

Sundhed og luftforurening i København

Årsrapport 2022



Indholdsfortegnelse

1 / Forord	
2 / Hovedkonklusioner	3
3 / Baggrund for indsatsen	4
4 / Ekspertgruppens for sundhed og luftforurening	12
5 / Luftforureningsdata fra kommunale luftmålestationer	16
6 / Copenhagen Air view analyser	22
7 / Indendørs luftforurening	35
8 / Covid og luftforurening	42
9 / Betydning for københavnere	47
10 / Status på sundhed og luftforurening i København - opsamling	51
Bilag	55

2 / Hovedkonklusioner

Sundhed og luftforurening årsrapport 2022 har følgende hovedkonklusioner, der er nærmere beskrevet og uddybet i rapporten:

- En stor andel af borgerne i Københavns Kommune er særligt sårbare over for sundhedskonsekvenser af luftforurening. Dette indbefatter børn, gravide, ældre eller kronisk syge. De sårbare borgere er geografiskspredt rundt i byen, men enkelte områder har en ophobning af flere sårbare grupper.
- Eksponering for Kvælstofdioxid (NO_2) er forbundet med større risiko for astma hos børn i aldersgruppen 0-5 år og 6-15-år i København. Der er omkring 20 pct. flere astmatilfælde blandt 0-5-årige, der eksponeres for højere niveauer af kvælstofdioxid, mens det for de 6-15-årige er mere end 25 pct. flere astmatilfælde.
- Mange københavnere er generet af forskellige forhold i deres bolig som fx støj, fugt- og muggener, lugt fra brændeovne og tobaksrøg. 22 pct. af borgerne i København er generet af trafikstøj, 17 pct. er meget eller lidt generet af tobaksrøg fra naboen og 17 pct. har fugtskjolder eller mugpletter på vægge, lofter eller gulve i boligen. Omkring 4 pct. er generet af brændeovne i kvarteret. Derudover ses et fald på knap 10 pct. i andelen af københavnere, der dagligt eller næsten dagligt lugter ud.
- Eksponering for luftforurening er forbundet med øget risiko for at blive smittet med COVID-19 samt udvikle et alvorligere forløb med hospitalsindlæggelser eller resultere i dødsfald. Den øgede COVID-19 modtagelighed på grund af luftforurening ses især blandt kronisk syge borgere med hjertekar- eller lungesygdomme, diabetes og blandt ældre.
- Data fra de kommunale luftmålestationer viser, at EU's grænseværdier for både fine partikler ($\text{PM}_{2,5}$) og kvælstofdioxid (NO_2) er overholdt for alle af de fem luftmålestationer i 2022. WHO's retningslinjer for kvælstofdioxid (NO_2) er overskredet på fire ud af fem luftmålestationer, og fine partikler ($\text{PM}_{2,5}$) er overskredet på alle fem målestationer.

3 / Baggrund for indsatsen

Der blev med Københavns Kommunes budgetaftale for 2019 afsat budgetmidler til indsatsen "Øget viden om sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København". Formålet er at belyse og skabe øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København. Indsatsen er forankret i Sundheds- og Omsorgsforvaltningen og løses i samarbejde med Teknik- og Miljøforvaltningen. Indsatsen løber fra 2019-2023 og består af tre initiativer:

- Initiativ 1: Årlig undersøgelse af sundhedsskadelig luftforurening i København
- Initiativ 2: Opsætning af kommunale luftmålestationer
- Initiativ 3: Oprettelse af hjemmeside til visning af data og varsling af borgerne

Som led i *initiativ 1* er der nedsat en ekspertgruppe for luftforurening og sundhed. Ekspertgruppen består af førende forskere og eksperter på luftforureningsområdet i Danmark. Ekspertgruppen understøtter arbejdet med at skabe øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København og afgiver en årlig udtalelse, der tager udgangspunkt i de årlige undersøgelser og den seneste viden på området. Ekspertgruppens arbejde er beskrevet i kapitel 4.

Der er som led i *initiativ 2* opsat fem kommunale luftmålestationer i efteråret 2020, der indsamler data om udvalgte luftforurenende stoffer i København. Der måles fem forskellige typer af luftforurenende stoffer, henholdsvis kvælstofdioxid (NO₂), fine partikler (PM_{2,5}), grove partikler (PM₁₀), ultrafine Partikler (UFP) samt black carbon (BC).

Københavns Kommunes har, som led i *initiativ 3*, etableret en hjemmeside til visning af data fra de kommunale luftmålestationer (www.erluftensund.kk.dk). Her er det bl.a. muligt for københavnere at få viden om luftforurening og sundhedskonsekvenserne heraf, se placering af de kommunale målestationer og følge niveauer af luftforurening ved den enkelte målestation.

Indsatsen "Øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København" har nu afsluttet sit fjerde år. Der er siden 2019 udarbejdet fire årsrapporter for sundhed og luftforurening og nærværende årsrapport for 2022 er den fjerde rapport. De årlige rapporter kan downloades på kk.dk/sundluft

FAKTA

Hvad er luftforurening?

En stor del af den luftforurening, der er sundhedsskadelig for mennesker, opstår i forbindelse med forbrændingsprocesser og sekundært dannede partikler i luften som følge af udledninger af gasser som kvælstofdioxid, svovldioxid og ammoniak. Mange processer knyttet til forbrænding skaber kemiske forbindelser, der er sundhedsskadelige. Uanset om det er stearinlyset på julebordet, brændeovnen i stuen, diesellastbilen der leverer varer til et supermarked, eller produktion af varme til mange mennesker eller afbrænding af affald. En anden del af sundhedsskadelig luftforurening stammer fra salt og støv i vores omgivelser fx saltpartikler fra havet og støvpartikler fra byggepladsen. Det kan også være slid fra veje, dæk og bremses i form af mindre metalpartikler. Nedenfor præsenteres fem forureningstyper kort.

Kvælstofdioxid (NO₂) er en luftart, som består af kvælstof og ilt. Kvælstofdioxid dannes ved forbrænding ved høje temperaturer og stammer i byerne især fra vejtransport, men der er også et bidrag fra kraftværker og andre kilder. NO_x er en fællesbetegnelse for kvælstofdioxid og kvælstofoxid. Kvælstofdioxid kan give luftvejsgener – også i små koncentrationer. Det kan også medføre nedsat lungefunktion og øge risikoen for infektioner i lungerne.

Ozon (O₃) er en luftart, der dannes i luften gennem kemiske processer. Ozon er en drivhusgas og reducerer bl.a. UV-B lys fra at nå til jordoverfladen og varmestråling fra jorden i at slippe ud i atmosfæren. Ozon er en kraftigt oxiderende gas, som kan give forskellige gener for mennesker fx hovedpine, tørhed i halsen og irritation i øjnene. Personer med luftvejslidelser som for eksempel astma og bronkitis kan ved forhøjede ozonniveauer opleve en forværring af deres symptomer. Eksponering for ozon er på længere sigt forbundet med øget risiko for tidlig død, herunder af luftvejssygdomme.

Grove partikler (PM₁₀)¹ er partikler, der er mindre end 10 mikrometer (inklusive dem under 2,5 mikrometer) – og stammer især fra vejestøv, dækslid, byggestøv og naturlige kilder som jord, sand og pollen. De grove partikler er forholdsvis tunge og transporteres derfor ikke langt i luften. De grove partikler bliver ofte stoppet i næse, svælg eller øverste del af lunger, når de indåndes, og trænger derfor ikke langt ned i lungerne eller ud i kroppens kredsløb.

Fine partikler (PM_{2,5}) er partikler, der er mindre end 2,5 mikrometer – og som opstår bl.a. i forbindelse med afbrænding af brændstoffer som træ, olie eller kul, herunder i forbrændingsmotorer. Fx fra biler, lastbiler og brændeovne. En del af de fine partikler er sekundært dannet i atmosfæren ud fra udledninger af gasser som kvælstofdioxid, svovldioxid og ammoniak. De største fine partikler er omkring tredive gange mindre end et menneskehår. Fine partikler forbliver i luften i lang tid.

Fine partikler trænger dybt ind i luftvejene og helt ud i lungeblærerne hos mennesker når de indåndes. Fine partikler forårsager bl.a. kortsigtede sundhedskonsekvenser såsom irritation af øjne, næse, hals og vejrtrækning. Eksponering for fine partikler påvirker endvidere lungefunktion og forværrer sygdomme som astma og hjertesygdomme. Videnskabelige undersøgelser har desuden sammenkædet daglig eksponering for fine partikler med øgede respiratoriske og kardiovaskulære hospitalsindlæggelser, skadestuebesøg og for tidlige dødsfald. Undersøgelser tyder også på, at langvarig eksponering for fine partikler kan være forbundet med øget forekomst af astma og KOL, nedsat lungefunktion og udvikling af lungekræft og hjertekarsygdomme. Mennesker med vejrtræknings- og hjerteproblemer eller -sygdomme, børn og ældre er særligt følsomme over for fine partikler.

¹ I årsrapport 2022 benyttes betegnelsen grove partikler synonymt med PM₁₀ på trods af, at grove partikler er betegnelsen for partikler med en størrelse fra 2,5-10 mikrometer og ikke alle partikler med en størrelse op til 10 mikrometer, som PM₁₀ er defineret som.

Ultrafine partikler (UFP) er luftbårne partikler, der er mindre end 0,1 mikrometer i diameter. De dannes bl.a. ved forbrænding i dieselmotorer. Grundet den lille størrelse transporteres ultrafine partikler ikke særlig langt fra kilden og opholder sig kort tid i luften, før de sætter sig på overflader, facader eller på andre partikler, hvor de kan klumpe sig sammen og danne større partikler. Det er således i høj grad lokale forhold, så som fx afstanden til en trafikeret vej eller naboens brændeovn, der afgør, hvor eksponeret mennesker er for ultrafine partikler udendørs. Hvis man eksponeres indendørs, er det særligt fra kilder som stearinlys og madlavning. Ultrafine partikler mistænkes for at være særligt sundhedsskadelige, da de efter indånding kan trænge dybt ned i lungen og nå de yderste lungeblærer, og derfra i mindre grad videre ud i vores blodbane. Ultrafine partikler ophobes i lungerne, fordi de deponeres dybt nede i lungen, hvorfra de fjernes meget langsomt.

Black carbon (BC) er uorganisk kulstof, og kulstofkernen i forbrændingspartikler kan måles som indholdet af black carbon eller elementært kulstof. Black carbon er bl.a. en delkomponent af fine partikler og bliver primært dannet via uforbrændt kulstof fra forbrændingsprocesser som fx i en bilmotor eller brændeovn. Black carbon kan, som de fine partikler, transporteres over lange afstande og forblive i lang tid i luften. Der er sammenhæng mellem black carbon og kardiovaskulær sygdom og for tidlig død for både kort- og lang tids eksponering.

3.1 / Tidligere årsrapporter for sundhed og luftforurening 2019, 2020 og 2021

Der er i forbindelse med de tidligere årsrapporter udarbejdet en række forskellige analyser af sundhed og luftforurening. Analysebidragene kan læses i deres fulde længe i de respektive årsrapporter, der er tilgængelig på kk.dk/sundluft

Årsrapport 2019 er baseret på tre bidrag:

- En **forskningsoversigt** over evidens om sundhedsskadelig luftforurening udarbejdet af Institut for Folkesundhedsvidenskab ved Københavns Universitet (2019)
- En rapport med **modelberegninger af helbredseffekter** og eksterne omkostninger af luftforurening udarbejdet af Institut for Energi og Miljø ved Aarhus Universitet (2019)
- Et **inspirationskatalog** til at reducere luftforureningen og eksponering herfor i en urban sammenhæng udarbejdet af COWI (2019)

Årsrapport 2020 er baseret på to bidrag:

- En **rapport om gadeforurening** i København, inkl. et studie af eksponering for sundhedsskadelige luftforurening på cykel udarbejdet af Institut for Folkesundhedsvidenskab ved Københavns Universitet (2020)
- En rapport med **modelberegninger af helbredseffekter af black carbon** i Københavns Kommune udarbejdet af DCE – Nationalt Center for Energi og Miljø ved Aarhus Universitet (2020)

Årsrapport 2021 er baseret på et bidrag:

- En **supplerende forskningsoversigt** om sundhedsskadelig luftforurening og helbredsgener udarbejdet af Institut for Folkesundhedsvidenskab ved Københavns Universitet (2022)

3.2 / Forslag til nye grænseværdier i EU's luftkvalitetsdirektiv

De kommunale luftmålestationer overholder de gældende grænseværdier i EU's luftkvalitetsdirektiv, men overskrider WHO's retningslinjer for flere stoffer. EU-Kommissionen har i 2022 stillet forslag om at revidere EU's grænseværdier, således de reduceres og kommer på niveau med retningslinjerne fra WHO. Forslaget skal nu behandles af Rådet for den Europæiske Union og Europa-Parlamentet.

Baggrunden er, at luftforurening estimeres til at være skyld i omkring 300.000 årlige for tidlige dødsfald i EU og forårsage et betydeligt antal sygdomme såsom astma, hjerte-kar-sygdomme og lungekræft.

De foreslåede grænseværdier vil ifølge EU-Kommissionen reducere antallet af for tidlige dødsfald i EU, som skyldes det primære luftforurenende stof, fine partikler ($PM_{2,5}$), med mere end 75 pct. over ti år². Forslaget tager også sigte på at reducere antallet og alvoren af sygdomme, der forårsages eller forværres af luftforurening såsom luftvejssygdomme og hjerte-kar-sygdomme, hvilket der ifølge Kommissionen især vil gavne de mest følsomme og sårbare befolkningsgrupper. Luftforurening kan også ses som en trussel mod miljøet pga. forsurening, eutrofiering og ozonskader, hvilket skader skove, økosystemer og afgrøder.

² Artikel om EU-Kommissionens forslag til renere luft, 26. oktober 2022: [Kommissionen foreslår regler for renere luft og vand \(europa.eu\)](https://ec.europa.eu/press/2022/10/26/20221026-01)

3.3 / Sundhedsmyndighedernes nye fokus på sundhedskonsekvenser af luftforurening

Øget viden om sundhedskonsekvenser af luftforurening begynder at sætte sine spor i sundhedsmyndighedernes arbejde med sundhedsfremme og forebyggelse, og arbejdet med sundhedskonsekvenser af luftforurening fortsætter med at være aktuelt. Sundhedsstyrelsen udgav i marts 2023 en rapport om ni udvalgte risikofaktorer for danskerne sundhed, og luftforurening er for første gang medtaget som en af disse risikofaktorer³.

Rapporten inkluderer kun den totale mængde fine partikler ($PM_{2,5}$) vurderet på bopælsadressen i 2010 ved den Europæiske ELAPSE eksponeringsmodel, og for eksempel ikke andre komponenter, såsom grove partikler (PM_{10}), kvælstofdioxid (NO_2) eller Ozon (O_3).

Der anvendes forskellige niveauer af luftforurening, målt ved percentiler, til at kategorisere personer udsat for henholdsvis lav, moderat og høje niveauer af luftforurening. Der anvendes følgende kategorisering af eksponeringsgrupper og referencegruppe:

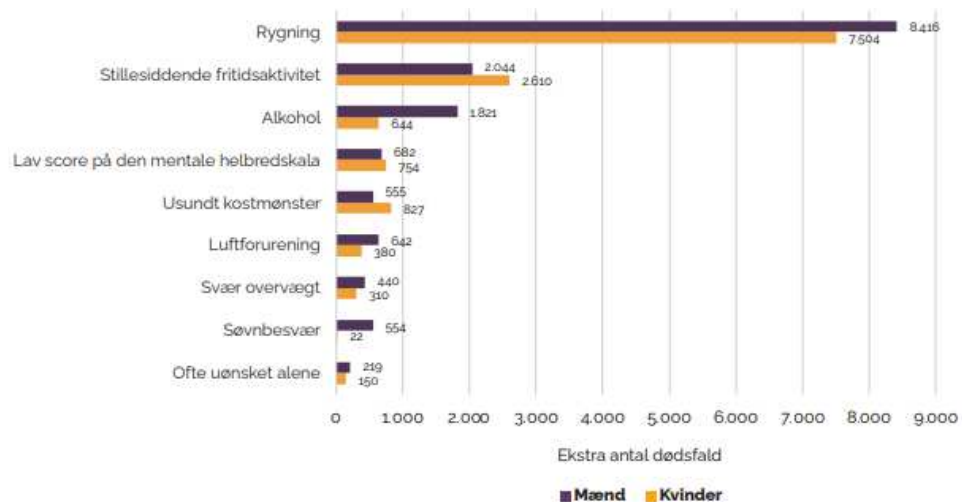
- personer udsat for **moderat niveau** af luftforurening ($11,1 - 13,2 \mu g/m^3$), som udgør halvdelen af befolkningen
- personer udsat for **højt niveau** af luftforurening ($>13,2 \mu g/m^3$), som udgør en fjerdedel af befolkningen
- referencegruppen udgøres af personer udsat for et **lavere niveau** af luftforurening ($<11,1 \mu g/m^3$) som udgør en fjerdedel af befolkningen

Ingen personer i Danmark lever uden luftforurening og forskellene er ret beskedne jf. at halvdelen af befolkningen var udsat for $11,1-13,2 \mu g/m^3$. Sygdomsbyrden af luftforurening estimeres derfor ud fra den ekstra byrde, personer udsat for et moderat eller højt niveau af luftforurening har i forhold til den fjerdedel af befolkningen, der er udsat for et lavere niveau af luftforurening. Eksempelvis belyses det, hvor mange ekstra dødsfald, der ses blandt personer udsat for et moderat eller højt niveau af luftforurening i forhold til personer udsat for det lavere niveau af luftforurening. Dvs. reelt estimeres, hvor mange årlige dødsfald, der kunne spares, hvis man flyttede de tre fjerdedel af befolkningen, som er mere udsatte, til de områder hvor den mindst udsatte fjerdedel bor.

Eksponering for luftforurening indtager under de forudsætninger en 6. plads over antallet af ekstra årlige dødsfald forbundet med eksponering for moderat og høj luftforurening med fine partikler ($PM_{2,5}$).

³ Sundhedsstyrelsen (2023), Sygdomsbyrden i Danmark 2022 - risikofaktorer 2022 Sygdomsbyrden i Danmark - risikofaktorer (sst.dk)

Figur 1 / Ekstra antal dødsfald i Danmark relateret til risikofaktorer, 16 år eller derover, 2017 (Sundhedsstyrelsen, 2023)



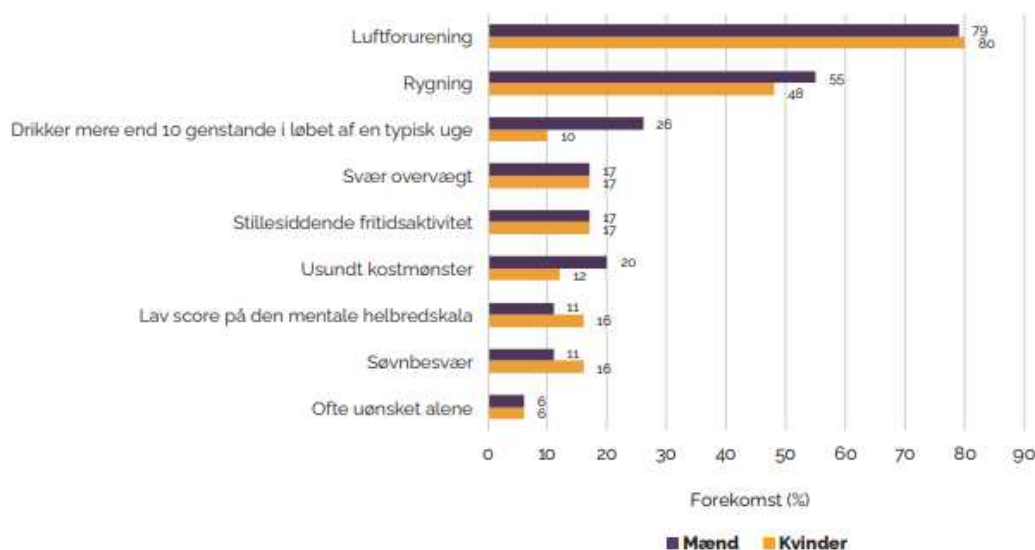
*Justeret for alder, undersøgelsesår, længst fuldførte uddannelse, BMI, rygning, alkoholforbrug, fysisk aktivitet og kostmønster.
 Datakilder: Den Nationale Sundhedsprofil 2010, 2013 og 2017, The European Study of Cohorts for Air Pollution Effects, Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe (ELAPSE project), Det Centrale Personregister og Dødsårsagsregisteret.*

Der er årligt 1.022 ekstra dødsfald i Danmark blandt personer eksponeret for et moderat eller højt niveau af luftforurening sammenlignet med personer eksponeret for et lavere niveau af luftforurening, henholdsvis 642 tilfælde blandt mænd og 380 tilfælde blandt kvinder. Hvis sammenligningen havde været i forhold til ingen luftforurening, dvs. PM_{2,5} niveau på 0 eller det WHO's anbefalede maksimumniveau på 5 µg/m³, som man ellers bruger

til sundhedskonsekvensvurderinger, havde tallene været væsentligt højere.

Luftforurening har den største forekomst i befolkningen sammenlignet med de andre udvalgte risikofaktorer, da omkring 80 pct. af danskerne er eksponeret for moderate eller høje niveauer af luftforurening.

Figur 2 / Forekomst (%) af risikofaktorer i Danmark, 16 år eller derover, 2017. (Sundhedsstyrelsen, 2023)



Datakilder: Den Nationale Sundhedsprofil 2017 og The European Study of Cohorts for Air Pollution Effects. Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe (ELAPSE project).

3.4 / Opsamling

Indsatsen "Øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København", der løber fra 2019-2023, har til formål at skabe øget viden om sundhedskonsekvenser af luftforurening i Københavns Kommune og på den baggrund foreslå initiativer til at fremme sundheden blandt københavnere. En ekspertgruppe for sundhed og luftforurening blev nedsat i 2019, og rådgiver og drøfter løbende relevante temaer for luftforurening i København. I 2020 blev der opsat fem kommunale luftmålestationer i København og lanceret en kommunal hjemmeside til visning af data fra de kommunale luftmålestationer.

I de tre første år af indsatsen er der udarbejdet årsrapporter på baggrund af seks forskellige bidrag bl.a. udarbejdet af Københavns Universitet og DCE ved Aarhus Universitet.

EU-kommissionens forslag til opdatering af grænseværdier for luftforurening vil potentielt have stor

betydning ift. at reducere sundhedskonsekvenserne af luftforurening i EU, hvis EU's grænseværdier reduceres og kommer ned på niveau med WHO's retningslinjer.

Sundhedskonsekvenser af luftforurening er en betydelig faktor for danskernes sundhed. Sundhedsstyrelsen udgav i marts 2023, som en del af serien "Sygdomsbyrden i Danmark", en rapport over ni udvalgte risikofaktorer for danskernes sundhed, og luftforurening er for første gang medtaget som en risikofaktor. Luftforurening er i rapporten defineret som eksponering for fine partikler (PM_{2,5}). Der findes 1.022 ekstra årlige dødsfald, hvis man sammenligner de tre fjerdedele af befolkningen der eksponeres for moderat eller høje niveauer af luftforurening med den fjerdedel der udsættes for lavere niveauer. Eksponering for moderat eller høj luftforurening har den højeste forekomst i befolkningen sammenlignet med de andre udvalgte risikofaktorer og indtager en 6. plads i forhold til ekstra for tidlige dødsfald i Danmark.



7

MARIA GUDME



4 / Ekspertgruppe for sundhed og luftforurening

Indsatsens ekspertgruppe har til formål at styrke forsknings- og videndelen af indsatsen. Ekspertgruppen har i 2019 og 2020 afgivet i alt 27 anbefalinger til initiativer, som har til formål at nedbringe luftforurening i København og de dertilhørende sundhedsskadelige effekter. Ekspertgruppen har været særligt opmærksom på initiativer, som har til formål at mindske luftforurening steder i København, hvor forureningsniveauerne er høje og mange mennesker både bor og færdes. Anbefalingerne omhandler forslag om at reducere vejtrafik samt reducere eller forbyde brændeovne i Københavns Kommune.

4.1 / Ekspertgruppens årlige udtalelse 2021

Fra 2021 har ekspertgruppen afgivet en årlig udtalelse, hvor der fokuseres på årets begivenheder inden for luftforurening samt gives perspektiver på det fremtidige arbejde med sundhed og luftforurening.

En af de mest betydningsfulde begivenheder på området for luftforurening og sundhed i 2021 var, at WHO opdaterede deres retningslinjer for luftkvalitet. De nye retningslinjer har givet anledning til at revurdere eksisterende beregningsmodeller for sundhedskonsekvenser af luftforurening, også i Danmark. Ekspertgruppen understregede i deres årlige udtalelse derfor vigtigheden af fortsat at arbejde for at reducere luftforureningen i København.

Med den seneste viden på området gjorde ekspertgruppen også opmærksom på, at vi stadig har lang vej endnu for at forstå de reelle sundhedskonsekvenser af luftforurening. Årsrapport 2021 henviser bl.a. til flere studier, der viser en sammenhæng med forskellige typer fysiske og psykiske gener som følge af eksponering for luftforurening, fx hverdagsnære gener som søvnforstyrrelser, øget medicinbrug, luftvejsirritationer og øget risiko for overvægt. Gener, der kan have negativ påvirkning af livskvalitet og være medvirkende årsag til udvikling af fysisk og mental sygdom over lang tid.

Ekspertgruppen gjorde samtidig opmærksom på, at der er behov for mere viden om lokal luftforurening, fx fra studier, der undersøger helbredsskader som følge af kortvarig eksponering for høje niveauer af luftforurening som det bl.a. ses i myldretiden.

4.2 / Ekspertgruppen for sundhed og luftforurening

Ekspertgruppen er etableret med fokus på at skabe en bred repræsentation af landets førende eksperter, som arbejder med og har viden inden for sundhed og luftforurening.

På følgende side fremgår en oversigt over ekspertgruppens medlemmer.

Tabel 1 / Oversigt over ekspertgruppens medlemmer

Medlem	Institution	Medlemskab af ekspertgruppen (mdr., år)
Professor og direktør Morten Grønbæk (forperson)	Center for Sundt Liv og Trivsel, direktør Syddansk Universitet, fhv. direktør for Statens Institut for Folkesundhed	Februar 2019
Professor Annette Kjær Ersbøll	Syddansk Universitet, Statens Institut for Folkesundhed	Oktober 2019
Seniorforsker Thomas Ellermann	Aarhus Universitet DCE - Natio- nalt center for Miljø og Energi	Marts 2019
Professor Torben Sigsgaard	Aarhus Universitet, Institut for Folkesundhed - Miljø, Arbejde og Sundhed	April 2020
Seniorforsker Steen Solvang Jensen	Aarhus Universitet DCE - Natio- nalt center for Miljø og Energi	September 2021
Professor Ole Raaschou-Nielsen	Kræftens Bekæmpelse, Center for Kræftforskning	Oktober 2019
Professor Ulla Vogel	Det Nationale Forskningscenter for Arbejds miljø	Maj 2019
Professor Zorana Jovanovic Andersen	Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab	Februar 2019
Lektor Marie Pedersen	Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab	Februar 2019
Professor Steffen Loft	Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab	September 2021
Lektor Teis Nørgaard Mikkelsen	Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Miljø- og Ressource- teknologi	Marts 2019
Professor Geo Clausen	Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Miljø- og Ressource- teknologi	September 2021
Seniorrådgiver Kåre Press-Kristensen	Rådet for Grøn Omstilling	Januar 2019

4.3 / Arbejdsgrupper

I 2022 blev der nedsat to arbejdsgrupper med medlemmer fra den eksisterende ekspertgruppe, som har til formål at belyse to respektive temaer i forhold til sundhed og luftforurening i København, henholdsvis:

1. WHO's nye retningslinjer – betydningen for København.
2. Indendørs luftforurening i København med særligt fokus på sårbare grupper.

4.4 / Arbejdsgruppe – WHO's nye retningslinjer – betydningen for København

I år 2021 opdaterede Verdenssundhedsorganisationen WHO sine retningslinjer for luftkvalitet, hvilket har medført, at WHO nu anbefaler betydeligt lavere niveauer af luftforurening end hidtil. Disse nye retningslinjer blev udarbejdet, da ny viden og evidens har vist, at luftforurening har negative effekter på menneskers sundhed ved væsentligt lavere niveauer end tidligere påvist.

På baggrund af de opdaterede WHO-retningslinjer blev arbejdsgruppen "WHO's nye retningslinjer – betydningen for København" etableret i 2022 med det formål at være med til at vurdere de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening i København.

4.5 / Arbejdsgruppe – Indendørs luftforurening i København med særligt fokus på sårbare grupper

Ekspertgruppen har i deres årlige udtalelse for 2021 gjort opmærksom på, at der fortsat mangler viden om de sundhedsmæssige konsekvenser af indendørs luftforurening. Mange borgere bruger størstedelen af dagen indendørs på stillesiddende aktiviteter og det udgør en alvorlig sundhedsudfordring. I 2020 anbefalede ekspertgruppen, at der skabes mere viden om sundhedskonsekvenserne af indendørs luftforurening, hvilket har været baggrund for etablering af arbejdsgruppen for indendørs luftforurening.

Arbejdsgruppen er etableret med det formål at skabe mere viden om indendørs luftforurening i Københavns Kommune og blev ligeledes etableret i 2022.

4.6 / Opsamling

Københavns Kommunes ekspertgruppe består af førende eksperter i sundhed og luftforurening fra universiteter, organisationer og NGO'er.

På baggrund af indsatsens eksisterende ekspertgruppe blev der i 2022 nedsat to arbejdsgrupper. Den ene gruppe beskæftiger sig med WHO's opdaterede retningslinjer og betydningen for København, da WHO i 2021 opdaterede deres retningslinjer. WHO's retningslinjer blev opdateret, da ny evidens har påvist sammenhænge mellem væsentligt lavere niveauer af luftforurenende stoffer og sundhedskonsekvenser. En anden gruppe beskæftiger sig med indendørs luftforurening i København, da der mangler evidens på området.



5 / Luftforureningsdata fra kommunale luftmålestationer

De fem kommunale luftmålestationer er opsat på hhv. Krügersgade, Søtorvet, Folehaven, Hillerødgade samt Backersvej (se figur 3 nedenfor) med det strategiske formål at opnå mest mulig viden om: luftforurening fra brændeovne, luftforurening fra vejtrafik, luftforurening hvor flest færdes i København (og derved formodes at udsættes for luftforurening) samt luftforurening ved tæt beboelse og hvor institutioner er placeret. FORCE Technology er ansvarlige for driften af de kommunale luftmålestationer, og denne opsamling er baseret på deres årlige afrapportering af data.

Nedenfor præsenteres i tabel 2 en oversigt over, hvilke luftforurenende stoffer der måles ved de fem luftmålestationer samt et kort (figur 3) over, hvor målestationerne er placeret i København.

Alle fem kommunale luftmålestationer har siden opstart målt grove partikler (PM_{10}). Målingerne af grove partikler er ikke medtaget i denne opsamling eller FORCE's årlige afrapportering af data for 2022, da der pågår afklaring af en korrektionsfaktor for målingerne. Dette er nærmere beskrevet i FORCE's årlige afrapportering.

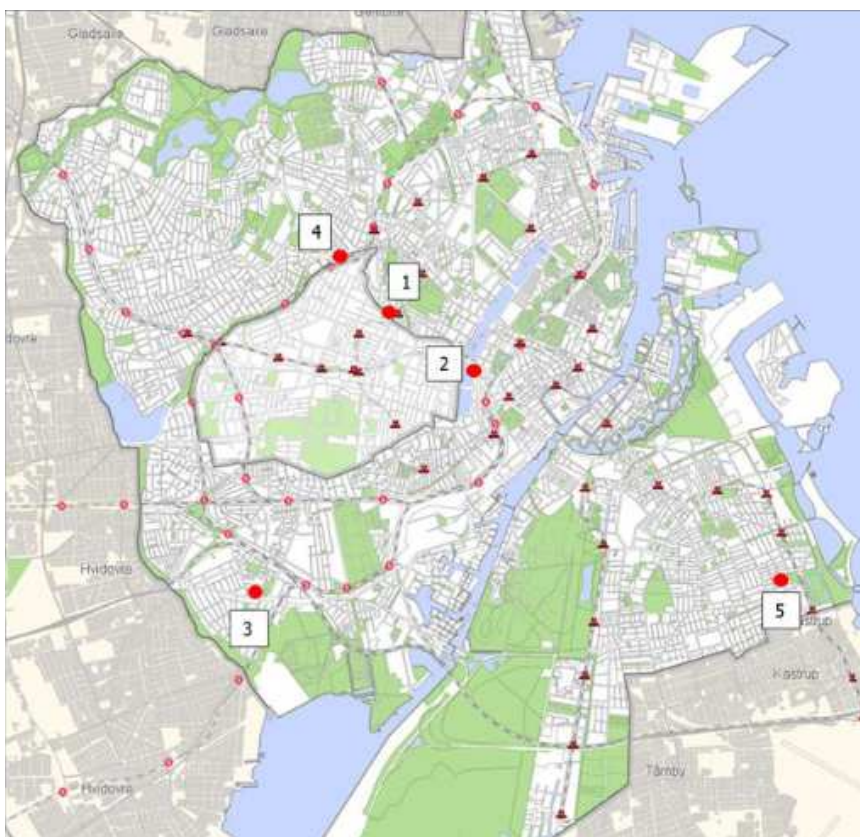
Tabel 2 / Måleparametre til bestemmelse af luftkvaliteten for hver af de fem luftmålestationer

Måleparameter	Krügersgade	Søtorvet	Folehaven	Hillerødgade	Backersvej
Stationsnr.	1	2	3	4	5
Grove artikler (PM_{10})	X	X	X	X	X
Fine artikler ($PM_{2,5}$)	X	X	X	X	X
Ultrafine artikler (UFP)	X	X	X	X	X
Black Carbon (BC , BC_{WB} , BC_{FF})	X	X	X	X	X
Kvælstofoxider (NO , NO_x , NO_2)	X	X	X	X	X

Luftmålestationerne er opsat i august/september 2020, hvorfor data i 2020 er indsamlet fra august/september 2020 t.o.m. december 2020. Der er derfor indsamlet data fra ét helt år i 2021 og 2022 på de københavnske luftmålestationer.

FORCE Technology udarbejder en årlig afrapportering på baggrund af data fra de kommunale målestationer. I de næste afsnit præsenteres resultater af FORCE Technologys rapport med data fra de kommunale luftmålestationer i 2020, 2021 og 2022.

Figur 3 / Oversigtskort over placering af luftmålestationer



Tabel 3 / Oversigt over målte årsmiddelværdier i København 2020

2020	Krügersgade	Søtorvet	Folehaven	Hillerødgade	Backersvej	EU	WHO
(PM _{2,5}) Fine partikler (µg/m ³)	12	12	12	12	10	25	5
(UFP) Ultrafine partikler (antal/cm ³)	5438	5583	7432	6255	5299	Ingen grænse- værdi	Ingen retnings- linje
BC Black Carbon (µg/m ³)			1,4		0,7	Ingen grænse- værdi	Ingen retnings- linje
NO ₂ Kvælstofoxider (µg/m ³)	15	21	23	20	10	40	10

5.1 / Overvågning af luftkvalitet i Københavns Kommune 2020

FORCE Technologys årlige afrapportering i 2020 er baseret på omkring 4-5 måneders data fra månederne august/september (afhængig af hvornår luftmålestationen er opsat og installeret) til december 2020.

Ovenfor vises en tabel med alle årsmiddelværdierne for de forskellige luftforurenende stoffer i 2020.

Tabellen præsenterer ligeledes de gældende grænseværdier og retningslinjer fra EU og WHO. Hverken EU eller WHO har fastsat grænseværdier eller retningslinjer for ultrafine partikler eller black carbon.

Der foreligger kun data for 4-5 måneder, hvorfor det ikke er muligt at tale om overskridelser og/eller overholdelse af disse værdier i 2020.

Tabel 4 / Oversigt over målte årsmiddelværdier i København 2021

2021	Krügersgade	Søtorvet	Folehaven	Hillerødgade	Backersvej	EU	WHO
(PM _{2,5}) Fine partikler (µg/m ³)	9	10	10	10	9	25	5
(UFP) Ultrafine partikler (antal/cm ³)	6200	6400	7600	7000	5600	Ingen grænse- værdi	Ingen retnings- linje
BC Black Carbon (µg/m ³)			1,14		0,54	Ingen grænse- værdi	Ingen retnings- linje
NO ₂ Kvælstofoxider (µg/m ³)	17	18	27	22	11	40	10

5.2 / Overvågning af luftkvalitet i Københavns Kommune 2021

Den årlige afrapportering af Force Technology i 2021 er den første rapport, hvor der er data for et helt år.

På følgende side vises en tabel med alle årsmiddelværdierne for de forskellige luftforurenende stoffer i 2021.

Overordnet viser målingerne, at EU's grænseværdier for fine partikler (PM_{2,5}) samt kvælstofdioxid (NO₂) er overholdt for alle de fem luftmålestationer. WHO's retningslinjer (årsmiddelværdier) er overskredet for både fine partikler (PM_{2,5}) samt kvælstofdioxid (NO₂) på alle fem luftmålestationer. FORCE Technology gør dog opmærksom på, at dataindsamlingsperiode har været præget af perioder med nedlukninger af samfundet grundet COVID-19-pandemien, hvilket kan have betydning for niveauerne af luftforurening, som følge af trafikintensiteten, der i et vist omfang har været påvirket sammenlignet med perioder før pandemien.

Tabel 5 / Oversigt over målte årsmiddelværdier i København 2022

2022	Krügersgade	Søtorvet	Folehaven	Hillerødgade	Backersvej	EU	WHO
(PM _{2,5}) Fine partikler (µg/m ³)	9	8	9	9	9	25	5
(UFP) Ultrafine partikler (antal/cm ³)	7100	6300	6000	6800	7000	Ingen grænse- værdi	Ingen retnings- linje
BC Black Carbon (µg/m ³)			0,8		0,5	Ingen grænse- værdi	Ingen retnings- linje
NO ₂ Kvælstofdioxid (µg/m ³)	15	14	19	19	9	40	10

5.3 / Overvågning af luftkvalitet i Københavns Kommune 2022

Den årlige afrapportering fra FORCE Technology for 2022 viser, at EU's grænseværdier for både fine partikler (PM_{2,5}) og kvælstofdioxid (NO₂) er overholdt for alle af de fem målestationer.

WHO's retningslinjer (årsmiddelværdier) er derimod ikke overholdt for nogle af de fem luftmålestationer, der måler fine partikler (PM_{2,5}). WHO-retningslinjen for kvælstofdioxid (NO₂) er overskredet på fire ud af fem luftmålestationer. Den eneste luftmålestation, som overholder WHO's retningslinje for kvælstofdioxid (NO₂) er luftmålestationen på Backersvej.

5.4 / Opsamling

På baggrund af data indsamlet på de fem kommunale luftmålestationer, der er opsat i Københavns Kommune, har Force Technology udarbejdet årlige afrapporteringer om luftkvaliteten i København i 2020, 2021 og 2022. Den årlige afrapportering fra 2020 indeholder dog kun data for omkring 4 måneder, da målestationerne først er opsat i efteråret. Data fra 2020 kan derfor ikke bruges til at

sammenligne med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer, da der skal være data for et fuldt år ift. at regne årsmiddelværdier.

I 2021 er der målt data for et fuldt kalenderår på de kommunale målestationer og data viser, at EU's grænseværdier for fine partikler (PM_{2,5}) og kvælstofdioxid (NO₂) er overholdt for alle de fem luftmålestationer. Imidlertid blev WHO's retningslinjer overskredet for både fine partikler (PM_{2,5}) og kvælstofdioxid (NO₂) på alle fem luftmålestationer.

