellem $PM_{2.5}$ og hjertekar- eller luftvejssygdomme.[16]

Stadigt stærkere videnskabelig evidens peger på, at luftforurening muligvis bidrager til udviklingen af astma hos børn[17], lav fødselsvægt og neurodegenerative sygdomme som demens, og disse følger vil sandsynligvis snart blive føjet til den overordnede byrde, som luftforurening medfører.

Den danske befolkning adskiller sig på flere områder fra den globale befolkning, hvad angår livsstil, aldersfordeling, kilder til og niveau af luftforurening osv. Derfor er det vigtigt at se på sygdomsestimaters lokale byrde, baseret på estimater af den lokale befolknings eksponering for luftforurening. Det seneste estimat af sygdomsbyrden forårsaget af luftforurening i Danmark med EVA-modellen tilskrev ca. 4.000 dødsfald på grund af $PM_{2.5}$. Dansk forskning i kronisk sygdom hos voksne viser, at den forventede levealder i 2040 ville stige med et år, hvis NO_2-eksponering blev reduceret til det årlige gennemsnit i landområder på 6 µg/m^3.[18] Den største gevinst i forventet sygdomsfri levetid ville være for åreforkalkning (1,4 år), KOL (1,5 år for mænd, 1,6 år for kvinder) og astma (1,3 år for mænd og 1,5 år for kvinder).

2.1 Luftforurening sammenlignet med andre risikofaktorer for sygdomme

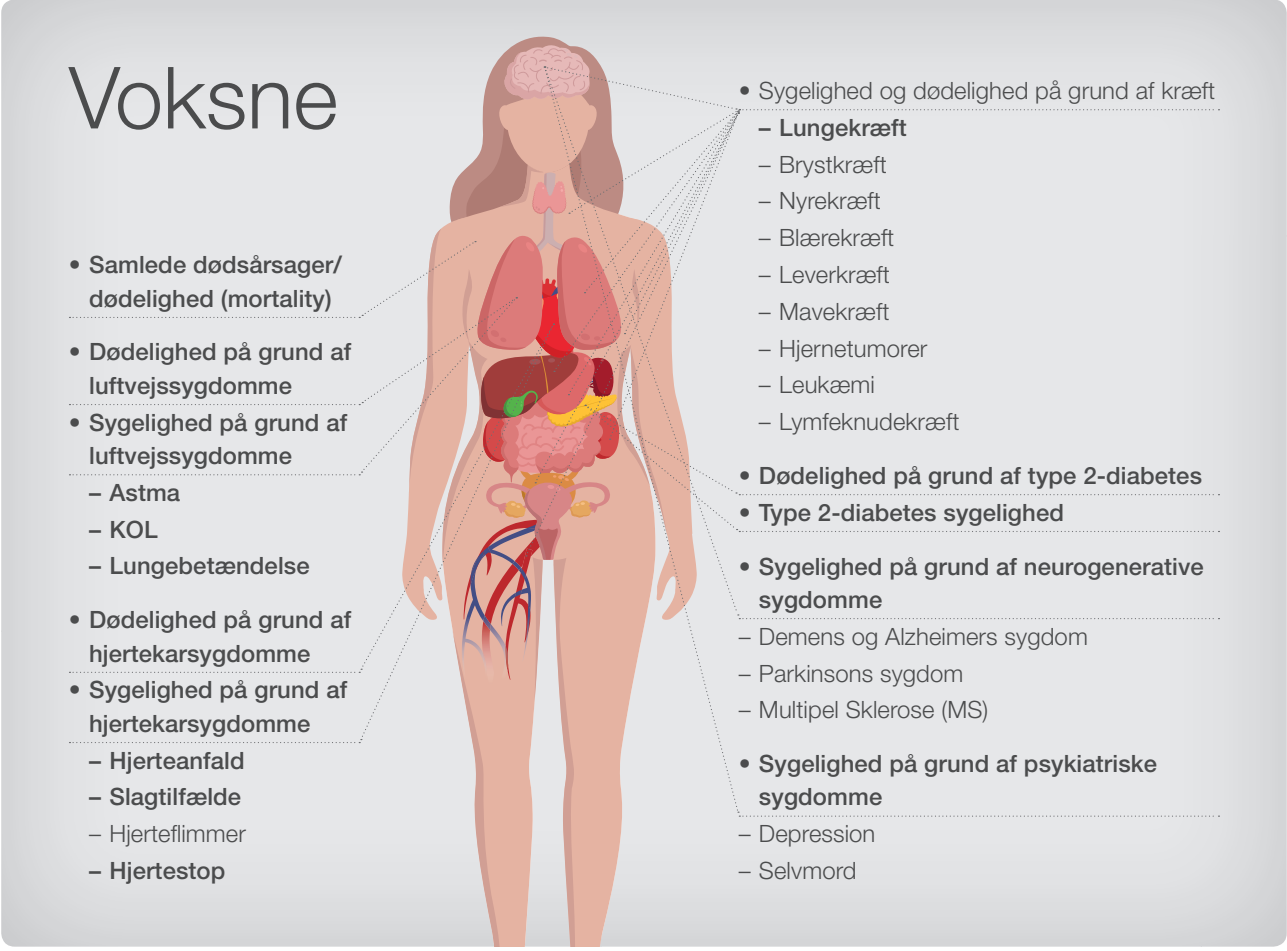
Når man taler om risiko i forbindelse med forurening, er det en fordel at sammenligne med andre mere kendte livsstilsrisikofaktorer såsom rygning. De seneste analyser af den globale sygdomsbyrde (GBD) er studiet af risikofaktorer fra 2017. Her estimeres sygdomsbyrden fra 84 risikofaktorer i 195 lande.[19] Eksponering for $PM_{2.5}$ udgjorde den femte højeste risikofaktor for at dø efter kostrisici, højt blodtryk, tobak og højt fastende plasmaglukose (FPG). Eksponering for $PM_{2.5}$ rangerede højere end kropsmasseindeks (BMI) (6.-pladsen), alkoholforbrug (9.-plads) eller lav fysisk aktivitet (12.-pladsen).[19]

3 Hvordan bliver vi syge af luftforurening?

Vi er primært eksponeret for luftforurening via indånding, hvor forurenende stoffer trænger ind i vore lunger og blodbaner. En anden form for eksponering sker via indtagelse eller optagelse gennem huden. Direkte eksponering for luftforurening i hjernen sker gennem næsen, hvor fine partikler og gasser overføres via den olfaktoriske membran. Vi er eksponeret for luftforurening hele livet, selv før vi bliver født, da et foster kan risikere at blive eksponeret for luftforurening gennem moderkagen (transplacentalt). Det er dokumenteret, at denne form for eksponering kan forårsage tidlige biologiske effekter såsom betændelse, oksidativt stress og skader på DNA i navlestrengsblodet og i væv fra moderkagen. De mest undersøgte biologiske mekanismer af skader på lunger, hjerte og blodkar forårsaget af luftforurening, er betændelse, [20,21] hvilket også menes at være involveret i endotelial dysfunktion, protrombotiske forandringer som bidrager til udvikling af blodpropper, forhøjet blodtryk og forandringer i hjerterytmen, som er relevante for hjertekarsygdomme. Dertil kommer udviklingen af insulinresistens og type 2-diabetes (systemisk inflammation, inflammation i fedtvæv) samt nervebetændelse i hjernen, som er relevante for forandringer i hjernen og for neurodegenerative og psykiatriske sygdomme.

4 Luftforurening og uønskede helbredsudfald hos voksne

Luftforurening er blevet forbundet med en række uønskede helbredsudfald hos voksne, som det ses af figur 1.



Figur 1: De udfald, som der er tilstrækkelig evidens bag til at kunne dokumentere en årsagssammenhæng med luftforurening, er markeret i fed, mens udfald, som stadig er i gang med at blive undersøgt, og hvor der endnu ikke er nok evidens til at dokumentere, om der er tale om en tilfældig sammenhæng, står med almindelig, ikke-markeret tekst.

4.1 Dødelighed

Dødelighed er en af de mest undersøgte følger af luftforurening, og er den følge, som vægtes højest i evalueringen af beviser på luftforurenings sundhedsudfald, som bruges i GBD-estimering. Hvis livslang eksponering for luftforurening bidrager til en øget risiko for en række kroniske sygdomme, fra barndommen og op igennem resten af livet, så er den ultimative konsekvens, at eksponering for luftforurening sænker velværet, svækker helbredet og afkorter den enkeltes levetid.

En række kohortestudier har evalueret forbindelsen mellem langvarig eksponering for luftforurening og dødelighed, hvor alle årsager til en naturlig død typisk medtages (, og hvor dødsfald på grund af eksterne årsager, såsom ulykker, er udelukket, da disse ikke menes at være forbundet med luftforurening). Årsagsspecifik dødelighed er også blevet evalueret, deriblandt hjertekar-relateret dødelighed, luftvejs-relateret dødelighed (bortset fra lungekræft), dødelighed på grund af lungekræft, og nu også sukkersyge-relateret dødelighed. Denne omfattende mængde af evidens har vist, at langvarig eksponering for luftforurening øger risikoen for tidlig død. De fleste studier af langvarig eksponering af luftforurening og dødelighed er baseret på velkendte kohorte-studier fra USA, Canada og Europa, deriblandt det amerikanske studie af sygeplejerskers helbred (American Nurses' Health Study)[22], det amerikanske Cancer Society (ACS) studie[23], California Teachers Study[24], Health Professionals Follow-Up Study[25], Women's Health Initiative Observational Study[26], the Netherlands Cohort Study on Diet and Cancer (NLCS)[27], og the Canadian National Breast Screening Study.[28] Disse studier anses for at have den stærkeste evidens i evalueringen af sundhedsrisici forbundet med luftforurening, da de kan justere for faktorer, som kan skygge for sammenhængen mellem luftforurening og dødelighed, såsom rygning, kropsmasseindeks, fysisk aktivitet, alkoholforbrug, diæt osv. Meta-analyser af studier af langvarig eksponering for luftforurening og dødelighed foretaget af Hoek et al. fandt 6% (95% konfidensinterval (CI): 4-8%) og 11% (5-16%) højere risiko for alle årsager til dødelighed og dødelighed på grund af hjertekarsygdomme for hver 10 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$, og en svagere sammenhæng med dødelighed med ikke-ondartede luftsvejssygdomme (3%; -6-13%)[29]. Det omfattende europæiske multicenter-studie af kohorter for luftforureningseffekter (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE)) fra 2014 undersøgte 22 kohorter bestående af voksne fra 13 europæiske lande og fandt en 7% forøget risiko (95% CI: 2-13%) for hver 5 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$[27]. Sidenhen har den seneste udvikling inden for opstilling af modeller for luftforurening kombineret med målinger fra satellitdata faciliteret opstilling af modeller for luftforureningsniveauer for hele lande. Det banede vejen for en ny tilgang, nemlig brugen af omfattende, administrative data på nationalt plan til studier af luftforurenings sundhedsudfald. Nationale data giver høj statistisk præcision, men der mangler oplysninger om risikofaktorer i forhold til livsstil (rygning, BMI, fysisk aktivitet), som kan være vigtige konfoundere. Et eksempel er et stort amerikansk studie af dødelighed blandt personer, der er dækket af den nationale sundhedsforsikring Medicare, med mere end 60 millioner amerikanske borgere[30]. Studiet fandt, at alle årsager til dødelighed steg med 7,3% (95% CI 7,1-7,5), hver gang $PM_{2.5}$ steg med 10 µg/m^3. Effekterne var endnu mere markante, når man begrænset population til dem med $PM_{2.5}$ < 12 µg/m^3 (13,6%; 95% CI 13,1-14,1), som er USA's grænseværdi for $PM_{2.5}$.

Tre danske studier, alle fra den danske Kost, kræft og helbred-kohorte, har undersøgt sammenhængen mellem luftforurening og dødelighed. To af studierne undersøgte alle dødsårsager og dødelighed i forbindelse med hjertekarsygdomme[31,32], et studie undersøgte dødelighed i forbindelse med luftvejssygdomme[32], og et andet undersøgte dødelighed i forbindelse med sukkersyge[33]. Det seneste studie af Hvidtfeldt et al. fandt, at risikoen for alle årsager til dødelighed steg med 13% (5-21%), og risikoen for hjertekar-relateret dødelighed steg med 29%, hver gang $PM_{2.5}$ steg med 5 µg/m^3. Disse tal faldt til hhv. 6% (-1-15%) og 24% (6-45%), når tallene blev justeret for trafikstøj fra vejene.[32] Ligeledes fandt de, at risikoen for alle årsager til dødelighed steg med 7% (4-10%), og hjertekar-relateret dødelighed steg med 11% (4-17%), hver gang mængden af NO_2 steg med 10 µg/m^3. Når tallene justeres for trafikstøj fra vejene, faldt tallene til hhv. 5% (-1-9%) og 11% (-1-25%).[32] Der var ingen sammenhæng mellem

dødelighed relateret til luftvejssygdomme i dette studie, men tidligere analyser viste meget stærke sammenhænge med dødelighed relateret til sukkersyge, stærkere sammenhæng end man havde set med hjertekar-relateret dødelighed.[33] Med andre ord kan vi observere statistisk signifikante sammenhænge mellem $PM_{2.5}$ og alle dødsårsager og hjertekar-relateret dødelighed i Danmark, som er stærkere end hvad man har observeret i international litteratur, hvorimod sammenhænge med NO_2 var sammenlignelige med international litteratur.

4.2 Lunge-/luftvejssygdomme

Da luftforurening primært trænger ind i kroppen ved inhalering, er luftsvejssystemet og lungerne de første organer, der bliver berørt og de første, der er blevet studeret i forhold til luftforurening. Den sandsynlige biologiske mekanisme, der sker, når luftforurening beskadiger lungerne, er blandt andet en lokal oxidativ skade på luftvejene, som medfører betændelse i bronkierne, luftvejsmodstand, remodellering og forhøjet risiko for overfølsomhed[21] med en sekundær, systemisk, inflammatorisk reaktion.[5] Gentagne skader forårsaget af inhalering formodes at være afgørende for effekterne af langvarig eksponering for luftforurening og for udviklingen af kroniske lungesygdomme, deriblandt KOL og astma.[3] Disse gentagne skader på lungerne og systemisk betændelse formodes at formindske evnen til at bekæmpe infektioner og øge risikoen for lungebetændelse, som er en af de hyppigste dødsårsager for ældre over 75 år.

4.2.1 Astma

Studier, der undersøger sammenhængen mellem luftforurening og astma, som er opstået i voksenalderen, fremlægger lidt blandede resultater, men de fleste studier antyder tilsyneladende, at der er en årsagssammenhæng mellem langvarig eksponering for luftforurening og astma, der er opstået i voksenalderen. To tidlige, svenske studier i lille skala opdagede, at der er en sammenhæng mellem antallet af astmatilfælde og det at bo tæt på en trafikeret vej [34] samt NO_2 (odds ratio (OR) 1,54; 95% CI 1,00-2,36 per 10 µg/m^3).[35]

Ligeledes fandt et studie baseret på den europæiske undersøgelse af astmaforekomst (European Respiratory Health Survey) en signifikant sammenhæng mellem NO_2 og selvrapporterede astma-incidenser (OR 1,43; 95% CI 1,02-2.01 per 10 µg/m^3).[36] Et studie baseret på den schweiziske SAPALDIA-kohorte fandt en sammenhæng mellem NO_2 og nye tilfælde af astma (astma-incidens), dog kun for ikke-rygere.[37] I deres analyse af Søsterstudiet (the Sister Study), en amerikansk kohorte af primært hvide kvinder uden latinamerikansk baggrund, fandt Young et al. en tilsyneladende sammenhæng mellem øget risiko for astma opstået i voksenalderen og $PM_{2.5}$ (hazard ratio (HR) 1,20; 95% CI 0,99-1,46 per 3,6 µg/m^3) samt NO_2 (HR 1,12; 95% CI 0,96-1,30 per 5,8 ppb).[38] Derudover fandt en nylig meta-analyse af seks kohorter, som deltog i ESCAPE-projektet, ikke-signifikante positive sammenhænge mellem astma og $PM_{2.5}$ (OR 1,04; 95% CI 0,88-1,23 per 5 µg/m^3).[39] En undersøgelse af studiet af amerikanske sygeplejerskers sundhed (Nurses' Health Study) fandt ingen sammenhæng mellem $PM_{2.5}$ og hospitalsindlæggelser på grund af astmaanfald (incidens).[40] I en undersøgelse baseret på en population bestående af 100.084 australiere fandt Salimi et al. en svag, men ikke-signifikant sammenhæng mellem astma-incidens og $PM_{2.5}$ (HR 1,08; 95% CI 0,89-1,30 per 1 µg/m^3) og NO_2 (HR 1,03; 95% CI 0,88-1,19 per 5 µg/m^3).[41] Et studie af 1,1 millioner

voksne i Toronto, Canada forbandt langvarig eksponering for ultrafine partikler (UFP'er) med astma-incidens, men studiet fandt ingen sammenhæng.[42]

I et studie af den danske Kost, kræft og helbred-kohorte fandt man en signifikant positiv sammenhæng mellem det 35-års gennemsnit af NO_2 og astma-incidens. Studiet definerede astma som den første hospitalsindlæggelse (HR 1,10; 95% CI 1,01-1,20 per 5,8 µg/m^3) med den højeste risiko observeret blandt mennesker, der tidligere har haft kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL) (HR 1,30; 95% CI 1,07-1,52 per 5,8 µg/m^3), og blandt astma-patienter, som var blevet indlagt igen på grund af astma (HR 1,41; 95% CI 1,15-2.07 per 5., µg/m^3). Studiet antyder, at kroniske lungepatienter er mere modtagelige over for eksponering af luftforurening.[43]

4.2.2 Kronisk Obstruktiv Lungesygdom

Overordnet set antydede evidens, at luftforurening fører til forhøjet risiko for KOL blandt voksne. Men evidensen var ikke endegyldig, trods plausible biologiske mekanismer og solid evidens for, at luftforurening udløser forværringer hos KOL-patienter. I et stort studie af alle indbyggere i Vancouver, Canada, fandt Gan et al. en sammenhæng mellem BC (black carbon) og nye tilfælde af KOL (KOL-incidens) (HR 1,07; 95% CI 1,00-1,13 per 0,78 µg/m^3) og med røg fra afbrænding af træ (15%; 95% CI 2-29%, tertil 3 vs. tertil 1), men fandt ingen sammenhæng med NO_2 eller $PM_{2.5}$.[44] I et stort britisk studie af lægepraksisser kunne Atkinson et al. ikke påvise en sammenhæng mellem $PM_{2.5}$ eller NO_2 med KOL-diagnoser eller hospitalsindlæggelser.[45] En meta-analyse af fire kohorter, som deltog i ESCAPE-projektet (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects), fandt ikke-signifikante positive sammenhænge med $PM_{2.5}$ (OR 1,06; 95% CI: 0,73-1,53 per 5 µg/m^3) og NO_2 (OR 1.05; 95% CI: 0.89-1.23 per 20 µg/m^3).[46] Salimi et al. fandt heller ingen sammenhæng mellem $PM_{2.5}$ eller NO_2 med hospitalsindlæggelser på grund af KOL-tilfælde i en australsk population på 100.084 deltagere.[41] Et studie af 1,1 million voksne i Toronto, Canada, forbandt ultrafine partikler med KOL- incidens, idet det fandt en signifikant, positiv sammenhæng (HR 1,06; 95% CI 1,05-1,09 per 10.097 particles/cm^3).[42]

Et nyere studie fra Taiwan fandt en signifikant sammenhæng mellem $PM_{2.5}$ og KOL-incidens,[47] det samme gjorde et stort amerikansk studie blandt Medicare-deltagere i det sydøstlige USA (HR 1,051; 95% CI 1,05-1,52 per 1 µg/m^3).[48] I et studie af den danske Kost, kræft og helbred-kohorte fandt Andersen et al. signifikant positiv sammenhæng mellem NO_2 og KOL-incidens, defineret som første hospitalsindlæggelse (HR 1,08; 95% CI 1,02-1,14 per 5,8 µg/m^3). I dette studie blev den største risiko observeret hos mennesker, der tidligere har haft astma (HR 1,29; 95% CI 1,05-1,50 per 5,8 µg/m^3) og sukkersyge (HR 1,19; 95% CI 1,03-1,38 per 5,8 µg/m^3).[49] Det er sandsynligt, at det danske studie fandt signifikante sammenhænge takket være tilgængeligheden af de historiske data over NO_2-eksponering helt tilbage fra 1971. På den måde kunne forskerne undersøge eksponering akkumuleret over 35 år, hvorimod andre studier typisk undersøger eksponering i meget kortere tidsintervaller. Dette er en generel og afgørende styrke ved alle danske studier af langvarig eksponering for luftforurening, da det er sandsynligt, at langvarig, akkumuleret eksponering for luftforurening over flere år er en risikofaktor for at udvikle en kronisk sygdom.

4.2.3 Lungebetændelse

Lungebetændelse er som regel blevet anset for at være et sundhedsudfald i studier af kortvarig eksponering. Sådanne studier har vist, at eksponering for høje niveauer af luftforurening over adskillige dage kan udløse hospitalsindlæggelser eller død på grund af lungebetændelse.[50] Mens kortvarig eksponering for luftforurening gennemgående er blevet forbundet med lungebetændelse, har resultater af studier af langvarig eksponering for luftforurening været inkonsistente. Et canadisk case-control-studie fra 2010 var det første, der forbandt incidens og prævalens af samfundserhvervet lungebetændelse med høje niveauer af $PM_{2.5}$ og NO_2.[51] Et nyere, stort amerikansk kohorte-studie baseret på Medicare-data viste, at en enhedsstigning i $PM_{2.5}$ (µg/m^3) og NO_2 (ppb) blev forbundet med stigninger i førstegangs-hospitalsindlæggelser på grund af lungebetændelse på hhv. 6,1% (95% CI 5,9%–6,2%) og 2,9% (95% CI 2,7%–3,1%).[48] Ligeledes viste et lignende Medicare-studie af årsagsspecifik dødelighed en signifikant sammenhæng mellem NO_2 og dødsfald på grund af lungebetændelse (HR 1,27; 95% CI 1,26-1,29).[52] I modsætning til disse studier fandt et kohorte-studie i Australien ingen effekter af langvarig eksponering for luftforurening på lungebetændelse.[41]

Diskrepansen mellem resultaterne for langvarige effekter kan komme fra studiepopulationer, designs og sammensætning af luftforureningskilder. Ikke desto mindre viser studier af sammenhængen mellem luftforurening og øgede risici for dødelighed og sygelighed på kort sigt og nogle studier af langvarige effekter, at luftforurening muligvis bidrager til større modtagelighed for lungebetændelse. Ingen danske studier har undersøgt sammenhængen mellem luftforurening og lungebetændelse.

4.3 Hjertekarsygdomme

Et væld af evidens forbinder luftforurening med forhøjet hjertekar-relateret dødelighed og sygelighed. To lægefaglige foreninger, the American Heart Assocation[20] og the European Society of Cardiology, har lavet hver deres vigtige review-position paper om luftforurening og hjertekarsygdomme i hhv. 2010 og i 2015. Begge kommer med stærke begrundelser for, at luftforurening er en risikofaktor i udviklingen af hjertekarsygdomme og giver et godt overblik over epidemiologisk evidens og mekanistisk forståelse. Adskillige nylige meta-analyser, som undersøger effekten af kortvarig eksponering for $PM_{2.5}$ (per 10 µg/m^3 stigning i løbet af de foregående få timer til dage) er blevet publiceret. I 34 studier øgede $PM_{2.5}$-eksponering markant risikoen for akut hjerteanfald, også kaldet blodprop i hjertet, med 2,5%.[54] Hospitalsindlæggelser eller dødsfald forårsaget af hjertefejl (2,1 %; 35 studier),[55] slagtilfælde (1,1%; 94 studier),[56] og hjerteflimmer ((1,5%; 23 studier)[57] har også vist sig at stige, og lignende risici blev forbundet med kortvarig eksponering af NO_2. Selvom disse relative risici er beskedne, er kortvarig eksponering for $PM_{2.5}$ dog ansvarlig for op til 5% (population-attributable fraction, PAF) af hjerteanfald på verdensplan, fordi hundredevis af millioner mennesker kontinuerligt er eksponeret.[58] Langvarig eksponering over flere år forstærker tilsyneladende risici ud over de akutte risici. En meta-data-analyse har vist, at hjertekar-relateret dødelighed stiger med 10,6% (per 10 µg/m^3), hvis man bor i et område med kronisk høje $PM_{2.5}$-niveauer. Det er ca. 5-10 gange så høj risiko som efter akut eksponering.[29] I dette kapitel præsenteres et overblik over de enorme mængder litteratur om langvarig eksponering for $PM_{2.5}$ og NO_2 samt hjerteanfald, slagtilfælde, hjerteflimmer og hjertefejl.

4.3.1 Åreforkalkning – hjerteanfald

Beviser for sammenhængen mellem langvarig eksponering for luftforurening og hjertekar-relateret dødelighed anses for at være dokumenterede af en række solide studier af emnet.[23,59–61]

Undersøgelser af sammenhængen mellem luftforurening og incidens af specifikke hjertekar-relaterede sygdomsudfald, såsom hjerteanfald (MI), er dog stadig inkonsistente og stadig til debat. Mens mange studier har fundet signifikante, positive sammenhænge mellem MI-incidens og mindst et luftforurenende stof, [2-68] har andre studier ikke fundet signifikante sammenhænge. [69-74] Det drejer sig især om studier, som undersøgte sammenhængene med NO_2 eller PM_{10} hver for sig for ikke-dødelige og dødelige MI-udfald. De fandt konsekvent stærkere sammenhænge med dødelig MI[68,74] eller skrev kun om sammenhænge med dødelig MI.[62,64] Dette sår tvivl om de mekanismer, der danner grundlag for MI forårsaget af luftforurening, og antyder, at luftforurening muligvis kan føre til mere alvorlige eller dødelige åreforkalknings-udfald. Blandt de studier, der undersøger NO_2-eksponering og MI-incidens, har enkelte af dem fundet signifikante, positive sammenhænge,[65,66,68] mens de fleste studier har fundet ikke-signifikante, svage, positive sammenhænge[63,70,74] eller svage, negative/ingen sammenhænge.[62,64,67,69,71-73] Kun fire studier af MI-incidens havde data om $PM_{2.5}$. Af disse fandt tre store kohortestudier ingen sammenhæng,[26,63,71] mens et case-control-studie fandt signifikante, positive sammenhænge med $PM_{2.5}$-områdeniveauer, men ikke med lokale eller totale niveauer.[66] I Danmark er der et enkelt studie af luftforurening og MI-incidens i den danske Kost, kræft og helbred-kohorte. Det fandt signifikant sammenhæng mellem NO_2 og MI (HR 1,08, 95% CI 1,03-1,12 per 6,4 µg/m^3), som dog dæmpedes, når man justerede for trafikstøj fra veje (HR 1,02; 95% CI 0.96-1,08 per 6,4 µg/m^3).[75] Da det for nylig er blevet dokumenteret, at trafikstøj fra veje er en risikofaktor for udvikling af åreforkalkning, er det vigtigt at tage højde for støj-konfoundering, hvilket kun få studier indtil videre har haft data til at kunne gøre. Dette sår tvivl om, hvorvidt studier af luftforurening og MI har overestimerede effekter af luftforurening, når de mangler data om støj fra vejtrafik.

4.3.2 Slagtilfælde

En nyere systematisk oversigt og metaanalyse fandt 16 kohorte-studier, som evaluerede langvarige effekter af $PM_{2.5}$ på slagtilfælde.[76] Forfatterne berettede, at for hver 5 µg/m^3-stigning i $PM_{2.5}$, steg risikoen for incidens og dødelighed af slagtilfælde samlet set med 11%. Studiet inkluderede analyse af 2,2 millioner mennesker og omkring 50.000 sygdomsudfald og konkluderede, at langvarig eksponering for to $PM_{2.5}$ er en vigtig risikofaktor for slagtilfælde. Indtil videre har få studier haft data til at kunne skelne mellem to undertyper af slagtilfælde, iskæmisk slagtilfælde, dvs. blodprop i hjernen, og hæmoragisk slagtilfælde, dvs. hjerneblødning. Disse studier peger på, at der muligvis kun er en sammenhæng med iskæmisk slagtilfælde. Meta-analysen af disse studier har vist en stærkere sammenhæng med iskæmisk slagtilfælde og antyder, at $PM_{2.5}$ øger risikoen for begge typer slagtilfælde (pooled HR (95% CI) var 1,62 (0,88, 2,97) for iskæmisk slagtilfælde og 1,20 (0,79, 1,80) for hæmoragisk slagtilfælde). Indtil videre er der ikke lavet sådan et studie af $PM_{2.5}$-eksponering og slagtilfælde i Danmark.

Der findes adskillige danske studier af luftforurening og slagtilfælde. I et studie af kortvarig eksponering for luftforurening fra 2010, dokumenterede Andersen et al. en 21% stigning i risikoen for hospitalsindlæggelse på grund af slagtilfælde i København for hver stigning i UFP-niveauer på 939 partikler/cm^3 i forhold til et fem-dages gennemsnit, og sammenhængen var stærkest for milde, iskæmiske slagtilfælde.[77] I et studie af langvarig eksponering for luftforurening og slagtilfælde baseret på den danske Kost, kræft og helbred-kohorte, fandt Andersen et al. en 5% stigning i risikoen for iskæmisk slagtilfælde og 20% af dødsfald på grund af iskæmisk slagtilfælde inden for 30 dage, for hver gang NO_2 steg med 6 ppb. Derimod blev der ikke fundet nogen sammenhæng med hæmoragisk slagtilfælde.[78] I den samme kohorte, studerede Sørensen et al. (2014) den kombinerede effekt af udendørs luftforurening og trafikstøj på risikoen for udvikling af slagtilfælde og fandt signifikante sammenhænge mellem gennemsnitlige NO_2-koncentrationer og tilfælde af iskæmisk slagtilfælde (HR 1,11; 95% CI 1,03–1,20). Men denne sammenhæng faldt til 1,02, når man justerede for trafikstøj fra veje.[79] Ligesom for MI er slagtilfælde blevet forbundet med trafikstøj fra veje. Derfor bør der justeres for denne faktor i studier, der undersøger effekter af luftforurening.

4.3.3 Hjerteflimmer

Hjerteflimmer (AF), som er forstyrrelser af hjerterytmen, er kun for nylig blevet undersøgt i forbindelse med luftforurening. Kun fem studier, et af dem dansk, har undersøgt, om eksponering for luftforurening over mange år kan føre til udvikling af AF,[73,75,80–82] og resultaterne er blandede. Et stort studie af 836.557 engelske mænd og kvinder af Atkinson et al. fandt ingen sammenhæng mellem langvarig eksponering for PM_{10} og NO_2 med hjerteflimmer-incidens, og heller ikke med hjertestop.[73] Kwon et al. fandt heller ingen sammenhæng mellem $PM_{2.5}$ og AF-incidens blandt 124.101 indbyggere i Seoul.[80] I et landsdækkende studie af 432.587 forsøgspersoner fra Sydkorea har Kim et al. fundet en sammenhæng mellem $PM_{2.5}$ og AF-incidens, med en 18% stigning i AF-incidens for hver 10 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$.[83] Endelig har Shin et al. fundet svage og signifikante sammenhænge mellem $PM_{2.5}$ og NO_2 med AF hos 5.071.956 indbyggere i Ontario, Canada. De havde dog ingen data på personlige livsstilsfaktorer, hvilket muligvis har konfounderet denne sammenhæng.[82] Monrad et al. har i den danske studie af 57.053 mænd og kvinder fra den danske Kost, kræft og helbred-kohorte fundet signifikante, positive sammenhænge mellem AF og NO_2, nemlig en stigning i AF på 8% for hver 10 µg/m^3 stigning i NO_2, men de havde ingen data på $PM_{2.5}$.[75] Det kan således konkluderes, at evidens for en sammenhæng mellem luftforurening og AF stadig er sparsom og blandet. Derfor er det ikke muligt på det nuværende grundlag at konkludere på kausalitet mellem disse, og der er brug for flere undersøgelser. Litteratur om støj fra vejtrafik og AF kan endnu ikke konkludere, hvorvidt det er en vigtig risikofaktor for AF.

4.3.4 Hjertefejl

Litteratur om luftforurening og hjertesvigt er nyere. Alligevel fremviser et overbevisende antal studier tilsyneladende evidens for en sammenhæng. Af de 12 studier om luftforurening og hjertesvigt undersøgte 10 studier hjertesvigts-incidens,[48,63,67,73,84-89] og to undersøgte dødelighed på grund af hjertesvigt.[52,90] De fleste studier af $PM_{2.5}$ og hjertesvigt har fundet signifikante sammenhænge.[48,73,84-87,89] Der er eksempler på effektestimater i de britiske data

(HR 1,06; 95% CI 1,01-1,11 per 1,9 µg/m^3) af Atkinson et al.[73] og i et stort studie af 5,1 million mennesker i Ontario, Canada, af Bai et al. (HR 1,05; 95% CI 1,04-1,05 per 13,5 µg/m^3).[84] Ligeledes har alle studier af data på NO_2 og hjertesvigt-incidens fundet signifikante, positive sammenhænge.[63,73,84,86,88,91,92] Studier af dødelighed på grund af hjertesvigt fandt også signifikante, positive sammenhænge med $PM_{2.5}$, NO_2,[90] og ozon (O_3),[52] På linje med international litteratur fandt et studie baseret på den danske Kost, kræft og helbred-kohorte signifikant sammenhæng mellem NO_2 og hjertesvigt-incidens, selv efter at have justeret for støj fra vejtrafik. Det var det eneste studie, der havde data til at kunne justere for trafikstøj fra veje (HR 1,07; 95% CI 1,01-1,14 per 6,6 µg/m^3).[88] Således kan det konkluderes, at evidens for sammenhængen mellem luftforurening og hjertesvigt indtil videre er overbevisende. Ud fra den eksisterende litteratur om trafikstøj fra veje og hjertesvigt er det stadig for tidligt at konkludere, hvorvidt den er en vigtig faktor for hjertesvigt.

4.4 Kræft

I 2013 blev udendørs luftforurening klassificeret som kræftfremkaldende for mennesker af det internationale kræftforskningsagentur (International Agency on Research for Cancer, IARC).[93]

Klassificeringen satte skub i interessen for at forske i luftforurening som en risikofaktor for en række kræfttyper.

4.4.1 Lungekræft

Beviser for sammenhængen mellem luftforurening og lungekræft anses i dag for dokumenteret.

To meta-dataanalyseundersøgelser om luftforurening og lungekræft publiceret i 2014 opsummerer det arbejde, der blev udført for IARC-rapporten om Udendørs Luftforurening og Kræft i 2013. Det ene studie sammenfatter evidens for $PM_{2.5}$[94], det andet for NO_2.[95] Baseret på 14 studier fandt Hamra et al. i 2014 en 9% stigning (95% CI 4-14%) i risikoen for at udvikle lungekræft for hver 10 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$.[94] En anden meta-analyse af NO_2 baseret på 15 studier fandt en 4% (1-8%) stigning i risikoen for at udvikle lungekræft for hver 10 µg/m^3 stigning i NO_2.[95] Et stort, vigtigt studie af 17 kohorter, som deltog i det europæiske ESCAPE-projekt (European Studies on Chronic Air Pollution Effects), fandt signifikante, positive sammenhænge mellem $PM_{2.5}$ og lungekræft (HR 1,18; 95% CI: 0,96-1,46 per 5 µg/m^3).[96] Studiet viste, at disse sammenhænge stadig var til stede ved lave $PM_{2.5}$-niveauer, lavere end 25, 15 og 10 µg/m^3.

4.4.2 Andre kræfttyper

Et antal andre kræftformer er blevet undersøgt i forbindelse med luftforurening, dog uden at vise en endelig evidens. Et bemærkelsesværdigt studie er Turner et al.s studie fra 2017. Det var baseret på det amerikanske Kræftforebyggelsesstudie II (American Cancer Prevention Study II), og forbandt luftforurening med dødelighed på grund af alle kræfttyper uden for lungerne. Turner et al. fandt, at luftforurening ikke havde en sammenhæng med dødsfald forårsaget af

de fleste typer kræft uden for lungerne. Til gengæld fandt de, at der var en sammenhæng med dødsfald på grund af kræft i nyrer, blære, tyktarm eller endetarm, hvilket taler for mere forskning på området.[97] Udover lungekræft er en række andre kræftudfald blevet vurderet inden for ESCAPE-projektet, deriblandt brystkræft,[98] hjernetumor,[99] blærekræft,[100] leverkræft,[101] mavekræft[102] og nyre- og parenkymkræft.[103]

ESCAPE-studier fandt evidens, der tyder på en sammenhæng mellem luftforurening og kræft i maven, brystkræft, lever- og nyrekræft, men ingen evidens for blærekræft eller hjernetumor. Der har været stor interesse for luftforurening og leukæmi opstået i voksenalderen, men evidens er sparsom og blandet.[97,104-106]

4.4.3 Brystkræft

I det seneste årti har der været stor interesse for sammenhængen mellem luftforurening og brystkræft. I den periode er der gennemført fem case-controls studier[107–111] og adskillige kohorte-studier.[112–115] Den første overbevisende evidens for en sammenhæng mellem luftforurening og brystkræft stammer fra et canadisk case-control-studie, som fandt en statistisk signifikant forøget risiko for brystkræft efter overgangsalderen ved stigende niveauer af NO_2 [109]. Dette blev efterfølgende bekræftet i et opfølgende studie på en større population.[110] På den anden side fandt kohorte-studier ingen sammenhæng mellem brystkræft (primært efter overgangsalderen) og kvælstofoxider (NO_x)[115] eller NO_2,[113,114] bortset fra en statistisk signifikant, positiv sammenhæng mellem NO_2 og risikoen for østrogenreceptor+/ progesteronreceptor+, som er undertyper af brystkræft.[114] Ligeledes fandt tre kohorte-studier af kvinder, der havde passeret overgangangsalderen, ingen sammenhæng mellem eksponering for $PM_{2.5}$ og brystkræft,[112–114] mens to nyere canadiske kohorte-studier[116,117] kun fandt en sammenhæng mellem $PM_{2.5}$ og brystkræft hos kvinder, der endnu ikke var i overgangsalderen. Denne inkonsekvente evidens tyder på en mulig sammenhæng mellem luftforurening og brystkræft hos kvinder, der endnu ikke var i overgangsalderen, men ikke mellem luftforurening og brystkræft hos kvinder, der har passeret overgangsalderen, som er begrænset til østrogenreceptor-positiv brystkræft. Det er nødvendigt med flere undersøgelser af luftforurening, som har detaljerede data på undertyper af brystkræft inddelt efter status i forhold til overgangsalder og østrogenreceptor-status.

4.4.4 Danske studier af luftforurening og kræft

Der er gennemført to studier af luftforurening og lungekræft i Danmark, begge omhandlende NO_x, mens der ikke er gennemført nogen studier af $PM_{2.5}$. Et studie fra 2010 baseret på tre danske kohorter fandt en 37% (95% CI 6-76%) stigning i lungekræft-incidens per 100 µg/m^3 af NO_x.[118] Et studie baseret på den danske Kost, kræft og helbred-kohorte fra 2011 fandt en 30% (95% CI 5-61%) forøget risiko, når man sammenlignede den højeste kvartil med den laveste kvartil af koncentrationen af NO_x på bopælen.[119] Et studie fra den samme kohorte i 2011 undersøgte sammenhængen mellem NO_x og alle andre kræftformer. Studiet fandt en signifikant sammenhæng mellem NO_x og risikoen for at udvikle livmoderkræft (HR 2,45, 95% CI 1,01-5,93, per 100 µg/m^3) og kræft i hjernen (HR 2,28, 95% CI 1,25-4,19 per 100 µg/m^3), men ikke med nogen anden type kræft.[106] To senere studier af kræft i hjernen og luftforurening kunne

dog ikke reproducere sammenhængene med kræft i hjernen. Et landsdækkende kontrol-studie fra 2016 af luftforurening og leukæmi fandt en sammenhæng mellem NO_2 og akut myeloid leukæmi (AML) (HR 1,31, 95% CI 1,02-1,68 per 10 µg/m^3, men ingen sammenhæng med kronisk myeloid eller lymfatisk leukæmi.[104] Endelig har et studie af luftforurening og brystkræft i den danske sygeplejerskekohorte ikke fundet nogen sammenhæng.[122]

4.5 Type 2-diabetes

En sandsynlig biologisk mekanisme, der kan forklare, hvordan luftforurening kan forårsage sukkersyge, blev præsenteret af Sun et al.[92] Deres undersøgelse viste, at eksponering for partikulær luftforurening forårsagede forhøjet blodsukker, betændelse i fedtvæv og insulinresistens i mus, der fik en meget fedtholdig kost. Siden 2012 har studiet ført til en bølge af epidemiologiske studier af luftforurening og type 2-diabetes. Langt de fleste studier af luftforurening og type 2-diabetes-incidens[123-133] og dødelighed på grund af sukkersyge[134,135] fandt signifikante, positive sammenhænge med $PM_{2.5}$ eller NO_2, mens enkelte ikke gjorde.136,137 Der findes to danske studier af luftforurening og type 2-diabetes-incidens. Det ene er fra den danske Kost, kræft og helbred-kohorte, som fandt en 4% stigning i T2D-incidens per 5,6 per µg/m^3 stining i NO_2 [138]. Det andet studie er fra den danske sygeplejerskekohorte, som fandt en stigning på 11% i type 2-diabetes -incidens for hver 3,1 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$.[139] Derudover fandt et studie af luftforurening og dødelighed på grund af sukkersyge i den danske kost, kræft og helbred-kohorte en signifikant stigning på 31% for hver 10 µg/m^3 stigning i NO_2.[135] Der anses nu for at være tilstrækkelig evidens til at fastslå, at der er en årsagssammenhæng mellem luftforurening og type 2-diabetes, og endda en større sammenhæng end dem, man ser med hjertekar- og luftvejssygdomme. Denne nyligt fastslåede sammenhæng mellem luftforurening og sukkersyge vil væstentligt forøge den nuværende sygdomsbyrde, som kan henføres til luftforurening. I øjeblikket er der interesse for at undersøge sammenhængen mellem sukkersyge og trafikstøj fra veje, men i nylige danske studier var sammenhængen mellem PM og sukkersyge ikke mindsket, efter man havde taget højde for trafikstøj fra veje.[140]

4.6 Neurodegenerative og psykiatriske sygdomme

Partikler kan trænge ind i hjernen via lungerne, når man trækker vejret, via cirkulation, hvor de bryder igennem barrieren mellem blodet og hjernen (BBB), eller via passage gennem næsen og olfaktoriske neuroner. Når det sker, kan det forårsage nervebetændelse og oksidativt stress.[141]

Et banebrydende studie fra 2002 viste, at hjerner hos hunde fra forurenede områder i Mexico City akkumulerede nikkel og tungmetallet vanadium, havde oxidative og DNA-skader i olfaktoriske pærer, pandelappen og hippocampus.[142] Det betød, at skaderne primært var sket gennem næsevejen, hvilket er bemærkelsesværdigt, eftersom lugteforstyrrelser (olfaktorisk dysfunktion) er blandt de tidligste 'prækliniske' kendetegn på Alzheimers sygdom (AD).[143] Kronisk betændelse og AD-lignende patologi blev senere bekræftet i post-mortem-studier af menneskehjerner, som viste infiltration af monocytter, mikroglia-aktivering, forhøjede proinflammatoriske markører, øget aflejring af amyloid β-protein (Aβ) (et sygdomsskabende protein, der er kendetegnende for AD), skade på blod-hjerne-barrieren (BBB), endotelial

celleaktivering og hjernelæsioner.[144] Dyrs eksponering for NO_2 forårsagede cytokinproduktion samt neuro-kemiske og adfærdsmæssige forandringer[145] og svækkede synaptisk plasticitet, en markør for vaskulær demens.[146] Mus, der blev eksponeret for ultrafine partikler (UFP) og $PM_{2.5}$, fik hæmmet tankeproces (kognition).[147] Et nyere studie viste ophobning af nanopartikler af magnetit i menneskehjerner.[148] Magnetit er et giftigt mineral, der producerer frie radikaler, som er blevet forbundet med AD[148] og hukommelsestab.[149] Alle disse studier forelægger overbevisende biologisk sandsynlighed for en forbindelse mellem luftforurening og neurodegenerative sygdomme, såsom demens, Parkinsons sygdom og multiple sklerose samt muligvis psykologiske sygdomme.

4.6.1 Demens og Alzheimers sygdom

Demens er et paraplybegreb for hjernesygdomme, der påvirker hukommelsen, kognitive funktioner og adfærd. Disse sygdomme påvirker i væsentlig grad et menneskes funktion i hverdagen og er ikke en almindelig del af aldringsprocessen. De mest udbredte former for demens er Alzheimers sygdom (AD) og vaskulær demens (hhv. 50-70% og 15-20% af tilfældene). Inden demensstadiet er der sket et accelereret kognitivt forfald over en længere periode, og kun få studier med gentagne målinger (longitudinale data) af kognitiv funktion har undersøgt, om forandringer i graden af luftforurening kan forudsige forandringer i kognitiv funktion. Ranft et al. har fundet en sammenhæng mellem PM fra trafikken og mild kognitiv svækkelse (MCI) hos 399 tyske kvinder (68-79 år).[150] Tzivian et al. forbandt $PM_{2.5}$ med MCI hos 4.086 tyske forsøgspersoner.[151] Weuve et al. har forbundet $PM_{2.5}$ med markant hurtigere kognitivt forfald i løbet af en periode på seks år hos 19.406 kvinder (70-81 år) fra det amerikanske Nurses' Health Study.[152] Tonne et al. har fundet markant hurtigere forfald af hukummelsesevnen og even til at ræsonnere hos 2.867 Whitehall II kohorte-forsøgspersoner (gennemsnitsalder 66 år), der havde de højeste $PM_{2.5}$ og PM_{10}-niveauer over en periode på fem år.[153] I et kinesisk studie har Zhang et al. fundet en omvendt sammenhæng mellem SO_2, NO_2, and PM_{10} og et forfald i kognitive evner i sproglige, men ikke i matematiske prøver over en fireårig periode og kun blandt ældre mænd fra lavere sociale samfundsgrupper.[154] Studiet manglede dog data om individuel livsstil, beskæftigelse og uddannelse, hvilket muligvis kan forklare denne sammenhæng.

Siden det første studie af luftforurening og demensincidens fra 2014, hvor Chang et al. forbandt NO_2 med demensincidens hos 29.547 taiwanesiske forsøgspersoner (> 50 år) (relativ risiko = 1,54, højeste vs. laveste kvartil), har der været stor interesse for emnet.[155] I et landsdækkende amerikansk studie af 9.8 millioner mennsker (> 65 år), der er dækket af Medicare, har Kioumourtzoglou et al. fundet en sammenhæng mellem $PM_{2.5}$ og førstegangs-hospitalsindlæggelser for demens (HR = 1,08) og AD (1,15) per 1 µg/m^3.[156] Oudin et al. har fundet sammenhænge mellem NO_x og AD (HR = 1,38) og demens (1,43) hos 1.806 svenske forsøgepersoner, når man sammenligner den højeste og den laveste kvartil.[157] To studier af 2,1 millioner canadiske indbyggere (55-85 år) har fundet en sammenhæng mellem demensincidens og $PM_{2.5}$ (HR = 1,04 per 4,8 µg/m^3) samt NO_2 (1,10 per 26,7 µg/m^3),[158] og det at have bopæl < 50m vs. >300m fra en større vej (1,07).[159] Studierne havde dog ingen information om individuelle risikofaktorer. Oudin har senere vist, at både $PM_{2.5}$ fra afbrænding af træ fra boliger og fra trafikken hver især kan bidrage til risikoen for at udvikle demens.[160] Carey et al. fandt en sammenhæng mellem både $PM_{2.5}$ og NO_2 og demensincidens i et studie af almene lægepraksisser i London. Sammenhængen var stærkest for AD.[161] Der er ikke på nuværende tidspunkt nogen danske studier af luftforurening og demens.

4.6.2 Parkinsons sygdom

Nylige meta-analyser af luftforurening og Parkinsons sygdom (PD), som indbefattede 15 studier indtil 2018, konkluderede, at der ikke var evidens for en sammenhæng mellem $PM_{2.5}$ eller NO_2 og PD.[162] Dette blev bekræftet af to nylige studier, der blev publiceret efter meta-analyserne.[163,164] Et landsdækkende dansk kontrolstudie fandt en 9% forhøjet risiko for at udvikle PD for hver µg/m^3 stigning i NO_2.[165] Studiet er inkluderet i ovenstående meta-analyse.

4.6.3 Multipel Sklerose

Siden 2017 har tre studier undersøgt sammenhængen mellem luftforurening og og multipel sklerose (MS), nemlig det amerikanske Nurses' Health Study,[166] og to omfattende studier fra Ontario, Canada,[159,167] og ingen af dem fandt en sammenhæng. Der er ingen danske studier af luftforurening og MS.

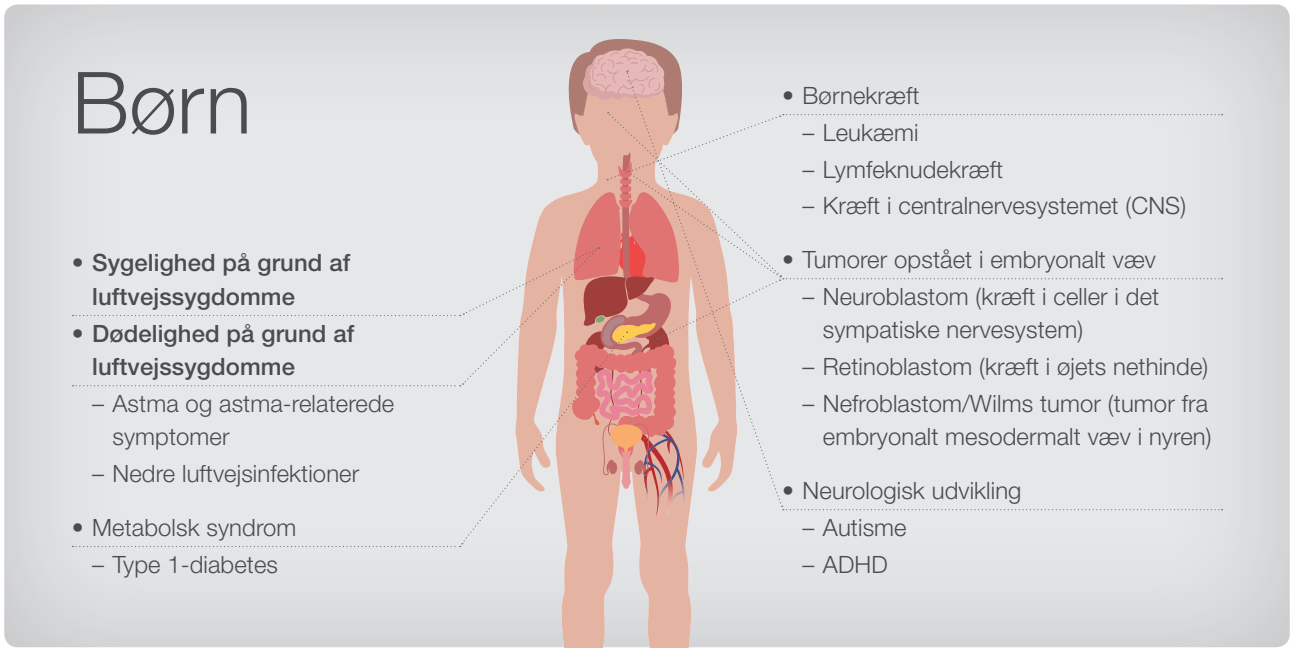
4.6.4 Psykologiske sygdomme: Depression og selvmord

Tidligere studier antydede (suggested), at luftforurening kunne forårsage eller forværre symptomer på depression eller alvorlige depressive sygdomme. Forskere undersøgte korttidseffekterne af forurenende stoffer i luften på depressive symptomer og skadestuebesøg og fandt en stærk sammenhæng mellem daglige og ugentlige variationer af luftforurening og depressiv adfærd.[168,169] I tværsektor-kohortestudier blev depressive symptomer og hospitalsbesøg på grund af alvorlig depression også forbundet med luftforurening. Kim et al. viste en 44% (95% CI: 17%, 78%) stigning i hospitalsbesøg grundet alvorlig depressiv sygdom, som var forbundet med en 10 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$ i Seoul, Sydkorea.[170] Derudover viste et landsdækkende tværsektor-studie i Sydkorea også, at højere grad af eksponering for $PM_{2.5}$ og NO_2 var forbundet med en højere risiko for depression.[171] Det amerikanske Nurses' Health Study fandt en 12% (95% CI: 0-25%) stigning i førstegangstilfælde af depression for hver 10 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$.[172] Et kohorte-studie i Europa[173] og USA[174] fandt imidlertid ingen entydige beviser for sammenhænge mellem langvarig eksponering for luftforurening og førstegangstilfælde af samt symptomer på depression.