Tilsvarende viser den årlige afrapportering fra FORCE Technology for 2022, at EU's grænseværdier for både fine partikler (PM_{2,5}) og kvælstofdioxid (NO₂) er overholdt for alle af de fem målestationer. Hvad angår WHO-retningslinjen for kvælstofdioxid (NO₂) er denne overskredet på fire ud af fem luftmålestationer og fine partikler (PM_{2,5}) er overskredet på alle fem målestationer.



Pels
Vogn M-01

60

9 stk
NUGGET
+ 2 dips

6 / Copenhagen Air view analyser

6.1 / Baggrund

I 2018 indgik Københavns Kommune et samarbejde med Google, Utrecht Universitet og Aarhus Universitet og blev en del af "Project Air View". Project Air View begyndte i Oakland i USA i 2014, og kom til Danmark i perioden 5. november 2018 til 1. marts 2020. Projektets formål var at måle luftforureningen vha. Google Street View bilen, som blev udstyret med avanceret luftmålingsudstyr til måling af kvælstofdioxid (NO₂), kvælstofoxid (NO), kuldioxid (CO₂), fine partikler (PM_{2,5}) og ozon (O₃).

Googlebilen har indsamlet data ved at køre på alle veje i København fire til seks gange i måleperioden. Det er muligt at finde de publicerede kort over fordeling af ultrafine partikler (UFP), black carbon (BC) og kvælstofdioxid (NO₂) for alle gader i København på Googles egen hjemmeside.⁴

Efter publiceringen af data fra Copenhagen Air View (CAV) projektet udgav Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE), der er ansvarlig for det nationale luftmåleprogram i Danmark, en rapport vedrørende kvalitet og resultater af data indsamlet i CAV-projektet, som bl.a. sammenligner data fra DCE's målestationer og data fra CAV-projektet.

Rapporten beskriver, at der er en systematisk forskel i data målt med Googlebilen og DCE's målinger ved de nationale målestationer. Samlet set er der omkring 45-55 pct. forskel på niveauer af forskellige stoffer målt med Googlebilen og stationære målinger. Ifølge DCE er en af årsagerne til denne forskel, at googlebilen måler midt på vejbanen og dermed tættere på kilden til luftforurening modsat de stationære målestationer, som er placeret længere væk fra vejtrafikken. Det konkluderes, at der i Copenhagen Air View's data er målt de højeste koncentrationer af kvælstofdioxid (NO₂), black carbon (BC) og ultrafine partikler (UFP) ved de største veje i København, mens de laveste koncentrationer er målt i boligområder med større afstand til store veje.

Google Air View data kan ikke anvendes til at vurdere eventuel overholdelse eller overskridelse af EU's grænseværdier for luftforurening. Det skyldes bl.a., at EU-direktivet angiver, at målinger som anvendes til vurdering af overholdelse af grænseværdier ikke må foretages på vejbanen.

6.2 / Analyser på baggrund af Copenhagen Air View Data

Allerede i 2020 var der interesse for at arbejde videre med at belyse sundhedskonsekvenser af luftforurening med udgangspunkt i data fra Copenhagen Air View- projektet i København. Derfor har Syddansk Universitet og Københavns Universitet på opdrag fra Københavns Kommune udarbejdet analyser, der tager udgangspunkt i Copenhagen Air View-data og sundhedskonsekvenser.

Statens Institut for Folkesundhed (ved SDU) har udarbejdet en analyse af den "Geografiske fordeling af luftforurening, sygdom og sundhed i København" med fokus på at afdække mulig sammenhæng mellem eksponering for black carbon (BC) og kvælstofdioxid (NO₂) i forhold til luftvejslidelser jf. bilag 1.

Institut for Folkesundhedsvidenskab (ved KU) har udarbejdet en analyse af sammenligning mellem målinger af ultrafine partikler med CAV-projektet og målinger foretaget på boligfacader i København jf. bilag 2.

Begge analyser er opsummeret nedenfor og kan læses i deres fulde længde i bilag 1 og 2.

⁴ Link til Googles egen hjemmeside, hvor kortene fremgår: <https://insights.sustainability.google/>

6.3 / Analyse af den "Geografisk fordeling af luftforurening, sundhed og sygdom i København"

Baggrund

Statens Institut for Folkesundhed har i 2022 udarbejdet rapporten "Geografisk fordeling af luftforurening, sundhed og sygdom i København" jf. bilag 1. Rapportens formål er at undersøge den geografiske fordeling af black carbon (BC) og kvælstofdioxid (NO₂) i København med særlig fokus på luftvejslidelser og sårbare grupper i 2017-2019. Rapporten er udarbejdet med udgangspunkt i Copenhagen Air View projektet i København, hvor der er indsamlet data for black carbon (BC) og kvælstofdioxid (NO₂).

Eksposering for luftforurening afhænger af, hvor man bor og færdes, men der er også grupper af borgere (børn, gravide, ældre og personer med kronisk sygdom) som er mere sårbare overfor luftforurening. Rapporten præsenterer derfor også geografiske mønstre i niveauer af luftforurening i forhold til fordelingen af sårbare grupper af borgere samt i fordelingen af luftvejslidelser i Københavns Kommune.

Metode

Resultaterne i rapporten er baseret på data fra en række nationale registre og målinger fra Copenhagen Air View-projektet. I rapporten er der benyttet Copenhagen Air View data til at visualisere geografisk variation i luftforurening for black carbon (BC) og kvælstofdioxid (NO₂).

Målingerne af black carbon (BC) og kvælstofdioxid (NO₂) er foretaget af Google Street View bilen, hvorpå der er påmonteret specialudstyr til måling af luftkvalitet. Bilen har kørt på alle gader i København gennemsnitligt syv gange ved normal hastighed, primært i dagtimerne, mandag-fredag i tidsrummet kl. 10.00-16.00 i perioden oktober 2018 - marts 2020. Målingerne er foretaget på vejbanen og er derfor tæt på udledningerne fra andre biler, hvorfor de målte koncentrationerne er højere end på fortove og længere væk fra vejbanen.

Data opgøres for vejstrækninger på 50 meter og er korrigeret efter bybaggrundsmålinger for i højere grad at reflektere langtidskoncentrationer af luftforurening. I en luftforureningsmodel udviklet af forskere fra blandt andet Utrecht Universitet, anvendes Copenhagen Air View data i en såkaldt "mixed model", som kombinerer 1) en statistisk akkumulering af luftkvalitetsmålingerne i de københavnske gader og 2) en prædiktiv regressionsmodel. Resultatet af kombinationen af målinger og modelberegninger repræsenterer middelværdier for måleperioden.

Undersøgelsen omfatter borgere bosat i Københavns Kommune i perioden 2017 til 2019. Perioden er lidt forskudt i forhold til googlebilens indsamlingsperiode (oktober 2018 til marts 2020). Dette er bl.a. for at 1) undgå direkte og afledte konsekvenser af COVID-19 epidemien og derfor er helbredsudfald i 2020 udeladt; og 2) sikre en tilstrækkelig populationsstørrelse til udførelsen af associationsanalyser. Det generelle niveau af luftforurening vurderes at have været faldende i perioden, særligt under COVID-19-pandemien og de dertilhørende restriktioner, hvorfor sammenhængen mellem luftforurening og luftvejslidelser i højere grad underestimeres ved at inkludere 2017 frem for 2020.

Børn er i analysen afgrænset til borgere, som er mellem 0-15 år i perioden. Gravide er kvinder, som har født i et af de fire år. Personer med kronisk sygdom har enten diabetes, kræft, hjertekarsygdom, svær psykisk lidelse, depression, leddegigt, osteoporose, astma, KOL eller demens. Ældre er borgere på 65 år eller derover i perioden. Borgere med KOL vedrører personer på 30 år eller derover (diagnosekoder og definitioner findes i rapportens bilag 1).

Geografisk fordeling af luftforurening

Rapporten illustrerer med kort over København fordelingen af black carbon (BC) og Kvælstofdioxid (NO_2), samt borgernes eksponering på baggrund af bopælsadresse.

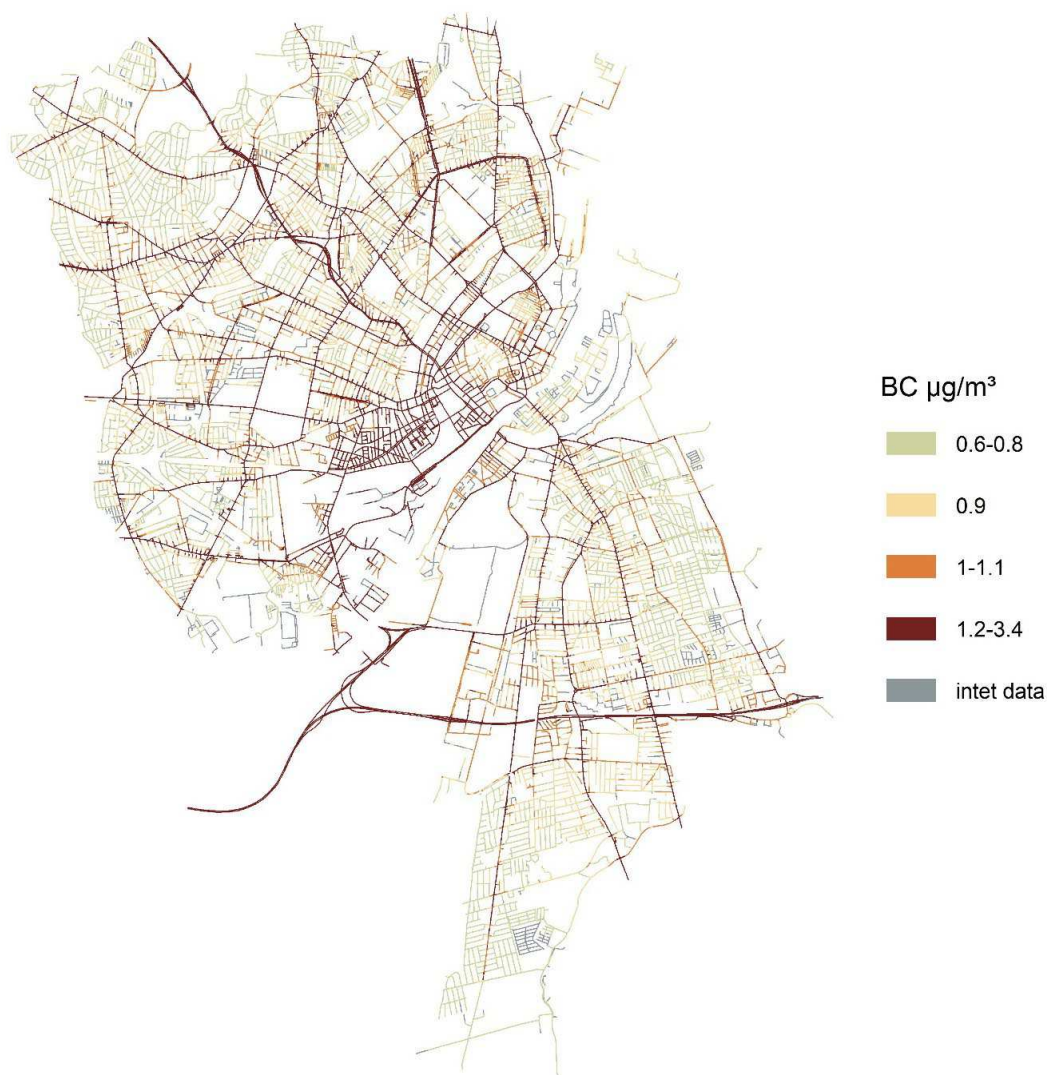
Black Carbon

Nedenfor ses en kortlægning over middelværdier af black carbon (BC) på vejnettet i Københavns Kommune fra oktober 2018- marts 2020 indsamlet med googlebilen.

Niveauerne af black carbon (BC) varierer fra $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og der ses et højere niveau på de store indfaldsveje samt i området på Vesterbro, som støder op til togbanen. Dette kan ifølge rapporten formentlig forklares af dieselemmission samt vej- og metrobyggeri i området. Black carbon (BC) er også associeret til afbrænding af træ, hvorfor forhøjede niveauer ligeledes kan skyldes brændefyring.

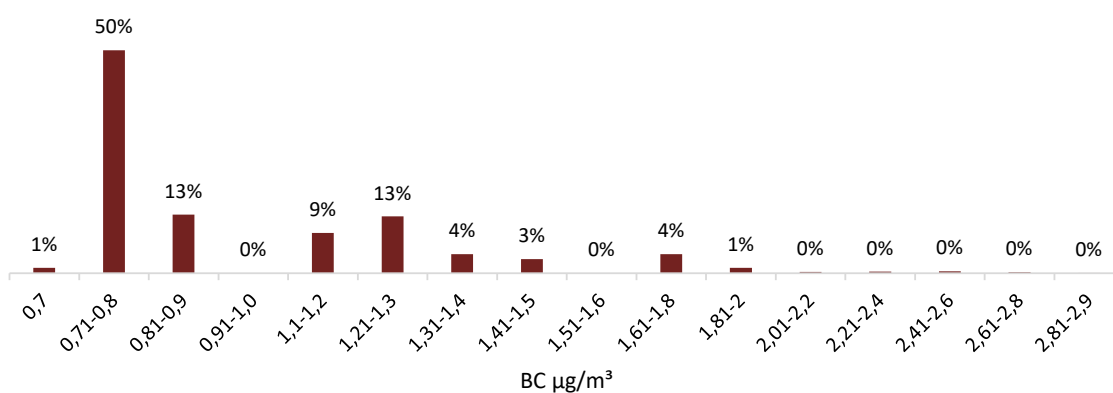
Rapporten illustrerer desuden forholdet mellem nedenstående eksponeringskort og den faktiske andel af borgere, der bliver eksponeret for de forskellige niveauer beregnet ved bopælsadressen.

Figur 4 / Middelværdier for black carbon (BC) på vejnettet i Københavns Kommune. Kortet er baseret på data fra Copenhagen Air View.



Her ses, at størstedelen af de københavnske borgere eksponeres for de lavere niveauer af black carbon (BC). Det laveste eksponeringsniveau er 0,7 µg/m³ og kun få borgere er eksponeret for mere end 2,8 µg/m³. De fleste borgere i Københavns Kommune var i måleperioden eksponeret for 0,71-0,9 µg/m³ på deres bopælsadresse.

Figur 5 / Eksponeringsniveauet af black carbon (BC) ved bopælsadressen fordelt på gennemsnittet af borgere i Københavns Kommune i 2017-2019



Kvælstofdioxid

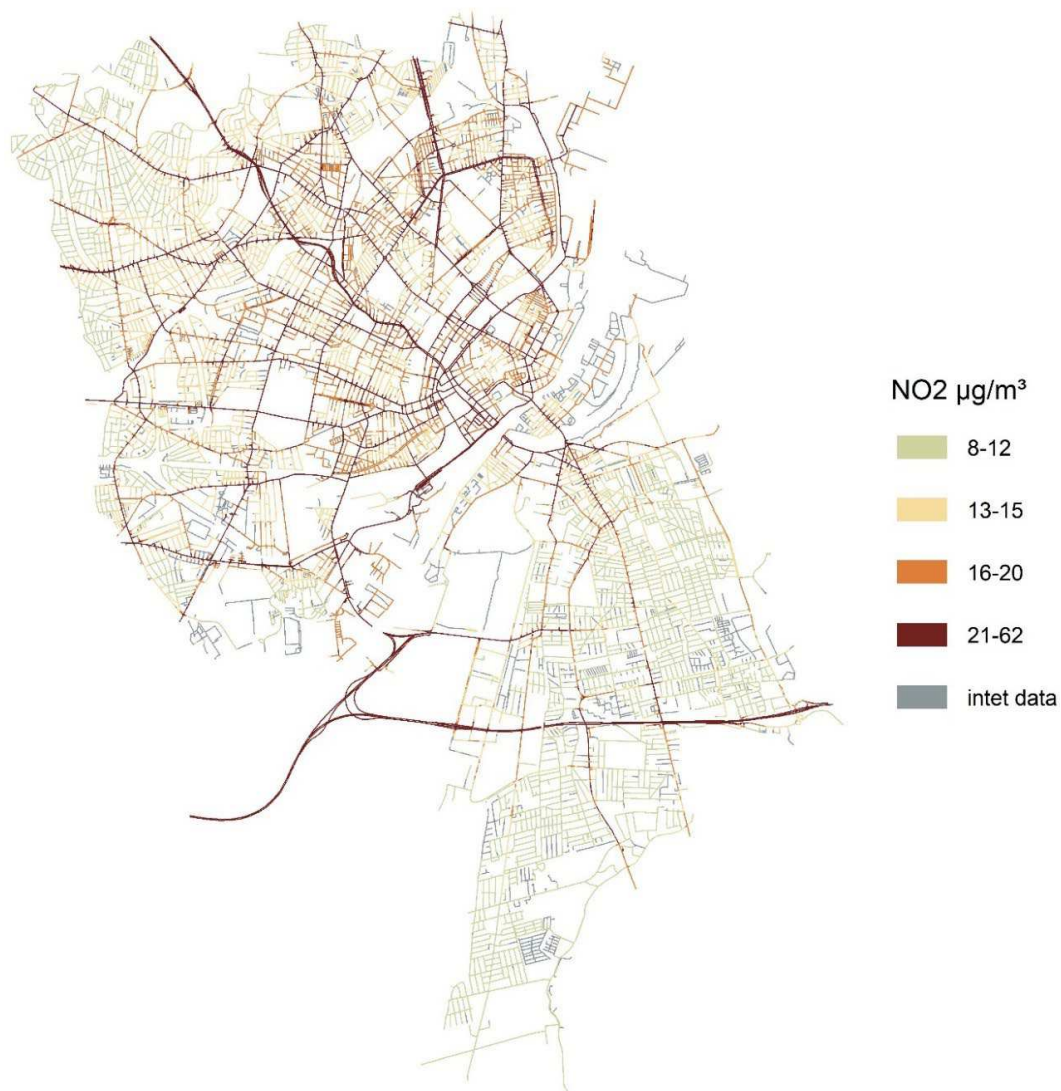
Nedenfor ses en kortlægning af middelværdier for kvælstofdioxid (NO₂) på vejnettet i Københavns Kommune for perioden oktober 2018 - marts 2020 indsamlet med googlebilen.

Middelværdierne varierer fra 8 µg/m³ til 62 µg/m³, og der ses et højere niveau af kvælstofdioxid (NO₂) på de store indfaldsveje samt i det centrale København. Kvælstofdioxid (NO₂) er associeret

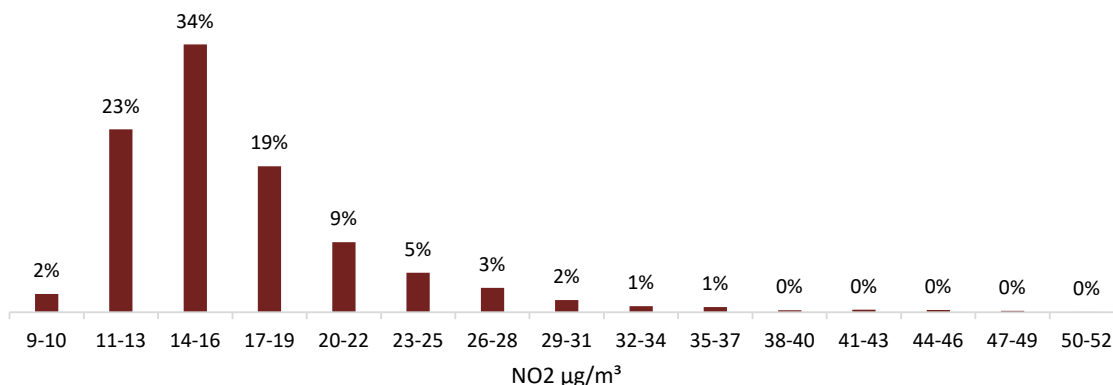
med vejtrafik, og niveauforskellene kan derfor, ifølge rapporten, med al sandsynlighed forklares af intensiteten af vejtrafik.

Rapporten illustrerer igen forholdet mellem ovenstående eksponeringskort og den faktiske andel af borgere, der bliver eksponeret for de forskellige niveauer af kvælstofdioxid (NO₂) beregnet ved bopælsadressen.

Figur 6 / Middelværdier for kvælstofdioxid (NO₂) på vejnettet i Københavns Kommune. Kortet er baseret på data fra Copenhagen Air View.



Figur 7 / Eksponeringsniveauet af kvælstofdioxid (NO₂) ved bopælsadressen fordelt på gennemsnittet af borgere i Københavns Kommune i 2017-2019



De fleste borgere i Københavns kommune er, ifølge rapporten, eksponeret for 11-19 µg/m³ kvælstofdioxid. Kun få eller ingen borgere er i perioden eksponeret for de laveste (≤10 µg/m³) eller højeste (>49 µg/m³) målte eksponeringsniveauer for kvælstofdioxid (NO₂). Det betyder, at alle københavnere udsættes for luftforurening i byen.

Geografisk fordeling af sårbare grupper

Rapporten har også fokus på de grupper af borgere, der er særligt sårbare overfor luftforurening i København. Disse er henholdsvis børn, gravide, ældre og personer med kronisk sygdom.

Den procentvise fordeling af de sårbare grupper i København er som følger:

- 30 pct. af den københavnske befolkning har en kronisk sygdom
- 16 pct. af den københavnske befolkning er børn mellem 0-15 år
- 10 pct. af den københavnske befolkning er 65+ årige
- 2,5 pct. af den københavnske befolkning er gravide

Det betyder samtidig, at over halvdelen af borgerne i Københavns Kommune er særligt sårbare overfor konsekvenserne af luftforurening.

Den geografiske fordeling af udvalgte sårbare grupper i Københavns Kommune viser, at de bor forskellige steder i byen. Dog har Brønshøj-Husum både en høj andel af små børn, børn, kronisk syge og ældre. Tilsvarende udgør små børn og gravide en større andel i de samme byområder på Vestamager, Kgs. Enghave og Vesterbro. Indre by har en høj andel ældre i området ud mod Københavns Kanal, men ellers er denne bydel kun beboet af lave andele af de resterende sårbare grupper.

Geografisk fordeling af udvalgte luftvejslidelser

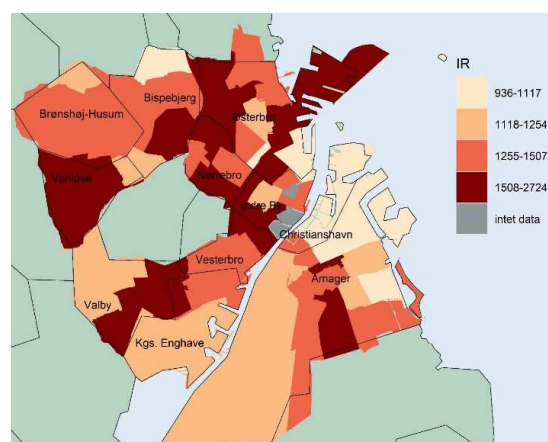
Rapporten belyser desuden fordelingen af udvalgte luftvejslidelser, henholdsvis astma hos børn og voksne samt KOL blandt voksne i Københavns Kommune.

Astma

I dette afsnit præsenteres forskellige kort, der viser fordelingen af nye tilfælde af astma per 100.000 indbyggere fordelt på aldersgrupperne 0-5 år, 6-15 år, 16 år, i perioden 2017-2021 opdelt på sognniveau i Københavns kommune.

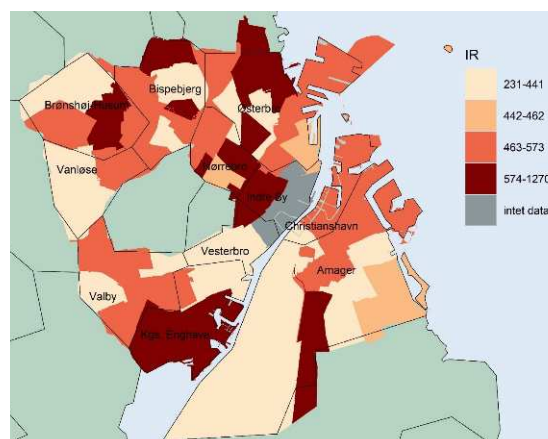
Figur 8 / Geografisk fordeling af nye tilfælde af astma per 100.000 børn pm året blandt børn på 0-5 år i 2017-2019, opdelt på sognniveau i Københavns Kommune

Til højre præsenteres et kort over incidensraten for astma hos børn i alderen 0-5 år. Her ses det, at astma blandt børn mellem 0-5 år er diffust fordelt i Københavns Kommune. Dog er incidensraten høj i det meste af Vanløse samt flere områder på Nørrebro og på Østerbro. Modsat har indre by, indre Østerbro og Christianshavn en lav incidensrate for astma i tilsvarende aldersgruppe.



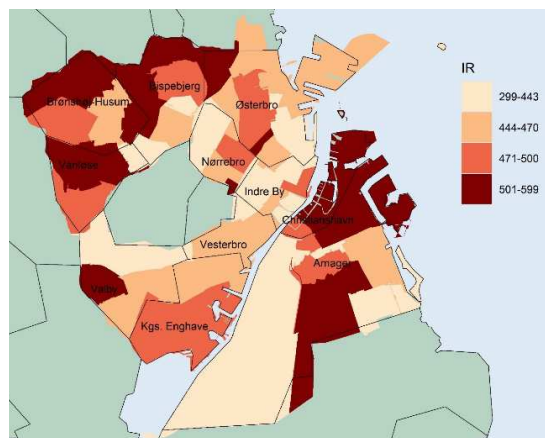
Figur 9 / Geografisk fordeling af nye tilfælde af astma per 100.000 børn om året blandt børn på 6-15 år i 2017-2019, opdelt på sognniveau i Københavns Kommune

Kortet viser, som ved den yngre aldersgruppe, en høj incidensrate af astma blandt børn i alderen 6-15 år, er diffust fordelt i København. Dog er raten høj i det meste af Kgs. Enghave og i områder på Nørrebro og Østerbro.



Figur 10 / Geografisk fordeling af nye tilfælde af astma per 100.000 personer om året blandt personer på 16 år eller derover i 2017-2019, opdelt på sogneniveau i Københavns Kommune

Kortet viser, at incidensraten for astma blandt personer på 16+ år særligt er højere i yderområderne af Københavns Kommune (Valby, Vanløse, Brønshøj-Husum og Bispebjerg, Amager) samt omkring Christianshavn.



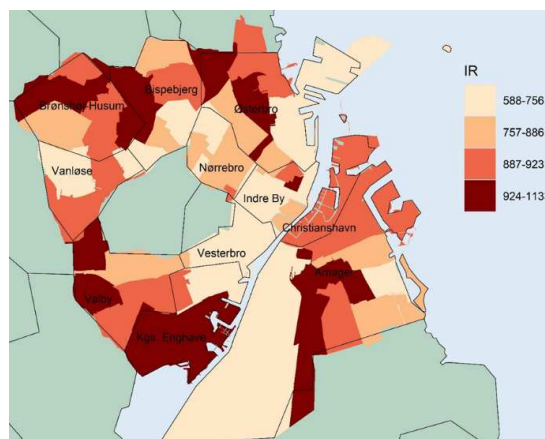
Figur 11 / Geografisk fordeling af nye tilfælde af KOL per 100.000 personer om året på 30 år eller derover i 2017-2019, opdelt på sogneniveau i Københavns Kommune

Kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL)

Tilsvarende tendensen om astma præsenterer rapporten ligeledes en kortlægning af fordelingen af nye tilfælde af KOL blandt indbyggere, som er 30 år eller derover i perioden 2017-2021, opdelt på sogneniveau i Københavns kommune.

Incidensraten for KOL blandt personer på 30 år eller derover er højere i områderne i Brønshøj-Husum, Bispebjerg og Østerbro samt i områder i Valby, Kgs. Enghave og Amager end i resten af København.

Områder med en høj incidensrate af astma blandt børn er diffust fordelt i Københavns Kommune, og der er ej heller tale om samme områder for hhv. børn i aldersgruppen 0-5 år og 6-15 år. Hvor der for børn bl.a. er en høj incidensrate af astma i (forskellige) områder på Nørrebro og Østerbro, er incidensraten af astma blandt voksne særligt høje i yderområderne af Københavns Kommune (Valby, Vanløse, Brønshøj-Husum og Bispebjerg, Amager) samt omkring Christianshavn. Den samme tendens ses for tilfælde af KOL; en højere incidensrate omkring Brønshøj-Husum, Bispebjerg og Østerbro samt i områder i Valby, Kgs. Enghave og Amager.



Sammenhængen mellem luftforurening og luftvejslidelser

Rapporten undersøger afslutningsvist sammenhængen mellem luftforurening og luftvejslidelser i Københavns Kommune. Her ses en statistisk signifikant sammenhæng mellem eksponering for kvælstofdioxid (NO_2) og incidensraten af astma for både børn i aldersgruppen 0-5 år og 6-15 år justeret for køn, alder, forældres længst fuldførte uddannelse og forældres astmastatus. Der er hhv. 20 pct. og 18 pct. flere astmatilfælde blandt 0-5-årige, når børnene har været eksponeret for 12,1-15 og 15,1-52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sammenlignet med 9-12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kvælstofdioxid (NO_2). For 6-15-årige er der hhv. 26 pct. og 33 pct. flere tilfælde.

De resterende analyser finder ingen statistisk signifikante sammenhænge mellem hhv. eksponering for black carbon (BC), kvælstofdioxid (NO_2) og udvikling af astma hos 16+ årige og KOL. Flere analyser er dog, ifølge SDU, på grænsen til at være signifikante, og det kan ikke udelukkes, at stikprøvestørrelsen i rapporten er utilstrækkelig til at vise signifikante sammenhænge.

6.4 / Måling af ultrafine partikler ved facader i Københavns Kommune

Baggrund

Københavns Universitet har med brug af Copenhagen Air View data fra København udarbejdet rapporten Measurements of Ultrafine Particles at Facades in Copenhagen (se bilag 2). De ultrafine partikler har en betydning for befolkningens sundhed, men ultrafine partikler reguleres eller monitoreres ikke modsat de større partikler som grove partikler (PM_{10}) eller fine partikler ($\text{PM}_{2,5}$). Dette betyder, at man ikke kender den faktiske sundhedsskadelige effekt af ultrafine partikler.

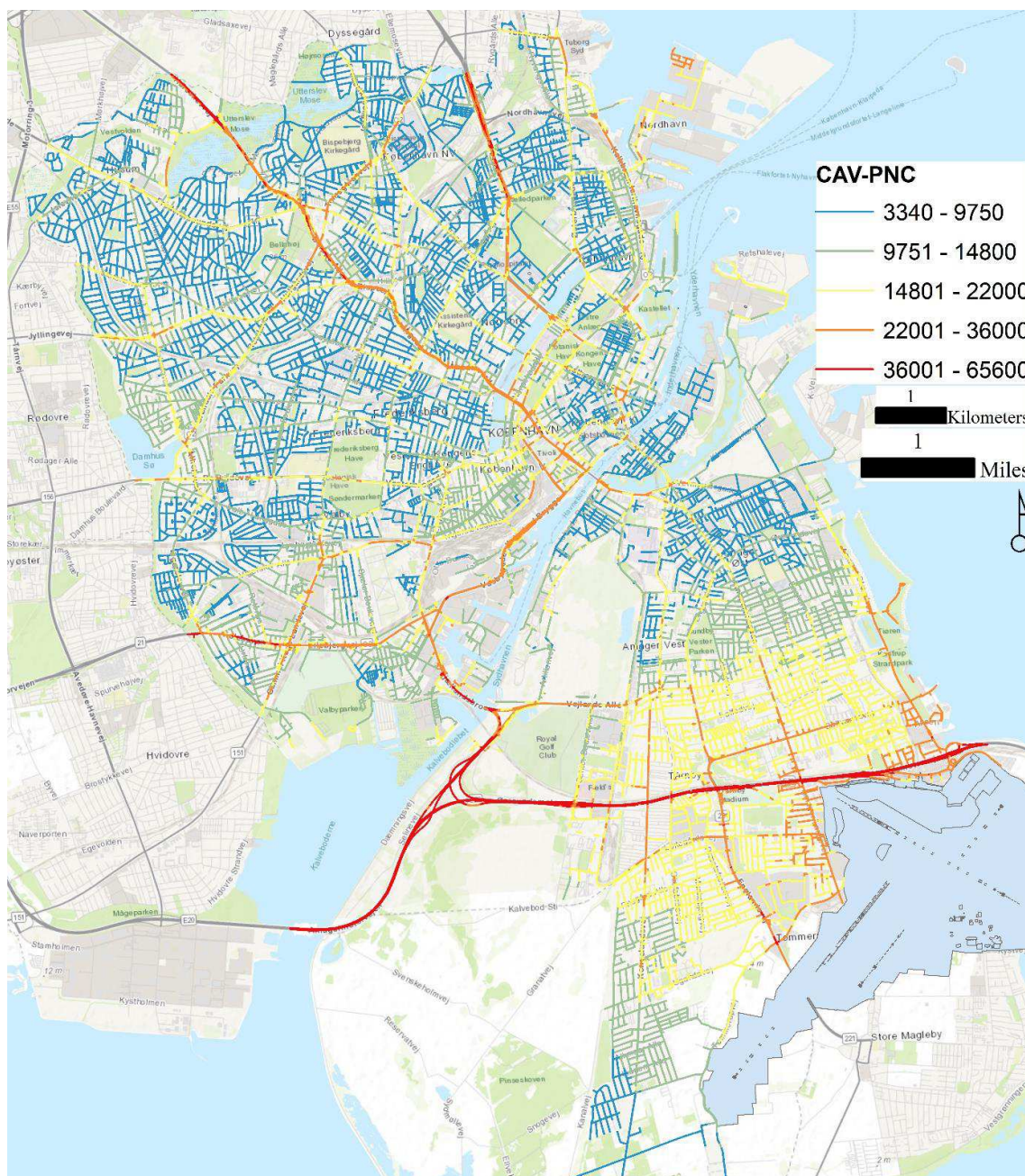
Efter udgivelsen af Google Air View data for København, blev der udarbejdet en model ved navn CAV (Copenhagen Air View), som bidrog til den eksisterende viden om fordeling og mængde af ultrafine partikler i København. Undersøgelsens formål er derfor at undersøge CAV-modellen og sammenligne koncentrationen af ultrafine partikler (UFP) målt med CAV-data med koncentrationen af ultrafine partikler målt ved boligfacader.

Metode

Til at måle mængderne af ultrafine partikler, er der benyttet Copenhagen Air View data. Endvidere er der opsat målingsapparater på 37 boligfacader i hhv. København, Frederiksberg og Tårnby Kommune, og disse bruges som referencemålinger ift. data indsamlet fra Google Air View bilen. De opsatte apparater målte ultrafine partikler i perioden 29. maj 2021 - 29. maj 2022. Således blev der både målt data i to forskellige meteorologiske perioder - én kold og én varm periode. På den måde kan CAV-data sammenlignes med data målt ved borgerens boliger.

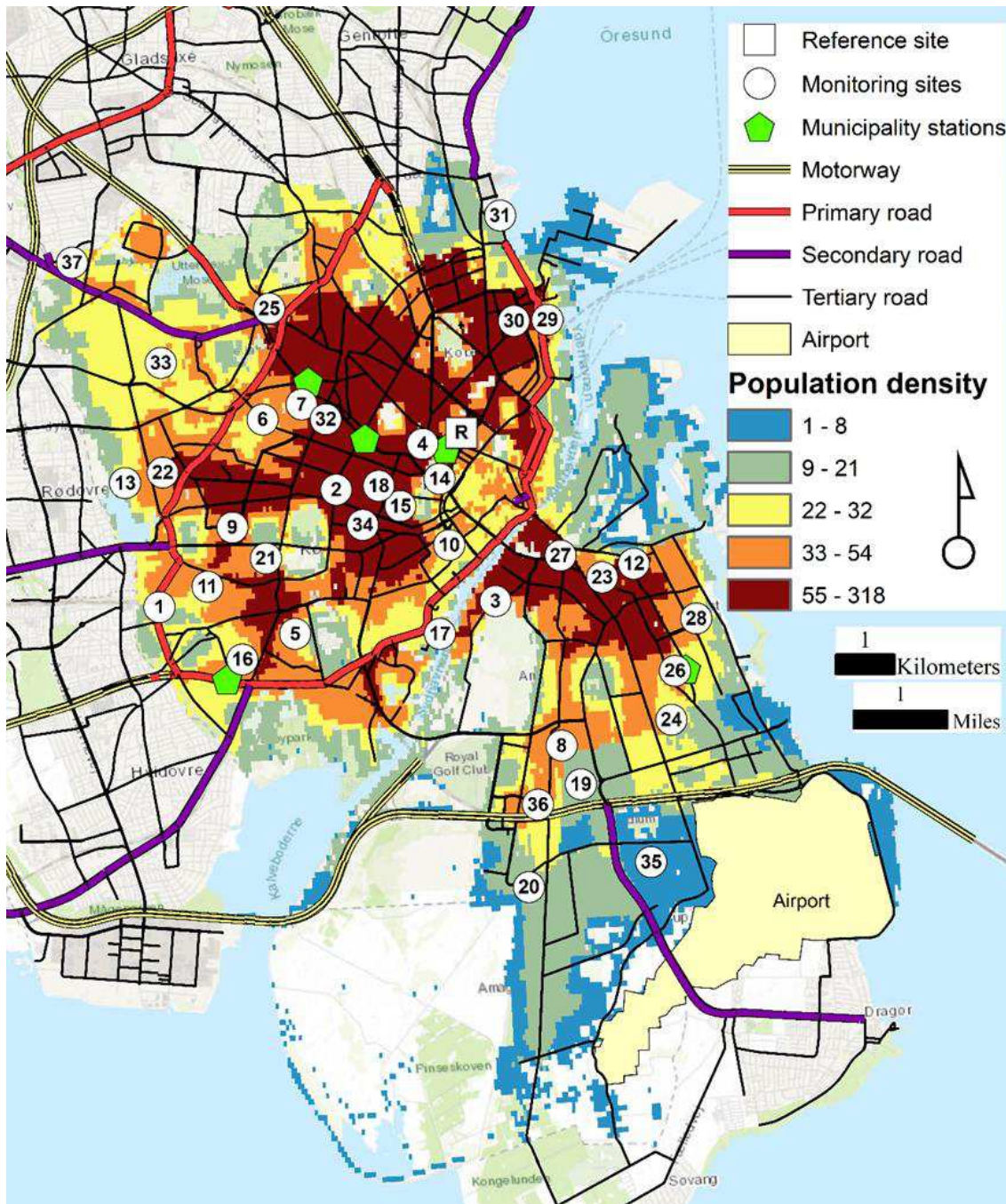
Der har været forskellige tekniske udfordringer med måleapparatet, der er anvendt til at måle ultrafine partikler (UFP) ved boligfacaderne, der bl.a. har været sensitive i forhold til temperatur udsving og fugt.

Figur 12 / Viser fordelingen af ultrafine partikler (UFP) i København, Frederiksberg og Tårnby baseret på Copenhagen Air View data (CAV).



Figur 12 viser fordelingen af ultrafine partikler (UFP) i København, Frederiksberg og Tårnby baseret på Copenhagen Air View data (CAV), hvor de højeste koncentrationer ses på mest trafikerede veje.

Figur 13 / Figur 13 viser bl.a. lokationer på de 37 husfacader, hvor der er målt ultrafine partikler med et mindre luftmålerapparat ved navn "DiSCmini".



Ud af målingerne ved de 37 husstande, hvor der blev lavet referencemålinger, lykkedes det ved 27 af disse at måle i begge perioder (kold og varm), hvorimod det ved ni af husstandene kun var muligt at måle i en enkelt periode. Ved én husstand mislykkedes målingen i begge perioderne. Ved de i alt 10 husstande, hvor det mislykkedes at måle i begge perioder, skyldtes dette defekter i måleinstrumenterne, at beboeren flyttede eller boligens facade skulle renoveres.

Ved sammenligningen af måling af ultrafine partikler fra CAV-data og målingerne fra boligerne, er der her kun medtaget de 27 boliger, hvor der forekommer data fra begge målte perioder.