Adskillige studier undersøgte kortidseffekterne af luftforurening på selvmord og fandt en svag sammenhæng. Der er kun publiceret ét studie af langvarig eksponering. Et koreansk studie undersøgte sammenhængen mellem luftforurening og selvmord i en prøvekohorte fra den nationale sundhedsforsikringsservice og rapporterede hhv. HR på 3,09 (95% CI 2,64, 3,63) og 1,33 (95% CI 1,09–1,64) per 7,5 ug/m^3 for PM_{10} og 11,8 ppb for NO_2.[175] Ikke bare de uventet store sundhedseffekter, men også fraværet af evidens indekerer, at flere studier på forskellige geografiske placeringer er påkrævede for at bekræfte sammenhængen. Der er ingen danske studier af langvarig eksponering for luftforurening og risiko for depression eller selvmord, men et studie tyder på en sammenhæng mellem luftforurening fra trafikken og risikoen for at udvikle skizofreni hos voksne.[176]

5 Luftforurening og uønskede helbredsudfald hos børn

Børn er mere modtagelige for de skadelige effekter af udendørs luftforurening end voksne. Det skyldes flere faktorer: Deres lunger, hjerner og immunsystemer er i gang med at blive udviklet, og giftstoffer fra udendørs luft kan forstyrre en lang række biologiske processer igennem livet. Deres indvirkning på sundheden er dog sandsynligvis værre, når eksponering sker tidligt i livet, og den resterende forventede levetid er længere. Børn inhalerer mere luft i forhold til deres kropsvægt end voksne. Børn er mere aktive og tilbringer mere tid uden døre og indånder derfor mere luftforurening. Der er overbevisende evidens for, at eksponering for udendørs luftforurening skader børns sundhed på adskillige måder, som vist i figur 2. Der er stigende og stærk evidens for, at både kortvarig og langvarig eksponering for udendørs luftforurening bidrager til luftvejslidelser hos børn, at luftvejslidelser i barndommen øger risikoen for kroniske/vedholdende luftvejslidelser, og at det er biologisk sandsynligt, at langvarig eksponering for udendørs luftforurening ikke bare forværrer luftvejslidelserne, men også øger risikoen for at udvikle astma og astma-relaterede udfald, der begynder tidligt i livet og varer hele livet. På grund af manglen på omfattende studier, der er påbegyndt tidligt i livet og med tilstrækkelig lang opfølgning, er dette dog endnu ikke dokumenteret. Adskillige studier har vist signifikant sammenhæng mellem eksponering for udendørs luftforurening og lav fødselsvægt og andre udtryk for begrænsning af fostervækst, såsom mindsket fødselsvægt og for lav vægt i forhold til graviditetens længde (small for gestational age, SGA). Der er også evidens, der tyder på, at der er øget risiko for for tidlig fødsel, dødfødsel og specifikke, større medfødte hjerteanomalier, men nogle af disse eksponering-udfald-sammenhænge er endnu ikke blevet studeret i Danmark.



Figur 2: De udfald, som der er tilstrækkelig evidens bag til at kunne dokumentere en årsagssammenhæng med luftforurening, er markeret i fed, mens udfald, som stadig er i gang med at blive undersøgt, og hvor der endnu ikke er nok evidens til at dokumentere, om der er tale om en tilfældig sammenhæng, står med almindelig, ikke-markeret tekst.

5.1 Udfald i den tidlige barndom

5.1.1 Astma og astma-relaterede udfald

Mens nogle studier af kortvarig luftforurening har leveret overbevisende evidens for, at kortvarig eksponering for forhøjede niveauer af luftforurening i en til adskillige dage kan udløse astmasymptomer og hospitalsindlæggelser hos børn, der i forvejen har astma, er det mindre klart, hvorvidt eksponering for udendørs luftforurening i lange perioder kan forårsage udvikling af astma hos folk, der ikke i forvejen havde astma. For eksempel fandt ESCAPE-analyser af luftforurening og og astma-prævalens hos børn fra fem europæiske fødselskohorter ingen sammenhæng mellem langvarig eksponering af udendørs luftforurening på bopælen og astma hos børn i 4-5-årsalderen og i 8-10-årsalderen.[177] Et studie af en delmængde af børn fra fire europæiske fødsleskohorter, som også indgik i føromtalte ESCAPE-studie, fra Tyskland, Nederlandene og Sverige fulgte børnene i 16 år. Studiet fandt, at risikoen for astma-tilfælde-incidens indtil 14-16-årsalderen steg i takt med stigende eksponenring for NO_2 (OR:1,13 per 10 µg/m^3; 95% CI 1,02–1,25) og $PM_{2.5}$-absorbansniveauer (1,29 per 1 unit; 95% CI 1,00–1,66) på bopælen på fødselstidspunktet.[178] De mere entydige sammenhænge mellem luftforurening og astma, som blev observeret efter fireårsalderen, kan muligvis skyldes, at det er svært at diagnosticere små børn for astma. En anden nyere meta-analyse af Khreis et al. viste positive og statistisk signifikante sammenhænge mellem astma i alle aldre og eksponering for black carbon (BC) (1,08; 1,03- 1,14, per 0,5x10-5m-1 i otte studier), NO_2 (1,05; 1,02-1,07, per 4 ug/m^3 i 20 studier), $PM_{2.5}$ (1,03; 1,01-1,05, per 1 ug/m^3 i 10 studier) og PM_{10} (1,05; 1,02-1,08, per 2 ug/m^3 i 12 studier).[179] Khreis et al. includerede 41 individuelle studier af udendørs luftforurening og astma-incidens eller livstidsprævalens fra fødslen til 18-årsalderen. Disse 41 studier blev foretaget i europæiske og amerikanske byer og fandt også stærkere sammenhænge i studier, der undersøgte astma hos børn over seks år. Khreis et al. erkender, at der er markant variation i definitionerne af astma, i metoderne til at vurdere eksponering for luftforurening og i konfounder-justering i de forskellige studier.[179] En GBD-analyse anslår, at fire millioner nye tilfælde af astma hos børn om året kan henføres til NO_2, og at denne byrde tegner sig for 13% (6-18%) af nye tilfælde af astma hos børn på globalt plan om året og for 17% i Vesteuropa.[17] Khreis et al. konkluderede, at op mod 33% af incident astmatilfælde hos børn i Europa kan henføres til udendørs luftforurening.[179] Derudover har et studie af børn i Sydcalifornien, USA vist, at et fald i udendørs NO_2 og $PM_{2.5}$ fra 1993 til 2014, som kunne henføres til lovgivning og effektiv kontrol med luftforurening, havde en signifikant sammenhæng med lavere astma-incidens.[180]

Langvarig eksponering for udendørs luftforurening og udvikling af astma hos børn er endnu ikke blevet undersøgt i Danmark. Dog har fire børnestudier vist, at daglige variationer i luftforureningsniveauer bidrager til variation i antallet af hvæsende åndedræt (wheezing) og hospitalsindlæggelser på grund af astma. I et tidsseriestudie i København fra 2001 til 2004 af hospitalsindlæggelser på grund af astma blandt børn mellem 5 og 18 år, fandt Andersen et al., at for hver 7 µg/m^3 stigning i femdagesgennemsnittet for $PM_{2.5}$ var der 13% flere hospitalsindlæggelser på grund af astma dagen efter.[181] I et relateret studie af den samme population, fandt Andersen et al., at for hver 5 µg/m^3 stigning i femdagesgennemsnittet for $PM_{2.5}$ var der 15% flere hospitalsindlæggelser på grund af astma den efterfølgende dag.[9] I et lille panelstudie fra Copenhagen Prospective Study on Asthma in Children (COPSAC)-kohorten fandt Andersen et al., at fire-fem dages eksponering for forhøjede niveauer af ultrafine partikler

(UFP) og NO_2 udløste symptomer på hvæsende åndedræt hos spædbørn (0-1 år), hvis mødre havde astma.[182] Kun trafikrelateret NO_2-gas viste signifikante effekter i løbet af de tre første leveår, selvom effekterne blev svagere efter etårsalderen. Endelig fandt Iskandar et al. i et studie af luftforurening og hospitalsindlæggelser i København på grund af astma hos børn mellem 0 og 18 år, at for hver 6 ppb-stigning i de gennemsnitlige NO_2-niveauer i løbet af fem dage steg risikoen for, at børn blev indlagt på hospital på grund af astma dagen efter med 10%. Effekten var størst hos spædbørn og yngre børn.[10] Udover astma er eksponering for udendørs luftforurening blevet forbundet med en lang række luftvejslidelser hos børn, fra milde og forbigående til alvorlige symptomer, hospitalsindlæggelser, skadestuebesøg and dødsfald i forbindelse med akutte nedre luftvejsinfektioner såsom bronkiolitis og lungebetændelse[184,185] og nedsat lungefunktion[186] udover astma. Eksponering for $PM_{2.5}$ tidligt i livet er også blevet forbundet med overfølsomhed for både luft- og fødevareallergener i barndommen.[187] Endelig er der nogen evidens for, at eksponering for trafikrelateret luftforurening tidligt i livet er forbundet med eksem og høfeber. Den betydelige variabilitet på tværs af studier taler dog for langvarige studier af fødselskohorter med regelmæssige, gentagne opfølgninger for at bekræfte resultaterne for astma, astma-relateret og allergisk sygdom.

Denne rapport undersøger primært trafikrelateret luftforurening i byer, da de fleste eksisterende studier kun ser på byområder, hvor de fleste mennesker bor og arbejder. Der er dog også spirende evidens for luftforurening i landområder, hvor kilder til luftforurening fra landbrugsproduktion med dyrehold, såsom ammonium (NH_4^+), kan dannes. For Danmark og andre lande domineret af store, intensive landbrugsbedrifter er det relevant at tage eksponering af landbrugsrelateret luftforurening i betragtning. Der er evidens fra et stort case-control-studie af luftformig ammoniak (NH_3) og partikelformet ammonium (NH_4^+), som tyder på, at der er øget risiko for astma hos børn i førskolealderen. Men den øgede risiko svækkedes, når beliggenheden af beboelsesområdet blev taget i betragning, så der er brug for flere studier af emnet.[188] Den mulige effekt af eksponering for NH_3 and NH_4^+ tidligt i livet på udvikling af astma senere i livet er dog endnu ikke blevet undersøgt.

5.1.2 Lungebetændelse

En række studier har undersøgt sammenhængen mellem kortvarig eksponering for luftforurening og lungebetændelse hos børn, og nylige meta-analyser af 17 studier har bekræftet, at der er stærke, positive sammenhænge. En meta-analyse viste en positiv sammenhæng mellem daglige niveauer af udendørs luftforurening og hospitalsindlæggelser af børn på grund af lungebetændelse. Meta-analysen viste, at en 10 $\mu g/m^3$ stigning i $PM_{2.5}$-niveauer førte til en stigning på 1,8% (95% CI: 0,5%-3,1%) i antallet af hospitalsindlæggelser på grund af lungebetændelse den efterfølgende dag.[185] Resultet stemmer overens med et ESCAPE-studie med data fra syv europæiske fødselskohorter.[184] Ingen danske studier har undersøgt sammenhængen mellem luftforurening og lungebetændelse hos børn.

5.1.3 Type 1-diabetes og metabolisk dysfunktion

Enkelte epidemiologiske studier antyder, at øget eksponering for PM og andre forurenende stoffer i luften før og efter fødslen er forbundet med en øget risiko for type 1-diabetes.[189–192]

Men ikke alle studier fandt sammenhænge,[193] hvorfor der er brug for flere undersøgelser af emnet. Nogle få tvær-sektorstudier har forbundet luftforurening med prækliniske markører for sukkersyge i form af højere tal for fastened insulin og HOMA-IR[194–197]. Resultater fra et studie af børn i Danmark understøtter dog ikke evidens for en sammenhæng mellem langvarig eksponering for luftforurening og en metabolisk profil, der er karakteristisk for øget risiko for glukoseintolerans eller type 2-diabetes senere i livet.[198]

5.1.4 Kræft hos børn

De mest udbredte typer af kræft hos børn er anderledes end hos voksne. Leukæmi og lymfekræft er mest almindelige hos børn og tegner sig for knap halvdelen af alle tilfælde af kræft hos børn efterfulgt af tumorer i det centrale nervesystem (CNS) og tumorer fra embryonalt væv, såsom neuroblastom, retinoblastom og nefroblastom, også kaldet Wilms tumor, som er en form for kræft i nyren. Litteraturen om luftforurening and kræft hos børn er begrænset i omfang, fordi de fleste studier kun beskræftigede sig med leukæmi, CNS-tumorer eller alle typer børnekræft tilsammen, og kun få studier havde tilstrækkelige stikprøvestørrelser til at kunne kategorisere efter undergrupper af kræft eller estimere sammenhænge med mere sjældne typer af tumorer. Studierne varierer også, hvad angår vurderingen af eksponering for luftforurening, og de fleste har set på eksponering ved fødslen eller i løbet af barndommen, mens kun få også har taget eksponering for luftforurening før fødslen i betragtning.

Akut leukæmi er den mest almindelige type kræft hos børn, som er blevet udforsket indgående hvad angår luftforurening. Seks systematiske oversigtsstudier har analyseret sammenhængen mellem trafikrelateret luftforurening og akut børneleukæmi[199-204], og alle på nær en[202] indikerede, at der var en sammenhæng. Redegørelsen fra WHO's Internationale Agentur for Kræftforskning (IARC-WHO) om luftforurening fra 2016 gjorde opmærksom på, at svage sammenhænge med børneleukæmi, navnlig akut lymfoblastær leukæmi (ALL), ikke kunne udelukkes ud fra epidemiologiske studier. Redegørelsen tyder på en mulig sammenhæng, men evidens er inkonklusiv.[204] De fleste tidlige studier og redegørelser om luftforurening og børneleukæmi byggede dog på simple målemetoder af trafiktæthed, og ingen af dem undersøgte dose-responsrelation mellem giftstoffer og leukæmi. For eksempel fandt en landsdækkende kohorte-undersøgelse i Schweiz, at risikoen for leukæmi hos børn, der boede < 100 m fra en motorvej var 1.43 gange højere end for børn, der boede > 500 m væk. Resultatet var særligt tydeligt for børn under 5 år.[205] I en meta-analyse af benzens indflydelse på børneleukæmi, øgede trafikrelateret eksponering for benzen risikoen for AML, en sjælden type leukæmi, med en faktor på 2.07 og risikoen for ALL med 1.49.[200] Dette blev bekræftet af en nylig meta-analyse af 26 studier, hvor Filippini et al. fandt, at benzen var positivt og lineært forbundet med risikoen for børneleukæmi, navnlig for AML og mest konsekvent for børn under seks år.[203] De fandt også, at NO_2 kun var forbundet med risikoen for leukæmi på de højeste niveauer, og der var ingen sammenhæng mellem trafiktæthed og $PM_{2.5}$, selvom der dog var indikationer for mulige sammenhænge med ALL.

Få studier har undersøgt forholdet mellem luftforureing og CNS-tumorer hos børn.[206] Savitz et al. fandt, at risikoen for at udvikle CNS-tumorer var fem gange større hos børn under fem år, som boede i meget trafikerede områder, sammenlignet med børn, der ikke boede i trafikerede områder.[207] En udfordring ved at udføre epidemiologiske studier af CNS-tumorer er muligheden

for såkaldt ætiologisk heterogenitet blandt fenotyper, f.eks. astrocytomer (gliomhjernesvulst) og medulloblastomer (en art hjernesvulst i lillehjernen hos børn), da kun få studier har de nødvendige data til at undersøge disse sjældne undertyper af CNS. I et stort studie fra Texas har Danysh et al. undersøgt sammenhængen mellem 1,3-butadien, benzen og dieselpartikler (DPM) og CNS tumorer opdelt i undertyper og fundet signifikante sammenhænge mellem 1,3-butadien og DPM og astrocytomer og mellem DPM og medulloblastomer.[208] Andre studier fandt dog ingen sammenhænge mellem eksponering for trafik-relateret luftforurening og CNS-tumorer i barndommen.[206,209,210]

En række studier af eksponering for luftforurening før fødslen indikerer, at der er sammenhænge med kræft. Et studie af over 3.000 børn med forskellige typer kræft i Californien, USA fandt en klar sammenhæng mellem eksponering for trafikforurening i fosterstadiet og i barnets første leveår og risikoen for ALL, kimcelletumorer og retinoblastom. Sammenhængen var tydeligst hos børn under 6 år.[209] Et studie i Texas, USA fandt en øget risiko for embryonale tumorer hos børn, hvis mødre boede inden for 500 meters afstand til en større vej under graviditeten. Der var størst sammenhæng med retinoblastom, hvor risikoen var 2.57 gange højere.[211] I et studie af mere end to millioner canandiske børn, der blev fulgt fra fødslen, til de var fire år, blev eksponering for luftforurening i løbet af det første trimester af graviditeten forbundet med øget risiko for astrocytomer og ALL.[212] Lavigne et al. fandt, at eksponering for $PM_{2.5}$ per interkvartil-stigning (IQR) i rækkevidde i løbet af det første trimester var forbundet med en øget risiko for astrocytomer (hazard ratio (HR) per 4,0µg/m^3=1,40 (95% CI: 1,05-1,86), mens eksponering for NO_2 i første trimester førte til forøget risiko for ALL (HR=1,0 (95% CI: 1,02-1,41) per IQR (13,3 ppb).

Det første danske studie af luftforurening og børnekræft fra 2001 har brugt et case-control-design til at undersøge, i hvilken grad NO_2 og benzen på bopælen bidrog til udvikling af leukæmi, tumorer i centralnervesystemet (CNS) og leukæmi.[213] Raaschou-Nielsen et al. fandt ingen sammenhæng med leukæmi eller CNS-tumorer, men fandt en sammenhæng med risikoen for lymfomer.[213] I et nyligt studie fra 2018 med samme case-control-design fandt Raaschou-Nielsen et al., at benzen var forbundet med en højere risiko for børne-AML, men ikke for ALL.[214]

Opsummerende kan siges, at evidens tyder på en mulig sammenhæng mellem benzen og børne-AML. Denne sammenhæng er dog ikke påvist, så der er brug for mere data på luftforurening og børneleukæmi. Evidens for sammenhænge mellem nogen form for giftstof i luften og alle andre typer børnekræft er blandet og inkonsekvent. Derfor er der ingen konsensus for, at der skulle være en årsagssammenhæng mellem udendørs luftforurening og børnekræft.

5.1.5 Neurokognitiv udvikling: autisme og ADHD

Autisme (Autism Spectrum Disorder, ASD) og Attention-Deficit/Hyperactivity Disorder (ADHD) er sygdomme i nervesystemets udvikling, som forbindes med omfattende funktionsnedsættelse, og som kan påvirke individers og familiers livskvalitet i væsentlig grad. ASD og ADHD dækker over en bred vifte af tilstande, som sædvanligvis opdages i barndommen og som for de flestes vedkommende fortsætter ind i voksenalderen. De er karakteriseret ved problemer

med koncentrationsbesvær, adfærd, sociale interaktioner, kommunikation og sprog. Nylige epidemiologiske studier i USA[215–223], Taiwan[224] og Israel[225] har fundet sammenhænge mellem eksponering for luftforurening og en forhøjet risiko for at udvikle ASD. Disse resultater er ikke blevet reproduceret i flertallet af de europæiske kohorte-studier, der undersøger eksponering for luftforurening før fødslen og autistiske træk[226] eller ASD.[227,228] Et svensk studie har dog for nylig fundet en sammenhæng mellem eksponering for luftforurening før fødslen og kliniske ASD-diagnoser.[229] Et dansk studie antyder, at eksponering for luftforurening i den tidlige barndom, men ikke under graviditeten, øgede risikoen for at blive diagnosticeret med autisme og Asperger blandt børn født i Danmark. Studiet viste en stigning på 4% i risikoen for at udvikle autisme for hver 3.6 µg/m^3 stigning i gennemsnitsniveauet for $PM_{2.5}$ ni måneder efter fødslen.[230]

Der er mindre evidens for en sammenhæng mellem luftforurening og ADHD. Hovedparten stammede fra indberetninger fra lærere og forældre om ADHD. Denne litteratursamling fremviser modsigende resultater, idet nogle studier ikke fandt en sammenhæng,[227,231] mens andre gjorde.[232,233] Ydermere viser studier af luftforurening og koncentrationsevne i Spanien og USA, at eksponering for luftforurening før fødslen kan forbindes med dårligere koncentrationsevne,[234,235] mens et studie af kliniske diagnoser fandt en sammenhæng mellem luftforurening og udvikling af ADHD.[236] Et nyligt svensk studie af objektive, kliniske diagnoser af ASD og ADHD fandt en sammenhæng mellem eksponering for NO_x før fødslen og risikoen for ASD, men ingen sammenhæng med ADHD.[229] Et stort, landsdækkende studie baseret på diagnoser fra nationale patient- og lægejournaler undersøgte sammenhængen mellem eksponering for luftforurening tidligt i livet og ADHD. Forfatterne bag studiet fandt en øget risiko på hhv. 51% og 38% for at udvikle ADHD for hver 5 og 10 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$ og NO_2, tidligt i livet.[237] Dette studie tog dog ikke højde for støj fra vejtrafik, som er blevet forbundet med hyperaktivitet og koncentrationsbesvær i syvårsalderen i et andet landsdækkende studie fra Danmark, som ikke fandt nogen sammenhæng med NO_x. Det kunne derfor tyde på, at udendørs luftforurening muligvis øger risikoen for de mere alvorlige tilfælde af ADHD hos børn, men ikke for de mildere og mere almindelige tilfælde.

5.2 Fødselsudfald

En stigende mængde forskning leverer evidens for, at der er en sammenhæng mellem gravides eksponering for luftforurening (prænatal eller graviditetseksponering) og en række uønskede fødselsudfald, deriblandt abort, dødfødsel, for tidlig fødsel, nedsat fødselsvægt, (eller andre indokatorer for intrauterin vækstbegrænsning (IUGR) , såsom lav fødslesvægt, for lav vægt i forhold til graviditetens længde (small for gestational age, SGA)) og medfødte afvigelser. Særligt nyere studier, som er baseret på mere detaljerede vurderinger af eksponering og store veldefinerede studiepopulationer, giver solid evidens for en sammenhæng mellem luftforurening i byerne og forøget risiko for IUGR, dødfødsel og medfødte afvigelser i hjertet. Derimod er evidens for præmaturitet (for tidlig fødsel) mere blandet, og evidens for abort stadig for begrænset. Dette skyldes delvis, at vurderingen af eksponering og definitionerne af udfald er forskellige, så det ikke er muligt at nå til entydige konklusioner.

5.2.1 Fødselsvægt

Et nyfødt barns størrelse måles som regel på vægten ved fødslen, og spædbørn med en fødselsvægt under 2.500 gram er traditionelt blevet klassificeret som havende en lav fødselsvægt (LBW). Når man kun ser på spædbørn, der er født til tiden, dvs. efter 37 uger, kalder man almindeligvis intrauterin vækstbegrænsning (IUGR) for LBW. Andre indikatorer for IUGR er blandt andet spædbarnets størrelse ved fødslen (i forhold til vægtforandring, længde og hovedomkreds ud fra en kontinuerlig skala), for lav vægt i forhold til graviditetens længde (SGA) eller måling af fostrets størrelse ved hjælp af ultralydsscanninger før fødslen. LBW er en stærk indokator for overlevelseschancer og uønskede helbredsudfald senere i livet. SGA defineres som en fødselsvægt under den tiende percentil af den kønsspecifikke fødselsvægt, som den underliggende referencepopulation har i den graviditetsuge. Der er en stor mængde evidens for luftforurening og IUGR, som er noget inkonsekvent, men adskillige nylige meta-analyser viser, at der en sammenhæng mellem en NO_2 and $PM_{2.5}$.og øget risiko for LBW og nedsat gennemsnitsvægt.[238,239] I en meta-analyse af 32 studier har Sun et al. undersøgt de statistisk signifikante sammenhænge mellem LBW (OR = 1,09; 95% CI 1,03-1,15) og nedsat fødselsvægt (β = -15,9 g, 95% CI -26,8-5,0) og $PM_{2.5}$-eksponering (per 10 µg/m^3 tilvækst) under hele graviditeten.[238] Omfattende, nyere, studier foretaget i Europa[240,241], USA,[242] Canada,[243] Indien[244] og flere i Kina[245–248] leverer yderligere, understøttende evidens for, at luftforurening i byer har skadelige effekter på IUGR. Interessant nok tyder resultater fra et amerikansk studie på, at ikke kun primære forureningskilder såsom udstødning fra vejtrafik, men også elementært kulstof (EC), i daglig tale kaldet sod, og sekundære giftstoffer er risikofaktorer for LBW ved fødslen.[249]

Et af de nyere, omfattende og veldefinerede studier, som hvilede på en standardiseret, tidsmæssigt justeret vurdering af eksponering, harmonisering og indsamling af individuelle data indhentet fra 14 europæiske fødselskohorter, fandt, at en 5 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$-koncentration under en graviditet var forbundet med en øget risiko for LBW (OR 1,18, 95% CI 1,06-1,33).[240] Dette studie anslog også, at procentdelen af LBW-tilfælde, som skyldtes luftforurening var på niveau med og endda en smule højere end dem, der er skyldes rygning blandt gravide (22% (8-33%) på grund af luftforurening vs. 14% (10-17%) på grund af rygning). Årsagen til dette skal findes i, at mange flere kvinder var eksponeret for $PM_{2.5}$-niveauer over 10µg/m^3, end der var gravide rygere. Et andet nyligt studie fra London baseret på mere end en halv million levendefødte fandt også en signifikant sammenhæng mellem trafikrelateret $PM_{2.5}$ og LBW (1,06; 1,01-1,12) per 2.2 µg/m^3), som var uændret efter en justering for støj fra vejtrafik.[250] Smith et al. skønnede også, at 3% (0-7%) af LBW-tilfælde i London skyldtes eksponering for $PM_{2.5}$>13,8 µg/m^3 på bopælen under en graviditet. Et dansk studie af Hjortebjerg et al., som indbefattede en stor gruppe kvinder, der boede uden for byområder, fandt ingen sammenhæng mellem NO_2 og LBW, men der var indikationer på en relation mellem en reduktion af hovedstørrelsen og NO_2.[251] Dette studie undersøgte ikke $PM_{2.5}$, som er det stof, der mest konsekvent bliver forfundet med IUGR-markører.[238,240,243,252] Det er biologisk plausibelt, og der er evidens, der antyder, at gravide, som er rygere, er undervægtige eller overvægtige/svært overvægtige eller har lav socioøkonomisk status (SES), er mere sårbare over for eksponering for udendørs luftforurening, hvad angår risikoen for uønskede fødselsudfald, end andre kvinder.[253] Endelig har nylige studier givet mere indsigt i vigtigheden af timingen for eksponeringen for IUGR ved at undersøge størrelsen på fostret. Ti studier viste da også

konsekvent, at der var en sammenhæng mellem ekspoerning for udendørs luftforurening og en reduktion i længden af fostrets hoved målt på tværs (biparietal diameter, BPD) fra slutningen af andet trimester og frem.[254]

5.2.2 For tidlig fødsel

For tidlig fødsel er en bred definition, der dækker over fødsler, der sker inden 37. uge i graviditeten. Komplikationer med helbreddet på grund af for tidlig fødsel er en alvorlig, samfundsmæssig byrde og er på globalt plan den mest udbredte dødsårsag blandt børn under fem år. Epidemiologisk evidens for luftforurening og for tidlig fødsel er mere blandet og mindre overbevisnede end for IUGR. For tidlig fødsel indbefatter både meget tidlige og senere præterm fødsler, som hver især har forskellige prognoser for overlevelse og tilhørende risici for sundhedsudfald for barnet såvel som forskellige årsagssammenhænge. Den lavere hyppighed af for tidlige fødsler blandt kvinder, som var gravide omkring det tidspunkt, hvor stålfabrikken i Utah Valley blev lukket, og som blev sammenlignet med hyppigheden blandt de kvinder, der var gravide, inden eller efter lukningen, udgør noget af den tidlige evidens, som taler for en sammenhæng mellem luftforurening og for tidlig fødsel.[255] Nogle studier har fundet en positiv sammenhæng mellem gravides eksponering for $PM_{2.5}$ og for tidlig fødsel,[252,256,257] og det er anslået, at 2,7-3,4 millioner for tidlige fødsler på globalt plan i 2010 var forbundet med eksponering for $PM_{2.5}$ under graviditeten.[258] Inden for ESCAPE-projektet, hvor studiet af luftforurening og for tidlig fødsel var baseret på 13 europæiske kohorter, blev der ikke observeret nogen smmenhæng mellem luftforurening og for tidlig fødsel.[259] På linje med ESCAPE-resultaterne fandt et nyligt, omfattende studie fra London ingen sammenhæng mellem NO_2, NO_x, PM_{10} and $PM_{2.5}$ (hvad angår alle kilder og udstødning fra trafikken og udledninger fra trafikken, som ikke stammede fra udstødninger fra motoriserede køretøjer) og risikoen for præterm fødsel, men der var en øget risiko ved ozon (O_3) (1,15; 1,11-1,18 per 17,6 µg/m^3 stigning i gennemsnitseksponeringen i det første trimester).[260]

5.2.3 Medfødte misdannelser

Alvorlige medfødte misdannelser, eller fødselsdefekter, er strukturelle og/eller funktionelle abnormaliteter, som opstår inde i livmoderen under graviditeten, som bliver identificeret inden fødslen, ved fødslen eller senere i livet, og som forårsager neonatal død, spædbarnsdød, operation og/eller livslang sygelighed. En meta-analyse af fire ældre studier af luftforurening og medfødte misdannelser fandt statistisk signifikante forøgede risici for forsnævring af aorta og for Fallots tetralogi (en art af medfødte hjertefejl) ved eksponerning for NO_2 (ORs på hhv. 1,17 (1,00-1,36) og 1,20 (1,02-1,42) per 10 ppb stigning. Metanalysen fandt også en forøget risiko for hjertedefekten atrieseptumdefekt (ASD) ved en stigning i PM_{10} (1,14; 1,01-1,28) per 10 µg/m^3.[261] Hvert enkelt studie, som blev genanalyseret, fandt statistisk signifikante forøgede risici for visse kombinationer af giftstoffer i luften og medfødte misdannelser blandt de mange kombinationer, der blev undersøgt. Et kohorte-studie fra Wuhan i Kina fandt en sammenhæng mellem gravides eksponering for $PM_{2.5}$ tidligt i graviditeten og medfødte hjertefejl hos børnene (the offspring).[262] Et nyligt nederlandsk case-control-studie fandt en positiv sammenhæng mellem eksponering for luftforurening i form af NO_2 og kønsanomalier, hovedsageligt i form af hypospadi (forkert munding af urinrøret hos drenge). Studiet fandt ingen andre signifikante

risici for andre udfald eller for eksponering af andre stoffer, og førnævnte resultater var kun signifikante i underanalyser, som kun undersøgte mænd og en specific kontrolgruppe.[263] I et dansk studie blev eksponering for NO_2 i første trimester forbundet med anomalier i urinvejene med OR på 1,15 (0,99-1,34) per 10µg/m^3 stigning.[264] Yderligere studier, der støtter sig op ad aktuelle, omfattende studiepopulationer, specifikke undertyper af medfødte misdannelser og mere detaljerede eksponeringsanalyser er nødvendige for at udvikle dette forskningområde.

Et studie baseret på data fra the Bedre Sundhed i Generationer benyttede sig af mere avancerede vurderinger af individuel eksponering på bopælen tidligt i graviditeten og inkluderede kvinder, der bor i og uden for storbyer. Studiet af Pedersen et al. fandt ingen sammenhæng mellem eksponering for NO_2 i det første trimester af graviditeten og hjertedefekter ved fødslen eller andre alvorlige medfødte misdannelser, bortset fra evidens, der antyder, at der er en sammenhæng med øre-, ansigts- og nakkeanomalier med en OR på 1,22 (0,98-1,52) og med anomalier i urinvejene med en OR på 1,15 (0,99-1,34) per 10µg/m^3 stigning.

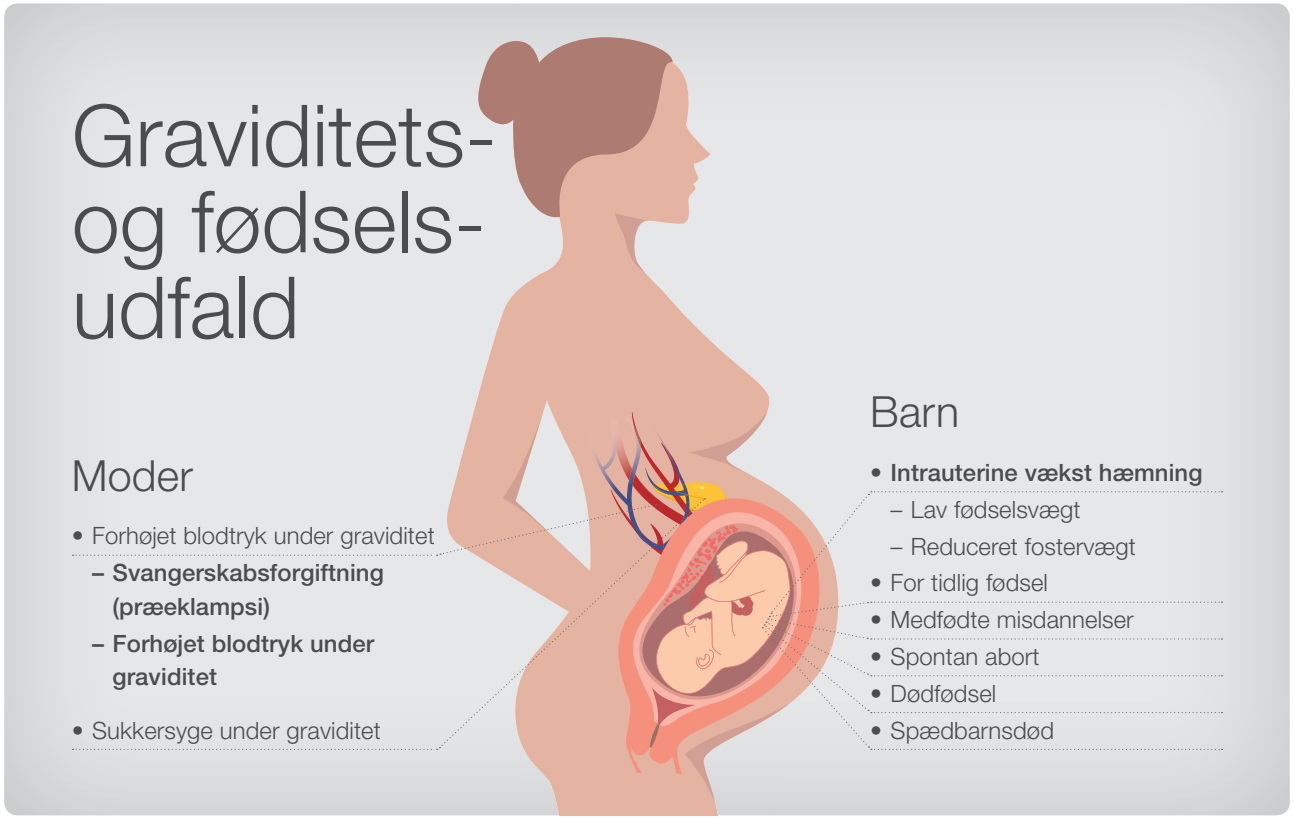
5.2.4 Dødfødsel

Dødfødsel anses almindeligvis for at være en fødsel, hvor spædbarnet fødes uden nogen tegn på liv i eller efter 28. uge. Nogle gange, især førhen eller i egne, hvor information om graviditetsuge er usikker eller mangler, indgår barnets størrelse også i definitionen af dødfødsel, i modsætning til aborter, dvs. når fostret mistes tidligt i graviditeten, og spædbarnedød, som er, når et levendefødt barn dør kort efter fødslen. En redegørelse af 13 studier fra 2016 konkluderede, at eksponering for udendørs luftforurening øger risikoen for dødfødsel, og at det kortfattede effektestimat forbundet med 10 ppb stigninger i NO_2-eksponering under graviditet var 1,07 (0,97-1,18), sidstnævnte baseret på tre studier.[265] Men der var også forskelle (heterogenitet) på tværs af studierne. Derfor er der brug for flere undersøgelser med detaljerede eksponeringsvurderinger. Der er andre begræsninger i litteraturen i forhold til den måde, data bliver analyseret og en manglende evne til at begrænse potentielle konfoundere som socioøkonomisk status, rygning og temperatur. Der findes ingen danske studier af luftforurening og dødfødsel.

Et studie fra London har fundet, at ozon (O_3), men ikke NO_2 og $PM_{2.5}$ var forbundet med forøgede risici for dødfødsel (1,17; 1,07-1,27) per 17,6 µg/m^3.[260] O_3 er også blevet forbundet med forøget risiko for dødfødsel i et amerikansk studie, som heller ikke fandt nogen effekter af NO_x, $PM_{2.5}$ og PM_{10}.[266] Endelig er $PM_{2.5}$ blevet forbundet med forøget risiko for dødfødsel i nylige studier fra Kina med en RR på 1,14 (1,11-1,15)[267] og OR på 1,60 (1,34, 1,91) per 10 µg/m^3 stigning.[268]

6 Luftforurening og graviditetsudfald

Eksponerning for luftforurening under graviditet kan også medføre komplikationer for moderen og barnet deriblandt forhøjet blodtryk under graviditeten og svangerskabsforgiftning (præeklampsi – hvor den gravide har forhøjet blodtryk og proteiner i urinen). Der er stigende, men blandet evidens for diabetes mellitus, som er almindelig kendt som graviditetssukkersyge. Der er fremkommet lidt, men dog stigende evidens for forøget risiko for abort, også kaldet spontan abort, som er tab af fostret på et tidligt stadie.



Figur 3: De udfald, som der er tilstrækkelig evidens bag til at kunne dokumentere en årsagssammenhæng med luftforurening, er markeret i fed, mens udfald, som stadig er i gang med at blive undersøgt, og hvor der endnu ikke er nok evidens til at dokumentere, om der er tale om en tilfældig sammenhæng, står med almindelig, ikke-markeret tekst.

Meta-analyser baseret på 17 studier viste, at kombineret OR i forbindelse med en 5-µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$ var 1,47 (95% CI 1,27-1,68) for kombineret forhøjet blodtryk forårsaget af graviditet og 1,30 (95% CI 1,11-1,48) for præeklampsi. Dermed konkluderede meta-analyserne, at eksponering for luftforurening øger risikoen for blodtrykssygdomme forårsaget af graviditet.[269] Det amerikanske National Toxicology Program (NTP) har for nylig publiceret deres udkast til en monografi af en systematisk gennemgang af trafik-relateret luftforurening og blodtrykssygdomme. I udkastet konkluderer de, at eksponering for trafikrelateret luftforurening formodes at være til fare for, at gravide udvikler blodtrykssygdomme i løbet af graviditeten.[270] Denne konklusion var baseret på moderat konfidens og et moderat niveau af hændelser i det

kombinerede bevismateriale fra studier af mennesker, der undersøgte flere mål for trafikrelateret $PM_{2.5}$, NO_2, og det at bo i områder med høj trafiktæthed eller tæt på større veje under en graviditet. NTP-forfatterne bemærkede også, at effekten af eksponering for trafikrelateret luftforurening var konsekvent for individuelle komponenter på tværs af bevismaterialet og var understøttet af meta-analyser af individuelle trafikrelaterede $PM_{2.5}$, NO_2.[270] De fleste studier af luftforurening i denne rapport stammer fra USA, hvor adgangen til læge- og jordemoderbesøg samt fødselsforbereldelseskurser, socioøkonomisk hældningsgrad, etnicitet og overvægt er anderledes end i Skandinavien.

Ikke desto mindre blev en 10-µg/m^3 stigning i NO_x forbundet med med en OR på 1,17 (1,10-1,26) for blodtrykssygdomme forårsaget af graviditet i en population fra Stockholms-regionen. I Skåne, hvor niveauet for eksponering er lavere, fandt man også en øget risiko for præeklampsi i forbindelse med NO_x.[271] Siden fandt Pedersen et al. i et dansk studie af 72.745 graviditeter og validerede udfald, at en 10-µg/m^3 stigning i NO_2-eksponering i løbet af første trimester blev forbundet med en øget risiko for præeklampsi (OR 1,07, 95% CI 1,01-1,14) og blodtrykssygdomme forårsaget af graviditet generelt (OR 1;07, 95% CI 1,01-1,13).[272]

I uoverensstemmelse med det omfattende bevismateriale fandt et nyligt, omfattende norsk studie af 17.533 kvinder fra the Norwegian Mother and Child Cohort Study ingen sammenhæng mellem NO_2 og højt blodtryk og præeklampsi, men fandt grænseeffekter i modeller med kort afstand til en vej.[273] Den luftforureningsmodel, der blev brugt i det norske studie, er anderledes end de modeller, der er brugt i Danmark og Sverige og som inkorporerer tidsvariation og meteorologiske faktorer.

Hvad angår graviditetssukkersyge komplicerer forskelle i definitionen af udfald og screeningpraksis over tid og sted studierne af luftforurenings mulige indvirken. En nylig oversigtsartikel og meta-analyser har identificeret 11 studier, som evaluerer sammenhængen mellem graviditetssukkersyge og eksponering for luftforurening.[274] Den opsummerende OR for sukkersyge under graviditet efter en 10 µg/m^3 stigning i $PM_{2.5}$-eksponering i løbet af andet trimester var 1,04 (95% CI 1,01-1,09). I løbet af det første trimester var der en OR på 1,03 (95%CI: 1,00-1,07) per 10 ppb stigning i NO_x. Resultaterne fra denne meta-analyse undersøtter evidensen for, at eksponering for luftforurening øger risikoen for at udvilke graviditetssukkersyge, selvom der er store forskelle.

I et studie baseret på the Bedre Sundhed i Generationer, hvor lægejournalerne for alle kvinder, som var mistænkt for at have graviditetssukkersyge, er blevet nøje undersøgt, har Pedersen et al. fundet inkonsekvente sammenhænge mellem NO_2 alt efter definitionen af sukkersyge under graviditet. Der var kun en forhøjet risiko, når man brugte den snævreste definition.[269] I studiet fra Skåne så man en forhøjet risiko for NO_x, men den bliver inkonsekvent, når man justerer for etnicitet, hvilket ikke var muligt, da studiet blev gennemført (personlig kommunikation, Malmqvist, 2016).

En håndfuld studier har forbundet luftforurening med risikoen for abort. Et studie fra Boston, MA, USA og Tel Aviv, Israel brugte ugentlige undfangelser, som udmundede i levendefødsler, snarere end at identificere graviditetstab og de observerede resultater. Der var slående lighed mellem de to uafhængige lokationer, hvilket kunne tyde på, at højere NO_2 -niveauer var forbundet med abort. De stærkeste estimater ses mellem den 10. og den 20. uge.[275]

Et andet interessant studie fra USA af en kohorte af par, der prøvede at undfange et barn, fandt evidens for, at eksponering for luftforurening gennem hele graviditeten var forbundet med et graviditetstab, men større studier af kohorter af par fra før undfangelsestidspunktet med daglige målinger af luftkvaliteten er påkrævede for at kunne identificere de eksponeringsperioder, hvor den gravide og fostret er sårbare.[276]

Konklusionen er, at der er stærk evidens for en sammenhæng mellem luftforurening og blodtrykssygdomme under graviditet, deriblandt præeklampsi og forhøjet blodtryk, hvorimod der er brug for flere studier af luftforurening og sukkersyge såvel som abort.

7 Luftforurening og reproduktionsudfald

Luftforurening har muligvis indflydelse på både mænds og kvinders reproduktionsevne, og det er blevet undersøgt ud fra en række reproduktive parametre, deriblandt frugtbarhed (sandsynligheden for at opnå graviditet inden for en menstruationscyklus eller evnen til at gennemføre en levendefødsel, fra en cyklus' eksponering til risikoen for en graviditet), fertilitetsrate og spermkvalitet, som er de parametre, der undersøges her.[277] NO_2-niveauer var signifikant forbundet med faldende fertilitet den første måned (justeret Fertilitets Ratio (FR) 0,71, 95% CI 0,57–0,87) og de to første måneder (justeret FR: 0,72, 95% CI 0,53–0,97) med ubeskyttet samleje.[278] I et tværsektorstudie i Barcelona fandt Nieuwenhuijsen et al. en statistisk signifikant forbindelse mellem et fald i fertilitetsraten (antal levendefødsler per 1000 kvinder) og en stigning i niveauet af luftforurening, især $PM_{2.5}$.[279] I et nyligt studie har Mahalingaiah et al. observeret en signifikant positiv sammenhæng mellem barnløshed og kort afstand (<200 m) mellem bopælen og en hovedvej (HR , 95% CI for barnløshed, når man bor tæt på en større vej sammenlignet med faderen 1,11, CI: 1,02–1,20), og mellem barnløshed og $PM_{2.5}$-niveauer. På den baggrund konkluderede de, at luftforurening har en potentiel skadelig effekt på frugtbarhed.[280] Et andet studie undersøgte en fremadrettet sammenhæng mellem luftforurening og sædkvalitet hos en lille gruppe på 48 mænd og hos ikke-rygende spermdonorer i Los Angeles, Californien, og fandt et omvendt forhold mellem O_3 og spermkoncentration, men ingen sammenhæng med NO_2 eller $PM_{2.5}$.[281] Selvom epidemiologisk evidens stadig er sparsom og blandet og kræver flere undersøgelser, understøtter den begrænsede evidens forestillingen om, at eksponering for luftforurening kan nedsætte menneskers reproduktionsevne. Der findes ingen danske studier af luftforurening og reproduktion.

8 Fysisk aktivitet og luftforurening

Hyppig og moderat fysisk aktivitet nedsætter risikoen for sygelighed og for tidlig død, mens eksponering for luftforurening øger risikoen for sygelighed og for tidlig død. Fysisk aktivitet forstærker ventilationshastigheden, så giftstoffer i luften i højere grad optages og aflejres i lungerne. Denne forøgede eksponering for luftforurening kan muligvis forøge skadelige effekter af luftforurening, når man dyrker motion. Derfor anses luftforurening og befolkningens bekymringer for luftforurening ofte for at være en forhindring for at dyrke motion i byområder. I mange byer rundt om i verden anbefaler officielle luftforureningsadvarsler, at folk bør blive inden døre og udngå fysisk aktivtet på dage med høje niveauer af luftforurening, for at mindske deres eksponeirng for luftforurening. Den slags anbefalinger råder direkte folk til at undgå fysisk aktivitet, selvom der er alvorlige risikofaktorer for sygelighed og dødelighed forbundet med fysisk inaktivitet. Overordnet set er forskning af, hvorvidt helbredsfordelene ved at dyrke motion opvejer risici forbundet med øget optag af giftstoffer, mens man dyrker motion, stadig på begynderstadiet, og danske epidemiologiske studier af dette emne har været blandt de første på området.

Tre studier baseret på det Danske Kost, Kræft og Helbred-studie, med over 50.000 deltagere, som blev rekrutteret mellem 1993 og 1997, undersøgte, om langtidseffekterne af fritids-, praktiske og fysiske aktiviteter (cykling, sportsudøvelse, gang og havearbejde) blev modificeret af eksponering for luftforurening, mens man dyrkede motion. I den første artikel i serien fandt Andersen et al., at de gavnlige effekter ved at deltage i sportsudøvelse, cykling og havearbejde set i forhold til den samlede dødelighed forårsaget af hjertekarsygdomme eller sukkersyge ikke blev nedsat af høje NO_2-niveauer.[282] De fandt dog, at faldet i dødeligheden forårsaget af luftvejslidelser forbundet med cykling og havearbejde var signifikant højere hos forsøgspersoner, som boede i områder med moderat/lav NO_2 (HR på hhv. 0,5; 95% CI 0,42-0,72 og 0,55; 0,41-0,73), end for personer som boede i områder med høje NO_2-niveauer (0,77; 0,54-1,11 og 0,81; 0,55-1,18). Dette resultat tyder på, at der i forhold til luftvejslidelser muligvis er en lille reduktion i de gavnlige effekter af fysisk aktivitet, når man dyrker motion i områder med høj grad af luftforurening. I et studie af Fischer et al. (2016) brugte forfatterne samme tilgang som i Andersen et al. (2015) for at tage højde for astma- og KOL-incidens og -forværring. De fandt en gavnlig effekt ved sportsudøvelse (0,85; 0,75-0,96) og cykling (0,85; 0,75-0,96) med astma-incidens og ved sportsudøvelse (0,82; 0,77-0,89), cykling (0,81; 0,76-0,87), havearbejde (0,88; 0,81-0,94) og gang (0,85; 0,75-0,95) med KOL-incidens og lignende effekter for forværring af de to sygdomme.[283] De fandt intet samspil mellem nogen form for fysisk aktivitet og NO_2 og konkluderede, at fordelene for lungerne ved at udøve motion ikke bliver opvejet af luftforurening. I et nyligt studie af Kubesch et al. fra 2018 brugte forfatterne samme tilgang som de to ovennævnte studier til at undersøge, om der var en ændret effekt af en sammenhæng mellem sportsudøvelse og hjerteanfald (MI) og NO_2.[284] De fandt gavnlige, statistisk signifikante sammenhænge mellem sportsudøvelse (0,85; 0,79-0,92), cykling (0,91; 0,84-0,98), havearbejde (0,87; 0,80-0,95) og MI-incidens og lignende effekter for tilbagevendende MI, men ingen effektændring af NO_2.

Resultaterne fra disse studier antyder, at i byområder med relativt lave niveauer for luftforurening, som i Storkøbenhavn, ser fordelene ved at motionere ud til at opveje risikoen for yderligere eksponering for luftforurening, mens man motionerer. På den måde kan studiet betrygge befolkningen i københavnsområdet med, at det er sundt at cykle og løbe i byen. Det anbefales dog stadig, at folk så vidt muligt vælger mindre forurenede ruter (parker og mindre befærdede veje) til deres jogging-, cykel- eller gåture for at mindske deres eksponering for luftforurening. Hvis den enkelte ikke har mulighed for at vælge mindre forurenede ruter, anbefales det alligevel at fortsætte med at være fysisk aktiv i København, selv på befærdede veje, da fordelene ved motion, uanset om der er tale om jogging, cykling eller en gåtur, opvejer de risici, der er forbundet med den øgede mængde af giftstoffer i luften, man inhalerer, når man dyrker motion.

9 Resumé

Der er tilstrækkelig evidens for luftforurenings skadelige indflydelse på sundhedsudfald i Danmark, og dette stemmer også overens med resultater i den internationale litteratur. Kvaliteten af studier fra Danmark er meget høj og kendetegnes ved, at de benytter de nyeste og avancerede metoder til at vurdere eksponering, og de bliver publiceret i indflydelsesrige videnskabelige tidsskrifter, takket være unikke muligheder for at kombinere fremragende, historiske modelleringsdata på luftforurening med danske kohorter og høj kvalitet i data på sundhedsudfald fra danske sundhedsregistre. Danske studier bidrager med vigtig evidens for luftforurenings sundhedsudfald på de niveauer for luftforurening, som ligger under EU's grænseværdier for $PM_{2.5}$ på 25 µg/m^3, og endda under WHO's Air Quality Guideline på 10 µg/m^3, hvilket er et godt argument for at indføre strengere lovgivning om luftforurening. Der er tilstrækkelig evidens for at påstå, at en reduktion i graden af luftforurening vil afstedkomme væsentlige sundhedsmæssige fordele. Taget i betragtning, at fri adgang til ren luft er et grundlæggende behov og en grundlæggende ret for alle mennesker i Danmark, så har europæiske, nationale og lokale myndigheder ansvar for at sikre, at denne fundamentale, individuelle ret bliver respekteret, og for at arbejde hen imod en reduktion i graden af luftforurening. For at forstå luftforureningens byrde fuldt ud, er det nødvendigt med mere forskning i nye udfald relateret til luftforurening, såsom neurodegenerative og psykologiske sygdomme, hjertekarsygdomme udover åreforkalkning (såsom hjerteflimmer, osv.), kræftformer udover lungekræft og sundhedsudfald i modtagelige grupper, deriblandt patienter med kroniske hjertekarsygdomme og luftvejslidelser, børn, ældre og gravide. Der er brug for mere viden om relevante komponenter af luftforurening og forureningskilders indflydelse på alle sundhedsudfald og deres samspil med andre relaterede faktorer, såsom trafikstøj fra veje og udledningkilder, der ikke stammer fra trafikken, for at kunne rangere, prioritere og facilitere bedre muligheder.

Kildeliste

1. Nemery B, Hoet PHM, Nemmar A. The Meuse Valley fog of 1930: An air pollution disaster. *Lancet*. 2001. doi:10.1016/S0140-6736(00)04135-0
2. Logan WPD. MORTALITY IN THE LONDON FOG INCIDENT, 1952. *Lancet*. 1953. doi:10.1016/S0140-6736(53)91012-5
3. Wilkins ET. Air pollution aspects of the London fog of December 1952. *Q J R Meteorol Soc*. 1954. doi:10.1002/qj.49708034420
4. Bell ML, Davis DL. Reassessment of the lethal London fog of 1952: Novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. *Environ Health Perspect*. 2001. doi:10.2307/3434786
5. Hood C, Davis DL. When Smoke Ran like Water: Tales of Environmental Deception and the Battle against Pollution. *Environ Hist Durh N C*. 2004. doi:10.2307/3985785
6. Wichmann HE, Mueller W, Allhoff P, et al. Health effects during a smog episode in West Germany in 1985. *Environ Health Perspect*. 1989. doi:10.1289/ehp.897989
7. Wichmann HE. What can we learn today from the Central European smog episode of 1985 (and earlier episodes)? In: *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. ; 2004. doi:10.1078/1438-4639-00322
8. Schwartz J, Marcus A. Mortality and air pollution J London: A time series analysis. *Am J Epidemiol*. 1990. doi:10.1093/oxfordjournals.aje.a115473
9. Andersen ZJ, Wahlin P, Raaschou-Nielsen O, Ketzel M, Scheike T, Loft S. Size distribution and total number concentration of ultrafine and accumulation mode particles and hospital admissions in children and the elderly in Copenhagen, Denmark. *Occup Environ Med*. 2008;65(7):458-466. doi:10.1136/oem.2007.033290
10. Iskandar a., Andersen ZJ, Bonnelykke K, Ellermann T, Andersen KK, Bisgaard H. Coarse and fine particles but not ultrafine particles in urban air trigger hospital admission for asthma in children. *Thorax*. 2012;67(3):252-257. doi:10.1136/thoraxjnl-2011-200324
11. Dockery DW, Pope CA, xu X, et al. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *N Engl J Med*. 1993. doi:10.1056/NEJM199312093292401
12. Lepeule J, Laden F, Dockery D, Schwartz J. Chronic exposure to fine particles and mortality: An extended follow-up of the Harvard six cities study from 1974 to 2009. *Environ Health Perspect*. 2012. doi:10.1289/ehp.1104660
13. Hansen AB, Ravnskjær L, Loft S, et al. Long-term exposure to fine particulate matter and incidence of diabetes in the Danish Nurse Cohort. *Environ Int*. 2016. doi:10.1016/j.envint.2016.02.036
14. Cohen AJ, Brauer M, Burnett R, et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *Lancet (London, England)*. 2017;389(10082):1907-1918. doi:10.1016/S0140-6736(17)30505-6
15. Lelieveld J, Evans JS, Fnais M, Giannadaki D, Pozzer A. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*. 2015. doi:10.1038/nature15371
16. Bowe B, Xie Y, Yan Y, Al-Aly Z. Burden of Cause-Specific Mortality Associated With $PM_{2.5}$ Air Pollution in the United States. *JAMA Netw open*. 2019;2(11):e1915834. doi:10.1001/jamanetworkopen.2019.15834
17. Achakulwisut P, Brauer M, Hystad P, Anenberg SC. Global, national, and urban burdens of paediatric asthma incidence attributable to ambient NO_2 pollution: estimates from global datasets. *Lancet Planet Heal*. 2019. doi:10.1016/S2542-5196(19)30046-4

18. Brønnum-Hansen H, Bender AM, Andersen ZJ, et al. Assessment of impact of traffic-related air pollution on morbidity and mortality in Copenhagen Municipality and the health gain of reduced exposure. *Environ Int*. 2018. doi:10.1016/j.envint.2018.09.050

19. Stanaway JD, Afshin A, Gakidou E, et al. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990-2017: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Stu. *Lancet*. 2018. doi:10.1016/S0140-6736(18)32225-6

20. Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the american heart association. *Circulation*. 2010. doi:10.1161/CIR.0b013e3181dbece1

21. Guarnieri M, Balmes JR. Outdoor air pollution and asthma. *Lancet*. 2014. doi:10.1016/S0140-6736(14)60617-6

22. Puett RC, Hart JE, Yanosky JD, et al. Chronic fine and coarse particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the Nurses' Health Study. *Environ Health Perspect*. 2009. doi:10.1289/ehp.0900572

23. Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*. 2002;287(9):1132-1141. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.03.017

24. Ostro B, Lipsett M, Reynolds P, et al. Long-term exposure to constituents of fine particulate air pollution and mortality: Results from the California Teachers Study. *Environ Health Perspect*. 2010. doi:10.1289/ehp.0901181

25. Puett RC, Hart JE, Suh H, Mittleman M, Laden F. Particulate matter exposures, mortality, and cardiovascular disease in the health professionals follow-up study. *Environ Health Perspect*. 2011. doi:10.1289/ehp.1002921

26. Miller KA, Siscovick DS, Sheppard L, et al. Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *N Engl J Med*. 2007. doi:10.1056/NEJMoa054409

27. Beelen R, Raaschou-Nielsen O, Stafoggia M, 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. *Lancet*. 2014;383(9919). doi:10.1016/S0140-6736(13)62158-3

28. Villeneuve PJ, Weichenthal SA, Crouse D, et al. Long-term Exposure to Fine Particulate Matter Air Pollution and Mortality among Canadian Women. *Epidemiology*. 2015. doi:10.1097/EDE.0000000000000294

29. Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, et al. Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: A review. *Environ Heal A Glob Access Sci Source*. 2013. doi:10.1186/1476-069X-12-43

30. Di Q, Wang Y, Zanobetti A, et al. Air pollution and mortality in the medicare population. *N Engl J Med*. 2017. doi:10.1056/NEJMoa1702747

31. Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Jensen SS, et al. Traffic air pollution and mortality from cardiovascular disease and all causes: A Danish cohort study. *Environ Heal A Glob Access Sci Source*. 2012. doi:10.1186/1476-069X-11-60

32. Hvidtfeldt UA, Sørensen M, Geels C, et al. Long-term residential exposure to $PM_{2.5}$, PM_{10}, black carbon, NO_2, and ozone and mortality in a Danish cohort. *Environ Int*. 2019. doi:10.1016/j.envint.2018.12.010

33. Raaschou-Nielsen O, Sørensen M, Ketzel M, et al. Long-term exposure to traffic-related air pollution and diabetes-associated mortality: A cohort study. *Diabetologia*. 2013. doi:10.1007/s00125-012-2698-7

34. Modig L, Järvholm B, Rönnmark E, et al. Vehicle exhaust exposure in an incident case-control study of adult asthma. *Eur Respir J*. 2006. doi:10.1183/09031936.06.00071505

35. Modig L, Torén K, Janson C, Jarvholm B, Forsberg B. Vehicle exhaust outside the home and onset of asthma among adults. *Eur Respir J*. 2009. doi:10.1183/09031936.00101108

36. Jacquemin B, Sunyer J, Forsberg B, et al. Home outdoor NO_2 and new onset of self-reported asthma in adults. *Epidemiology*. 2009. doi:10.1097/EDE.0b013e3181886e76

37. Künzli N, Bridevaux PO, Liu LJS, et al. Traffic-related air pollution correlates with adult-onset asthma among never-smokers. *Thorax*. 2009. doi:10.1136/thx.2008.110031

38. Young MT, Sandler DP, DeRoo LA, Vedal S, Kaufman JD, London SJ. Ambient air pollution exposure and incident adult asthma in a nationwide cohort of U.S. women. *Am J Respir Crit Care Med*. 2014. doi:10.1164/rccm.201403-0525OC

39. Jacquemin B, Siroux V, Sanchez M, et al. Ambient air pollution and adult asthma incidence in six european cohorts (Escape). *Environ Health Perspect*. 2015;123(6):613-621. doi:10.1289/ehp.1408206

40. Fisher JA, Puett RC, Hart JE, et al. Particulate matter exposures and adult-onset asthma and COPD in the Nurses' Health Study. *Eur Respir J*. 2016. doi:10.1183/13993003.00845-2015

41. Salimi F, Morgan G, Rolfe M, et al. Long-term exposure to low concentrations of air pollutants and hospitalisation for respiratory diseases: A prospective cohort study in Australia. *Environ Int*. 2018. doi:10.1016/j.envint.2018.08.050

42. Weichenthal S, Bai L, Hatzopoulou M, et al. Long-term exposure to ambient ultrafine particles and respiratory disease incidence in in Toronto, Canada: A cohort study. *Environ Heal A Glob Access Sci Source*. 2017. doi:10.1186/s12940-017-0276-7

43. Andersen Z, Bønnelykke K, Hvidberg M, et al. Long-term exposure to air pollution and asthma hospitalisations in older adults: a cohort study. *Thorax*. 2012;67(1):6-11. doi:10.1136/thoraxjnl-2011-200711

44. Gan WQ, FitzGerald JM, Carlsten C, Sadatsafavi M, Brauer M. Associations of ambient air pollution with chronic obstructive pulmonary disease hospitalization and mortality. *Am J Respir Crit Care Med*. 2013. doi:10.1164/rccm.201211-2004OC

45. Atkinson RW, Carey IM, Kent AJ, Van Staa TP, Anderson HR, Cook DG. Long-term exposure to outdoor air pollution and the incidence of chronic obstructive pulmonary disease in a national English cohort. *Occup Environ Med*. 2015. doi:10.1136/oemed-2014-102266

46. Schikowski T, Adam M, Marcon A, et al. Association of ambient air pollution with the prevalence and incidence of COPD. *Eur Respir J*. 2014;44(3):614-626. doi:10.1183/09031936.00132213

47. Guo C, Zhang Z, Lau AKH, et al. Effect of long-term exposure to fine particulate matter on lung function decline and risk of chronic obstructive pulmonary disease in Taiwan: a longitudinal, cohort study. *Lancet Planet Heal*. 2018. doi:10.1016/S2542-5196(18)30028-7

48. Danesh Yazdi M, Wang Y, Di Q, Zanobetti A, Schwartz J. Long-term exposure to $PM_{2.5}$ and ozone and hospital admissions of Medicare participants in the Southeast USA. *Environ Int.* 2019. doi:10.1016/j.envint.2019.05.073

49. Andersen ZJ, Hvidberg M, Jensen SS, et al. Chronic obstructive pulmonary disease and long-term exposure to traffic-related air pollution: A cohort study. *Am J Respir Crit Care Med*. 2011;183(4):455-461. doi:10.1164/rccm.201006-0937OC

50. Sun S, Tian L, Cao W, et al. Urban climate modified short-term association of air pollution with pneumonia mortality in Hong Kong. *Sci Total Environ*. 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.311

51. Neupane B, Jerrett M, Burnett RT, Marrie T, Arain A, Loeb M. Long-term exposure to ambient air pollution and risk of hospitalization with community-acquired pneumonia in older adults. *Am J Respir Crit Care Med*. 2010. doi:10.1164/rccm.200901-0160OC

52. Kazemiparkouhi F, Eum K Do, Wang B, Manjourides J, Suh HH. Long-term ozone exposures and cause-specific mortality in a US Medicare cohort. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2019. doi:10.1038/s41370-019-0135-4

53. Newby DE, Mannucci PM, Tell GS, et al. Expert position paper on air pollution and cardiovascular disease. *Eur Heart J*. 2015;36(2):83-93. doi:10.1093/eurheartj/ehu458

54. Mustafić H, Jabre P, Caussin C, et al. Main air pollutants and myocardial infarction: A systematic review and meta-analysis. *JAMA - J Am Med Assoc*. 2012. doi:10.1001/jama.2012.126

55. Shah ASV, Langrish JP, Nair H, et al. Global association of air pollution and heart failure: A systematic review and meta-analysis. *Lancet*. 2013. doi:10.1016/S0140-6736(13)60898-3

56. Shah ASV, Lee KK, McAllister DA, et al. Short term exposure to air pollution and stroke: Systematic review and meta-analysis. *BMJ*. 2015. doi:10.1136/BMJ.h1295

57. Song X, Liu Y, Hu Y, et al. Short-term exposure to air pollution and cardiac arrhythmia: A meta-analysis and systematic review. *Int J Environ Res Public Health*. 2016. doi:10.3390/ijerph13070642

58. Nawrot TS, Perez L, Künzli N, Munters E, Nemery B. Public health importance of triggers of myocardial infarction: A comparative risk assessment. *Lancet*. 2011. doi:10.1016/S0140-6736(10)62296-9

59. Beelen R, Stafoggia M, Raaschou-Nielsen O, et al. Long-term Exposure to Air Pollution and Cardiovascular Mortality: An Analysis of 22 European Cohorts. *Epidemiology.* 2014. doi:10.1097/EDE.0000000000000076

60. Franklin B a., Brook R, Arden Pope C. Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Curr Probl Cardiol.* 2015;40(5):207-238. doi:10.1016/j.cpcardiol.2015.01.003

61. Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Jensen SS, et al. Traffic air pollution and mortality from cardiovascular disease and all causes: A Danish cohort study. *Environ Heal A Glob Access Sci Source*. 2012;11(1). doi:10.1186/1476-069X-11-60

62. Rosenlund M, Bellander T, Nordquist T, Alfredsson L. Traffic-generated air pollution and myocardial infarction. *Epidemiology*. 2009. doi:10.1097/EDE.0b013e318190ea68

63. Downward GS, Nunen EJHM Van, Kerckhoffs J, et al. Long-Term Exposure to Ultrafine Particles and Incidence of Cardiovascular and Cerebrovascular Disease in a Prospective Study of a Dutch Cohort. 2018;126(December):1-8. doi:10.1289/EHP3047

64. Rosenlund M, Berglind N, Pershagen G, Hallqvist J, Jonson T, Bellander T. Long-term exposure to urban air pollution and myocardial infarction. *Epidemiology*. 2006. doi:10.1097/01.ede.0000219722.25569.0f

65. Grazuleviciene R, Maroziene L, Dulskiene V, et al. Exposure to urban nitrogen dioxide pollution and the risk of myocardial infarction. *Scand J Work Environ Heal*. 2004;30(4):293-298. doi:10.5271/sjweh.797

66. Madrigano J, Kloog I, Goldberg R, Coull BA, Mittleman MA. Long-term Exposure to $PM_{2.5}$ and Incidence of Acute Myocardial Infarction. 2013;192(2):192-196. doi:10.1289/ehp.1205284

67. Bai L, Weichenthal S, Kwong JC, et al. Original Contribution Associations of Long-Term Exposure to Ultra fi ne Particles and Nitrogen Dioxide With Increased Incidence of Congestive Heart Failure and Acute Myocardial Infarction. 2019;188(1):151-159. doi:10.1093/aje/kwy194

68. Rosenlund M, Picciotto S, Forastiere F, Stafoggia M, Perucci CA. Traffic-related air pollution in relation to incidence and prognosis of coronary heart disease. *Epidemiology*. 2008;19(1):121-128. doi:10.1097/EDE.0b013e31815c1921

69. Puett RC, Schwartz J, Hart JE, et al. Chronic particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the Nurses' Health Study. *Am J Epidemiol*. 2008. doi:10.1093/aje/kwn232

70. Stockfelt L, Andersson EM, Molnár P, et al. Long term effects of residential NO_x<inf>x</inf> exposure on total and cause-specific mortality and incidence of myocardial infarction in a Swedish cohort. *Environ Res*. 2015;142(x):197-206. doi:10.1016/j.envres.2015.06.045

71. Lipsett MJ, Ostro BD, Reynolds P, et al. Long-term exposure to air pollution and cardiorespiratory disease in the California teachers study cohort. *Am J Respir Crit Care Med*. 2011. doi:10.1164/rccm.201012-2082OC

72. Bodin T, Björk J, Mattisson K, et al. Road traffic noise, air pollution and myocardial infarction: a prospective cohort study. *Int Arch Occup Environ Health*. 2016;89(5):793-802. doi:10.1007/s00420-016-1115-9

73. Atkinson RW, Carey IM, Kent AJ, Van Staa TP, Ross Anderson H, Cook DG. Long-term exposure to outdoor air pollution and incidence of cardiovascular diseases. *Epidemiology*. 2013. doi:10.1097/EDE.0b013e318276ccb8

74. Roswall N, Raaschou-nielsen O, Ketzel M, et al. Long-term residential road tra ffi c noise and NO_2 exposure in relation to risk of incident myocardial infarction – A Danish cohort study. *Environ Res*. 2017;156(2):80-86. doi:10.1016/j.envres.2017.03.019

75. Monrad M, Sajadieh A, Christensen JS, et al. Long-term exposure to traffic-related air pollution and risk of incident Atrial Fibrillation: A cohort study. *Environ Health Perspect*. 2017. doi:10.1289/EHP392

76. Yuan S, Wang J, Jiang Q, et al. Long-term exposure to $PM_{2.5}$ and stroke: A systematic review and meta-analysis of cohort studies. *Environ Res*. 2019;177:108587. doi:10.1016/J.ENVRES.2019.108587

77. Andersen ZJ, Olsen TS, Andersen KK, Loft S, Ketzel M, Raaschou-Nielsen O. Association between short-term exposure to ultrafine particles and hospital admissions for stroke in Copenhagen, Denmark. *Eur Heart J*. 2010;31(16):2034-2040. doi:10.1093/eurheartj/ehq188

78. Andersen ZJ, Kristiansen LC, Andersen KK, et al. Stroke and long-term exposure to outdoor air pollution from nitrogen dioxide: A cohort study. *Stroke*. 2012;43(2):320-325. doi:10.1161/STROKEAHA.111.629246

79. Sørensen M, Lühdorf P, Ketzel M, et al. Combined effects of road traffic noise and ambient air pollution in relation to risk for stroke? *Environ Res*. 2014;133:49-55. doi:10.1016/j.envres.2014.05.011

80. Kwon OK, Kim S-H, Kang S-H, et al. Association of short- and long-term exposure to air pollution with atrial fibrillation. *Eur J Prev Cardiol*. March 2019:204748731983598. doi:10.1177/2047487319835984

81. Chugh SS, Havmoeller R, Narayanan K, et al. Worldwide epidemiology of atrial fibrillation: A global burden of disease 2010 study. *Circulation*. 2014. doi:10.1161/CIRCULATIONAHA.113.005119

82. Shin S, Burnett RT, Kwong JC, et al. Ambient Air Pollution and the Risk of Atrial Fibrillation and Stroke: A Population-Based Cohort Study. *Environ Health Perspect*. 2019. doi:10.1289/ehp4883

83. Kim IS, Yang PS, Lee J, et al. Long-term exposure of fine particulate matter air pollution and incident atrial fibrillation in the general population: A nationwide cohort study. *Int J Cardiol*. 2019. doi:10.1016/j.ijcard.2018.12.048

84. Bai L, Shin S, Burnett RT, et al. Exposure to ambient air pollution and the incidence of congestive heart failure and acute myocardial infarction: A population-based study of 5.1 million Canadian adults living in Ontario. *Environ Int*. 2019. doi:10.1016/j.envint.2019.105004

85. Carey IM, Anderson HR, Atkinson RW, et al. Traffic pollution and the incidence of cardiorespiratory outcomes in an adult cohort in London. *Occup Environ Med*. 2016. doi:10.1136/oemed-2015-103531

86. Kim H, Kim J, Kim S, et al. Cardiovascular effects of long-term exposure to air pollution: A population-based study with 900 845 person-years of follow-up. *J Am Heart Assoc*. 2017. doi:10.1161/JAHA.117.007170

87. Stockfelt L, Andersson EM, Molnár P, et al. Long-term effects of total and source-specific particulate air pollution on incident cardiovascular disease in Gothenburg, Sweden. *Environ Res*. 2017. doi:10.1016/j.envres.2017.05.036

88. Sørensen M, Wendelboe Nielsen O, Sajadieh A, et al. Long-term exposure to road traffic noise and nitrogen dioxide and risk of heart failure: A cohort study. *Environ Health Perspect*. 2017. doi:10.1289/EHP1272

89. To T, Zhu J, Villeneuve PJ, et al. Chronic disease prevalence in women and air pollution - A 30-year longitudinal cohort study. *Environ Int*. 2015. doi:10.1016/j.envint.2015.03.017

90. Beelen R, Hoek G, Houthuijs D, et al. The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study. *Occup Environ Med*. 2009. doi:10.1136/oem.2008.042358

91. Bai L, Weichenthal S, Kwong JC, et al. Associations of Long-Term Exposure to Ultrafine Particles and Nitrogen Dioxide with Increased Incidence of Congestive Heart Failure and Acute Myocardial Infarction. In: *American Journal of Epidemiology*. ; 2019. doi:10.1093/aje/kwy194

92. Sun Q, Yue P, Deiuliis JA, et al. Ambient air pollution exaggerates adipose inflammation and insulin resistance in a mouse model of diet-induced obesity. *Circulation*. 2009;119(4):538-546. doi:10.1161/CIRCULATIONAHA.108.799015

93. Loomis D, Huang W, Chen G. The International Agency for Research on Cancer (IARC) evaluation of the carcinogenicity of outdoor air pollution: Focus on China. *Chin J Cancer*. 2014;33(4):189-196. doi:10.5732/cjc.014.10028

94. Hamra GB, Guha N, Cohen A, et al. Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: A systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect*. 2014;122(9):906-911. doi:10.1289/ehp.1408092

95. Hamra GB, Laden F, Cohen AJ, Raaschou-Nielsen O, Brauer M, Loomis D. Lung Cancer and Exposure to Nitrogen Dioxide and Traffic: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ Health Perspect.* 2015;123(11):1107-1112. doi:10.1289/ehp.1408882

96. Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Beelen R, et al. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: Prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncol*. 2013;14(9):813-822. doi:10.1016/S1470-2045(13)70279-1

97. Turner MC, Krewski D, Ryan Diver W, et al. Ambient air pollution and cancer mortality in the cancer prevention study II. *Environ Health Perspect*. 2017. doi:10.1289/EHP1249

98. Andersen ZJ, Stafoggia M, Weinmayr G, et al. Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Incidence of Postmenopausal Breast Cancer in 15 European Cohorts within the ESCAPE Project. *Environ Health Perspect*. 2017;125(10). doi:10.1289/EHP1742

99. Andersen ZJ, Pedersen M, Weinmayr G, et al. Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of brain tumor: the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Neuro Oncol*. 2018;20(3):420-432. doi:10.1093/neuonc/nox163

100. Pedersen M, Stafoggia M, Weinmayr G, et al. Is There an Association Between Ambient Air Pollution and Bladder Cancer Incidence? Analysis of 15 European Cohorts. *Eur Urol Focus*. 2016. doi:10.1016/j.euf.2016.11.008

101. Pedersen M, Andersen ZJ, Stafoggia M, et al. Ambient air pollution and primary liver cancer incidence in four European cohorts within the ESCAPE project. *Environ Res*. 2017;154. doi:10.1016/j.envres.2017.01.006

102. Nagel G, Stafoggia M, Pedersen M, et al. Air pollution and incidence of cancers of the stomach and the upper aerodigestive tract in the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Int J Cancer*. 2018. doi:10.1002/ijc.31564

103. Raaschou-Nielsen O, Pedersen M, Stafoggia M, et al. Outdoor air pollution and risk for kidney parenchyma cancer in 14 European cohorts. *Int J Cancer.* 2017;140(7). doi:10.1002/ijc.30587

104. Raaschou-Nielsen O, Ketzel M, Harbo Poulsen A, Sørensen M. Traffic-related air pollution and risk for leukaemia of an adult population. *Int J Cancer.* 2016. doi:10.1002/ijc.29867

105. Winters N, Goldberg MS, Hystad P, et al. Exposure to ambient air pollution in Canada and the risk of adult leukemia. *Sci Total Environ*. 2015. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.03.149

106. Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Hvidberg M, et al. Air pollution from traffic and cancer incidence: a Danish cohort study. *Environ Health*. 2011;10(1):67. doi:10.1186/1476-069X-10-67

107. Lewis-Michl EL, Melius JM, Kallenbach LR, et al. Breast cancer risk and residence near industry or traffic in Nassau and Suffolk Counties, Long Island, New York. *Arch Environ Health*. 1996;51(4):255-265. doi:10.1080/00039896.1996.9936024

108. Bonner MR, Han D, Nie J, et al. Breast cancer risk and exposure in early life to polycyclic aromatic hydrocarbons using total suspended particulates as a proxy measure. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev*. 2005;14(1):53-60. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15668476. Accessed August 10, 2016.

109. Crouse DL, Goldberg MS, Ross NA, et al. Postmenopausal breast cancer is associated with exposure to traffic-related air pollution in Montreal, Canada: A case-control study. *Environ Health Perspect*. 2010;118(11):1578-1583. doi:10.1289/ehp.1002221

110. Hystad P, Villeneuve PJ, Goldberg MS, Crouse DL, Johnson K. Exposure to traffic-related air pollution and the risk of developing breast cancer among women in eight Canadian provinces: A case-control study. *Environ Int*. 2015;74:240-248. doi:10.1016/j.envint.2014.09.004

111. Nie J, Beyea J, Bonner MR, et al. Exposure to traffic emissions throughout life and risk of breast cancer: the Western New York Exposures and Breast Cancer (WEB) study. *Cancer Causes Control*. 2007;18(9):947-955. doi:10.1007/s10552-007-9036-2

112. Hart JE, Bertrand KA, DuPre N, et al. Long-Term Particulate Matter Exposures During Adulthood and Risk of Breast Cancer Incidence in the Nurses' Health Study II Prospective Cohort. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev*. June 2016. doi:10.1158/1055-9965.EPI-16-0246

113. Andersen ZJ, Ravnskjaer L, Andersen KK, et al. Long-Term Exposure to Fine Particulate Matter and Breast Cancer Incidence in the Danish Nurse Cohort Study. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev*. December 2016. doi:10.1158/1055-9965.EPI-16-0578

114. Reding KW, Young MT, Szpiro AA, et al. Breast Cancer Risk in Relation to Ambient Air Pollution Exposure at Residences in the Sister Study Cohort. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev*. 2015;24(12):1907-1909. doi:10.1158/1055-9965.EPI-15-0787

115. Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Hvidberg M, et al. Lung cancer incidence and long-term exposure to air pollution from traffic. *Environ Health Perspect*. 2011;119(6):860-865. doi:10.1289/ehp.1002353

116. Villeneuve PJ, Goldberg MS, Crouse DL, et al. Residential exposure to fine particulate matter air pollution and incident breast cancer in a cohort of Canadian women. *Environ Epidemiol*. 2018. doi:10.1097/ee9.0000000000000021

117. Goldberg MS, Villeneuve PJ, Crouse D, et al. Associations between incident breast cancer and ambient concentrations of nitrogen dioxide from a national land use regression model in the Canadian National Breast Screening Study. *Environ Int*. 2019;133:105182. doi:10.1016/J.ENVINT.2019.105182

118. Raaschou-Nielsen O, Bak H, Sørensen M, et al. Air pollution from traffic and risk for lung cancer in three Danish cohorts. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev*. 2010;19(5):1284-1291. doi:10.1158/1055-9965.EPI-10-0036

119. Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Hvidberg M, et al. Lung cancer incidence and long-term exposure to air pollution from traffic. *Environ Health Perspect*. 2011;119(6). doi:10.1289/ehp.1002353

120. Poulsen AH, Sørensen M, Andersen ZJ, Ketzel M, Raaschou-Nielsen O. Air pollution from traffic and risk for brain tumors: a nationwide study in Denmark. *Cancer Causes Control*. 2016;27(4):473-480. doi:10.1007/s10552-016-0721-x

121. Jørgensen JT, Johansen MS, Ravnskjær L, et al. Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of brain tumours: The Danish Nurse Cohort. *Neurotoxicology*. 2016;55:122-130. doi:10.1016/j.neuro.2016.06.003

122. Andersen ZJZJ, Ravnskjær L, Andersen KKKK, et al. Long-Term Exposure to Fine Particulate Matter and Breast Cancer Incidence in the Danish Nurse Cohort Study. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev*. 2016;26(3):428-430. doi:10.1158/1055-9965.EPI-16-0578

123. Krämer U, Herder C, Sugiri D, et al. Traffic-related air pollution and incident type 2 diabetes: Results from the SALIA cohort study. *Environ Health Perspect*. 2010;118(9):1273-1279. doi:10.1289/ehp.0901689

124. Andersen ZJ, Raaschou-Nielsen O, Ketzel M, et al. Diabetes incidence and long-term exposure to air pollution: A cohort study. *Diabetes Care*. 2012;35(1):92-98. doi:10.2337/dc11-1155

125. Renzi M, Cerza F, Gariazzo C, et al. Air pollution and occurrence of type 2 diabetes in a large cohort study. *Environ Int*. 2018. doi:10.1016/j.envint.2017.12.007

126. Coogan PF, White LF, Jerrett M, et al. Air pollution and incidence of hypertension and diabetes mellitus in black women living in Los Angeles. *Circulation*. 2012;125(6):767-772. doi:10.1161/CIRCULATIONAHA.111.052753

127. Coogan PF, White LF, Yu J, et al. Long term exposure to NO_2 and diabetes incidence in the Black Women's Health Study. *Environ Res*. 2016;148:360-366. doi:10.1016/j.envres.2016.04.021

128. Chen H, Burnett RT, Kwong JC, et al. Risk of incident diabetes in relation to long-term exposure to fine particulate matter in Ontario, Canada. *Environ Health Perspect*. 2013;121(7):804-810. doi:10.1289/ehp.1205958

129. Weinmayr G, Hennig F, Fuks K, et al. Long-term exposure to fine particulate matter and incidence of type 2 diabetes mellitus in a cohort study: effects of total and traffic-specific air pollution. *Environ Health*. 2015;14:53. doi:10.1186/s12940-015-0031-x

130. Lao XQ, Guo C, Chang L yun, et al. Long-term exposure to ambient fine particulate matter (PM 2.5) and incident type 2 diabetes: a longitudinal cohort study. *Diabetologia*. 2019. doi:10.1007/s00125-019-4825-1

131. Qiu H, Schooling CM, Sun S, et al. Long-term exposure to fine particulate matter air pollution and type 2 diabetes mellitus in elderly: A cohort study in Hong Kong. *Environ Int*. 2018. doi:10.1016/j.envint.2018.01.008

132. Liang F, Yang X, Liu F, et al. Long-term exposure to ambient fine particulate matter and incidence of diabetes in China: A cohort study. *Environ Int*. 2019. doi:10.1016/j.envint.2019.02.069

133. Hansen AB, Ravnskjær L, Loft S, et al. Long-term exposure to fine particulate matter and incidence of diabetes in the Danish Nurse Cohort. *Environ Int*. 2016;91. doi:10.1016/j.envint.2016.02.036

134. Murray CJL, Vos T, Lozano R, et al. Disability-adjusted life years (DALYs) for 291 diseases and injuries in 21 regions, 1990-2010: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *Lancet*. 2012;380(9859):2197-2223. doi:10.1016/S0140-6736(12)61689-4

135. Raaschou-Nielsen O, S??rensen M, Ketzel M, et al. Long-term exposure to traffic-related air pollution and diabetes-associated mortality: a cohort study. *Diabetologia*. 2012;56(1):36-46. doi:10.1007/s00125-012-2698-7

136. Puett RC, Hart JE, Schwartz J, Hu FB, Liese AD, Laden F. Are particulate matter exposures associated with risk of type 2 diabetes? *Environ Health Perspec*t. 2011;119(3):384-389. doi:10.1289/ehp.1002344

137. Park SK, Adar SD, O'Neill MS, et al. Long-term exposure to air pollution and type 2 diabetes mellitus in a multiethnic cohort. *Am J Epidemiol.* 2015;181(5):327-336. doi:10.1093/aje/kwu280

138. Andersen ZJ, Raaschou-Nielsen O, Ketzel M, et al. Diabetes incidence and long-term exposure to air pollution: a cohort study. *Diabetes Care*. 2012;35(1):92-98. doi:10.2337/dc11-1155

139. Hansen AB, Ravnskjær L, Loft S, et al. Long-term exposure to fine particulate matter and incidence of diabetes in the Danish Nurse Cohort. *Environ Int*. 2016;91:243-250. doi:10.1016/j.envint.2016.02.036

140. Jørgensen JT, Bräuner EV, Backalarz C, et al. Long-term exposure to road traffic noise and incidence of diabetes in the danish nurse cohort. *Environ Health Perspect*. 2019. doi:10.1289/EHP4389

141. Heusinkveld HJ, Wahle T, Campbell A, et al. Neurodegenerative and neurological disorders by small inhaled particles. *Neurotoxicology*. 2016;56:94-106. doi:10.1016/j.neuro.2016.07.007

142. Calderón-Garcidueñas L, Maronpot RR, Torres-Jardon R, et al. DNA damage in nasal and brain tissues of canines exposed to air pollutants is associated with evidence of chronic brain inflammation and neurodegeneration. *Toxicol Pathol.* 2003;31(5):524-538. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14692621. Accessed October 10, 2016.

143. Calderón-Garcidueñas L, Calderón-Garcidueñas A, Torres-Jardón R, Avila-Ramírez J, Kulesza RJ, Angiulli AD. Air pollution and your brain: what do you need to know right now. *Prim Health Care Res Dev*. 2015;16(4):329-345. doi:10.1017/S146342361400036X

144. Calderón-Garcidueñas L, Reed W, Maronpot RR, et al. Brain inflammation and Alzheimer's-like pathology in individuals exposed to severe air pollution. *Toxicol Pathol.* 2004;32(6):650-658. doi:10.1080/01926230490520232

145. Costa LG, Cole TB, Coburn J, Chang YC, Dao K, Roque P. Neurotoxicants are in the air: Convergence of human, animal, and in vitro studies on the effects of air pollution on the brain. *Biomed Res Int.* 2014;2014. doi:10.1155/2014/736385

146. Li H, Xin X. Nitrogen dioxide (NO_2) pollution as a potential risk factor for developing vascular dementia and its synaptic mechanisms. *Chemosphere*. 2013;92(1):52-58. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.02.061

147. Fonken LK, Xu X, Weil ZM, et al. Air pollution impairs cognition, provokes depressive-like behaviors and alters hippocampal cytokine expression and morphology. *Mol Psychiatry*. 2011;16(10):987-995, 973. doi:10.1038/mp.2011.76

148. Maher BA, Ahmed IAM, Karloukovski V, et al. Magnetite pollution nanoparticles in the human brain. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2016;113(39):10797-10801. doi:10.1073/pnas.1605941113

149. Banaclocha MAM, Bókkon I, Banaclocha HM. Long-term memory in brain magnetite. *Med Hypotheses*. 2010;74(2):254-257. doi:10.1016/j.mehy.2009.09.024

150. Ranft U, Schikowski T, Sugiri D, Krutmann J, Krämer U. Long-term exposure to traffic-related particulate matter impairs cognitive function in the elderly. *Environ Res*. 2009;109(8):1004-1011. doi:10.1016/j.envres.2009.08.003

151. Tzivian L, Dlugaj M, Winkler A, et al. Long-Term Air Pollution and Traffic Noise Exposures and Mild Cognitive Impairment in Older Adults: A Cross-Sectional Analysis of the Heinz Nixdorf Recall Study. *Environ Health Perspect*. 2016;124(9):1361-1368. doi:10.1289/ehp.1509824

152. Weuve J, Puett RC, Schwartz J, Yanosky JD, Laden F, Grodstein F. Exposure to particulate air pollution and cognitive decline in older women. *Arch Intern Med*. 2012;172(3):219-227. doi:10.1001/archinternmed.2011.683

153. Tonne C, Elbaz A, Beevers S, Singh-Manoux A. Traffic-related air pollution in relation to cognitive function in older adults. *Epidemiology*. 2014;25(5):674-681. doi:10.1097/EDE.0000000000000144

154. Zhang X, Chen X, Zhang X. The impact of exposure to air pollution on cognitive performance. *Proc Natl Acad Sci*. August 2018:201809474. doi:10.1073/pnas.1809474115

155. Chang K-H, Chang M-Y, Muo C-H, Wu T-N, Chen C-Y, Kao C-H. Increased risk of dementia in patients exposed to nitrogen dioxide and carbon monoxide: a population-based retrospective cohort study. *PLoS One*. 2014;9(8):e103078. doi:10.1371/journal.pone.0103078

156. Kioumourtzoglou M-A, Schwartz JD, Weisskopf MG, et al. Long-term $PM_{2.5}$ Exposure and Neurological Hospital Admissions in the Northeastern United States. *Environ Health Perspect*. 2016;124(1):23-29. doi:10.1289/ehp.1408973

157. Oudin A, Forsberg B, Adolfsson AN, et al. Traffic-Related Air Pollution and Dementia Incidence in Northern Sweden: A Longitudinal Study. *Environ Health Perspect*. 2016;124(3):306-312. doi:10.1289/ehp.1408322

158. Chen H, Kwong JC, Copes R, et al. Exposure to ambient air pollution and the incidence of dementia: A population-based cohort study. *Environ Int*. 2017;108:271-277. doi:10.1016/j.envint.2017.08.020

159. Chen H, Kwong JC, Copes R, et al. Living near major roads and the incidence of dementia, Parkinson's disease, and multiple sclerosis: a population-based cohort study. *Lancet (London, England)*. 2017;389(10070):718-726. doi:10.1016/S0140-6736(16)32399-6

160. Oudin A, Segersson D, Adolfsson R, Forsberg B. Association between air pollution from residential wood burning and dementia incidence in a longitudinal study in Northern Sweden. *PLoS One*. 2018. doi:10.1371/journal.pone.0198283

161. Carey IM, Anderson HR, Atkinson RW, et al. Are noise and air pollution related to the incidence of dementia? A cohort study in London, England. *BMJ Open*. 2018. doi:10.1136/bmjopen-2018-022404

162. Kasdagli MI, Katsouyanni K, Dimakopoulou K, Samoli E. Air pollution and Parkinson's disease: A systematic review and meta-analysis up to 2018. *Int J Hyg Environ Health*. 2019. doi:10.1016/j.ijheh.2018.12.006

163. Chen H, Kwong JC, Copes R, et al. Living near major roads and the incidence of dementia, Parkinson's disease, and multiple sclerosis: a population-based cohort study. *Lancet*. 2017. doi:10.1016/S0140-6736(16)32399-6

164. Toro R, Downward GS, van der Mark M, et al. Parkinson's disease and long-term exposure to outdoor air pollution: A matched case-control study in the Netherlands. *Environ Int*. 2019. doi:10.1016/j.envint.2019.04.069

165. Ritz B, Lee P-C, Hansen J, et al. Traffic-Related Air Pollution and Parkinson's Disease in Denmark: A Case-Control Study. *Environ Health Perspect*. 2016;124(3):351-356. doi:10.1289/ehp.1409313

166. Palacios N, Munger KL, Fitzgerald KC, et al. Exposure to particulate matter air pollution and risk of multiple sclerosis in two large cohorts of US nurses. *Environ Int*. 2017. doi:10.1016/j.envint.2017.07.013

167. Bai L, Burnett RT, Kwong JC, et al. Long-term exposure to air pollution and the incidence of multiple sclerosis: A population-based cohort study. *Environ Res*. 2018. doi:10.1016/j.envres.2018.06.003

168. Szyszkowicz M, Willey JB, Grafstein E, Rowe BH, Colman I. Air pollution and emergency department visits for suicide attempts in vancouver, Canada. *Environ Health Insights*. 2010;4:79-86. doi:10.4137/EHI.S5662

169. Lim Y-H, Kim H, Kim JH, Bae S, Park HY, Hong Y-C. Air pollution and symptoms of depression in elderly adults. *Environ Health Perspect*. 2012;120(7):1023-1028. doi:10.1289/ehp.1104100

170. Kim K-N, Lim Y-H, Bae HJ, Kim M, Jung K, Hong Y-C. Long-Term Fine Particulate Matter Exposure and Major Depressive Disorder in a Community-Based Urban Cohort. *Environ Health Perspect*. 2016;124(10):1547-1553. doi:10.1289/EHP192

171. Park B, Shin A, Jung-choi K, et al. Correlation of Breast Cancer Incidence with the Number of Motor Vehicles and Consumption of Gasoline in Korea. 2014;15:2959-2964.

172. Kioumourtzoglou MA, Power MC, Hart JE, et al. The association between air pollution and onset of depression among middle-aged and older women. *Am J Epidemiol*. 2017. doi:10.1093/aje/kww163

173. Zijlema WL, Wolf K, Emeny R, et al. The association of air pollution and depressed mood in 70,928 individuals from four European cohorts. *Int J Hyg Environ Health*. 2016. doi:10.1016/j.ijheh.2015.11.006

174. Wang Y, Eliot MN, Koutrakis P, et al. Ambient air pollution and depressive symptoms in older adults: results from the MOBILIZE Boston study. *Environ Health Perspect*. 2014;122(6):553-558. doi:10.1289/ehp.1205909

175. Min J young, Kim HJ, Min K bok. Long-term exposure to air pollution and the risk of suicide death: A population-based cohort study. *Sci Total Environ*. 2018. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.02.011

176. Pedersen CB, Raaschou-Nielsen O, Hertel O, Mortensen PB. Air pollution from traffic and schizophrenia risk [5]. *Schizophr Res*. 2004. doi:10.1016/S0920-9964(03)00062-8

177. Mölter A, Simpson A, Berdel D, et al. A multicentre study of air pollution exposure and childhood asthma prevalence: The ESCAPE project. *Eur Respir J*. 2015. doi:10.1183/09031936.00083614

178. Gehring U, Wijga AH, Hoek G, et al. Exposure to air pollution and development of asthma and rhinoconjunctivitis throughout childhood and adolescence: A population-based birth cohort study. *Lancet Respir Med*. 2015. doi:10.1016/S2213-2600(15)00426-9

179. Khreis H, Kelly C, Tate J, Parslow R, Lucas K, Nieuwenhuijsen M. Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environ Int*. 2017. doi:10.1016/j.envint.2016.11.012

180. Garcia E, Berhane KT, Islam T, et al. Association of Changes in Air Quality with Incident Asthma in Children in California, 1993-2014. *JAMA - J Am Med Assoc*. 2019. doi:10.1001/jama.2019.5357

181. Andersen ZJ, Wahlin P, Raaschou-Nielsen O, Scheike T, Loft S. Ambient particle source apportionment and daily hospital admissions among children and elderly in Copenhagen. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2007;17(7):625-636. doi:10.1097/00001648-200611001-00510

182. Andersen ZJ, Loft S, Ketzel M, et al. Ambient air pollution triggers wheezing symptoms in infants. *Thorax*. 2008;63(8):710-716. doi:10.1136/thx.2007.085480

183. King C, Kirkham J, Hawcutt D, Sinha I. The effect of outdoor air pollution on the risk of hospitalisation for bronchiolitis in infants: A systematic review. *PeerJ.* 2018. doi:10.7717/peerj.5352

184. Fuertes E, MacIntyre E, Agius R, et al. Associations between particulate matter elements and early-life pneumonia in seven birth cohorts: Results from the ESCAPE and TRANSPHORM projects. *Int J Hyg Environ Health*. 2014. doi:10.1016/j.ijheh.2014.05.004

185. Nhung NTT, Amini H, Schindler C, et al. Short-term association between ambient air pollution and pneumonia in children: A systematic review and meta-analysis of time-series and case-crossover studies. *Environ Pollut*. 2017. doi:10.1016/j.envpol.2017.07.063

186. Gehring U, Gruzieva O, Agius RM, et al. Air pollution exposure and lung function in children: The ESCAPE project. *Environ Health Perspect*. 2013. doi:10.1289/ehp.1306770

187. Bowatte G, Lodge C, Lowe AJ, et al. The influence of childhood traffic-related air pollution exposure on asthma, allergy and sensitization: A systematic review and a meta-analysis of birth cohort studies. *Allergy Eur J Allergy Clin Immunol*. 2015. doi:10.1111/all.12561

188. Holst G, Thygesen M, Pedersen CB, et al. Ammonia, ammonium, and the risk of asthma. *Environ Epidemiol*. 2018;2(3):e019. doi:10.1097/ee9.0000000000000019

189. Hathout EH, Beeson WL, Ischander M, Rao R, Mace JW. Air pollution and type 1 diabetes in children. *Pediatr Diabetes*. 2006. doi:10.1111/j.1399-543X.2006.00150.x

190. Hathout EH, Beeson WL, Nahab F, Rabadi A, Thomas W, Mace JW. Role of exposure to air pollutants in the development of type 1 diabetes before and after 5 yr of age. *Pediatr Diabetes*. 2002. doi:10.1034/j.1399-5448.2002.30403.x

191. Malmqvist E, Elding Larsson H, Jönsson I, et al. Maternal exposure to air pollution and type 1 diabetes - Accounting for genetic factors. *Environ Res*. 2015. doi:10.1016/j.envres.2015.03.024

192. Beyerlein A, Krasmann M, Thiering E, et al. Ambient air pollution and early manifestation of type 1 diabetes. *Epidemiology*. 2015. doi:10.1097/eDe.0000000000000254

193. Rosenbauer J, Tamayo T, B'chle C, et al. Re: Ambient air pollution and early manifestation of type 1 diabetes. *Epidemiology.* 2016. doi:10.1097/EDE.0000000000000495

194. Thiering E, Cyrys J, Kratzsch J, et al. Long-term exposure to traffic-related air pollution and insulin resistance in children: Results from the GINIplus and LISAplus birth cohorts. *Diabetologia*. 2013. doi:10.1007/s00125-013-2925-x

195. Toledo-Corral CM, Alderete TL, Habre R, et al. Effects of air pollution exposure on glucose metabolism in Los Angeles minority children. *Pediatr Obes*. 2018. doi:10.1111/ijpo.12188

196. Alderete TL, Habre R, Toledo-Corral CM, et al. Longitudinal associations between ambient air pollution with insulin sensitivity, beta;-cell function, and adiposity in Los Angeles Latino Children. In: *Diabetes*. ; 2017. doi:10.2337/db16-1416

197. Alderete TL, Chen Z, Toledo-Corral CM, et al. Ambient and Traffic-Related Air Pollution Exposures as Novel Risk Factors for Metabolic Dysfunction and Type 2 Diabetes. *Curr Epidemiol Reports*. 2018. doi:10.1007/s40471-018-0140-5

198. Pedersen M, Halldorsson TI, Ketzel M, et al. Associations between ambient air pollution and noise from road traffic with blood pressure and insulin resistance in children from Denmark. *Environ Epidemiol*. 2019;3(5):e069. doi:10.1097/ee9.0000000000000069

199. Boothe VL, Boehmer TK, Wendel AM, Yip FY. Residential traffic exposure and childhood leukemia: A systematic review and meta-analysis. *Am J Prev Med*. 2014. doi:10.1016/j.amepre.2013.11.004

200. Carlos-Wallace FM, Zhang L, Smith MAT, Rader G, Steinmaus C. Parental, in Utero, and Early-Life Exposure to Benzene and the Risk of Childhood Leukemia: A Meta-Analysis. *Am J Epidemiol*. 2016. doi:10.1093/aje/kwv120

201. Filippini T, Heck JE, Malagoli C, Giovane C Del, Vinceti M. A review and meta-analysis of outdoor air pollution and risk of childhood leukemia. *J Environ Sci Heal - Part C Environ Carcinog Ecotoxicol Rev*. 2015. doi:10.1080/10590501.2015.1002999

202. Sun XX, Zhang SS, Ma XL. No association between traffic density and risk of childhood leukemia: A meta-analysis. *Asian Pacific J Cancer Prev*. 2014. doi:10.7314/APJCP.2014.15.13.5229

203. Filippini T, Hatch EE, Rothman KJ, et al. Association between Outdoor Air Pollution and Childhood Leukemia: A Systematic Review and Dose-Response Meta-Analysis. *Environ Health Perspect*. 2019. doi:10.1289/EHP4381

204. *Outdoor Air Pollution. Vol 109, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. Lyon, France.; 2016. https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono109.pdf.

205. Spycher BD, Feller M, Röösli M, et al. Childhood cancer and residential exposure to highways: a nationwide cohort study. *Eur J Epidemiol*. 2015. doi:10.1007/s10654-015-0091-9

206. Ghosh JKC, Heck JE, Cockburn M, Su J, Jerrett M, Ritz B. Prenatal exposure to traffic-related air pollution and risk of early childhood cancers. *Am J Epidemiol*. 2013. doi:10.1093/aje/kwt129

207. Savitz DA, Feingold L. Association of childhood cancer with residential traffic density. *Scand J Work Environ Heal*. 1989. doi:10.5271/sjweh.1848

208. Danysh HE, Mitchell LE, Zhang K, Scheurer ME, Lupo PJ. Traffic-related air pollution and the incidence of childhood central nervous system tumors: Texas, 2001-2009. *Pediatr Blood Cancer*. 2015. doi:10.1002/pbc.25549

209. Heck JE, Wu J, Lombardi C, et al. Childhood cancer and traffic-related air pollution exposure in pregnancy and early life. *Environ Health Perspect*. 2013. doi:10.1289/ehp.1306761

210. Reynolds P, Von Behren J, Gunier RB, Goldberg DE, Hertz A. Residential exposure to traffic in California and childhood cancer. *Epidemiology*. 2004. doi:10.1097/01.ede.0000101749.28283.de

211. Kumar S V., Lupo PJ, Pompeii LA, Danysh HE. Maternal residential proximity to major roadways and pediatric embryonal tumors in offspring. *Int J Environ Res Public Health*. 2018. doi:10.3390/ijerph15030505

212. Lavigne É, Bélair MA, Do MT, et al. Maternal exposure to ambient air pollution and risk of early childhood cancers: A population-based study in Ontario, Canada. *Environ Int*. 2017. doi:10.1016/j.envint.2017.01.004

213. Raaschou-Nielsen O, Hertel O, Thomsen BL, Olsen JH. Air pollution from traffic at the residence of children with cancer. *Am J Epidemiol*. 2001. doi:10.1093/aje/153.5.433

214. Raaschou-Nielsen O, Hvidtfeldt UA, Roswall N, Hertel O, Poulsen AH, Sørensen M. Ambient benzene at the residence and risk for subtypes of childhood leukemia, lymphoma and CNS tumor. *Int J Cancer.* 2018. doi:10.1002/ijc.31421

215. Volk HE, Lurmann F, Penfold B, Hertz-Picciotto I, McConnell R. Traffic-related air pollution, particulate matter, and autism. *Arch Gen Psychiatry*. 2013. doi:10.1001/jamapsychiatry.2013.266

216. Kalkbrenner AE, Windham GC, Serre ML, et al. Particulate matter exposure, prenatal and postnatal windows of susceptibility, and autism spectrum disorders. *Epidemiology*. 2015. doi:10.1097/EDE.0000000000000173

217. Raz R, Roberts AL, Lyall K, et al. Autism spectrum disorder and particulate matter air pollution before, during, and after pregnancy: A nested case–control analysis within the nurses' health study II cohort. *Environ Health Perspect*. 2015. doi:10.1289/ehp.1408133

218. Talbott EO, Marshall LP, Rager JR, Arena VC, Sharma RK, Stacy SL. Air toxics and the risk of autism spectrum disorder: The results of a population based case-control study in southwestern Pennsylvania. *Environ Heal A Glob Access Sci Source*. 2015. doi:10.1186/s12940-015-0064-1

219. Flores-Pajot MC, Ofner M, Do MT, Lavigne E, Villeneuve PJ. Childhood autism spectrum disorders and exposure to nitrogen dioxide, and particulate matter air pollution: A review and meta-analysis. *Environ Res*. 2016. doi:10.1016/j.envres.2016.07.030

220. Yang C, Zhao W, Deng K, Zhou V, Zhou X, Hou Y. The association between air pollutants and autism spectrum disorders. *Environ Sci Pollut Res*. 2017. doi:10.1007/s11356-017-8928-2

221. Goodrich AJ, Volk HE, Tancredi DJ, et al. Joint effects of prenatal air pollutant exposure and maternal folic acid supplementation on risk of autism spectrum disorder. *Autism Res*. 2018. doi:10.1002/aur.1885

222. Kalkbrenner AE, Windham GC, Zheng C, et al. Air toxics in relation to autism diagnosis, phenotype, and severity in a U.S. family-based study. *Environ Health Perspect*. 2018. doi:10.1289/EHP1867

223. Kerin T, Volk H, Li W, et al. Association Between Air Pollution Exposure, Cognitive and Adaptive Function, and ASD Severity Among Children with Autism Spectrum Disorder. *J Autism Dev Disord*. 2018. doi:10.1007/s10803-017-3304-0

224. Jung CR, Lin YT, Hwang BF. Air Pollution and Newly Diagnostic Autism Spectrum Disorders: A Population-Based Cohort Study in Taiwan. *PLoS One*. 2013. doi:10.1371/journal.pone.0075510

225. Raz R, Levine H, Pinto O, Broday DM, Yuval, Weisskopf MG. Traffic-Related Air Pollution and Autism Spectrum Disorder: A Population-Based Nested Case-Control Study in Israel. *Am J Epidemiol*. 2018. doi:10.1093/aje/kwx294

226. Guxens M, Ghassabian A, Gong T, et al. Air pollution exposure during pregnancy and childhood autistic traits in four European population-based cohort studies: The ESCAPE project. *Environ Health Perspect*. 2016. doi:10.1289/ehp.1408483

227. Gong T, Almqvist C, Bölte S, et al. Exposure to air pollution from traffic and neurodevelopmental disorders in swedish twins. *Twin Res Hum Genet*. 2014. doi:10.1017/thg.2014.58

228. Gong T, Dalman C, Wicks S, et al. Perinatal exposure to traffic-related air pollution and autism spectrum disorders. *Environ Health Perspect*. 2017. doi:10.1289/EHP118

229. Oudin A, Frondelius K, Haglund N, et al. Prenatal exposure to air pollution as a potential risk factor for autism and ADHD. *Environ Int*. 2019;133:105149. doi:10.1016/J.ENVINT.2019.105149

230. Ritz B, Liew Z, Yan Q, et al. Air pollution and autism in Denmark. *Environ Epidemiol*. 2018. doi:10.1097/ee9.0000000000000028

231. Forns J, Sunyer J, Garcia-Esteban R, et al. Air Pollution Exposure During Pregnancy and Symptoms of Attention Deficit and Hyperactivity Disorder in Children in Europe. *Epidemiology*. 2018. doi:10.1097/EDE.0000000000000874

232. Perera FP, Tang D, Wang S, et al. Prenatal polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure and child behavior at age 6-7 years. *Environ Health Perspect*. 2012. doi:10.1289/ehp.1104315

233. Yorifuji T, Kashima S, Diez MH, Kado Y, Sanada S, Doi H. Prenatal exposure to outdoor air pollution and child behavioral problems at school age in Japan. *Environ Int*. 2017. doi:10.1016/j.envint.2016.11.016

234. Chiu YHM, Hsu HHL, Coull BA, et al. Prenatal particulate air pollution and neurodevelopment in urban children: Examining sensitive windows and sex-specific associations. *Environ Int*. 2016. doi:10.1016/j.envint.2015.11.010

235. Sentís A, Sunyer J, Dalmau-Bueno A, et al. Prenatal and postnatal exposure to NO_2 and child attentional function at 4–5 years of age. *Environ Int*. 2017. doi:10.1016/j.envint.2017.05.021

236. Min J young, Min K bok. Exposure to ambient PM_{10} and NO_2 and the incidence of attention-deficit hyperactivity disorder in childhood. *Environ Int*. 2017. doi:10.1016/j.envint.2016.11.022

237. Thygesen M, Holst GJ, Hansen B, et al. Exposure to air pollution in early childhood and the association with Attention-Deficit Hyperactivity Disorder. *Environ Res*. 2019;(May):108930. doi:10.1016/j.envres.2019.108930

238. Sun X, Luo X, Zhao C, et al. The associations between birth weight and exposure to fine particulate matter ($PM_{2.5}$) and its chemical constituents during pregnancy: A meta-analysis. *Environ Pollut*. 2016. doi:10.1016/j.envpol.2015.12.022

239. Klepac P, Locatelli I, Korošec S, Künzli N, Kukec A. Ambient air pollution and pregnancy outcomes: A comprehensive review and identification of environmental public health challenges. *Environ Res*. 2018. doi:10.1016/j.envres.2018.07.008

240. Pedersen M, Giorgis-Allemand L, Bernard C, et al. Ambient air pollution and low birthweight: A European cohort study (ESCAPE). *Lancet Respir Med*. 2013. doi:10.1016/S2213-2600(13)70192-9

241. Smith RB, Fecht D, Gulliver J, et al. Impact of London's road traffic air and noise pollution on birth weight: Retrospective population based cohort study. *BMJ*. 2017. doi:10.1136/bmj.j5299

242. Coker E, Ghosh J, Jerrett M, et al. Modeling spatial effects of $PM_{2.5}$ on term low birth weight in Los Angeles County. *Environ Res*. 2015. doi:10.1016/j.envres.2015.06.044

243. Stieb DM, Chen L, Hystad P, et al. A national study of the association between traffic-related air pollution and adverse pregnancy outcomes in Canada, 1999-2008. *Environ Res*. 2016. doi:10.1016/j.envres.2016.04.025

244. Balakrishnan K, Ghosh S, Thangavel G, et al. Exposures to fine particulate matter ($PM_{2.5}$) and birthweight in a rural-urban, mother-child cohort in Tamil Nadu, India. *Environ Res*. 2018. doi:10.1016/j.envres.2017.11.050

245. Liang Z, Yang Y, Qian Z, et al. Ambient $PM_{2.5}$ and birth outcomes: Estimating the association and attributable risk using a birth cohort study in nine Chinese cities. *Environ Int*. 2019. doi:10.1016/j.envint.2019.02.017

246. Guo P, Chen Y, Wu H, et al. Ambient air pollution and markers of fetal growth: A retrospective population-based cohort study of 2.57 million term singleton births in China. *Environ Int*. 2020. doi:10.1016/j.envint.2019.105410

247. Hao J, Zhang F, Chen D, et al. Association between ambient air pollution exposure and infants small for gestational age in Huangshi, China: a cross-sectional study. *Environ Sci Pollut Res*. 2019;26(31):32029-32039. doi:10.1007/s11356-019-06268-7

248. Jacobs M, Zhang G, Chen S, et al. The association between ambient air pollution and selected adverse pregnancy outcomes in China: A systematic review. *Sci Total Environ*. 2017. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.11.100

249. Laurent O, Hu J, Li L, et al. Low birth weight and air pollution in California: Which sources and components drive the risk? *Environ Int*. 2016. doi:10.1016/j.envint.2016.04.034

250. Smith RB, Fecht D, Gulliver J, et al. Impact of London's road traffic air and noise pollution on birth weight: Retrospective population based cohort study. *BMJ*. 2017. doi:10.1136/bmj.j5299

251. Hjortebjerg D, Andersen AMN, Ketzel M, Pedersen M, Raaschou-Nielsen O, Sørensen M. Associations between maternal exposure to air pollution and traffic noise and newborn's size at birth: A cohort study. *Environ Int*. 2016. doi:10.1016/j.envint.2016.07.003

252. Sun X, Luo X, Zhao C, et al. The association between fine particulate matter exposure during pregnancy and preterm birth: A meta-analysis. *BMC Pregnancy Childbirth*. 2015. doi:10.1186/s12884-015-0738-2

253. Westergaard N, Gehring U, Slama R, Pedersen M. Ambient air pollution and low birth weight - are some women more vulnerable than others? *Environ Int*. 2017. doi:10.1016/j.envint.2017.03.026

254. Huang I, Mak D, Cheung P, Abraham M, Clemens T, Turner S. A systematic review of associations between maternal exposures during pregnancy other than smoking and antenatal fetal measurements. *Environ Res*. 2019. doi:10.1016/j.envres.2019.04.005

255. Parker JD, Mendola P, Woodruff TJ. Preterm birth after the utah valley steel mill closure: A natural experiment. *Epidemiology*. 2008. doi:10.1097/EDE.0b013e3181883d5d

256. Wilhelm M, Ghosh JK, Su J, Cockburn M, Jerrett M, Ritz B. Traffic-related air toxics and preterm birth: A population-based case-control study in Los Angeles county, California. *Environ Heal A Glob Access Sci Source*. 2011. doi:10.1186/1476-069X-10-89

257. Lee PC, Roberts JM, Catov JM, Talbott EO, Ritz B. First trimester exposure to ambient air pollution, pregnancy complications and adverse birth outcomes in Allegheny County, PA. *Matern Child Health J*. 2013. doi:10.1007/s10995-012-1028-5

258. Malley CS, Kuylenstierna JCI, Vallack HW, Henze DK, Blencowe H, Ashmore MR. Preterm birth associated with maternal fine particulate matter exposure: A global, regional and national assessment. *Environ Int*. 2017. doi:10.1016/j.envint.2017.01.023

259. Giorgis-Allemand L, Pedersen M, Bernard C, et al. The influence of meteorological factors and atmospheric pollutants on the risk of preterm birth. *Am J Epidemiol*. 2017. doi:10.1093/aje/kww141

260. Smith RB, Beevers SD, Gulliver J, et al. Impacts of air pollution and noise on risk of preterm birth and stillbirth in London. *Environ Int*. 2020. doi:10.1016/j.envint.2019.105290

261. Vrijheid M, Martinez D, Manzanares S, et al. Ambient air pollution and risk of congenital anomalies: A systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect*. 2011. doi:10.1289/ehp.1002946

262. Zhang B, Liang S, Zhao J, et al. Maternal exposure to air pollutant $PM_{2.5}$ and PM_{10} during pregnancy and risk of congenital heart defects. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2016. doi:10.1038/jes.2016.1

263. Salavati N, Strak M, Burgerhof JGM, de Walle HEK, Erwich JJHM, Bakker MK. The association of air pollution with congenital anomalies: An exploratory study in the northern Netherlands. *Int J Hyg Environ Health*. 2018. doi:10.1016/j.ijheh.2018.07.008

264. Pedersen M, Garne E, Hansen-Nord N, et al. Exposure to air pollution and noise from road traffic and risk of congenital anomalies in the Danish National Birth Cohort. *Environ Res*. 2017;159:39-45. doi:10.1016/J.ENVRES.2017.07.031

265. Siddika N, Balogun HA, Amegah AK, Jaakkola JJK. Prenatal ambient air pollution exposure and the risk of stillbirth: Systematic review and meta-analysis of the empirical evidence. *Occup Environ Med*. 2016;73(9):573-581. doi:10.1136/oemed-2015-103086

266. Mendola P, Ha S, Pollack AZ, et al. Chronic and acute ozone exposure in theweek prior to delivery is associated with the risk of stillbirth. *Int J Environ Res Public Health*. 2017. doi:10.3390/ijerph14070731

267. Zang H, Cheng H, Song W, et al. Ambient air pollution and the risk of stillbirth: a population-based prospective birth cohort study in the coastal area of China. *Environ Sci Pollut Res*. 2019. doi:10.1007/s11356-019-04157-7

268. Yang S, Tan Y, Mei H, et al. Ambient air pollution the risk of stillbirth: A prospective birth cohort study in Wuhan, China. *Int J Hyg Environ Health*. 2018. doi:10.1016/j.ijheh.2018.01.014

269. Pedersen M, Stayner L, Slama R, et al. Ambient air pollution and pregnancy-induced hypertensive disorders: A systematic review and meta-analysis. *Hypertension*. 2014. doi:10.1161/HYPERTENSIONAHA.114.03545

270. Services H. Draft NTP MONOGRAPH ON SYSTEMATIC REVIEW OF TRAFFIC-RELATED AIR POLLUTION AND HYPERTENSIVE. 2019;(June).