Sammenligning af målinger

Sammenligning af målinger af ultrafine partikler (UFP) på facader i København med CAV-data viser, at der ikke er korrelation mellem niveauerne, samt at CAV-modellen prædikterede 2,5 gange højere koncentration af ultrafine partikler på gadeniveau end der blev observeret ved boligfacaderne.

Københavns Universitet beskriver flere potentielle årsager hertil. Det kan bl.a. skyldes at CAV-målingerne er foretaget midt på vejen, der i nogle tilfælde kan være mange meter væk fra facade-målingerne. Hertil er niveauet af ultrafine partikler (UFP) karakteriseret ved at falde markant, jo længere afstand der er til den pågældende kilde. Niveauerne af ultrafine partikler (UFP) målt ved facader er derfor forventeligt lavere end på vejen.

Grundlæggende viser undersøgelsen, at et estimeret årligt gennemsnit af ultrafine partikler fra boligfacaderne ved de 27 boliger ikke er korreleret med ultrafine partikler målt fra CAV-data på gaderne omkring dem. Desuden prædikterede CAV-modellen 2,5 gange højere koncentration af ultrafine partikler på gadeniveau end der blev observeret ved boligfacaderne.

Imidlertid ses der flere metodiske begrænsninger i det målte data og Københavns Universitet konkluderer, at resultaterne derfor ikke understøtter brugen af CAV som model til vurdering af eksponering af ultrafine partikler i sundhedsundersøgelser. Der er dermed et behov for en større forståelse for CAV, såsom yderligere ekstern modelvalidering.

6.5 / Opsamling

Syddansk Universitet har på opdrag af Københavns Kommune udarbejdet analyser på baggrund af Google Air View data. Rapporten fra Syddansk Universitet undersøger sammenhæng mellem luftforurening og luftvejslidelser, og viser statistisk signifikant sammenhæng mellem eksponering for kvælstofdioxid (NO_2) og incidensraten af astma for både børn i aldersgruppen 0-5 år og 6-15 år. De resterende analyser finder ingen statistisk signifikante sammenhænge mellem hhv. eksponering for black carbon (BC), kvælstofdioxid (NO_2) og udvikling af astma hos 16+ årige og KOL.

Analysen fra Københavns Universitet undersøger sammenhængen mellem ultrafine partikler målt ved CAV-modellen og ultrafine partikler målt ved boligfacader i København. Undersøgelsen finder, at ultrafine partikler fra boligfacaderne ved de 27 boliger ikke er korreleret med ultrafine partikler målt fra CAV-data på gaderne omkring. CAV-modellen måler omkring 2,5 gange højere niveauer af ultrafine partikler sammenlignet med målingerne ved boligfacaderne. Resultaterne i rapporten indikerer ifølge Københavns Universitet, at der er behov for en større forståelse for CAV-data, såsom yderligere ekstern modelvalidering.



GoMore

Eriksson Stilladser

Gjensidige



7 / Indendørs luftforurening

7.1 / Hvorfor fokus på indendørs luftforurening?

I ekspertgruppens anbefalinger fra 2020 fremgår det, at ekspertgruppen anbefaler, at der skabes mere viden om sundhedskonsekvenser af indendørs luftforurening. I den forbindelse lægger gruppen vægt på, at der mangler viden om sundhedskonsekvenserne af luftforurening hos særligt sårbare grupper som børn, gravide, ældre og kronisk syge borgere. I den forbindelse har Statens Institut for Folkesundhed ved Syddansk Universitet udarbejdet en rapport, som belyser københavnernes indendørs adfærd i forhold til bl.a. brændefyring og rengøring.

7.2 / Københavnernes boligmiljø

De fleste danskere tilbringer 90 pct. af deres tid indendørs, og ca. 2/3 heraf i eget hjem. Indeklimaets betydning for befolkningens sundhed har fået stigende opmærksomhed de seneste år, da indeklimaet i boligen kan bidrage med betydelige miljøpåvirkninger i dagligdagen, med stor betydning for sundheden.

For at belyse danskernes indeklima og sundhed har Statens Institut for Folkesundhed (SIF) ved Syddansk Universitet i samarbejde med BUILD ved Aalborg Universitet udarbejdet en rapport om danskernes boligmiljø og indeklima "Danskeres boligmiljø i 2021 og udviklingen siden 2000". Rapporten bygger på resultater fra Sundheds- og sygelighedsundersøgelserne (SUSY) i år 2000 og 2021 og oplysninger om boligforhold er indhentet fra Bygnings- og Boligregisteret, BBR.

SIF har på opdrag af Københavns Kommune udarbejdet en rapport om boligmiljø i Københavns Kommune. Rapportens formål er at give en opdateret beskrivelse af forekomsten og fordelingen af de vigtigste boligmiljøfaktorer i 2021 i Københavns Kommune samt beskrive udviklingen siden år 2000. Ydermere sammenligner rapporten resultaterne om københavnernes boligmiljøer med resultater om de generelle danskeres boligmiljøer. Læs rapporten vedlagt bilag 3.

7.3 / Baggrund

De fleste danskere – herunder københavnere – tilbringer størstedelen af deres tid i egen bolig. På baggrund af dette spiller boligmiljøet og indeklimaet en betydelig rolle for borgernes sundhedstilstand og velvære. Der er dog begrænset viden om danskernes og københavnernes boligmiljø, og hvordan det har udviklet sig over tid. Rapporten giver en opdateret status på københavnernes og danskernes boligmiljø og udviklingen siden 2000.

7.4 / Boligens karakteristika

Rapporten konkluderer, at der er en mindre andel af personer, som bor i en ejerbolig i København i 2020 end i 2000. Derudover er der ligeledes sket en let stigning i andelen, der bor i etageboliger (lejligheder). Andelen er også steget let på landsplan. Dog er den hyppigste boligform i København etageboliger, hvorimod den på landsplan er parcel/stuehuse. Størstedelen (71,1 pct.) af boligerne i København er bygget før 1960, hvorimod 19 pct. er bygget efter 1979. I denne periode er der sket væsentlige ændringer i bygningsreglementet. Før år 1960 byggede man typisk boliger som havde tynd eller mindre isolering, samt der kan have været anvendt bly eller asbest i byggematerialerne. Løbende er bygningsreglementet ændret til, at der skal anvendes tykkere lag af isolering. Den hyppigste boligtype i København er boliger med to til tre værelser, hvorimod boliger med fire, fem og seks værelser er hyppigere i det øvrige Danmark. I den forbindelse bor der generelt også flere personer pr. bolig i København med ét til tre værelser sammenlignet med resten af landet.

7.5 / Boligforhold

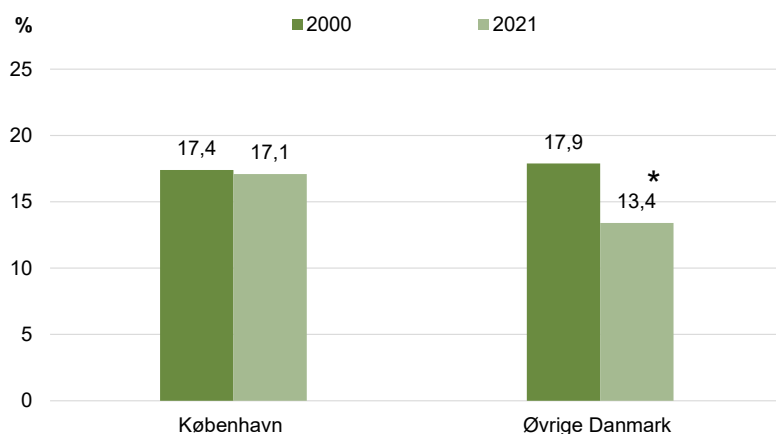
Rapporten konkluderer, at der i perioden fra 2000 til 2021 er der sket en stigning i andelen af personer i København, der har et vindue eller dør ud til det fri i badeværelset eller en udluftningsventil, åbning i væg, loft eller vinduesramme i badeværelset. Andelen af personer med emhætte over deres komfur er ligeledes steget. Denne tendens ses også i det øvrige Danmark, hvor der ligeledes er sket en stigning i forekomsten af disse ventilationsmuligheder.

I perioden fra 2000 til 2021 er der sket et fald i andelen af personer i København, der har gulvtæppe i det rum, de sover i. Der ses ligeledes et fald i det øvrige Danmark.

Andelen af personer, der bruger brændeovn i København, er uændret i perioden fra 2000 til 2021 (7,4 pct.). I det øvrige Danmark er der sket et fald fra 26,7 til 22,5 pct. Selvom der ses et lille fald i fugtskader eller mugpletter på vægge, lofter eller gulve i bolig, er der stadig 17,1 pct., der oplever denne gene.

Figur 14 viser, at gener med fugtskader og mug er et større problem i København end i resten af landet, hvilket kan have indflydelse på den københavnske borgers sundhed, da mugpletter især forværrer indeklimaet. Der er ca. 91.000 københavnere (på 16 år eller derover), som vil være generet af fugtskader eller mugpletter på vægge, lofter eller gulve.

Figur 14 / Andel af personer med fugtskader eller mugpletter på vægge, lofter eller gulve, blandt beboere i København og øvrige Danmark 2000 og 2021

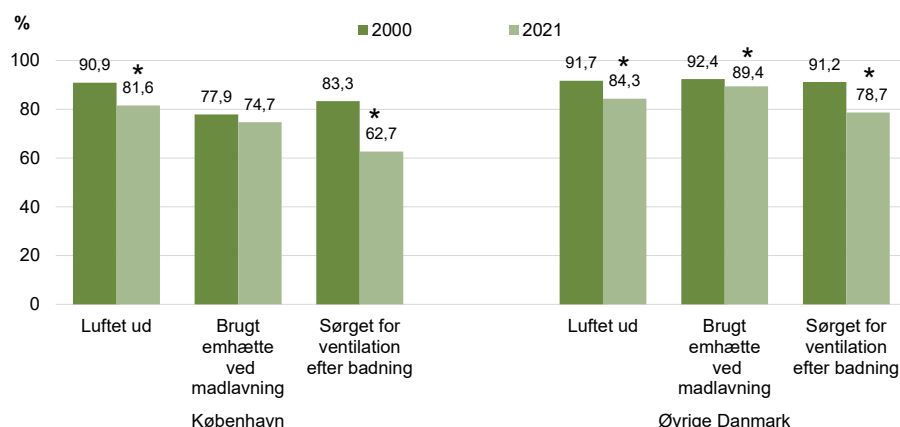


7.6 / Adfærd i boligen

Kvaliteten af et godt indeklima afhænger også af beboernes adfærd. Der ses generelt et fald i andelen, som sørger for udluftning af bolig. Dette gælder både i København og på landsplan. Herunder ses

et fald i andelen, der bruger emhætte i forbindelse med madlavning, sørger for ekstra ventilation i forbindelse med badning og personer, der sover med åbent vindue eller dør til det fri. Nogle af disse resultater kan ses i figur 15 nedenfor.

Figur 15 / Andel af personer, der dagligt eller næsten dagligt har gjort følgende. 2000 og 2021

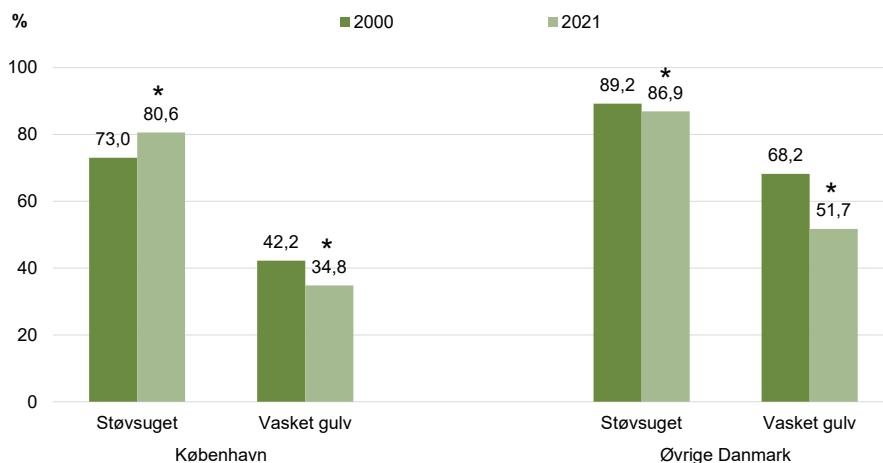


I forhold til rengøringsadfærd ses der en stigning i andelen af personer, som støvsuger mindst én gang om ugen, mens der ses et fald i andelen som vasker gulv ugentligt i København (se figur 16). På landsplan ses et fald inden for begge rengøringsstyper.

(16 år eller derover) vil kunne opleve et dårligere indeklima med risiko for øget luftfugtighed indendørs samt øget indendørs luftforurening. Dermed vil lidt under 1/5 af de københavnske borgere have større risiko for at opleve træthed, hovedpine, søvnbesvær, koncentrationsbesvær samt andre negative helbredsforhold sammenlignet med de øvrige københavnere.

De københavnske borgers dårligere udluftningsvaner kan resultere i at ca. 98.000 københavnere

Figur 16 / Andel af personer, der mindst én gang om ugen henholdsvis støvsuger og vasker i København og Øvrige Danmark. 2000 og 2021



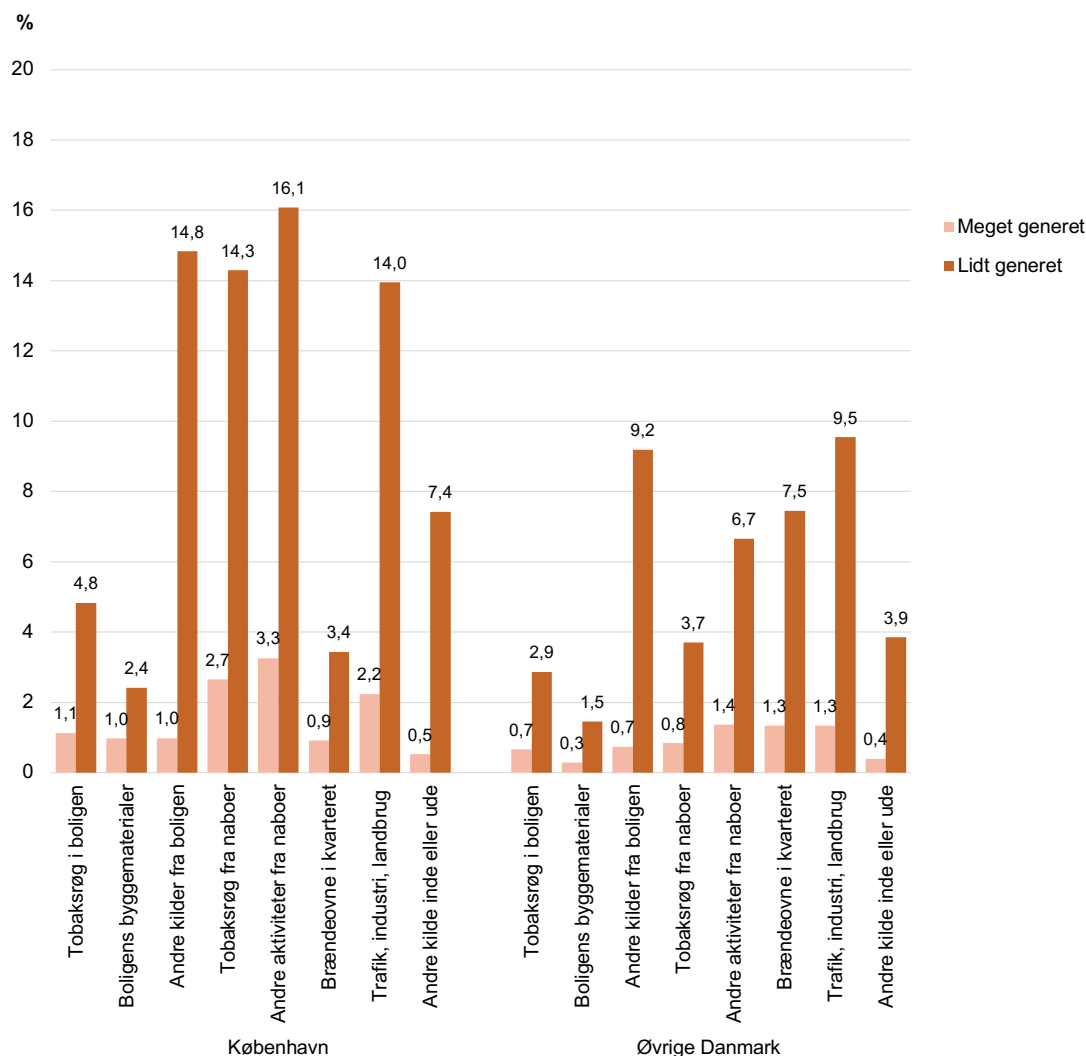
7.7 / Gener i boligen

Slutteligt omtales resultaterne vedrørende temperatur-, støj- og lugtgener. Der ses en stigning i andelen, som rapporterer temperaturgener i boligen, herunder oplevelsen af høje og lave temperaturer og træk. Der er sket en stigning i andelen, som oplever støjgener enten fra trafikken eller fra naboer både i København men også i det øvrige Danmark. Dog er andelen, der er generet af støj væsentligt højere i København end i resten af landet. Der er ligeledes sket en stigning i andelen af københavnere, der har været generet af lugt grundet naboers aktiviteter eller brændeovne i området siden år 2010.

Dog er der kun halvt så mange københavnere, som rapporterer dette kontra resten af Danmark. Dette skyldes muligvis, at størstedelen af København er koblet på fjernvarmenettet, hvorfor der ikke er så mange brændeovne tilbage i København kontra i resten af landet. Ydermere er der lidt flere københavnere i 2021, der oplever at være generet af tobaksrøg fra naboer i boligen ift. år 2013.

I figur 17 nedenfor præsenteres andelen af personer, som har været hhv. meget generet eller lidt generet af ubehagelig luft fra sin bolig på baggrund af forskellige forhold.

Figur 17 / Andel af personer, der inden for de sidste 14 dage har været 'meget generet' og 'lidt generet' af ubehagelig lugt i sin bolig fra ovenstående forhold i København samt det øvrige Danmark

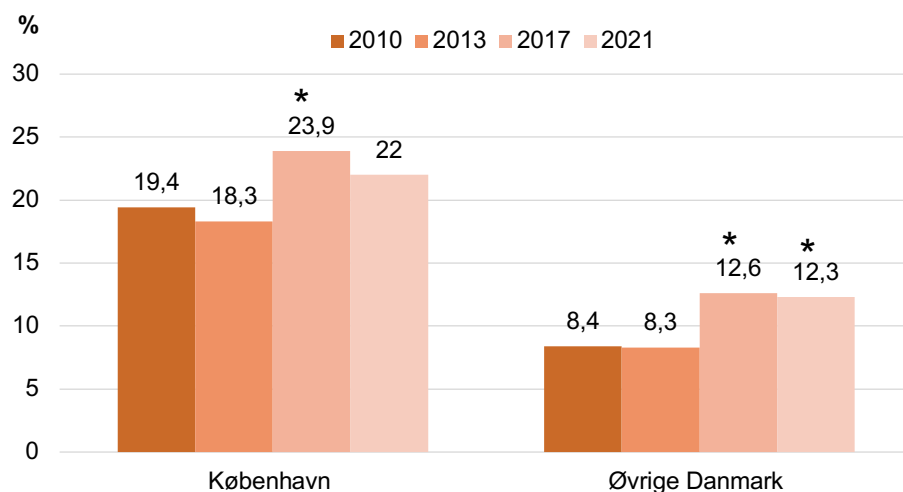


Da der ses en stigning i andelen af københavnere, der rapporterer at have gener i boligen, kan dette have konsekvenser for københavnernes sundhed. Mange studier har vist, at støj både fra naboerne og/eller trafik er forbundet med formindsket velvære og negative helbredsforhold såsom træthed, hovedpine, koncentrationsbesvær og søvnbesvær. Endvidere ses en sammenhæng mellem rapporteret trafikstøj i boligen og en øget risiko for udvikling af en række mere alvorlige helbredsforhold såsom søvnbesvær, forhøjet blodtryk, diabetes og lignende.

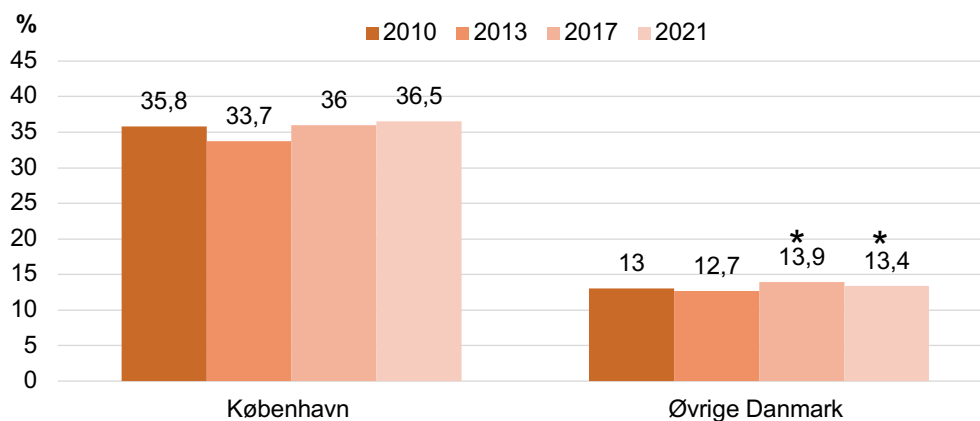
Som det fremgår af figur 18, er trafikstøj et stort problem i København sammenlignet med det øvrige Danmark. I 2021 rapporterede 22 pct. af alle deltagere i SUSY-spørgeskemaundersøgelsen, at de var generet af trafikstøj i København. Det svarer til, at der er ca. 118.000 københavnere (16 år eller derover) som er generet af trafikstøj på regelmæssigt plan – der alle har øget risiko for at udvikle eller få de førnævnte helbredsudfald.

Udover oplevet støj fra trafikken opleves der et endnu større problem med støj fra naboerne i København sammenlignet med det øvrige Danmark.

Figur 18 / Andel af personer, der inden for de seneste 14 dage, har været generet af trafikstøj i deres bolig i København samt i det øvrige Danmark. 2010, 2013, 2017 og 2021



Figur 19 / Andel af personer, der inden for de seneste 14 dage, har været generet af støj fra naboer i deres bolig i København samt i det øvrige Danmark. 2010, 2013, 2017 og 2021



Som figur 19 viser, er andelen af personer, der har rapporteret nabostøj steget let siden 2010 – både i København men også generelt i Danmark. I 2021 var der 36,5 pct. af københavnere i undersøgelsen, som rapporterede nabostøj. Med andre ord er der over en tredjedel af borgerne, som har problemer med nabostøj i København. Dette svarer til, at omtrent 196.000 københavnere (16 år eller derover) har været generet af støj fra naboer i deres bolig indenfor de seneste 14 dage.

7.8 / Andre pointer

Rapporten præsenterer resultater fra SUSY-2021, hvor dataindsamlingen foregik i en periode, hvor en del restriktioner og tiltag i forbindelse med COVID-19 stadig var gældende. Resultaterne af undersøgelsen skal således læses med denne præmis in mente. Desuden er rapporten baseret på to tværsnitundersøgelser, hvorfor man skal være opmærksom på, at undersøgelserne og resultaterne kun giver et øjebliksbillede, og at det desuden ikke er muligt at påvise, hvad der er hhv. årsag og virkning.

7.9 / Opsamling

Opsummerende præsenterer rapporten en opdateret beskrivelse af forekomsten og fordelingen af miljøfaktorer i boliger i København i 2021, samt beskrivelser af ændringen af disse siden år 2000.

Rapporten finder bl.a., at københavnere med ventilationsmuligheder som emhætte, udluftningsventiler og vinduer til det fri er steget fra år 2000 til 2021. Dog er andelen, som sørger for daglig udluftning og ventilation efter badning faldet i samme periode. Andelen af københavnere, der benytter sig af brændeovn, er uændret fra 2000 til 2021. Ligeledes er andelen, som har fugtskjolder og mugpletter i boligen også uændret. Der er sket en stigning i andelen af københavnere, der støvsuger ugentligt, men et fald i andelen, som ugentligt vasker gulv. I 2017 var der en højere andel, som oplevede gener fra trafikstøj sammenlignet med år 2010. Gener fra nabostøj, lugt af brændeovn, lugt af tobaksrøg fra naboer er uændret i perioden 2010 til 2021. Slutteligt er gener fra temperaturforhold samt gener fra nabostøj de hyppigste oplevede gener blandt københavnere.



8 / Covid-19 og luftforurening

Nye studier af COVID-19 finder sammenhæng mellem langtidseksponering for især fine partikler (PM_{2,5}) og kvælstofdioxid (NO₂) og højere dødelighed af COVID-19. Anvendeligheden af resultaterne fra disse studier er begrænsede, idet de fleste studier benytter økologiske designs⁵, som bruger data fra befolkningsgrupper i stedet for individuelle data.

Der er dog evidens for, at luftforureningen påvirker kroppen og heriblandt immunforsvaret. Denne påvirkning kan derfor også gøre kroppen mindre modstandsdygtig overfor luftvejsinfektioner, herunder COVID-19.

Selvom COVID-19 netop har afsluttet sit tredje år både nationalt og internationalt, mangler der stadig mere evidens for at kunne konkludere noget endegyldigt om sammenhængen mellem luftforurening og COVID-19. Det gælder bl.a. undersøgelser om, hvordan luftbåren COVID-19 bedst forebygges i indendørsluft samt undersøgelser, som benytter individuelle data i undersøgelsen af associationen mellem luftforurening og COVID-19.

Som led i at skabe øget viden om sundhedskonsekvenserne af luftforurening i København har Københavns Kommune bedt Københavns Universitet undersøge sammenhænge mellem luftforurening og dødelighed, hospitalsindlæggelser og sygelighed som følge af COVID-19 i København.

8.1 / Analyse af sammenhæng mellem langtidseksponering for luftforurening COVID-19

Københavns Universitet har på derfor udarbejdet en undersøgelse af "Long-term exposure to air pollution and COVID-19 mortality and morbidity in Copenhagen, Denmark" jf. bilag 4. Formålet er at undersøge, om der er en sammenhæng

mellem langtidseksponering for hhv. fine partikler (PM_{2,5}), kvælstofdioxid (NO₂), black carbon (BC) og ozon (O₃) og øget risiko for at få COVID-19, samt COVID-19-relaterede hospitalsindlæggelser og dødsfald i København. Derudover har undersøgelsen identificeret de grupper, som er mest modtagelige og sårbare over for luftforureningsrelateret COVID-19 morbiditet (sygelighed) og dødsfald ud fra alder, køn, socioøkonomisk status, etnicitet og komorbiditet (at have flere sygdomme på en gang).

8.2 / Baggrund

Flere studier har påvist, at langtidseksponering for luftforurening kan forværre COVID-19 ved at øge risikoen for respiratoriske, kardiovaskulære og metaboliske sygdomme. Disse tilstande kan øge risikoen for et mere alvorligt og kompliceret COVID-19 forløb og kan i værste tilfælde resultere i dødsfald. Studierne viser, at især eksponering for partikler er associeret med en øget risiko for COVID-19 og andre respiratoriske sygdomme ved at svække immunforsvaret. Dog har mange af de tidligere studier været studiedesigns, som har flere mangler. Bl.a. er en mangel inkludering af individuelle data, som er en nødvendighed for at kunne give valide konklusioner, når associationen mellem luftforurening og COVID-19 undersøges. De danske registre har individuelle data og dermed bidrager denne undersøgelse med høj kvalitetsdata til undersøgelsen af en potentiel sammenhæng mellem langtidseksponering for luftforurening og COVID-19 som udfald.

⁵ Problemet ved det økologiske design er manglen på individualiseret data på hhv. eksponering, udfald og confounders såsom socioøkonomisk status, livstilsfaktorer og komorbiditet (at have flere sygdomme på en gang).

8.3 / Hvordan er undersøgelsen sammensat?

Undersøgelsen er udarbejdet ud fra et undersøgelsesdesign, som kaldes et kohortestudie. Et kohortestudie bruges til at følge en gruppe gennem tid og undersøge gruppens udvikling af sygdom eller død. Der blev dannet en gruppe af københavnske borgere, en københavnerkohortegruppe, som hed AIRCODEN-CPH. Her blev alle indbyggere i Københavns, Frederiksberg og Tårnby Kommune, som var 50 år eller ældre d. 1. marts 2020, og som havde boet i Danmark i mindst et år før d. 1. marts 2020, inkluderet i undersøgelsen.

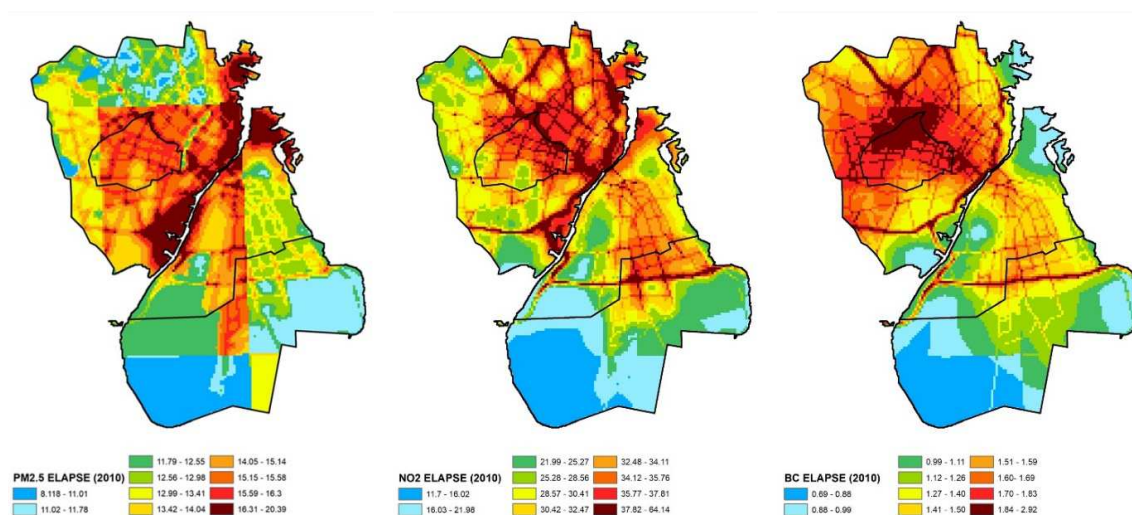
Opfølgning af kohorten sluttede den 26. april 2021. COVID-19 udfaldene blev kategoriseret i: incidens (første positive PCR-test), hospitalsindlæggelser (hospitalsindlæggelse i mere end 12 timer indenfor 14 dage efter første positive PCR-test), og dødsfald (dødsfald indenfor 30 dage efter smitte med COVID-19-infektionen). For at knytte københavnerkohortens deltagere til COVID-19 smittedata,

benyttede undersøgelsen personnumre fra de danske registre. Her var der data om PCR-testresultater, køn, alder, socioøkonomisk status, etnicitet og komorbiditet (at have flere sygdomme på en gang).

I forbindelse med en europæisk undersøgelse (ELAPSE) i 2010 blev der udarbejdet kort over luftforureningen i København ud fra forskellige luftforurenende stoffer. Da det antages, at luftforureningen i København ikke har ændret sig meget over tid, benyttes disse data som eksponeringsdata i denne undersøgelse. Nedenfor i figur 20 vises gennemsnitsniveauerne af hhv. fine partikler ($PM_{2,5}$), kvælstofdioxid (NO_2) og black carbon (BC).

Generelt ses der høje koncentrationer af alle tre luftforurenende stoffer på de store hovedveje gennem København samt større koncentrationer omkring indre by, Østerbro og på Nørrebro.

Figur 20 / Gennemsnitsniveauerne for hhv. fine partikler ($PM_{2,5}$), kvælstofdioxid (NO_2) og black carbon (BC)

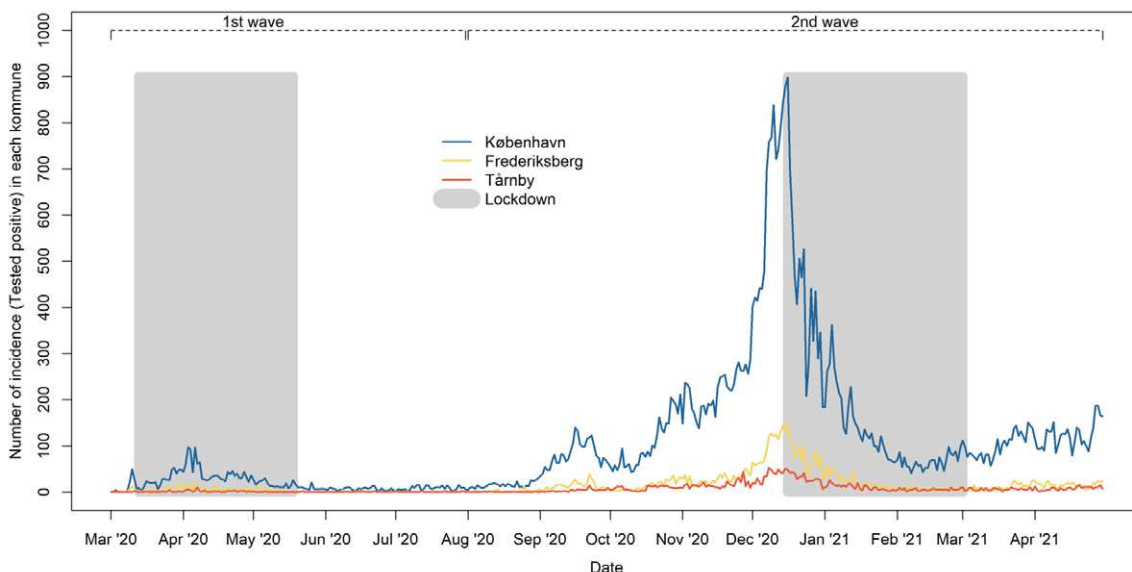


8.4 / Hvad viser undersøgelsen?

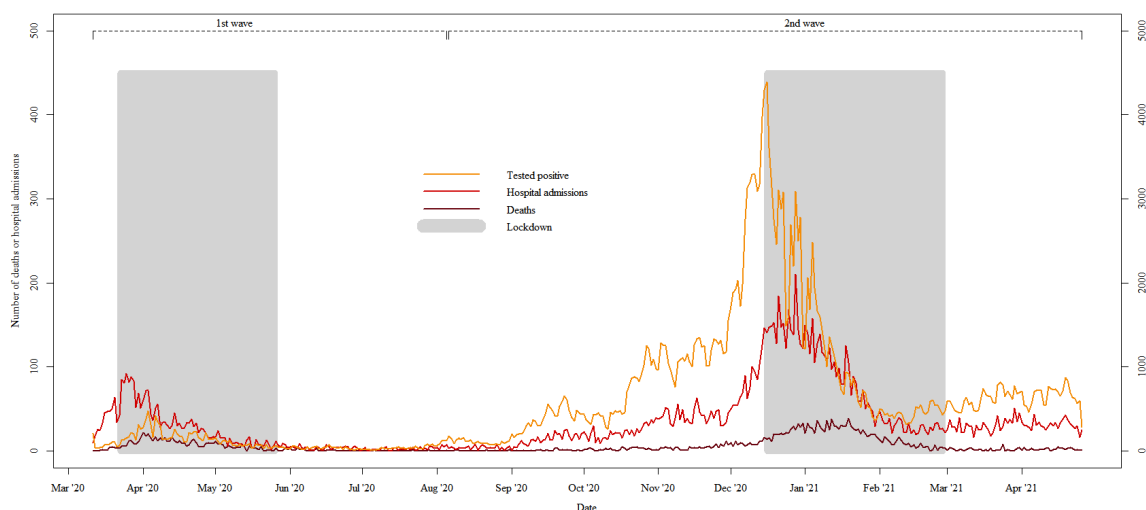
Af de 192.041 personer, som var med i undersøgelsen, blev 10.324 personer smittet med COVID-19, 1.563 blev hospitalsindlagt med COVID-19 og 461 døde af COVID-19 inden for undersøgelsesperioden.

forløb på 14 måneder. I figur 21 nedenfor fremgår fordelingen af dagligt antal COVID-19 positive tilfælde i hhv. Københavns Kommune, Frederiksberg Kommune og Tårnby Kommune inden for undersøgelsesperioden.

Figur 21 / Fordelingen af dagligt antal COVID-19 positive tilfælde i hhv. Københavns Kommune, Frederiksberg Kommune og Tårnby Kommune inden for undersøgelsesperioden



Figur 22 / Fordelingen af positive tilfælde COVID-19 på landsplan samt antal hospitalsindlæggelser og antal dødsfald i undersøgelsesperioden



Tilsvarende kan man i figur 22 se fordelingen af positive tilfælde COVID-19 på landsplan, men også antal hospitalsindlæggelser og antal dødsfald i undersøgelsesperioden. En generel tendens mellem figur 21 og figur 22 er, at antallet af hospitalsindlæggelser og dødsfald stiger i takt med antallet af positive tilfælde af COVID-19.

Ydermere viser undersøgelsen, at det særligt er højtuddannede kvinder, som er i job, har en fast partner eller er gift og med høj indkomst har lavere forekomst af COVID-19 relaterede hospitalsindlæggelser og dødsfald.

Undersøgelsen viser generelt en sammenhæng mellem at blive eksponeret for de luftforurenende stoffer fine partikler ($PM_{2,5}$), kvælstofdioxid (NO_2) og black carbon (BC) med at få COVID-19. Vedrørende COVID-19 relaterede hospitalsindlæggelser blev der her fundet sammenhæng mellem eksponering for fine partikler ($PM_{2,5}$) og black carbon (BC).

Undersøgelsen har ikke fundet nogen sammenhæng mellem ozon (O_3) og de tre mulige udfald: få COVID-19, COVID-19-relaterede hospitalsindlæggelser og dødsfald i København.

Hos ældre personer over 65 år, personer som boede i større husholdninger (5 personer eller flere), samt hos personer med kroniske hjertekar- og respiratoriske sygdomme og diabetes viste undersøgelsen sammenhæng mellem eksponering for fine partikler ($PM_{2,5}$) og det at få COVID-19.

8.4 / Opsamling

Med afsæt i de første 14 måneder af COVID-19 pandemien viser undersøgelsen, at langtidseksponering for luftforurening – herunder luftforurening under EU's grænseværdier som København befinder sig under – er forbundet med en øget risiko for at få COVID-19, samt at udvikle et alvorligere forløb med hospitalsindlæggelser og dødsfald. Kronisk syge borgere med hjertekar- eller respiratoriske sygdomme, diabetes og ældre er mest udsatte viser undersøgelsen fra Københavns Universitet.



9 / Betydning for københavnernes

Kapitlet indeholder resultater fra alle fire analysebidrag til årsrapport 2022, der er udarbejdet af henholdsvis Syddansk Universitet og Københavns Universitet jf. bilag 1-4, samt Københavns Kommunes egne perspektiver på resultaterne.

9.1 / Luftforurenings betydning for sårbare grupper

Som tidligere beskrevet bl.a. i årsrapport 2020 og 2021 er nogle borgergrupper mere sårbare overfor luftforurening end andre. Børn er fx mere modtagelige for de skadelige effekter af luftforurening end voksne, da deres lunger, hjerner og immunsystemer forsat er under udvikling. Gravide er særligt sårbare overfor luftforurening, da eksponering for luftforurening under graviditet kan medføre komplikationer for både mor og barn. Ældre er særligt sårbare, fordi kroppen med alderen begynder at fungere dårligere og desuden har øget risiko for at have en eller flere kroniske sygdomme. Aldringsprocesserne påvirker forskellige mekanismer, væv og organer i kroppen, og alle bliver med tiden mere sårbare overfor sygdom. Tilsvarende er personer med kronisk sygdom også sårbare, fordi kroppen allerede er svækket og luftforurening derfor kan forværre symptomerne hos borgere med fx astma, KOL og hjertekarsygdom.

I Københavns Kommune er mere end halvdelen af borgerne i ovennævnte grupper af særligt sårbare jf. bilag 1. Som beskrevet i årsrapport 2021 er der et stort forebyggelsespotentiale for de mange borgere, der er særligt sårbare overfor sundhedskonsekvenserne af luftforurening i København.