271. E. M, A. R-H, L. R. Air pollution and the risk of preeclampsia and gestational diabetes in Southern Sweden. Epidemiology. 2012.

272. Pedersen M, Halldorsson TI, Olsen SF, et al. Impact of road traffic pollution on pre-eclampsia and pregnancy-induced hypertensive disorders. *Epidemiology*. 2017. doi:10.1097/EDE.0000000000000555

273. Madsen C, Håberg SE, Aamodt G, et al. Preeclampsia and Hypertension During Pregnancy in Areas with Relatively Low Levels of Traffic Air Pollution. *Matern Child Health J*. 2018. doi:10.1007/s10995-017-2417-6

274. Hu CY, Gao X, Fang Y, et al. Human epidemiological evidence about the association between air pollution exposure and gestational diabetes mellitus: Systematic review and meta-analysis. *Environ Res*. 2020. doi:10.1016/j.envres.2019.108843

275. Kioumourtzoglou MA, Raz R, Wilson A, et al. Traffic-related Air Pollution and Pregnancy Loss. *Epidemiology*. 2019. doi:10.1097/EDE.0000000000000918

276. Ha S, Sundaram R, Buck Louis GM, et al. Ambient air pollution and the risk of pregnancy loss: a prospective cohort study. Fertil Steril. 2018. doi:10.1016/j.fertnstert.2017.09.037

277. Checa Vizcaíno MA, González-Comadran M, Jacquemin B. Outdoor air pollution and human infertility: a systematic review. *Fertil Steril*. 2016. doi:10.1016/j.fertnstert.2016.07.1110

278. Dejmek J, Jelínek R, Solanský I, Beneš I, Šrám RJ. Fecundability and parental exposure to ambient sulfur dioxide. *Environ Health Perspect*. 2000. doi:10.1289/ehp.00108647

279. Nieuwenhuijsen MJ, Basagaña X, Dadvand P, et al. Air pollution and human fertility rates. *Environ Int*. 2014. doi:10.1016/j.envint.2014.05.005

280. Mahalingaiah S, Hart JE, Laden F, et al. Adult air pollution exposure and risk of infertility in the Nurses' Health Study II. *Hum Reprod*. 2016. doi:10.1093/humrep/dev330

281. Sokol RZ, Kraft P, Fowler IM, Mamet R, Kim E, Berhane KT. Exposure to environmental ozone alters semen quality. *Environ Health Perspect*. 2006. doi:10.1289/ehp.8232

282. Andersen ZJ, de Nazelle A, Mendez MA, et al. A study of the combined effects of physical activity and air pollution on mortality in elderly urban residents: The Danish Diet, Cancer, and Health Cohort. *Environ Health Perspect*. 2015;123(6).

283. Fisher JE, Loft S, Ulrik CS, et al. Physical activity, air pollution, and the risk of asthma and chronic obstructive pulmonary disease. *Am J Respir Crit Care Med*. 2016;194(7). doi:10.1164/rccm.201510-2036OC

284. Kubesch NJ, Jørgensen JT, Hoffmann B, et al. Effects of leisure-time and transport-related physical activities on the risk of incident and recurrent myocardial infarction and interaction with traffic-related air pollution: A cohort study. *J Am Heart Asso*c. 2018. doi:10.1161/JAHA.118.009554

Bilag 2

Århus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi - 2020

Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune



HELBREDSEFFEKTER OG EKSTERNE OMKOSTNINGER AF LUFTFORURENING I KØBENHAVNS KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 348 2020

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

HELBREDSEFFEKTER OG EKSTERNE OMKOSTNINGER AF LUFTFORURENING I KØBENHAVNS KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 348 2020

Steen Solvang Jensen
Jørgen Brandt
Lise M. Frohn
Matthias Ketzel
Morten Winther
Marlene Schmidt Plejdrup
Ole-Kenneth Nielsen

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 348
Titel:	Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Lise M. Frohn, Matthias Ketzel, Morten Winther, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen
Institution:	Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet, Roskilde
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	2020
Redaktion afsluttet:	20. januar 2020
Faglig kommentering:	Thomas Ellermann, Institut for Miljøvidenskab
Kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
Ekstern kommentering:	Københavns Kommune har kommenteret rapporten (\envsekstra.au.dk\DCEPublikationerTemp\SR348_komm.pdf)
Finansiel støtte:	Københavns Kommune
Bedes citeret:	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

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Rapporten beskriver en kortlægning af helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetsvurdering, hvor målinger sammenlignes med EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer; en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, og kildernes bidrag til luftkvaliteten; samt luftforureningens helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger (eksterne omkostninger).

Emneord:	Luftforurening, emission, kildebidrag, helbredseffekter, eksterne omkostninger
Layout:	Majbritt Ulrich, Institut for Miljøvidenskab
Foto forside:	Colourbox
ISBN:	2244-9981
ISSN (elektronisk):	978-87-7156-446-4
Sideantal:	71
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR348.pdf

Indhold

Indledning **5**

1 Sammenfatning **6**
1.1 Baggrund og formål 6
1.2 Undersøgelsen 6
1.3 Hovedkonklusioner 8

2 EVA-systemet **14**
2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger 14

3 Luftkvalitetsvurdering **22**
3.1 Bidrag til luftforurening 22
3.2 Udvikling i luftkvaliteten på målestationerne 23
3.3 Sammenligning med EU's grænseværdier og WHOs retningslinjer i 2018 27
3.4 Modelberegninger for 98 gader i København i 2018 28
3.5 Modelberegnet udvikling fra 2016 til 2030 32

4 Kildeopgørelse **33**
4.1 Emissionsopgørelse 34
4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til luftforureningen i Københavns Kommune 37
4.3 Kildeopgørelse for gadekoncentration af NO_2 for 98 gader i København i 2018 43
4.4 Detaljeret kildeopgørelse for NO_2 for Jagtvej i 2018 44
4.5 Kildeopgørelse for gadekoncentrationen af partikler for 98 gader i København i 2018 45
4.6 Kildebidrag fra forskellige brændefyringsanlæg 48

5 Helbredseffekter **52**
5.1 Helbredseffekter i Københavns Kommune fra alle kilder 52
5.2 Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale kilder fra Københavns Kommune 54

6 Eksterne omkostninger **56**
6.1 Totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune 56
6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Københavns Kommune 57

7 Sammenligning med tidligere undersøgelse **60**
7.1 Ændringer i metode og opdateret datagrundlag 60
7.2 Forskelle mellem resultater i tidligere og nærværende beregninger 61

8 Diskussion af usikkerheder **62**
8.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden 62
8.2 Farlighed af partikler 63
8.3 Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder 64
8.4 Samlet usikkerhed 65

Referencer 66

Bilag 1 Beskrivelse af partikler 70

Indledning

Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningen i Københavns Kommune og dens helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger (eksterne omkostninger).

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. I kapitel 3 udføres en luftkvalitetsvurdering for Københavns Kommune med sammenligning med EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Kapitel 4 indeholder en kildeopgørelse, som beskriver emissionens fordelt på kilder, samt kildernes bidrag til luftkvaliteten. Kapitel 5 og 6 præsenterer hhv. helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforureningen, og hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager hertil. Kapitel 7 diskuterer usikkerheder på resultaterne for helbredseffekterne.

Kortlægningen er udført af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, Roskilde.

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

Morten Grønbæk (formand), Statens Institut for Folkesund (SIF) under Syddansk Universitet (SDU), Annett Kjær Ersbøll, SIF, Mathias Vestergaard Nielsen og Hanne Hellerup Eriksen, Københavns Kommune, Sundheds- og Omsorgsforvaltningen. Steen Solvang Jensen og Jørgen Brandt, DCE.

Følgegruppen har holdt møde om udkastet til rapporten den 14. november 2019. Rapportens resultater er endvidere blevet præsenteret den 13. december 2019 på et møde for en ekspertgruppe for luftforurening og sundhed nedsat af Københavns Kommune.

1 Sammenfatning

1.1 Baggrund og formål

Luftforurening har signifikante negative effekter på menneskers helbred, og dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser.

Denne rapport søger at svare på følgende spørgsmål:

Hvordan er luftkvaliteten i Københavns Kommune i 2018, og hvordan kan den forventes at blive i 2030?

Hvordan er luftkvaliteten i 2018 i forhold til gældende EU-grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet?

Hvilke kilder bidrager til luftkvaliteten i 2017, og hvor meget stammer fra Københavns Kommune og kilder uden for kommunen?

Hvad er helbredseffekterne af luftforureningen og de tilhørende samfundsmæssige omkostninger i 2017?

Formålet er at kortlægge luftkvaliteten og forventet udvikling, kilderne samt de afledte helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger i Københavns Kommune i 2017. Dette gøres gennem en række aktiviteter:

- En luftkvalitetsvurdering for 2018, som sammenholder målinger på målestationer i københavnsområdet med gældende EU-grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. En generel beskrivelse af den forventede udvikling i luftkvaliteten frem til 2030.
- En kildeopgørelse for 2017 som beskriver totale emissioner og deres fordeling på kilder. Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen af de forskellige stoffer. Der redegøres også for kildebidragene for 98 gader i København, hvoraf 87 gader ligger i Københavns Kommune.
- Estimering af helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Københavns Kommune i 2017. De eksterne omkostninger er de samfundsmæssige omkostninger som følge af helbredseffekterne.

1.2 Undersøgelsen

Luftkvalitetsvurdering

Undersøgelsen er indledt med en luftkvalitetsvurdering, som opsummerer resultater af målinger fra målestationer i København i 2018, og sammenligner målingerne med gældende EU-grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet.

Kildeopgørelse

Der er gennemført en kildeopgørelse for Københavns Kommune. Den indeholder en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kildetyper vises. Da de to største lokale kilder er vejtrafik og brændefyring, laves en detaljeret kildeopgørelse for disse to kilder. Emissionsopgørelsen er baseret på den nationale emissionsopgørelse og geografisk fordeling heraf ud fra forskellige geografiske fordelingsnøgler.

Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer. Der redegøres også for kildebidragene for 98 gader i København, således at bidragene fra de forskellige køretøjsgrupper illustreres.

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 afskiller 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 er beregnet med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM.

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 af krydstogtskibe i Københavns Havn, og den påvirkning af luftkvaliteten i nærområderne (Jensen et al., 2019). Undersøgelsen gennemførte ikke beregninger af helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger

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 beregninger gennemført 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 (Economic Valuation of Air Pollution). EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på informationer om forureningskilder og deres placering, spredning og kemisk omdannelse af luftforurening (DEHM/UBM) samt eksponering af befolkningen, eksponerings-responssammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne. Denne værdisætning kaldes også de eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter fra luftforurening.

Beregningsåret er 2017, som er det seneste år, hvor der findes opdaterede emissioner for Danmark på 1 km x 1 km opløsning. Endvidere er der opsummeret resultater af beregninger for 2030 baseret på den forventede emissionsudvikling.

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

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 eksponeringsresponsfunktioner for partikelantal. (Ellermann et al. 2014). WHO vurderer således, at videngrundlaget 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). Ultrafine partikler indgår derfor ikke som et særskilt forurenende stof i EVA-systemet. Hvis der kunne opstilles eksponerings-respons sammenhænge for ultrafine partikler ville det betyde at lokale kilder som fx trafik og brændeovne ville tilskrives flere helbredseffekter.

1.3 Hovedkonklusioner

Luftkvalitetsvurdering ud fra måleprogram

I overvågningsprogrammet følges udviklingen i luftkvaliteten på en række permanente målestationer. I københavnsområdet er der følgende målestationer: To gadestationer ved hhv. H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Instituttet i København, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre, samt en regional baggrundsstation ved Risø.

Miljøstyrelsen har ansvaret for, at EU's grænseværdier overholdes. Såfremt EU grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør.

Der har været en faldende tendens i målte koncentrationer af NO_2 (kvælstofdioxid), $PM_{2,5}$ og PM_{10} (massen af partikler under hhv. 2,5 og 10 mikrometer i diameter) samt ultrafine partikler (under 100 nanometer) over en længere årrække (Ellermann et al., 2018, 2019).

Sammenligning med EU-grænseværdier og WHO's retningslinjer i 2018

Der er ikke overskridelser af EU's grænseværdier for luftkvalitet i 2018, og det var der heller ikke i 2017 (Ellermann et al., 2018, 2019).

WHO's retningslinjer for årsmiddelværdi er lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for $PM_{2,5}$ (10 µg/m^3) og halvdelen for PM_{10} (20 µg/m^3) mens de er ens for NO_2 (40 µg/m^3).

I forhold til WHO's retningslinjer gælder følgende i 2018:

- Målte værdier overholder WHO's retningslinjer for NO_2.
- WHO's retningslinjer for $PM_{2,5}$ er overskredet i gadeniveau, i bybaggrund og i landområder.
- WHO's retningslinjer for PM_{10} er kun overskredet i gadeniveau.

Luftkvalitetsvurdering for modellerede gadekoncentrationer

EU grænseværdien for årsmiddelkoncentrationerne er 40 µg/m^3 for NO_2. I 2018 i København ligger beregnede koncentrationer på 98 trafikerede gader fra 17 til 40,8 µg/m^3. Der er modelleret én overskridelse af EU grænseværdien på 40 µg/m^3, hvilket er på en strækning på H.C. Andersens Boulevard (40,8 µg/m^3). Antallet af modellerede overskridelser for de 98 gader har vist faldende tendens side 2008. Der bliver ikke målt overskridelse på målestationen på H.C. Andersens Boulevard, hvor niveauet i 2018 ligger på 39 µg/m^3. Den officielle udmelding om overskridelser af EU grænseværdier foretages dog i

forbindelse med den årlige rapportering under luftovervågningsprogrammet, som er baseret på målinger fra de danske målestationer (Ellermann et al., 2019).

Der er ikke beregnet overskridelser af EU grænseværdierne for $PM_{2,5}$ og PM_{10}.

Tidligere beregninger viser, at koncentrationerne forventes at falde fra 2016 til 2030 (Jensen et al., 2018b). Dette gælder for luftforureningen, der kommer til Københavns Kommune fra kilder uden for byen, luftforurening fra kommunen, og luftforureningen i de 98 gader. Det skyldes regulering af emissioner i EU og national regulering

Emissionsopgørelse

I 2017 er den største kilde til udledning af kvælstofoxider (NO_x) i Københavns Kommune vejtransport (51%), den næststørste er kraftværker (28%), den tredjestørste er ikke-vejgående maskiner (16%), mens bidraget fra brændeovne er lille (3%). Kraftværker udgør en væsentlig kilde i Københavns Kommune pga. flere kraftværker er placeret i kommunen (Svanemølleværket, H.C. Ørstedværket og Avedøreværket).

De største kilder til udledning af $PM_{2,5}$ i Københavns Kommune er brændeovne og pillefyr mv. (51%). Det fremgår også, at partikelemissionen fra brændeovne mv. (51%) er mere end dobbelt så stor som partikelemissionen for vejtransporten (20%). Den procentvise fordeling mellem emissionssektorerne er næsten ens for $PM_{2,5}$ og PM_{10}.

Vejtransport er også den største kilde til kulilte (CO), mens kraftværker er den største kilde til svovloxider (SO_x).

Kildebidrag til bybaggrundskoncentrationen

Kildebidraget er koncentrationsbidraget fra emissionskilder i Københavns Kommune til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Københavns Kommune. Det er altså hvor mange mikrogram pr. kubikmeter, de enkelte emissionskilder bidrager med.

Baggrundskoncentrationen af NO_2 som gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune er modelleret til 16 $\mu g/m^3$ i 2017.

Alle kilder i Københavns Kommune bidrager med omkring 3,8 $\mu g/m^3$ til bybaggrundskoncentrationen af NO_2, hvilket svarer til omkring 24% af bybaggrundskoncentrationen. Modsat gælder, at omkring 12 $\mu g/m^3$ eller 74% for NO_2 kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). Nabokommuner bidrager med 4,6 $\mu g/m^3$ (29%), skibstrafik i Øresund med 0,7 $\mu g/m^3$ (5%) og den regionale luftforurening med 6,6 $\mu g/m^3$ (42%). Vejtrafikken inden for Københavns Kommune udgør det største bidrag med omkring 1,9 $\mu g/m^3$ til bybaggrundsforureningen af NO_2 svarende til omkring 12%. Det næststørste bidrag er fra kraftværker mv., som udgør omkring 1 $\mu g/m^3$ (6%).

Baggrundskoncentrationen som gennemsnit over Københavns Kommune er modelleret til omkring 13 $\mu g/m^3$ for PM_{10} og 8 $\mu g/m^3$ for $PM_{2,5}$ i 2017.

De lokale kilder i Københavns Kommune udgør sammenlagt omkring 1,5 $\mu g/m^3$ for PM_{10} og 0,7 $\mu g/m^3$ for $PM_{2,5}$ (hhv. 11% og 8% af bybaggrundskon-

centrationen). Modsat gælder, at omkring 11,8 µg/m^3 eller 89% for PM_{10} kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). De tilsvarende tal for $PM_{2,5}$ er 7,4 µg/m^3 eller 92%.

For $PM_{2,5}$ bidrager nabokommunerne med 0,4 µg/m^3 (5%), skibstrafik i Øresund med 0,01 µg/m^3 (0,1%) og den regionale luftforurening modelleret med DEHM med 7,0 µg/m^3 (86%). Det regionale bidrag er altså helt dominerende, og omfatter bidrag fra emissionskilder længere væk end 25 km fra København dvs. Emissionskilder fra det øvrige Danmark og udlandet.

Brændefyring giver det største lokale bidrag til partikelforurening med 0,6 µg/m^3 for PM_{10} og 0,3 µg/m^3 for $PM_{2,5}$ svarende til hhv. 5% og 4% af bybaggrund for hhv. PM_{10} og $PM_{2,5}$. Brændefyring er domineret af emissioner fra brændeovne.

Vejtransport giver det andet største lokale bidrag til partikelforurening med 0,3 µg/m^3 og 0,1 µg/m^3 svarende til hhv. 2,4% og 1,6% af bybaggrund for PM_{10} og $PM_{2,5}$.

Brændefyring bidrager således mest til partikler og vejtransport mest til NO_2.

Kildebidrag til gadekoncentrationer

Der er gennemført beregninger af kildebidrag til NO_2-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018 - dvs. samme gader, som indgår i den nationale overvågning af luftkvalitet. For hver gade er beregnet gadekoncentrationen, som består af et bidrag fra regional baggrund (beregnet med DEHM), et bidrag fra byens emissioner (beregnet med UBM) og et bidrag fra trafikemission i de pågældende gader (beregnet med OSPM). Det koncentrationsbidrag, som trafikken i en gade giver anledning til, kaldes gadebidraget, dvs. det er gadekoncentrationen minus bybaggrundskoncentrationen.

Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden, og gadegeometrien. Den gennemsnitlige køretøjsfordeling for de 98 gader er 80% personbiler, 15% varebiler, og 5% lastbiler og busser. Da køretøjsfordelingen er forskellig fra gade til gade, vil der også være forskelle i kildefordelingen fra gade til gade.

Hvis vi betragter gadebidraget, er det generelle billede for NO_2, at personbiler bidrager mest. I gennemsnit udgør personbiler 52% af gadebidraget, varebiler udgør 26%, lastbiler udgør 6% og busser udgør 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 23%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør omkring 5% af trafikken, bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er væsentligt højere end for person- og varebiler.

Bidraget fra busser er dog noget mindre end indikeret ovenfor pga. eftermontering af SCRT (kombineret NO_x-katalysator og partikelfilter) på omkring 300 bybusser i København. Dette er ikke indregnet for de 98 gader, da det ville kræve oplysninger om, hvor de enkelte SCRT busser kører i forhold til de 98 gader.

For Jagtvej ved målestationen er der i nærværende projekt gennemført en detaljeret opgørelse af trafikkens bidrag til PM_{10} og $PM_{2,5}$ underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid og bremseslid. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM_{10} udgør udstødning omkring 15% og ikke-udstødning omkring 85%. For $PM_{2,5}$ er det hhv. omkring 27% og 73%.

Kildebidrag fra brændefyringsanlæg

Der er omkring 17.000 brændefyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf langt hovedparten er brændeovne. Sammenlignes den nationale fordeling af brændefyringsanlæg med fordelingen i Københavns Kommune fås, at Københavns Kommune har meget få kedler og pillefyr (0,4%) i forhold til landplan (21%), men flere brændeovne (95%) i forhold til landsplan (74%). Den procentvise fordeling af andre ovne som flisfyr, pejs, masseovn, pizzaovn mv. er den samme i Københavns Kommune og på landsplan (5%).

Der eksisterer ikke oplysninger på kommunalt plan om brændefyringsanlæggenes fordeling på anlægstyper (gamle ovne, nyere ovne, Svanemærkede mv.). Her er den nationale fordeling derfor lagt til grund med de tilhørende emissionsfaktorer.

Der er relativt store forskelle på emissionsfaktorer (g/GJ) for partikler afhængig af anlægstype, hvor ældre ovne har langt højere emissionsfaktorer end nyere ovne. Pillekedel/ovn har den laveste emissionsfaktor for partikler.

Brændefyringsanlæg har langt højere emissionsfaktorer end andre individuelle opvarmningskilder og kollektiv varmeforsyning.

For tidlige dødsfald og sygelighed

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2017 er omkring 460 i Københavns Kommune på baggrund af udendørs luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 320 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning (kroniske dødsfald) og 140 pga. korttidspåvirkning (akutte dødsfald).

For de for tidlige dødsfald er størstedelen knyttet til $PM_{2,5}$ (400 dødsfald), derefter til NO_2 (50 dødsfald) og kun meget lidt til ozon (O_3) (3 dødsfald) og SO_2 (1 dødsfald).

Sammenlignes det total antal for tidlige dødsfalds på 460 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Københavns Kommune i 2017 på 3.759 svarer luftforureningens andel til omkring 12%.

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 forsvindende del.

Antallet af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer til 10,6 tabte leveår, og dette lægger 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.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed end der er tilfælde af for tidlige dødsfald. Eksempelvis er der omkring 440.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Københavns Kommune. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser og hjerte-karsygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt dage med tabt arbejde og nedsat aktivitet (sygedage).

Selvom gældende EU grænseværdier for partikler, NO_2 og ozon ikke er overskredet, er der stadigvæk betydelige helbredseffekter, da der også er helbredseffekter under EU grænseværdierne, som det fremgår af ovenstående.

Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale emissionskilder

Det er undersøgt, hvor meget de lokale emissionskilder i Københavns Kommune bidrager til helbredseffekterne i Københavns Kommune. Formålet med disse beregninger er, at kvantificere hvad de lokale emissionskilder i Københavns Kommune betyder for helbredseffekterne i Københavns Kommune.

Der er 40 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2017. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (460) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder udgør kilder i Københavns Kommune omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2017. 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 brændefyring (15 i 2017) og vejtransport (14 i 2017).

Emissioner fra Københavns Kommune vil også give anledning til for tidlige dødsfald uden for kommunegrænsen.

Eksterne omkostninger pga. al luftforurening

De totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,8 milliarder kr. i 2017.

De eksterne omkostninger skyldes primært partikler. Sekundære partikler og havsalt giver anledning til 5,4 milliarder kr. i eksterne omkostninger, og de direkte emitterede partikler ($PPM_{2,5}$) giver anledning til 1,8 milliarder kr. Samlet set giver partikler således anledning til 7,2 milliarder kr. i eksterne omkostninger, men det er hovedsageligt sekundært dannede partikler og havsalt, som bidrager hertil. Der er betydelig usikkerhed på især bidraget fra havsalt, som andrager omkring 12% af $PM_{2,5}$. Det næststørste bidrag er for NO_2 med 1,8 milliarder kr. og herefter kommer O_3 og SO_2, som kun bidrager med hhv. 0,1 og 0,03 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 fx til værdisætningen af sygelighed og sygedage. Samlet er de eksterne omkostninger relateret til for tidlig dødsfald omkring 8,1 milliarder kr., mens sygelighed samlet er omkring 0,7 milliarder kr.

Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder

De samlede eksterne omkostninger i København Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 855 mio. kr. fordelt med 468 mio. kr. på primært emitterede partikler ($PPM_{2,5}$), 388 mio. kr. på NO_2, 11 mio. kr. på SO_2 samt -17 mio. kr. på O_3. Grunden til, at omkostningerne er negative for O_3 er, at NO_x emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O_3 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.

De vigtigste lokale kilder i Københavns Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune er vejtrafik, som står for omkring 335 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændefyring med 265 mio. kr. Der er 16.776 fyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf 95% er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 16.000 kr. i 2017. Andre kildetyper, som udgør en vis del er ikkevejgående maskiner (81 mio. kr.), kraftværker mv. (67 mio. kr.), affaldsbehandling, som også indeholder bidrag fra ildebrande (44 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 38 mio. kr.

Eksterne omkostninger fra den internationale skibstrafik i Øresund inden for 25 km udgør 44 mio. kr.

Usikkerheder

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som 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. De forskellige led i kæden er forbundet med større eller mindre usikkerheder. I kapitel 8 er usikkerhederne diskuteret og vurderet, hvordan de har indflydelse på resultaterne.

En tysk undersøgelse har forsøgt at beregne antal for tidlige døde 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 ±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).

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

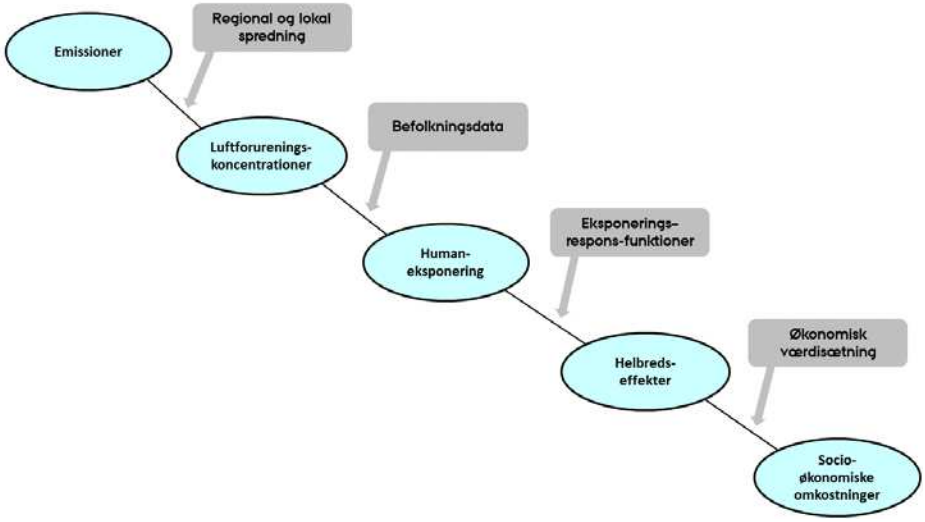
EVA-systemet (Economic Valuation of Air pollution) kan bruges til at undersøge hvilke kilder, der bidrager mest til luftforurening i et område. Ud over en kvantificering af helbredseffekterne, beregnes den indirekte (eller eksterne) omkostning af disse effekter, sådan at effekterne fra forskellige typer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



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-responsfunktioner 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 2018 i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet under NOVANA (Ellermann et al., 2019).

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 fra vegetation, som er en flygtig organisk 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 2017 beregnet med SPREAD-emissionsmodellen version 2.0 (Plejdrup & Gyldenkærne, 2018).

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 & Gyldenkærne,

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-vejgående 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-vejgående 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 tidligere opgørelse, hvor den geografiske fordeling var baseret på en opgørelse af brændselsforbruget til individuel opvarmning på kommuneniveau foretaget af Energistyrelsen.

Mht. bidraget fra national 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 desuden af sekundære stoffer, som er langtransporteret.

I beregningerne er der en særskilt kategori for international søfart i afstande op til 25 km fra Københavns Kommune, hvilket belyser bidraget fra skibstrafik i Øresund.

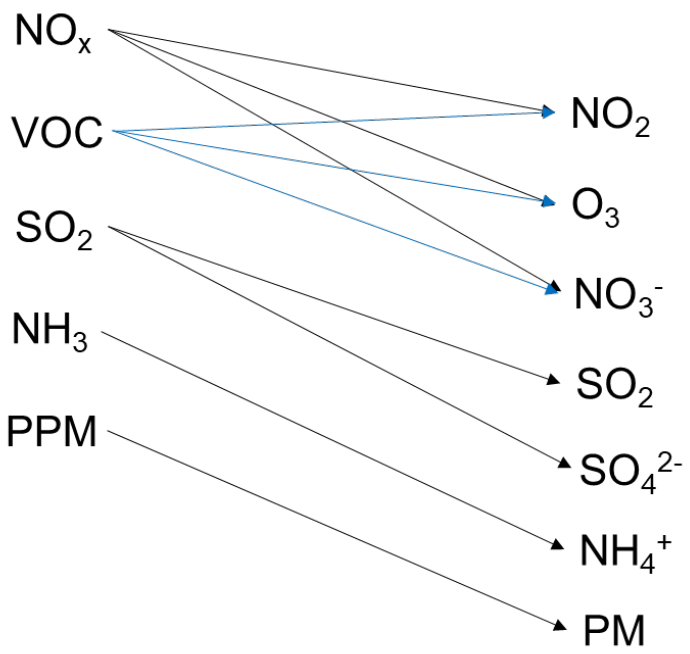
Derudover er der også en kategori for det regionale baggrundsbidrag beregnet med DEHM.

Luftforurening

De kemiske komponenter som giver anledning til helbredseffekter, som er medtaget i EVA-systemet er: De primært emitterede partikler ($PPM_{2,5}$), 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).

Modellen beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder NO_x, NO_2, O_3, CO, SO_2, NH_3, VOC, mv. Den totale $PM_{2,5}$ og PM_{10} i DEHM-modellen består af summen af de følgende stoffer: Primært emitteret mineralsk støv, sod (black carbon i "frisk" og "ældet" form) samt organisk kulstof fra forbrændingsprocesser, og de sekundære uorganiske partikler indeholdende ammonium, sulfat og nitrat (NH_4NO_3, NH_4HSO_4, $(NH_4)_2SO_4$) m.fl. Modellen inkluderer også havsalts bidrag til partikelmassen og sekundære organiske partikler (SOA).

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 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 Bilag 1.

Deltakoncentrationer

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 befolkningseksponeringen relateret til den specifikke kilde, og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Befolkningseksponeringen er beregnet som befolkningens kontakt med den beregnede koncentration i centerpunktet af gitterceller af 1 km x 1 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 så 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
- Hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjertekarsygdomme
- Lungekræft
- Akutte dødsfald (som følge af korttidseksponering)
- Tabte leveår (YOLL) (kroniske dødsfald som følge af langstidseksponering)
- Total antal dødsfald (=kroniske tabte leveår/10,6 + akutte dødsfald)

Antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO_2- 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 et Europæisk gennemsnit fra Clean Air for Europe projektet (CAFÉ; 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 NO_2 ud fra anbefalinger fra WHO (WHO, 2013;2014a). Af betydning for resultaterne er endvidere, at WHO særskilt har identificeret eksponeringsresponsfunktioner for akut mortalitet for $PM_{2,5}$ og NO_2 mod tidligere kun SO_2 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 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. Notatet Andersen et al. (2019) erstatter således beregningspriserne i notat om miljøøkonomiske beregningspriser 2.0 (Andersen, 2018).

Tabel 2.2. Hebredsseffekter i EVAv5.2. De anførte eksponerings-responsfunktioner refererer til årsmiddelværdien, medmindre andet er angivet. Tabel gengivet fra *Andersen et al.* (2019).

Helbredseffekt **Slutpunkter**	**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)	3,93E-5 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 (NO_2)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2,6E-5 tilfælde pr. µg m^{-3}	74.053 pr. tilfælde
MORBIDITET (O_3>35ppb)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	1,95E-5*SOMO35¤ dage/år (>65 år)	74.053 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	6,33E-5*SOMO35¤ dage/år (>65 år)	119.194 pr. tilfælde
Sygedage		
- MRAD⁺ ozon (O_3>35ppb)	3,29E-5*SOMO35¤ 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¤ 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#

¤SOMO35 beregnes ud fra summen af de højeste ozonkoncentrationer, og angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år.
*NO_2 beregnes ud fra daglige max-timeværdi.
#YOLL er en forkortelse for "Years Of Life Lost" (tabte leveår).
⁺Minor Restricted Activity Days (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 farlige.

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 2017, som køres rutinemæssigt på ENVS/AU, som en del af NOVANA programmet.

Beregningsår

De danske emissionsdata og meteorologiske data repræsenterer 2017, og derfor afspejler de beregnede koncentrationer og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger luftforureningen i 2017.

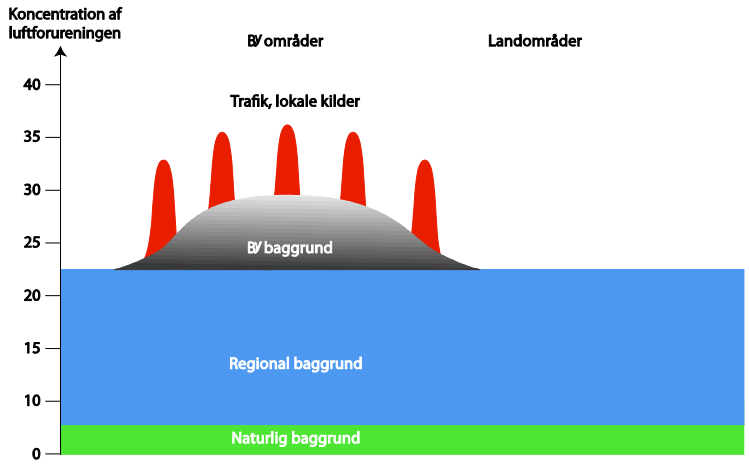
3 Luftkvalitetsvurdering

I dette kapitel foretages en luftkvalitetsvurdering for Københavns Kommune med udgangspunkt i udviklingen i luftkvaliteten på målestationerne i københavnsområdet. Endvidere opsummeres detaljerede luftkvalitetsberegninger for 2018 for 98 gader i København baseret på beregninger gennemført under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (luftdelen af NOVANA programmet). Til slut beskrives den forventede udvikling i luftkvaliteten frem til 2030 baseret på beregninger.

Det er valgt at fokusere på NO_2, $PM_{2,5}$ og PM_{10}, da de er helbredsskadelige og der er opstillet EU grænseværdier for disse stoffer. NO_2 er en rimelig god indikator for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. EU grænseværdien for NO_2 som årsmiddelværdi er 40 µg/m^3 var overskredet ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København frem til 2016 (Ellermann et al., 2018), men den blev ikke overskredet i 2017 og 2018 (Ellermann et al., 2019). PM_{10} og $PM_{2,5}$ stammer fra en lang række kilder, og langtransporteret luftforurening spiller en stor rolle. Der er helbredsrelaterede EU grænseværdier for PM_{10} på 40 µg/m^3 som årsmiddelværdi og for $PM_{2,5}$ på 25 µg/m^3 som årsmiddelværdi, som ikke er overskredet på målestationer i Danmark. $PM_{2,5}$ er sammen med NO_2 de luftforureninger, som bidrager mest til den helbredsmæssige belastning beregnet med EVA-systemet.

3.1 Bidrag til luftforurening

De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 3.1. 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 trafikkilderne 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 3.1. 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.

3.2 Udvikling i luftkvaliteten på målestationerne

I dette afsnit ser vi på udviklingen i koncentrationsniveauer på målestationerne. De præsenterede data er fra Ellermann et al. (2019).

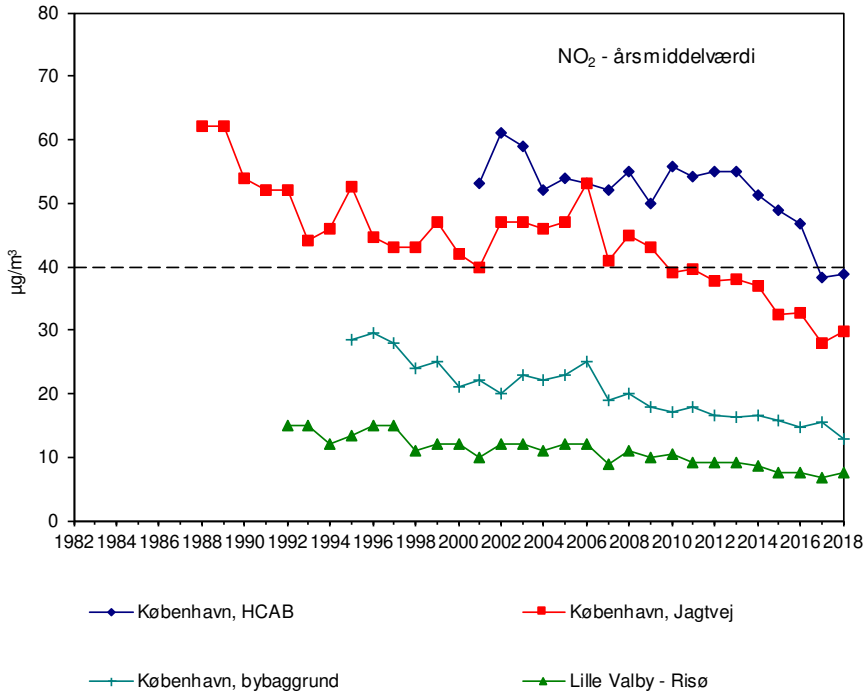
Udvikling i målinger af NO_2

I Figur 3.2 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af NO_2 for målestationer i Danmark. I københavnsområdet er der to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundsstation: H.C. Ørsted Instituttet/1259 samt en regional station: Risø. Stationernes placering, målte stoffer, resultater mv. er nærmere beskrevet på hjemmesiden http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/.

Der er en faldende tendens i NO_2-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne. Den faldende tendens skyldes for gadestationer især den løbende udskiftning af bilparken, som resulterer i lavere NO_x-emissioner. Lavere danske og udenlandske emissioner bidrager også til den faldende tendens for bybaggrundsstationer og regionale baggrundsstationer.

Gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er målt til lige under EU grænseværdien på 40 µg/m³ i 2017 og 2018. I 2018 er den 39 µg/m³.

Trafikkens bidrag til NO_2-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 26 µg/m³ og på Jagtvej omkring 17 µg/m³ i 2018 (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og det regionale bidrag er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne.



Figur 3.2. Udviklingen i årsmiddelværdien af NO_2 for målestationer i Københavnsområdet. NO_2 målestationer i københavnsområdet er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard (HCAB) og Jagtvej, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Instituttet, samt en regional station ved Risø. Stigningen i koncentrationen på H. C. Andersens Boulevard i 2010 skyldes nedlæggelse af en busbane, hvilket flyttede trafikken tættere på målestationen. Faldet i 2017 skyldes flytning af målestationen, således at afstanden til vejbanerne blev reetableret set i forhold til situationen før busbaneændringen (Ellermann et al., 2019).

Udvikling i målinger af $PM_{2,5}$

I Figur 3.3 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af $PM_{2,5}$ for målestationer i Danmark.

Der er en faldende tendens i $PM_{,5}$-koncentrationerne for både gade- og bybaggrundsstationen.

I 2018 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard 16 µg/m^3, på Jagtvej 14 µg/m^3, bybaggrundskoncentrationen på H.C. Ørsted Instituttet er 13 µg/m^3, bybaggrundskoncentrationen i forstaden i Hvidovre er 12 µg/m^3 og de regionale koncentrationer ved Risø er 12 µg/m^3. Målingerne er væsentligt under EU grænseværdien på 25 µg/m^3.

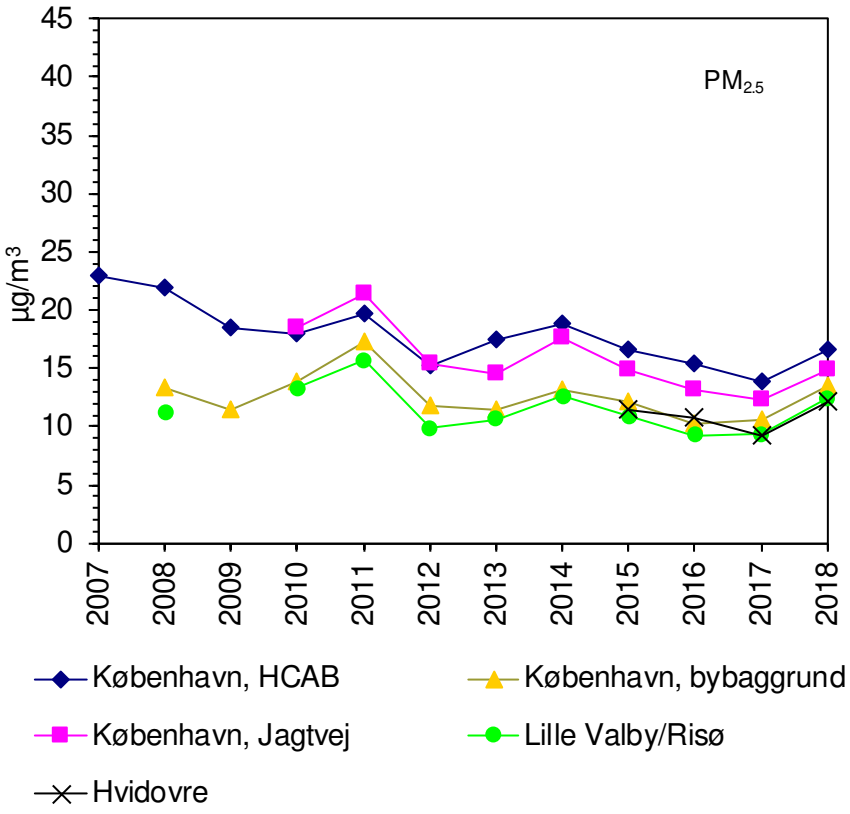
Trafikkens bidrag til $PM_{2,5}$-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 3 µg/m^3 og på Jagtvej omkring 1 µg/m^3 (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Der er således et meget stort regionalt baggrundsbidrag, og trafikken i gaderne bidrager forholdsvis lidt til gadekoncentrationer.

Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemission som følge af, at flere biler får fx partikelfilter. Udstødningsdelen udgør dog en mindre del, idet ikke-udstødning spiller en stor rolle. Ikke-udstødning er partikelemission som følge af vejslid, dækslid, bremseslid og ophvirvling heraf. Partikelemissionen fra ikke-udstødning er afhængig af trafikmængden, køretøjssammensætningen og rejsehastigheden, og påvirkes følgelig ikke af fx partikelfiltre.

Den faldende tendens i målingerne skyldes som for NO_2, lavere danske og udenlandske emissioner.

Den primære årsag til variation mellem årene er år til år variationer i de meteorologiske forhold.

For $PM_{2,5}$ ses en ensartet stigning fra 2017 til 2018 for de danske målestationer. Denne stigning er en følge af naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem de to år, hvor 2018 havde forholdsmæssigt lidt nedbør og dermed mindre våddeposition af partikler fra luften (Ellermann et al., 2019).



Figur 3.3. Udviklingen i årsmiddelværdien af $PM_{2,5}$ for målestationer i Danmark. Målestationer i københavnsområdet med $PM_{2,5}$-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/HCAB og Jagtvej, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Instituttet, en bybaggrunds/forstadsstation i Hvidovre samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015 (Ellermann et al., 2016).

PM_{10}

I Figur 3.4 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af PM_{10} for målestationer i Danmark.

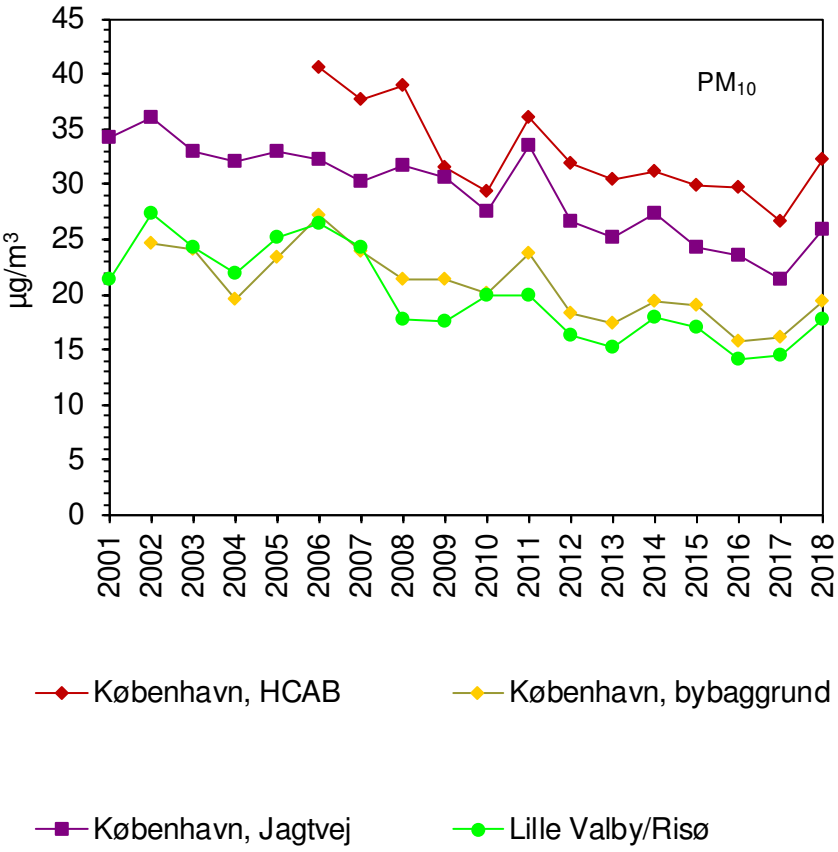
Der er en faldende tendens i PM_{10}-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationer. Den faldende tendens skyldes lavere danske og udenlandske emissioner. Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemission som følge af, at flere biler får fx partikelfiltre. Men ikke-udstødningsbidraget er endnu større for PM_{10} end for $PM_{2,5}$, da PM_{10} indeholder grovere partikler end $PM_{2,5}$, og derved medtager en større del af ikke-udstødningsbidraget, som for en stor del består af grove partikler.

I 2018 er gadekoncentrationen 31 µg/m^3 og 25 µg/m^3 på hhv. H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej. Der blev målt 18 µg/m^3 på bybaggrundsstationen H.C. Ørsted Instituttet og 17 µg/m^3 på den regionale station Lille Valby-Risø. Målingerne er væsentligt under EU grænseværdien på 40 µg/m^3.

Trafikkens bidrag til PM_{10}-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 13 µg/m^3 og på Jagtvej omkring 7 µg/m^3 (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). I forhold til $PM_{2,5}$ er der således et større gadebidrag, hvilket skyldes bidraget for ikke-udstødning, da udstødningsbidraget er det samme for $PM_{2,5}$ og PM_{10}.

Den primære årsag til variation mellem årene er år til år variationer i de meteorologiske forhold.

For PM_{10} ses en ensartet stigning fra 2017 til 2018 for de danske målestationer. Denne stigning er en følge af naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem de to år, hvor 2018 havde forholdsmæssigt lidt nedbør og dermed mindre våddeposition af partikler fra luften (Ellermann et al., 2019).



Figur 3.4. Udviklingen i årsmiddelværdien af PM_{10} for målestationer i Danmark. Målestationer i københavnsområdet med PM_{10}-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/HCAB og Jagtvej, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Instituttet, samt en regional station Lille Valby-Risø.

Partikelantal

I Figur 3.5 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler pr. kubikcentimeter for målestationer i Danmark, som alle er placeret i københavnsområdet. De seneste publicerede data er fra 2017. Måleinstrumenterne måler antallet af partikler med en diameter fra 41 til 478/550 nm. Detaljerne kan læses i Ellermann et al. (2018). De viste tal svarer derfor ikke helt til ultrafine partikler.

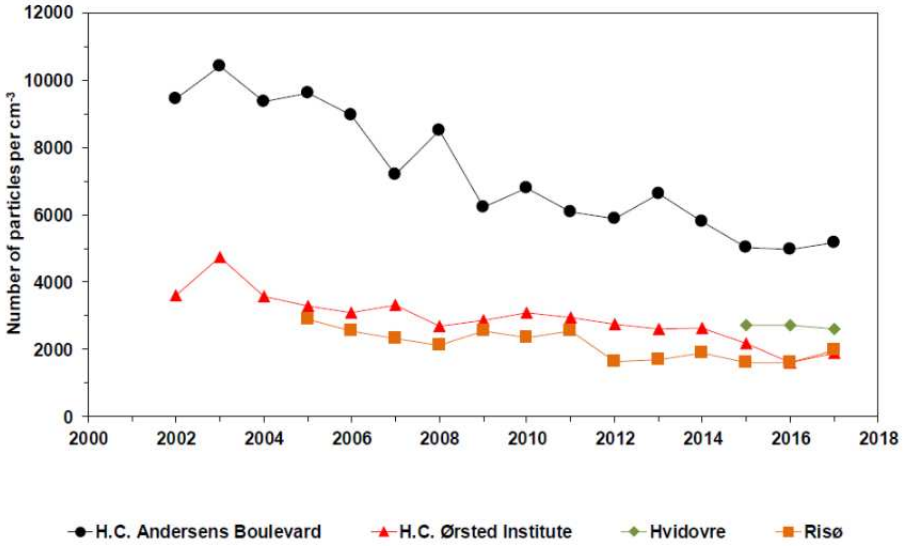
Når man tæller partikler, er antallet helt domineret af de meget små partikler, som har meget lille masse, og derfor massemæssigt udgør en meget lille del af fx $PM_{2,5}$. Antallet af partikler er domineret af forbrændingspartikler som fx kondensater mv. Ultrafine partikler er defineret som partikler med en diameter under 0,1 mikrometer ($PM_{0.1}$), og der er derfor et stort sammenfald mellem antallet af partikler og ultrafine partikler.

Der er en faldende tendens i koncentrationerne for både gade-, bybaggrunds- og regionalstationerne. Koncentrationerne er omkring halveret over måleperioden for gade- og bybaggrundskoncentrationen. Den faldende tendens skyl-

des for gadestationerne især den løbende udskiftning af køretøjsparken, hvorved flere køretøjer fx får partikelfilter. Introduktion af miljøzoner i 2008 for tunge køretøjer har også bidraget.

I 2017 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard omkring 6.000 partikler pr. kubikcentimeter, bybaggrundskoncentrationen på H.C. Ørsted Instituttet og den regionale station på Lille Valby-Risø på omkring 2.000, mens forstadsstationen i Hvidovre er på omkring 3.000, sandsynligvis forbi den er påvirket af brænderøg. Det er ingen EU grænseværdier for antallet af partikler.

Trafikkens bidrag til koncentrationen af antallet af partikler på H.C. Andersens Boulevard er omkring 4.000 partikler pr. kubikcentimeter (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og det regionale bidrag er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne. På denne måde viser antallet af partikler samme mønster som koncentrationen af NO_2.



Figur 3.5. Udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler for målestationer i Danmark. Alle målestationer er i københavnsområdet med målinger af partikelantal på gadestationen H.C. Andersens Boulevard/1103, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Instituttet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015.

3.3 Sammenligning med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer i 2018

I Tabel 3.1 sammenlignes målte koncentrationer fra 2018 i københavnsområdet med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2018). EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for, at EU grænseværdierne overholdes. Såfremt EU grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende, og kan betragtes som anbefalinger til verdens lande.

Tabel 3.1. Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i København i 2018. Grøn betyder overholdelse og rød betyder overskridelse af EU grænseværdi eller retningslinjer.

Stof	EU-grænseværdi (µg/m^3)	WHO-retningslinjer (µg/m^3)	Målt på målestationer i 2018 (µg/m^3)		
			Trafikerede gader	Bybaggrund (hustag)	Landområder
$PM_{2,5}$	Årsmiddel (25)	Årsmiddel (10)	14-16	12-13	12
PM_{10}	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (20)	25-31	18	17-18
NO_2	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (40)	30-39	12-13	8

Målestationer i trafikerede gader er de to stationer beliggende på H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, bybaggrundsmålinger foretages på taget af H.C. Ørsted Instituttet og i forstadskvarter i Hvidovre, og for landområder er det en målestation ved Risø nord for Roskilde.

Der sker ikke overskridelser af EU's grænseværdier for luftkvalitet i 2018, og det var der heller ikke i 2017.

I forhold til WHO's retningslinjer:

- WHO's retningslinjer er lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for $PM_{2,5}$ og halvdelen for PM_{10}, mens de er ens for NO_2.
- Målte værdier overholder WHO's retningslinjer for NO_2.
- WHO's retningslinjer for $PM_{2,5}$ er overskredet i gadeniveau, i bybaggrund og i landområder.
- WHO's retningslinjer for PM_{10} er kun overskredet i gadeniveau.

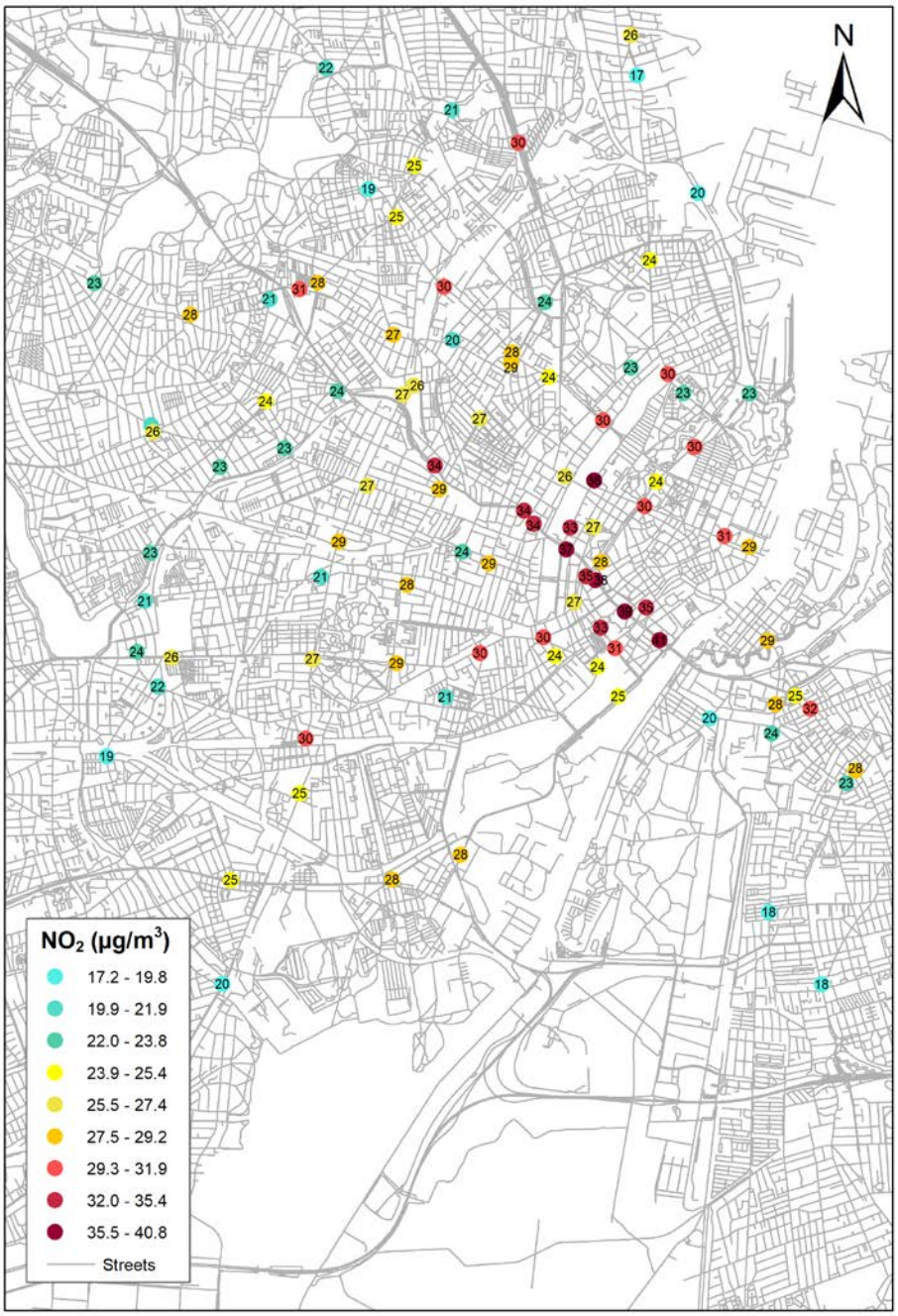
Selv hvis Danmark overholdt WHO's retningslinjer for partikler ville der stadigvæk være betydelige helbredseffekter ved WHO's retningslinjer, da der ikke er nogen nedre grænse for helbredseffekter for partikler. Det samme gælder for NO_2, hvor der også er helbredseffekter under WHO's retningslinjer for NO_2.

3.4 Modelberegninger for 98 gader i København i 2018

I det følgende opsummeres resultaterne af modelberegninger på 98 gader i København under Det national overvågningsprogram for luftkvalitet for 2018. Beregningerne er baseret på modelkæden DEHM, UBM og OSPM (Ellermann et al., 2019).

NO_2 på 98 gader i København i 2018

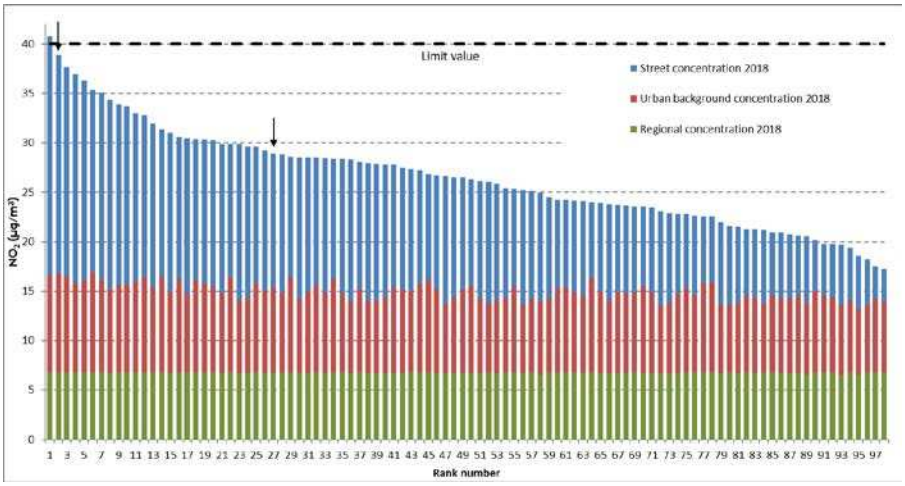
I Figur 3.6 er vist modellerede årsmiddelværdier af NO_2 i 2018. I København ligger koncentrationer fra 17 til 40,8 µg/m^3. Der er modelleret en overskridelse af EU grænseværdien på 40 µg/m^3, hvilket er på en strækning på H.C. Andersens Boulevard (40,8 µg/m^3). Der bliver ikke målt overskridelse på målestationen på H.C. Andersens Boulevard, hvor niveauet i 2018 ligger på 39 µg/m^3.



Figur 3.6. Årsmiddelværdier af NO_2 i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Tallene i prikkerne er afrundede heltal for koncentrationen. Enhed µg/m^3.

I Figur 3.9 er vist årsmiddelværdier af NO_2 i 2018 for de samme 98 gader, hvor de er sorteret fra højeste værdi til laveste værdi. En liste med vejnavn kan ses i Ellermann et al. (2019).

Det regionale bidrag (grønt), bybaggrundsbidraget (rødt) og gadebidraget (blåt) er også vist. Det regionale bidrag er bidraget fra udenlandske og danske kilder længere væk end 25 km fra København, og repræsenterer den luftforurening, der kommer til København. Dette kaldes også det regionale baggrundsniveau. Bybaggrundsbidraget er bidraget fra København og nabokommuner op til 25 km væk fra København. Gadebidraget er bidraget fra trafikken i den pågældende gade. Alle tre bidrag er gadekoncentrationen, og det regionale bidrag og bybaggrundsbidraget er bybaggrundskoncentrationen.



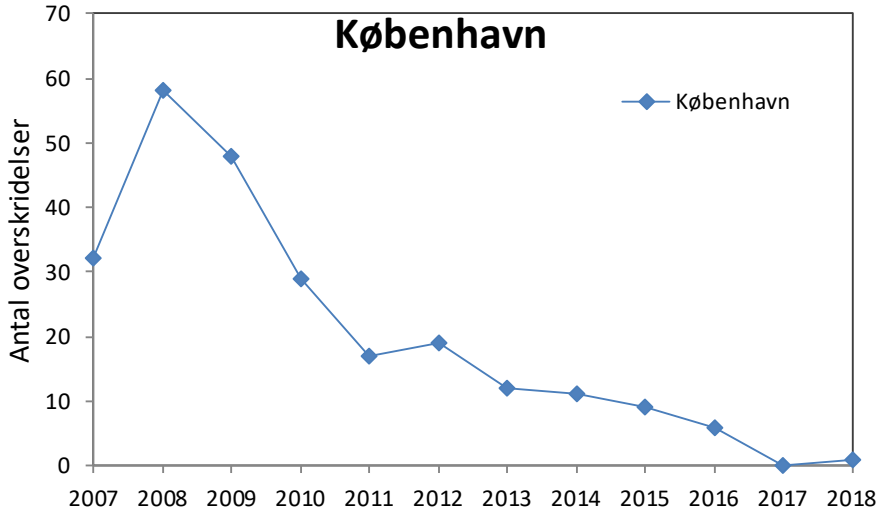
Figur 3.7. Årsmiddelværdier af NO_2 i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Enhed µg/m^3. "Street concentration" er gadekoncentration, "Urban background" er bybaggrundskoncentrationen og "Regional" er regional baggrundskoncentrationer. De to pile markerer målestation på H.C. Andersens Boulevard (til venstre) og på Jagtvej (til højre).

Udvikling i NO_2 overskridelser for 98 gader i København

I Figur 3.8 er vist udviklingen i beregnede antal overskridelser af EU grænseværdien på 40 µg/m^3 for NO_2 for udvalgte gader i København under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2018;2019).

I København omfatter analysen 138 gader i løbet af 2007 til 2010, og 98-99 gader de følgende år. Reduktion i antallet af gader fra 2011 og fremefter er gennemført for bedre at matche placering af udvalgte gader med placeringer af manuelle trafiktællinger.

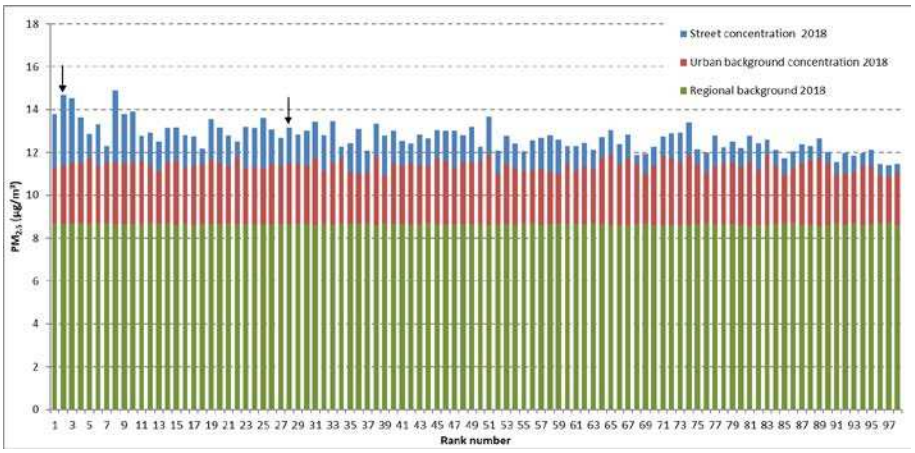
I København er antallet af overskridelser faldet fra 19 i 2012 til 0 i 2017, men derefter 1 i 2018 (40,8 µg/m^3). Stigningen i de modellede koncentrationer fra 2017 til 2018 skyldes dels ændringer i meteorologiske faktorer fra 2017 til 2018, da de observerede niveauer også stiger, men også at modellen overestimeringer bybaggrundskoncentrationerne (Ellermann et al., 2019).



Figur 3.8. Udviklingen i beregnede antal overskridelser af EU grænseværdien på 40 µg/m^3 for NO_2 for udvalgte gader i København under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2018;2019).

$PM_{2,5}$ på 98 gader i København i 2018

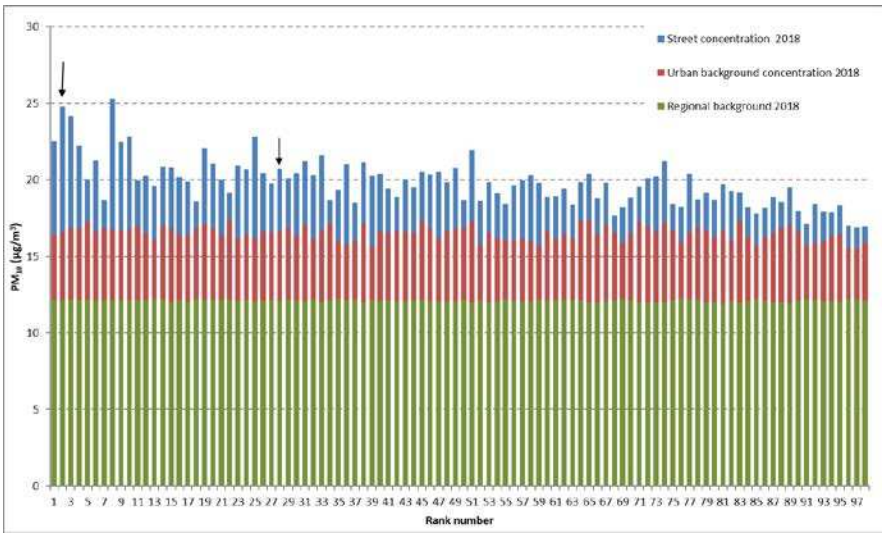
I **Figur 3.9** er vist årsmiddelværdier af $PM_{2,5}$ i 2018. Vejene er vist i samme rækkefølge som for NO_2. Gadekoncentrationerne er langt under EU grænseværdien på 25 µg/m³, men over WHO's retningslinjer på 10 µg/m³. Det ses også, at det regionale bidrag er relativt stort og langt større end for NO_2.



Figur 3.9. Årsmiddelværdier af $PM_{2,5}$ i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Enhed µg/m³. "Street concentration" er gadekoncentration, "Urban background" er bybaggrundskoncentrationen og "Regional" er regional baggrundskoncentrationer. De to pile markerer målestation på H.C. Andersens Boulevard (til venstre) og på Jagtvej (til højre).

PM_{10} på 98 gader i København i 2018

I Figur 3.10 er vist årsmiddelværdier af PM_{10} i 2018. Gadekoncentrationerne er langt under EU grænseværdien på 40 µg/m³, men for mange gader over WHO's retningslinjer på 20 µg/m³. Ligesom for $PM_{2,5}$ er det regionale bidrag relativt stort for PM_{10}. Både bybaggrundsbidraget og gadebidraget er større for PM_{10} end for $PM_{2,5}$, da ikke-udstødnings partikler bidrager mere for PM_{10} end $PM_{2,5}$. Ikke-udstødnings partikler er vej-, dæk og bremseslid.



Figur 3.10. Årsmiddelværdier af PM_{10} i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Enhed µg/m³. "Street concentration" er gadekoncentration, "Urban background" er bybaggrundskoncentrationen og "Regional" er regional baggrundskoncentrationer. De to pile markerer målestation på H.C. Andersens Boulevard (til venstre) og på Jagtvej (til højre).

3.5 Modelberegnet udvikling fra 2016 til 2030

DCE har i et projekt for Miljø- og Fødevareministeriet beregnet den forventede udvikling i luftkvaliteten fra 2016 til 2030 for den regionale luftforurening med DEHM, bybaggrundsforureningen med DEHM/UBM og gadekoncentrationerne med DEHM/UBM/OSPM med udgangspunkt i energiscenarier opstillet af Energistyrelsen (Jensen et al., 2018b). Resultaterne beskriver dels et scenarie, som dækker basisfremskrivning af de danske emissioner og dels et alternativt scenarie, som indeholder yderligere tiltag til reduktion i emissioner fra den danske energiproduktion. Basisscenariet for Danmark er baseret på Energistyrelsens basisfremskrivning. Dette er en fremskrivning baseret på eksisterende vedtagne tiltag, også på engelsk kaldet "frozen policy". På engelsk kaldes basisfremskrivningen: WM – With Measures.

I scenariet med yderligere tiltag anvendes for Danmark de emissioner, som er beskrevet i en DCE rapport om fremskrivning af emissioner (Nielsen et al., 2018a). Yderligere tiltag er kun opstillet inden for energisektoren. På engelsk kaldes scenariet med yderligere tiltag for: WAM – With Additional Measures). Energisektoren omfatter i denne sammenhæng stationær forbrænding (kraftværker, varmeværker mv.) og mobil forbrænding (transport og ikke-vejgående maskiner) samt flygtige emissioner.

Fremskrivning af emissionerne for trafikken er baseret på DCE's nationale emissionsmodel for vejtrafik (COPERT V). NO_x-emissionen forventes at blive reduceret med omkring 26% fra 2016 til 2020 og 61% fra 2016 til 2030. Partikeludstødningen er estimeret til at falde med omkring 44% fra 2016 til 2020 og 81% fra 2016 til 2030. Ikke-udstødning er antaget at være uændret.

I Tabel 3.2 er resultaterne opsummeret for København baseret på basisfremskrivningen for udviklingen i koncentrationerne beregnet med modellerne for 2016, 2020 og 2030.

Tabel 3.2. Forventet udvikling i luftkvaliteten beregnet for bybaggrund i København (H.C. Ørsted Instituttet og som gns. af gadekoncentrationer for 98 gader i København

Bybaggrund	**2016**	**2030**	**Procentændring**
NO_2	13,8	8,5	-39%
$PM_{2,5}$	8,1	6,5	-19%
PM_{10}	10,2	8,8	-14%
Gadekoncentration	**2016**	**2030**	**Procentændring**
NO_2	29	15	-48%
$PM_{2,5}$	13	10	-23%
PM_{10}	21	18	-14%

Dette tyder således på, at WHO's retningslinjer for årsmiddel af $PM_{2,5}$ på 10 $\mu g/m^3$ og årsmiddel for 20 $\mu g/m^3$ for PM_{10} kunne overholdes i 2030, hvis emissionsudviklingen går som forventet og under hensyntagen til usikkerheden på modelberegningerne.

I det alternative scenarie er de procentvise reduktioner lidt større i 2030 i forhold til basisfremskrivningen, hvilket afspejler at emissionerne er lidt lavere i det alternative scenarie, se detaljerne herom i Jensen et al. (2018b).

4 Kildeopgørelse

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

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.

For det tredje vises kildebidragene for 98 gader i København, som også indgår i det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Det er illustreret, hvad koncentrationsbidraget fra de forskellige køretøjskategorier er.

Der vises også en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i København, hvor der også er en målestation. Denne analyse viser, hvor meget de enkelte køretøjskategorier bidrager til gadekoncentrationen.

I analysen af kildebidrag er det valgt at fokusere på koncentrationsbidragene til helbredsskadelige stoffer: NO_x, NO_2, PM_{10} og $PM_{2,5}$ samt ozon. NO_x (kvælstofmonooxid (NO)+kvælstofdioxid (NO_2)) og til dels NO_2 er gode indikatorer for udledningerne fra forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. PM_{10} og $PM_{2,5}$ stammer fra en lang række kilder, og langtransport af luftforurening spiller en stor rolle. Af $PM_{2,5}$ og PM_{10} 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 (N_2), hvorved der dannes NO og NO_2. Den del som emitteres som NO_2 betegnes direkte emitteret NO_2. NO kan i atmosfæren omdannes til NO_2 via reaktion med ozon. NO_2 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+NO_2) emissioner reduceres er, at NO reagerer med ozon under dannelse af NO_2, og mindre NO vil derfor give højere ozonkoncentrationer i Danmark.

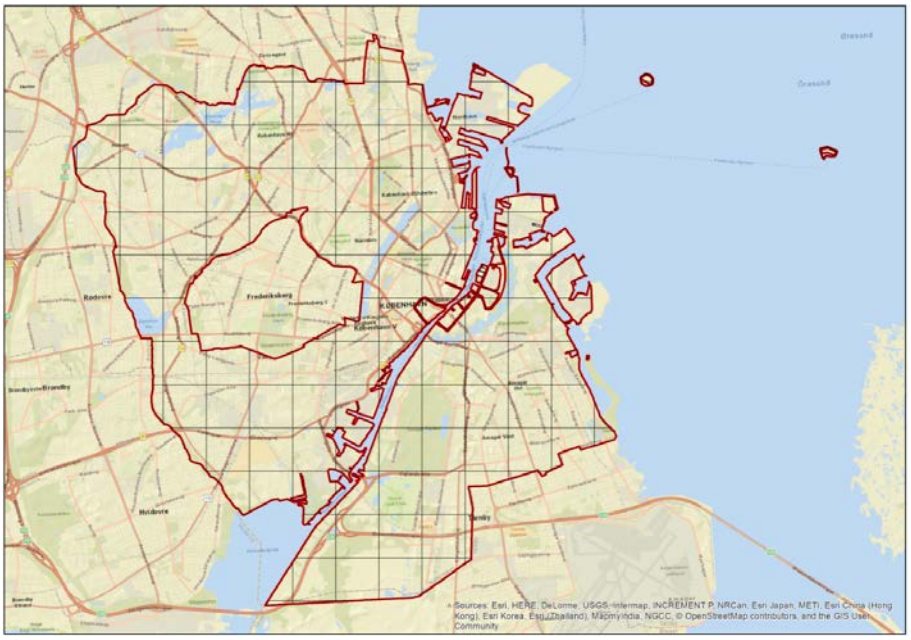
4.1 Emissionsopgørelse

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 Københavns Kommune, er samtlige emissioner inkluderet i opgørelsen for Københavns. 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 2017, som er seneste opgjorte emissionsår.

Emissionen af BC (Black Carbon) er også vist. BC er en indikator på sod, og opstår i forbindelse med ufuldstændig forbrænding af kulstofholdige brændsler. BC er en del af $PM_{2,5}$ og udgør i gennemsnit over alle kilder 22% af $PM_{2,5}$ i Københavns Kommune.

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 af krydstogtskibe i Københavns Havn, og den påvirkning af luftkvaliteten i nærområderne (Jensen et al., 2019). Undersøgelsen gennemførte ikke beregninger af helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Fra fremskrivningen af den nationale emissionsopgørelse til 2030 er der foretaget et udtræk for BC. Selve emissionsfremskrivningerne er beskrevet i Nielsen et al. (2018). Der er to fremskrivninger opstillet af Energistyrelsen. Basisfremskrivningen er baseret på eksisterende vedtagne tiltag, og betegnes WM – With Measures. Endvidere er der foretaget beregninger for et alternativt scenarie med yderligere tiltag. Alle disse yderligere tiltag i dette alternative scenarie er opstillet inden for energisektoren. På engelsk kaldes scenariet med yderligere tiltag for WAM - With Additional Measures. Energisektoren omfatter i denne sammenhæng stationær forbrænding (kraftværker, varmeværker mv.) og mobil forbrænding (transport og ikke-vejgående maskiner) samt flygtige emissioner. Med disse forudsætninger forventes emissionen i Danmark af BC at blive reduceret med 25% i WM-fremskrivningen og med 33% i WAM-fremskrivningen frem til 2030 med udgangspunkt i 2017.

Tabel 4.1. Emissioner i Københavns Kommune i 2017 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	646590	133041	563832	28841	21092	1021
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	19397	2455	25166	22460	21941	3263
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	45543	6717	938824	157864	154148	23643
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	58	142	329	26	23	6
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	41154	13424	46323	3749	1805	392
SNAP04	Industrielle processer	0	33208	3893	25829	4843	12
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	6903	11504	11504
SNAP06	Anvendelse af produkter	1632	1277	81575	29660	22848	66
SNAP0701	Vej transport -personbiler	576288	1602	4462002	13530	13530	9170
SNAP0702	Vej transport -varebiler	293484	419	249512	9330	9330	7309
SNAP0703	Vej transport -lastbiler	322351	528	112045	4307	4307	2906
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler under 50 cm^3	2164	5	62321	514	514	74
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50 cm^3	4545	20	331801	587	587	101
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0	0	0	0	0	0
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid	0	0	0	49986	27926	7405
SNAP0708	Vej transport -vejslid	0	0	0	26973	14565	0
SNAP0801	Militær	242	22	222	1	1	1
SNAP0802	Jernbaner	60749	51	8158	1116	1116	725
SNAP080402	National søfart	376	20	1144	31	31	11
SNAP080403	Nationalt fiskeri	103	4	14	2	2	1
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	10956	739	18029	70	70	22
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	140049	9405	70811	1023	1023	435
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	13699	919	2760	95	95	32
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	32	0	77	2	2	1
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	11	0	475	3	3	1
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	144901	173	210877	11869	11869	7950
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	202	1	53536	73	73	4
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	4391	18	1021329	616	616	124
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	7971	33547	71405	23671	23670	0
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	264	0	0	149	92	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	1	0	0	35	3	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	1	0	18	2	1	0
Total		2337146	237736	8336470	419314	347631	76181

I Tabel 4.2 er den procentvise fordeling på hovedemissionssektorerne vist.

Tabel 4.2. Emissioner i Københavns Kommune i 2017 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 affaldsforbrændings-anlæg	28%	56%	7%	7%	6%	1%
SNAP02	Ikke-industriel forbrænding (primært brændeovne)	3%	4%	12%	43%	51%	35%
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2%	6%	1%	1%	1%	1%
SNAP04	Industrielle processer	0%	14%	0%	6%	1%	0%
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0%	0%	0%	2%	3%	15%
SNAP06	Anvendelse af produkter	0%	1%	1%	7%	7%	0%
SNAP07	Vejtransport	51%	1%	63%	25%	20%	35%
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	16%	5%	17%	4%	4%	12%
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0%	14%	1%	6%	7%	0%
SNAP3BDF	Landbrug	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Total		100%	100%	100 %	100%	100%	100%

For NO_x er den største kilde vejtransport (SNAP07) (51%), den næststørste er kraftværker (28%), den tredje største er ikke-vejgående maskiner (16%), mens bidraget fra brændefyring er lille (3%). Kraftværker udgør en væsentlig kilde i Københavns Kommune pga. flere kraftværker er placeret i kommunen (Svanemølleværket, H.C. Ørstedværket og Avedøreværket).

De største kilder til udledning af $PM_{2,5}$ er brændeovne og pillefyr mv. (SNAP02) (51%). Hvis vi alene ser på brændefyring i husholdninger (SNAP0202) er det 31%. Det fremgår også at partikelemissionen fra brændeovne mv. (51%) er mere end dobbelt så stor som partikelemissionen for vejtransporten (20%). Den procentvise fordeling mellem emissionssektorerne er næsten ens for $PM_{2,5}$ og PM_{10}.

Vejtransport er også den største kilde til kulilte (CO), mens kraftværker er den største kilde til svovloxider (SO_x).

Brændefyringsanlæg

For brændefyringsanlæg er opgørelsen baseret på data fra skorstensfejerregistre, hvilket giver en præcis opgørelse for antal og fordeling på hovedtyper (brændeovn, brændekedel, pillefyr og andet). Der er ikke oplysninger om, hvordan fx brændeovne fordeler sig på forskellige brændeovnstyper (Svanemærkede, gamle ovne mv.). Her er emissionsopgørelsen baseret på landstal for typer og tilhørende emissionsfaktorer.

Det nationalt opgjorte brændeforbrug er fordelt geografisk ud fra boligform og opvarmningsform. Der er således taget højde for, at en brændeovn i Københavns Kommune i gennemsnit bruger mindre brænde end en brændeovn i f.eks. Roskilde Kommune. Ikke fordi den er i Københavns Kommune, men fordi den i mange tilfælde står i en etageejendom, mens den i Roskilde Kommune mere sandsynligt er placeret i en villa.

Entreprenør- og arbejdsmaskiner

Kategorien "Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner" (SNAP0808) indeholder bl.a. entreprenør- og arbejdsmaskiner, og udgør en betydelig kilde til NO_x, CO og partikler.

National luftfart

Emissioner fra national luftfart (>1.000 m) er fra fly på rute og LTO (<1.000 m) (Landing and take-off), som dels er emission fra selve lufthavnen, men også emissioner indtil en højde af 1.000 m er nået (SNAP0805). LTO emissioner allokeres til de primære luthavne, og øvrige emissioner allokeres til ruter mellem Københavns lufthavn og de øvrige primære lufthavne. Da ruter fra Københavns lufthavn i mange tilfælde krydser Københavns Kommune, så er der en væsentlig emission allokeret til Københavns Kommune.

Jernbaner

Jernbaner (SNAP0802) giver et vist bidrag til især NO_x. Der er betydelige usikkerhed i fordelingen af den nationale emissionsopgørelse efter geografiske nøgler, idet jernbaner i Københavns Kommune for en stor del er S-tog, som er elektrisk drevet uden lokal emission. Der er dog også en del regional tog som stadigvæk er dieseldrevne.

Jernbanen er en lille emissionskilde for langt de fleste stoffer i den nationale emissionsopgørelse, og derfor er der ikke lavet en avanceret fordelingsnøgle. Emissionerne er fordelt ligeligt på det samlede jernbanenet i Danmark, jf. andel af den samlede banelængde. Der er ikke taget højde for, i hvor høj grad hver enkelt strækning er elektrificeret, da det ikke har været muligt at få data til at underbygge hvilke strækninger, der er helt eller delvist elektrificeret. Nøglen tager altså højde for, om en banestrækning har et eller flere spor, men ikke hensyn til fx elektrificering, antal togpassagerer, eller godstransport, pga. datamangel vedr. disse parametre. Strækninger, der er 100% elektrificeret, bør ikke tildeles emissioner, og det kan komme med i fremtidige forbedringer af emissionsopgørelsen at fjerne S-togsnettet. Det er dog en udfordring af håndtere strækninger, hvor der kører både el og diesel, fx strækningen København H – Høje Taastrup.

Affaldsbehandling

Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding dækker for Københavns Kommune hovedsageligt over ildebrande. Her bruges fordelingsnøgler baseret på befolkning og industriområder.

4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til luftforureningen i Københavns Kommune

Kildebidrag fra emissioner i Københavns Kommune til bybaggrundskoncentrationen i Københavns Kommune i 2017

I Tabel 4.3 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder i og udenfor Københavns Kommune til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen i Københavns Kommune i 2017. 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). Der ud over 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 i og uden for Københavns Kommune til bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns Kommune i 2017 (enhed µg/m^3). Bybaggrundsforureningen 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}	$PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	1,47	0,99	-0,83	0,71	0,10	0,04
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,04	0,03	-0,03	0,01	0,09	0,05
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	0,10	0,07	-0,06	0,04	0,63	0,31
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,09	0,07	-0,06	0,07	0,01	0,00
SNAP04	Industrielle processer	0,00	0,00	0,00	0,17	0,06	0,01
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,02
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0,00	0,01	0,10	0,04
SNAP0701	Vej transport - personbiler	1,22	0,93	-0,80	0,01	0,05	0,03
SNAP0702	Vej transport - varebiler	0,62	0,47	-0,40	0,00	0,03	0,02
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	0,68	0,52	-0,44	0,00	0,02	0,01
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm^3	0,01	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
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	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	0,14	0,05
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,03
SNAP0801	Militær	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,13	0,10	-0,08	0,00	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	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
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0,02	0,02	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	0,25	0,19	-0,17	0,04	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0,03	0,02	-0,02	0,01	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	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
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0,31	0,23	-0,20	0,00	0,04	0,02
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	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
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,02	0,01	-0,01	0,17	0,09	0,04
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	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
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	5,0	3,8	-3,3	1,2	1,5	0,7
Sub-total	International skibstrafik Øresund (inden for 25 km)	0,9	0,7	-0,6	0,1	0,0	0,0
Sub-total	Regionalt bidrag (DEHM)	7,4	6,6	59,2	0,4	11,2	7,0
Sub-total	Bidrag fra nabokommuner < 25km	5,1	4,6	-3,9	0,9	0,6	0,4
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	18,5	15,8	51,4	2,6	13,3	8,1

Tabel 4.4. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder i og uden for Københavns Kommune i forhold til den totale luftforurening for bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns Kommune i 2017 (enhed %).

SNAP kode	Emissionssektor	NO_x	NO_2	O_3	SO_2	PM_{10}	$PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	8,0	6,3	-1,6	27,3	0,7	0,5
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,2	0,2	-0,1	0,5	0,7	0,6
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	0,5	0,5	-0,1	1,3	4,7	3,8
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,5	0,4	-0,1	2,6	0,1	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	6,5	0,4	0,1
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	0,0	0,2	0,7	0,5
SNAP0701	Vej transport - personbiler	6,6	5,9	-1,6	0,3	0,4	0,3
SNAP0702	Vej transport - varebiler	3,4	3,0	-0,8	0,1	0,3	0,2
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	3,7	3,3	-0,9	0,1	0,1	0,1
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm^3	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
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	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	1,1	0,6
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,3
SNAP0801	Militær	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	0,7	0,6	-0,2	0,0	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	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
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	1,4	1,2	-0,3	1,5	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0,2	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	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
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	1,7	1,5	-0,4	0,0	0,3	0,3
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	6,5	0,7	0,5
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	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
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	27,2	24,2	-6,4	47,4	11,2	8,4
Sub-total	International skibstrafik Øresund (inden for 25 km)	5,1	4,5	-1,2	2,1	0,2	0,1
Sub-total	Regionalt bidrag (DEHM)	40,2	42,0	115	17,0	84,3	86,1
Sub-total	Bidrag fra nabokommuner < 25km	27,5	29,2	-7,6	33,5	4,3	5,4
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	100	100	100	100	100	100

Tabel 4.5. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder udelukkende i Københavns Kommune i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder i Københavns Kommune for bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns Kommune i 2017 (Enhed %).

SNAP kode	Emissionssektor	NO_x	NO_2	SO_2	PM_{10}	$PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	29,3	25,8	57,6	6,6	6,2
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,9	0,8	1,1	6,3	6,8
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	2,0	1,9	2,8	42,1	45,7
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1,8	1,7	5,6	0,7	0,4
SNAP04	Industrielle processer	0,0	0,0	13,7	3,9	1,3
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	2,5	3,4
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,1	0,1	0,5	6,4	6,2
SNAP0701	Vej transport - personbiler	24,4	24,2	0,6	3,4	3,7
SNAP0702	Vej transport - varebiler	12,4	12,2	0,2	2,3	2,5
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	13,6	13,5	0,2	1,1	1,2
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm^3	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm^3	0,2	0,2	0,0	0,1	0,1
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0,0	0,0	0,0	9,6	7,5
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0,0	0,0	0,0	5,1	4,0
SNAP0801	Militær	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	2,6	2,5	0,0	0,3	0,3
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0,4	0,4	0,2	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	5,0	5,0	3,2	0,2	0,3
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0,6	0,6	0,4	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	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
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	6,1	6,0	0,1	3,0	3,2
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,2	0,2	0,0	0,1	0,1
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,3	0,3	13,6	5,9	6,5
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	100	100	100	100	100

Lokale kilders bidrag til NO_2 i 2017

Som det fremgår af Tabel 4.3, er koncentrationsbidraget for NOx som forventet større end for NO_2, da NOx indeholder både NO og NO_2. Baggrundskoncentrationen af NO_2 som gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune er modelleret til 15,8 $\mu g/m^3$ i 2017. Til sammenligning blev der målt 16 $\mu g/m^3$ på bybaggrundsstationen H.C. Ørsted Instituttet i København i 2017 (Ellermann et al., 2018). 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 NO_2 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 Instituttet. Men alt i alt er der meget fin overensstemmelse mellem model og målinger.

Som det fremgår af Tabel 4.3 bidrager alle kilder i Københavns Kommune med omkring 3,8 µg/m^3 til bybaggrundskoncentrationen for NO_2, hvilket svarer til omkring 24% af bybaggrundskoncentrationen. Modsat gælder, at omkring 12 µg/m^3 eller 74% for NO_2 kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). Nabokommuner bidrager med 4,6 µg/m^3 (29%), skibstrafik i Øresund med 0,7 µg/m^3 (5%) og den regionale luftforurening med 6,6 µg/m^3 (42%). Hvis bidraget fra nabokommunerne inkluderes som en del af "lokale kilder", så bidrager disse kilder i Københavns Kommune og nabokommunerne således til omkring 53% af bybaggrundskoncentrationen af NO_2, mens det resterende bidrag (47%) er fra skibstrafik i Øresund og den regionale luftforurening.

Vejtrafikken inden for Københavns Kommune giver det største bidrag med omkring 1,9 µg/m^3 til bybaggrundsforureningen af NO_2 svarende til omkring 12%. Det næststørste bidrag er fra kraftværker mv., som bidrager med omkring 1 µg/m^3 (6%).

Andre lokale kilder i Københavns Kommune af en vis betydning er flytrafik (0,2 µg/m^3) og maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner (0,2 µg/m^3). Eksempelvis er brændefyring i husholdninger mv. en relativ beskeden kilder til bybaggrundskoncentrationen af NO_2 (0,1 µg/m^3).

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 den største kilde, da den bidrager med omkring 50% for NO_2. Som det fremgår af ovenstående, er der også et væsentligt bidrag fra nabokommuner, hvor en stor del også vil være trafik. Kraftværker mv. er også en væsentligt kilde til NO_2 med 26%. Flytrafik og maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner bidrager hver med omkring 6%, mens brændefyring kun bidrager med omkring 3% til NO_2.

Partikelforurening domineret af regionalt bidrag i 2017

Som det fremgår af Tabel 4.3 er koncentrationsbidraget for PM_{10} som forventet større end $PM_{2,5}$, da PM_{10} også indeholder massen af partikler med diameter fra 2,5 til 10 mikrometer. Baggrundskoncentrationen som gennemsnit over Københavns Kommune er modelleret til omkring 13 µg/m^3 for PM_{10} og 8 µg/m^3 for $PM_{2,5}$ i 2017. Til sammenligning blev der målt hhv. 15 µg/m^3 og 11 µg/m^3 på H.C. Ørsted Instituttet i København i 2017 (Ellermann et al., 2018). 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 Instituttet.

De lokale kilder i Københavns Kommune udgør sammenlagt omkring 1,5 µg/m^3 for PM_{10} og 0,7 µg/m^3 for $PM_{2,5}$ (hhv. 11% og 8% af bybaggrundskoncentrationen). Modsat gælder, at omkring 11,8 µg/m^3 eller 89% for PM_{10} kom-

mer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). De tilsvarende tal for $PM_{2,5}$ er 7,4 µg/m^3 eller 92%.

For $PM_{2,5}$ bidrager nabokommunerne med 0,4 µg/m^3 (5%), skibstrafik i Øresund med 0,01 µg/m^3 (0,1%) og den regionale luftforurening med 7,0 µg/m^3 (86%). Det regionale bidrag er altså helt dominerende. Bemærk at international søfart længere væk end 25 km fra Københavns Kommune er indeholdt i det regionale modellerede bidrag med DEHM.

Brændefyring giver det største lokale bidrag til $PM_{2,5}$ og PM_{10} med 0,6 µg/m^3 for PM_{10} og 0,3 µg/m^3 for $PM_{2,5}$ svarende til hhv. 5 % og 4 % af bybaggrund for hhv. PM_{10} og $PM_{2,5}$.

Vejtransport giver det andet største lokale bidrag til $PM_{2,5}$ og PM_{10} med hhv. 0,3 µg/m^3 og 0,1 µg/m^3 svarende til hhv. 2,4% og 1,6% af bybaggrund for PM_{10} og $PM_{2,5}$.

Øvrige kilder med et vist bidrag er kraftværker mv., industrielle processer, samt affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding.

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 brændeovne mv. den største kilder, da den bidrager med 42% og 46% for hhv. PM_{10} og $PM_{2,5}$. Den anden største kilde er vejtrafikken, som bidrager med 22% og 20% for hhv. PM_{10} og $PM_{2,5}$.

Brændeovne bidrager således mest til partikler og vejtransport mest til NO_2.

Ozonforurening domineret af regionale kilder i 2017

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 geografisk skala sammen med europæiske kilder. DEHM-modellen beregner det regionale baggrundsniveau for ozon, hvorefter dette modificeres af NOx-emissionen fra lokale kilder, som omdanner ozon til NO_2 i reaktion med NO, således at ozonkoncentrationen i bybaggrund ender med at blive omkring 51 µg/m^3. Til sammenligning blev der målt 57 µg/m^3 på H.C. Ørsted Instituttet i København i 2017 (Ellermann et al., 2018).

Kilder i Københavns Kommune, nabokommunerne samt international skibstrafik i Øresund optræder på grund af ovenstående kemiske reaktioner mellem ozon og NO med negative bidrag på til sammen omkring 7,8 µg/m^3. Den regionale ozonkoncentration er 59 µg/m^3 og reduceres således til 51 µg/m^3 pga. lokale NOx kilder.

Lave koncentrationer af SO2 i 2017

Den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration af SO2 over Københavns Kommune er modelleret til 2,6 µg/m^3. Der bliver kun målt SO_2 på H.C. Andersens Boulevard, hvor niveauet var 1,4 µg/m^3 i 2017 (Ellermann et al., 2018). Da der er et mindre bidrag fra trafikken til SO_2, kan man forvente lidt lavere niveauer i bybaggrund, og det modellerede niveau må derfor formodes at

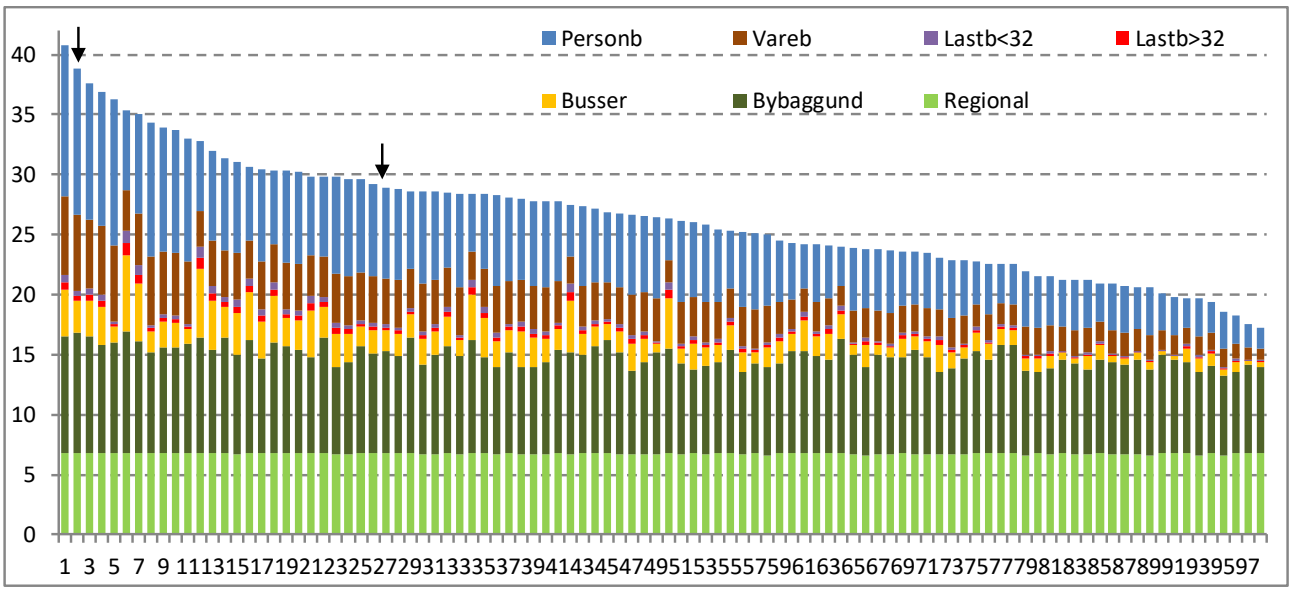
være noget overvurderet. Til gengæld er niveauet langt under EU grænseværdierne (Ellermann et al., 2019) og SO_2 fylder meget lidt i helbredseffekterne og de relaterede eksterne omkostninger.

4.3 Kildeopgørelse for gadekoncentration af NO_2 for 98 gader i København i 2018

I det følgende beskriver vi en kildeopgørelse for 2018 for de 98 gader i København, som indgår i de årlige beregninger af luftkvaliteten under det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2019). Kildeopgørelsen opdeler bidragene fra køretøjskategorierne. Endvidere gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej, som er en af gaderne med en målestation.

Kildeopgørelser for 98 gader i København

Figur 4.2 viser en kildeopgørelse for NO_2 i 2018 for 98 udvalgte gader i København.



Figur 4.2. Kildebidrag til NO_2-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018. Pile markerer målestationer. Anden højeste koncentration er ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard. Den anden målestation er på Jagtvej, som har den 27. højeste koncentration ud af de 98 gader. Enhed µg/m^3.

Gadebidraget er det koncentrationsbidrag, som trafikken i gaden giver anledning til. Det er gadekoncentrationen minus bybaggrundskoncentrationen. Summen af gadebidraget samt regional- og bybaggrundsbidraget giver til sammen gadekoncentrationen.

Gadebidraget er opdelt på person-, vare-, lastbiler samt busser ud fra emissionen fra den nationale emissionsopgørelse for bytrafik baseret på COPERT modellen samt oplysninger om trafikmængder, køretøjsfordeling og rejsehastighed. Lastbiler er yderligere underopdelt i lastbiler under 32 ton og lastbiler over 32 ton. De trafikale forudsætninger er de samme som i notatet Ellermann et al. (2019). I de få tilfælde, hvor der foreligger oplysninger om taxi, er de regnet som personbiler.

Det regionale bidrag og bybaggrundsbidraget er også vist. Det regionale bidrag beregnet med DEHM er ens for alle gader, mens bybaggrundsbidraget varierer lidt fra gade til gade, da bybaggrundskoncentrationen er beregnet

med DEHM/UBM for lokaliteten af den pågældende gade, og bybaggrundsforureningen varierer lidt over Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

Det regionale bidrag stammer fra både danske og udenlandske emissioner, mens bybaggrundsbidraget er bidraget fra alle emissionskilder inden for omkring 25 km fra København.

Den højeste gadekoncentration på omkring 40,8 µg/m^3 er for H.C. Andersens Boulevard, dog et andet sted end målestationen, og dermed en beregnet overskridelse af EU grænseværdien på 40 µg/m^3. Den anden målestation er på Jagtvej, som har den 27. højeste koncentration ud af de 98 gader, og som ikke overskrider EU grænseværdien.

I 2018 er der kun beregnet 1 overskridelse af EU grænseværdien på 40 µg/m^3, i 2017 blev der ikke beregnet overskridelser.

Det regionale bidrag beregnet med DEHM er omkring 7 µg/m^3, mens bybaggrundsbidraget i gennemsnit er omkring 8 µg/m^3, således at bybaggrundskoncentrationerne i gennemsnit er 15 µg/m^3. Resten op til gadekoncentrationen er gadebidraget i de pågældende gader. Gadebidraget varierer fra 3 til 24 µg/m^3, og er i gennemsnit på 11,6 µg/m^3.

Kildeopgørelse for gadebidraget for de 98 gader

Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden og gadegeometrien.

Den gennemsnitlige køretøjsfordeling for de 98 gader er 80% personbiler, 15% varebiler, samt godt 5% lastbiler og busser. Da køretøjsfordelingen er forskellig fra gade til gade, vil der også være forskelle i kildefordelingen fra gade til gade.

Hvis vi betragter gadebidraget, er det generelle billede for NO_2, at personbiler bidrager mest. Herefter bidrager hver af køretøjskategorierne varebil, lastbil og bus med omtrent lige meget, men det svinger fra gade til gade afhængig af køretøjsfordelingen for især den tunge trafik. I gennemsnit bidrager personbiler 52% af gadebidraget, varebiler med 26%, lastbiler med 6% og busser med 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 23%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør omkring 5% af trafikken, bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er væsentligt højere end for person- og varebiler.

Bidraget fra busser er dog noget mindre end indikeret ovenfor pga. eftermontering af SCRT (kombineret NO_x-katalysator og partikelfilter) på omkring 300 bybusser i København (Jensen et al., 2016). Dette er ikke indregnet for de 98 gader, da det ville kræve oplysninger om, hvor de enkelte SCRT busser kører i forhold til de 98 gader.

4.4 Detaljeret kildeopgørelse for NO_2 for Jagtvej i 2018

I det følgende gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej for NO_2, $PM_{2,5}$ og PM_{10}. Ud over kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning. Da der er en målestation på Jagtvej, er gadebidraget beregnet som den målte gadekoncentration minus den målte bybaggrundskoncentration på H.C. Ørsted Instituttet,

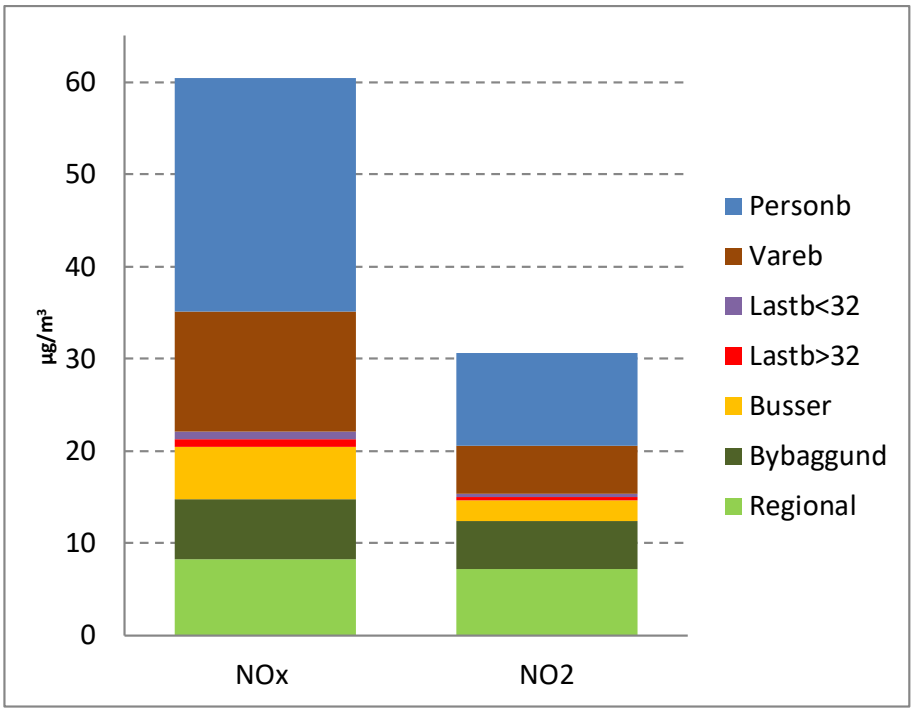
og gadebidraget er herefter fordelt på køretøjskategorierne efter beregnet emission på samme måde som for de 98 gader.