Analysen af den geografiske fordeling af de sårbare grupper i Københavns Kommune viser, at de sårbare borgere bor forskellige steder i byen. Det

er dog muligt at identificere områder, hvor der er en højere andel af flere af de sårbare grupper. Dette er fx tilfældet med Brønshøj-Husum, hvor der både er en høj andel af små børn, børn, kronisk syge og ældre. Ligesom små børn og gravide udgør en større andel på Vestamager, Kgs. Enghave og Vesterbro.

Der er således områder i Københavns Kommune, hvor det ud fra et forebyggelsesperspektiv vil være oplagt at arbejde med at reducere eksponering for luftforurening, idet disse områder har en høj andel af flere forskellige grupper af sårbare borgere.

9.2 / Copenhagen Air View og sundhedskonsekvensberegninger

Københavns Universitet har i deres analysebidrag til årsrapport 2022 sammenlignet målinger af ultrafine partikler (UFP) indsamlet med googlebilen (CAV-model) og målinger foretaget på boligfacader i København.

Her konkluderes, at der ikke er en korrelation mellem niveauer målt ved boligfacader og CAV-data, hvorfor Københavns Universitet anbefaler mere viden og validering af CAV-modellen. Dette bl.a. for at undersøge, hvordan CAV-modellen eventuelt kan anvendes i forhold til at estimere den enkeltes eksponering for luftforurening.

Data indsamlet med Googlebilen er fortsat et interessant værktøj til at visualisere den lokale luftforurening i byen.

9.3 / Indendørs luftforurening og sundhed

Som tidligere nævnt tilbringer danskeren omkring 90 pct. af deres tid indendørs, og heraf bruges ca. 2/3 af tiden i eget hjem. Indeklimaets betydning for sundhed har fået stigende opmærksomhed de seneste år, da indeklimaet i fx boligen kan bidrage med en betydelig andel af miljøpåvirkning i dagligdagen. Det er samtidig et område, hvor egen adfærd kan spille en afgørende rolle for den eksponering, man udsættes for.

Som beskrevet i kapitel 5 er data om indeklima indsamlet i 2021, der var en periode, hvor der stadig var en række restriktioner og tiltag i forbindelse med håndteringen COVID-19-pandemien i Danmark. Der ses et fald i andelen af personer, der dagligt eller næsten dagligt lufte ud, bruger emhætte ved madlavning og sørger for ventilation efter badning. Ligeledes er andelen af københavnere, som vasker gulv ugentligt faldet siden år 2000.

Det er særligt overraskende, at der er et fald i fx borgernes udluftningsvaner, fordi data er indsamlet i en periode med stor fokus på hygiejne, godt indeklima og anvisninger til, hvad man som borger selv kan gøre for at mindske spredning af smitte i hjemmet.

Omkring 4,5 pct. af københavnere bliver generet af lugt fra brændefyring, hvilket er relativt mange, når man tager i betragtning, at der kun er omkring

17.000 brændeovne i København (Årsrapport 2020). Godt 7 pct. af københavnere brugte i 2021 brændeovn som opvarmingskilde i boligen. Dette er uændret siden 2000. Brændeovne er en omdiskuteret opvarmingskilde, da der ved fyring sker stor udledning af fine og grove partikler samt black carbon. Forurening fra brændefyring påvirker ikke kun luften udendørs, da en del af forureningen også trænger ud i hjemmet og dermed forurener luften indendørs i boligen.

Der er fra 1. januar 2023 trådt en lov i kraft, som gør det muligt for kommuner at forbyde brændeovne og pejseindsatser produceret før juni 2008 i områder med fjernvarme eller naturgas. En ældre brændeovn udleder op til fem gange så meget partikeludledning som en moderne brændeovn. Det kan derfor have en positiv betydning for partikeludledning i Danmark og København, hvis de ældre brændeovne udskiftes til nyere. Den største effekt vil dog være, som også ekspertgruppen for sundhed og luftforurening anbefalede i 2019, hvis det bliver muligt for kommuner at forbyde brændefyring helt.

Analysen fra Statens Institut for Folkesundhed synes at tydeliggøre et behov for at oplyse borgerne i Københavns Kommune om indendørs luftforurening og gode råd til, hvordan man som borger selv kan skabe et sundt indeklima.

9.4 / Covid-19 og luftforurening

Fra 2020 til 2022 var københavnernes og danskeres liv præget af COVID-19 og lockdowns, som løbende medførte forskellige typer af restriktioner i hverdagen. En tilværelse med tests, fokus på (hånd) hygiejne og restriktioner i forhold til det sociale relationer og aktiviteter. Restriktioner betød bl.a. ændret transportvaner, der kunne måles på niveauerne af luftforurening i København.

Miljøministeriet skrev i foråret 2020 en pressemeddelelse om, at niveauerne af NO_x var faldet med op til 40 pct. i de fire største danske byer, hvilket skyldtes den reducerede vejtrafik i forbindelse med de restriktioner, københavnernes og danskerne levede under.⁶

Undersøgelsen, som Københavns Universitet har udarbejdet, ser på sammenhængen mellem eksponering for fine partikler (PM_{2,5}), kvælstofdioxid (NO₂) og back carbon (BC) og sandsynligheden for at få COVID-19, blive hospitalsindlagt og dø som følge af COVID-19.

Helt overordnet viser undersøgelsen, at der er en sammenhæng mellem eksponering for luftforurening og få COVID-19. Vedrørende COVID-19 relaterede hospitalsindlæggelser er der fundet sammenhæng mellem at blive eksponeret for fine partikler (PM_{2,5}) og black carbon (BC).

Derudover belyser undersøgelsen, hvilke borgere, der er særligt sårbare i forhold til at få COVID-19, hvis de bliver udsat for specifikke luftforurenende stoffer. Undersøgelsen finder især sammenhæng mellem at få COVID-19 og eksponering for fine partikler (PM_{2,5}) hos ældre (+65 år), kronisk syge med hjertekar- eller respiratoriske sygdomme eller diabetes, eller hos borgere der bor mange under samme tag (5+ personer).

Eksponering for luftforurening kan have betydning for kroppens modstandsdygtighed (bilag 4) overfor infektioner fra bl.a. bakterier eller vira og en reduktion af luftforurening kan potentielt være en beskyttende faktor i forhold til sygelighed og dødelighed forbundet med fremtidige epidemier og pandemier af samme karakter som COVID-19.

⁶ Stort fald i luftforureningen efter COVID-19-restriktioner (mst.dk)



10 / Status på sundhed og luftforurening i København - opsamling

Københavns Kommunes fjerde årsrapport med status på sundhed og luftforurening i København samler op på året 2022 i forhold til relevante begivenheder på luftområdet, og supplerer med ny viden og nye perspektiver på udfordringer med sundhedsskadelig luftforurening med afsæt i fire analysebidrag fra henholdsvis Syddansk Universitet og Københavns Universitet.

I 2022 har ekspertgruppen for sundhed og luftforurening nedsat to arbejdsgrupper, som arbejder med hhv. WHO's retningslinjer og betydningen for København og sundhedskonsekvenserne af indendørs luftforurening i København.

Årsrapport 2022 inkluderer også en gennemgang af data fra de kommunale luftmålestationer på baggrund af Force Technology's årlige afrapporteringer i henholdsvis 2020, 2021 og 2022. Her ses, at EU's grænseværdier for både fine partikler ($PM_{2,5}$) og kvælstofdioxid (NO_2) er overholdt for alle af de fem luftmålestationer i 2022, hvorimod WHO's retningslinjer for kvælstofdioxid (NO_2) er overskredet på fire ud af fem luftmålestationer, og fine partikler ($PM_{2,5}$) er overskredet på alle fem målestationer.

EU-kommissionen har i 2022 foreslået en opdatering af de nuværende grænseværdier for luftforurenende stoffer, således EU's grænseværdier i højere grad kommer i overensstemmelse med WHO's retningslinjer. Dette vil kunne få stor betydning for sundhedskonsekvenserne af luftforurening i EU, Danmark og København, fordi det bl.a. vil betyde, at flere medlemslande, heriblandt Danmark, vil overskride EU's grænseværdier og være nødt til at reducere luftforurening markant.

Sundhedsstyrelsen har i marts 2023 udgivet en rapport, som er en del af serien "Sygdomsbyrden i Danmark", der beskriver ni udvalgte risikofaktorer for danskernes sundhed. For første gang er luftforurening med som en af den ni udvalgte risikofaktorer.

Luftforurening er i rapporten defineret som eksponering for fine partikler ($PM_{2,5}$) og der findes 1.022 ekstra årlige dødsfald, hvis man eksponeres for moderat eller høje niveauer af luftforurening i Danmark. Eksponering for moderat eller høj luftforurening har den højeste forekomst i befolkningen sammenlignet med de andre udvalgte risikofaktorer og indtager en 6. plads af de ni udvalgte risikofaktorer i forhold til ekstra for tidlige dødsfald i Danmark.

Analysebidraget "Geografisk fordeling af luftforurening, sundhed og sygdom i København beskriver luftvejslidelser og sårbare grupper i 2017-2019" og kortlægger forskellige grupper, der er særligt sårbare overfor luftforurening i København. Her ses, at der er forskellige områder i København, hvor flere af de sårbare grupper er bosat fx Brønshøj-Husum, der har en høj andel af små børn, større børn, kronisk syge og ældre. Tilsvarende udgør små børn og gravide en større andel i de samme byområder på Vestamager, Kgs. Enghave og Vesterbro.

Områder med en høj incidensrate af astma blandt børn er diffust fordelt i Københavns Kommune, og der er ikke tale om de samme områder for hhv. børn i aldersgruppen 0-5 år og 6-15 år. Hvor der for børn bl.a. er en høj incidensrate af astma i (forskellige) områder på Nørrebro og Østerbro, er incidensraten af astma blandt voksne særligt høj i yderområderne af Københavns Kommune (Valby, Vanløse, Brønshøj-Husum og Bispebjerg, Amager) samt omkring Christianshavn. Den samme tendens ses for tilfælde af KOL; en højere incidensrate omkring Brønshøj-Husum, Bispebjerg og Østerbro samt i områder i Valby, Kgs. Enghave og Amager.

Analysebidraget "Measurements of Ultrafine Particles at Facades in Copenhagen" af Københavns Universitet viser, at ultrafine partikler målt ved boligfacaderne ikke er korreleret med ultrafine partikler målt med googlebilen. CAV-modellen måler omkring 2.5 gange højere niveauer af ultrafine partikler sammenlignet med målingerne ved boligfacaderne. Resultaterne i rapporten indikerer ifølge Københavns Universitet, at der er behov for en større forståelse for CAV-data, såsom yderligere ekstern modelvalidering.

Analysebidraget "Boligmiljø i Københavns Kommune i 2021 og udviklingen siden 2000" fra Syddansk Universitet beskriver forekomsten og fordelingen af forskellige boligmiljøfaktorer i København i 2021, samt beskrivelser af ændringen af disse siden år 2000. Her ses, at en stor andel af de københavnske borgere er generet af forskellige forhold i deres bolig som fx støj fra naboer og trafikken, fugt og muggener, lugt fra brændeovne og tobaksrøg.

Slutteligt viser resultaterne i Analysebidraget "Long-term exposure to air pollution and COVID-19 mortality and morbidity in Copenhagen, Denmark" af Københavns Universitet, at der generelt mangler flere undersøgelser og mere viden om sammenhængen mellem luftforurening og COVID-19. Ydermere mangler der flere undersøgelser, som ser på sammenhængen mellem luftforurende stoffer og COVID-19 på individniveau. Generelt viser undersøgelsen, at langtidseksposering for luftforurening - herunder også luftforurening under EU's grænseværdier, er forbundet med en forøget risiko for at blive smittet med COVID-19, samt udvikle et alvorligere forløb med hospitalsindlæggelser eller resultere i et dødsfald. Kronisk syge borgere med hjertekar- eller respiratoriske sygdomme, diabetes eller ældre borgere synes at være mest modtagelige og mest tilbøjelige til at pådrage sig COVID-19 i sammenhæng med luftforurening.



Bilag

Bilag 1

Geografisk fordeling af luftforurening, sundhed og sygdom i København

Bilag 2

Measurements of Ultrafine Particles at Facades in Copenhagen

Bilag 3

Boligmiljø - Københavns Kommune i 2021 og udviklingen siden 2000

Bilag 4

Long-term exposure to air pollution and COVID-19 mortality and morbidity in Copenhagen, Denmark

Geografisk fordeling af luftforurening, sundhed og sygdom i København

Geografisk fordeling af luftforurening, sundhed og sygdom i København

Luftvejslidelser og sårbare grupper i 2017-2019

Frida Richter Hansen
Michelle Trabjerg Pedersen
Kirstine Wodschow
Annette Kjær Ersbøll

Geografisk fordeling af luftforurening, sundhed og sygdom i København

Luftvejslidelser og sårbare grupper i 2017-2019

Frida Richter Hansen

Michelle Trabjerg Pedersen

Kirstine Wodschow

Annette Kjær Ersbøll

Copyright © 2023

Statens Institut for Folkesundhed, SDU

Uddrag, herunder figurer og tabeller, er tilladt mod tydelig kildegengivelse.

Denne rapport er udarbejdet af Statens Institut for Folkesundhed på vegne af Københavns Kommune

Elektronisk udgave: ISBN 978-87-7899-603-9

Internt review: Tina Hammer Lassen

Statens Institut for Folkesundhed

Studiestræde 6

1455 København K

www.sdu.dk/sif

Rapporten kan downloades fra www.sdu.dk/sif

Forord

Luftforurening øger risikoen for en række tilstande og sygdomme, herunder luftvejslidelser som astma hos børn og voksne og kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL) hos voksne. Luftvejene er de første organer, som berøres af luftforurening, da eksponering primært sker via indånding af (foruren)et) luft. Det er derfor heller ikke overraskende, at blandt andet astma og KOL er associeret til luftforurening, og det at bo tæt på trafikerede veje.

Luftforurening kan beskrives ud fra forskellige luftforureningsstoffer, såsom partikelforurening (PM_{2,5} og PM₁₀), kvælstof dioxid (NO₂), og black carbon (sodpartikler, BC), der hver især udtrykker forskellige elementer af luftforurening relateret til forbrændingsprocesser i blandt andet biler, og brændeovne. Data om luftforureningskomponenter i denne rapport stammer fra Copenhagen Air View data. Målingerne af BC og NO₂ er foretaget af Google Street View biler påmonteret specialudstyr.

Omfanget af sygdomsudfald, som relateres til luftforurening, stiger stadig. Samtidig har WHO opdateret deres vejledende retningslinjer for langtidseksponering af udendørs luftforurening til koncentrationer, som er langt under de nuværende grænseværdier i EU. Kombinationen af dette aktualiserer fortsat luftforurening og sammenhæng med udvikling af sygdomme.

I denne rapport beskrives den geografiske fordeling af niveauet af luftforurening, af sårbare borgere og af luftvejslidelser i Københavns Kommune. Endvidere belyser undersøgelsen sammenhængen mellem luftforurening (på bopælsadressen) og udvikling af nye tilfælde af udvalgte luftvejslidelser. Formålet med rapporten er at bidrage til øget viden om luftforurening og de sundhedsskadelige konsekvenser for borgere i Københavns Kommune.

Rapporten giver oplysninger om, hvilke sundhedsmæssige udfordringer Københavns Kommune står overfor således at initiativer til reduktion af luftforurening og forebyggelse af sygdomme og symptomer relateret til luftforurening kan målrettes. Rapporten henvender sig til interesseorganisationer, fagpersoner og beslutningstagere i regioner, kommuner og stat, der arbejder med luftforurening og sundhed. Rapporten er udarbejdet af States Institut for Folkesundhed, SDU, og finansieret af Københavns Kommune.

Morten Hulvej Rod

Direktør

Statens Institut for Folkesundhed, SDU

Indhold

Læsevejledning	5
Ordforklaring.....	5
Tabel- og figureksemples	7
Sammenfatning	9
1 Baggrund	11
1.1 Formål.....	11
2 Metode	12
2.1 Datakilder anvendt i rapporten.....	12
2.2 Analysemetoder.....	14
3 Geografisk fordeling af luftforurening	17
3.1 Black carbon (BC)	18
3.2 Kvælstofdioxid (NO ₂)	22
Opsummering.....	26
4 Geografisk fordeling af sårbare grupper	27
Opsummering.....	33
5 Geografisk fordeling af udvalgte luftvejslidelser	34
Opsummering.....	39
6 Sammenhængen mellem luftforurening og luftvejslidelser	40
6.1 Borgernes sociodemografiske karakteristika.....	40
6.2 Sammenhængen mellem luftforurening og astma hos børn.....	42
6.3 Sammenhængen mellem luftforurening og astma hos voksne.....	44
6.4 Sammenhængen mellem luftforurening og KOL hos voksne	49
Referencer	53
Bilag 1: Koder for diagnoser og lægemidler	56
Bilag 2: Variabelbeskrivelse	58
Bilag 3: Eksponeringsvariabel	59

Læsevejledning

Rapporten består af seks kapitler. I kapitel 1 beskrives baggrunden og formålet med rapporten, hvorefter materiale og metode præsenteres i kapitel 2, herunder information om anvendte datakilder og analysemetoder. I kapitel 3-5 præsenteres rapportens resultater for geografisk fordeling af henholdsvis luftforureningsniveauer (kapitel 3), sårbare grupper (kapitel 4) og nye tilfælde af udvalgte luftvejslidelser (kapitel 5). I kapitel 6 beskrives sammenhængen mellem luftforureningsniveauerne og de udvalgte luftvejslidelser (astma og KOL).

I det efterfølgende er de vigtigste ord og begreber, der anvendes i rapporten, forklaret.

Ordforklaring

Incidens

Incidensen (antallet af nye tilfælde) af en given sygdom er opgjort som antallet af personer, der i løbet af perioden er blevet registreret med en diagnose for den pågældende sygdom, eller som er registreret med én eller flere indløste recepter på medicin, som bruges til behandling af den specifikke sygdom. Se tabelexempel senere i dette afsnit.

Risikotid

Incidens bestemmes på baggrund af de personer, der er i risiko for at udvikle sygdommen. Det betyder, at personer, som i en forudgående periode allerede var registreret med den pågældende sygdom, ikke indgår. En borger bidrager med risikotid, fra borgeren inkluderes i analysen, frem til personen får den pågældende sygdom, flytter ud af kommunen eller dør. Borgerne bidrager med risikotid i de definerede alders- og risikogrupper, som er relevante for individet. Dvs. at en person kan bidrage med risikotid til flere grupper i løbet af perioden, såfremt forhold som har betydning herfor, ændrer sig (fx aldring og graviditet).

Incidensrate

Incidensraten (IR) beskriver "hastigheden", hvormed nye sygdomstilfælde opstår i gruppen, som er i risiko. Denne er opgjort per 100.000 person-år og angiver således, hvor mange personer der får sygdommen ud af 100.000 personer i løbet af et år i perioden. Se tabelexempel senere i dette afsnit.

Incidensrate ratio

Incidensrate ratio (IRR) er et relativt mål, som er udtryk for, hvor mange gange højere (eller lavere) incidensraten er blandt borgere eksponeret for højere eksponeringsniveauer sammenlignet med referencegruppen (lav eksponering). Se tabelexempel senere i dette afsnit.

Statistisk signifikans

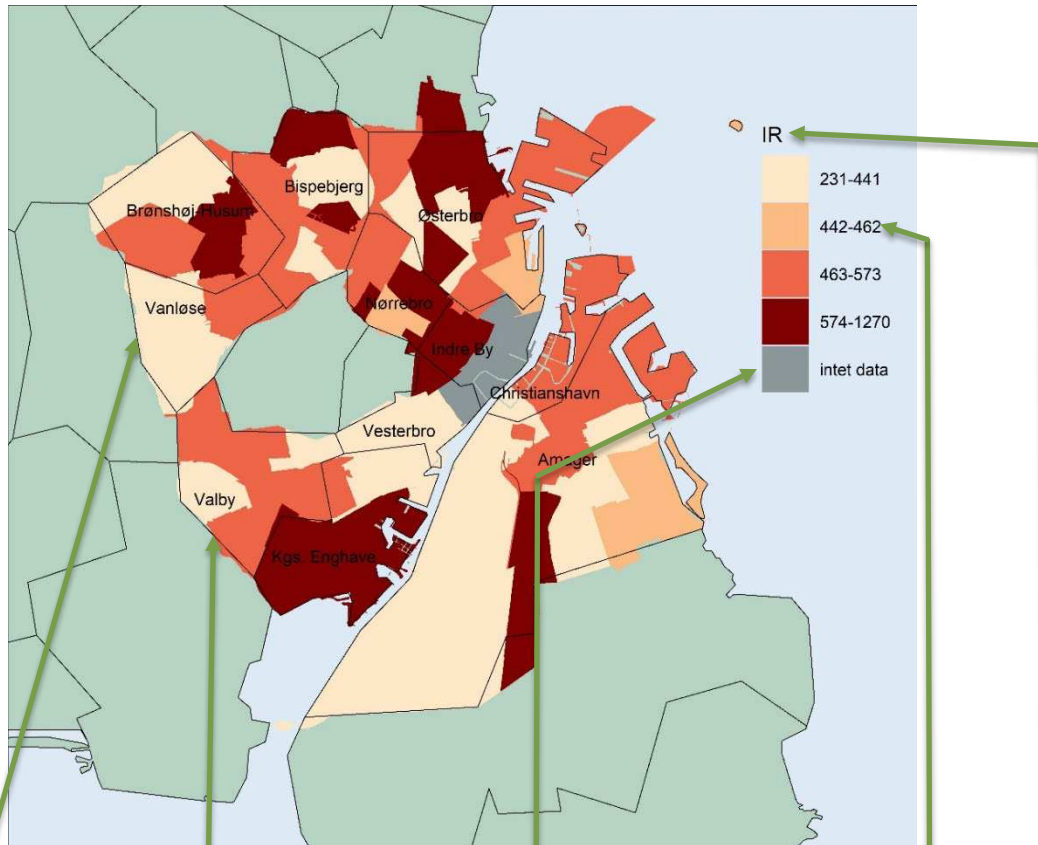
Sammenhænge er testet med en statistisk test, der viser, om sammenhængen, man ser, er et reelt udtryk for en forskel mellem grupperne, eller om forskellen kan tilskrives tilfældigheder. I de tilfælde, hvor de fundne forskelle med 95 % sandsynlighed er statistisk signifikante, er det markeret med én stjerne (*). Se tabelexempel senere i dette afsnit.

Kvartiler

Den geografiske fordeling af en række variable i sogne (for eksempel incidensraten af astma) beskrives ved inddeling i fire lige store grupper. Således vil 25 % af fordelingen af en variabel ligge under værdien for nedre kvartil (for eksempel vil nedre kvartil for incidensraten svare til den incidensrate, hvor 25 % af sognene har en værdi, der ligger under denne grænse).

Tabel- og figureksemples

Figureksempel: Geografiske fordeling af nye sygdomstilfælde af astma blandt børn på 6-15 år i perioden 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune



I eksemplet her indgår der sogne med to forskellige IR-intervaller for nye sygdomstilfælde af astma i bydelen Vanløse. Således er der i den vestlige del af Vanløse et IR-interval på 231-441 astmatilfælde per 100.000 person-år, hvorimod der i den østlige del af Vanløse er et IR-interval på 463-573 astmatilfælde per 100.000 person-år.

Grå farve: angiver sogne, hvor der ikke er nok data tilgængeligt til at vise IR.

Sort omrids: viser de forskellige bydele i Københavns Kommune.

IR er angivet i fire intervaller (kvartiler) med forskellige farver. Hvert interval er angivet med en nedre og øvre grænse for variationen i IR blandt de sogne, der indgår i intervallet. Eksempelvis kan der i det orange interval (442-462) være et sogn med IR= 445, mens et andet sogn har IR=460 nye tilfælde per 100.000 person-

IR: angiver antal nye sygdomstilfælde per 100.000 person-år. Det beregnes for hele populationen blandt personer, der ikke har sygdom per 31.12.2016.

Tableksekempel: Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og incidensrate ratio (IRR) af astma fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for børn på 6-15 år i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
NO₂, µg/m³				
9-12	125	395	1,00	
12,1-15	236	499	1,26	(1,01-1,56)*
15,1-52	338	524	1,33	(1,08-1,63)*

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse

*IRR er statistisk signifikant

Antal nye tilfælde: angiver antallet af nye sygdomstilfælde (også kaldet incidens) i den givne periode, her 2017-2019.
I eksemplet her er der blandt personer med kvælstofdioxid eksponeringsniveau på 12,1-15 µg/m³ 236 nye tilfælde af astma i perioden 2017-2019.

Antal nye tilfælde per 100.000 PY (IR): angiver antal nye sygdomstilfælde per 100.000 person-år. Det beregnes for hele populationen blandt personer, der ikke har sygdom per 31.12.2016. I eksemplet her er der ud af 100.000 personer med eksponeringsniveau 12,1-15 µg/m³ 499, der får astma om året i perioden 2017-2019.

IRR: angiver en incidensrate ratio, det vil sige, hvor mange gange større (eller mindre) incidensraten (antal nye sygdomstilfælde per 100.000 person-år) er for den aktuelle gruppe sammenlignet med referencegruppen, når der tages højde for eventuelle forskelle i køn, alder og længst fuldførte uddannelse mellem de to grupper.
I eksemplet her er incidensraten blandt personer eksponeret for 12,1-15 µg/m³ kvælstofdioxid 26 % højere end incidensraten blandt personer eksponeret for 9-12 µg/m³ kvælstofdioxid.

Justering: angiver, at IRR er justeret, og hvad der er justeret for. Analyserne af den voksne population er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse, hvilket betyder, at der er taget højde for eventuelle forskelle i sammensætningen af køn, alder og længst fuldførte uddannelse mellem borgerne. Dermed kan eventuelle forskelle mellem borgere ikke forklares ved forskelle i sammensætningen af køn, alder og uddannelsesniveau.

Analyserne af børn på 15 år eller derunder er justeret for køn, alder, forældres længst fuldførte uddannelse og foræl-

*****: angiver, at der er en statistisk signifikant forskel i incidensraten for nye sygdomstilfælde mellem personer eksponeret for henholdsvis 12,1-15 (eller 15,1-52) µg/m³ kvælstofdioxid og referencegruppen, som er personer eksponeret for 9-12 µg/m³ kvælstofdioxid.

Sammenfatning

I denne rapport præsenteres luftforureningsniveauer af black carbon (BC) og kvælstofdioxid (NO₂) i København målt i perioden oktober 2018 til marts 2020 samt andelen af sårbare (børn, gravide, personer med kronisk sygdom og ældre) og nye tilfælde af udvalgte luftvejslidelser (astma og KOL) i perioden 2017 til 2019.

Geografisk fordeling af luftforurening

Middelværdierne af black carbon (BC) og kvælstofdioxid (NO₂) på vejnettet i København varierer fra hhv. 0,6 µg/m³ til 3,4 µg/m³ og 8 µg/m³ til 62 µg/m³. Der ses forhøjede niveauer af både BC og NO₂ på de store indfaldsveje til byen. For BC gælder dette også i området på Vesterbro, som støder op til togbanen, og for NO₂ ses forhøjede niveauer i det centrale København.

Størstedelen af borgerne i Københavns Kommune er eksponeret for lave niveauer af BC (≤0,8 µg/m³) og NO₂ (≤16 µg/m³) ved deres bopælsadresser, og overordnet er eksponering den samme for alle borgere som for hver af de sårbare grupper. Dog er en lidt større andel af ældre og børn (6-15 år) eksponeret for lavere niveauer af BC og NO₂ ved deres bopælsadresse sammenlignet med alle borgere. Samtidig er en lidt mindre andel af gravide eksponeret for de lavere niveauer af BC og NO₂ ved deres bopælsadresse sammenlignet med alle borgere.

Geografisk fordeling af sårbare grupper (børn, gravide, ældre, kronisk sygdom)

Den geografiske fordeling af udvalgte sårbare grupper i Københavns Kommune viser, at disse grupper af borgere er bosat forskellige steder i byen. Dog har Brønshøj-Husum både en høj andel af små børn (0-5 år), børn (6-15 år), kronisk syge og ældre. Ligeledes udgør små børn og gravide en større andel i de samme byområder på Vestamager, Kgs. Enghave og Vesterbro. I Indre By er der en høj andel af ældre i området ud mod kanalen, men ellers er denne bydel kun beboet af lave andele af de resterende sårbare grupper.

Geografisk fordeling af udvalgte luftvejslidelser

Den geografiske fordeling af incident astma blandt børn og voksne samt KOL blandt voksne i Københavns Kommune viser, at disse grupper af borgere er bosat forskellige steder i byen.

Områder med en høj incidensrate af astma blandt børn er usystematisk fordelt i byen, og høj-incidende områder er forskellige for hhv. børn på 0-5 år og 6-15 år. Hvor der for børn bl.a. er en høj incidensrate af astma i områder på Nørrebro og Østerbro, er incidensraten af astma blandt voksne særligt højere i yderområderne af Københavns Kommune (Valby, Vanløse, Brønshøj-Husum,

Bispebjerg og Amager) samt omkring Christianshavn. Det samme ses for incidente tilfælde af KOL; en højere incidensrate omkring Brønshøj-Husum, Bispebjerg og Østerbro samt i områder i Valby, Kgs. Enghave og Amager.

Sammenhængen mellem luftforurening og luftvejslidelser

Der ses en statistisk signifikant sammenhæng mellem eksponering for $\text{NO}_2 > 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og antallet af nye tilfælde af astma for både børn på 0-5 år og 6-15 år, når der er justeret for køn, alder, forældres længst fuldførte uddannelse og forældres astmastatus. Der er hhv. 20 % og 18 % flere incidente astmatilfælde blandt 0-5-årige, når børnene har været eksponeret for 12,1-15 og 15,1-52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sammenlignet med 9-12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 . For 6-15-årige er der hhv. 26 % og 33 % flere tilfælde.

De resterende analyser finder ingen statistisk signifikante sammenhænge mellem hhv. BC, NO_2 og astma eller KOL. Flere analyser er dog på grænsen til at være signifikante, og det kan ikke udelukkes, at stikprøvestørrelsen er utilstrækkelig til at vise signifikante sammenhænge.

1 Baggrund

Nyere data fra et luftkvalitetsprojekt mellem Google og Utrecht Universitet viser, at der er lokale geografiske variationer i luftkvaliteten i København (Kerckhoffs, Khan, Hoek, Yuan, Hertel, et al., 2022). Data kan bruges til at undersøge forebyggelsespotentialer i relevante områder samt til at differentiere helbredseffekter af forskellige luftforureningsstoffer. Der er data for BC, NO₂ samt ultrafine partikler, som alle betragtes som trafikrelaterede luftforureningsstoffer, og variationer i luftforurening afhænger derfor også i høj grad af trafikintensitet (Kerckhoffs, Khan, Hoek, Yuan, Hertel, et al., 2022). I denne rapport er der fokus på BC og NO₂.

Borgere i Københavns Kommunes eksponering for luftforurening afhænger hovedsageligt af, hvor de bor og færdes, samt hvilke aktiviteter de foretager sig. Samtidig rammer sygdomsbyrden som følge af luftforurening ikke alle lige meget. Særlige populationsgrupper (f.eks. børn, gravide, ældre og personer med kronisk sygdom) er mere sårbare over for udsættelse for luftforurening (WHO, 2022a). Ligesom der er geografisk variation i koncentration og sammensætning af luftforurening, kan man også forestille sig, at udsatte populationsgrupper bosætter sig og opholder sig forskellige steder i byen. Kombinationen af eksponeringsniveau og fordelingen af særligt udsatte borgere forskellige steder i byen rummer et forebyggelsespotentiale.

Omfanget af sygdomsudfald, som relateres til luftforurening, stiger stadig (Andersen & Pedersen, 2020). Samtidig har WHO opdateret deres vejledende retningslinjer for langtidseksponering af uden-dørs luftforurening til koncentrationer, som er langt under de nuværende grænseværdier i EU (WHO, 2021). Luftvejene er de første organer, som berøres af luftforurening, da eksponering primært sker via indånding af (forurenede) luft. Det er derfor heller ikke overraskende, at blandt andet astma og KOL er associeret til luftforurening, og det at bo tæt på trafikerede veje (Andersen & Pedersen, 2020).

1.1 Formål

Denne rapport præsenterer geografiske mønstre i niveauet af luftforurening, i fordelingen af sårbare borgere samt i fordelingen af luftvejslidelser i Københavns Kommune. Endvidere belyser undersøgelsen sammenhængen mellem luftforurening og udvalgte luftvejslidelser. Formålet med rapporten er at bidrage til øget viden om luftforurening og de sundhedsskadelige konsekvenser for borgere i Københavns Kommune. Med afsæt heri kan initiativer til reduktion af luftforurening og forebyggelse af sygdomme og symptomer relateret til luftforurening tilpasses de egentlige forhold i Københavns Kommune.

2 Metode

I det følgende beskrives datakilder, analysemetoder og studiepopulationen anvendt i denne rapport.

2.1 Datakilder anvendt i rapporten

Resultaterne i denne rapport er baseret på data fra en række nationale registre og målinger fra Copenhagen Air View (CAV). I det følgende beskrives de anvendte datakilder.

2.1.1 Registre

I Danmark indsamles en lang række oplysninger i administrative registre og databaser. En af begrænsningerne ved denne type data er, at data kun indeholder den information, der bliver indberettet til registrene. Det betyder for eksempel, at sygdom, der ikke diagnosticeres hos en læge, ikke fremgår af registeret. I det følgende beskrives de registre, der er anvendt i denne rapport. Koder for diagnoser og lægemidler anvendt i rapporten beskrives i Bilag 1.

Det Centrale Personregister

Det Centrale Personregister (CPR) blev etableret i 1968, og alle personer med adresse i Danmark er herefter blevet registreret med et administrativt formål. Alle personer, som er registreret i CPR, er tildelt et unikt 10-cifret personidentifikationsnummer (CPR-nr), hvilket muliggør en kobling på tværs af de nationale registre. Registeret indeholder information om køn, fødselsdato, forældres CPR-nummer, bopæl, m.m. (Pedersen, 2011). I nærværende undersøgelse knyttes oplysninger om borgernes bopælsadresse i perioden til eksponeringsniveau.

Datatræk er udført den 21.6.2021.

Dødsårsagsregisteret

Registeret rummer data om alle dødsfald blandt personer med fast bopæl i Danmark, og som er døde i Danmark. Registeret dannes ud fra oplysninger på dødsattesten, der er udfyldt af en læge ved ligsyn. Dødsattesten er primært et retsligt dokument, der attesterer, at en læge har konstateret sikre dødstejn ved ligsynet, og at liget må begraves. Dødsattesten rummer tillige oplysninger om dødsdato, dødsårsag, hændelsessted, m.m. Registeret bruges bl.a. til monitorering af folkesundhed og forskning (Helweg-Larsen, 2011). I denne undersøgelse bruges registeret til at opgøre frafald i populationen i perioden.

Datatræk er udført den 7.12.2022.

Landspatientregisteret

Landspatientregisteret (LPR) blev etableret i 1977 og indeholder oplysninger fra offentlige og private hospitaler. LPR indeholder information om CPR-nr, hospitalsafdeling, dato for indlæggelse og udskrivning, behandling og operation for både somatiske, psykiatriske og akutte ambulante kontakter. Fra 1994 og fremefter anvendes ICD-10 klassifikationer af diagnoser (Lynge et al., 2011). I nærværende undersøgelse anvendes registeret til at identificere borgere med luftvejslidelser.

Datatræk er udført den 15.12.2022.

Lægemiddelstatistikregisteret

Lægemiddelstatistikregisteret (LSR) indeholder oplysninger om salg af receptpligtige lægemidler i Danmark siden 1995 (Kildemoes et al., 2011). LSR er i denne rapport anvendt til at identificere personer med sygdomme, hvor medicinindtag er en del af definitionen.

Datatræk er udført den 17.1.2023.

Uddannelsesregisteret

Uddannelsesregisteret indeholder information om afsluttede uddannelser for hele den danske befolkning siden 1974 (Jensen & Rasmussen, 2011). I registeret er uddannelserne klassificeret i henhold til Danmarks Statistiks klassifikationssystem (DISCED-15) samt International Standard Classification of Education (ISCED2011) – se Bilag 2. Information om uddannelse kan være ufuldstændig for personer født før 1945 samt for mange indvandrere. Uddannelsesregisteret er i denne rapport anvendt til definition af længst fuldførte uddannelse.

Datatræk er udført den 7.12.2022.

2.1.2 Copenhagen Air View data

Data om luftforureningskomponenter i denne rapport stammer fra Copenhagen Air View (CAV) data (Source for Copenhagen and Amsterdam Data: Utrecht University & Google, 2021). Målingerne af BC og NO₂ er foretaget af Google Street View biler påmonteret specialudstyr. Bilerne har kørt på alle gader i København gennemsnitligt syv gange ved normal hastighed og primært i dagtimerne, mandag-fredag i tidsrummet 10-16 mellem oktober 2018 og marts 2020 (Kerckhoffs, Khan, Hoek, Yuan, Ellermann, et al., 2022). Målingerne er foretaget på vejbanen, hvor målebilen er tæt på udledningerne fra andre biler, hvormed koncentrationen er højere end på fortovej og længere væk fra vejbanen. Det betyder, at CAV-data er systematisk højere end andre typer af luftmålinger, fx DCE's gademålestationer (Ellermann, Khan, et al., 2021). Denne type af målinger kan desuden ikke anvendes til at vurdere overholdelse af grænseværdier for luftforurening. Data opgøres for vejstrækninger på 50 m og er korrigeret efter bybaggrundsmålinger for i højere grad at reflektere langtidskoncentrationer af luftforurening (Kerckhoffs, Khan, Hoek, Yuan, Ellermann, et al., 2022). I en luftforureningsmodel udviklet af forskere fra blandt andet Utrecht Universitet (Kerckhoffs, Khan, Hoek, Yuan, Ellermann, et al., 2022) anvendes Copenhagen Air View data i en såkaldt "mixed model", som kombinerer 1) en statistisk akkumulering af luftkvalitetsmålingerne i de københavnske gader, og 2) en prædiktiv regressionsmodel. Resultatet af kombinationen af målinger og modelberegninger repræsenterer middelværdier for måleperioden.

Datatræk er udført den 1. 3.2022.

2.2 Analysemetoder

I det følgende beskrives anvendte analysemetoder i denne rapport, herunder bearbejdning af CAV-data, populationen, geografiske kort og Poisson regression af incidensrater.

2.2.1 Bearbejdning af Copenhagen Air View Data

Til dette projekt knyttes CAV-data til opgangsadressepunkt (borgerens bopælsadresse) ved brug af QGIS Plugin "NN Join". Dette gøres ved at tilskrive et opgangsadressepunkt middelværdien for henholdsvis BC og NO₂ for den nærmeste vejstrækning. Herefter kobles middelværdien for de to luftforureningsstoffer til de individer, som bor på adresserne, og betegnes herefter som borgerens eksponeringsniveau. Dette hviler dog på antagelser om, 1) at borgeren befinder sig på sin opgangsadresse, 2) at målingen på vejen repræsenterer det egentlige forureningsniveau i perioden omkring indsamlingen, og 3) at dette niveau er det samme ved opgangsadressen til trods for, at denne typisk vil være trukket væk fra vejbanen. Disse antagelser er forudsætningerne for dette projekt, og

borgerens eksponeringsniveau er det bedst mulige proxy for eksponering. Da ikke alle middelværdier kan knyttes til en bopæl (fx i industriområder), og ikke alle adresser kan knyttes til en middelværdi, vil der forekomme forskelle mellem intervallet for middelværdier og intervallet for eksponeringsniveauer.

Eksponering anvendes i de statistiske analyser som en kategorisk variabel, da sammenhængen mellem eksponering og risiko ikke er lineær (se Bilag 3).