På Jagtvej er køretøjsfordelingen: 81% personbiler inkl. taxi, 16% varebiler, 1% lastbiler < 32 ton, 0,5% lastbiler > 32 ton, og 1,5% busser. Andelen af den tunge trafik er således 3%. Køretøjsfordelingen er ikke så forskellig fra gennemsnittet af de 98 gader. Årsdøgntrafikken er 19.700 og rejsehastigheden er 30 km/t i gennemsnit.

Kildeopgørelse for NO_2 på Jagtvej

Kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne er vist for NO_2 i Figur 4.3 for Jagtvej.

Kildeopgørelsen for hovedkøretøjskategorierne følger i hovedtræk gennemsnittet for de 98 gader, da køretøjsfordelingen på Jagtvej ligger forholdsvis tæt på den gennemsnitlige køretøjsfordeling.



Figur 4.3. Kildebidrag for NO_x og NO_2 for Jagtvej i 2018.

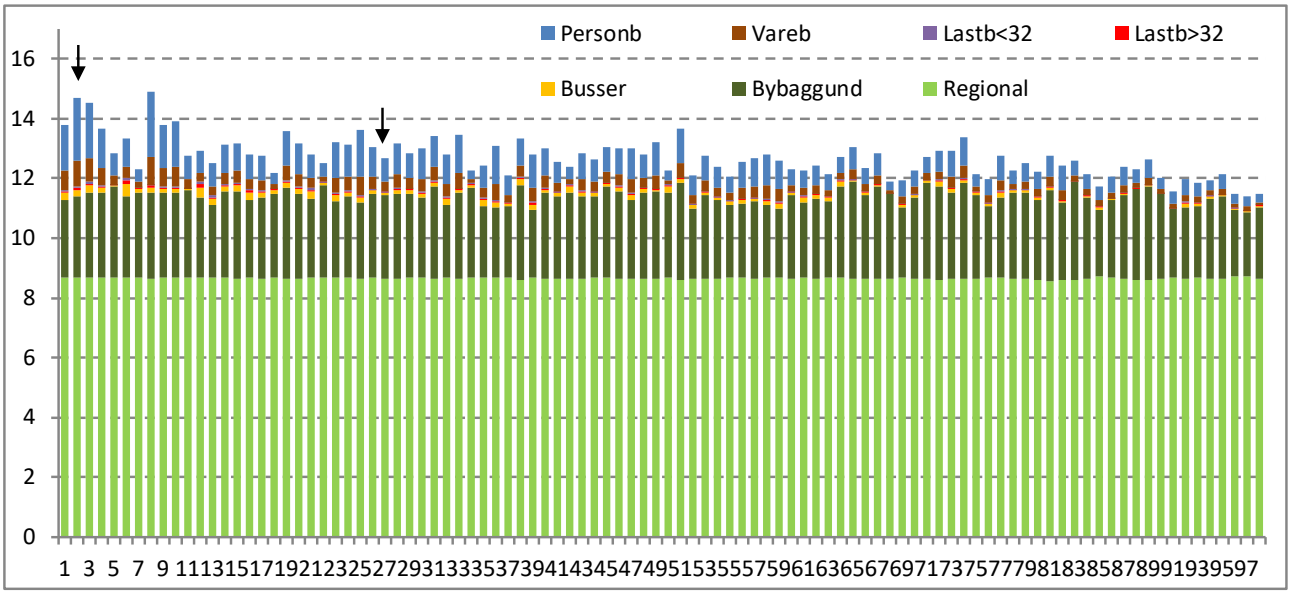
4.5 Kildeopgørelse for gadekoncentrationen af partikler for 98 gader i København i 2018

Kildeopgørelser for 98 gader i København for $PM_{2,5}$ og PM_{10}

Figur 4.4 viser en kildeopgørelse for $PM_{2,5}$ i 2018 for 98 udvalgte gader i København.

Det ses, at baggrundsbidraget udgør langt den største del af gadekoncentrationerne, og $PM_{2,5}$-gadebidraget udgør i gennemsnit kun 1,3 µg/m³.

Personbilernes bidrag til $PM_{2,5}$-gadebidraget er 61%, varebiler 26%, lastbiler 5% og busser 9%.

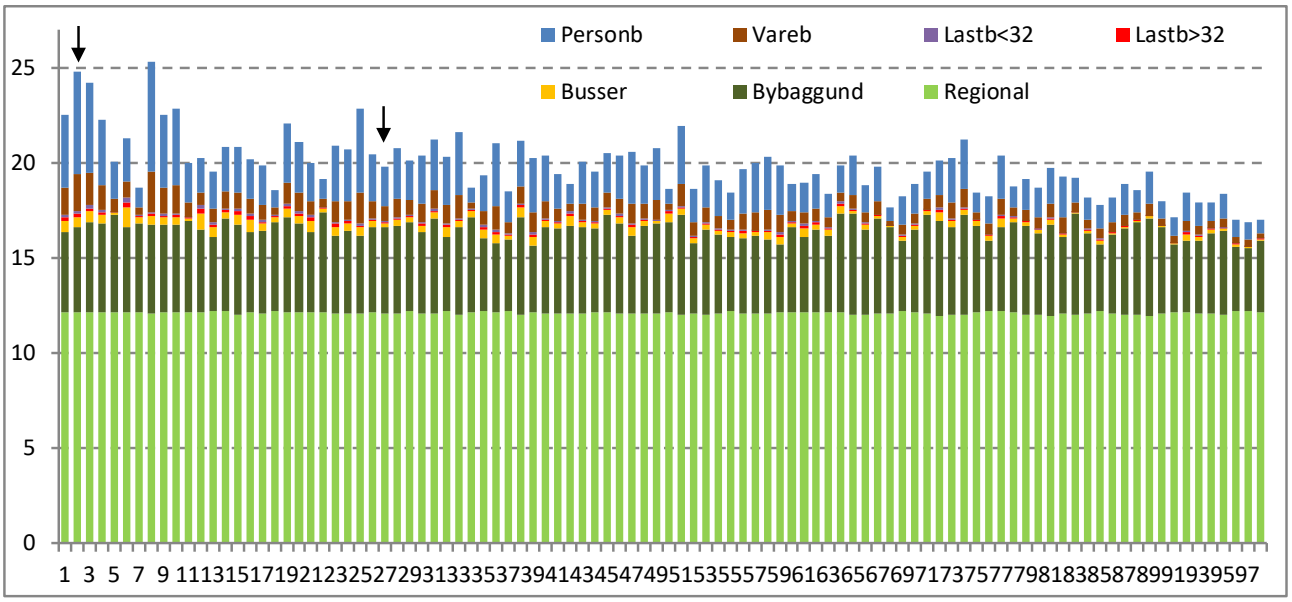


Figur 4.4. Kildebidrag til $PM_{2,5}$-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018. Pile markerer målestationer. Vist i samme rækkefølge som for NO_2. Enhed µg/m^3.

Figur 4.5 viser en kildeopgørelse for PM_{10} i 2018 for 98 udvalgte gader i København.

Det ses, at baggrundsbidraget for PM_{10} udgør langt den største del af gadekoncentrationerne. PM_{10}-gadebidraget udgør i gennemsnit 3,3 µg/m^3, dvs. noget større end for $PM_{2,5}$, hvilket skyldes, at PM_{10} indeholder flere af ikke-udstødningspartiklerne.

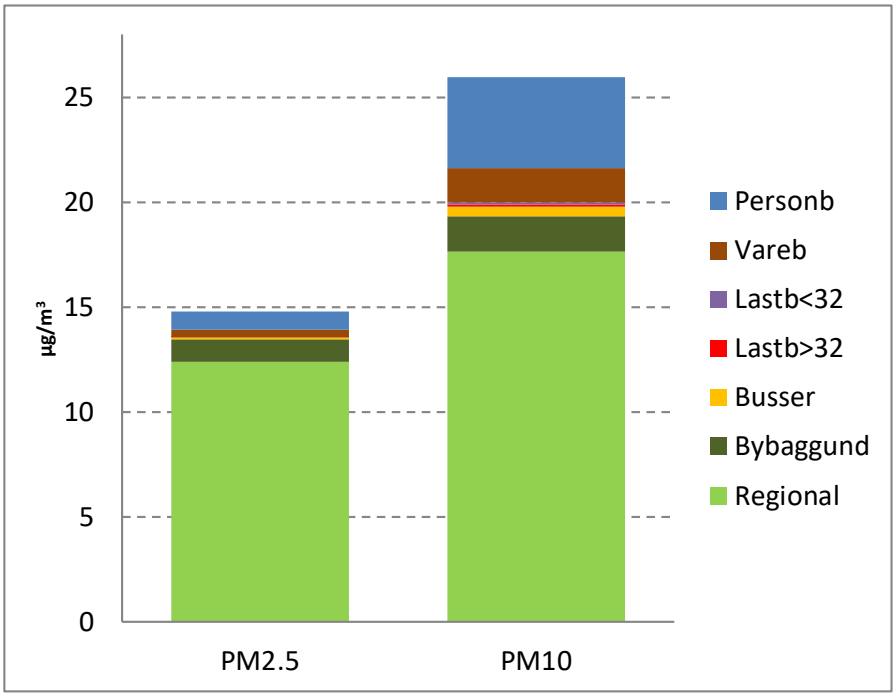
Personbilernes bidrag til PM_{10}-gadebidraget er 63%, varebiler 23%, lastbiler 5% og busser 9%. Dvs. stort set samme fordeling som for $PM_{2,5}$.



Figur 4.5. Kildebidrag til PM_{10}-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018. Pile markerer målestationer. Vist i samme rækkefølge som for NO_2. Enhed µg/m^3.

Kildeopgørelse for partikler på Jagtvej

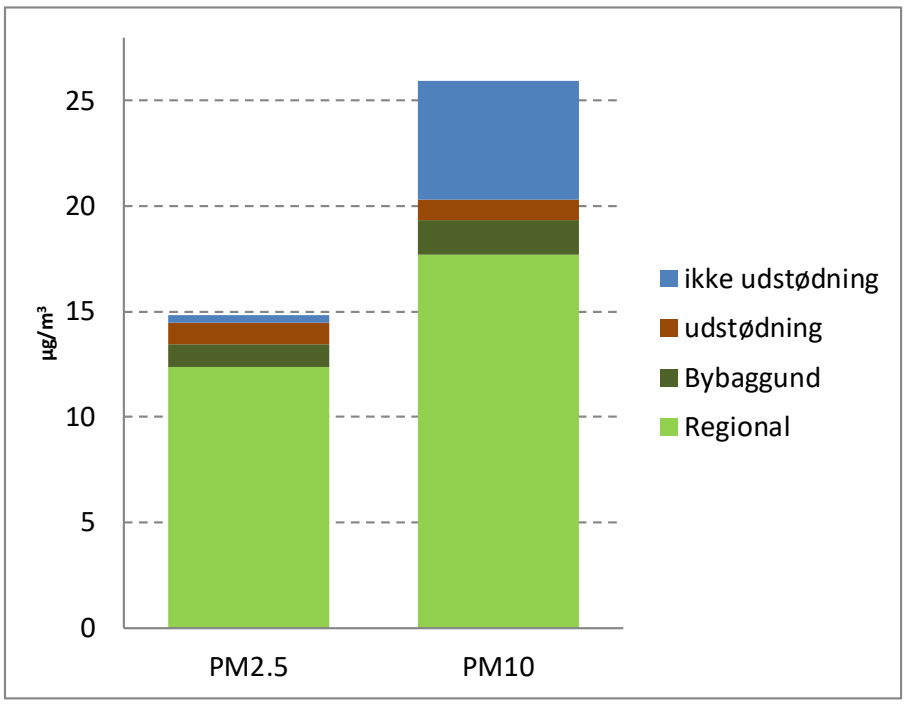
I Figur 4.6 er vist en kildeopgørelse for PM_{10} og $PM_{2,5}$ for Jagtvej.



Figur 4.6. Kildebidrag for PM_{10} og $PM_{2,5}$ for Jagtvej i 2018.

Det ses, at det regionale bidrag er meget stort for både PM_{10} og $PM_{2,5}$. Gadebidraget er omkring 6,6 µg/m³ for PM_{10} og omkring 1,3 µg/m³ for $PM_{2,5}$.

I Figur 4.7 er trafikkens bidrag til PM_{10} og $PM_{2,5}$ underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM_{10} udgør udstødning omkring 15% og ikke-udstødning omkring 85%. For $PM_{2,5}$ er det hhv. omkring 27% og 73%. Det vurderes at være betydelig større usikkerhed på ikke-udstødningsdelen i forhold til udstødningsdelen, da udstødningen kan måles på biler i både laboratorium og under kørsel i aktuel trafik, mens det er meget vanskeligt at måle ikke-udstødningsdelen og dens delkomponenter.



Figur 4.7. Kildebidrag for udstødning og ikke-udstødning for partikler for Jagtvej i 2018.

Partikeludstødningen er over tid blevet mindre som konsekvens af den løbende udskiftning af bilparken, som betyder, at flere og flere køretøjer får partikelfilter. Miljøzonerne med regulering af den tunge trafik har også bidraget hertil (Jensen et al. 2011).

Der er ikke gennemført en kildeopdeling for antallet af partikler, da emissions- og luftkvalitetsmodellerne ikke er fuldt udviklet til at beskrive antallet af partikler. En grov tilnærmelse er at antage, at bidragene til partikelantal fordeler sig på samme måde som NO_x, idet en tidligere analyse af luftkvalitetsmålinger af NO_x og antal partikler viser god sammenhæng (Ketzel et al., 2003). Sammenhængen mellem NO_x og antal partikler er imidlertid også påvirket af anvendte emissionsbegrænsende teknologier. Eksempelvis vil eftermontering af partikelfilter næsten fjerne alle partikler, mens NO_x er upåvirket. Modsat vil montering af NO_x-katalysator (SCR) kraftigt reducere NO_x, mens antal partikler er upåvirket, hvis der ikke monteres kombinerede NO_x-katalysator og partikelfilter (SCRT).

4.6 Kildebidrag fra forskellige brændefyringsanlæg

I dette afsnit beskrives antal brændefyringsanlæg i Københavns Kommune. Endvidere beskrives fordelingen på forskellige anlægstyper og deres emissioner.

Brændefyringsanlæg i Københavns Kommune

I Tabel 4.6 er vist den seneste oversigt over antal brændefyringsanlæg i Københavns Kommune baseret på de nyeste skorstensfejerdata, hvor de enkelte anlæg er stedbestemt. Skorstenfejerdata indeholder desværre ikke oplysninger om anlægstype, så det er ikke muligt at bestemme fordelingen på anlægstyper for Københavns Kommune. I stedet antages det, at det fordeler sig som på landsplan (Tabel 4.6).

Tabel 4.6. Fordeling af brændefyringsanlæg i Københavns Kommune baseret på skorstensfejerdata.

	Brændekedel	Brændeovn	Pillefyr	Andet, træ*	Total
Københavns Kommune (antal)	19	15.867	56	834	16.776
Københavns Kommune (%)	0.1%	95%	0.3%	5%	100%

* Andet, træ er 11 forskellige anlægstyper fx flisfyr, pejs, masseovn, pizzaovn mv.

Der er således omkring 17.000 brændefyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf langt hovedparten er brændeovne.

Fordeling af brændefyringsanlæg på anlægstyper

I Tabel 4.7 er antallet af forskellige typer af brændeovne/kedler/pillefyr vist for hele Danmark fra den seneste tilgængelige nationale emissionsopgørelse for 2017.

Som det fremgår, er der omkring 911.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 672.000 er brændeovne, 122.000 pillefyr, omkring 68.000 kedler og 49.000 andre ovne.

Tabel 4.7. Antal af forskellige typer af brændeovne mv. i 2017 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse.

Anlægstype	**Beskrivelse**	**Antal**
Gammel ovn	Før 1990	47.417
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	329.500
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	64.000
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	4.000
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	2.000
Ny moderne ovn (-2015)	Svanemærket indtil 2015	171.000
Ny moderne ovn (2015-)	Svanemærket fra 2015	54.000
Anden ovn	Fx pejse og masseovne	48.725
Gl kedel med akkumuleringstank	Før 1980	0
Gl kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	0
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	51.781
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	16.057
Pillekedel/ovn*		122.260
I alt		910.740
Heraf brændeovne		(74%) 671.917
Heraf anden ovn		(5%) 48.725
Heraf kedler		(7%) 67.838
Heraf pillefyr		(14%) 122.260

[a] Emissioner for pillefyr beregnes ud fra det samlede forbrug af træpiller og ikke ud fra antal pillefyr. Antal pillefyr er fra nyeste opgørelse fra skorstenfejerregistret.

Sammenlignes den nationale fordeling af brændefyringsanlæg med fordelingen i Københavns Kommune ses, at Københavns Kommune har meget få kedler og pillefyr (0,4%) i forhold til landplan (21%), men flere brændeovne (95%) i forhold til landsplan (74%). Den procentvise fordeling af andre ovne flisfyr, pejs, masseovn, pizzaovn mv. er den samme i Københavns Kommune og på landsplan (5%).

Emissioner fra anlægstyper

I Tabel 4.8 er vist energiforbruget samt NO_x- og $PM_{2,5}$-emissionen i 2017 fra brændefyring i Danmark baseret på dataudtræk fra den nationale emissionsopgørelse underopdelt på forskellige anlægstyper. Endvidere er vist de anvendte emissionsfaktorer. Emissionsfaktoren angiver hvor mange gram forurening, der udsendes pr. energienhed indfyret brændsel.

Tabel 4.8. Energiforbrug, NO_x-emission og $PM_{2,5}$-emission fra brændeovne mv. i 2017 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse.

Anlægstype	Beskrivelse	Træforbrug (TJ=1000 GJ)	NO_x (tons)	$PM_{2,5}$ (tons)	NO_x (g/GJ)	$PM_{2,5}$ (g/GJ)
Gammel ovn	Før 1990	1.123	56	1.045	50	930
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	7.806	390	5.777	50	740
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	1.516	121	780	80	514
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	95	8	24	80	257
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	47	4	10	80	205
Ny moderne ovn (-2015)	Svanemærket indtil 2015	4.051	385	836	95	206
Ny moderne ovn (2015-)	Svanemærket fra 2015	1.279	122	199	95	155
Anden ovn	Fx pejse og masseovne	955	48	707	50	740
Gl kedel med akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	900
Gl kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	1.800
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	6.344	603	1.310	95	206
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	1.967	187	812	95	413
Pillekedel/ovn*		14.622	1.170	424	80	29
I alt		39.808	3.093	11.923		

Der er forskellige anlægstyper: brændeovne, anden ovn (fx pejse), kedler med/uden akkumuleringstank til varmt vand samt pillekedler/ovne. Den sidste kategori fyres med træpiller og de andre med brændestykker.

Anlægstyperne er bl.a. inddelt efter, hvilken regulering de modsvarer, herunder om de er Svanemærkede.

Bemærk den relativt store forskel på emissionsfaktorer (g/GJ) for partikler afhængig af anlægstype, hvor ældre ovne har langt højere emissionsfaktorer end nyere ovne. Pillekedel/-ovn har den lavest emissionsfaktor for partikler.

Der er ikke så stor forskel på emissionsfaktorer for NO_x, og her gælder det omvendte af partikler, idet de ældre ovne har lavere NO_x-emissioner end de nye. Dette formodes at skyldes, at de nyere ovne forbrænder med lidt højere temperaturer, og dannelse af NO_x ud fra luftens indhold af frit kvælstof er afhængig af forbrændingstemperaturen.

Som det fremgår, er der generelt en reduktion i partikelemissionen ved at skifte fra ældre til nyere ovne, mens NO_x-emissionen øges lidt.

Til sammenligning med andre individuelle opvarmningskilder er emissionsfaktoren for partikler for oliefyr på 5 g/GJ og for naturgasfyr på 0,1 g/GJ baseret på anvendte emissionsfaktorer i den nationale emissionsopgørelse. Dette er således mange gange lavere end selv Svanemærkede brændeovne og også pillekedel/-ovn.

Emissionsfaktorer for kollektiv varmeforsyning, hvor træpiller anvendes på kraftværk, er på linje med individuelt oliefyr (5 g/GJ) for partikeludledning. På træpillefyrede fjernvarmeværker er partikeludledningen lidt højere (10 g/GJ) end for individuelle oliefyr. Dette er stadigvæk væsentligt lavere end individuelle pillefyr (29 g/GJ) eller selv de bedste Svanemærkede brændeovne (155 g/GJ).

For NO_x-emissioner er emissionsfaktorerne på samme niveau for individuel og kollektiv opvarmning med træ.

De totale emissioner på landsplan fordelt på de forskellige ovntyper fremgår også af Tabel 4.8. I Københavns Kommune er 95% af alle brændefyringsanlæg brændeovne, og de kan forventes at være relativt fordelt på samme måde som på landsplan.

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. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i Københavns Kommune bidrager til helbredseffekterne i Københavns Kommune. Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er nærmere beskrevet i kapitel 2.

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.

Antallet af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer til 10,6 tabte leveår (Watkis et al., 2005), og dette lægger 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 2017 pga. danske og udenlandske kilder. De totale helbredseffekter vises sammen med fordelingen på stofferne: SO_2, O_3, NO_2 og $PM_{2,5}$.

Tabel 5.1. Helbredseffekter i Københavns Kommune pga. den totale luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder i 2017. Total er summen af helbredseffekter af SO_2, O_3, NO_2 og $PM_{2,5}$.

Dødelighed	**Total**	**SO_2**	**O_3**	**NO_2**	**$PM_{2,5}$**
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	138	1	3	50	83
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering ($PM_{2,5}$, NO_2)	320	0	0	0	320
Dødsfald blandt spædbørn ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0
Totalt antal for tidlige dødsfald ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	458	1	3	51	403
Sygelighed					
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser ($PM_{2,5}$, NO_2, O_3)	420	0	3	240	177
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser ($PM_{2,5}$, O_3)	102	0	9	0	124
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2,5}$)	39	0	0	0	39
Episoder med bronkitis ($PM_{2,5}$)	368	0	0	0	368
Episoder med bronkitis børn ($PM_{2,5}$)	1.601	0	0	0	1.601
Dage med tabt arbejde ($PM_{2,5}$)	133	0	0	0	133
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) ($PM_{2,5}$)	443.376	0	0	0	443.376
Dage med delvist nedsat aktivitet (O_3)	40	0	40	0	0
Lungecancer ($PM_{2,5}$)	6	0	0	0	6

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2017 er omkring 460 i Københavns Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 320 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning og 140 pga. korttidspåvirkning.

Sammenlignes det total antal for tidlige dødsfalds på 460 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Københavns Kommune i 2017 på 3.759 svarer luftforureningens andel til omkring 12%.

For de for tidlige dødsfald er størstedelen knyttet til $PM_{2,5}$ (403 dødsfald), derefter til NO_2 (51 dødsfald) og kun meget lidt til O_3 (3 dødsfald) og SO_2 (1 dødsfald). $PM_{2,5}$ omfatter: sekundære uorganiske partikler (SIA) i form af ammonium, sulfat og nitrat (NH_4NO_3, NH_4HSO_4, $(NH_4)_2SO_4$ m.fl.) og sekundære organiske partikler (SOA). De sekundære partikler dannes i atmosfæren. Derudover indeholder $PM_{2,5}$ også mineralsk støv, BC (Black Carbon), OC (Organiske kulstofforbindelser) samt havsalt (SS). Direkte emitterede partikler ($PPM_{2,5}$) indeholder mineralsk støv, BC og OC. Resten er SIA, SOA og SS. Havsalt andrager omkring 12% af $PM_{2,5}$. Derudover indeholder det 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 ikke i modellen. Der er dog også betydelig usikkerhed på såvel modelberegningerne og målingerne, hvilket også er årsagen til en del af den "manglende masse". Modellen beregner bidragene for alle ovenstående fraktioner, men her er kun afrapporteret total $PM_{2,5}$.

I de seneste beregninger for hele Danmark er antallet af for tidlige dødsfald beregnet til omkring 4.200 med EVA-systemet som et årligt gennemsnit for perioden 2016-2018 (Ellermann et al., 2019). Befolkningstallet i Københavns Kommune er 10,4% af hele Danmarks befolkning i 2017. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Københavns Kommune kan forventes omkring 440 for tidlige dødsfald, hvilket er meget tæt på det aktuelt beregnede 460 for tidlige dødsfald for 2017.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er af for tidlige dødsfald, se Tabel 5.1. Eksempelvis er der omkring 440.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Københavns Kommune. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjerte-kar sygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt dage med tabt arbejde og nedsat aktivitet (sygedage). 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.

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 2017.

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

Helbredseffekter	01	02	03	04	05	06	07	0801-05	0806-11	09	3BDF	Total	Skib
	Kraftværk mv.	Ikke-industriel forbrænding	Fremstillingsvirksomhed mv.	Industrielle processer	Udvinding mv.	Anv. af produkter	Vejtransport	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly)	Ikke-vejgående maksiner (arbejdsmaskiner)	Affaldsbehandling, mv.	Landbrug	Total	Skibstrafik i Øresund
Dødelighed													
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	2	3	0	0	0	1	9	1	1	1	0	17	1
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering ($PM_{2,5}$, NO_2)	1	12	0	0	0	2	5	0	1	2	0	23	0
Dødsfald blandt spædbørn ($PM_{2,5}$)	0	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	15	0	1	0	2	14	1	2	3	0	40	2
Sygelighed													
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser ($PM_{2,5}$, NO_2, O_3)	8	9	1	0	0	1	40	6	5	1	0	72	7
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser ($PM_{2,5}$, O_3)	0	5	0	0	0	1	1	0	0	1	0	7	0
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2,5}$)	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0
Episoder med bronkitis ($PM_{2,5}$)	0	14	0	0	0	2	5	0	1	2	0	26	0
Episoder med bronkitis børn ($PM_{2,5}$)	1	45	0	1	1	6	17	0	3	7	0	83	1
Dage med tabt arbejde ($PM_{2,5}$)	0	5	0	0	0	1	2	0	0	1	0	9	0
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) ($PM_{2,5}$)	551	16.799	132	400	254	2.480	6.628	176	1.098	2.610	10	31.138	227
Dage med delvist nedsat aktivitet (O_3)	-1	0	0	0	0	0	-4	-1	0	0	0	-8	-1
Lungecancer ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Der er 40 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2017. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (460) 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 2017. 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 brændefyring (15 i 2017) og vejtransport (14 i 2017).

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 71% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager med 29%. Det samlede antal for tidlige dødsfald er omkring 4.200 fordelt med 3.000 forårsaget af emissioner fra udlandet og 1.200 fra danske kilder. Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 1.800 tilfælde pr. år for 2016-2018. "Eksport" af luftforurening er derfor noget større end det de danske emissioner giver anledning til i Danmark, mens "import" af luftforurening (3.000 for tidlige dødsfald) er omkring dobbelt så stort som "eksport" (1.800 for tidlige dødsfald) (Ellermann et al., 2019).

Det har ikke været muligt indenfor 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 29% af det samlede antal for tidlige dødsfald i Danmark, mens udenlandske emissioner bidrager med 71%. For København er fordelingen henholdsvis 9% fra lokale og 91% fra eksterne kilder**.** Hvis man betragtede hele verden under et 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 København.

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 2017.

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.

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, 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 2017 samt andelen forårsaget af emissioner i Københavns Kommune (mio. kr.).

Helbredseffekter	Total	SO_2	O_3	NO_2	$PPM_{2,5}$	SIA+SOA+SS
Dødelighed						
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	4.353	28	107	1581	608	2.029
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering ($PM_{2,5}$, NO_2)	3.784	0	0	5	1.019	2.760
Dødsfald blandt spædbørn ($PM_{2,5}$)	9	0	0	0	2	7
Total antal tidlige dødsfald ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	8.146	28	107	1.586	1.629	4.796
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser ($PM_{2,5}$, NO_2, O_3)	31	0	0	18	4	10
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser ($PM_{2,5}$, O_3)	16	0	1	0	4	11
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0
Episoder med bronkitis ($PM_{2,5}$)	109	0	0	0	29	79
Episoder med bronkitis børn ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0
Dage med tabt arbejde ($PM_{2,5}$)	489	0	0	0	132	357
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0
Dage med delvist nedsat aktivitet (O_3)	3	0	0	0	1	2
Lungecancer ($PM_{2,5}$)	9	0	0	0	2	7
Total sygelighed	657	0	1	18	172	466
Total dødelighed og sygelighed	8.803	28	108	1.604	1.801	5.262
Københavns Kommune - alle kilder i kommunen	855	11	-17	388	468	0
%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	10%	38%	-16%	24%	26%	0%

De årlige totale eksterne omkostninger i København Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,8 milliarder kr. i 2017. I de seneste beregninger for hele Danmark for et gennemsnitsår for perioden 2016-2018 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 79 milliarder kr. pr. år med EVA-systemet (Ellermann et al., 2019). De eksterne omkostninger i København Kommune udgør således omkring 11% heraf.

De eksterne omkostninger skyldes primært partikler. Partikler omfatter SIA+SOA+SS som tilsammen giver anledning til 5,4 milliarder i eksterne omkostninger, og de direkte emitterede partikler ($PPM_{2,5}$), som giver anledning til 1,8 milliard kr. Samlet set giver partikler således anledning til 7,2 milliarder kr. i eksterne omkostninger, men det er hovedsageligt sekundært dannede partikler og havsalt (SIA/SOA/SS), som bidrager hertil. Havsalt andrager omkring 12% af $PM_{2,5}$. Det næststørste bidrag er for NO_2 med 1,8 milliarder kr. og herefter kommer O_3 og SO_2, som kun bidrager med hhv. 0,1 og 0,03 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 fx til værdisætningen af sygelighed og sygedage. Samlet er de eksterne omkostninger relateret til for tidlig dødsfald omkring 8,1 milliarder kr., mens sygelighed samlet er omkring 0,7 milliarder kr.

Eksterne omkostninger pga. emissionskilder i Københavns Kommune

De samlede eksterne omkostninger i København Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 855 mio. kr. fordelt med 468 mio. kr. på $PPM_{2,5}$, 388 mio. kr. på NO_2, 11 mio. kr. på SO_2 samt -17 mio. kr. på O_3. Grunden til, at omkostningerne er negative for O_3 er, at NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O_3 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. Hovedgrunden 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 sekundært dannede partikler og havsalt (SIA+SOA+SS) udgør en meget stor del af de samlede omkostninger. For $PPM_{2,5}$, NO_2 og SO_2, hvor lokale emissionskilder i Københavns Kommune bidrager, er den procentvis andel større (hhv. 26%, 24% og 38%). Den er -16% for O_3, da NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O_3 inden for kommunen.

Som angivet ovenfor er de eksterne omkostninger, som falder inden for Københavns Kommune pga. emissioner i Københavns Kommune, 855 mio. kr. om året i 2017. 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 SO_2, O_3, NO_2, og $PPM_{2,5}$ og yderligere underopdelt på de forskellige hovedemissionskategorier

(SNAP-kategorier) for 2017. Det er således de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. emissioner i Københavns Kommune. Endvidere er bidraget fra langtransporteret SIA+SOA+SS også vist. 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 omdannelse til sekundære partikler tager tid.

Tabel 6.2. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier.

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO_2	O_3	NO_2	$PPM_{2,5}$	SIA+SOA+SS
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	67	3	-2	57	8	0
SNAP02	Ikke-industriel forbrænding (primært brændeovne)	265	1	0	11	253	0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	9	1	0	6	2	0
SNAP04	Industrielle processer	8	2	0	0	6	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	4	0	0	0	4	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	38	0	0	0	37	0
SNAP07	Vejtransport	335	0	-11	247	99	0
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	81	1	-3	64	19	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	44	3	0	2	39	0
SNAP3BDF	Landbrug	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	855	11	-17	388	468	0
SNIP	International skibstrafik Øresund (< 25 km)	44	0	-2	43	3	0
Subtotal	Kilder uden for Københavns Kommune (DK, udland, ekskl. SNIP)	7.904	17	127	1.173	1.329	5.262
Total	Total (inkl. kilder i Kbh. Kommune og alle andre kilder på den nordlige halvkugle)	8.803	28	108	1.604	1.801	5.262
Total	%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	10%	38%	-16%	24%	26%	0%

De samlede eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune er 855 mio. kr. i 2017. De vigtigste lokale kilder i Københavns Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune er vejtrafik, som står for omkring 335 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændeovne mv. med 265 mio. kr. Der er 16.776 fyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf 95% er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 16.000 kr. i 2017. Andre kildetyper, som udgør en vis del er ikke-vejgående maskiner (81 mio. kr.), kraftværker mv. (67 mio. kr.), affaldsbehandling, som også indeholder bidrag fra ildebrande (44 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 38 mio. kr.

Eksterne omkostninger fra den internationale skibstrafik i Øresund inden for 25 km udgør 44 mio. kr.

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og underemissionssektorer

I Tabel 6.3 er de eksterne omkostninger i 2017 i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på SO_2, O_3, NO_2, og $PPM_{2,5}$ og yderligere underopdelt på de forskellige underemissionskategorier for nogle af hovedemissionssektorerne. Det er således en yderligere underopdeling af hovedemissionssektorerne i **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** 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.

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO_2	O_3	NO_2	$PPM_{2,5}$	SIA/SOA/SS
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændings-anlæg	67	3	-2	57	8	0
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	23	0	0	3	20	0
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	242	1	0	9	233	0
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	9	1	0	6	2	0
SNAP04	Industrielle processer	8	2	0	0	6	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	4	0	0	0	4	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	38	0	0	0	37	0
SNAP0701	Vej transport -personbiler	133	0	-6	120	19	0
SNAP0702	Vej transport -varebiler	71	0	-3	60	13	0
SNAP0703	Vej transport -lastbiler	68	0	-3	66	6	0
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	39	0	0	0	39	0
SNAP0708	Vej transport -vejslid	20	0	0	0	20	0
SNAP0801	Militær	0	0	0	0	0	0
SNAP0802	Jernbaner	12	0	0	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)	2	0	0	2	0	0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	21	1	-1	20	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	42	0	-1	28	16	0
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0	0	0	0	0	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	1	0	0	1	1	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	44	3	0	2	39	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)	855	11	-23	399	468	0

De samlede eksterne omkostninger for vejtrafik er omkring 335 mio. kr. Heraf udgør personbiler 133 mio. kr., varebiler 71 mio. kr. og busser og lastbiler 68 mio. kr. Ikke-udstødning i form af vej-, dæk- og bremseslid udgør 59 mio. kr. for hele vejtrafikken, og er i denne opgørelse ikke underopdelt på køretøjskategorierne.

Ikke-industriel forbrænding i form af brændefyring udgør 265 mio. kr. i samlede eksterne omkostninger. Langt den største del er i husholdninger med 242 mio. kr. og kun 23 mio. kr. inden for handel og service.

De samlede eksterne omkostninger af ikke-vejgående maskiner er 81 mio. kr. Maskiner og redskaber inden for industri fx entreprenør og arbejdsmaskiner udgør 42 mio. kr., flytrafik 25 mio. kr. og jernbaner 12 mio. kr.

7 Sammenligning med tidligere undersøgelse

DCE har tidligere for Københavns Kommune udarbejdet en undersøgelse af helbredseffekter i København (Jensen et al., 2017). Udgangspunktet for den tidligere undersøgelse var 2013, mens det er 2017 i nærværende rapport.

7.1 Ændringer i metode og opdateret datagrundlag

I forhold til den tidligere rapport er der i nærværende beregninger foretaget en lang række opdateringer af datagrundlaget samt metodeforbedringer.

EVA-beregningerne er baseret på den nyeste version af EVA-systemet - dvs. version 5.2, hvor de tidligere beregninger var baseret på en tidligere version. Der er sket opdateringer i eksponerings-responsfunktionerne, så helbredseffekterne af korttidseksponering fylder mere, idet der er effekter for NO_2, $PM_{2,5}$ og O_3 mod tidligere kun O_3. Endvidere indgår NO_2 med effekt på for tidlig dødsfald, hvilket den ikke gjorde tidligere. Dette vil, alt andet lige, føre til flere for tidlige dødsfald og mere sygelighed.

Endvidere er beregningerne gennemført med de seneste tilgængelige emissioner fra 2017 mod tidligere 2013. Da emissionerne er faldende, vil dette, alt andet lige, føre til færre for tidlige dødsfald og mindre sygelighed.

I den tidligere rapport havde vi en afgrænsning af det geografiske område med lokale emissioner defineret ved Københavns Kommunes ydre grænse, dvs. inklusiv Frederiksberg Kommune. I nærværende beregninger er den geografiske afgrænsning Københavns Kommune, dvs. eksklusiv Frederiksberg Kommune. Alt andet lige, vil dette føre til færre for tidlige dødsfald og mindre sygelighed.

Endvidere er benyttet befolkningsdata fra 2017, som også er en opdatering i forhold til tidligere rapport, som benyttede data fra 2013. Dette vil, alt andet lige, føre til flere for tidlige dødsfald og mere sygelighed, da befolkningstallet er steget fra 2013 til 2017. Ændringer i aldersfordeling betyder også noget, da alder indgår i nogle af eksponerings-responsfunktionerne.

Der er også sket en reduktion i den langtransporterede luftforurening, som kommer til Københavns Kommune, da emissionerne i Europa er faldende. Alt andet lige, vil dette føre til færre for tidlige dødsfald og mindre sygelighed.

Værdisætningen er opdateret med nyeste tal fra Finansministeriet, som er omtrent dobbelt så højde som tidligere anvendte tal for værdien af statistisk liv. Dette vil, alt andet lige, føre til flere eksterne omkostninger.

Det er ikke muligt at kvantificere betydningen af de enkelte ændringer, da dette vil kræve, at hver enkelt ændring beregnes for sig for at kunne isolere effekten af de enkelte ændringer.

7.2 Forskelle mellem resultater i tidligere og nærværende beregninger

Den tidligere undersøgelse beregnede 550 for tidlige dødsfald i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013 på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Nærværende beregninger for 2017 får 460 for tidlige dødsfald i Københavns Kommune. Det mindre antal for tidligere dødsfald i 2017 i forhold til 2013 skyldes en kombination af de ændringer, som er beskrevet ovenfor.

Den tidligere undersøgelse beregnede de totale eksterne omkostninger til omkring 200 mio. kr. i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013 pga. emissionskilder i de to kommuner. I nærværende beregninger for 2017 er de totale eksterne omkostninger omkring 855 mio. kr. i Københavns Kommune pga. emissionskilder i Københavns Kommune. Den væsentligt højere omkostning formodes at skyldes, at NO_2 indgår i beregningerne, som i høj grad stammer fra lokale NO_x-emissionskilder - især vejtrafik. Endvidere skyldes det, at værdisætningen for statistisk liv er fordoblet.

De totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder var omkring 4,5 milliarder kr. i 2013. De totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,8 milliarder kr. i 2017. De højere omkostninger i 2017 formodes at være en kombination af højere værdisætning af statistisk liv samt at helbredseffekter knyttet til korttidseksponering fylder mere (akutte dødsfald), og akutte dødsfald har højere værdisætning end kroniske dødsfald som følge af langtidseksponering.

I den tidligere undersøgelse udgjorde eksterne omkostninger knyttet til de lokale emissioner i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune kun omkring 5% af de totale eksterne omkostninger i de to kommuner fra både danske og udenlandske emissionskilder. I de nye beregninger er det omkring 10%, hvilket især skyldes, at NO_2 nu indgår i beregningerne, og lokale NO_x-emissionskilder fra især vejtrafik bidrager væsentlig hertil.

8 Diskussion af usikkerheder

8.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som 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. 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, PM_{10} og $PM_{2,5}$, dog med mindre underestimering for $PM_{2,5}$ og PM_{10}.

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 international litteratur, som er samlet og anerkendt af verdenssundhedsorganisationen (WHO). Specielt har man fundet en stærk sammenhæng imellem koncentrationer af $PM_{2,5}$ 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 $PM_{2,5}$ på 10 $\mu g/m^3$ som årsmiddelværdi. I nærværende resultater er det antaget, at alle partikler er lige skadelige, jf. den bedste viden på området p.t. Usikkerheden på eksponerings-responsfunktionen relateret til $PM_{2,5}$ vurderes, at være relativt lille, da den relative risiko på 6,2%, der benyttes, er underbygget i mange store studier, både i USA og i Europa.

I version 5.2 af EVA-systemet indgår den direkte helbredsskadelige effekt af NO_2, som ikke har været med i tidligere versioner. De første resultater for helbredseffekter baseret på NO_2 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 NO_2. For kronisk mortalitet relateret til kvælstofdioxid anbefaler WHO en tærskelværdi, så det kun er koncentrationer af kvælstofdioxid over 20 $\mu g/m^3$, 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 denne tærskelværdi på de 20 $\mu g/m^3$ og denne usikkerhed har væsentlig indflydelse på resultaterne.

Det Europæiske Miljøagentur har i de tre seneste årsopgørelser i beregningerne af antallet af for tidlige dødsfald for NO_2 anvendt en tærskelværdi på 20 µg/m^3 og samtidigt medtaget en følsomhedsberegning for NO_2 med en tærskelværdi på 10 µg/m^3 (EEA, 2017;2018;2019). I det seneste beregnede år (2016) stiger antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO_2 med omkring en faktor 3,5, hvis en tærskelværdi på 10 µg/m^3 anvendes i forhold til 20 µg/m^3 (EEA, 2019).

En mindre tærskelværdi for NO_2 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 dødfald i hele Danmark vil blive væsentligt større (ca. 6.600 for tidlige dødsfald), hvis en tærskelværdi på 0 benyttes, i forhold antallet af for tidlige dødsfald, når tærskelværdien på 20 µg/m^3 benyttes (ca. 4.200 for tidlige dødsfald), hvilket svarer til over 50% flere for tidlige dødsfald, som potentielt kan tilskrives NO_2.

Såfremt der benyttes en lavere tærskelværdi end 20 µg/m^3, vil alle kilder, som bidrager væsentligt til NO_x-emissioner få større relativ vægt. Det gælder fx trafik i forhold til brændeovne. I nærværende studie er trafik og brændeovne de største lokale emissionskilder og omtrent lige store. De vil også være de største kilder ved anvendelse af en lavere tærskelværdi, hvor trafik dog vil betyde relativt mere.

Konklusionen er, at der er væsentligt usikkerhed forbundet med antallet af for tidlige dødsfald henført til tærskelværdien for NO_2, men der er pt. 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.

8.2 Farlighed af partikler

Der er stor usikkerhed om, hvilken type af partikler (både størrelse og kemisk sammensætning), der giver de største helbredseffekter og om der er en forskel. På baggrund af det internationale videngrundlag 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. Dvs. det er antaget, at alle partikler under 2,5 µm har samme helbredseffekt for samme masse, uan-

set størrelse og kemisk sammensætning. Såfremt beregningen af helbredseffekter afhang 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 videngrundlaget 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-respons sammenhænge for ultrafine partikler ville det betyde, at lokale kilder som fx trafik og brændeovne ville tilskrives flere helbredseffekter.

Nyere 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, SOA) 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 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.

8.3 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 særskilt 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 muligvis ikke NO_2 som sådan, der giver helbredseffekterne, men NO_2 kan, i dette studie, ses som en indikator for trafikforurening. Resultaterne blev justeret for en række samhørende risikofaktorer, bl.a. støj ved bopælen. Studiet viste en 8% stigning i risikoen for alle dødsfald per 10 µg/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 samhørende 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 videngrundlaget 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.

8.4 Samlet usikkerhed

En tysk undersøgelse har forsøgt at beregne antal for tidlige døde 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 ±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).

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.

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., Ketzel, 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 formandsskabet 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.

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., Ketzel, 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.

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

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.

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.

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

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 fromambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. European Heart Journal (2019) 0, 1–7, oi: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. SO_2, NOX, NMVOC, NH_3, $PM_{2,5}$ og sod. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 75 s. - Videnskabelig rapport nr. 298 http://dce2.au.dk/pub/SR298.pdf

Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Gyldenkærne, S. & Bruun, H.G. (2018): Spatial highresolution 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.

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.

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 (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.

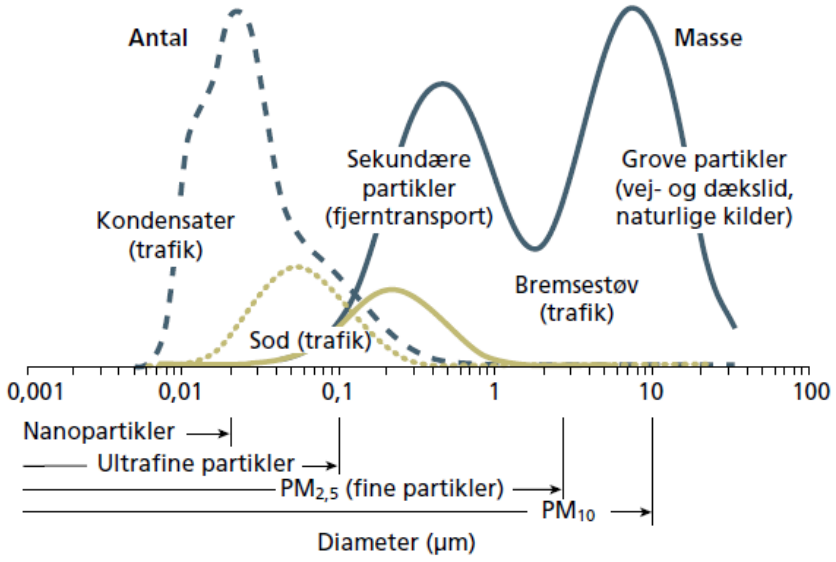
WHO (2015): WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report, Bonn, Germany, 29 September-1 October 2015.

Bilag 1 Beskrivelse af partikler

Partikler i luften kan have vidt forskellige former og størrelser. Partiklerne 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.

Størrelsesfordeling af partikler

Det er almindeligt at opdele partikler efter størrelse: Partikler med en diameter under 0,1 µm (eller 100 nm) betegnes ultrafine partikler (partikelmassen (vægten) af disse partikler betegnes $PM_{0.1}$), partikler med en diameter under 2,5 µm kaldes fine partikler ($PM_{2,5}$), mens partikler mellem 2,5 og 10 µm i diameter betegnes grove partikler (PM_{10} – $PM_{2,5}$, hvor PM_{10} er partikler med diameter under 10 µm). De ultrafine partikler har en meget kort levetid i atmosfæren, da de hurtigt sætter sig på overfladen af andre partikler, eller andre overflader de kommer i kontakt med. Fine partikler kan derimod transporteres over meget store afstande (over 1.000 km), da de afsættes meget langsomt til overfladen. Dog er det sådan, at de fine partikler fjernes effektivt af sky- og regndråber. De grove partikler er så store, at de afsættes ved tyngdekraftens indvirkning (gravitation), og derfor har også disse partikler en kort levetid i atmosfæren. TSP (total suspended particles) betegner massen af partikler i udeluften, også kaldet svævestøv, som er partikler med en diameter op til 30-50 mikrometer.



Figur 8.1. Den typiske størrelsesfordeling af partikler ved en trafikeret bygade. Bemærk at x-aksen er logaritmisk, og at der ikke er angivet en y-akse, da denne er relativ for både antal og masse. De stiplede kurver viser fordelingen af partikler målt som antal. De fuldt optrukne linjer angiver den samme fordeling men i dette tilfælde for massen af partikler (vægten). Sodpartikler fra trafikken (lys farve) har betydning for såvel den samlede partikelmasse som det totale antal partikler. Kilde: Palmgren et al. (2009).

Primære og sekundære partikler

Man kan ligeledes foretage en opdeling i primære og sekundære partikler. De primære partikler udledes direkte til luften, mens sekundære partikler dannes fra udledte gasser ved fysiske og kemiske processer i atmosfæren. En lang række menneskelige aktiviteter fører til udledning af primære partikler, bl.a.

vejtrafik og boligopvarmning (især brændeovne). Partikler med et stort sodindhold udledes eksempelvis fra dieselkøretøjer og benzinkøretøjer, som anvender en mager benzin/luft-blanding. De sekundære partikler dannes blandt andet ved oxidation of svovldioxid (SO_2) til sulfat (SO_4^{2-}), ved ammoniaks reaktion med sure gasser, fx salpetersyre (HNO_3) og saltsyre (HCl) og sure partikler som fx svovlsyre (H_2SO_4). Samtidig kan salpetersyre (HNO_3) optages på overfladen af eksisterende partikler. Ved de nævnte reaktioner dannes nitrat (NO_3^-), sulfat (SO_4^{2-}) og ammonium (NH_4^+) i den fine partikelfraktion ($PM_{2,5}$).

En række studier har vist, at sod (uforbrændt kulstof) er stærkere koblet til helbredseffekter end fx den fine partikelfraktion ($PM_{2,5}$). Umiddelbart skulle man tro, at ultrafine partikler på grund af deres lille størrelse vil være tæt koblet til helbredseffekter, men det har været vanskeligt at påvise en sådan kobling i epidemiologiske studier. Det skyldes muligvis, at det er vanskeligt at bestemme, hvor meget folk udsættes for ultrafine partikler. Vi opholder os indendørs en stor del af tiden, og ultrafine partikler har kort opholdstid i luften og transporteres kun i mindre opfang ind i boligen. Mange studier har kunnet påvise sammenhæng mellem helbredseffekter og $PM_{2,5}$ og PM_{10}, men præcis hvad det er ved partiklerne, der giver disse effekter, er ikke fuldt afklaret. Derfor forskes der fortsat meget i helbredseffekter af partikelforurening.

Eksempler på kilder til primære partikler:

Forbrændingsprocesser
- Udstødning fra vejtransport og landbrugsmaskiner
- Afkast fra kraftværker, industri og boligopvarmning (især brændeovne)
- Skovbrande, markafbrænding

Støv
- Slid af dæk, bremser og vejbelægning
- Industri, kullagre og husdyrproduktion
- Havsprøjt, jordstøv og vulkaner

Planter
- Pollen og svampespore.

Eksempler på kilder til sekundære partikler:

Forbrændingsprocesser
- Svovldioxid (SO_2)
- Kvælstofoxider (NO_x)
- Flygtige organiske forbindelser (VOC)

Landbrug
- Ammoniak (NH_3)
- Flygtige organiske forbindelser (VOC)

Opløsningsmidler
- Kulbrinter

Planter
- Kulbrinter
- Dimetylsulfid (DMS) fra nedbrydning af havets alger.

HELBREDSEFFEKTER OG EKSTERNE OMKOSTNINGER AF LUFTFORURENING I KØBENHAVNS KOMMUNE

Rapporten beskriver en kortlægning af helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetsvurdering, hvor målinger sammenlignes med grænseværdier og WHO's retningslinjer; en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, og kildernes bidrag til luftkvaliteten; samt luftforureningens helbreds-effekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger (eksterne omkostninger).



ISBN: 978-87-7156-446-4
ISSN: 2244-9981

Bilag 3
COWI- 2019

Initiativer til at nedbringe sundhedsskadelige konsekvenser af luftforurening

KØBENHAVNS KOMMUNE
DECEMBER 2019

INITIATIVER TIL AT NEDBRINGE SUNDHEDSSKADELIGE KONSEKVENSER AF LUFTFORURENING

INSPIRATIONSKATALOG



COWI

INDHOLD

1	Indledning	5
2	Miljøzoner i byen	8
3	Vejafgift i byen	14
4	Brug af apps og teknologier	20
5	Brændefyring i byen	25
6	Mobilitet i byen	27
7	Byudvikling	30
8	Støv fra byggepladser	33
9	Varedistribution i byen	37
10	Perspektivering på tværs af emner og initiativer	39

BILAG

Bilag A Litteraturliste



1 Indledning

Luftforurening var i 2016 skyld i ca. 500.000 for tidlige dødsfald i Europa (EEA, 2019). Alene i Danmark er der ca. 4.200 for tidlige dødsfald hvert år på grund af luftforurening (DCE, 2018)[1].

Formålet med inspirationskataloget er at bidrage til øget viden om mulige initiativer til at nedbringe de sundhedsskadelige effekter af luftforurening i København. Inspirationskataloget indeholder eksempler på initiativer, der kan reducere eksponeringen for luftforurening. Initiativerne kan være på et overordnet strukturelt niveau, lokalt niveau eller være målrettet det enkelte individ. Initiativerne kan være kort- og/eller langsigtede, men fælles for dem er, at de kan nedbringe de sundhedsskadelige effekter af luftforurening.

Inspirationskataloget kan fungere som inspiration for kommunens ekspertgruppe for sundhed og luftforurening og danne grundlag for ekspertgruppen og Københavns Kommunes videre arbejde med at udarbejde konkrete initiativer, der kan reducere luftforureningen i København.

Når vi indånder luften, især i byer, får vi partikler og gasser ned i lungerne, som kan have helbredsmæssige konsekvenser. Luftforurening kaldes den 'usynlige dræber' og forværrer symptomer for kronisk obstruktiv lungelidelse, astma og andre luftvejsproblemer, ligesom det øger risikoen for hjerteanfald, slagtilfælde, lungesygdomme og kræft (WHO, 2019), (EEA, 2018), (Europa-Kommissionen, 2016). Samtidig er luftforurening et internationalt fænomen, der strækker sig på tværs af landegrænser, og udenlandske forureningskilder er eksempelvis ansvarlige for ca. 3.000 af de for tidlige dødsfald i Danmark (DCE, 2018).

Over de seneste par år har der været et øget fokus på konsekvenserne af luftforurening både internationalt og nationalt. I Københavns Kommune har man valgt at prioritere området, da konsekvenserne af luftforurening er alvorligere end hidtil antaget, og det vurderes blandt eksperter, at handling er påkrævet (Jensen, Knudsen, & Hansen, 2018; Jørgensen, Andersen, Møller, & Loft, 2017).

[1] Beregnet som et gennemsnit for perioden 2016-2018.

UDVALGTE EMNER

Inspirationskataloget fokuserer på otte emner:

- **Miljøzoner i byen:** Miljøzoner forbedrer byens luftkvalitet, hvilket betyder, at borgerne udsættes for mindre forurenet luft. Miljøzoner kan således få en mærkbar effekt på borgernes sundhed på kort og langt sigt.

- **Vejafgift i byen:** Vejafgifter forbedrer luftkvaliteten og borgernes sundhed som følge af reduktion i antallet af køretøjer og/eller et skift til mindre forurenende køretøjer i byen.

- **Brug af apps og teknologier:** Involvering og oplysning ved brug af apps og teknologier er initiativer, der direkte kan anvendes af borgerne. Det er initiativer, som giver borgerne nyttig information, så de kan handle og agere i forhold til at reducere deres eksponering for forurenet luft.

- **Brændefyring i byen:** Brændefyring i tæt befolkede områder bidrager meget til den lokale luftkvalitet. Restriktioner eller forbud mod brændeovne vil bidrage til at mindske emissioner fra brændeovne og forbedre den lokale luftkvalitet.

- **Mobilitet i byen:** Sundhed kan forbedres som følge af bedre mobilitetsmuligheder i byen. Det gælder både i forhold til at sikre øget fysisk aktivitet og udsættelse for mindre forurenet luft. Fysisk aktivitet og mindre udledning af forurenet luft som følge af ændring i transportform fra bil/bus til gående/cyklende i byområder kan fremmes ved at tilpasse byområder til fodgængere og cyklende.

- **Byudvikling:** De fysiske rammer i byen betyder noget for, hvordan mennesker og trafikken bevæger og fordeler sig rundt i byen. Ved etablering af nye eller udvikling af eksisterende byområder vil det være muligt at strukturere infrastrukturen ud fra hensynet om at mindske luftforureningen og sikre bedre mobilitet.

- **Støv fra byggepladser:** Byggestøv stammer fra forskellige aktiviteter på byggepladserne, der frigiver $PM_{2.5}$- og PM_{10}-partikler, som kan have sundhedsmæssige konsekvenser. Begrænsning af byggestøv kan dermed forbedre luftkvaliteten og borgernes sundhed.

- **Varedistribution i byen:** Initiativer inden for varedistribution omhandler i vid udstrækning nytænkning af varelevering på en anden (og potentielt mere effektiv) måde. Det omfatter f.eks. nye mobilitetsløsninger eller konsolidering af vareleverancer til et samlet distributionscenter.

For hvert emne er identificeret en række spændende og relevante initiativer, der kan reducere luftforurening og eksponeringen herfor. Eksemplerne kommer fra forskellige byer i Skandinavien, det øvrige Europa, Canada, USA og Sydøstasien. Der er identificeret i alt 45 initiativer inden for de otte emner. De 14 mest relevante initiativer er uddybet i inspirationskataloget.

METODISK TILGANG

Inspirationskataloget er gennemført som en kvalitativ undersøgelse. Emnerne er udvalgt i samarbejde med Københavns Kommune på baggrund af viden fra videnskabelig litteratur og praksis. Initiativerne er identificeret gennem interview med relevante eksperter, litteratursøgning samt gennemgang af forskellig relevant litteratur.

LÆSEVEJLEDNING

De otte emner med tilhørende initiativer gennemgås nedenfor i hvert sit kapitel. Afslutningsvis indeholder inspirationskataloget i Kapitel 10 en perspektivering på tværs af emner og initiativer. Perspektiveringen fremhæver kombinationer af initiativer, som virker særligt lovende, og som kan give inspiration til ekspertgruppen og Københavns Kommunes videre arbejde. I kapitlet fremhæves desuden en storby, som med succes har igangsat en kombination af initiativer, der har vist en god eller lovende effekt.



2 Miljøzoner i byen

En miljøzone er et afgrænset geografisk område, hvor der er indført begrænsninger for eller krav til trafikkens udledninger. Miljøzoner er interessante i forhold til luftforurening, da de således kan have en direkte effekt på sundhedskonsekvenser af luftforurening i zonen. Miljøzoner findes typisk i et tætbefolket område (Holman, Harrison, & Querolc, 2015). Miljøzoner er et hyppigt anvendt styringsinstrument, og mere end 250 europæiske storbyer har indført miljøzoner i forskellige udformninger, herunder Danmark (Transport & Environment, 2019). Miljøzoner har hidtil fokuseret på trafikudledninger, men har også potentiale til at adressere afbrændingen af fast affald, madlavningsbrændstoffer og industrielle udledninger. Miljøzoner kan udformes som *clean air zones,* der også indbefatter industrier, hvis udledninger særligt bidrager til luftforurening (C40 Knowledge Hub, 2019). En udfordring ved miljøzoner er, at den primært vil skabe forbedringer i luftkvaliteten lokalt inden for miljøzonen, og at luftforureningen eventuelt blot flyttes ud af zonen (Public Health England, 2019). Det er derfor ofte nødvendigt at supplere en miljøzone med skærpelser for udledninger i hele byer og områder for at få den optimale effekt (C40 Knowledge Hub, 2019).

Det vurderes, at miljøzoner kan resultere i, at:

1 flere borgere skifter deres køretøjer ud med mindre forurenende køretøjer, hvilket resulterer i reducerede udledninger og dermed mindre luftforurening generelt i en tætbefolket miljøzone.

2 flere borgere vælger ikke at foretage en rejse med et køretøj ind i miljøzonen, hvilket medfører reducerede udledninger *inden for* zonen.

UDVALGTE INITIATIVER

De udvalgte initiativer inden for emnet er:

Initiativ 1. Ultra Low Emission Zone (London, England)

I april 2019 indførte London som det første sted i verden en *Ultra Low Emission Zone (herefter ULEZ)*. Indførelsen af den nye miljøzone skete som led i bestræbelserne på at begrænse luftforureningen i London, som tidligere på året var blevet stemplet som værende til fare for folkesundheden for borgere i London (Evening Standard, 2019). Indførelsen af miljøzonen betyder, at der i London nu er to forskellige områder, der enten sætter begrænsninger for eller opkræver betaling for køretøjer inden for zonen. Det ene område med den nyligt indførte *ultra*-miljøzone (ULEZ) er identisk med den eksisterende zone med trængselsafgift (se initiativ 7 i kapitel 3 om trængselsafgiften i London). Det andet område består af en normal miljøzone, som ikke berøres her.

Initiativet er interessant, da der allerede er eftervist meget positive resultater umiddelbart efter indførslen. Det inkluderer bl.a. en betydelig reduktion i antallet af køretøjer, der ikke overholdt emissionsstandarderne inden for zonen. Så hurtigt målbare effekter viser, at befolkningen hurtigt har valgt at tage restriktionerne til sig, og disse reaktioner er vigtige at have for øje ved implementering af lignende miljøzoner andre steder.

Miljøzonen er, modsat trængselsafgiften i byen, gældende hele døgnet alle ugens dage. Køretøjer inden for miljøzonen i London skal overholde følgende emissionsstandarder (de såkaldte EURO-normer), hvis køretøjet skal fritages for afgift:

- EURO 4-norm for benzinbiler og varevogne, køretøjer, der er mindre end 14 år gamle i 2019
- EURO 6-norm for dieselbiler, dieselbiler, der er mindre end fem år gamle i 2019
- EURO 6-norm for dieselvarevogne, dieselvarevogne, der er mindre end fire år gamle i 2019
- EURO 3-norm for motorcykler og andre L-kategori-køretøjer
- EURO 6-norm for lastbiler, busser og rutebiler.

Køretøjer, som ikke kan leve op til ovenstående standarder, skal betale en afgift på 12,50 £ pr. dag for biler, motorcykler og varevogne og 100 £ pr. dag for lastbiler og busser/rutebiler. Disse afgifter kan betales via en app, online eller via tilmelding til autopay. Miljøzonen håndhæves ved kameraer, som aflæser køretøjernes nummerplade, når de kører ind i miljøzonen. Den aflæste nummerplade kontrolleres i en database af registrerede køretøjer, som tjekker, om de overholder de fastsatte emissionsstandarder, har betalt den daglige afgift eller er fritaget fra afgift (Urban Access Regulations in Europe, 2019).

Det er som nævnt ovenfor muligt at betale en afgift for at få tilladelse til at køre inden for miljøzonen. For at give et ekstra økonomisk incitament til overholdelse af emissionsstandarderne har man ved indførelsen af den nye ultra-miljøzone valgt også at inkludere en skrotningsordning, hvor mikrovirksomheder, eneforhandlere og velgørende institutioner har mulighed for at få støtte til at udskifte køretøjer, der ikke overholder de fastsatte emissionsstandarder (Transport for London, 2019). På den måde er initiativet designet til at tilskynde et skift mod mere bæredygtige transportmidler, såsom gang, cykling og offentlig transport.

En statusrapport udarbejdet efter de første fire måneder viser positive resultater af miljøzonen (Greater London Authority, 2019):

- Fire måneder efter indførelsen var den gennemsnitlige andel af køretøjer, der overholdt emissionsstandarderne, omtrent 73 % inden for trængselsafgiftstimerne[2] og 75 % inden for hele døgnet. Til sammenligning var den gennemsnitlige andel 39 % i februar 2017, og 61 % i maj 2019.
- Fra marts til juli 2019 skete der en reduktion svarende til cirka 12.500 færre køretøjer, der ikke overholder standarderne, på en gennemsnitlig dag i zonen. Det svarer til en reduktion på over en tredjedel.

Initiativ 2. Zona a traffico limitato Area B (Milano, Italien)

I Milano, med den næststørste befolkning i Italien og et historisk centrum, blev øgede trafikpropper og luftforurening et problem for byen. Indførelsen af en miljøzone havde til formål at komme dette til livs og fremme offentlig transport og mobilitet i byen. I 2012 fik Milano sin første miljøzone, der dækker ca. 8 kvadratkilometer i byens historiske centrum (Sootfreecities.eu, 2019). Byen har fra februar 2019 indført en ny ekstra miljøzone, der dækker 72 % af byens areal og 97,6 % af byens indbyggere (Eltis, 2019).

Den nyindførte miljøzone, som dækker næsten alle byens indbyggere, gør initiativet interessant at inddrage i inspirationskataloget. Årsagen er, at projektet i fremtiden vil kunne sige noget om – ikke kun en bydels men - en hel bys luftkvalitet og dermed om luftkvalitetens effekter på borgernes sundhed. Derudover er dette initiativ også interessant, fordi man har indført forskellige rabatter, der tilskynder til en højere grad af brug af offentlig transport.

Den følgende beskrivelse dækker den nye vidtrækkende zone kaldet: *Zona a traffico limitato Area B*. Ved indførelsen af den nye miljøzone var der følgende krav til emissionsstandarder, gældende for perioden mandag til fredag kl. 7.30 til 19.30, ekskl. helligdage (Comune di Milano, 2019):

- EURO 1-norm for benzinbiler
- EURO 4-norm for dieselbiler
- EURO 1-norm for benzindrevne erhvervskøretøjer
- EURO 4-norm for dieseldrevne erhvervskøretøjer
- EURO 2-norm for totaktsmotorcykler.

Reglerne i området skærpes løbende, og fra oktober 2019 skal køretøjerne i området møde progressivt stigende standarder frem mod 2030, hvor alle dieseldrevne køretøjer vil være forbudt (Comune di Milano, 2019). Miljøzonen håndhæves ved hjælp af kameraer og bøden for forseelser er 80 € (Urban Access Regulations in Europe, 2019).

Indførelsen af den udvidede miljøzone ledsages af muligheden for at få offentligt tilskud til at udskifte køretøjer, der ikke møder standarderne, med mindre forurenende køretøjer. F.eks. er det muligt at modtage et tilskud til at udskifte køretøjer, hvis man kører en taxiservice, eller er en familie bosiddende i Milano. Dette er ligeledes muligt for mikro-, små og mellemstore virksomheder. Som en

[2] Trængselsafgiftstimerne er mellem kl. 7 og 18 mandag til fredag

del af initiativet kan familier også modtage et prisnedslag ved køb af årskort til offentlig transport (Comune di Milano, 2019).

Effekten af den udvidede miljøzone er endnu ikke undersøgt. Dog forventes udvidelsen af miljøzonen at halvere PM_{10}-forureningen i 2022 og halvere byens NO_X-forurening i 2026. Dette vil reducere de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening ved at bo i byen (C40, 2019).

Initiativ 3. Zona de Bajas Emisiones Madrid Central (Madrid, Spanien)

I november 2018 indførte Madrid en miljøzone, kendt som Madrid Central. Zonen dækker et område på 4,72 km². For at køre ind i miljøzonen kræves en autorisation eller et gyldigt miljømærke[3]. Brugen af miljømærker, og hvordan beboere i miljøzonen er indtænkt i udformningen, gør initiativet i Madrid interessant, fordi der kan findes inspiration til en miljøzoneløsning, hvor der tages hensyn til lokale beboere, samtidig med at der er sat høje ambitioner inden for en kort tidshorisont.

Følgende regler gælder for kørsel i miljøzonen (Ayunamiento de Madrid, 2019):

- Beboere og køretøjer med "nul emissions"-mærke må cirkulere frit i zonen og parkere uden tidsrestriktion
- Køretøjer med et "eco"-mærke må køre ind i og parkere i maksimum to timer
- Køretøjer med mærke "C" eller "B" må kun køre ind i miljøzonen og parkere på en offentlig parkeringsplads, en privat garage eller en privat parkeringsplads
- Køretøjer uden et miljømærke må ikke køre ind i miljøzonen, medmindre de har modtaget en autorisation (permanent, midlertidig eller for en enkelt dag), der kan fås, hvis man er gæst til en registreret beboer, har nedsat mobilitet som følge af et handicap, har særlige ærinder, er indehaver af en parkeringsplads, eller har erhvervsmæssig aktivitet i området
- Hvis beboere i zonen køber en ny bil, skal den møde EURO 3-normen for benzinbiler og EURO 4-normen for dieselbiler (Urban Access Regulations in Europe, 2019).

Miljøzonen bliver implementeret i faser. I de første par måneder var der ikke bøder for forseelser (nu 90 €), og emissionsstandarderne bliver langsomt skærpet. Fra 1. januar 2020 vil beboernes gæster ikke længere kunne parkere i miljøzonen uden et miljømærke, og fra 1. januar 2025 må hverken beboere eller øvrige køre ind i miljøzonen uden et gyldigt miljømærke. Miljøzonen håndhæves ved brug af kameraer (Urban Access Regulations in Europe, 2019). Der er dog planlagt lettelser i miljøzonen, som vil træde i kraft i 2020 (El País, 2019).

Da miljøzonen stadig er relativt ny, er der ikke udført en officiel undersøgelse af effekten. Men man forventer at opleve nogle af de samme effekter, som andre europæiske storbyer har oplevet som følge af skærpelse af emissionsstandarder m.m. Indtil videre har det Tekniske Universitet i Madrid udført en undersøgelse

[3] For specifikationer om kravene for miljømærkerne se: http://www.dgt.es/es/seguridad-vial/distintivo-ambiental/index.shtml

af de miljømæssige effekter af miljøzonen, der viser følgende (Greenpeace, 2019):

- NO_X-gasser faldt med 38 % og CO_2 med 14,2 % inden for zonen i løbet af den første måned efter, at den var implementeret
- NO_X blev i samme periode reduceret med 9 % og CO_2 med 2 % i hele byen.

Ovenstående kan tilskrives færre kørte kilometer med bil i byen samt en ændring i bilparken mod mindre forurenende biler. Derudover beskrives det, at trafikken er reduceret med 5,8 % inden for zonen, 3,3 % i zonens omrids, og 2,6 % i hele byen. Det viser, at Madrid Central ikke blot har forflyttet trafikken til andre steder i Madrid. Denne trafikreduktion ses dog ikke i Madrids kommune generelt, ej heller udenfor hovedstaden, hvor private køretøjer stadig i højere grad anvendes end offentlig transport (Greenpeace, 2019).

ANDRE INITIATIVER

Brugen af miljøzoner ses i en lang række andre europæiske byer. Her følger referencer til andre miljøzoner i europæiske byer:

Crit'air miljømærkning (Paris, Lyon, m.fl., Frankrig). Der findes forskellige typer miljøzoner i flere franske byer, hvor det er påkrævet, at køretøjer har et gyldigt Crit'air-miljømærkat. Et eksempel er ZPA-zonerne, der er vejrafhængige miljøzoner. https://www.lez-france.fr/dk/

Umweltzone (München og Berlin, Tyskland). Miljømærkning i tyske storbyer. http://gis.uba.de/website/umweltzonen/index_engl.html

Miljözoner (Stockholm, Göteborg, m.fl., Sverige). Kommuner kan blokere specifikke, tunge køretøjer fra særlige miljøbelastede områder i flere svenske byer. https://www.transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/Miljo/Miljozoner/

Zona Traffico Limitato (ZTL) (Rom, Firenze, m.fl., Italien). Trængselsafgifter, der også er afhængige af køretøjets udledning, er indført i flere italienske byer, hvilket mere eller mindre begrænser indkørsel i centrum. https://italien.um.dk/da/rejse-og-ophold/rejse-og-ophold-i-italien/koersel-i-italien/miljoezoner

PERSPEKTIVERING

Miljøzoner er et yndet tiltag for at mindske luftforurening i byerne. Dette skyldes, at tiltaget fremmer brugen af lavemissionskøretøjer og i visse tilfælde helt forbyder køretøjer, der forurener meget. Dette har en tydelig positiv effekt på luftkvaliteten, hvilket også ses i London-initiativet, hvor man allerede kan måle positive effekter. I Danmark er der også vedtaget et lovforslag om miljøzoner for dieseldrevne lastbiler, busser og varebiler i en række større danske byer, herunder København. Det vedtagne lovforslag omhandler dog ikke private personbiler, som tilfældet er i en række af de præsenterede initiativer (Miljø- og Fødevareministeriet, udat.).

De tre beskrevne initiativer har både fællestræk og forskelle. Alle tre miljøzoner er ambitiøse initiativer, der har tiltrukket opmærksomhed verden over: *ULEZ* har indført de mest restriktive standarder for køretøjer i en indre bydel til dato, og initiativet modtog derfor C40-prisen *The Future We Want Breathes Clean Air* (C40, 2019). *Zona a traffico limitato Area B* i Milano er særligt ambitiøs grundet omfanget af miljøzonen og de relativt høje krav til køretøjstyper og emissionsstandarder. *Zona de Bajas Emisiones Madrid Central* i Madrid har særligt fået opmærksomhed ved sit ambitiøse mål om, at det allerede i 2025 primært vil være 'nul'- eller lavemissionsbiler, der vil have tilladelse til at køre i Madrid Central (C40, 2019). Der er dog en række begrænsninger, heriblandt at beboere er undtaget fra reglen.

Et andet fællestræk er, at der for alle tre initiativer er planlagt fremtidige skærpelser af miljøzonerne. Der er f.eks. planlagt en stor udvidelse af miljøzonen i London i oktober 2021. For miljøzonerne i Milano og Madrid er der fastlagt datoer for, hvornår der indføres skærpelser for, hvilke køretøjer der må køre i områderne. Virksomheder og beboere, der vil blive omfattet af udvidelserne og skærpelserne i de respektive storbyer, får som følge af de bekendtgjorte skærpelser tid til at planlægge i overensstemmelse hermed.

Samtlige miljøzoner anvender kameraer til at håndhæve miljøzonens regler om emissionsstandarder. I London og Milano anvendes kameraer til registrering af køretøjernes nummerplader, mens køretøjerne i Madrid skal have et miljømærke. I London og Milano er det tilladt at eftermontere udstødningsfiltre for at overholde emissionsstandarderne i miljøzonerne, mens dette ikke er tilladt i Madrid (Urban Access Regulations in Europe, 2019).



3 Vejafgift i byen

Vejafgift eller trængselsafgifter betales, når et køretøj enten krydser en grænse for en zone eller kører ind i et geografisk område (Sumalee, 2008). Der kan være flere formål med at indføre vejafgift, f.eks. ønsket om at indføre trafikregulering i større byer eller sikre en finansieringskilde til offentlig transport og forbedringer af vejnettet. Vejafgifter er også et interessant initiativ i forhold til luftforurening, fordi erfaring viser, at indførelsen af afgifter vil reducere antallet af køretøjer i den pågældende zone (Centre for Public Impact, BCG, 2016), (Tri-State Transportation Campaign, 2018), (Vegnett.no, 2018).

Både miljøzoner og vejafgifter kan skabe samme resultat i form af færre biler i et bestemt område, men har ofte forskellige formål. Hvor miljøzoner anvendes til at mindske udledninger fra trafikken, anvendes vejafgifter til at mindske trafikken (trængsel) og/eller som finansieringsmiddel. Vejafgifter sætter derudover en begrænsning på (i princippet) alle køretøjer, mens miljøzoner sætter en begrænsning på de værst forurenende køretøjer. Mulige udfordringer ved vejafgifter er, at eventuelle indledende reduktioner i trafikmængden efterfølgende kan blive neutraliseret, idet borgerne vænner sig til afgiften (DR, 2011), og trafikmængden igen stiger. Det betyder, at hvis borgerne fortsætter deres eksisterende trafikmønster og ikke ændrer adfærd, vil luftforureningen ikke blive reduceret, og vejafgiften får dermed ikke en positiv effekt på befolkningens udsættelse for forurenet luft.

Vejafgifter kan resultere i ændret adfærd, hvor:

1 borgere og pendlere fravælger bilen og anvender alternative transportformer såsom offentlig transport, cykling eller gang. Dette kan mindske luftforurening generelt og/eller inden for afgiftsområdet.

2 borgere og pendlere fortsat kører ind i området, men vælger at betale afgiften. Dette skaber et finansieringsgrundlag til andre initiativer, der f.eks. kan være med til at nedsætte luftforureningen.

UDVALGTE INITIATIVER

De udvalgte initiativer inden for emnet er:

Initiativ 4. Londons trængsels-afgift (London, England)

Før London introducerede en miljøzone, introducerede byen trængselsafgifter i 2003. Trængselsafgifterne blev indført med det formål at reducere antallet af private biler, der kører ind i det centrale London i løbet af dagen. Da beslutningen om at indføre afgiften var truffet, blev der igangsat en omfattende oplysningskampagne, der skulle informere byens borgere om initiativet (Centre for Public Impact, BCG, 2016).

Indledningsvis skulle bilister betale 5 £ for at køre i det centrale London (BBC, 2013). Denne afgift er løbende steget, og området er udvidet. I dag skal bilister betale en afgift på 11.50 £ for at køre i trængselsafgiftsområdet mellem kl. 7 og 18 mandag til fredag. Indbyggere i trængselsafgiftsområdet får 90 % rabat på afgiften. Visse andre køretøjer kan også modtage en rabat, f.eks. udstedes en rabat på 100 % for køretøjer, der lever op til EURO 6-emissionstandarden. Trængselsafgiftsområdet dækker i dag samme areal som den nye miljøzone (ULEZ), beskrevet i kapitel 2. Det betyder, at trafikanter inden for zonen i det givne trængselstidsrum potentielt skal betale både trængselsafgift og miljøzone-afgift i tilfælde af, at deres køretøj ikke opfylder emissionsstandarderne i miljøzonen (Transport for London, 2019).

Initiativet i London er foruden at være et af de mere kendte eksempler interessant, da byen netop kombinerer trængselsafgift med miljøzoneafgift.

Trængselsafgiften kan betales via en app, ved tilmelding til autopay eller online. Onlinebetaling er muligt 90 dage forud for kørsel i zonen og indtil midnat dagen efter kørsel i området. Skilte i vejsiden markerer trængselsafgiftsområdet. Når man kører ind i området, aflæser kameraer automatisk køretøjernes nummerplade og holder den op mod en database over dem, der har betalt afgiften, er registreret ved autopay, eller har fået godkendt rabat (Transport for London, 2011). Der er opsat kameraer 197 steder i London.

De indledende omkostninger for at indføre initiativet var omtrent 180 millioner £ og blev dækket af staten (NYC Global Partners, 2012). Driftsomkostningerne var i 2007 131 millioner £, og nettoindtægterne var 137 millioner £ (Transport for London, 2008).

Allerede kort tid efter indførelsen var der en effekt af trængselsafgiften. Resultater inkluderede bl.a. (Centre for Public Impact, BCG, 2016):

- Et år efter indførelsen var der sket en 37 %'s stigning i passagerantallet på de busser, der kører ind i trængselsafgiftsområdet.
- Udledningen af drivhusgasser blev reduceret med 16 % fra 2002 til 2003. NO_X- og PM_{10}-partikler blev reduceret med henholdsvis 18 % og 22 % pr. 2004.
- I 2006 havde trængselsafgiften reduceret trængslen i det centrale London med 26 % sammenholdt med niveauet i 2002.

Initiativ 5. Stockholms trængselsafgift (Stockholm, Sverige)

I 2004 vedtog den svenske regering at indføre en trængselsafgift for Stockholms centrum. I januar 2006 begyndte en syv-måneders prøveperiode, og efter en folkeafstemning blandt byens beboere fulgte en permanent ordning i august 2007.

Inden projektets begyndelse var op mod 80 % af Stockholms indbyggere imod at indføre vejafgifter, og emnet fyldte en del i de svenske medier. Da prøveperioden var ovre, og resultaterne talte sit tydelige sprog, var folkestemningen ændret drastisk. Efter en folkeafstemning indførte man systemet permanent, samtidig med at man ændrede det fra et gebyr til en skat.

Foruden at Stockholm er en by, som på mange måder minder om København, er det ændringen i folkestemningen omkring vejafgifter, der gør tiltaget i Stockholm til et interessant initiativ.

Systemet, der er fuldt ud automatiseret, baserer sig på nummerpladegenkendelse. Betalingsanlæg med kameraer opfanger gennemkørende bilers nummerplader ved både kørsel ind i og ud af zonen. En gang om måneden udsendes en opgørelse over de samlede afgifter til bilens ejer. Omkostningerne kan betales enten elektronisk eller via bankoverførsel. Udrykningskøretøjer, motorcykler, knallerter og busser med en samlet vægt på mindst 14 ton er undtaget afgiften.

Da projektet begyndte i januar 2006, kostede det 10, 15 eller 20 SEK at komme ind eller ud af centrum, afhængigt af tidspunktet på dagen i tidsrummet 6.30 til 18.30 på hverdage. En daglig maksimumpris for flere passager var sat på 60 SEK (U.S. Department of Transportation, 2017). Priserne blev opdateret i 2016 og er i dag yderligere differentieret i forhold til tidspunkt på dagen. Der er ingen afgifter i weekenderne, på helligdage eller i juli måned. Systemet administreres af Trafikverket og Transportstyrelsen. Den oprindelige investering var på 2 milliarder SEK og inkluderende prøveperioden og driftsomkostningerne det første år. De årlige driftsomkostninger ligger i dag på omkring 100 millioner SEK, mens de årlige nettoindtægter er 1,3 milliarder SEK (2016) (Tri-State Transportation Campaign, 2018).

Formålet med tiltaget var at reducere trængslen og forbedre rejsepålideligheden og sundheden gennem forbedret luftkvalitet. Umiddelbart efter at pilotprojektet trådte i kraft, faldt trafikken betydeligt. Sammenlignet med 2005-niveau var trafikmængden reduceret med ca. 22 % og trængslen med mellem 30-50 %. Antallet af passagerer med offentlig transport steg samtidig med 4-5 % (Tri-State Transportation Campaign, 2018). Trængselsafgiften medførte ligeledes et fald i emissioner og partikler, såsom CO_2, NO_X og PM_{10}. Det vurderes, at der årligt i Stockholms indre by vil være 20-25 færre for tidlige dødsfald som følge af trængselsafgiften.

Göteborg introducerede en lignende trængselsafgift i 2013, der var modelleret efter trængselsafgiften i Stockholm.

Initiativ 6. Electronic Road Pricing (Singapore, Singapore)

Singapore var i 1998 den første by i verden, der introducerede et *Electronic Road Pricing (ERP)*-system med det formål at mindske trængslen og forbedre rejsepålideligheden. Forud for dette havde byen haft et lignende manuelt og mere arbejdskrævende system, der havde været i brug siden 1975 og oprindeligt dækkede det centrale forretningsdistrikt i byen.

Singapore som initiativ er interessant, da de var de første i verden med den automatiske løsning, og fordi den tekniske løsning adskiller sig fra Londons og Stockholms.

ERP-systemet er fuldautomatisk, og der er opstillet betalingsanlæg i byen, der registrerer passerende køretøjer. Alle køretøjer er udstyret med en såkaldt *in-vehicle unit* (IU), der skal være placeret i køretøjets forrude. IU'en er udstyret med et kort med en chip, der har et minimumsbeløb på 20 S$. Det er således et system, der er opbygget efter samme system som f.eks. det danske rejsekort. IU'en koster et engangsbeløb på 150 S$ (Menon & Guttikunda, 2010). For hver køretøjstype er knyttet en bestemt IU med egen farvekode. De forskellige farvekoder er et tiltag, der skal sikre mod svindel. Køretøjer er inddelt i følgende klasser: i) biler, ii) taxaer, iii) motorcykler, iv) lette lastvogne, v) tunge lastvogne, vi) busser og vii) udrykningskøretøjer, hvoraf sidstnævnte helt er fritaget for afgifter.

De opstillede betalingsanlæg har en radiofrekvens, der kommunikerer med bilens IU. Afhængig af køretøjstypen, tidspunktet, trængslen og ruten udregnes og fratrækkes afgiften fra bilens chipkort, der vises på IU'ens skærm. Opsatte kameraer registrerer nummerpladen på køretøjer, der ikke har en IU i forruden, hvilket udløser en bødestraf. Der skal ligeledes betales en bøde, hvis det indsatte beløb er utilstrækkeligt. Størrelsen på afgifterne revideres hver tredje måned for bedst at kunne afspejle den reelle trafik og behovet for regulering. Der er ingen afgifter om søndagen eller på helligdage.

Investeringsomkostningerne for ERP-systemet var omkring 200 millioner S$, samt årlige driftsomkostninger for 25 millioner S$. De årlige nettoindtægter beløber sig til cirka 150 millioner S$, der bl.a. bruges til bedre offentlig transport, samt forbedret fodgænger- og cykelfremkommelighed (Tri-State Transportation Campaign, 2018). Ud over indførelsen af ERP-systemet har Singapore hævet parkerings- og ejerafgifterne, samt frekvensen af bus- og togafgange. Regeringen udsteder ligeledes bilejerskabscertifikater for at kontrollere størrelsen af køretøjsparken.

Efter indførelsen af ERP-systemet er antallet af køretøjer, der kører ind i centrum, faldet med 24 %, mens gennemsnitsfarten er steget fra 30-35 km/t til 40-45 km/t (Tri-State Transportation Campaign, 2018). Fra 2012 til 2016 steg antallet af rejser foretaget med bus og tog fra 5,5 millioner ture til 6,1 millioner ture. Samtidig faldt antallet af rejser foretaget af private for første gang siden 1997 (Land Transport Authority, 2018). Der foreligger ikke undersøgelser, der dokumenterer forureningsreduktionen og de forbedrede sundhedsforhold, men reduktionen i trafikmængderne indikerer ganske betragtelige effekter.

ANDRE INITIATIVER

Vejafgifter er ikke kun afgrænset til de nævnte initiativer. Også Malta og flere norske byer har indført vejafgifter:

Controlled Vehicular Access (CVA) (Valletta, Malta). Bruger automatisk nummerpladegenkendelse og kameraer til at monitorere køretøjer, der kører ind i zonen. Afgiften beregnes på baggrund af den tid, køretøjet har opholdt sig i området. https://www.cva.gov.mt

Betalingsringe (Trondheim, Kristiansand og Tønsberg, m.fl., Norge). Foruden Bergen og Oslo har flere norske byer indført eller har haft indført et lignende system.

PERSPEKTIVERING

Vejafgifter er et middel, der har vist sig at have stor virkning i forhold til at reducere trafik i storbyer. En positiv sideeffekt har været, at vejafgifter ofte har medført en bedre luftkvalitet til fordel for byernes beboere, da det har mindsket den indkørende trafik. At afgifterne begrænser sig til et bestemt geografisk område resulterer i nogle tilfælde i, at trafikken, og derved luftforureningen, blot flyttes til området uden for vejafgiftszonen.

I Europa er vejafgifter ikke et lige så anvendt styringsinstrument som miljøzoner. De valgte initiativer viser forskellige eksempler på, hvordan vejafgifter kan udformes. De er alle tre i dag udformet som fuldautomatiserede løsninger, der ikke kræver, at man skal stoppe i et betalingsanlæg, men hvor kameraer og radiofrekvenser anvendes til at registrere et køretøjs færden. Det er dog forskelligt, hvorvidt:

- det kræves, at man køber en chip eller apparat, der skal sidde i foruden, som i Singapore, eller om
- betalingsovergangene monitoreres via nummerpladeregistrering, som i Stockholm og London.

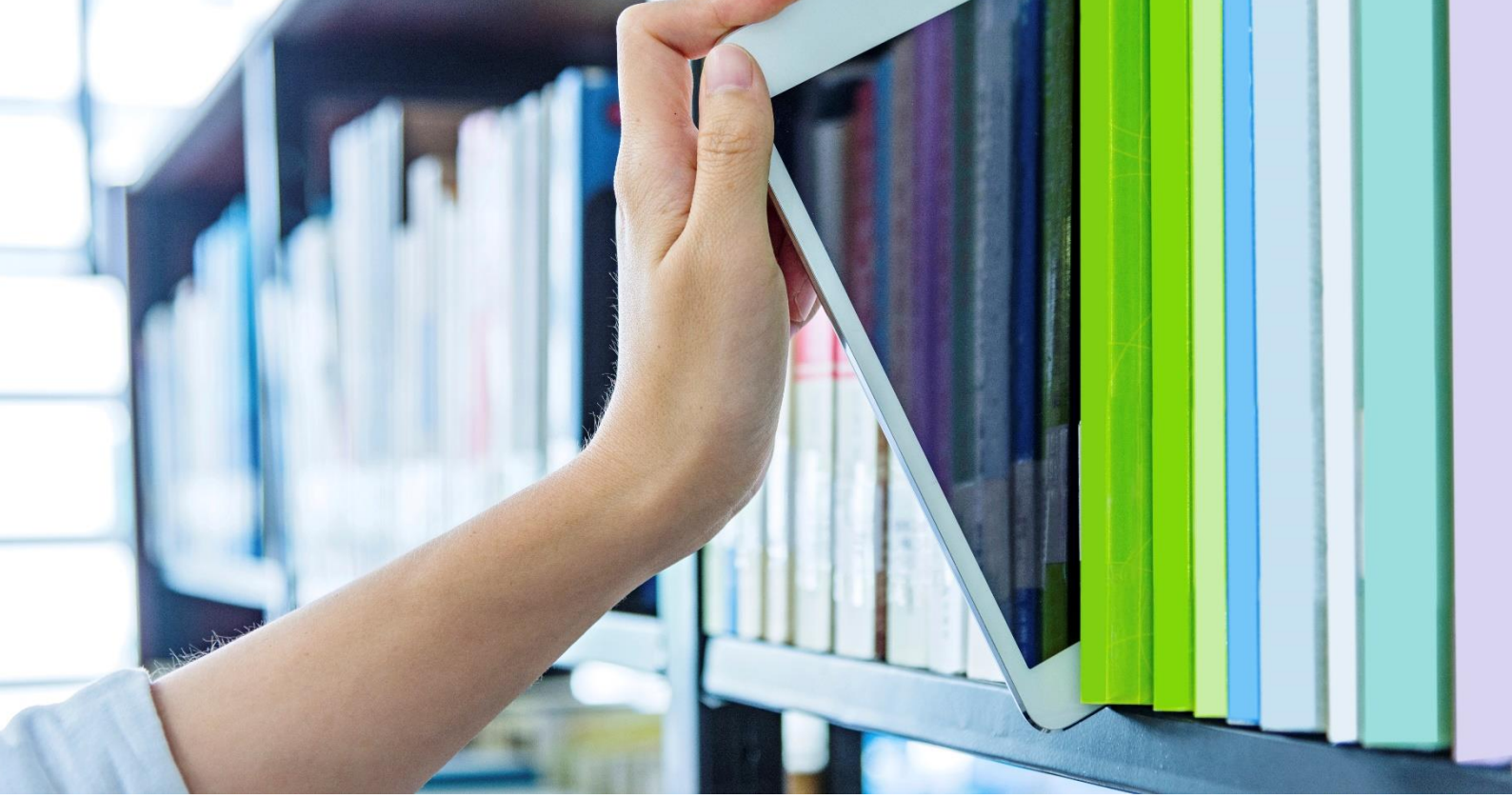
Derudover er samtlige beskrevne initiativer udformet som en form for trængselsafgift. I London og Stockholm skal der kun betales afgift i myldretiden. I Singapore er køretøjer undtaget for at betale afgift på søndage og helligdage. Herudover er der også i Singapore og Bergen indført tidsdifferentierede afgifter, hvor afgiften er højere i myldretiden.

I tråd med ovenstående er der forskel på, hvorvidt afgiften for at køre i zonen er af varierende størrelse baseret på forskellige parametre som f.eks. køretøjstype, antal passagerer og rute. Afgiften kan variere efter køretøjstype og antallet af krydsninger ind og ud af zonen. I London betaler man maksimalt for en passager pr. dag, mens man i Stockholm betaler pr. passager ind i trængselsområdet, dog stadig med et maksimumbeløb pr. dag.

I London er det muligt for bestemte lavemissionskøretøjer at opnå en rabat på afgiften eller helt at blive fritaget for at betale afgiften. På den måde kan vejafgiften få et islæt af miljøzoner, idet parametre, såsom hvor meget bestemte køretøjer forurener, kan tages i betragtning i forhold til størrelsen af afgiften. I

London er det dertil også særligt, at borgerne, der bor inden for trængselsafgiftsområdet, kan få en afgiftsreduktion på 90 %.

De forskellige byer har forskellige betalingsmetoder til vejafgiften. Singapores chip virker på mange måder som det danske Rejsekort, hvor man indsætter penge som depositum. Hver gang man passerer zonen, bliver der trukket penge fra chippen. I London tilskyndes en autopay-løsning med en daglig rabat på 1 £. I Autopay-løsningen trækkes der automatisk hver måned et beløb svarende til det antal dage et køretøj har kørt i betalingsområdet. Derudover er online betaling eller betaling via en app for enkeltture en mulighed. I Bergen tilskyndes købet af en bombrik. Derudover er det muligt at betale via tilsendte regninger. I Sverige sendes der en månedlig regning, som kan betales online eller via bankoverførsler.



4 Brug af apps og teknologier

Initiativer med brug af apps og teknologier har flere formål. Dels at give information til borgerne om luftforurening, dels at give borgerne muligheder for selv at handle på deres udsættelse for forurenet luft og at engagere og oplyse borgerne i forhold til at kunne deltage aktivt i debat om luftforurening.

Brug af apps og teknologi kan sikre, at borgerne har adgang til objektiv information om niveauet af, årsagerne til og kontrollerbarheden af luftforurening og de potentielle helbredseffekter f.eks. gennem varslingssystemer og ved adgang til officielle luftforureningsdata (Ramírez, Ramondt, van Bogart, & Perez-Zuniga, 2019). Derudover kan apps og teknologier præsentere borgerne for alternative handlemuligheder og løsninger på individ- og/eller samfundsniveau.

Når oplysning medfører borgerinvolvering, kan apps og teknologi også bidrage til at skabe større forståelse af årsager til luftforurening og være med til at sikre et engagement i løsning af luftforureningsproblematikkerne. Det anslås, at en øget grad af information og involvering kan være et nyttigt middel til at begrænse luftforurening i byer (Ramírez, Ramondt, van Bogart, & Perez-Zuniga, 2019).

Det vurderes, at en øget bevidsthed om og forståelse af luftforurening kan resultere i adfærdsændringer, hvor:

- borgerne skifter til en mindre forurenende adfærd, hvilket reducerer udledninger, hvilket mindsker luftforureningen i byen.
- borgerne undgår eksponering for luftforurening, hvilket giver færre sundhedskonsekvenser som følge af luftforurening for den enkelte.

UDVALGTE INITIATIVER

De udvalgte initiativer inden for emnet er:

Initiativ 7. Air Quality by Plume Labs (Global)

Air Quality by Plume Labs er en mobil app, der viser luftkvaliteten i verdens storbyer (Plume Labs, udat.). Vi har valgt at præsentere appen, fordi den giver borgere mulighed for at undgå eller reducere deres personlige eksponering for luftforurening, når de bevæger sig rundt i byen. Appen giver både live og fremadrettet luftudsigter for alle storbyer i verden.

Appens data er baseret dels på landbaserede målinger samt satellitbilleder over luftforurening. For at kunne levere luftudsigter bygger appen på en machine-learning algoritme, der hele tiden opdateres med de nyeste luftkvalitetsdata og tager højde for komplekse effekter i forhold til befolkningens aktivitet, topografi og vejr- og atmosfæriske modeller. Appens luftmål er både oplyst i forhold til WHO's definition, dvs. partikler pr. kubikmeter luft, og til sundhedsmål, som er mere anvendelige for almindelige brugere. Ud over appen har Plume også udviklet en personlig luftforureningsmåler, som borgere selv kan gå rundt med, og som måler deres udsættelse for forurenet luft via appen.

Appen har en bred berøringsflade og bliver brugt verden over af både borgere, NGO'er og regeringskontorer. Effekten af appen er endnu ikke målt, men brugerne oplever stor tilfredshed med den: Den opnår en rating på 4,6 ud af 5 i Apples app-store på baggrund af ca. 4.700 anmeldelser (App Store, u.d.).

Initiativ 8. Sarajevo Air (Sarajevo, Bosnien-Hercegovina)

Et andet interessant eksempel er en mobil app, som kombinerer luftkvalitetsdata og rejseplansdata: *Sarajevo Air*. Appen blev lanceret af FN's miljøprogram i 2019. Formålet med appen er at få borgere i Sarajevo (Bosnien-Hercegovina) til at undgå unødvendig luftforurening, når de går eller cykler i byen (BreatheLife, 2019).

Den app er relevant, netop fordi den kombinerer rejseplansdata med luftkvalitetsdata.

Det særlige ved appen er, at den beregner forskellige ruter med fokus på at undgå mest muligt luftforurening mellem et afgangs- og destinationspunkt i Sarajevo. Borgeren bliver præsenteret for to til tre alternative ruter, den anslåede rejsetid samt luftforureningsniveauet for hver rute. Appen viser med farve og luftforureningsniveauer, hvilken rute der vil eksponere borgeren for mindst luftforurening. Det gør det muligt for borgerne at handle derefter og dermed reducere deres eksponering for luftforurening (BreatheLife, 2019).

Appen er udviklet af King's College London på baggrund af eksisterende viden og teknologi fra Londons *Air Quality Network*. Den måler luftforureningen ud fra luftens indhold af partikler (PM_{10} og $PM_{2.5}$), kvælstofdioxid (NO_2) og ozon (O_3) (BreatheLife, 2019). King's College London står også bag hjemmesiden *London Air*, der er beskrevet under 'Andre initiativer'.

Appen blev lanceret i begyndelsen af 2019 og har endnu ikke fået bred udbredelse, hvilket bl.a. betyder, at det er svært at sige noget om effekten endnu. Det betyder også, at den ikke har modtaget nok vurderinger eller anmeldelser til, at der er en oversigt i App Store, der vurderer dens funktionsdygtighed.

Initiativ 9. AirQMap (Mechelen, Belgien)

AirQMap er et brugervenligt kortlægnings- og monitoreringsværktøj, der kan anvendes af cyklister og gående til at foretage mobilmålinger af luftkvaliteten på gadeniveau. Borgerinvolvering er et helt centralt element i AirQMap, da kortlægningen af luftforureningen i byerne bliver foretaget med borgernes egne mobile målere.

Kombinationen af de to elementer – kortlægning og monitorering – gør dette initiativ særligt interessant, fordi borgerne monitorerer luftkvaliteten og løbende selv indsamler nye data til AirQMap. Samtidig er borgernes egen involvering med til at skabe bevågenhed om luftforurening.

Formålet med AirQMap er at oplyse borgerne om luftkvaliteten i byerne. Den er særligt målrettet cyklister og gående og giver dem mulighed for at undgå eksponering af luftemissioner. Monitoreringsværktøjet består af en *Black Carbon*-måler, GPS og software til at sende data og synkronisere de to instrumenter (*Black Carbon*-måler og GPS). Efter at målingerne er foretaget, er det muligt for brugeren at konstruere et 'eksponeringskort' på computeren (AirQMap, 2019).

På AirQMaps hjemmeside er der tilgængelige kort over forskellige europæiske byer, hvor frivillige har været med til at måle luftkvaliteten. Kortene viser den gennemsnitlige eksponering for trafikrelateret luftforurening på bestemte cykelruter i byer (AirQMap, 2019).

Der er gennemført forskellige videnskabelige undersøgelser af værktøjet for at validere metoden (Peters, Van den Bossche, Reggente, Van Poppel, & De Baets, 2014), (Van den Bossche, et al., 2015), (Van den Bossche, et al., 2016). Derudover er det interessant, at værktøjet måler *Black Carbon*, der, som WHO har foreslået, er en bedre indikator på skadelig partikelforurening fra forbrændingskilder (særligt trafik) end $PM_{2.5}$-partikler eller PM_{10}-partikler (WHO, 2012).

ANDRE INITIATIVER

Øvrige interessante initiativer omfatter:

London Air (London, England). Hjemmeside der blandt andet præsenterer et kort over den nuværende luftforurening i London, en "vejrudsigt" for luftforurening og yderligere oplysninger om luftforurening. Hjemmesiden oplyser f.eks. om de kort- og langsigtede konsekvenser ved luftforurening. https://www.londonair.org.uk/LondonAir/nowcast.aspx.

Airparif Itine'AIR (Paris, Frankrig). Ruteplanlægger til gå-, løbe- og cykelture, der viser luftforureningsniveauet på ruten. https://www.airparif.asso.fr/actualite/detail/id/175.

Clean Air Route Finder (London, England). Interaktivt kort med mulighed for at se den mindst forurenede rute. https://www.london.gov.uk/what-we-do/environment/pollution-and-air-quality/clean-air-route-finder.

HOPE – Healthy Outdoor Premises for Everyone (Helsinki, Finland). Projekt med fokus på co-design via borger- og virksomhedsinvolvering bl.a. til

luftkvalitetsmålinger. https://ilmanlaatu.eu/ og https://www.uia-initiative.eu/en/uia-cities/helsinki.

Gemeo.io (England). En geo-lokationsapp, der bl.a. giver information i realtid om luftkvaliteten i en given by. Appen giver samtidig mulighed for at tjekke informationer om events, delecykler, restauranter, handicapadgang mv. https://geme.io/, https://airqualitynews.com/2019/08/29/geo-location-app-now-offering-real-time-air-quality-information/

Luften just nu i Göteborg (Gøteborg, Sverige). En hjemmeside, der giver information om vejret og luften i Gøteborg. Data stammer fra målestationer rundt om i byen, der indhentes hver time. https://goteborg.se/wps/portal/start/miljo/miljolaget-i-goteborg/luft/luften-just-nu/

LoV-IoT (Göteborg, Sverige). *Luft- og vandovervågning – Internet of Things (LoV-IoT)* er et innovationsprojekt fra 2017, der kombinerer monitorering af luft og vand med brugen af sensorer og Internet of Things. https://lov-iot.se, https://www.unsdsn-ne.org/wp-content/uploads/2019/08/Air-Solutions-Report_spreads_web.pdf og https://swedishcleantech.com/partner-news/2675/swedish-iot-solution-to-chile/.

In Motion (Washington, USA). *In Motion*-kampagnen anvender *community-based social marketing*-teknikker, der bl.a. går ud på at motivere lokalsamfundet gennem information om konsekvenser ved og mulighederne for deres transportadfærd. Kampagnen har været målrettet områder, som havde været eller skulle igennem fornyelse af eksisterende offentlig transport eller opførelse af nye offentlige transporttjenester, såsom en letbane eller BRT-buslinje, i håbet om, at dette ville fremme en ny adfærd. (King County Metro, 2019) og (Tools of Change, 2019).

Clean Air at Home (Toronto, Canada). En kampagne målrettet små lokalsamfund. Kampagnen havde til formål at nedsætte unge familiers eksponering for miljøforurenende stoffer i hjemmet, såsom skimmelsvamp, støv, dampe fra giftige rengøringsmidler og tobaksrøg. (Tools of Change, 2019) og (York Region, 2019).

Healthy Air Living (**Californien, USA)**. Initiativ til at forbedre sundheden og livskvaliteten for San Joaquin Valleys beboere ved at gøre luftkvaliteten til en prioritet i privat- og forretningsliv, inkl. et skoleprogram. http://www.healthyairliving.com/.

Clean Air Day (England). National storskalabegivenhed med potentiale for at nå et stort publikum, afholdt flere steder, bl.a. i England. https://www.cleanairday.org.uk/, https://cleanairday.eu/ og https://cleanairday.org/.

PERSPEKTIVERING

Det er ikke sikkert, at brug af apps og teknologier har store direkte positive effekter på luftforureningsniveauet i byen. Men deres anvendelse betyder, at befolkningen kan blive informeret og være opmærksomme på

luftforureningsproblematikker, og det kan hjælpe borgerne med handlingsalternativer i forhold til egen direkte eksponering for den lokale luftforurening.

Både appen *Air Quality by Plume Labs* og *Sarajevo Air* giver dens brugere viden om luftkvaliteten i byen. Air Quality by Plume Labs kan derudover give information om byer i hele verden og levere fremtidige luftudsigter på baggrund af en algoritme. Begge ting gør den meget anvendelig i en bred kontekst. Ydermere taler det for, at man etablerer flere og gode målere i byerne, da deres algoritme dermed kan blive endnu mere præcis, idet den bl.a. bygger på landmålinger. Appen Sarajevo Air formår ud over at give borgerne i Sarajevo mere viden også at give dem et større kendskab til byens luftforureningsniveauer i forbindelse med planlægning af deres transport rundt i byen. Begge applikationerne kan potentielt bringe ny værdi til deres brugere i form af større forståelse af luftforureningsproblematikken og medføre adfærdsændringer.

AirQMap involverer også borgere på aktiv vis og engagerer dem ved, at de bidrager til indsamling af data om luftkvaliteten i den enkelte by. AirQMap fokuserer på data om forureningsniveauerne i gadeplan i en detaljeringsgrad, hvor forskelle i eksponering på forskellige gader og strækninger kan visualiseres. Fordele ved denne type borgerinvolvering kan være større gennemsigtighed og styrket lokalt engagement, idet alle kan levere data og herigennem blive tæt involveret i udviklingen på området. Ulemperne kan være, at de indsamlede mængder af data ikke er testet eller monitoreret, og pålideligheden derved kan bestrides. Målingerne vil derfor skulle sammenholdes med de officielle målinger.

Apps er skridtet videre i forhold til at informere borgere på. Der findes også flere eksempler på, at man kan følge luftkvaliteten på hjemmesider som AirQMap for bl.a. byerne London og Göteborg. Denne løsning vurderes at være lettere tilgængelig og knap så ressourcekrævende at implementere.



5 Brændefyring i byen

Røg fra brændeovne og brændekedler udleder partikler, som forringer luftkvaliteten og påvirker folkesundheden. I en rapport udarbejdet for Region Hovedstaden blev det undersøgt, hvilken påvirkning lokale emissionskilder i regionen havde på borgernes helbred. Det blev estimeret, at 77 for tidlige dødsfald i regionen kunne tilskrives lokale emissioner fra brændeovne, hvilket var mere end tre gange så mange dødsfald, som blev tilskrevet emissioner fra transport (COWI & DCE, 2018). Anden forskning viser i den forbindelse, at brændefyring i København på en fyringssæson udleder lige så mange partikler, som et års biltrafik i byen (Solvang Jensen et al., 2015).

Mængden af partikeludledning har også noget med brændeovnens alder at gøre. Tal fra Det Økonomiske Råd anslår, at de samfundsmæssige helbredsomkostninger ved at fyre med en brændeovn fra før 1990 i København er 41 kroner pr. times fyring. Til sammenligning er de samme omkostninger 7 kroner pr. times fyring for en ny Svanemærket ovn fra 2015 (Ingeniøren.dk, 2018). Krav til fyringsanlæg fremgår af Brændeovnsbekendtgørelsen, hvoraf krav og grænseværdier fremgår. Pr. 1. januar 2019 blev det gjort ulovligt at fyre med petroleumskoks til privat opvarmning af husholdninger (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018).

Initiativ 10. Fonds Air Bois (Île de France, m.fl., Frankrig)

Fonds Air Bois-initiativet i Frankrig yder et økonomisk bidrag til husholdninger, der udskifter deres gamle brændeovne fra før 2002 eller åbne pejse med et nyere og mere energieffektivt apparat. Initiativet er et samarbejde mellem det franske miljø- og energiagentur og de lokale regioner, og har til hensigt at reducere partikelemissioner fra husstande.

For at kvalificere sig til bidraget skal en række krav til både den gamle og nye brændeovn være opfyldt. Tilskudsbetingelserne varierer afhængigt af regionerne, men ens for dem alle er, at det nye apparat skal være mærket med en syvstjernet *Flamme Verte*-miljømærkning eller være listet i agenturets register over ækvivalente enheder. Alle nyere apparater skal leve op til specifikke krav, hvad angår effektivitet og partikelemission.

Det maksimale bidragsbeløb varierer på tværs af regionerne og spænder fra 400 € til 2.000 €, dog kan der maksimalt opnås tilskud til 50 % af de samlede omkostninger (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, 2019). I nogle af regionerne er det muligt at søge om yderligere hjælp, f.eks. skatterabatter. Midlerne fra *Fonds Air Bois*-initiativet er foruden den økonomiske kompensation også gået til regionale kampagner og oplysning om god fyringspraksis.

Differentieringen af bidragsbeløbet og den fleksible udmøntning gør Fonds Air Bois-initiativet til et interessant eksempel.

Lignende initiativer, hvor man kan aflevere sin gamle brændeovn for finansiel kompensation, findes også i flere amerikanske byer.