2.2.2 Populationen

Undersøgelsen omfatter borgere bosat i Københavns Kommune i perioden 2017 til 2019. Perioden er en smule forskudt i forhold til indsamlingsperioden (oktober 2018 til marts 2020) for CAV-data. Årsagen hertil er: 1) For at undgå direkte og afledte konsekvenser af COVID-19 epidemien er helbredsudfald i 2020 udeladt, og 2) For at sikre en tilstrækkelig populationsstørrelse til udførelsen af associationsanalyser er 2017 inkluderet. Det generelle niveau af luftforurening vurderes at have været faldende i perioden (Ellermann, Nordstrøm, Sørensen, et al., 2021; Jensen et al., 2021), særligt under COVID-19 restriktioner (Ellermann, Nordstrøm, & Sørensen, 2021), hvorfor sammenhængen mellem luftforurening og luftvejslidelser i højere grad underestimeres ved at inkludere 2017 frem for 2020.

Børn er afgrænset til borgere, som er 0-15 år i perioden. Gravide er kvinder, som har født i et af de fire år. Personer med kronisk sygdom har diagnoserne diabetes, kræft, hjertekarsygdom, svær psykisk lidelse, depression, leddegigt, osteoporose, astma, KOL og demens. Ældre er borgere på 65 år eller derover i perioden. Borgere med KOL vedrører personer på 30 år eller derover (diagnosekoder og definitioner findes i Bilag 1).

2.2.3 Geografiske kort

Til at visualisere geografisk variation i luftforurening i København er vejnettet farvegraderet efter kvartilerne af de to luftforureningsstoffer (BC og NO₂). Til dette er det originale CAV-data anvendt.

Ligeledes illustreres den geografiske fordeling af sårbare borgere og incidens af luftvejslidelser i Københavns Kommune. Dette opgøres på sogne-niveau, dog er bydele markeret med sort omrids (se figur 2.2.1). For sårbare borgere opgøres den gennemsnitlige andel af subpopulationen (børn, gravide, personer med kronisk sygdom og ældre) i sognet i perioden 2017-2019. For incidensraten af astma eller KOL opgøres den gennemsnitlige incidens blandt borgere i sognet i 2017-2019.

Kort er genereret i R statistik software, version 4.2.2 med pakken ggplot2.

Figur 2.2.1. Københavns Kommune inddelt efter sogne (hvide omrids) og bydele (sorte omrids)



2.2.4 Poisson regression

Analyser af incident astma blandt børn er stratificeret i aldersgrupper 0-5 år og 6-15 år. Analyser for incident astma blandt voksne er udført for alle borgere samt særskilt for gravide, personer med kronisk sygdom og ældre. Analyser for KOL er udført for borgere på 30 år eller derover samt særskilt for personer med kronisk sygdom og ældre.

Forskellen i sygdomstilfælde mellem forskellige eksponeringsniveauer er analyseret med en generaliseret lineær model med en Poisson fordeling af antal nye sygdomstilfælde og logaritmisk transformation af person-år (Laird & Olivier, 1981). Definitionen af sygdomstilfælde er beskrevet i læsevejledningen samt Bilag 1. Variable, som anvendes til justering, er beskrevet i Bilag 2. Eksponering inkluderes i modellen som en kategorisk variabel, dette er beskrevet i Bilag 3.

3 Geografisk fordeling af luftforurening

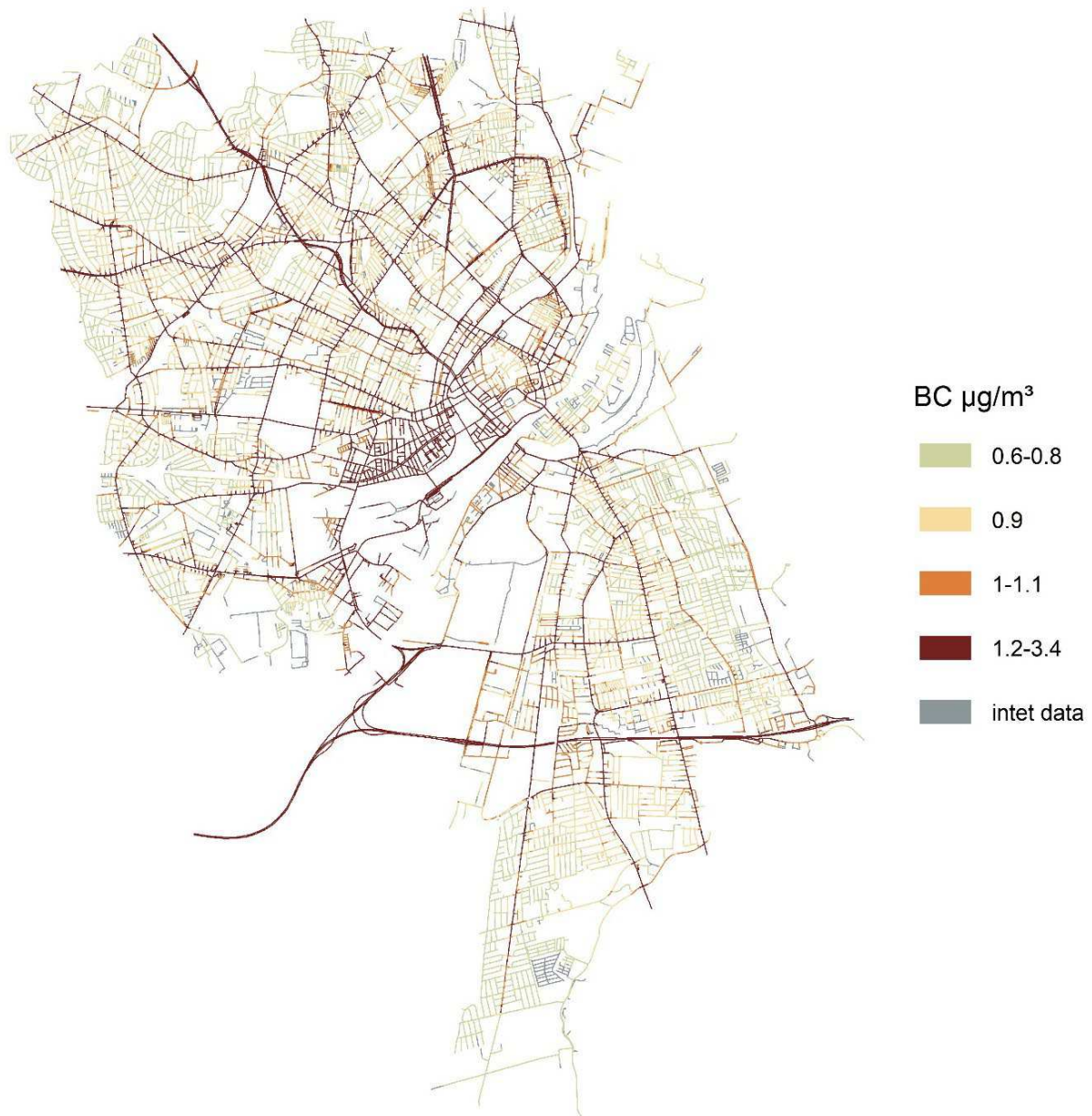
Black carbon (BC) er sodpartikler, der dannes ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale. BC stammer primært fra ufuldstændige forbrændingsprocesser i biler og brændeovne, men også fra andre kilder end forbrændingsprocesser, fx dækslid fra trafikken og kulstøv fra kullagring (Jensen et al., 2021).

Kvælstofdioxid (NO_2) er en gas, som stammer fra forbrændingsprocesser, som anvendes til for eksempel opvarmning, transport, industri og kraftværker (WHO, 2022b). Vejtransport er den største lokale kilde hertil, efterfulgt af kraftværker og ikke-vejgående maskiner (Jensen et al., 2020).

I dette kapitel illustreres fordelingen af luftforurening i København, opdelt på forureningskomponenterne BC og NO_2 . For hver forureningskomponent vises først eksponeringsniveauet fordelt på vejnettet i København og derefter fordelt på populationen i Københavns Kommune, som er udsat for de forskellige eksponeringsniveauer.

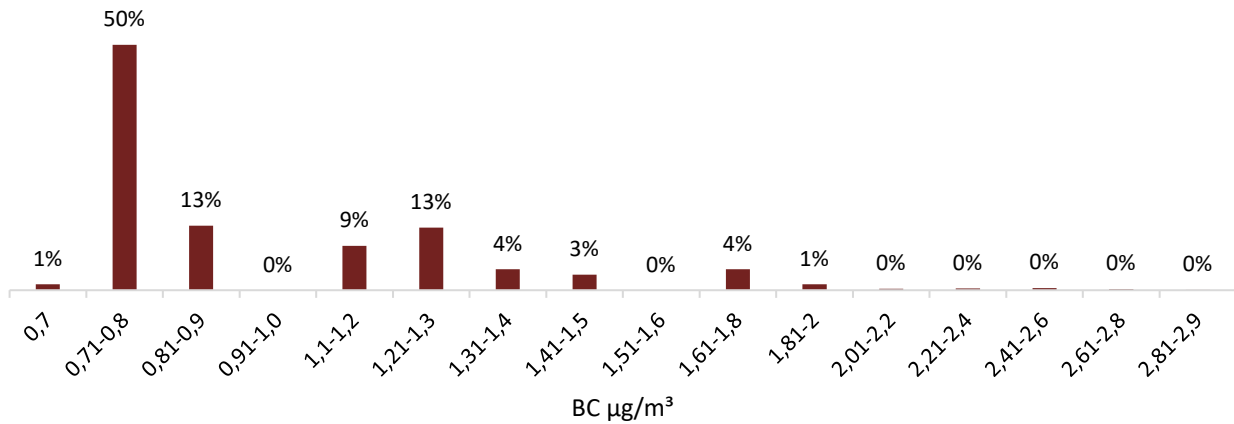
3.1 Black carbon (BC)

Figur 3.1.1 Middelværdier for black carbon (BC) på vejnettet i København



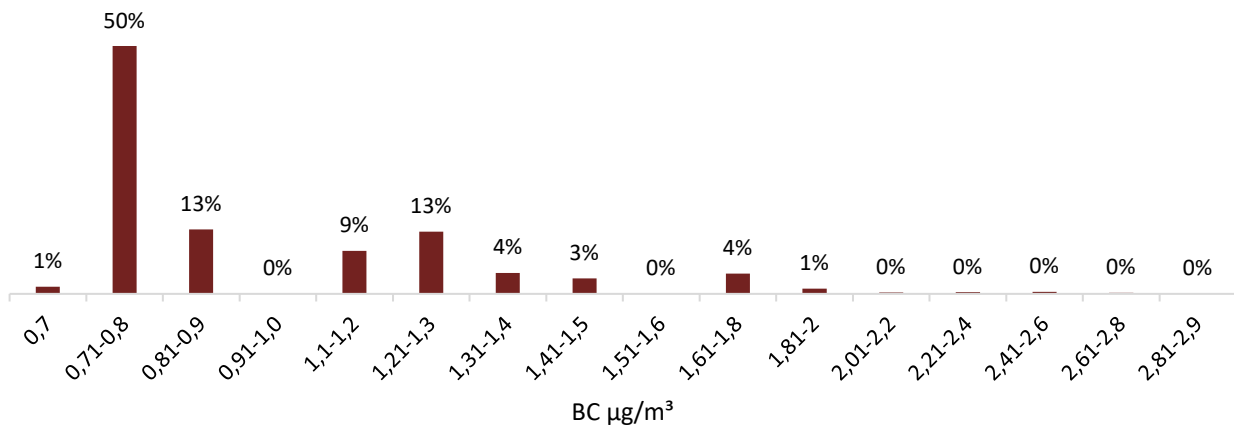
Figur 3.1.1 viser middelværdier for BC på vejnettet i København for perioden oktober 2018 - marts 2020. Disse varierer fra $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der ses et højere niveau af BC på de store indfaldsveje til byen samt i området på Vesterbro, som støder op til togbanen. Dette kan formentlig forklares af diesel emission samt vej- og metrobyggeri i området. Eftersom BC også er associeret til afbrænding af træ, kan forhøjede niveauer i nabolag også skyldes brændefyring (Kerckhoffs, Khan, Hoek, Yuan, Hertel, et al., 2022).

Figur 3.1.2 Eksponeringsniveauet af black carbon (BC) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af borgere i Københavns Kommune i 2017-2019



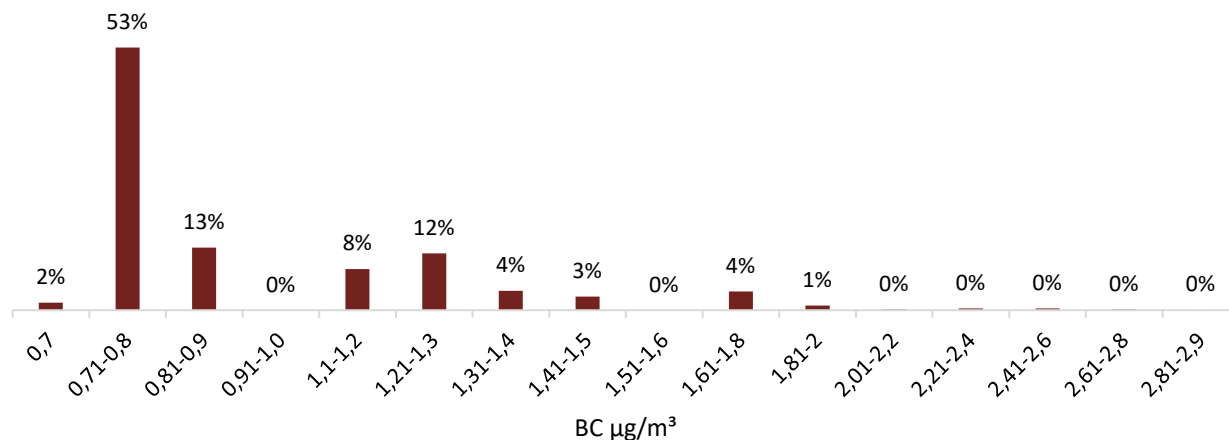
Figur 3.1.2 viser eksponeringsniveauet af BC ved opgangsadressen blandt et gennemsnit af borgere med bopæl i Københavns Kommune i 2017-2019. Det laveste eksponeringsniveau er $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og kun få er eksponeret for mere end $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De fleste borgere i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for $0,71-0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på deres bopælsadresse.

Figur 3.1.3 Eksponeringsniveauet af black carbon (BC) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af børn på 0-5 år i Københavns Kommune i 2017-2019



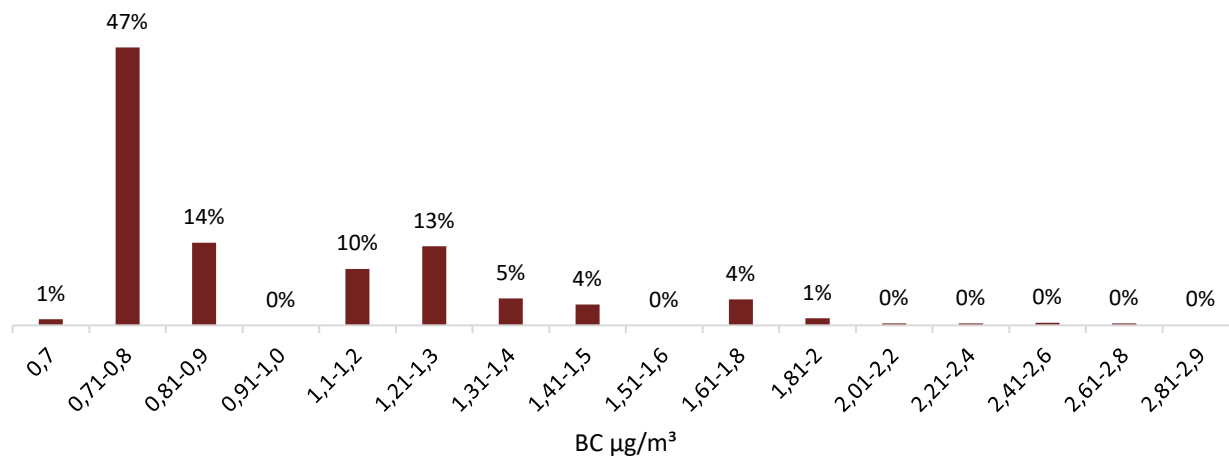
Figur 3.1.3 viser eksponeringsniveauet af BC ved opgangsadressen blandt børn på 0-5 år med bopæl i Københavns Kommune. De fleste børn på 0-5 år i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for $0,71-0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på deres bopælsadresse. Variation og fordeling af eksponeringsniveauet for gruppen afviger ikke fra fordelingen for hele populationen.

Figur 3.1.4 Eksponeringsniveauet af black carbon (BC) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af børn på 6-15 år i Københavns Kommune i 2017-2019



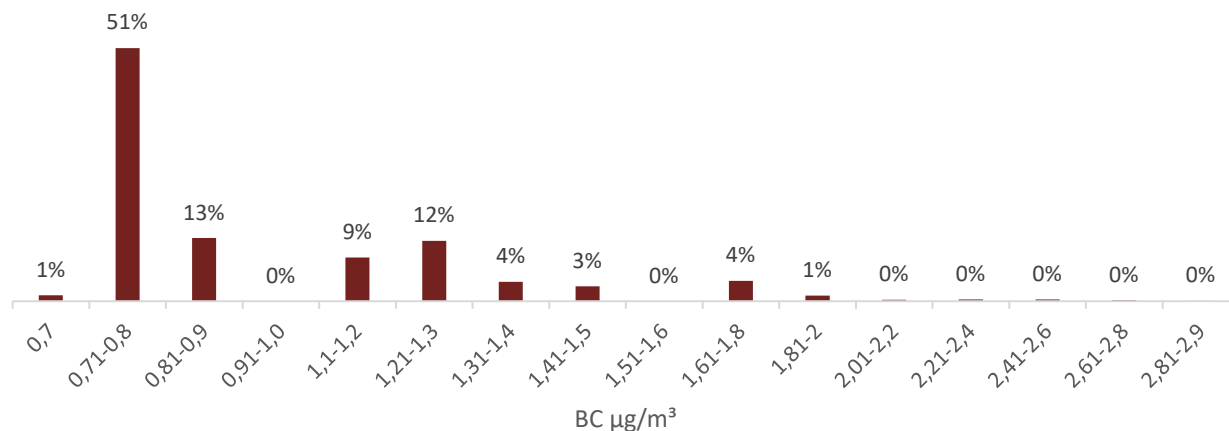
Figur 3.1.4 viser eksponeringsniveauet af BC ved opgangsadressen blandt børn på 6-15 år med bopæl i Københavns Kommune. De fleste børn på 6-15 år i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 0,71-0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på deres bopælsadresse. Sammenlignet med fordelingen for hele populationen er der en højere andel af børn på 6-15 år, der er eksponeret for de lavere niveauer af BC ved deres opgangsadresse.

Figur 3.1.5 Eksponeringsniveauet af black carbon (BC) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af gravide i Københavns Kommune i 2017-2019



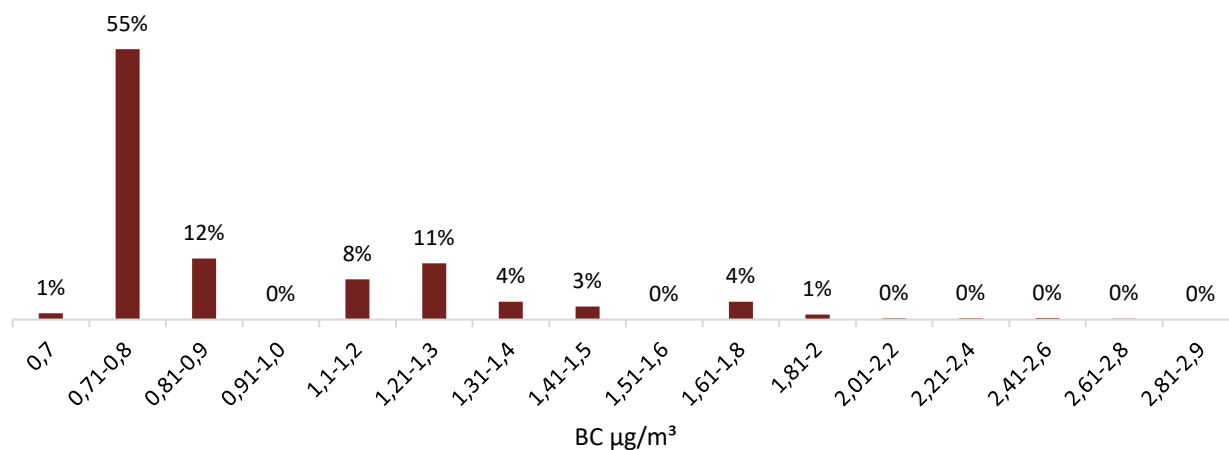
Figur 3.1.5 viser eksponeringsniveauet af BC ved opgangsadressen blandt gravide med bopæl i Københavns Kommune. De fleste gravide i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 0,71-0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på deres bopælsadresse. Sammenlignet med fordelingen for hele populationen er der en lavere andel af gravide, der er eksponeret for de lavere niveauer af BC ved deres opgangsadresse.

Figur 3.1.6 Eksponeringsniveauet af black carbon (BC) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af personer med kronisk sygdom i Københavns Kommune i 2017-2019



Figur 3.1.6 viser eksponeringsniveauet af BC ved opgangsadressen blandt personer med kronisk sygdom med bopæl i Københavns Kommune. De fleste personer med kronisk sygdom i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 0,71-0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på deres bopælsadresse. Variation og fordeling af eksponeringsniveauet for gruppen afviger ikke fra fordelingen for hele populationen.

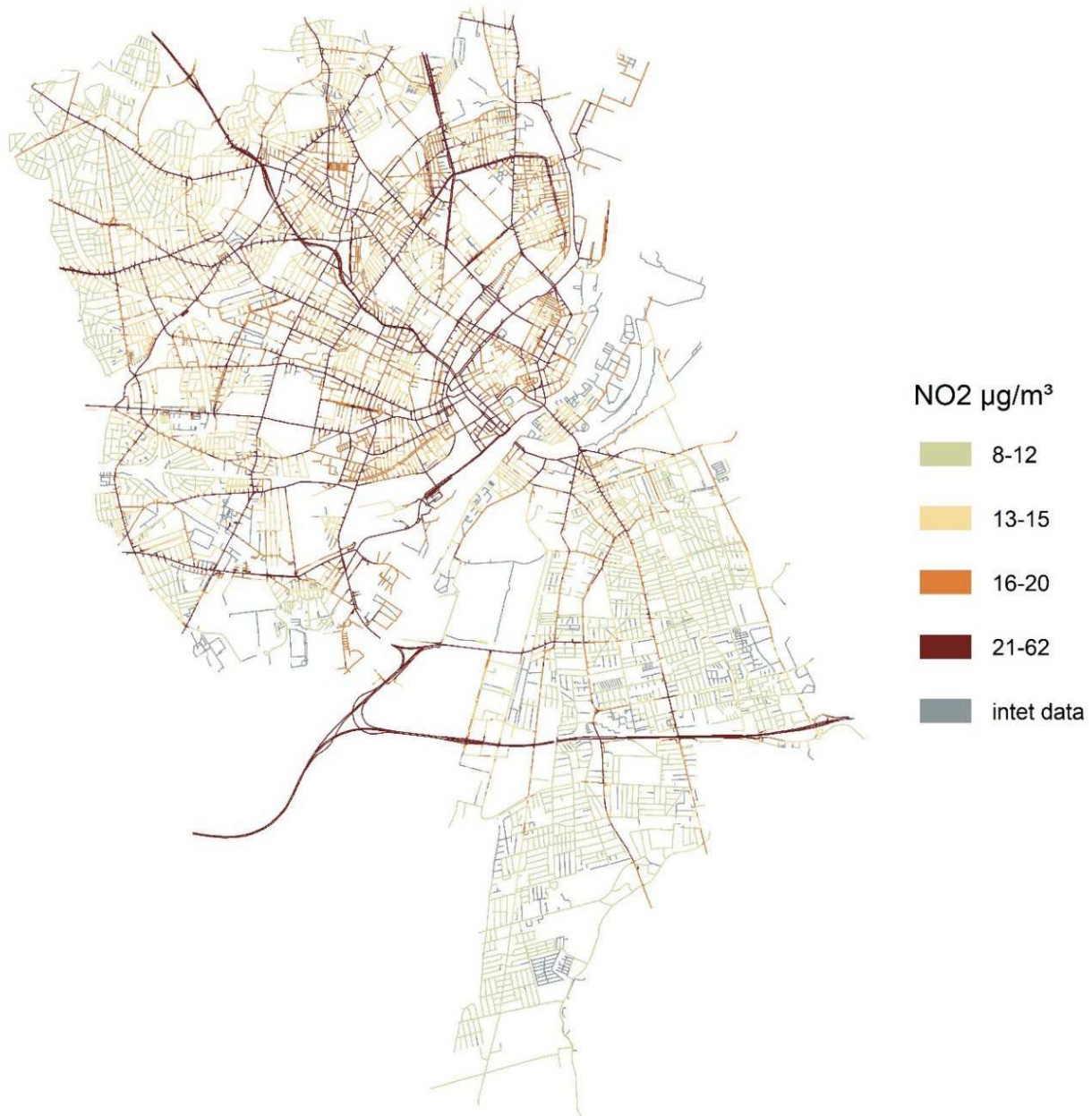
Figur 3.1.7 Eksponeringsniveauet af black carbon (BC) fordelt på gennemsnittet af ældre i Københavns Kommune i 2017-2019



Figur 3.1.7 viser eksponeringsniveauet af BC ved opgangsadressen blandt ældre med bopæl i Københavns Kommune. De fleste ældre i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 0,71-0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på deres bopælsadresse. Sammenlignet med fordelingen for hele populationen er der en højere andel af ældre, der er eksponeret for de lavere niveauer af BC ved deres opgangsadresse.

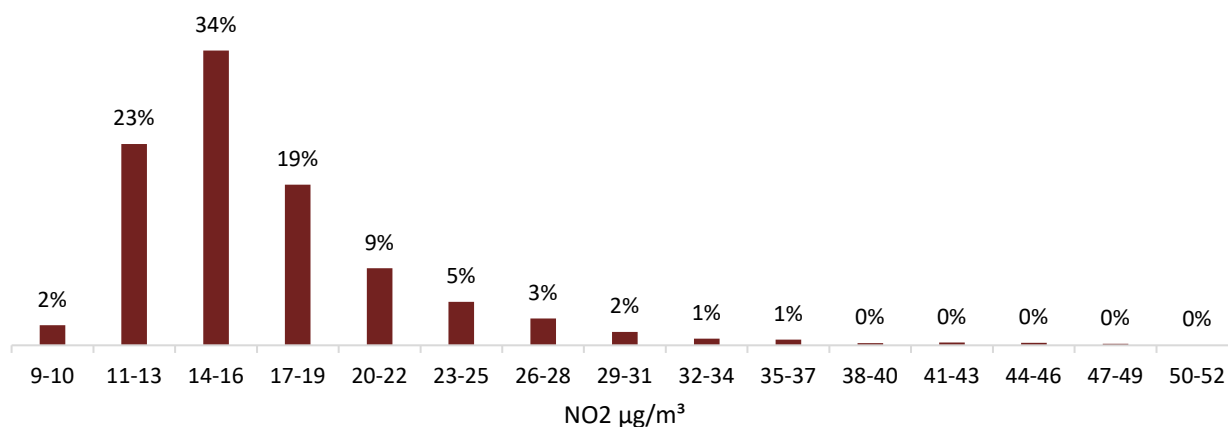
3.2 Kvælstofdioxid (NO₂)

Figur 3.2.1 Middelværdier for kvælstofdioxid s på vejnettet i København



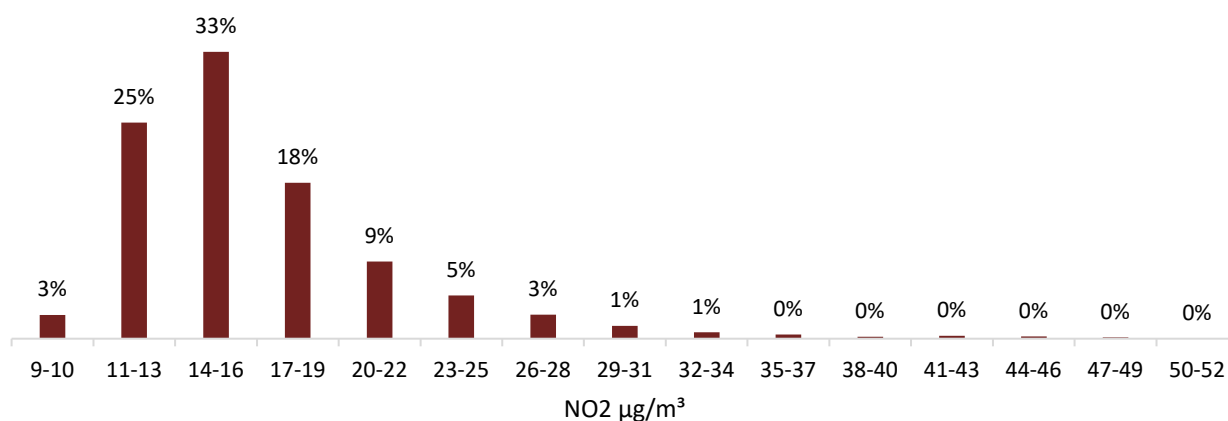
Figur 3.2.1 viser middelværdier for NO₂ på vejnettet i København for perioden oktober 2018 - marts 2020. Disse varierer fra 8 µg/m³ til 62 µg/m³. Der ses et højere niveau af NO₂ på de store indfaldsveje til byen samt i det centrale København. Da NO₂ associeres til vejtrafik, kan mønsteret forklares af de forhøjede niveauer formentlig af intensiteten af vejtrafik på disse strækninger og områder (Kerckhoffs, Khan, Hoek, Yuan, Hertel, et al., 2022).

Figur 3.2.2 Eksponeringsniveauet af kvælstofdioxid (NO₂) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af borgere i Københavns Kommune i 2017-2019



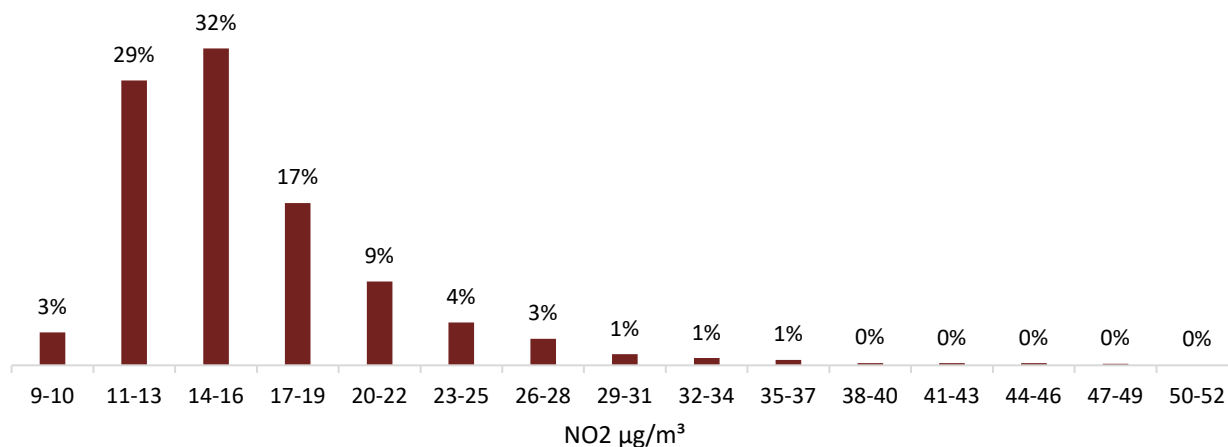
Figur 3.2.2 viser eksponeringsniveauet af NO₂ ved opgangsadressen blandt borgere med bopæl i Københavns Kommune i 2017-2019. De fleste borgere i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 11-19 µg/m³ på deres bopælsadresse. Kun få eller ingen borgere var eksponeret for det laveste (≤10 µg/m³) eller højeste (>49 µg/m³) målte eksponeringsniveau.

Figur 3.2.3 Eksponeringsniveauet af kvælstofdioxid (NO₂) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af børn på 0-5 år i Københavns Kommune i 2017-2019



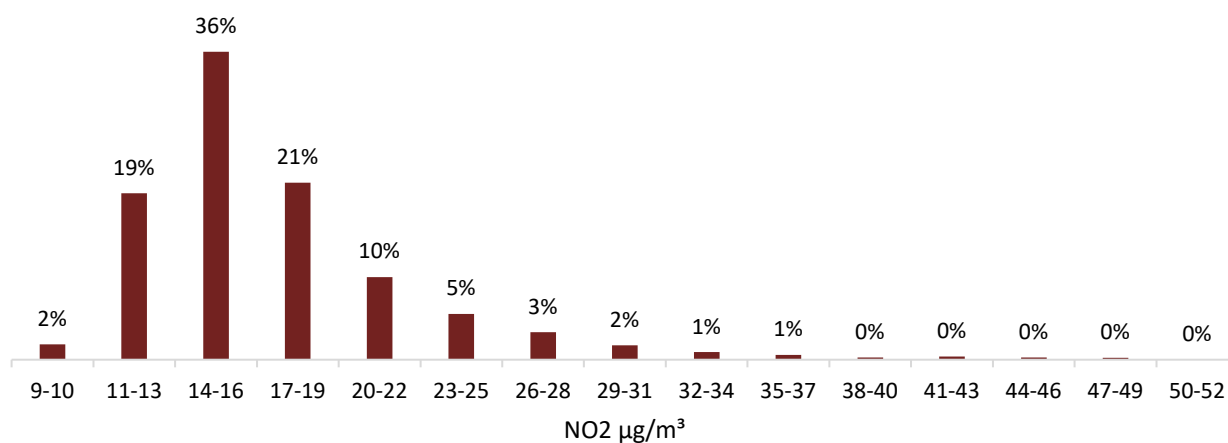
Figur 3.2.3 viser eksponeringsniveauet af NO₂ ved opgangsadressen blandt børn på 0-5 år med bopæl i Københavns Kommune i 2017-2019. De fleste børn på 0-5 år i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 11-19 µg/m³ på deres bopælsadresse. Variation og fordeling af eksponeringsniveauet for gruppen afviger ikke fra fordelingen for hele populationen.

Figur 3.2.4 Eksponeringsniveauet af kvælstofdioxid (NO₂) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af børn på 6-15 år i Københavns Kommune i 2017-2019



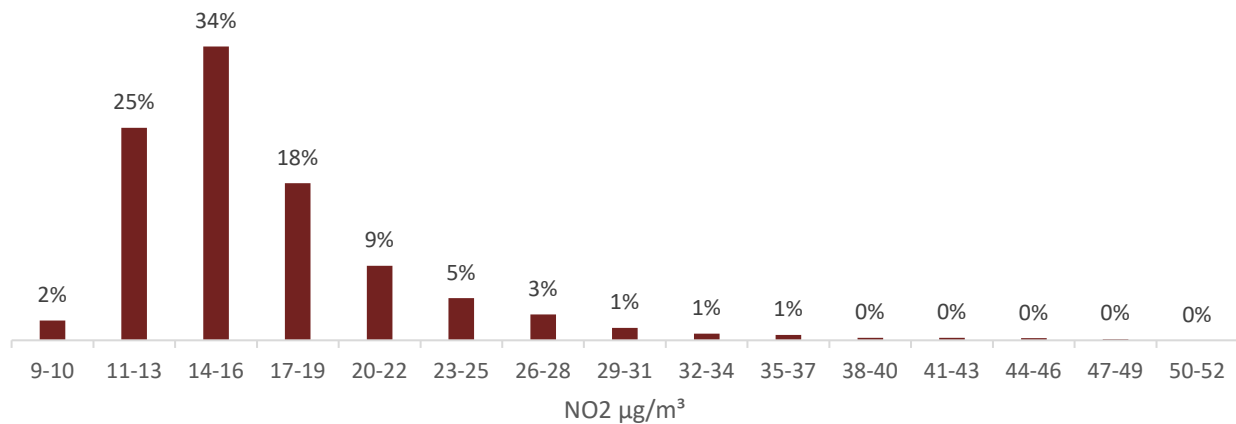
Figur 3.2.4 viser eksponeringsniveauet af NO₂ ved opgangsadressen blandt børn på 6-15 år med bopæl i Københavns Kommune i 2017-2019. De fleste børn på 6-15 år i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 11-19 µg/m³ på deres bopælsadresse. Sammenlignet med fordelingen for hele populationen er der en højere andel af børn på 6-15 år, der er eksponeret for de lavere niveauer af NO₂ ved deres opgangsadresse.

Figur 3.2.5 Eksponeringsniveauet af kvælstofdioxid (NO₂) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af gravide i Københavns Kommune i 2017-2019



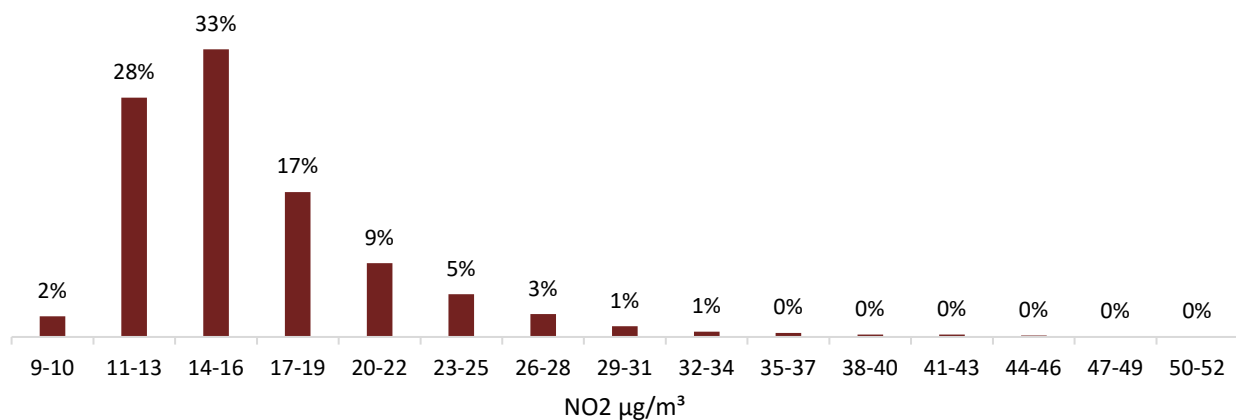
Figur 3.2.5 viser eksponeringsniveauet af NO₂ ved opgangsadressen blandt gravide med bopæl i Københavns Kommune i 2017-2019. De fleste gravide i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 11-19 µg/m³ på deres bopælsadresse. Sammenlignet med fordelingen for hele populationen er der en lavere andel af gravide, der er eksponeret for de lavere niveauer af NO₂ ved deres opgangsadresse.

Figur 3.2.6 Eksponeringsniveauet af kvælstofdioxid (NO₂) ved opgangsadressen fordelt på gennemsnittet af personer med kronisk sygdom i Københavns Kommune i 2017-2019



Figur 3.2.6 viser eksponeringsniveauet af NO₂ ved opgangsadressen blandt personer med kronisk sygdom med bopæl i Københavns Kommune. De fleste personer med kronisk sygdom i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 11-19 µg/m³ på deres bopælsadresse. Variation og fordeling af eksponeringsniveauet for gruppen afviger ikke fra fordelingen for hele populationen.

Figur 3.2.7 Eksponeringsniveauet af kvælstofdioxid (NO₂) fordelt på gennemsnittet af ældre i Københavns Kommune i 2017-2019



Figur 3.2.7 viser eksponeringsniveauet af NO₂ ved opgangsadressen blandt ældre med bopæl i Københavns Kommune i 2017-2019. De fleste ældre i Københavns Kommune var i perioden eksponeret for 11-19 µg/m³ på deres bopælsadresse. Sammenlignet med fordelingen for hele populationen er der en højere andel af ældre, der er eksponeret for de lavere niveauer af NO₂ ved deres opgangsadresse.

Opsummering

Middelværdierne af BC og NO₂ på vejnettet i København varierer fra hhv. 0,6 µg/m³ til 3,4 µg/m³ og 8 µg/m³ til 62 µg/m³. Der ses forhøjede niveauer af både BC og NO₂ på de store indfaldsveje til byen. For BC gælder dette også i området på Vesterbro, som støder op til togbanen, og for NO₂ ses forhøjede niveauer i det centrale København.

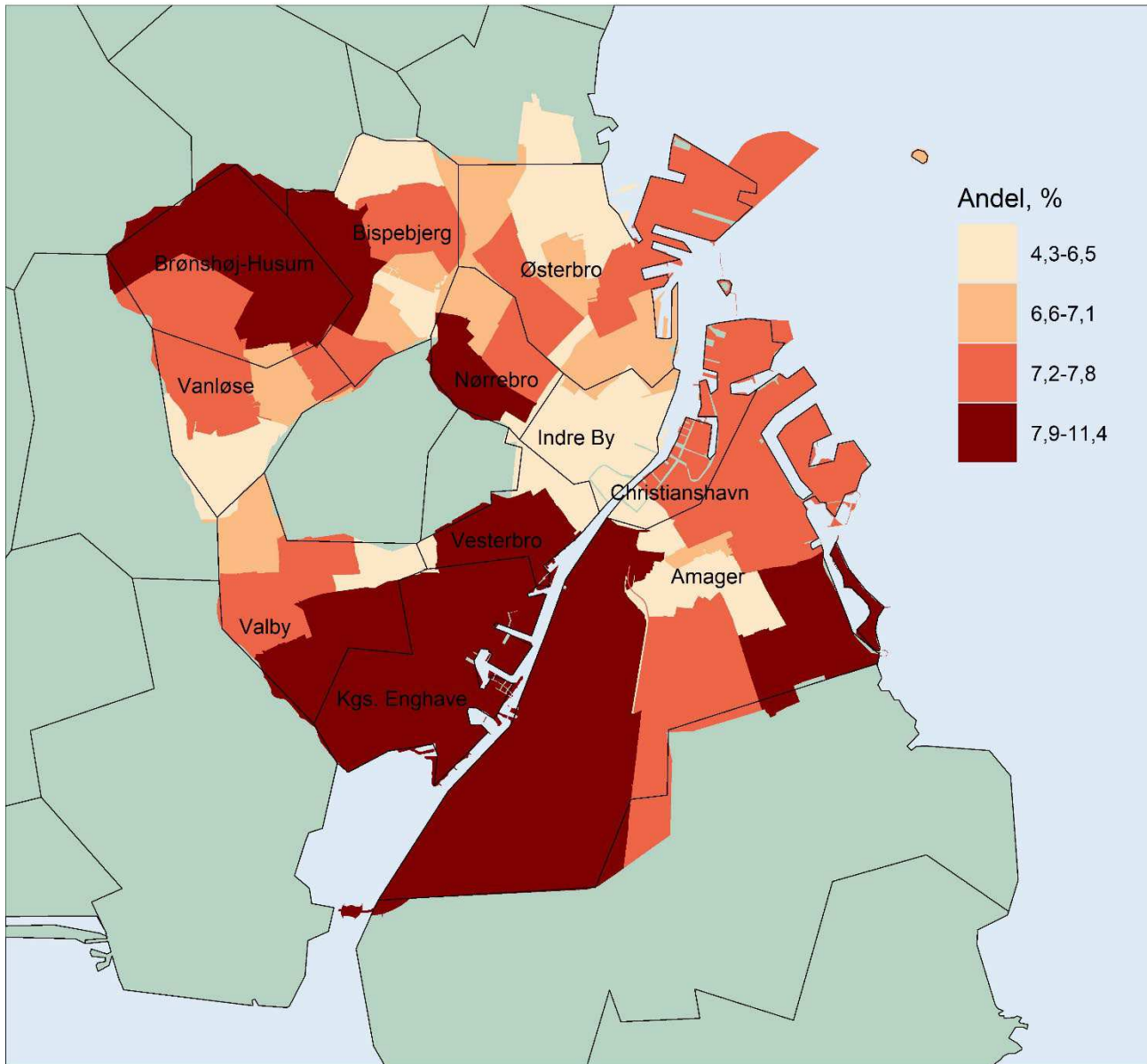
Størstedelen af borgerne i Københavns Kommune er eksponeret for lave niveauer af BC (≤0,8 µg/m³) og NO₂ (≤16 µg/m³) ved deres bopælsadresser, og overordnet er eksponering den samme for alle borgere som for hver af de sårbare grupper. Dog ses, at en lidt større andel ældre og børn (6-15 år) er eksponeret for lavere niveauer af BC og NO₂ ved deres bopælsadresse sammenlignet med alle borgere. Samtidig er en lidt mindre andel af gravide eksponeret for de lavere niveauer af BC og NO₂ ved deres bopælsadresse sammenlignet med alle borgere.

4 Geografisk fordeling af sårbare grupper

Luftforurening påvirker samfundsgrupper forskelligt, hvor blandt andet børn, gravide, ældre samt borgere, som lever med kronisk sygdom, er særligt sårbare (WHO, 2022a). Børn er særligt sårbare over for sundhedsskadelige eksponeringer fra luftforurening, idet den kan påvirke deres stadigt udviklende lunger, hjerne og immunforsvar. Desuden har børn en højere inhaleringsfrekvens og indånder dermed mere luft per kg kropsvægt, de indånder mere gennem munden, er mere fysisk aktive, mere udenfor og tættere på kilderne og kan derved også udsættes for højere koncentrationer sammenlignet med voksne (Andersen & Pedersen, 2020). Gravide kvinder er under fysiologisk stress pga. graviditeten, deres immunforsvar m.m. er ændret, og de indånder også mere luft per kg kropsvægt end ikke-gravide kvinder. Gravide og deres ufødte børn er derfor særligt sårbare over for luftforurening, da det kan medføre en øget risiko for svangerskabsdiabetes, hypertension og præeklampsi hos den gravide samt lav fødselsvægt og øget risiko for medfødte misdannelser hos fosteret (Andersen & Pedersen, 2020). Endvidere er borgere, som lever med kronisk sygdom, særligt sårbare over for luftforurening, idet den kan forværre allerede eksisterende sygdomme såsom astma (Orellano et al., 2017). Den ældre befolkning er særligt sårbar, blandt andet fordi disse borgere har nedsat immunforsvar og har været eksponeret i mange år, men også på grund af deres højere forekomst af allerede eksisterende sygdomme (Region Hovedstaden, 2021). Da luftforureningen reducerer evnen til at modstå virus og bakterier, øges risikoen blandt andet for lungebetændelse samt forværring af allerede eksisterende sygdomme (Andersen & Pedersen, 2020).

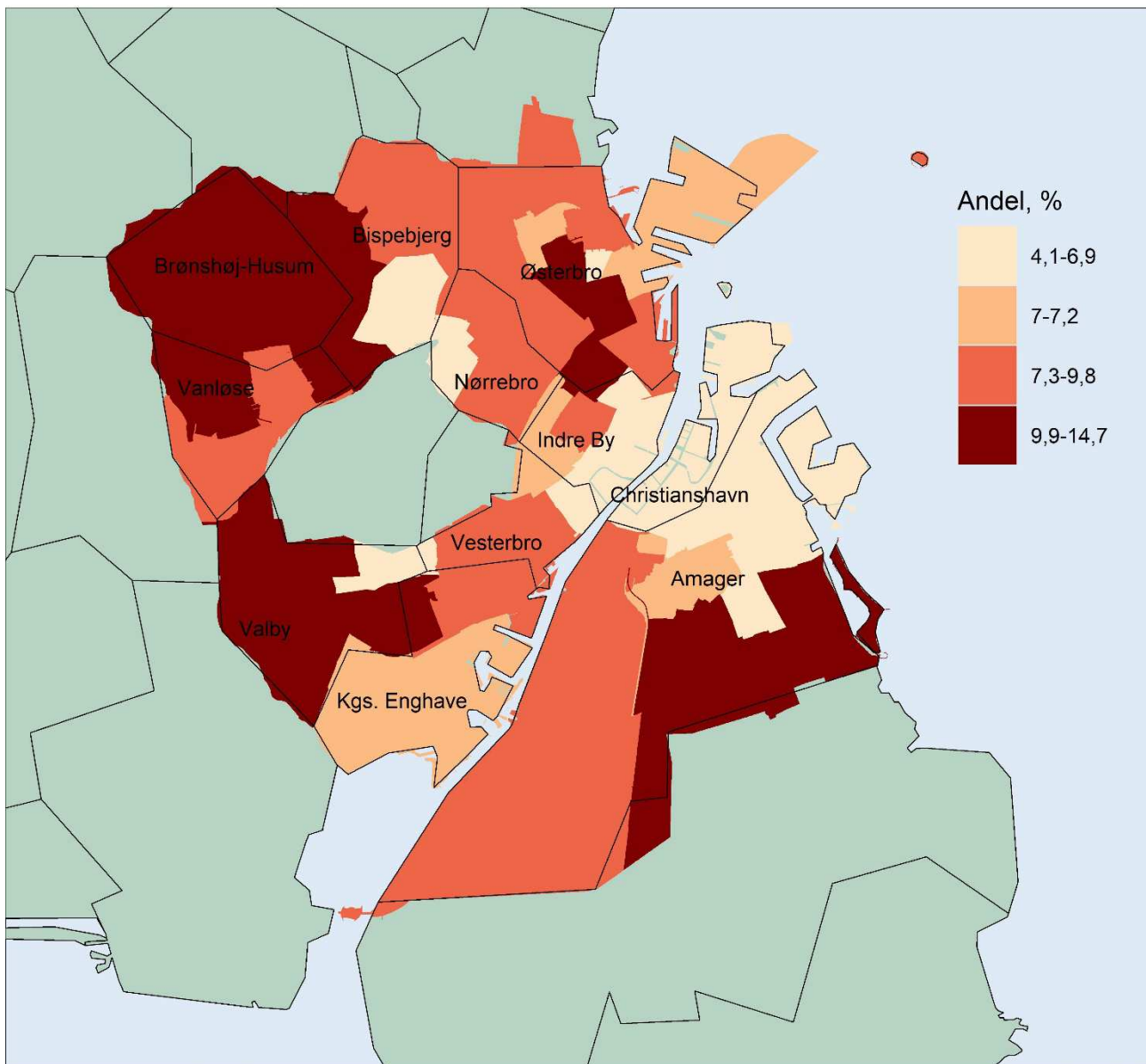
I dette kapitel illustreres fordelingen af børn, gravide, ældre samt borgere med kronisk sygdom i Københavns Kommune opdelt i sogne. Andelen er opdelt i kvartiler, hvor lys beige indikerer en lav andel (under 25 % af fordelingen i Københavns Kommune) og mørk rød indikerer en høj andel (over 75 % af fordelingen i Københavns Kommune).

Figur 4.1 Fordelingen af børn mellem 0-5 år i 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune.



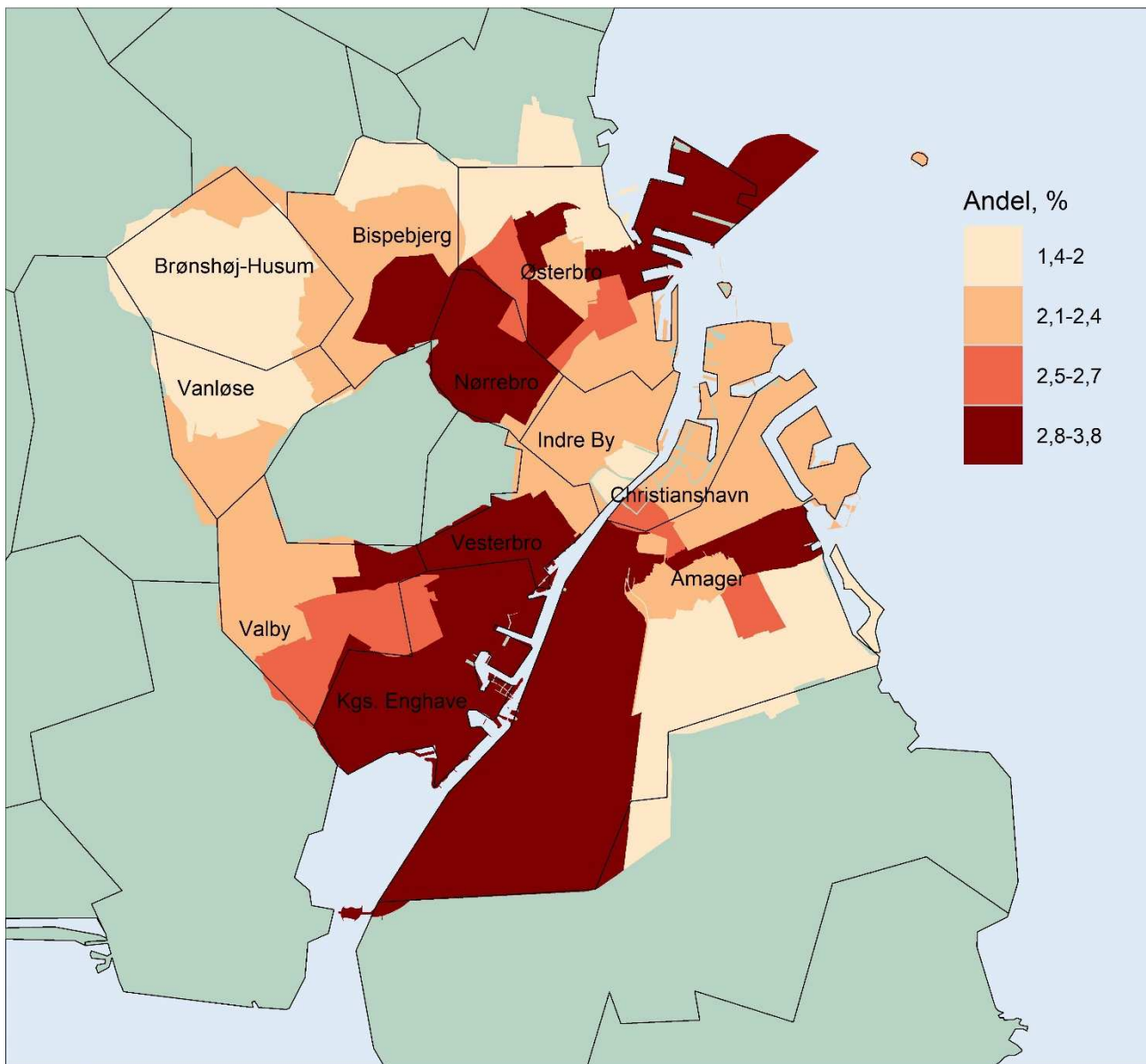
Figur 4.1 viser fordelingen af børn på 0-5 år for perioden 2017-2019 i Københavns Kommune. Andelen af små børn i de forskellige sogne varierer mellem 4,3 % og 11,4 %. Små børn udgør særligt en større del af borgerne i områder nær Brønshøj-Husum, Valby, Kgs. Enghave, Vesterbro og Vest-amager.

Figur 4.2 Fordelingen af børn mellem 6-15 år i 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune.



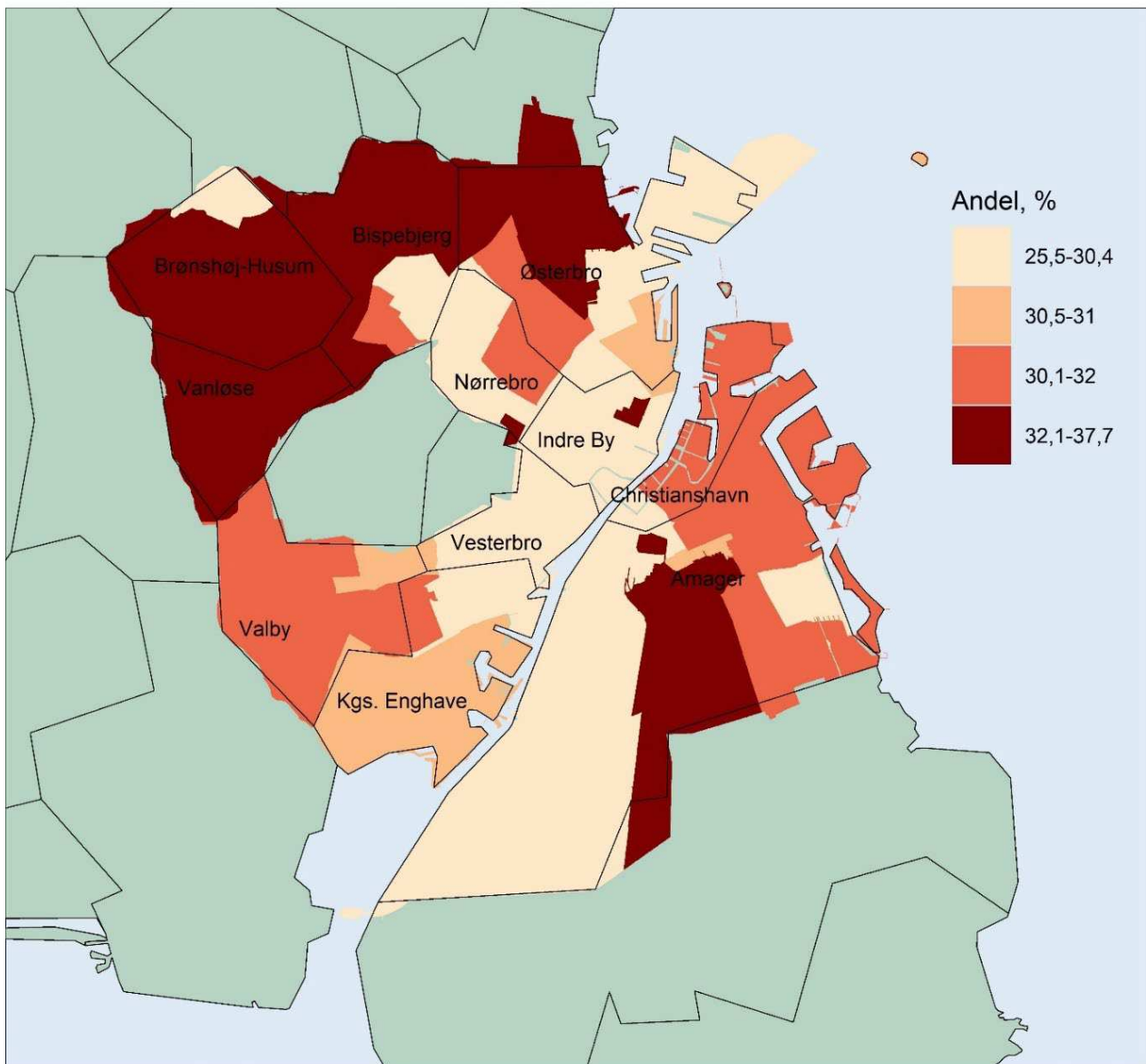
Figur 4.2 viser fordelingen af børn på 6-15 år for perioden 2017-2019 i Københavns Kommune. Andelen af børn i de forskellige sogne varierer mellem 4,1 % og 14,7 %. Børn udgør særligt en større andel af borgerne i omkring Brønshøj-Husum, Valby, Amager øst og Østerbro.

Figur 4.3. Fordelingen af gravide i 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune.



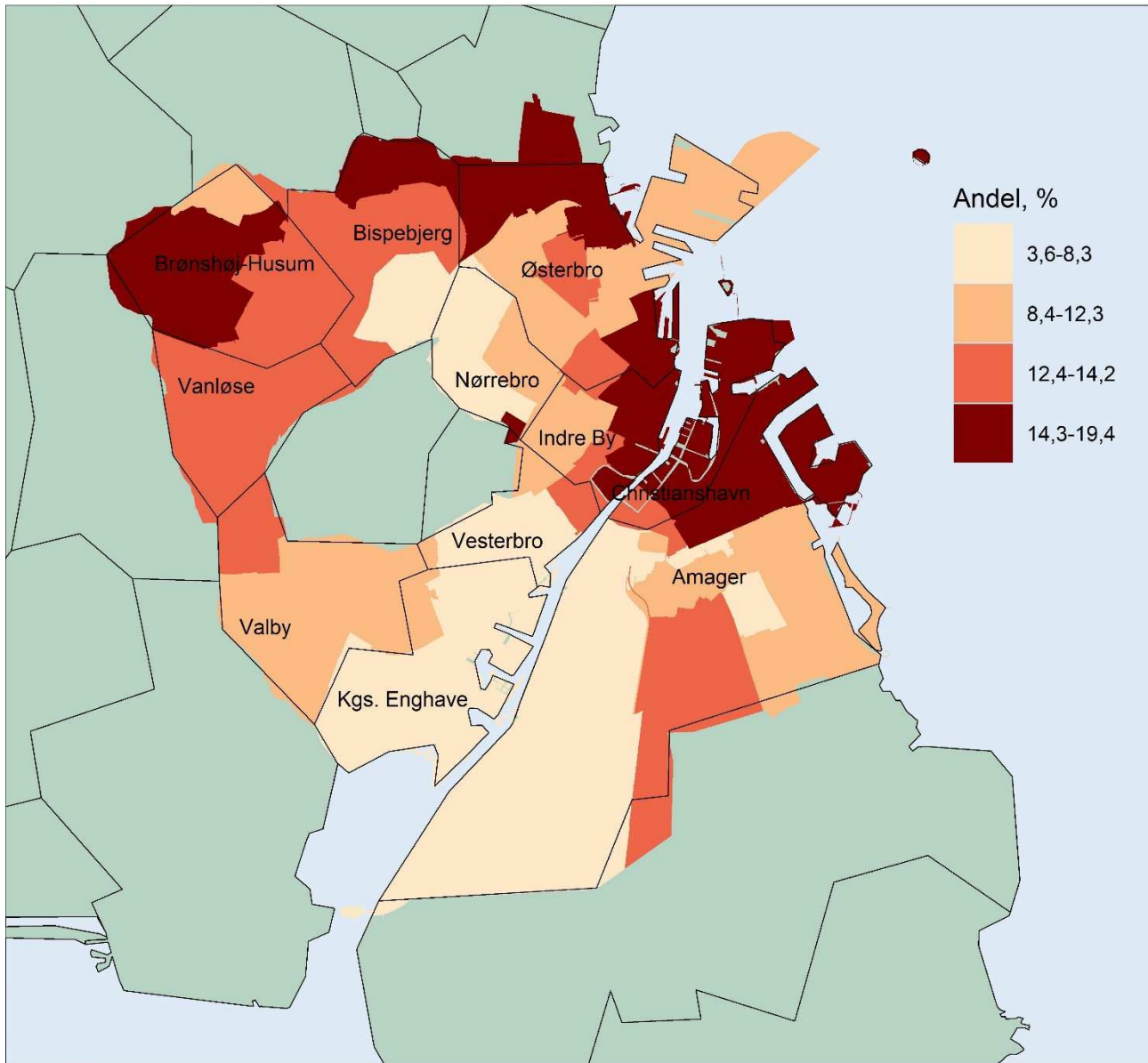
Figur 4.3 viser andelen af gravide for perioden 2017-2019 i Københavns Kommune. Andelen af gravide varierer mellem 1,4 % og 3,8 %. Den største andel af gravide bor omkring Kgs. Enghave, Vesterbro, Vestamager, Nørrebro og Nordhavn.

Figur 4.4 Fordelingen af personer med kronisk sygdom i 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune.



Figur 4.4 viser fordelingen af kronisk syge for perioden 2017-2019 i Københavns Kommune. Andelen af kronisk syge i sogne i Københavns Kommune varierer mellem 25,5 % og 37,7 %. Kronisk syge udgør især en større andel af borgerne i Vanløse, Brønshøj-Husum, Bispebjerg og ydre Østerbro.

Figur 4.5 Fordelingen af ældre (65 eller derover) i 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune.



Figur 4.5 viser andelen af ældre borgere (65 år eller derover) i Københavns Kommune for perioden 2017-2019. Andelen af ældre varierer mellem 3,6 % og 19,4 % og er højest omkring Indre By og Christianshavn samt ydre Østerbro og Brønshøj-Husum.

Opsummering

Den geografiske fordeling af udvalgte sårbare grupper i Københavns Kommune viser, at disse grupper af borgere er bosat forskellige steder i byen. Dog har Brønshøj-Husum både en høj andel af små børn, børn, kronisk syge og ældre. Ligeledes udgør små børn og gravide en større andel i de samme byområder på Vestamager, Kgs. Enghave og Vesterbro. I Indre By er der en høj andel af ældre i området ud mod kanalen, men ellers er denne bydel kun beboet af lave andele af de resterende sårbare grupper.

5 Geografisk fordeling af udvalgte luftvejslidelser

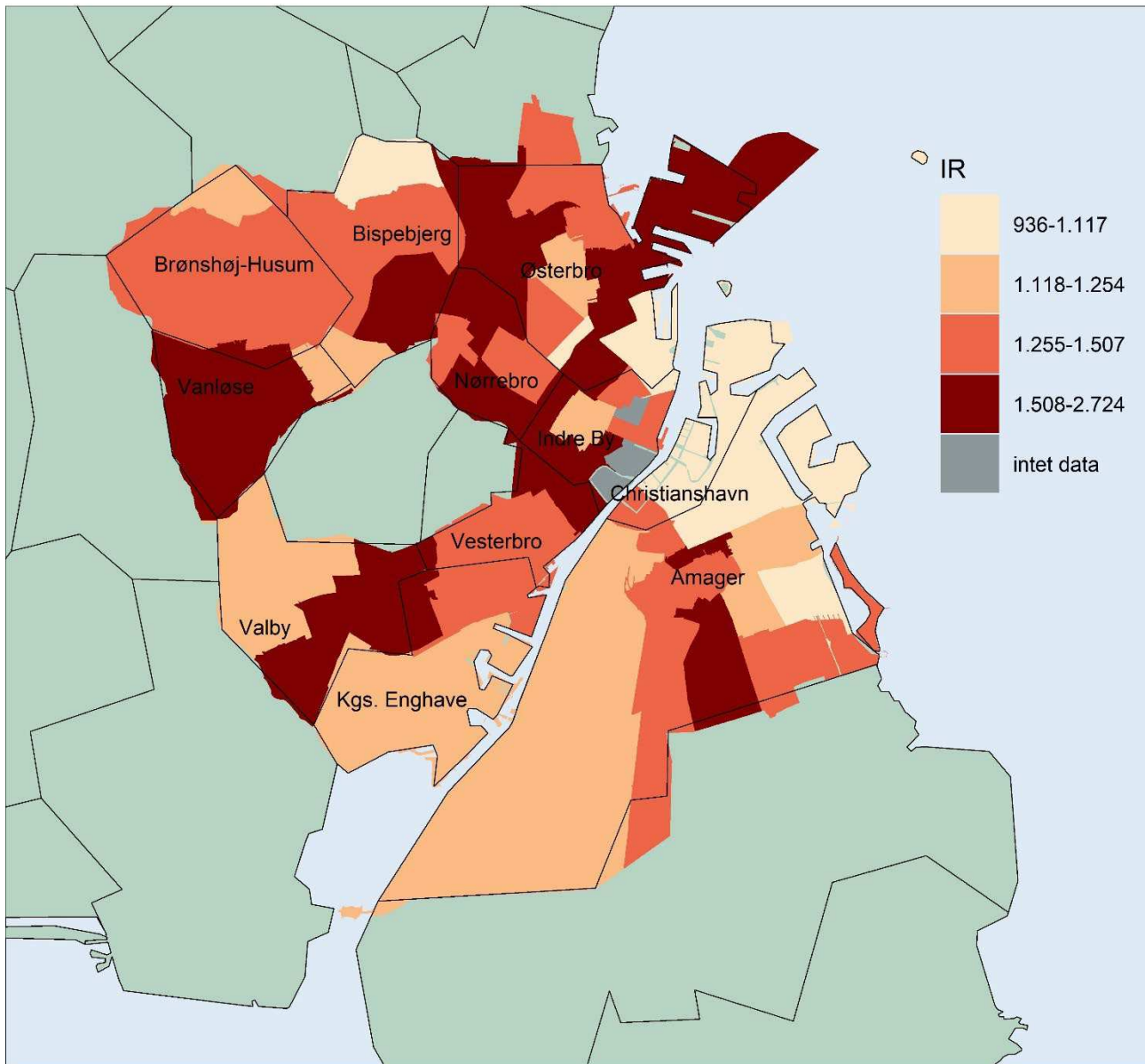
Luftforurening er associeret med mange forskellige sygdomsudfald (Andersen & Pedersen, 2020). Indeværende rapport har fokus på luftvejslidelserne astma og KOL, da disse sygdomme har en høj forekomst, og borgere i forskellige aldersgrupper kan være påvirket heraf (Region Hovedstaden, 2021).

Når luftforurening indåndes, er luftvejssystemet og lungerne de første organer, der berøres (Andersen & Pedersen, 2020). Her kan luftforureningen forårsage skader på lungerne ved en lokal inflammatorisk respons i lungevævet (Andersen, 2012). Gentagne skader på lungerne forårsaget af langtidseksponering af luftforurening formodes at være af betydning for udvikling af kroniske lungesygdomme, herunder KOL og astma (Andersen, 2012; Andersen & Pedersen, 2020).

Studier tyder på, at kortvarig eksponering for forhøjede niveauer af luftforurening øger risikoen for astmasymptomer samt hospitalsindlæggelser hos børn med astma (Andersen & Pedersen, 2020). Evidensen har været mindre entydig for langtidseksponering for udendørs luftforurening og udvikling af astma hos børn (Andersen & Pedersen, 2020), hvorimod et nyere review om trafikrelateret luftforurening og astma hos børn finder moderat til høj evidens for sammenhængen (Boogaard et al., 2022). Ligeledes er der moderat til høj evidens for en sammenhæng mellem langvarig eksponering for NO₂ og BC og udvikling af astma blandt voksne (Boogaard et al., 2022; Liu et al., 2021). Endelig er der evidens for, at langtidseksponering for NO₂ og BC medfører en forhøjet risiko for KOL blandt voksne (Liu et al., 2021), samt solid evidens for, at luftforurening øger risikoen for forværring hos patienter med KOL (Li et al., 2016).

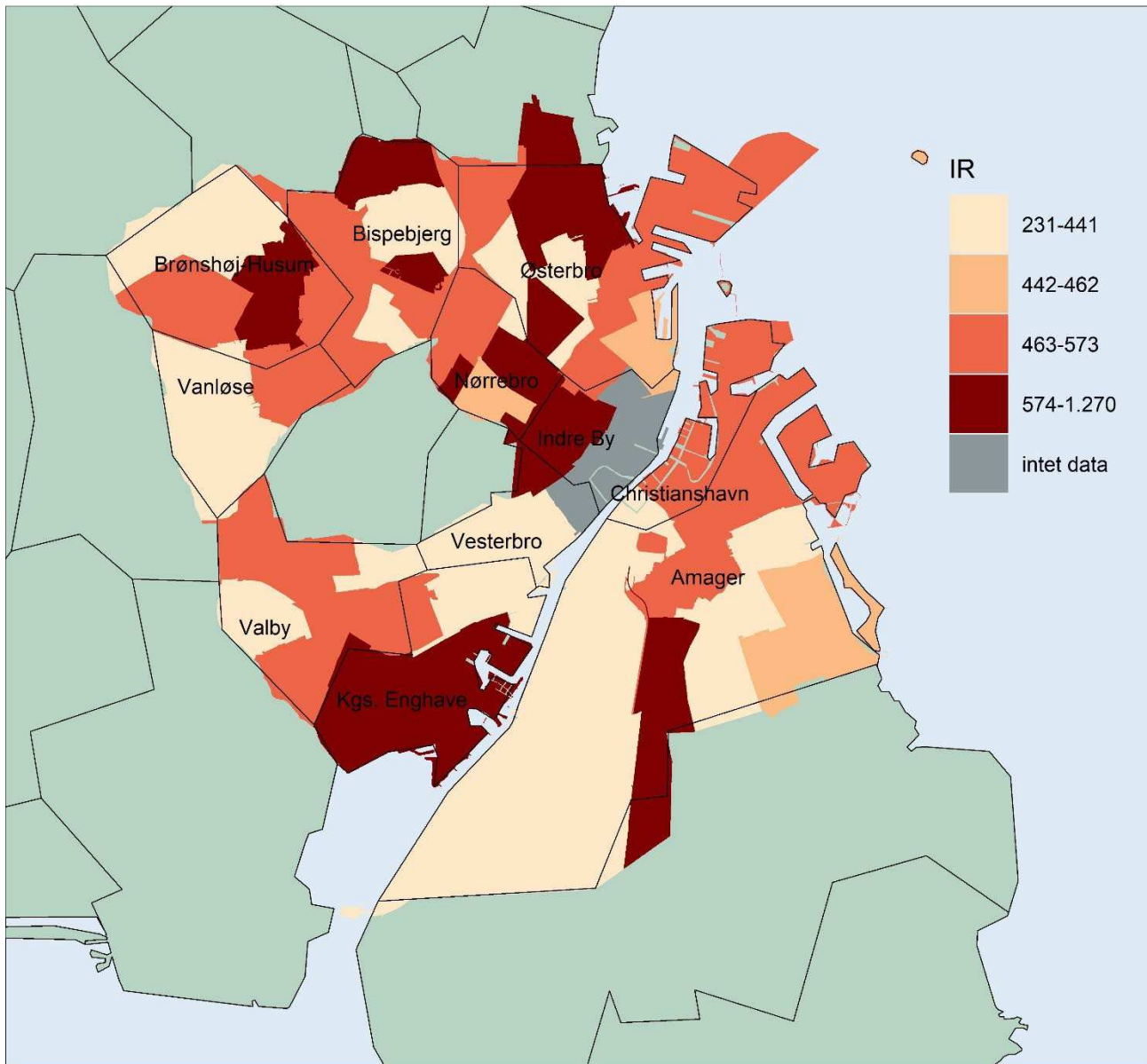
I dette kapitel illustreres fordelingen af incident astma hos børn og voksne samt KOL blandt voksne i Københavns Kommune. Incidensraten er opdelt i kvartiler, hvor lys beige indikerer en lav rate (under 25 % af fordelingen) og mørk rød indikerer en høj rate (over 75 % af fordelingen) for kommunen.

Figur 5.1 Geografisk fordeling af nye tilfælde af astma per 100.000 børn om året blandt børn på 0-5 år i 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune



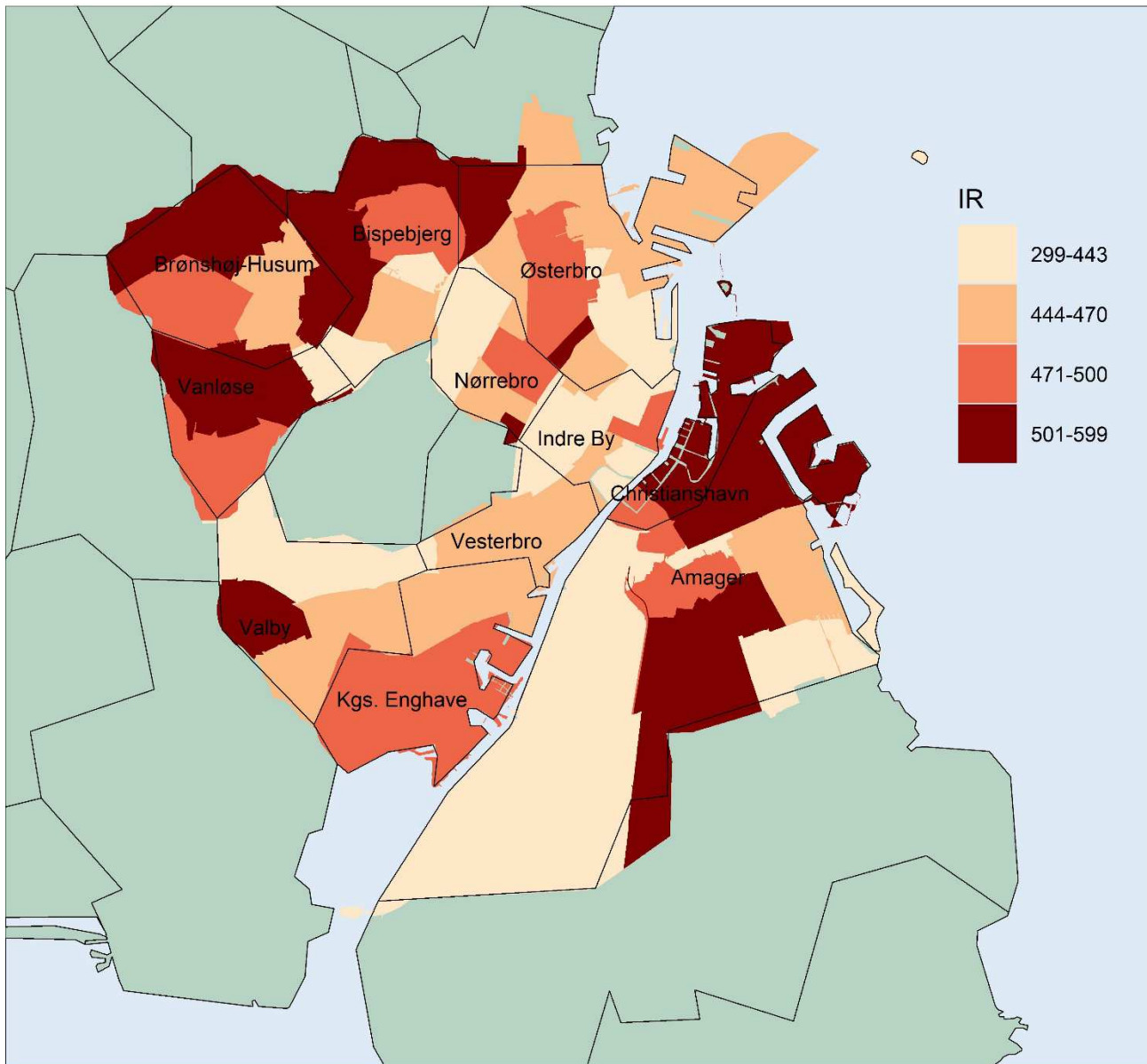
Figur 5.1 illustrerer fordelingen af nye tilfælde af astma i 2017-2019 blandt børn på 0-5 år i Københavns Kommune. Incidensraten varierer mellem 936 og 2.724 per 100.000 børn om året. Kortet viser, at en høj incidensrate for astma blandt børn på 0-5 år er usystematisk fordelt i Københavns Kommune, dog er raten høj i det meste af Vanløse og flere områder på Nørrebro og Østerbro. Indre By, indre Østerbro og Christianshavn har en lav incidensrate for astma.