ANDRE INITIATIVER

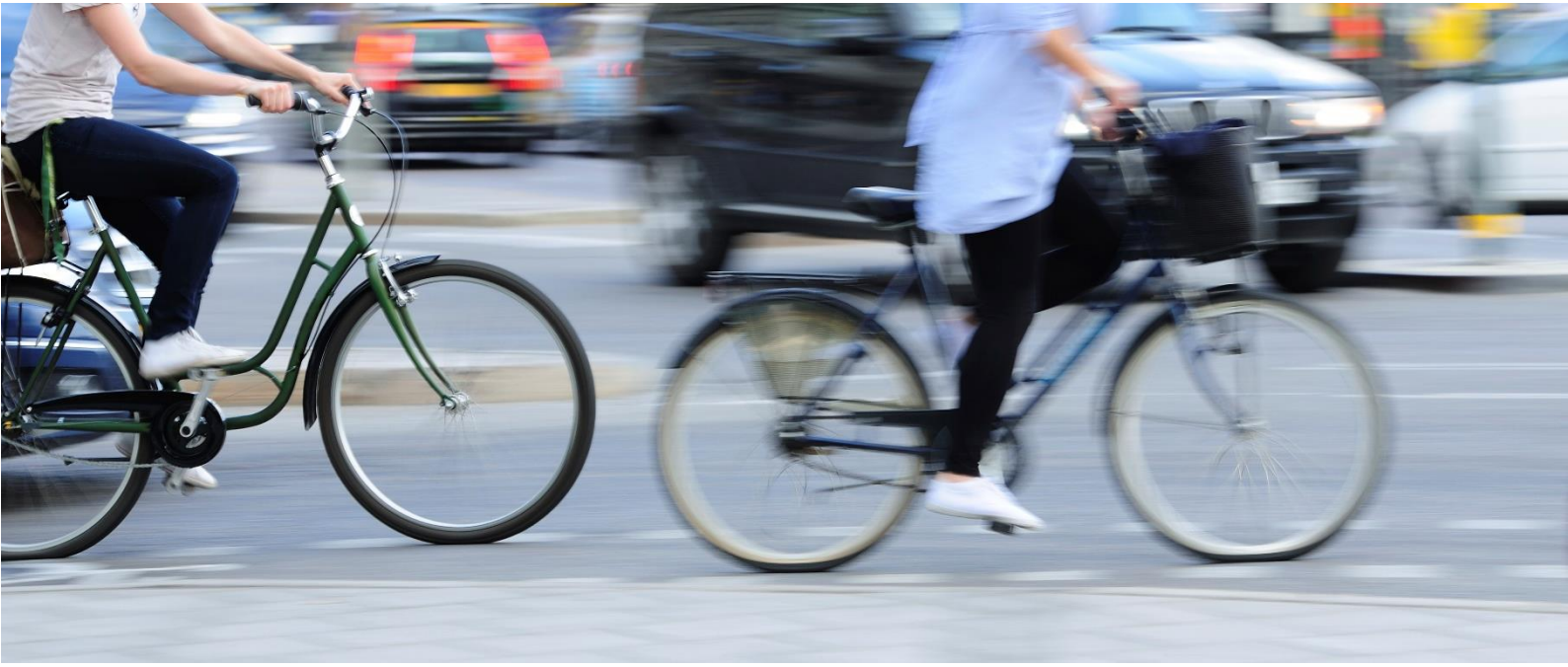
Initiativer mod brændefyring og andre fyringsformer ses i flere europæiske og amerikanske byer. De nedenstående initiativer er udformet som forbud.

Anti-smog resolution (Krakow, Polen). Totalforbud mod at fyre med fast brændsel i Krakow. https://powietrze.malopolska.pl/en/anti-smog-resolution/

Smoky Coal Ban (Dublin, Irland). Forbud mod marketing, salg og fyring af stenkul i byer med mere end 15.000 indbyggere. https://www.dccae.gov.ie/en-ie/environment/topics/air-quality/smoky-coal-ban/Pages/default.aspx

PERSPEKTIVERING

Det ses i stigende grad, at europæiske byer enten forsøger at mindske emissioner fra brændeovne eller vælger helt at forbyde brændeovne for at forbedre luftkvaliteten. De identificerede initiativer til denne undersøgelse omhandler både tiltag, der inkluderer et totalforbud, og økonomiske subsidier til brug af renere brændselskilder og til udskiftning af eksisterende brændeovne. De identificerede tiltag indeholder alle en politisk indgriben, enten via forbud gennem lovgivning eller ved at finansiere en bytte- eller skrotningsordning. Eftersom brændefyring ofte ikke er den primære varmekilde og dermed ikke nødvendig for opvarmning af hjemmet, burde restriktioner på området ikke opleves som værende af indgribende karakter. Grundet de store helbredsmæssige omkostninger forbundet med brændeovnsemissioner, kan målrettede initiativer have store sundhedsmæssige effekter.



6 Mobilitet i byen

Flere initiativer til at nedbringe de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening retter sig mod borgernes mobilitet i byen. Luftforurening og mobilitet hænger sammen, idet borgerne gennem f.eks. transport og motionsaktiviteter i byen færdes i områder, som kan være luftforurenede. Derudover kan valget af transportform bidrage til en øget eksponering for eller udledning af luftforurening. De initiativer, som retter sig mod borgernes mobilitet, omhandler særligt en ændring af borgernes færden i byen. De opfordrer bl.a. til fysisk aktivitet, tilskynder til grønne rejseformer, såsom brug af delebiler, og til gennemførelse af tiltag for at mindske luftforureningen i disse områder. De udvalgte initiativer fokuserer især på, hvordan byen i højere grad kan tilpasses fodgængere og cyklister frem for bilister og andre køretøjer.

En øget tilpasning af byrummet til ophold, fodgængere og cyklister vil kunne mindske luftforureningen og få betydning for borgernes brug af byen. Forbedringer i byrummet vil skabe bedre strukturer og mere tiltalende miljøer for fodgængere, som vil skabe en øget *walkability* (Sundhedsstyrelsen, 2019). Ifølge Sundhedsstyrelsen vil områder med høj *walkability* være karakteriseret ved at have mange destinationer og en gangvenlig infrastruktur. Dette forventes at have en positiv betydning for mængden af fysisk aktivitet hos borgerne. Dette kan medføre mere indirekte sundhedsmæssige gevinster, da fysisk aktivitet bl.a. kan bidrage til forebyggelse af hjertekarsygdomme og type 2-diabetes (Sundhedsstyrelsen, 2018).

Initiativ 11. Forbedring af "walkability" (Istanbul, Tyrkiet)

I Istanbul er der blevet igangsat et mobilitetsinitiativ, der skal øge 'walkability' i byens historiske område (*Peninsula*) (EMBARQ Türkiye, 2014). Området er karakteriseret ved en meget høj befolkningstæthed og er det centrale, kommercielle område i Istanbul, hvilket betyder, at området har tæt motoriseret trafik. Derudover er området et centralt knudepunkt for den offentlige transport, med flere forskellige former for offentlig transport.

I 2005 påbegyndte kommunen en restrukturering af det historiske byområde, og i 2013 var 295 gader omdannet til gågader. Hovedformålet med restrukturering var at forbedre livskvaliteten for borgene i området bl.a. gennem øget

walkability. For at opnå dette blev flere områder i byområdet gjort bilfrie, samtidig med at vejene i disse områder blev nyasfalteret, så de blev mere fodgængervenlige. Derudover blev affaldshåndteringen i området reorganiseret.

Dette initiativ er interessant, fordi man i Istanbul har sat fodgængernes behov først. Hovedformålet var at forbedre borgernes livskvalitet, og initiativet er dermed et eksempel på, at man har taget sundhedshensyn frem for andet, og som følge af det forbedres luftkvaliteten.

En evalueringsrapport af projektet har vist, at borgere i området vurderer, at såvel områdets *walkability* som luftkvalitet er blevet bedre som følge af initiativet (EMBARQ Türkiye, 2014). Forbedringerne vil have betydning for borgernes fysik, da området i højere grad opfordrer til fysisk aktivitet. Samtidig må det forventes, at initiativet også har betydning for luftkvaliteten i området, da større dele af byområdet er gjort bilfri.

ANDRE INITIATIVER

Af andre initiativer, der har fokus på at forbedre mobiliteten i byerne, kan nævnes følgende:

Forbud mod knallert/scooter på cykelstier (Amsterdam, Holland). Lovgivning der forbyder kørsel med knallert/scooter på cykelstierne. Køretøjerne er henvist til at køre på vejene. https://www.amsterdam.nl/snorfiets-rijbaan/

Forbedringsinitiativer for fodgængere (Moskva, Rusland). For at øge byens fodgængervenlighed har Moskva bl.a. forbedret fodgængerfelter, fjernet parkeringspladser og omdannet flodpromenaden fra motoriseret vej med tung trafik til at være forbeholdt fysisk aktivitet. https://www.unece.org/fileadmin/DAM/trans/doc/2017/wp5/2_5Sept2017_Ms_Maltseva.pdf

Bicycle Autobahn (Tyskland). En 101 kilometer lang "autobahn" for cykler, hvor der også udvikles et fremtidskoncept sammen med ti nabosamfund til cykelstien for at fokusere på bymiljøet langs ruten. http://www.rs1.ruhr/fileadmin/user_upload/RS1/pdf/RS1_Machbarkeitsstudie_web.pdf

Supercykelstier (London, England). I London bliver der etableret supercykelstier, der forbinder flere af Londons yderområder med centrum. (Greater London Authority, 2016)

PERSPEKTIVERING

Initiativer rettet mod mobilitet kan enten udformes som et tiltag, der søger direkte at mindske luftforurening ved f.eks. at regulere køretøjer, eller som et tiltag, der søger at øge attraktiviteten ved fysisk aktivitet i byrummet gennem bedre forhold for cyklende og gående.

For at forbedre mobiliteten kan der igangsættes flere projekter med udgangspunkt i de identificerede initiativer, som f.eks. søger at tilpasse byområderne til fodgængerne. Dette kan særligt gøres ved at forbedre fodgængerforholdene, omlægge trafikerede veje til bilfrie veje og inddrage parkeringspladser for at skabe større offentlige rum til ophold, fodgængere og cyklende. Mulighederne

for disse omlægninger og ændringer varierer fra by til by, og de konkrete tiltag afhænger særligt af den enkelte by. Den afledte effekt af de forbedrede byområder og en øget *liveability* for befolkningen er, at forurenende køretøjer bliver ledt uden om områderne, hvilket resulterer i bedre luftkvalitet.



7 Byudvikling

Byudvikling kan gennem konkrete tiltag medføre sundhedsmæssige gevinster for borgerne i form af mindsket eksponering for luftforurening. Denne case er udvalgt, da der i byudviklingsprojekter er potentiale for at indtænke borgernes sundhed og udsættelse for forurenet luft, når der designes funktionelle og æstetiske løsninger.

Når befolkningen i højere grad skærmes mod luftforurening gennem byudviklingsmæssige tiltag, kan de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening reduceres (WHO, 2019). Initiativerne inden for byudvikling har visse ligheder og sammenfald med særligt initiativerne inden for mobilitet. En vigtig sondring er dog, at der i byudviklingsmæssige initiativer især er fokus på, hvordan byrummet kan indrettes for i højere grad at skærme befolkningen mod luftforurening. Dermed er der mindre fokus på, hvorvidt omgivelserne opfordrer til øget fysisk aktivitet. Dette kan være i forhold til placeringen af grønne åndehuller og andre opholdspladser, såsom bænke, der f.eks. kan placeres lidt afskærmet eller tæt ved en trafikeret vej. Et andet eksempel kan være opsætning af ladestandere til elbiler, som kan fremme omstillingen i bilparken hen imod mindre forurenende køretøjer. Dermed er initiativer under byudvikling i høj grad fokuseret på de direkte positive sundhedsgevinster ved mindsket eksponering for luftforurening.

Initiativ 12. Superblocks (Barcelona, Spanien m.fl.)

I Spanien er der implementeret et byudviklingsprojekt, som særligt har fokus på at afskærme befolkningen fra luftforurening. Initiativet er interessant, fordi hovedformålet er at mindske udsættelse for forurenet luft frem for andre byudviklingshensyn som f.eks. etableringen af rekreative områder, liveability, mobilitet og klimatilpasningsinitiativer. Derudover er initiativet simpelt at implementere, og der kræves ikke store byudviklings- eller infrastrukturindsatser for at skabe forandringer for byens borgere. Endelig er Superblocks-projektet let at overføre til andre byer grundet projektets simple tilgang.

Formålet med projektet er at øge tilgængeligheden og kvaliteten af det offentlige rum for fodgængere, herunder at opnå sundhedsmæssige gevinster. Bag

restruktureringen ligger to strategier. For det første sigtes mod en tilpasning af vejnetværket og for det andet mod etablering af differentierede ruter for forskellige typer transport. Projektet er igangsat i flere spanske byer, herunder Barcelona og Vitoria-Gasteiz. Overordnet omhandler projektet etablering af såkaldte *Superblocks* i byerne, som er en restrukturering af det typiske vejnetværk i byen (Agencia de Ecología Urbana de Barcelona , 2019).

Restruktureringen sker ved, at vejnetværket i udvalgte byområder inddeles i et gitter af polygoner, som måler omkring 400 x 400 meter. Inden for hver blok er der ikke adgang for motoriserede køretøjer. Der er dog undtagelser, som f.eks. motoriserede køretøjer til beboere i området, levering af forskellige services samt udrykningskøretøjer. Derudover er der en fartbegrænsning på 10 km/t inden for blokken. Ved at anvende denne restrukturering af vejnettet opnås zoner med en begrænset aktivitet fra motoriserede køretøjer, hvilket bidrager til at reducere de motoriserede køretøjers luftforurening, og det forventes at have en positiv effekt på befolkningens sundhed i disse områder.

Det er estimeret, at 667 for tidlige dødsfald i fremtiden vil kunne forhindres med implementeringen af superblokkene i Barcelona, hvor størstedelen af de forhindrede dødsfald kan tilskrives NO_X-reduktioner. Derudover estimeres det, at superblokkene vil medføre en stigning i den forventede levetid på gennemsnitligt 200 dage for Barcelonas voksne befolkning (Mueller, et al., 2019). En anden gevinst ved restruktureringen af vejnettet vil være, at byområdet i højere grad vil opfordre til øget fysisk aktivitet. Dette er et eksempel på, at byudviklings- og mobilitetsinitiativer kan have overlappende effekter.

ANDRE INITIATIVER

Nedenstående tiltag er andre initiativer, der har et byudviklingsperspektiv, og som kan være interessante i forhold til at undgå/mindske luftforurening og fremme befolkningens sundhed:

Landstrøm til skibe (Göteborg, Sverige): Landstrøm til skibe kan resultere i færre emissioner, når krydstogtskibe ligger til kaj. https://www.portofgothenburg.com/about-the-port/greener-transport/onshore-power-supply-for-vessels/

"Healthy streets approach" (London, England): En strategi til prioritering af gang, cykling og offentlig transport for en sundere by gennem mere aktive borgere. https://tfl.gov.uk/corporate/about-tfl/how-we-work/planning-for-the-future/healthy-streets

Clean Air Zones (London, England): Installation af luftrensende teknologi ved busstoppesteder. Primært et kampagnetiltag. https://airlabs.com/2017/06/28/pollution-fighting-bus-shelters-airlabs-x-jcde-caux-x-the-body-shop/

PERSPEKTIVERING

Tiltag inden for byudvikling til at mindske luftforurening kan udformes på adskillige måder og have forskellige fokusområder. De identificerede initiativer dækker både planlægning af byrum, luftrensende teknologier og nye måder at levere

strøm og brændstof til krydstogtskibe. Initiativer til at mindske luftforurening er relevante at indtænke i forbindelse med etablering af nye byudviklingsområder, da det i højere grad vil være muligt at strukturere infrastrukturen ud fra et hensyn om at mindske luftforureningen og sikre borgernes sundhed. Derudover vil det også være relevant at indtænke initiativer i forbindelse med udvikling og renovering af eksisterende byområder.

En anden måde at tænke byudvikling er i udformningen af byrum, så den fremmer mere aktive transportmåder på et strategisk plan. Dette ses i Londons *Healthy Streets*-initiativ, hvor befolkningen og dens sundhed aktivt indtænkes i beslutningsprocessen for at gøre gaderne mere attraktive, blandt andet igennem udsættelse for mindre luftforurening.



8 Støv fra byggepladser

Støv på byggepladsen kan give en række alvorlige sundhedsskader (Branchefællesskab for arbejdsmiljø i Bygge & Anlæg, 2017). Det skyldes, at støvet er meget fint og kan hænge lang tid i luften og være meget generende for den enkelte borger, f.eks. i form af ubehag i lungerne og i huden. Dette kan være et stort problem for områder, der ikke er reguleret. Byggestøv stammer fra forskellige aktiviteter på byggepladserne, f.eks. grave- og borearbejde samt transport og læsning af løst materiale. Aktiviteterne frigiver $PM_{2.5}$- og PM_{10}-partikler, som kan have sundhedsmæssige konsekvenser ikke blot på byggepladserne for arbejderne, men også uden for byggepladserne i de omkringliggende områder (Xing, Ye, Zuo, & Jiang, 2018).

Initiativer til at mindske støv fra byggepladser er udvalgt, da fremstillingsvirksomheder, bygge- og anlægsvirksomheder og maskiner i industrien er blandt de største lokale emissionskilder til luftforurening i Region Hovedstaden (COWI & DCE, 2018).

En række tiltag centrerer sig om at føre tilsyn med individers og organisationers adfærd, give institutionelle garantier eller sikkerheder og stimulere teknologisk innovation (Xing, Ye, Zuo, & Jiang, 2018). I det følgende præsenteres et initiativ vedrørende udvikling af en vejledning fra England, som omfatter en række konkrete tiltag til at reducere støvudledninger fra byggeriet.

Initiativ 13. Vejledninger og regulering (London m.fl., England)

I England er der udgivet en vejledning og implementeret regulering for at begrænse støv fra byggepladser. Myndighederne udgav i 2014 vejledningen *'The Control of Dust and Emissions during Construction and Demolition*', og i 2016 blev den nationale regulering '*Raising the bar 18: Control of Dust*' indført.

Overordnet bliver byggetilladelser kun givet, hvis der er afleveret en luftkvalitets- og støvhåndteringsplan samt en støvrisikovurdering. Reguleringen sætter

minimumskrav og nævner efterstræbelsesværdige tiltag, mens vejledningen giver hjælp til at kunne udforme de forskellige luftkvalitetsplaner og støvrisikovurderinger og angiver best practice-metoder, der kan indgå som tiltag for at nedsætte støvudledninger i bygge- og nedrivningsarbejder (Delivery Hub Health, Safety & Environment, 2016), (Greater London Authority, 2014).

De peger bl.a. på følgende støvreducerende tiltag:

FASE	MIDDEL	BESKRIVELSE
Opstilling af byggeplads	Afstand/ barriere	Der skal være en fysisk afstand eller opsættes læskærme og -hegn til at afskærme offentligheden fra støvgenererende aktiviteter.
	Information	Der ophænges kontaktinformationer på den person, der er udnævnt som ansvarlig for støv og udledninger fra byggepladsen, og som kan kontaktes af lokale beboere og virksomheder.
	Undgå løse materialer	Løse materialer fjernes hurtigst muligt.
	Konstruktion af transportveje	Transportveje på byggepladsen bør så vidt muligt ikke være grusveje og lignende. Selv om der er tale om midlertidige veje, anbefales det, at der bruges hårde overflader eller hård belægning til transportveje på byggepladsen.
	Rengøring	Regelmæssigt tjek af bygninger inden for 100 meters afstand af byggepladsen for forurening/tilsmudsning grundet støv, og om nødvendigt rengøring af disse. Stilladser, læskærme, hegn mv. bør regelmæssigt rengøres med vand*.
	Begrænsning samt vandsprøjtning*	Save-, skære- og slibearbejde bør ikke udføres på byggepladserne. I stedet skal der anvendes præfabrikerede byggematerialer. Der sprøjtes vand over materialer, der saves/skæres/slibes.
	Vandsprøjtning v. nedrivning	Nedrivning genererer store mængder støv, hvorfor vand* skal anvendes til at dæmpe støvmængder.
Kørsel på samt til og fra byggepladsen	Vandsprøjtning*	Køretøjer, der kører ud af byggepladsen, skal vaskes.
	Rengøring af veje	Fejning af veje med hård belægning og transportveje på byggepladsen samt på offentlige veje i nærheden af byggepladsen.

	Afdækning	Leveringskøretøjer må ikke fjerne afdækningen til lasten, før de er helt inden for byggepladsens grænser.
	Sko- og tøjskifte	Der stilles krav om sko- og tøjskifte, før arbejdere og besøgende forlader byggepladsen.
	Støvunder-trykkere	Calcium Magnesium Acetat (CMA) er med succes blevet testet som et støvundertrykkende middel, der med fordel kan anvendes på veje i nærheden af byggepladsen.
Monitore-ring	Evaluering	Daglig inspektion gennemføres for at identificere og korrigere risici i forbindelse med støvgenerering.

Note: * Det anbefales, at byggepladserne indsamler brugt vand og maksimerer brugen af genbrugt og ikke-drikkeligt vand.

Initiativet er interessant, da flere af de støvreducerende tiltag ikke kun har til hensigt at mindske støvdannelse for folk på byggepladsen, men også har fokus på støv uden for byggepladsen. Set i forhold til byudvikling, etablering af metro og opbygning af nye bydele i København, kunne det være relevant at se på initiativer, som kan mindske støvdannelse i Københavns Kommune.

ANDRE INITIATIVER

Eksempler på initiativer, der beskæftiger sig med støv fra byggepladser kan ses her:

LoV-IoT (Göteborg, Sverige). Luft- og vandovervågning - Internet of Things (LoV-IoT) er et innovationsprojekt fra 2017, der kombinerer monitorering af luft og vand med brugen af sensorer og Internet of Things. https://lov-iot.se.

Byggeriets arbejdsmiljøbus (Bam-bus) (Danmark). En mobil konsulenttjeneste, som giver råd til god arbejdsmiljøpraksis til byggepladser og byggevirksomheder. Bam-bus har bl.a. ført en kampagne om bekæmpelse af støv i byggeriet. https://www.bam-bus.dk/wp-content/uploads/2017/11/St%C3%B8v-p%C3%A5-byggepladsen.pdf.

The Standards of Installation of Facilities and Required Measures to Control Fugitive (Seoul, Korea). Seouls krav om "*The Standards of Installation of Facilities and Required Measures to Control Fugitive*" i Clean Act Conservation Act. Inspektioner foretages af byggepladserne http://eng.me.go.kr/eng/web/index.do?menuId=221. Undersøgt tiltag i artiklen "Identifying Effective Fugitive Dust Control Measures for Construction Projects in Korea" (Noh, Lee, & Yu, 2018).

PERSPEKTIVERING

Der er påvist en signifikant sammenhæng mellem eksponering for byggestøv og udviklingen af lungesygdomme, såsom KOL. Dette har skabt stort fokus på byggestøv i forhold til arbejdsmiljøet for de ansatte på byggepladser (Limborg, Kines, Kabel & Grøn, 2018). Der har dog været mindre fokus på, hvordan

byggestøv kan være flygtigt og diffust, og hvordan det bidrager som lokal kilde til luftforureningen i storbyer som København. Et øget fokus på de diffuse støvkilder og bedre byggepraksis kan bidrage til forbedret luftkvalitet. Nuværende praksis på byggepladser har i høj grad været centreret omkring arbejdsmiljø, mens direkte initiativer i forhold til luftforurening har været mindre i fokus. For at få et større fokus på den diffuse udledning af støv fra byggepladser til befolkningen bør målrettede tiltag blive indarbejdet i eksisterende vejledninger og best practices på byggepladser.



9 Varedistribution i byen

Gods- og varetransport til byer er en nødvendighed, men det er ofte også forbundet med en række udfordringer, herunder særligt luftforurening. Transporten af varer sker ofte gennem tætbebyggede områder med høj befolkningstæthed og på tunge køretøjer, som forurener meget og er en stor kilde til forurenet luft i storbyer. Både i Danmark og i andre europæiske lande er der derfor indført tiltag, som sigter mod at reorganisere og effektivisere transporten. Alternativt stilles der skærpede miljøkrav til transporten.

Eksempler på reorganisering af varetransporten er distributionscentre eller centrallagre, hvorfra gods og varer afleveres, konsolideres, distribueres og afhentes. Effekterne af dette kan komme til udtryk på flere måder. Dette kan f.eks. være en effektiviseringseffekt, der betyder, at færre vare- og lastbiler kører ind i byerne, hvilket kan begrænse luftforureningen med partikler og skabe mere plads til de køretøjer, som kører ind. Et andet eksempel er, at det konsoliderede gods afhentes på distributionscenteret af 'nul'- eller lavemissionskøretøjer, såsom el-varebiler.

Et lignende koncept finder man i dag hos flere af de danske regioner, hvor der fra centrallagre bliver distribueret fællesindkøb ud til de forskellige hospitaler. Københavns Kommune har i 2019 fået belyst perspektiverne for "citylogistikkoncepter" i kommunen (COWI, 2019). Rapporten pegede bl.a. på, at et distributionscenter kunne åbne op for i større udstrækning at efterspørge grønne og innovative mobilitetsløsninger ved vareleverancer til kommunens institutioner.

Initiativ 14. Samordnet Varedistribution (Flere kommuner, Sverige)

En række svenske kommuner har siden 1999 gennemført projekter med målrettet effektivisering af logistikken omkring vareleverancer til kommunerne under konceptet "Samordnet Varedistribution". Konceptet indebærer, at alle leverancer i princippet fra private virksomheder til kommunens enheder leveres til ét varedistributionscenter. Herfra bliver varerne ompakket, og der sker en koordinering og optimering af den videre distribution til de kommunale modtageenheder.

Ved udgangen af 2016 havde 39 svenske kommuner, svarende til ca. 13 %, implementeret et varedistributionsinitiativ. Heraf samarbejdede 28 af kommunerne i kommunale klynger, hvor de deles om varedistributionscentre.

Initiativet er af interesse grundet dets historik og de lokale erfaringer, som har været mulige for de forskellige kommuner at erhverve sig.

Konceptet har reduceret antallet af leverancer og forbedret kapacitetsudnyttelsen i varebilerne i de svenske kommuner. Den reducerede miljøpåvirkning, som initiativerne har medført, har ofte været et af hovedargumenterne for initiativerne. Dog har resultaterne for varedistributionscentrene også varieret fra kommune til kommune, hvor nogle har haft stor succes, mens andre har lukket ned. Konceptet har i de fleste kommuner reduceret udgifterne til drift og indkøb, og har som en del af den kommunale klimaindsats mindsket kommunernes CO_2-udslip, mens særligt initiativernes forretningspotentiale har været til diskussion i Sverige. En af de nævnte grunde til, at systemet har fungeret i Sverige, er den svenske organisering og fordelingen af opgaver mellem kommunerne, regionerne og staten, hvor kommunalstyret ofte er de største indkøbere af transportydelser (Moen, 2017).

ANDRE INITIATIVER

Andre måder at distribuere varer i byerne er nedenstående initiativer eksempler på:

Freelway (Östersund, m.fl., Sverige). Freelway er en app til koordinering af bæredygtig transport af varer og mennesker ved at bruge eksisterende infrastruktur og transportressourcer. http://www.freelway.com/

Pling Transport (Göteborg, Sverige). Et cykelbaseret leveringsselskab, der anvender lastcykler til at transportere leverancer af op til en størrelse af to kubikmeter og på 200 kg. http://plingtransport.se/

PERSPEKTIVERING

Initiativer inden for varedistribution omhandler i vid udstrækning at tænke varelevering på en ny (og potentielt mere effektiv) måde, da varetransporten ellers ofte sker med tunge køretøjer, der forurener meget og derved påvirker luftkvaliteten negativt. Nye måder at tænke varedistribution på kan omfatte at bruge allerede eksisterende ruter og infrastruktur eller ved at samle vareleveringer, der skal samme sted hen, som man ser det i Sverige med "Samordnet Varedistribution".



10 Perspektivering på tværs af emner og initiativer

Luftforurening har en række sundhedsskadelige effekter på menneskers helbred, og det har betydning for befolkningens levetid og livskvalitet. Derudover er det også forbundet med betragtelige samfundsøkonomiske omkostninger (COWI & DCE, 2018). Det begrunder, at man iværksætter initiativer, der kan nedbringe de sundhedsskadelige effekter ved luftforurening.

I dette inspirationskatalog gives der eksempler på, hvordan byer rundt i verden på forskellige måder forsøger at forbedre luftkvaliteten bl.a. til gavn for sundheden. Eksemplerne kan give inspiration til, hvordan Københavns Kommune og den nedsatte ekspertgruppe for sundhed og luftforurening kan arbejde med at nedbringe luftforureningen i København.

London kan være en særlig inspirationskilde for Københavns Kommune, fordi man i London har iværksat en bred vifte af tiltag, herunder en kombination af flere af de ambitiøse initiativer, som er præsenteret i inspirationskataloget (Greater London Authority, 2019A).

LONDON SOM INSPIRATION



I London har man indført vejafgifter og en miljøzone og har samtidig fokus på, at man bør udskifte køretøjer til mere miljørigtige køretøjer. Derudover har man etableret de første lavemissionsbusser i byen, mens man forbedrer og forbereder infrastrukturen til elbiler.

Der er også fokus på oplysning af byens borgere gennem flere forskellige medier. Der er udviklet et interaktivt kort, som alle kan tilgå på byens hjemmeside, og borgerne kan planlægge deres cykelruter, så de bliver eksponeret for mindst muligt forurenet luft. Som en del af dette, har byen også fokus på at monitorere luftkvaliteten og gøre data tilgængelige for befolkningen, så de kan handle derefter. Derudover afholdes der årlige konferencer, og de lokale bydele får til opgave at arbejde aktivt med initiativer, som kan forbedre luftkvaliteten lokalt. I forhold til byudvikling har man fokus på at forbedre luftkvaliteten på skoler ved bl.a. at flytte indgange og udearealer væk fra busruter, forbyde de mest forurenende biler på omkringliggende veje og opføre mere beplantning.

Der gennemføres derudover også flere forskellige initiativer inden for enkelte områder, såsom børn og skolegang. I tillæg til initiativerne målrettet forbedring af luftkvaliteten ved skoler, er der i oktober 2019 f.eks. afsluttet en undersøgelse med deltagelse af ca. 250 skoleelever, der fik målt deres eksponering for forurenet luft ved deres rejse til og fra skole (King's College London, 2019A). Et andet eksempel på et initiativ, som kan være relevant i forhold til at reducere luftforurening ved f.eks. skoler eller legepladser, er udarbejdelsen af en vejledning om best practice til anvendelse af grøn infrastruktur til reduktion af eksponering for luftforurening (Greather London Authority, 2019A).

ANDRE RELEVANTE FOKUSOMRÅDER

Andre særlige fokusområder, der er identificeret i litteraturgennemgangen og som kan være relevante inspirationskilder og handlingspunkter for Københavns Kommune, er bl.a.:

BEGRÆNSNING AF BILTRAFIKKEN



Vejtransport er den største kilde til NO_X-emissioner i København (COWI & DCE, 2018). Et hovedfokus i flere af de beskrevne teknologier er at begrænse luftforureningen fra trafikken. Miljøzoner, vejafgifter og til dels varedistribution har alle til formål at begrænse trafikken og derigennem de afledte sundhedsskadelige effekter. Særligt interessant er den nye miljøzone i London (ULEZ), som er relativt restriktiv, og hvor der på kort sigt er set en adfærdsændring. Der er i et tidligere studie foretaget en kvalitativ konsekvensvurdering af potentialet ved en lignende løsning i Københavns Kommune. Det er vurderet, at et lignende initiativ vil have en *meget stor* effekt på luftforureningen (COWI & DCE, 2018).

OPLYSNING



Det er relevant at bibringe borgere viden om luftforurening og at gøre dem bevidste om forbindelserne mellem miljøeksponering for luftforurening og egen sundhed. Der er en række teknologier på markedet, som giver borgere større kendskab til byernes luftforureningsniveau, f.eks. *Sarajevo Air* og *AirQMap*. Sarajevo Air indeholder også en ruteplanlægger, der hjælper borgerne med at vælge transportform og den mindst forurenede rute fra afrejsepunkt til destination. Appen kan derved i høj grad bidrage til adfærdsændringer.

BRÆNDEOVNE



Den største kilde til partikelforurening i Region Hovedstaden er brændeovne og pillefyr mv. (COWI & DCE, 2018). Inspirationskataloget indeholder initiativer, der inkluderer et totalforbud og økonomiske subsidier til brug af renere brændselskilder og til udskiftning eller skrotning af eksisterende brændeovne. Initiativerne vil alle have en positiv effekt på udledning af forurenet luft og befolkningens sundhed i Københavns Kommune.

INDRETNING AF BYEN



En række af de beskrevne initiativer vedrører indretning af byen. Dette gælder f.eks. byudvikling og mobilitet, som begge har til formål at mindske eksponeringen for luftforurening samt øge borgernes mulighed for bl.a. at være mere fysisk aktive.

Bilag A Litteraturliste

Agencia de Ecología Urbana de Barcelona . (29. Oktober 2019). *SUPERBLOCKS*. Hentet fra http://www.bcnecologia.net/en/conceptual-model/superblocks

Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie. (2019). *Aide du Fonds Air*. Hentet fra https://www.ademe.fr/particuliers-eco-citoyens/financez-projet/renovation/aide-fonds-air

AirQMap. (2019). *AirQMap*. Hentet fra AirQMap: http://www.airqmap.be/index.html

Altinget. (2018). *Debat om roadpricing: Skal det koste penge at køre i bil på de danske veje?* Hentet fra Altinget: https://www.altinget.dk/transport/artikel/debat-om-roadpricing-skal-det-koste-penge-at-koere-i-bil-paa-de-danske-veje

App Store. (u.d.). *https://apps.apple.com/us/app/air-quality-by-plume-labs/id950289243#?platform=appleWatch*.

AutoPASS. (October 2019). *Om AutoPASS*. Hentet fra https://www.autopass.no/om-autopass

Ayunamiento de Madrid. (2019). *Central Madrid - Zona de Bajas Emisiones*. Hentet fra Ayunamiento de Madrid: https://www.madrid.es/portales/munimadrid/es/Inicio/Movilidad-y-transportes/Incidencias-de-Trafico/Madrid-Central-Zona-de-Bajas-Emisiones/?vgnextfmt=default&vgnextoid=60d75ae1b0f64610VgnVCM1000001d4a900aRCRD&vgnextchannel=2e30a90d698b1610VgnVCM1000001d4a9

BBC. (2013). *Has London's congestion charge worked?* Hentet fra BBC: https://www.bbc.com/news/uk-england-london-21451245

BBC. (Juli 2019). *Madrid low emission zone reinstated after protests*. Hentet fra BBC: https://www.bbc.com/news/world-europe-48886405

Berlingske Tidende. (2018). *Nu skal københavnerne have direkte besked, når usunde partikler svæver i luften*. Hentet fra Berlingske Tidende: https://www.berlingske.dk/samfund/nu-skal-koebenhavnerne-have-direkte-besked-naar-usunde-partikler-svaever-i-luften

Branchefællesskab for arbejdsmiljø i Bygge & Anlæg. (2017). *Branchevejledning om støv på byggepladsen.*

BreatheLife. (2019). *New App Allows Users to Sidestep Sarajevos SMOG*. Hentet fra BreatheLife2030: https://breathelife2030.org/news/new-app-allows-users-sidestep-sarajevos-smog/

Brønnum-Hansen, H., Bender, A. M., Andersen, Z. J., Sørensen, J., Bønløkke, J. H., Boshuizen, H., . . . Loft, S. (2018). Assessment of impact of traffic-related air pollution on morbidity and mortality in. *Environment International*, 973-980.

C40. (2019). *C40 Cities Bloomberg Philanthropies Awards 2019*. Hentet fra C40: https://www.c40.org/awards/awards-2019/profiles

C40. (2019). *Cities 100: Air Quality*. Hentet fra C40: https://static1.squarespace.com/static/5d11f3107356b70001d20ff9/t/5d977b97ae5c3a7693aaac39/1570208705281/Air+Quality.pdf

C40 CITIES. (2019). *35 CITIES UNITE TO CLEAN THE AIR THEIR CITIZENS BREATHE, PROTECTING THE HEALTH OF MILLIONS*. Hentet fra C40

CITIES: https://www.c40.org/press_releases/35-cities-unite-to-clean-the-air-their-citizens-breathe-protecting-the-health-of-millions

C40 Knowledge Hub. (2019). *How to design and implement a clean air or low emission zone*. Hentet fra C40 Knowledge Hub: https://www.c40knowledgehub.org/s/article/How-to-design-and-implement-a-clean-air-or-low-emission-zone?language=en_US

Centre for Public Impact, BCG. (2016). *London's congestion charge*. Hentet fra Centre for Public Impact, BCG: https://www.centreforpublicimpact.org/case-study/demand-management-for-roads-in-london/

Christensen, J., Ellermann, T., Hertel, O., Illerup, J. B., Ketzel, M., Loft, S., . . . Wåhlin, P. (2009). *Luftforurening med partikler – et sundhedsproblem*. Hentet fra Miljøbiblioteket, Aarhus Universitet: https://www2.dmu.dk/Pub/MB14.pdf

Comune di Milano. (2019). *Area B*. Hentet fra Comune di Milano: https://www.comune.milano.it/aree-tematiche/mobilita/area-b

COWI & DCE. (2018). *Hovedrapport - Vurdering af luft og støj.*

COWI. (2019). *Perspektiver for citylogistik i Københavns Kommune.* COWI.

COWI. (2019). *Perspektiver for citylogistikkomcepter i Københavns Kommune.* https://www.kk.dk/sites/default/files/edoc/Attachments/22644824-31332925-1.pdf.

DCE. (2011). *Nr. 830: Hvad er effekten af miljøzoner for luftkvaliteten? - Vurdering for København, Frederiksberg, Aarhus, Odense, og Aalborg*. Hentet fra DCE: http://dce.au.dk/udgivelser/udgivelser-fra-dmu/faglige-rapporter/nr.800-849/abstracts/nr-830-hvad-er-effekten-af-miljoezoner-for-luftkvaliteten-vurdering-for-koebenhavn-frederiksberg-aarhus-odense-og-aalborg/

DCE. (2018). *Notat: Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018.*

DCE. (2019). *Luft*. Hentet fra DCE: http://dce.au.dk/myndigheder/luft/

Delivery Hub Health, Safety & Environment. (2016). *Raising the bar 18: Control of dust* . Hentet fra Delivery Hub Health, Safety & Environment: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/570247/B18_Control_Of_Dust_Oct_2016.pdf

Department of Communications, Climate Action & Environment. (2019). *Smoky Coal Ban*. Hentet fra https://www.dccae.gov.ie/en-ie/environment/topics/air-quality/smoky-coal-ban/pages/default.aspx

Det Økologiske Råd. (2018). *Ren Luft Nu*. Hentet fra Det Økologiske Råd: https://www.ecocouncil.dk/ren-luft-nu

DR. (2011). *Professor: Betalingsring en lappeløsning*. Hentet fra DR: https://www.dr.dk/nyheder/penge/professor-betalingsring-en-lappeloesning

DR. (2012). *Derfor døde betalingsringen: Den fødte tabersag*. Hentet fra DR: https://www.dr.dk/nyheder/politik/derfor-doede-betalingsringen-den-foedte-tabersag

DR. (Februar 2012). *Fakta: Betalingsringens lange vej*. Hentet fra DR: https://www.dr.dk/nyheder/politik/fakta-betalingsringens-lange-vej

DR. (2018). *Alternativet i København: Det skal koste penge at køre på hovedstadens veje*. Hentet fra DR: https://www.dr.dk/nyheder/regionale/hovedstadsomraadet/alternativet-i-koebenhavn-det-skal-koste-penge-koere-paa

DR. (2019). *Borgmestre vil forbyde gamle dieselbiler i byen*. Hentet fra DR.DK: dr.dk/nyheder/indland/borgmestre-vil-forbyde-gamle-dieselbiler-i-byen

E.ON. (2018). *Lad os sikre en renere luft i byerne*. Hentet fra https://www.eon.dk/om-e-on/ren-luft.html?fbclid=IwAR2fgXi2xpl_UVG-3i0BN2X-U5cbBLGXsYkAeS85CY8LBO69pvQp6AigIUs

Ecosticker. (2019). *Miljøzoner i Danmark, København*. Hentet fra Ecosticker: https://www.ecosticker.dk/dk/miljoezoner-i-danmark/koebenhavn.html

EEA. (2018). *Air quality in Europe — 2018 report.* Hentet fra https://www.eea.europa.eu/da/highlights/luftforurening-stadig-for-hoj-i-europa

EEA. (2019). *Air Quality in Europe - 2019 report.* EEA. Hentet fra https://www.eea.europa.eu/highlights/cutting-air-pollution-in-europe

El País. (September 2019). *Madrid to ease low-emissions zone restrictions: More cars, lower parking fees*. Hentet fra El País: https://elpais.com/elpais/2019/09/30/inenglish/1569845738_731257.html

Eltis. (April 2019). *Italy's Largest Low Emission Zone "Area B" is launched in Milan*. Hentet fra Eltis: https://www.eltis.org/discover/news/italys-largest-low-emission-zone-area-b-launched-milan

EMBARQ Türkiye. (2014). *Istanbul Historiv Peninsula Pedestrianization Project.* Istanbul: EMBARQ Türkiye.

Europa-Kommissionen. (14. december 2016). Hentet fra Europa-Kommissionen: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/da/IP_16_4358

Evening Standard. (2019). *London air pollution has triggered 'public health emergency', Sadiq Khan warns*. Hentet fra Evening Standard: https://www.standard.co.uk/news/london/london-air-pollution-causing-public-health-emergency-sadiq-khan-warns-a4035981.html

FDM. (2011). *Fakta om betalingsringen: Trængsel*. Hentet fra FDM: https://fdm.dk/nyheder/fdm-mener/2011-09-fakta-om-betalingsringen-traengsel

Greater London Authority. (2014). *The Control of Dust and Emissions During Construction and Demolition - Supplementary planning guidance.* London.

Greater London Authority. (2016). *Human Streets: The Mayor's vision for cycling three years on.* London: Greater London Authority.

Greater London Authority. (September 2019). *Central London Ultra Low Emission Zone - Four Month Report*. Hentet fra Greater London Authority: https://www.london.gov.uk/sites/default/files/central_london_ulez_4_month_report.pdf

Greater London Authority. (2019A). Hentet fra https://www.london.gov.uk/what-we-do/environment/pollution-and-air-quality

Greather London Authority. (2019A). *Using green infrastructure to protect people from air pollution.*

Greenpeace. (2019). *Evaluación del impacto de Madrid Central en la calidad del aire de Madrid.* Greenpeace. Hentet fra Greenpeace: https://es.greenpeace.org/es/wp-content/uploads/sites/3/2019/06/20190626-Evaluaci%C3%B3n-Madrid-central-1.pdf

Ground Truth 2.0. (2019). *Ground Truth 2.0 at "Resistance is in the Air: Citizens, science and air pollution"*. Hentet fra Ground Truth 2.0: https://gt20.eu/news/ground-truth-2-0-at-resistance-is-in-the-air-citizens-science-and-air-pollution/

Groundtruth 2.0. (August 2019). *GT20.eu*. Hentet fra https://gt20.eu/news/ground-truth-2-0-at-resistance-is-in-the-air-citizens-science-and-air-pollution/

Göteborgs Stad. (2019). *Appen Luften i Göteborg*. Hentet fra Göteborgs Stad: https://goteborg.se/wps/portal/start/miljo/miljolaget-i-goteborg/luft/appen-luften-i-goteborg/

Holman, C., Harrison, R., & Querolc, X. (2015). Review of the efficacy of low emission zones to improve urban air quality in European cities. *Atmospheric Environment*.

Ieromonachou, P., Potter, S., & Warren, J. (2006). *Norway's urban toll rings: Evolving towards congestion charging?* Transport Policy.

Ingeniøren.dk. (Maj 2018). *Nye tal: Brændeovne er hovedskurken i Region Hovedstaden*. Hentet fra https://ing.dk/artikel/nye-tal-braendeovne-hovedskurken-region-hovedstaden-212029

Jensen, A. J., Knudsen, S. K., & Hansen, J. T. (2018). *Dieselforurening på Nørrebro og i Bispebjerg.* Miljøpunkt Nørrebro.

Jørgensen, J., Andersen, Z., Møller, P., & Loft, S. (2017). *Luftforurening og hjerte-kar-sygdomme.* Københavns Universitet .

King County Metro. (2019). *King County Metro*. Hentet fra In Motion: https://kingcounty.gov/depts/transportation/metro/programs-projects/transit-education-outreach/in-motion.aspx

King's College London. (2019A). *The Breathe London Wearables Study.*

Kristeligt Dagblad. (2012). *Her er forløbet om betalingsringen*. Hentet fra Kristeligt Dagblad: https://www.kristeligt-dagblad.dk/danmark/her-er-forl%C3%B8bet-om-betalingsringen

Københavns Kommune. (2019). *Københavns Kommunes tilslutning til C40-deklaration om ren luft (2019-0210422)*. Hentet fra Københavns Kommune: https://www.kk.dk/indhold/borgerrepraesentationens-modemateriale/08102019/edoc-agenda/f682cf55-1207-435c-a3d8-2eaaa36cd226/488bc516-27c0-4403-aaae-5d2d064852b8

Københavns Kommune. (2019). *Luftforurening: københavnerne indånder høje værdier af ultrafine partikler hver dag*. Hentet fra Københavns Kommune: https://www.kk.dk/nyheder/luftforurening-koebenhavnerne-indaander-hoeje-vaerdier-af-ultrafine-partikler-hver-dag

Land Transport Authority. (31. August 2018). Hentet fra Public Consultations Commence for the next Land Transport Master Plan: https://www.lta.gov.sg/apps/news/page.aspx?c=2&id=9db34798-936f-463f-afa8-a035446b2aa9

Langmyhr, T., & Sager, T. (1996). Implementing the Improbable Urban Road Pricing Scheme. *Journal of Advanced Transportation*, 139-158.

Limborg, H. J., Kines, P., Kabel, & Grøn, S. (2018). *Styr på Støvet.* Team Arbejdsliv.

Menon, G., & Guttikunda, S. (2010). *Electronic Road Pricing: Experience and Lessons from Singapore.*

Miljø- og Fødevareministeriet. (2018). *Bekendtgørelse om regulering af luftforurening fra fyringsanlæg til fast brændsel under 1 MW*. Hentet fra

https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=197026#idd61d6d15-fe02-4b66-b579-ccceabc89bb6

Miljø- og Fødevareministeriet. (udat.). *https://mst.dk/luft-stoej/luft/miljoezoner/nye-regler-om-miljoezoner-fra-1-juli-2020/*. Hentet fra https://mst.dk/.

Miljøpunkt Nørrebro. (2018). *Dieselforurening på Nørrebro og i Bispebjerg.* Bispebjerg Lokaludvalg og Nørrebro Lokaludvalg.

Miljøstyrelsen. (2019). *Luft*. Hentet fra Miljøstyrelsen: https://mst.dk/luft-stoej/luft/

Miljøstyrelsen. (2019). *Nye regler om miljøzoner fra 1 juli 2020*. Hentet fra Miljøstyrelsen: https://mst.dk/luft-stoej/luft/miljoezoner/nye-regler-om-miljoezoner-fra-1-juli-2020/

Miljøstyrelsen. (2019). *Nye regler om miljøzoner fra 1. juli 2020*. Hentet fra https://mst.dk/luft-stoej/luft/miljoezoner/nye-regler-om-miljoezoner-fra-1-juli-2020/æ

Moen, O. (2017). *Municipal Co-Distribution of Goods - Business Models, Stakeholder and Driving Forces for Change.* TREC.

Mueller, N., Rojas-Rueda, D., Khreis, H., Cirach, M., Andrés, D., Ballester, J., . . . Nieuwenhuijsen, M. (2019). Changing the urban design of cities for health: The superblock model. *Environment International*.

Noh, H.-j., Lee, S.-k., & Yu, J.-h. (2018). Identifying Effective Fugitive Dust Control Measures for Construction Projects in Korea. *Sustainability*.

NYC Global Partners. (2012). *Best Practice: Congestion Charging Program*. Hentet fra NYC Global Partners: https://www1.nyc.gov/assets/globalpartners/downloads/pdf/London_Congestion%20Charging.pdf

Peters, J., Van den Bossche, J., Reggente, M., Van Poppel, M., & De Baets, B. T. (2014). Cyclist exposure to UFP and BC on urban routes in Antwerp, Belgium. *Atmospheric Environment*, 31-43.

Plume Labs. (udat.). *https://plumelabs.com/*. Hentet fra https://plumelabs.com/.

Pricing Measures Acceptance. (2000). *Ways and Means to Increase the Acceptance of.* Hentet fra Pricing Measures Acceptance.

Public Health England. (2019). *Review of interventions to improve outdoor air quality and public health.*

Ramírez, S., Ramondt, S., van Bogart, K., & Perez-Zuniga, R. (2019). Public Awareness of Air Pollution and Health Threats: Challenges and Opportunities for Communication Strategies To Improve Environmental Health Literacy. *Journal of Health Communication*, 75-83.

Solvang Jensen et al. . (2015). *Brændeovnes bidrag til luftforurening i København .* Århus Universitet .

Sootfreecities.eu. (2019). *Milan, Italy*. Hentet fra Soot free cities: http://www.sootfreecities.eu/sootfreecities.eu/public/city/milan

Sumalee, A. (2008). Genetic Algorithm for Constraint Optimal Toll Ring Design. I A. Fink, & F. Rothlauf, *Advances in Computational Intelligence in Transport, Logistics, and Supply Chain Management* (s. 45-61). Springer.

Sundhedsstyrelsen. (2018). *Fysisk aktivitet - Håndbog om forebyggelse og behandling.* København: Sundhedsstyrelsen.

Sundhedsstyrelsen. (2019). *Omgivelsernes betydning for fysisk aktivitet - Litteraturstude af sammenhængen mellem byen indretning og fysisk aktivitet.* København: Sundhedsstyrelsen.

Tools of Change. (2019). *Clean Air at Home*. Hentet fra Tools of Change: http://www.toolsofchange.com/en/case-studies/detail/703

Tools of Change. (2019). *King County In Motion*. Hentet fra Tools of Change: http://www.toolsofchange.com/en/case-studies/detail/688

Transport & Environment. (2019). *Low-Emission Zones are a success - but they must now move to zero-emission mobility*. Hentet fra Transport & Environment: https://www.transportenvironment.org/sites/te/files/publications/2019_09_Briefing_LEZ-ZEZ_final.pdf

Transport for London. (2008). *Central London Congestion Charging: Impacts monitoring*. Hentet fra Transport for London: http://content.tfl.gov.uk/central-london-congestion-charging-impacts-monitoring-sixth-annual-report.pdf

Transport for London. (2011). *What do I need to know about the*. Hentet fra Transport for London: http://content.tfl.gov.uk/cc-cameras.pdf

Transport for London. (2019). *Congestion Charge*. Hentet fra Transport for London: https://tfl.gov.uk/modes/driving/congestion-charge

Transport for London. (2019). *Paying the ULEZ charge*. Hentet fra Transport for London: https://tfl.gov.uk/modes/driving/ultra-low-emission-zone/ulez-payments

Tri-State Transportation Campaign. (2018). *Road Pricing in London, Stockholm and Singapore.*

U.S. Department of Transportation. (1. February 2017). Hentet fra Lessons Learned From International Experience in Congestion Pricing: https://ops.fhwa.dot.gov/publications/fhwahop08047/02summ.htm

U.S. Department of Transportation. (February 2017). Hentet fra Lessons Learned From International Experience in Congestion Pricing: https://ops.fhwa.dot.gov/publications/fhwahop08047/02summ.htm

United Nations Environment Programme. (8. October 2019). Hentet fra New app allows users to sidestep Sarajevo's smog: https://www.unenvironment.org/news-and-stories/story/new-app-allows-users-sidestep-sarajevos-smog

Urban Access Regulations in Europe. (2019). *London*. Hentet fra Urban Access Regulations in Europe: https://urbanaccessregulations.eu/countries-mainmenu-147/united-kingdom-mainmenu-205/london

Urban Access Regulations in Europe. (2019). *Madrid - ZEZ - Traffic Limited Zone*. Hentet fra Urban Access Regulations in Europe: https://urbanaccessregulations.eu/countries-mainmenu-147/spain/madrid-access-restriction

Urban Access Regulations in Europe. (2019). *Milano LEZ Area B*. Hentet fra Urban Access Regulations in Europe: https://urbanaccessregulations.eu/countries-mainmenu-147/italy-mainmenu-81/milano-lez-area-b

Urban Access Regulations in Europe. (2019). *Urban Access Regulations in Europe*. Hentet fra Urban Access Regulations in Europe: https://urbanaccessregulations.eu/

Urban Agenda for the EU on Air Quality. (2019). *Toolkit: Communicating on air quality and health*. Hentet fra Urban Agenda for the EU on Air Quality:

https://ec.europa.eu/futurium/en/system/files/ged/5.ua-paq-communication_toolkit_on_communicating_on_air_quality_and_health.pdf

Van den Bossche, J., Peters, J., Verwaeren, J., Botteldooren, D., Theunis, J., & De Baets, B. (2015). Mobile monitoring for mapping spatial variation in urban air quality: Development and validation of a methodology based on an extensive dataset. *Atmospheric Environment*, 148-161.

Van den Bossche, J., Theunis, J., Elen, B., Peters, J., Botteldooren, D., & De Baets, B. (2016). Opportunistic mobile air pollution monitoring: a case study with city wardens in Antwerp. *Atmospheric Environment*, 408-421.

Vegnett.no. (August 2018). *Effekten av to år med rushtidsavgift i Bergen*. Hentet fra https://vegnett.no/2018/08/effekten-av-to-ar-med-rushtidstrafikk-i-bergen/

VITO. (2016). *AirQMap: Mapping the exposure to air pollution.* VITO.

VITO. (2019). *CITIZEN SCIENCE VOOR LUCHTKWALITEIT: VOORBEELD VAN WETENSCHAPPELIJK ONDERBOUWDE AANPAK*. Hentet fra VITO: https://www.scivil.be/sites/default/files/2019-05/Lezing%202.%20Citizen%20Science%20voor%20luchtkwaliteit%20-%20Martine%20Van%20Poppel.pdf

WHO. (2012). *Health effects of black carbon.* WHO.

WHO. (2018). *Protect our environment, protect our health: World Environment Day 2018*. Hentet fra WHO: http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/pages/news/news/2018/6/protect-our-environment,-protect-our-health-world-environment-day-2018

WHO. (2019). *Airpollution*. Hentet fra https://www.who.int/airpollution/en/

Xing, J., Ye, K., Zuo, J., & Jiang, W. (2018). Control Dust Pollution on Construction Sites:. *Sustainability*.

York Region. (2019). *Indoor Air Quality*. Hentet fra York Region: https://www.york.ca/wps/portal/yorkhome/health/yr/environmentalhealth/indoorairquality/