Figur 5.2 Geografisk fordeling af nye tilfælde af astma per 100.000 børn om året blandt børn på 6-15 år i 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune



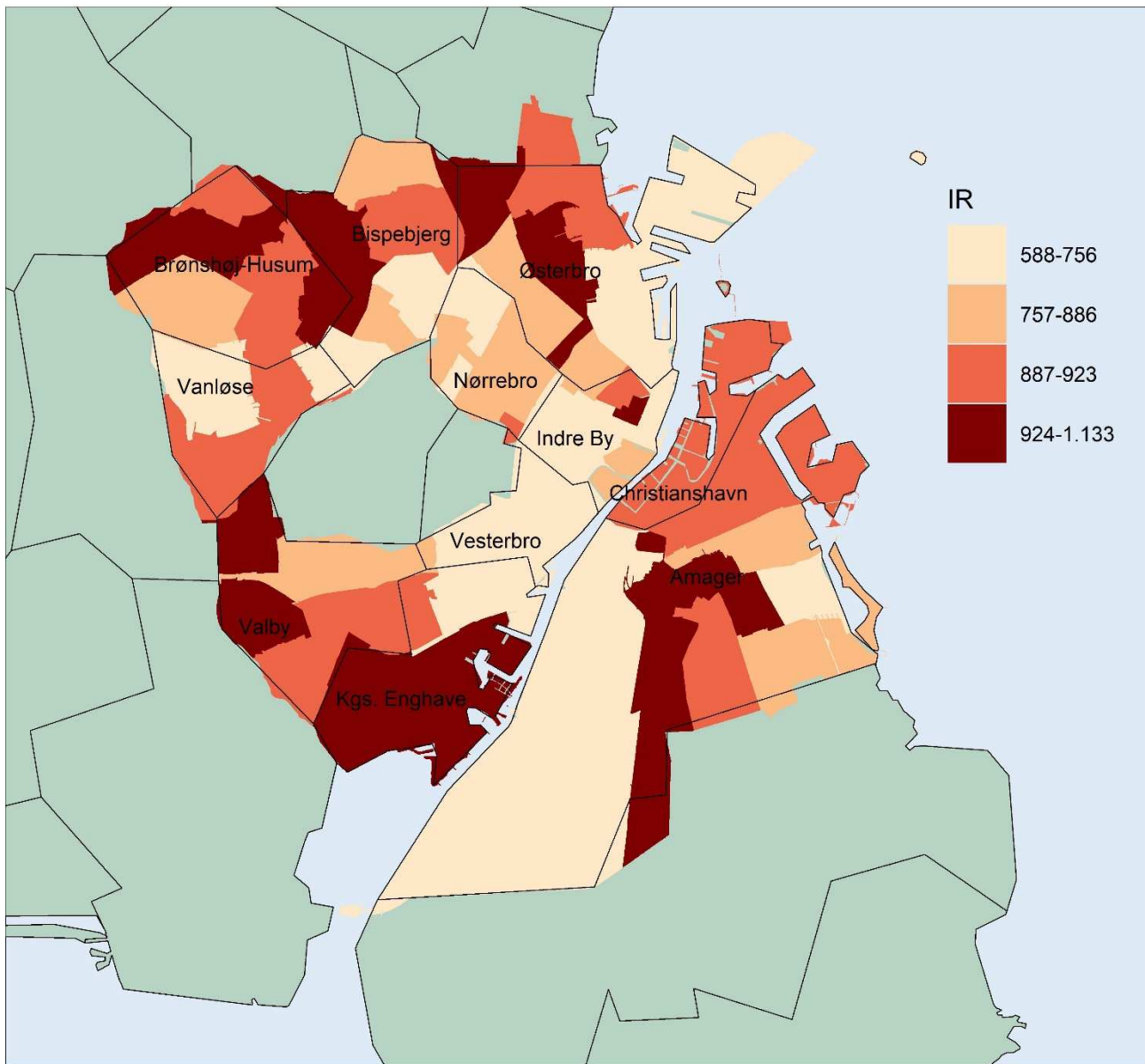
Figur 5.2 illustrerer fordelingen af nye tilfælde af astma blandt børn på 6-15 år i 2017-2019 i Københavns Kommune. Incidensraten varierer mellem 231 og 1.270 per 100.000 børn om året. Kortet viser, at en høj incidensrate af astma blandt børn på 6-15 år er usystematisk fordelt, dog er raten høj i det meste af Kgs. Enghave og områder i områder på Nørrebro og Østerbro.

Figur 5.3 Geografisk fordeling af nye tilfælde af astma per 100.000 personer om året blandt personer på 16 år eller derover i 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune



Figur 5.3 illustrerer fordelingen af nye tilfælde af astma i 2017-2019 blandt personer på 16 år eller derover i Københavns Kommune. Incidensraten varierer mellem 299 og 599 per 100.000 personer om året. Kortet viser, at incidensraten for astma blandt personer på 16 år eller derover er særligt højere i yderområderne af Københavns Kommune (Valby, Vanløse, Brønshøj-Husum og Bispebjerg, Amager) samt omkring Christianshavn.

Figur 5.4 Geografisk fordeling af nye tilfælde af KOL per 100.000 personer om året blandt personer på 30 år eller derover i 2017-2019, opdelt på sogne i Københavns Kommune.



Figur 5.4 illustrerer fordelingen af nye tilfælde af KOL i 2017-2019 i Københavns Kommune. Incidensraten varierer mellem 588 og 1.133 per 100.000 personer om året. Kortet viser, at incidensraten for KOL blandt personer på 30 år eller derover er højere i områder i Brønshøj-Husum, Bispebjerg og Østerbro samt i områder i Valby, Kgs. Enghave og Amager.

Opsummering

Den geografiske fordeling af incident astma blandt børn og voksne samt KOL blandt voksne i Københavns Kommune viser, at disse grupper af borgere er bosat forskellige steder i byen.

Områder med en høj incidensrate af astma blandt børn er usystematisk fordelt i byen, og høj-incidende områder er forskellige for hhv. børn på 0-5 år og 6-15 år. Hvor der for børn bl.a. er en høj incidensrate af astma i områder på Nørrebro og Østerbro, er incidensraten af astma blandt voksne særligt højere i yderområderne af Københavns Kommune (Valby, Vanløse, Brønshøj-Husum, Bispebjerg og Amager) samt omkring Christianshavn. Det samme ses for incidente tilfælde af KOL; en højere incidensrate omkring Brønshøj-Husum, Bispebjerg og Østerbro samt i områder i Valby, Kgs. Enghave og Amager.

6 Sammenhængen mellem luftforurening og luftvejslidelser

I dette kapitel belyses først sociodemografiske karakteristika af borgere med bopæl i Københavns Kommune i 2017-2019. Derefter belyses sammenhænge mellem henholdsvis luftforurening og astma blandt børn og astma og KOL blandt voksne. Analyserne er foretaget på individniveau og justeret for blandt andet alder.

6.1 Borgernes sociodemografiske karakteristika

Studiepopulationen anvendt i denne rapport er baseret på registeroplysninger. For at få indblik i, hvad der karakteriserer studiepopulationen, beskrives her deres sociodemografiske karakteristika i forhold til køn, alder, særligt sårbare grupper og uddannelsesniveau.

Tabel 6.1.1 Sociodemografiske karakteristika blandt borgere i Københavns Kommune

	2017		2018		2019	
	antal	%	antal	%	antal	%
Køn						
Kvinder	304.833	50,6	310.422	50,6	315.482	50,6
Mænd	297.642	49,4	302.862	49,4	307.917	49,4
Alder						
Børn (0-5 år)	45.071	7,5	45.501	7,4	45.953	7,4
Unge (6-15 år)	51.819	8,6	52.924	8,6	53.953	8,7
Voksne (16-64 år)	443.534	73,7	451.841	73,7	459.298	73,7
Ældre (65+ år)	62.051	10,3	63.018	10,3	64.195	10,3
Tilstande						
Gravide	15.453	2,6	14.043	2,3	16.479	2,6
Kronisk sygdom	193.541	32,1	189.939	31,0	186.932	30,0
Uddannelsesgruppe						
Grundskole	96.202	16,0	96.719	15,8	95.361	15,3
Erhvervsfaglig/gymnasial uddannelse	176.720	29,3	182.231	29,7	181.807	29,2
Videregående uddannelse	273.905	45,5	316.879	51,7	328.702	52,7
Uoplyst	55.648	9,2	17.455	2,8	17.529	2,8

I tabel 6.1.1 præsenteres de sociodemografiske karakteristika for studiepopulationen i perioden 2017-2019. Det fremgår, at fordelingen af køn, aldersgrupper, uddannelsesniveau samt gravide og personer med kronisk sygdom i 2017 overordnet svarer til fordelingerne i 2018 og 2019, hvilket betyder, at populationen i de tre år er sammenlignelige.

Fordelingen af køn er ligelig mellem kvinder og mænd (50,6 % vs. 49,4 %). Den største populationsgruppe er de voksne (73,7 %), børn udgør 16,0 % og ældre 10,3 %. Personer med kronisk sygdom og gravide udgør hhv. 30,0 % - 32,1 % og 2,3 % - 2,6 % af populationen. Omkring halvdelen af populationen har en videregående uddannelse som længst fuldførte uddannelse, knap 30 % har en erhvervsfaglig/gymnasial uddannelse, og omkring 16 % har grundskole som længst fuldførte uddannelse.

6.2 Sammenhængen mellem luftforurening og astma hos børn

I dette afsnit belyses sammenhængen mellem luftforurening og astma hos børn separat for de to luftforureningskomponenter BC og NO₂.

Tabel 6.2.1 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og incidensrate ratio (IRR) af astma fordelt på eksponeringsniveau af black carbon (BC) for børn på hhv. 0-5 år og 6-15 år i 2017-2019

	Børn 0-5 år				Børn 6-15 år			
	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
BC, µg/m³								
0,7-0,850	424	1.285	1,00		212	485	1,00	
0,851-0,9	473	1.460	1,10	(0,97-1,26)	166	437	0,90	(0,73-1,10)
0,901-2,9	886	1.453	1,09	(0,97-1,22)	342	509	1,05	(0,88-1,24)

§IRR er justeret for køn, alder, forældres længst fuldførte uddannelse og forældres astmastatus

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.2.1 viser sammenhængen mellem eksponering for BC og antallet af nye tilfælde af astma blandt børn på henholdsvis 0-5 år og 6-15 år i perioden 2017-2019.

Blandt 0-5-årige, som er eksponeret for 0,7-0,850 µg/m³, er der 1.285 nye tilfælde af astma om året per 100.000 børn, mens der er henholdsvis 1.460 og 1.453 nye tilfælde af astma om året per 100.000 børn eksponeret for 0,851-0,9 og 0,901-2,9 µg/m³.

Blandt 6-15-årige eksponeret for 0,7-0,850 µg/m³ er der 485 nye tilfælde af astma om året per 100.000 børn, mens der er 437 og 509 nye tilfælde om året per 100.000 børn eksponeret for henholdsvis 0,851-0,9 og 0,901-2,9 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for BC og incidensraten af astma blandt børn er ikke statistisk signifikant for hverken børn på 0-5 år eller 6-15 år, når der er justeret for køn, alder, forældres længst fuldførte uddannelse og forældres astmastatus.

Tabel 6.2.2 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og incidensrate ratio (IRR) af astma fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for børn på 0-5 år samt 6-15 år i 2017-2019

	Børn 0-5 år				Børn 6-15 år			
	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
NO₂, µg/m³								
9-12	277	1.194	1,00		125	395	1,00	
12,1-15	569	1.465	1,20*	(1,04-1,38)	236	499	1,26*	(1,01-1,56)
15,1-52	879	1.474	1,18*	(1,03-1,35)	338	524	1,33*	(1,08-1,63)

§IRR er justeret for køn, alder, forældres længst fuldførte uddannelse og forældres astmastatus

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.2.2 viser sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og antallet af nye tilfælde af astma blandt børn på henholdsvis 0-5 år og 6-15 år i perioden 2017-2019.

Blandt 0-5-årige, som er eksponeret for 9-12 µg/m³, er der 1.194 nye tilfælde af astma om året per 100.000 børn, mens der er henholdsvis 1.465 og 1.474 nye tilfælde om året per 100.000 børn eksponeret for 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³.

Blandt 6-15-årige, som er eksponeret for 9-12 µg/m³, er der 395 nye tilfælde af astma om året per 100.000 børn, mens der er 499 og 524 nye tilfælde af astma om året per 100.000 børn eksponeret for henholdsvis 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og incidensraten af astma er statistisk signifikant for både børn på 0-5 år og 6-15 år justeres for køn, alder, forældres længst fuldførte uddannelse og forældres astmastatus. Der er hhv. 20 % og 18 % flere incidente astmatilfælde blandt 0-5-årige, når børnene har været eksponeret for 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³, sammenlignet med børn eksponeret for 9-12 µg/m³ NO₂. For 6-15-årige er der hhv. 26 % og 33 % flere tilfælde.

6.3 Sammenhængen mellem luftforurening og astma hos voksne

I dette afsnit belyses sammenhængen mellem luftforurening og astma hos voksne separat for de to luftforureningskomponenter BC og NO₂. For begge luftforureningskomponenter analyseres sammenhængen for alle voksne (16+ år), gravide, personer med kronisk sygdom og ældre (65 eller derover år).

6.3.1. Black carbon (BC)

Tabel 6.3.1.1 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af astma fordelt på eksponeringsniveau af black carbon (BC) for voksne på 16 år eller derover i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
BC, µg/m³				
0,7-0,850	1.405	450	1,00	
0,851-0,9	1.598	472	1,07	(0,99-1,15)
0,901-2,9	2.926	458	1,06	(0,99-1,13)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.3.1.1 viser sammenhængen mellem eksponering for BC og antallet af nye tilfælde af astma blandt voksne på 16 år eller derover i perioden 2017-2019.

Blandt voksne på 16 år eller derover, som er eksponeret for 0,7-0,850 µg/m³, er der 450 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer, mens der er 472 og 458 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 0,851-0,9 og 0,901-2,9 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for BC og incidensraten af astma blandt voksne er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.3.1.2 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af astma fordelt på eksponeringsniveau af black carbon (BC) for gravide i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§] (95 % CI)	(95 % CI)
BC, µg/m³				
0,7-0,850	36	423	1,00	
0,851-0,9	45	439	1,04	(0,68-1,62)
0,901-2,9	97	477	1,14	(0,76-1,67)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.3.1.2 viser sammenhængen mellem eksponeringsniveau for BC og antallet af nye tilfælde af astma blandt gravide i perioden 2017-2019.

Blandt gravide, som er eksponeret for 0,7-0,850 µg/m³, er der 423 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer, mens der er 439 og 477 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 0,851-0,9 og 0,901-2,9 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for BC og incidensraten af astma blandt gravide er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.3.1.3 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af astma fordelt på eksponeringsniveau af black carbon (BC) for personer med kronisk sygdom i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
BC, µg/m³				
0,7-0,850	854	866	1,00	
0,851-0,9	888	889	1,03	(0,94-1,13)
0,901-2,9	1.610	917	1,06	(0,98-1,16)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.3.1.3 viser sammenhængen mellem eksponeringsniveau for BC og antallet af nye tilfælde af astma blandt personer med kronisk sygdom i perioden 2017-2019.

Blandt personer med kronisk sygdom, som er eksponeret for 0,7-0,850 µg/m³, er der 866 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer, mens der er 889 og 917 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 0,851-0,9 og 0,901-2,9 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for BC og incidensraten af astma blandt personer med kronisk sygdom er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.3.1.4 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af astma fordelt på eksponeringsniveau af black carbon (BC) for ældre på 65 år eller derover i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
BC, µg/m³				
0,7-0,850	271	630	1,00	
0,851-0,9	303	717	1,14	(0,97-1,34)
0,901-2,9	472	711	1,12	(0,97-1,30)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.3.1.4 viser sammenhængen mellem eksponering for BC og antallet af nye tilfælde af astma blandt ældre på 65 år eller derover i perioden 2017-2019.

Blandt ældre på 65 år eller derover, som er eksponeret for 0,7-0,850 µg/m³, er der 630 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer, mens der er 717 og 711 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 0,851-0,9 og 0,901-2,9 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for BC og incidensraten af astma blandt ældre på 65 år eller derover er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

6.3.2. Kvælstofdioxid (NO₂)

Tabel 6.3.2.1 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af astma fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for voksne på 16 år eller derover i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
NO₂, µg/m³				
9-12	989	485	1,00	
12,1-15	1.882	468	1,00	(0,93-1,08)
15,1-52	2.849	443	0,97	(0,91-1,05)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.3.2.1 viser sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og antallet af nye tilfælde af astma blandt voksne på 16 år eller derover i perioden 2017-2019.

Blandt voksne på 16 år eller derover, som er eksponeret for 9-12 µg/m³, er der 485 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer, mens der er 468 og 443 nye tilfælde om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og incidensraten af astma blandt voksne på 16 år eller derover er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.3.2.2 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af astma fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for gravide i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
NO₂, µg/m³				
9-12	27	527	1,00	
12,1-15	46	387	0,74	(0,46-1,20)
15,1-52	99	475	0,92	(0,60-1,40)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.3.2.2 viser sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og antallet af nye tilfælde af astma blandt gravide i perioden 2017-2019.

Blandt gravide, som er eksponeret for 9-12 µg/m³, er der 527 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer, mens der er 387 og 475 nye tilfælde om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og incidensraten af astma blandt gravide er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.3.2.3 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af astma fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for personer med kronisk sygdom i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
NO₂, µg/m³				
9-12	587	876	1,00	
12,1-15	1.068	903	1,04	(0,94-1,15)
15,1-52	1.582	900	1,03	(0,94-1,14)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelsesniveauer

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.3.2.3 viser sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og antallet af nye tilfælde af astma blandt personer med kronisk sygdom i perioden 2017-2019.

Blandt personer med kronisk sygdom, som er eksponeret for 9-12 µg/m³, er der 876 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer, mens der er 903 og 900 nye tilfælde om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og incidensraten af astma blandt personer med kronisk sygdom er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.3.2.4 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af astma fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for ældre på 65 år eller derover i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
NO₂, µg/m³				
9-12	202	689	1,00	
12,1-15	342	683	1,00	(0,84-1,19)
15,1-52	456	682	0,99	(0,84-1,17)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.3.2.4 viser sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og antallet af nye tilfælde af astma blandt ældre på 65 år eller derover i perioden 2017-2019.

Blandt ældre på 65 år eller derover, som er eksponeret for 9-12 µg/m³, er der 689 nye tilfælde af astma om året per 100.000 personer, mens der er 683 og 682 nye tilfælde om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og raten af nye tilfælde af astma blandt ældre på 65 år eller derover er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

6.4 Sammenhængen mellem luftforurening og KOL hos voksne

I dette afsnit belyses sammenhængen mellem luftforurening og KOL hos voksne separat for de to luftforureningskomponenter BC og NO₂. For hver af de to luftforureningskomponenter analyseres sammenhængen for alle voksne (30 år eller derover), gravide, personer med kronisk sygdom og ældre (65 år eller derover).

6.4.1. Black carbon (BC)

Tabel 6.4.1.1 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af KOL fordelt på eksponeringsniveau af black carbon (BC) for voksne på 30 år eller derover i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
BC, µg/m³				
0,7-0,850	1.681	840	1,00	
0,851-0,9	1.757	835	1,02	(0,96-1,09)
0,901-2,9	3.071	788	1,02	(0,96-1,08)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.4.1.1 viser sammenhængen mellem eksponering for BC og antallet af nye tilfælde af KOL blandt voksne på 30 år eller derover i perioden 2017-2019.

Blandt voksne på 30 år eller derover, som er eksponeret for 0,7-0,850 µg/m³, er der 840 nye tilfælde af KOL om året per 100.000 personer, mens der er 835 og 788 nye tilfælde af KOL om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 0,851-0,9 og 0,901-2,9 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for BC og incidensraten af KOL blandt voksne på 16 år eller derover er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.4.1.2 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af KOL fordelt på eksponeringsniveau af black carbon (BC) for personer med kronisk sygdom i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
BC, µg/m³				
0,7-0,850	864	1.429	1,00	
0,851-0,9	839	1.368	0,97	(0,88-1,06)
0,901-52	1.450	1.380	0,98	(0,90-1,07)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelsesniveau

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.4.1.2 viser sammenhængen mellem eksponering for BC og antallet af nye tilfælde af KOL blandt personer med kronisk sygdom i perioden 2017-2019.

Blandt personer med kronisk sygdom, som er eksponeret for 0,7-0,850 µg/m³, er der 1.429 nye tilfælde af KOL om året per 100.000 personer, mens der er 1.368 og 1.380 nye tilfælde af KOL om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 0,851-0,9 og 0,901-2,9 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for BC og incidensraten af KOL blandt personer med kronisk sygdom er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.4.1.3 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af KOL fordelt på eksponeringsniveau af black carbon (BC) for ældre på 65 år eller derover i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
BC, µg/m³				
0,7-0,850	619	1655	1,00	
0,851-0,9	629	1703	1,03	(0,93-1,16)
0,901-2,9	972	1693	1,03	(0,93-1,14)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelsesniveau

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.3.1.3 viser sammenhængen mellem eksponering for BC og antallet af nye tilfælde af KOL blandt ældre på 65 år eller derover i perioden 2017-2019.

Blandt ældre på 65 år eller derover, som er eksponeret for 0,7-0,850 µg/m³, er der 1.655 nye tilfælde af KOL om året per 100.000 personer, mens der er 1.703 og 1.693 nye tilfælde af KOL om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 0,851-0,9 og 0,901-2,9 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for BC og incidensraten af KOL blandt ældre på 65 år eller derover er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

6.4.2. Kvælstofdioxid (NO₂)

Tabel 6.4.2.1 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af KOL fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for voksne på 30 år eller derover i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
NO₂, µg/m³				
9-12	1.157	846	1,00	
12,1-15	2.061	822	1,02	(0,95-1,10)
15,1-52	3.037	788	1,02	(0,95-1,09)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelsesniveau

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.4.2.1 viser sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og antallet af nye tilfælde af KOL blandt voksne på 16 år eller derover i perioden 2017-2019.

Blandt voksne på 16 år eller derover, som er eksponeret for 9-12 µg/m³, er der 846 nye tilfælde af KOL om året per 100.000 personer, mens der er 822 og 788 nye tilfælde om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og incidensraten af KOL blandt voksne på 16 år eller derover er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.4.2.2 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af KOL fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for personer med kronisk sygdom i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
NO₂, µg/m³				
9-12	539	1.449	1,00	
12,1-15	986	1.359	0,97	(0,88-1,08)
15,1-52	1.448	1.373	0,98	(0,89-1,08)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelsesniveau

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.4.2.2 viser sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og antallet af nye tilfælde af KOL blandt personer med kronisk sygdom i perioden 2017-2019.

Blandt personer med kronisk sygdom, som er eksponeret for 9-12 µg/m³, er der 1.449 nye tilfælde af KOL om året per 100.000 personer, mens der er 1.359 og 1.373 nye tilfælde om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og incidensraten af KOL blandt personer med kronisk sygdom er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Tabel 6.4.2.3 Antal nye tilfælde, antal nye tilfælde per 100.000 person-år (PY) og IRR (incidensrate ratio) af KOL fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for ældre på 65 år eller derover i 2017-2019

	Antal nye tilfælde	Antal nye tilfælde per 100.000 PY	IRR [§]	(95 % CI)
NO₂, µg/m³				
9-12	416	1.632	1	
12,1-15	742	1.701	1,06	(0,94-1,20)
15,1-52	975	1.684	1,05	(0,93-1,18)

§IRR er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelsesniveau

*IRR er statistisk signifikant

Tabel 6.4.2.3 viser sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og antallet af nye tilfælde af KOL blandt ældre på 65 år eller derover i perioden 2017-2019.

Blandt ældre på 65 år eller derover, som er eksponeret for 9-12 µg/m³, er der 1.632 nye tilfælde af KOL om året per 100.000 personer, mens der er 1.701 og 1.684 nye tilfælde om året per 100.000 personer eksponeret for henholdsvis 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³.

Sammenhængen mellem eksponering for NO₂ og incidensraten af KOL blandt ældre på 65 år eller derover er ikke statistisk signifikant, når der er justeret for køn, alder og længst fuldførte uddannelse.

Opsummering

Der ses en statistisk signifikant sammenhæng mellem eksponering for NO₂ >12 µg/m³ og antallet af nye tilfælde af astma for både børn på 0-5 år og 6-15 år, når der er justeret for køn, alder, forældres længst fuldførte uddannelse og forældres astmastatus. Der er hhv. 20 % og 18 % flere incidente astmatilfælde blandt 0-5-årige, når børnene har været eksponeret for 12,1-15 og 15,1-52 µg/m³ sammenlignet med 9-12 µg/m³ NO₂. For 6-15-årige er der hhv. 26 % og 33 % flere tilfælde.

De resterende analyser finder ingen statistisk signifikante sammenhænge mellem hhv. BC, NO₂ og astma eller KOL. Flere analyser er dog på grænsen til at være signifikante, og det kan ikke udelukkes, at stikprøvestørrelsen er utilstrækkelig til at vise signifikante sammenhænge.

Referencer

- Andersen, Z. J. (2012). Health effects of long-term exposure to air pollution: An overview of major respiratory and cardiovascular diseases and diabetes. *Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly*, 18(4-2), 617-622. <https://doi.org/10.2298/CICEQ120110112J>
- Andersen, Z. J., & Pedersen, M. (2020). *Health Effects of Outdoor Air Pollution in Copenhagen*. Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab.
- Boogaard, H., Patton, A. P., Atkinson, R. W., Brook, J. R., Chang, H. H., Crouse, D. L., Fussell, J. C., Hoek, G., Hoffmann, B., Kappeler, R., Kutlar Joss, M., Ondras, M., Sagiv, S. K., Samoli, E., Shaikh, R., Smargiassi, A., Szpiro, A. A., Van Vliet, E. D. S., Vienneau, D., . . . Forastiere, F. (2022). Long-term exposure to traffic-related air pollution and selected health outcomes: A systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 164, 107262. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107262>
- Ellermann, T., Khan, J., Ketzel, M., Jensen, S. S., & Hertel, O. (2021). *Air View Data on the spatial variability of air pollution in Copenhagen*. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.
- Ellermann, T., Nordstrøm, C., & Sørensen, M. O. B. (2021). *Corona- nedlukningens indflydelse på luftkvaliteten i Danmark i 2020*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Ellermann, T., Nordstrøm, C., Sørensen, M. O. B., & Massling, A. (2021). *Status for måling af luftkvalitet i 2020*.
- Helweg-Larsen, K. (2011). The Danish Register of Causes of Death. *Scand J Public Health*, 39(7 Suppl), 26-29. <https://doi.org/10.1177/1403494811399958>
- 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*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Jensen, S. S., Brandt, J., Ketzel, M., Ellermann, T., Nielsen, O. K., Plejdrup, M. S., Winther, M., Andersen, M. S., & Sigsgaard, T. (2021). *Helbredseffekter af black carbon i Københavns Kommune*. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Jensen, S. S., Brandt, J., Ketzel, M., Ellermann, T., Nielsen, O. K., Plejdrup, M. S., Winther, M., Andersen, S. M., & Sigsgaard, T. (2021). *Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi
- Jensen, V. M., & Rasmussen, A. W. (2011). Danish Education Registers. *Scand J Public Health*, 39(7 Suppl), 91-94. <https://doi.org/10.1177/1403494810394715>

- Kerckhoffs, J., Khan, J., Hoek, G., Yuan, Z., Ellermann, T., Hertel, O., Ketzel, M., Jensen, S. S., Meliefste, K., & Vermeulen, R. (2022). Mixed-Effects Modeling Framework for Amsterdam and Copenhagen for Outdoor NO₂ Concentrations Using Measurements Sampled with Google Street View Cars. *Environmental Science & Technology*, 56(11), 7174-7184. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c05806>
- Kerckhoffs, J., Khan, J., Hoek, G., Yuan, Z., Hertel, O., Ketzel, M., Jensen, S. S., Al Hasan, F., Meliefste, K., & Vermeulen, R. (2022). Hyperlocal variation of nitrogen dioxide, black carbon, and ultrafine particles measured with Google Street View cars in Amsterdam and Copenhagen. *Environment International*, 170, 107575. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107575>
- Kildemoes, H. W., Sørensen, H. T., & Hallas, J. (2011). The Danish National Prescription Registry. *Scand J Public Health*, 39(7 Suppl), 38-41. <https://doi.org/10.1177/1403494810394717>
- Laird, N., & Olivier, D. (1981). Covariance Analysis of Censored Survival Data Using Log-Linear Analysis Techniques. *Journal of the American Statistical Association*, 76(374), 231-240. <https://doi.org/10.1080/01621459.1981.10477634>
- Li, J., Sun, S., Tang, R., Qiu, H., Huang, Q., Mason, T. G., & Tian, L. (2016). Major air pollutants and risk of COPD exacerbations: a systematic review and meta-analysis. *International Journal of Chronic Obstructive Pulmonary Disease*, 11, 3079-3091. <https://doi.org/10.2147/copd.S122282>
- Liu, Jørgensen, J. T., Ljungman, P., Pershagen, G., Bellander, T., Leander, K., Magnusson, P. K. E., Rizzuto, D., Hvidtfeldt, U. A., Raaschou-Nielsen, O., Wolf, K., Hoffmann, B., Brunekreef, B., Strak, M., Chen, J., Mehta, A., Atkinson, R. W., Bauwelinck, M., Varraso, R., . . . Andersen, Z. J. (2021). Long-term exposure to low-level air pollution and incidence of asthma: the ELAPSE project. *European Respiratory Journal*, 57(6), 2003099. <https://doi.org/10.1183/13993003.030992020>
- Lynge, E., Sandegaard, J. L., & Rebolj, M. (2011). The Danish National Patient Register. *Scandinavian journal of public health*, 39(7_suppl), 30-33. <https://doi.org/10.1177/1403494811401482>
- Orellano, P., Quaranta, N., Reynoso, J., Balbi, B., & Vasquez, J. (2017). Effect of outdoor air pollution on asthma exacerbations in children and adults: Systematic review and multilevel meta-analysis. *PLoS One*, 12(3), e0174050. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174050>
- Pedersen, C. B. (2011). The Danish Civil Registration System. *Scandinavian journal of public health*, 39(7_suppl), 22-25. <https://doi.org/10.1177/1403494810387965>
- Region Hovedstaden. (2021). *Sundhedsprofil 2021 - sundhedsadfærd og risikofaktorer. Københavns Kommune - tal for 2021*. <https://www.regionh.dk/til-fagfolk/Sundhed/Sundhedsprofilen/Resultater/Documents/Faktaark%202021/faktaark%2021%20K%c3%b8benhavn.pdf>

Source for Copenhagen and Amsterdam Data: Utrecht University & Google. (2021). via Google Environmental Insights Explorer (november, 2022).

WHO. (2021). *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization.
<https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>

WHO. (2022a). *Health impact*. Retrieved 10/11/2022 from <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/health-impacts>

WHO. (2022b). *Types of pollutants*. Retrieved 10/11/2022 from <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/health-impacts/types-of-pollutants>

Bilag 1: Koder for diagnoser og lægemidler

Tabel B.1 Koder for diagnoser og lægemidler anvendt i rapporten

Diagnose	ICD-10	ATC	Definition	Kilde
Luftvejslidelser				
KOL	J44* som A-diagnose J96* som A-diagnose i kombination med J44* som B-diagnose J13*-J18* som A-diagnose i kombination med J44* eller J96* som B-diagnose	R03A*, R03B* Indikationskode 379 og 464	Diagnose (ICD) eller mindst to indløste recepter (ATC). Dato for 2. receptindlevering benyttes som eventdato. Der benyttes kun receptindløsninger og diagnoser, hvor personen er fyldt 30 år.	I
Astma (hos voksne)	J45*, J46* (A- og B-diagnoser)	R03DC03, R03AL12 Alle recepter med indikationskoder 202 (mod astma), 203 (ved forebyggelse af astma), 822 (mod eosinofil astma), 1018 (mod akut forværring af astma)	Diagnose (ICD) eller mindst to indløste recepter (ATC). Dato for 2. receptindløsning benyttes som eventdato.	I, II
Astma (hos børn)	J45*, J46* (A- og B-diagnoser)	Indikationskoder 202 (mod astma), 203 (ved forebyggelse af astma), 822 (mod eosinofil astma), 1018 (mod akut forværring af astma) R03DC03, R03AL12	Diagnose (ICD) eller mindst to indløste recepter (ATC). Dato for 2. receptindlevering benyttes som eventdato. 6-15 år: prævalente tilfælde før 6-årsalderen ekskluderes ikke og kan derfor defineres som incident tilfælde igen i denne alderskategori. Det skyldes vanskeligheden i at skelne mellem astma og astmatisk bronkitis blandt børn <6 år.	I, II

Diagnose	ICD-10	ATC	Definition	Kilde
Graviditet				
Gravide	Z34* Kvinder med minimum én kontakt per år i studieperioden. Kvinder, som er gravide flere gange, tæller derfor med flere år.	-	ICD	
Kroniske sygdomme				
Demens	F00*, F01*, F02*, F03*, G30*, G318*, G319*, G310B*, G310E* (A- og B-diagnoser)	N06D*	Mindst to indløste recepter (ATC). Dato for 2. receptindlevering benyttes som eventdato.	II
Depression	F32*, F33*, F341*, F0632* (A- og B-diagnoser)	N06A* og indikationskode 168	Mindst to indløste recepter (ATC). Dato for 2. receptindlevering benyttes som eventdato.	III
Diabetes	E10*, E11* (A- og B-diagnoser)	A10A*, A10B* (undtaget A10AE56 og A10BJ02)	Mindst to indløste recepter (ATC). Dato for 2. receptindlevering benyttes som eventdato.	II
Hjertekar-sygdom	I* (A- og B-diagnoser)			
Kræft	C* (A- og B-diagnoser)			
Leddegigt	M05*, M06* (A- og B-diagnoser)	Recepter med indikationskoder: 147. 402, 641	Mindst to indløste recepter (ATC). Dato for 2. receptindlevering benyttes som eventdato.	II
Osteoporose	M80*, M81*, M82* (A- og B-diagnoser)	M05BA01, M05BA04, M05BA06, M05BA07, M05BB01, M05BB03, M05BX03, M05BX04, G03Xc01, H05AA02, H05AA03	Mindst to indløste recepter (ATC). Dato for 2. receptindlevering benyttes som eventdato.	II
Svær psykisk lidelse	F20*, F21*, F22*, F25*, F28*, F29*, F30*, F31* (A- og B-diagnoser)			III

* Inkluderer alle underkoder

I Kirkegaard AM, Kloster S, Davidsen M, Christensen AI, Vestbo J, Nielsen NS, Ersbøll AK, Gunnarsen L. The Association between Perceived Annoyances in the Indoor Home Environment and Respiratory Infections: A Danish Cohort Study with up to 19 Years of Follow-Up. *Int J Environ Res Public Health*. 2023;20(3):1911.

II Sundhedsdatastyrelsen. Algoritmer for udvalgte kroniske sygdomme og svære psykiske lidelser. København, 2018.

III Hvidberg MF, Johnsen SP, Glümer C, Petersen KD, Olesen AV, Ehlers L. Catalog of 199 register-based definitions of chronic conditions. *Scand J Public Health*. 2016;44(5):462-79.

Bilag 2: Variabelbeskrivelse

Table B.2.1 Oversigt over inddeling af alder

Kategori	Aldersinddeling, år
Børn	
0-5 år	0-2
	3-5
6-15 år	6-10
	11-15
Voksne	16-29
	30-39
	40-49
	50-59
Ældre (65+)	60-69
	70-79
	80+

Table B.2.2 Oversigt over inddeling af uddannelsesniveau efter hovedområde (DISCED-15)

DISCED hovedområde			
Kategori	Beskrivelse	Eksempel	Uddannelseslængde, år
Grundskole	Grundskole		≤9
Erhvervsfaglig/gymnasial uddannelse	Gymnasiale uddannelser		10-12
	Erhvervsfaglige		
Videregående uddannelse	Korte videregående uddannelser	Fx erhvervsakademi	13-14
	Mellemlange videregående uddannelser	Fx pædagog, folkeskolelærer, tandplejer	15-16
	Bacheloruddannelser		15-16
	Lange videregående uddannelser Ph.d. og forskeruddannelse	Fx kandidat	≥17
Uoplyst	Uoplyst		

Uddannelse er defineret ved længst fuldførte uddannelse på baggrund af data fra Uddannelsesregisteret. For personer under 21 år er forældrenes uddannelsesniveau anvendt.

Bilag 3: Eksponeringsvariabel

Tabel B.3 Incidensrate ratio (IRR) af astma fordelt på eksponeringsniveau af kvælstofdioxid (NO₂) for børn på 0-5 år i 2017-2019

NO ₂ i 3 kategorier		NO ₂ i 5 kategorier		NO ₂ som kontinuert variabel	
NO ₂ , µg/m ³	IRR [§] (95 % CI)	NO ₂ , µg/m ³	IRR [§] (95 % CI)	NO ₂ , µg/m ³	IRR [§] (95 % CI)
9.0-12.0	1 (ref)	9.0-12.0	1 (ref)	#	1.03 (0.99-1.08)
12,1-15.0	1,20* (1,04-1,38)	12.1-14.0	1,16 (0,99-1,35)		
15,1-52.0	1,18* (1,03-1,35)	14.1-17.0	1,20* (1,04-1,38)		
		17.1-24.0	1.20* (1.03-1.39)		
		24.1-52.0	1.22* (1.00-1.49)		

[§]IRR er justeret for køn, alder, forældres længst fuldførte uddannelse og forældres astmastatus

*IRR er statistisk signifikant

#NO₂ som en kontinuert variable, IRR er beregnet for en stigning i NO₂ på 5µg/m³

I denne rapport er sammenhængen mellem eksponering for hhv. NO₂ og BC og incident astma og KOL analyseret med NO₂ og BC som kategoriske variable. Dette skyldes, at sammenhængene ikke er lineære. I Tabel B.3 er analysen illustreret med NO₂ inddelt i 3 kategorier, i 5 kategorier og som kontinuert variabel for incident astma blandt børn 0-5 år, som eksempel.

Med NO₂ inddelt i 5 grupper ses det, at IRR stiger for de 3 første kategorier, men herefter er der ingen forskel i IRR mellem de 3 højeste kategorier. Dette illustrerer, at sammenhængen mellem NO₂ og incident astma blandt børn på 0-5 år ikke er lineær. Analysen er derfor i rapporten foretaget med hhv. NO₂ og BC inddelt i 3 kategorier.

Measurements of Ultrafine Particles at Facades in Copenhagen



Measurements of Ultrafine Particles at Facades in Copenhagen

Description and comparison to Google Air View Data



Scientific Report

2023

Prepared by the Environmental Epidemiology Group

University of Copenhagen

Measurements of Ultrafine Particles at Facades in Copenhagen

Marie L. Bergmann

Zorana J. Andersen

Steffen Loft

Thomas Cole-Hunter

Youn-Hee Lim

Heresh Amini

Section of Environmental Health

Department of Public Health

University of Copenhagen

March 2023

Photo on title page: Branislav Nenin

Table of Contents

List of abbreviations	1
1. Introduction	2
2. Google Air View-based mixed model for UFP in Copenhagen	4
2.1 Methods	4
2.2 Results.....	4
3. Facade measurements of UFP in Copenhagen.....	6
3.1 Methods	6
3.2 Results.....	11
4. Comparison of UFP based on Google Air View and facade measurements	16
4.1 Methods	16
4.2 Results.....	17
5. Discussion	22
6. Conclusions	28
Acknowledgements	28
References.....	30

List of abbreviations

AMean-PNC Annual mean PNC at residential sites

CAV Copenhagen Air View Data

DiSCmini Handheld nanoparticle counter 'DiSCmini', manufactured by Testo

LUR Land-use regression

NO₂ Nitrogen dioxide

PM Particulate matter (particles)

PM_{2.5} Particulate matter of diameter <2.5 µm

PNC Particle number concentration

SD Standard deviation

SMPS Scanning Mobility Particle Sizer

UFP Ultrafine particles

WHO World Health Organization

Report requested by the City of Copenhagen

Københavns Kommune, Sundheds- og Omsorgsforvaltningen

May 2023

1. Introduction

Ambient air pollution is a threat to human health worldwide, being responsible for more than six million premature deaths every year (1), and 4,200 premature deaths in Denmark (2). Health effects of air pollution include an increased risk of illness and death from ischemic heart disease, lung cancer, chronic obstructive pulmonary disease, lower-respiratory infections, stroke, type 2 diabetes, and adverse birth outcomes (3). Extensive research has been conducted especially on the health burden related to particulate matter of diameter $<2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) (3,4), whereas increasing evidence today suggests that ultrafine particles (diameter $<0.1 \mu\text{m}$, UFP) may contribute significantly to this burden (5,6). Their increased toxicity is related to their large surface-area-to-mass ratio and their ability to carry relatively large quantities of potentially toxic compounds per unit volume (7). Moreover, UFPs' small size allows them to penetrate deep into the lungs and translocate into the bloodstream, reaching the body's different organs, and causing oxidative stress and inflammation, which are both associated with cardiovascular and respiratory diseases (8).

Unlike larger particles such as $\text{PM}_{2.5}$, UFP are not regulated or commonly monitored. They contribute little to particle mass concentration, the most widely used particle metric for particulate matter, and are thus not captured by routine monitoring. Instead, UFP are commonly measured as total particle number concentration (PNC), defined as the total number of particles per unit volume of air, which is dominated by particles in the ultrafine range (9). Within populated areas, sources of UFP are mainly of anthropogenic nature, related to the combustion of fossil- and biofuels as well as biomass, with road traffic being the most dominant source in urban areas, along with industrial sources, power plants, residential heating and biomass burning (9). Life spans of UFP in the air are shorter and exposure typically fluctuates more than for $\text{PM}_{2.5}$, with temporal variation and substantial differences between locations within the same city. Concentrations with the closest proximity to a source can be multiple times higher compared to those of urban background levels, but progressively revert to background levels in a short distance away from the source (10,11). In urban areas, mean background UFP

concentrations of around 10,000 pt/cm³ can be expected, while hourly mean concentrations can reach 20,000 pt/cm³ (11).

Fine scale exposure data, ideally reflecting long-term mean concentrations at people's homes, is needed for epidemiological studies on the health effects of air pollution. Land-use regression (LUR)-modeling is a common method for exposure assessment of air pollutants, which has recently increasingly be used for modelling UFP (12–20). Typically, LUR-models are developed based on a network of monitoring sites and a set of predictor variables from Geographic Information Systems (GIS) explaining variations in observed concentrations (21). A recent study by Kerckhoffs, Khan and colleagues (22) developed a mixed-effects model, called Copenhagen Air View Data (CAV), for street-level PNC in Copenhagen, using a combination of week-day and day-time repeated mobile monitoring by a Google Street View car from October 2018 to March 2020 in Copenhagen, and LUR-methods. This model adds a valuable additional contribution to existing knowledge on the spatial distribution of UFP in the Copenhagen area from monitoring and modelling (23,24). While its fine resolution and extensive mobile monitoring make the CAV-model attractive for possible utilization in epidemiological studies, if this model is to be used for residential exposure assessment, it is necessary first to evaluate its performance using residential measurements or comparison with other available model predictions. Previously, a national model developed for the Netherlands combining mobile monitoring with long-term regional background monitoring has shown good correlations with long-term external measurements (25). In Copenhagen, the CAV has previously been compared to UFP data from the Danish Air Quality Monitoring Program's monitoring stations, as well as to address-level estimations of UFP from a Danish dispersion model (26). While emphasizing the limited comparability due to different methods, the CAV-model seems to overestimate concentrations at fixed-site monitoring stations, while no correlation was found between CAV and dispersion model estimations of UFP throughout the city.

In this report, to further our understanding of the CAV-model before possibly using it in epidemiological studies, we aimed to compare CAV-modelled concentrations of UFP to the UFP concentrations reflecting people's exposure to UFPs at home, which we evaluated in a monitoring campaign of 37 residences in Copenhagen in two periods (warm and cold) during 2021-2022. In this report we first describe the CAV-model, our facade-level monitoring campaign, and UFP concentrations from these two approaches.

Google Air View-based mixed model for UFP in Copenhagen

2.1 Methods

A detailed description of the monitoring and modelling processes behind the CAV-model can be found elsewhere (22,27). In short, monitoring was done by a Google Street View car, which was equipped with fast-response air quality monitoring instruments, and monitored PNC at 1-second intervals on every street in Copenhagen, Frederiksberg and Tårnby municipalities from October 15, 2018, to March 15, 2020. The number of drive days per street segment ranged from 1 to 126, with a mean of 7 drive days per street segment. Monitoring was done between 08:00 and 22:00 h on weekdays, with most measurements between 10:00 and 16:00 h. PNC monitoring was done using a water-based CPC (EPC 3783, TSI) with a lower detection limit at 7 nm. First, a LUR-model was developed with an R^2 of 0.36. LUR-model predictors were several indicators of traffic intensity, area of airports in a 5,000-m buffer, area of ports in a 1,000-m buffer, area of industry in a 5,000-m buffer, and area of water in a 1,000-m buffer (22,27). The predictors of the LUR-model were then used as fixed effects in a mixed-effects model with random intercepts for all individual street segments (N=30,312). The data is available at <https://insights.sustainability.google/labs/airquality>.

2.2 Results

Figure 1 shows CAV-model predictions of PNC for all streets in Copenhagen, Frederiksberg and Tårnby municipalities. Predicted concentrations have a large range of 3,340 to 65,600 pt/cm^3 . Elevated concentrations are observed in the eastern part of Amager in the area around the airport, as well as on major roads, such as the E20 highway crossing Amager. Lowest concentrations are observed in residential areas away from major roads or the airport.

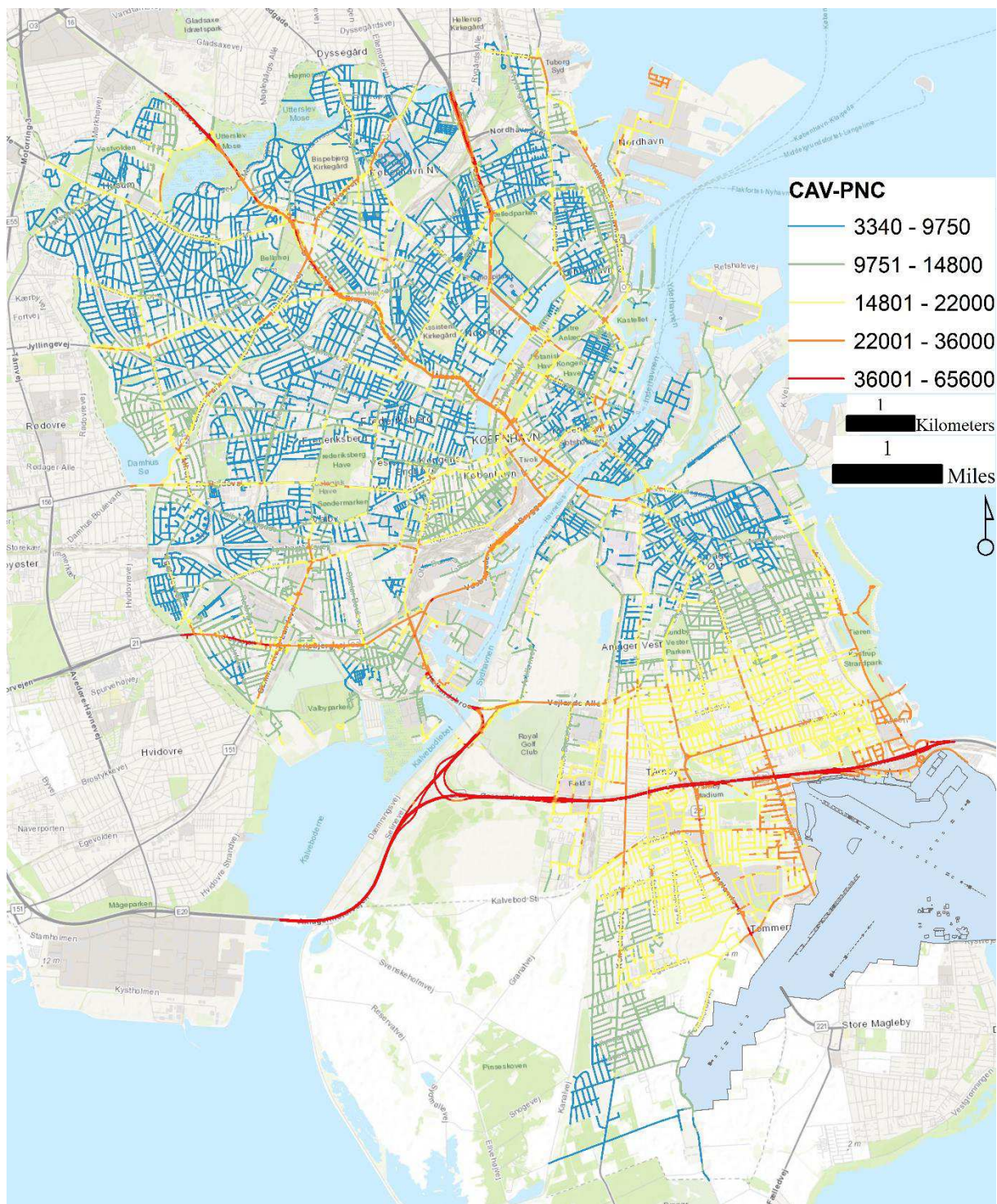


Figure 1. Spatial distribution of PNC on streets in Copenhagen, Frederiksberg and Tårnby municipalities based on CAV.

2. Facade measurements of UFP in Copenhagen

3.1 Methods

Measurement campaign

We conducted a measurement campaign of 37 residences in Copenhagen, Frederiksberg and Tårnby municipalities with an area of ca. 255 km² (Figure 2), and a reference site in central Copenhagen, from May 29, 2021, to May 29, 2022. Volunteers were recruited opportunistically, with a focus on a spatially representative distribution of locations across the study area. Measurements were done continuously at the reference site for about one year, and additionally across the 37 city-wide distributed residences either Monday-Thursday or Thursday-Monday (~72 hours), twice at each location in two campaigns. Campaign 1 was from July 08 to November 08, 2021, and Campaign 2 was from February 10 to May 29, 2022. The objective of having a reference site and two campaigns was to use the reference site for temporal adjustment of city-wide measurements to approximate the annual mean at each site, similar to other studies (28,29). The monitoring period was not significantly impacted by societal closures in response to the Covid-19-pandemic (30).

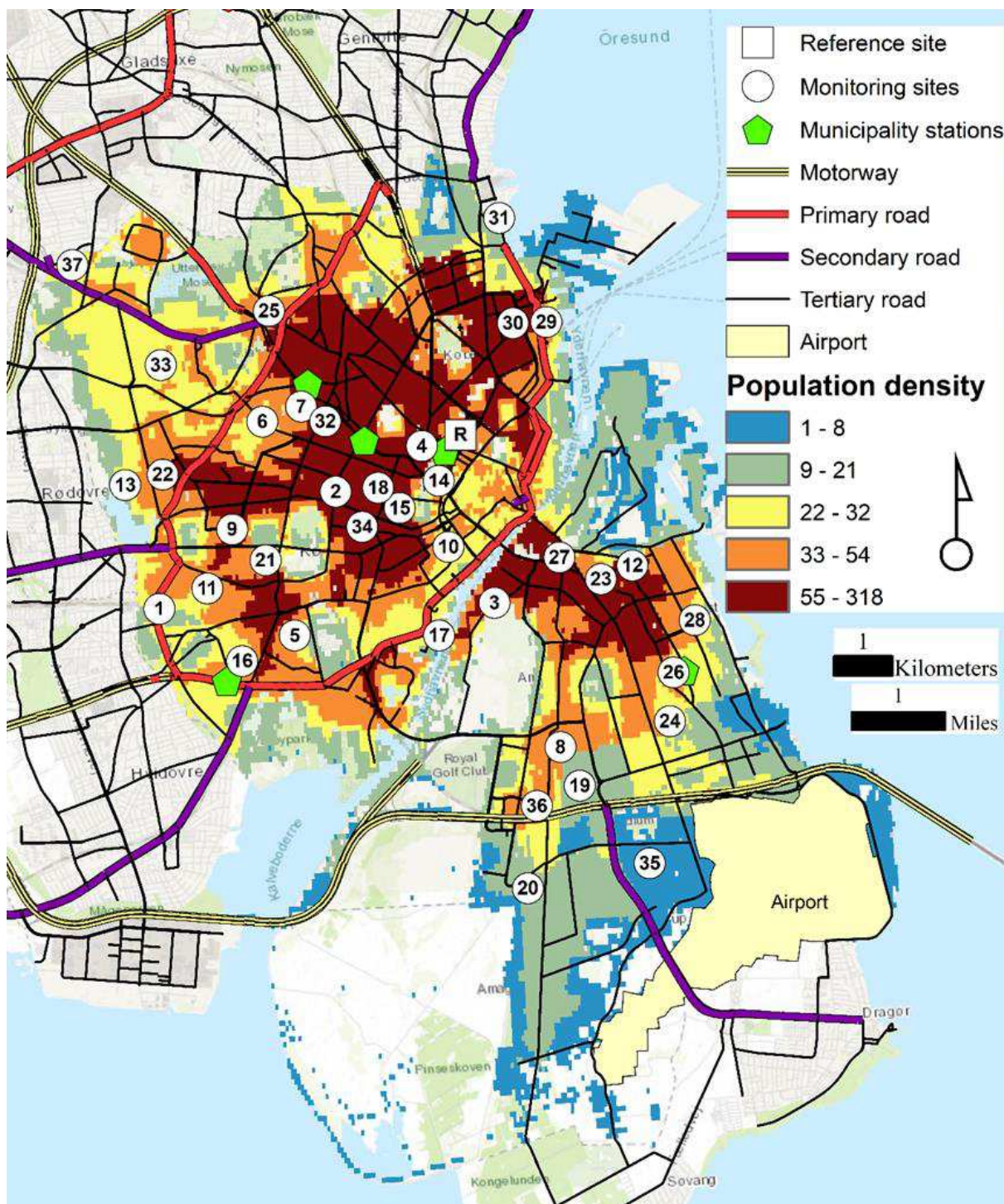


Figure 2. Location of 37 residential monitoring sites, reference site (“R”), and five municipality monitoring stations, with underlying colors indicating population density in the study area.

We used miniature diffusion size classifiers (‘DiSCmini’ [DM]; Testo SE & Co. KGaA, Germany) to measure PNC, as well as particle diameter in nanometers (nm), at 1-s intervals. The DM measures particles within a diameter range of 10–300 nm (modal diameter) with an impactor for particle size cut-off at 700 nm, and PNC range of 1,000 to 1,000,000 particles per cubic centimeter of air (pt/cm³). We additionally used a flexible, manufacturer-provided

polymer sampling tube as an extension between the instrument and impactor. The instruments were set up in weather-proof plastic boxes on windowsills or balconies, on ground or first floor level, or in house entrances, facing the street wherever possible, such as to represent concentrations immediately close to the residences (see Figure 3 for example setup). At the reference site, a DM monitored PNC and particle diameter continuously for one year (May 29, 2021, to May 29, 2022), located in a courtyard at a University of Copenhagen campus, mostly free from traffic contributions. The instrument was placed in a box attached to a building facade at about four meters height. Data of each measurement was stored as text files on SD cards and processed in manufacturer-provided computer software, where it was averaged to minute-intervals prior to further data cleaning.



Figure 3. Exemplary measurement setup at a volunteer's residence.

Meteorological information, as hourly means of temperature and relative humidity, was obtained from a monitoring site located in central Copenhagen. Monitoring of meteorological data at this site was discontinued after March 2022, thus meteorological data for the last two

months of our monitoring campaign (April and May) was obtained from the Danish Meteorological Institute.

Quality Assurance and Quality Control (QAQC)

A total of four DM instruments were used for this study, which were either newly purchased or recently calibrated. The manufacturer recommends annual calibration for DMs. However, since we operated them intensively, we sent them to Testo for re-calibration after Campaign 1, before using them again in Campaign 2.

According to manufacturer recommendation, ‘zero checks’ were performed immediately before and after DM measurements using a HEPA filter. Zero checks at the reference site were done weekly, including cleaning of the impactor, following the instrument manual. Protocols were in place in order to assure consistent instrument setup and operation.

To evaluate the accuracy of DM instruments, we co-located our instruments at a regulatory air quality monitoring station in central Copenhagen (H.C. Andersens Boulevard) on three occasions: one week directly after each of the two monitoring campaigns (“Co-location 1”: November 09-17, 2021, and “Co-location 2”: May 31-June 07, 2022), as well as an additional period of two weeks (“Co-location 3”: August 23-September 06, 2022). The regulatory monitoring station is equipped with a Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS), which counts particles with mobility diameters between 11 and 478 nm. The hourly mean PNC by DMs and SMPS were compared to examine the accuracy of DM measurements.

Furthermore, to evaluate the accuracy of our measurements at the reference site, we obtained publicly available data for the same year as our monitoring campaign (May 29, 2021-May 29, 2022) from five street-level monitoring stations by the municipality of Copenhagen (available at <https://erluftensund.kk.dk/maaling-og-maalestationer>), and compared our daily mean values with those from each of these five sites. The sites are located immediately next to streets (sidewalks) across the city (Figure 2), with low to high traffic intensity, ranging from 3,276 to 52,650 daily traffic counts. They report hourly PNC, using a GRIMM 5421 condensation particle counter (CPC) with a lower detection limit at 7 nm.

To evaluate the precision of DM instruments, we co-located the DMs and compared absolute levels of hourly mean PNC with each other at the regulatory monitoring station on the same

occasions as described above. We also assessed correlation of hourly means between DM instruments.

Lastly, we developed the following algorithm for data cleaning of minute-averaged data, inspired by previous studies (28), as well as recommendations for instrument operation by the DM manufacturer.

1. Remove data points if the particle diameter was outside manufacturer-given range of 10-300 nm.
2. Remove data points if the 1-minute average of PNC was outside manufacturer-given detection range of 1,000-1,000,000 pt/cm³.
3. Truncate the 1-minute averages of PNC to the 99th percentile of all data points (i.e., replace the values above 99th percentile by the 99th percentile value).
4. Remove data points if the instrument's flow was below 0.9.
5. Remove data points if values in the diffusion or filter stage were negative.
6. Remove data points if ambient hourly mean ambient air temperature exceeded 30°C or relative humidity exceeded 90%, which are outside of the manufacturer-given recommendations for optimal DM operation.

Statistical analysis

All analyses were done in R statistical software (v 4.1.1; R Core Team, Vienna, Austria) and ArcGIS (v 10.8.1; ESRI, Redlands, CA).

To approximate the annual mean of PNC (AMean-PNC) at each of the 37 sites using two short-term measurement campaigns, temporal adjustment was done using data of the reference site, according to commonly used ratio and difference methods (31,32). These methods are based on the assumption that the difference of annual means between two locations (i and j as examples) within a city typically remains similar throughout the year. If the annual mean is available at location i , and short-term samples are done in location j , the difference between the simultaneous measurements in these two locations should also remain similar. However, meteorology and other factors may affect this difference (or ratio), thus repeated samples in colder and warmer seasons (or across four seasons) are suggested.

We implemented a simulation with one-year data from five municipality monitoring stations to find the best temporal adjustment method. Equations 1 to 3 present formulas for a difference-, ratio-, and combined method for temporal adjustment. In equation 1 and 2, each site measurement from either campaign provided an estimate for annual mean PNC. As we had two

measurements at most sites, the two annual estimations provided by each temporal adjustment method were then averaged to provide a better estimation of the site’s annual mean. Based on our simulation, the combined method (Equation 3) performed best and was therefore used for temporal adjustment of our measurements. The main analyses were made only with the sites that had two valid measurements (in Campaign 1 and 2) and corresponding reference site values because our simulation showed that annual mean calculation based on one measurement can result in considerable error.

$$\text{Site (annual)}_{diff} = \text{Site (~72hours)} + \{\text{Reference (annual)} - \text{Reference (~72hours)}\} \quad (1)$$

$$\text{Site (annual)}_{ratio} = \text{Site (~72hours)} \times \{\text{Reference (annual)} \div \text{Reference (~72hours)}\} \quad (2)$$

$$\text{Site (annual)}_{comb} = 0.5 \times \{\text{Site (annual)}_{diff} + \text{Site (annual)}_{ratio}\} \quad (3)$$

Data from the three co-locations of DMs at a regulatory monitoring station was analyzed by applying the same data cleaning steps for DMs as described above and subsequently merging hourly means of DM and SMPS. We then applied Spearman’s correlation between DMs, as well as between DMs and SMPS. For comparison with our reference site, daily mean PNC from the five municipality monitoring stations was merged with daily means at the reference site, and Spearman’s correlation was assessed.

3.2 Results

Description of measurement campaign

During one year (May 29, 2021 to May 29, 2022), 7,567 hours of data were collected at the reference site, of which ~30% were subsequently removed during the data cleaning process. This was mostly related to instrument pump malfunctions for several weeks during summer (June and July) and a period of two weeks in December-January, where a software error made output files unreadable. At the residential monitoring sites, we collected 3,019 hours of data in Campaign 1, and 2,719 hours in Campaign 2, of which 11% and 13% were subsequently removed during data cleaning, respectively. While we started with 37 volunteer residences, we were only able to conduct two valid measurements at 27 sites (Table 1), with nine remaining sites having only one valid measurement. For five sites in Campaign 1, corresponding reference

data was not available for monitoring dates, due to problems with the instrument’s pump during some summer weeks. Additionally, five sites (one of them overlapping with the previously mentioned five sites) were not included in Campaign 2 due to different reasons, including construction of building facades or moving of the participants, leading to a final number of 36 sites, which had at least one valid measurement and corresponding ratio/difference to the reference site. Monitoring sites were located, on average, within 27 m from the nearest road with CAV measurements, within 161 m from major roads, and with daily traffic counts between 117 and 19,071. Eleven sites were located within a 5 km radius from the airport. Site measurements were mostly done facing the street (86% of sites) and on the ground floor (57%). The proportion of sites monitored either Monday-Thursday or Thursday-Monday was about equal in both campaigns. For more than half of the sites (60%), both measurements were done on the same combination of days of the week, while 40% of sites had one of each combination. For each monitoring site, the final dataset included 72 hours of data, on average, in Campaign 1, and 76 hours in Campaign 2, ranging between 31-103 and 47-98 hours of monitoring at individual sites per campaign, respectively. Hourly mean PNC at monitoring sites and reference site were well correlated, with Spearman’s correlation coefficients of 0.74 (25th-75th percentile: 0.62-0.85) and 0.73 (0.65-0.81) in Campaign 1 and 2, respectively. The mean temperature in Campaign 1 (July-November) was 14°C, and 8°C in Campaign 2 (February-May).

Table 1. Description of 37 residential measurement sites.

Site ID	N of valid measurements *	Traffic counts on nearest street**	Distance to major road (m)	Distance to CAV road (m)	Within airport vicinity (<5 km)	Floor number (0=ground floor)	Monitor facing street
Reference	N/A	23,868 (4)	85	83	No	1	No
1	2	16,146 (4)	91	22	No	0	Yes
2	2	17,250 (4)	17	20	No	1	Yes
3	1 (W)	12,051 (4)	19	16	Yes	0	Yes
4	0	199 (1)	230	104	No	1	Yes
5	2	2,574 (3)	302	10	No	1	Yes
6	2	12,519 (4)	16	14	No	1	Yes
7	2	2,054 (2)	260	7	No	0	No
8	2	10,296 (4)	187	15	Yes	0	Yes
9	2	8,835 (3)	108	10	No	1	Yes
10	2	1,088 (1)	75	14	No	1	Yes
11	1 (W)	11,466 (4)	231	16	No	0	No
12	1 (S)	3,978 (3)	41	14	Yes	1	Yes
13	2	1,170 (2)	452	15	No	0	Yes
14	1 (S)	2,176 (2)	37	18	No	1	Yes
15	2	1,440 (2)	265	15	No	0	Yes
16	1 (S)	1,088 (1)	279	51	No	1	Yes

17	1 (W)	1,100 (1)	72	76	No	0	Yes
18	2	5,805 (3)	165	7	No	0	Yes
19	2	1,155 (2)	317	15	Yes	0	Yes
20	2	2,340 (2)	162	30	Yes	0	Yes
21	1 (W)	9,297 (3)	203	25	No	0	Yes
22	2	1,170 (2)	152	18	No	1	Yes
23	1 (W)	3,510 (3)	49	29	Yes	1	Yes
24	2	1,088 (1)	334	5	Yes	0	Yes
25	2	1,100 (1)	190	30	No	1	Yes
26	2	8,775 (3)	152	11	Yes	0	Yes
27	2	17,550 (4)	14	5	Yes	0	Yes
28	2	117 (1)	89	5	Yes	0	Yes
29	2	1,100 (1)	108	129	No	1	Yes
30	2	491 (1)	137	15	No	1	Yes
31	2	15,561 (4)	81	15	No	0	Yes
32	1 (S)	1,149 (2)	97	5	No	0	Yes
33	2	11,232 (4)	430	39	No	0	Yes
34	2	8,097 (3)	45	11	No	1	Yes
35	2	1,176 (2)	331	45	Yes	0	No
36	2	1,088 (1)	178	40	Yes	0	No
37	2	19,071 (4)	126	15	No	0	Yes
Summary	'0': 1 (3%) '1': 9 (24%) '2': 27 (73%)	Mean: 6,320 '1': 10 (27%) '2': 9 (24%) '3': 8 (22%) '4': 11 (30%)	Mean: 161	Mean: 27	'Yes': 11 (30%) 'No': 26 (70%)	'0': 21 (57%) '1': 16 (43%)	'Yes': 32 (86%) 'No': 5 (14%)
*If only one measurement was done, (S) or (W) indicates, whether this was done in Campaign 1 (summer) or Campaign 2 (winter), respectively. **Traffic counts are based on the annual average of daily number of vehicles on the nearest street in 2017. Categories are based on quartiles: 1=0-1112; 2=1113-2340; 3=2341-9547; 4=9548+ daily traffic counts.							

QAOC results

Three co-locations at a regulatory air quality monitoring station showed acceptable repeatability of DM measurements. However, only two out of three DMs' data could be used during each of the co-locations, due to malfunctions of instruments beginning either during or immediately before the co-locations. Hourly mean PNC of two DMs was compared with each other for 132, 122 and 71 hours (after data cleaning) in Co-location 1, 2, and 3, respectively, where Spearman's correlation coefficients ranged between 0.96 and 0.99. Absolute levels of PNC were in good to moderate agreement, with differences of 6%, 7% and 22% in respective co-locations (Table 2).

Table 2. Particle number concentration and diameter of three DMs and SMPS during three co-locations at a regulatory monitoring station (09-17 Nov 2021, 31 May-07 June 2022, and 23 August-06 September 2022).

	Instrument	Mean	SD	Min-Max	Percentiles			
					25 th	50 th	75 th	95 th
Co-location 1^a								
PNC (pt/cm ³)	DM 1	15,496	10,333	1,668-56,670	9,602	13,713	19,215	37,895
	DM 4	14,632	9,948	1,635-55,471	8,833	12,835	17,417	35,869
	SMPS	8,826	5,322	889-29,333	5,414	8,052	11,368	19,213
Diameter (nm)	DM 1	42	11	26-76	33	39	48	65
	DM 4	41	11	20-72	32	38	46	62
Co-location 2^b								
PNC (pt/cm ³)	DM 3	13,084	8,957	1,853-51,710	7,579	9,868	15,801	33,351
	DM 4	14,131	9,586	1,845-49,983	7,840	10,992	17,519	35,719
Diameter (nm)	DM 3	40	9	13-65	34	40	45	54
	DM 4	38	7	24-61	34	39	42	50
Co-location 3								
PNC (pt/cm ³)	DM 3	11,229	4,453	2,143-24,689	8,789	10,575	13,497	19,167
	DM 4	14,340	12,580	2,890-111,548	9,802	12,597	15,759	23,504
	SMPS	11,272	4,792	1,908-28,638	8,363	10,772	13,083	19,529
Diameter (nm)	DM 3	36	5	23-47	34	36	40	44
	DM 4	40	8	17-63	35	40	44	55
^a Co-location 1: DM 3 malfunction during entire co-location. ^b Co-location 2: DM 1 pump malfunction after 19 hours, so summary statistics are not comparable. SMPS data not available due to instrument malfunction. Note: SMPS data for 2022 (Co-location 3) is preliminary data before final quality control. Abbreviations: SD, standard deviation; Min, minimum; Max, maximum; PNC, particle number concentration; DM 1-4, DiSCmini instrument number 1-4.								

For the evaluation of accuracy, corresponding SMPS data was available for Co-location 1 and 3, but was, at the time of analysis, only preliminarily quality controlled for Co-location 3 dates. The two DMs were correlated with the SMPS at hourly averages with 0.92-0.93 in Co-location 1 and 0.77-0.82 in Co-location 3. Moreover, we found that DMs measured considerably higher PNC than the SMPS in Co-location 1, with about 66-76% higher hourly mean PNC by DMs compared to SMPS, while there was better agreement (1-27% higher) in hourly PNC between the instruments in Co-location 3 (Table 2).

Daily mean PNC at the reference site was highly correlated with that of five municipality street-level monitoring stations throughout the city. Spearman's correlation coefficients ranged between 0.83 and 0.84, with only one station correlated less well at 0.64. Annual means for May 2021 to May 2022 at the monitoring stations ranged from 5,590 to 7,600 pt/cm³, which is

considerably higher than 4,715 pt/cm³ at our reference site, but consistent with their traffic-oriented locations.

Description of facade-level annual mean PNC

Annual mean (SD of hourly averages) PNC at the reference site was 4,715 (3,001) pt/cm³ (Table 3), while annual means at the residential monitoring sites were slightly higher with a mean of 5,201 pt/cm³, ranging between 3,735 and 6,588 pt/cm³ at individual sites (Table 4). Campaign-specific mean PNC at residential sites was 4,860 (range: 2,110-7,711) in Campaign 1 and 6,843 (3,430-11,450) pt/cm³ in Campaign 2. These two values across 27 sites were correlated with 0.31 (Spearman’s correlation) and had an intra-class correlation coefficient of 0.10 (95%-confidence interval: -0.10, 0.34). Furthermore, they were correlated with the estimated annual mean at sites with 0.19 and 0.55 for Campaign 1 and Campaign 2, respectively.

Table 3. Summary statistics of hourly mean particle number concentrations monitored at the reference site.

	N (hours)	Mean	SD	Min-Max	Percentiles			
					25 th	50 th	75 th	90 th
Hourly PNC (pt/cm³)	5,375	4,715	3,001	1,005-17,821	2,558	4,096	5,996	8,487
Abbreviations: N, number of observations; SD, standard deviation; Min, minimum; Max, maximum; PNC, particle number concentration.								

Table 4. Summary statistics of measured facade-level particle number concentrations at residential monitoring sites.

	N (sites)	Mean	SD	Min-Max	Percentiles			
					25 th	50 th	75 th	90 th
Campaign-1-PNC (unadjusted, pt/cm³)	37	4,860	1,284	2,110-7,711	3,920	4,890	5,809	6,111
Campaign-2-PNC (unadjusted, pt/cm³)	32	6,843	1,788	3,430-11,450	5,646	6,483	7,692	7,044
AMean-PNC (pt/cm³)	27	5,206	807	3,735-6,588	4,703	5,114	5,737	6,362
Abbreviations: N, number of observations; SD, standard deviation; Min, minimum; Max, maximum; PNC, particle number concentration; AMean-PNC, estimated temporally adjusted annual mean.								

Highest concentrations at the reference site were seen in March-May, and lowest in November-January (Figure 4). At monitoring sites, PNC was generally higher in Campaign 2 than in Campaign 1, indicating a similar seasonal trend.

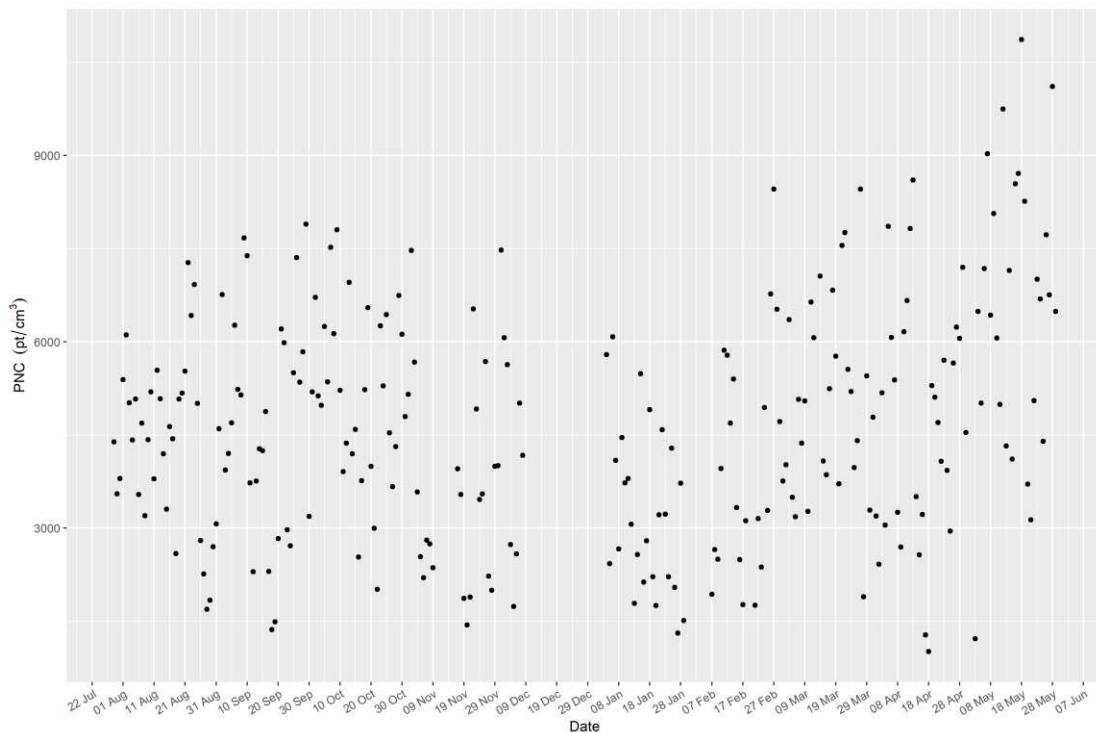


Figure 4. Daily averages of PNC at the reference site during one year (May 29, 2021-May 29, 2022).

3. Comparison of UFP based on Copenhagen Air View and facade measurements

4.1 Methods

As the CAV-model reports PNC values for each road segment in a polyline format, we first rasterized the predictions using the natural neighbor method with a 15 m cell size (33). This was preferred to linking the data from the nearest street, as residences are often surrounded by multiple streets, and the accurate exposure could be a composite value based on the data of nearby streets. Next, the interpolated PNC values from CAV were extracted for each of the 37 residences. In sensitivity analyses, we additionally extracted the nearest road segment’s prediction for each of the 37 residences without interpolation.

The main comparisons between measurements and model were made only with the 27 sites that had two valid measurements (in Campaign 1 and 2) and corresponding reference site values.

Differences between campaign-specific (Campaign-1-PNC and Campaign-2-PNC) and temporally adjusted AMean-PNC values at residential sites based on measurements and CAV-

model PNC predictions (CAV-PNC) were investigated by (1) Spearman's correlation, (2) coefficient of variation, (3) Bland-Altman plots between the above mentioned measures showing the differences of pairs versus their average values. The ideal Bland-Altman plot is where the points are symmetrically distributed around the zero-difference line, the cloud of the points has a zero slope, and the points have slight vertical variability within the limits of agreement (mean difference $\pm 2 \times \text{SD}$)).

We conducted several sensitivity analyses in the following steps: (1) include all sites regardless of the number of valid measurements, (2) restricting monitored data to week-days (Monday-Friday) and day-time hours (08-22 h), in accordance with Google Street View monitoring, (3) sites where CAV-PNC was based on at least five drive days of the Google Street View car (i.e., the mean of drive days at 37 monitoring sites), (4) log-transformed annual mean data, (5) based on distance to major roads for monitoring sites (i.e., motorways, important/primary/secondary/tertiary roads), (6) based on the level of PNC at sites, (7) based on measured mean particle size at the site, indicating different sources of particles.

4.2 Results

Mean (SD) CAV-PNC at 27 residential sites was 11,804 (5,423) pt/cm^3 , ranging from 4,422 to 30,956 pt/cm^3 . The coefficient of variation was 46 for CAV-PNC, while for AMean-PNC it was 16. Campaign-1-PNC at 37 sites, before temporal adjustment, was positively correlated with CAV-PNC (0.28) at corresponding addresses, while Campaign-2-PNC at 32 sites and CAV-PNC were correlated with 0.30 (Table 5 and Figure 5). A comparison of temporally adjusted AMean-PNC with CAV-PNC showed no agreement between the two values. Spearman's correlation between AMean-PNC (at 27 sites with two valid measurements and corresponding reference site data) and CAV-PNC was -0.01. Restricting measurement data to week-days and day-time increased correlation to a negative value of -0.14. In addition, we found that CAV-PNC was 2.5 times higher than AMean-PNC on average, ranging from 1.1 to 6.4 at individual sites. The results were similar, when CAV-PNC was assigned to addresses using the nearest road segment's value instead of natural neighbor interpolation (results not presented).

Table 5. Spearman's correlation matrix of campaign-specific PNC, annual mean PNC and CAV-PNC predictions at 27 residential monitoring sites.

	Campaign-1-PNC	Campaign-2-PNC	AMean-PNC	CAV-PNC
Campaign-1-PNC	1	0.31	0.19	0.28 ^a
Campaign-2-PNC	0.31	1	0.54	0.30 ^b
AMean-PNC	0.19	0.55	1	-0.01
CAV-PNC	0.28 ^a	0.30 ^b	-0.01	1

^a Based on unadjusted Campaign-1-PNC at 37 sites.
^b Based on unadjusted Campaign-2-PNC at 32 sites.
 Abbreviations: AMean-PNC, estimated temporally adjusted annual mean; CAV-PNC, Google Air View-Mixed model PNC.

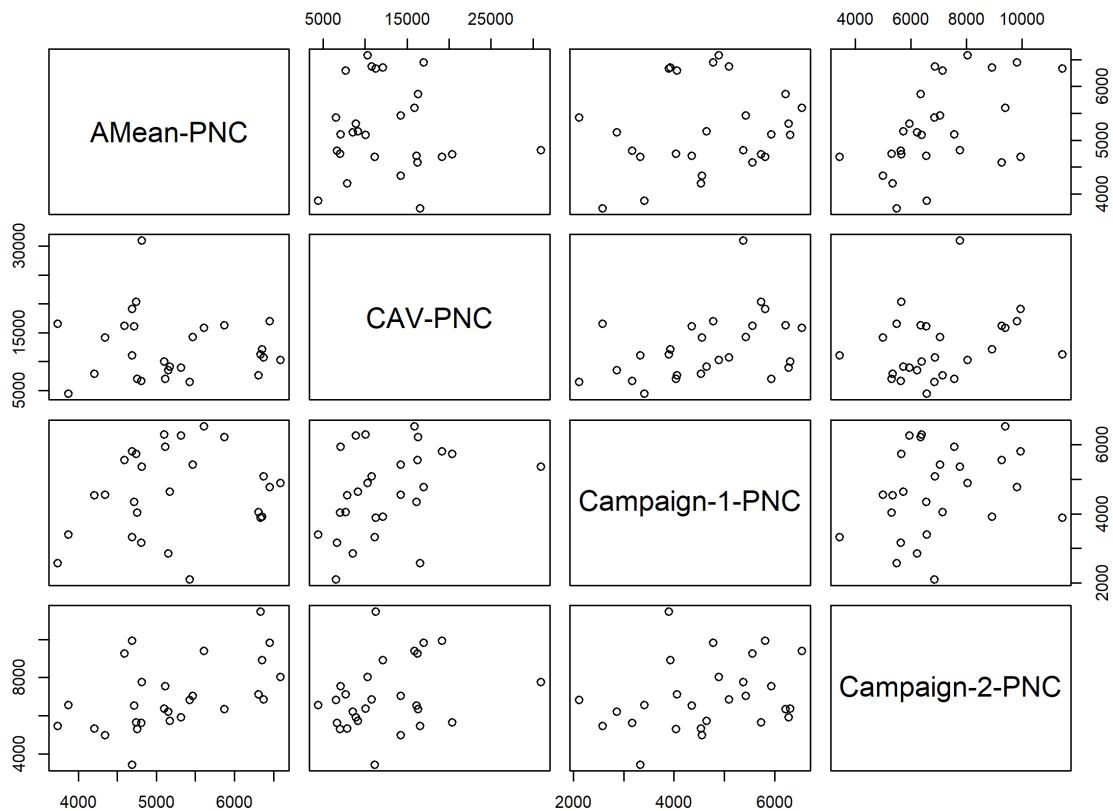


Figure 5. Scatterplot matrix of AMean-PNC, CAV-PNC, Campaign-1-PNC and Campaign-2-PNC at 27 sites.

A Bland-Altman plot (Figure 6) showed increasing differences between AMean-PNC and CAV-PNC with increasing PNC levels.

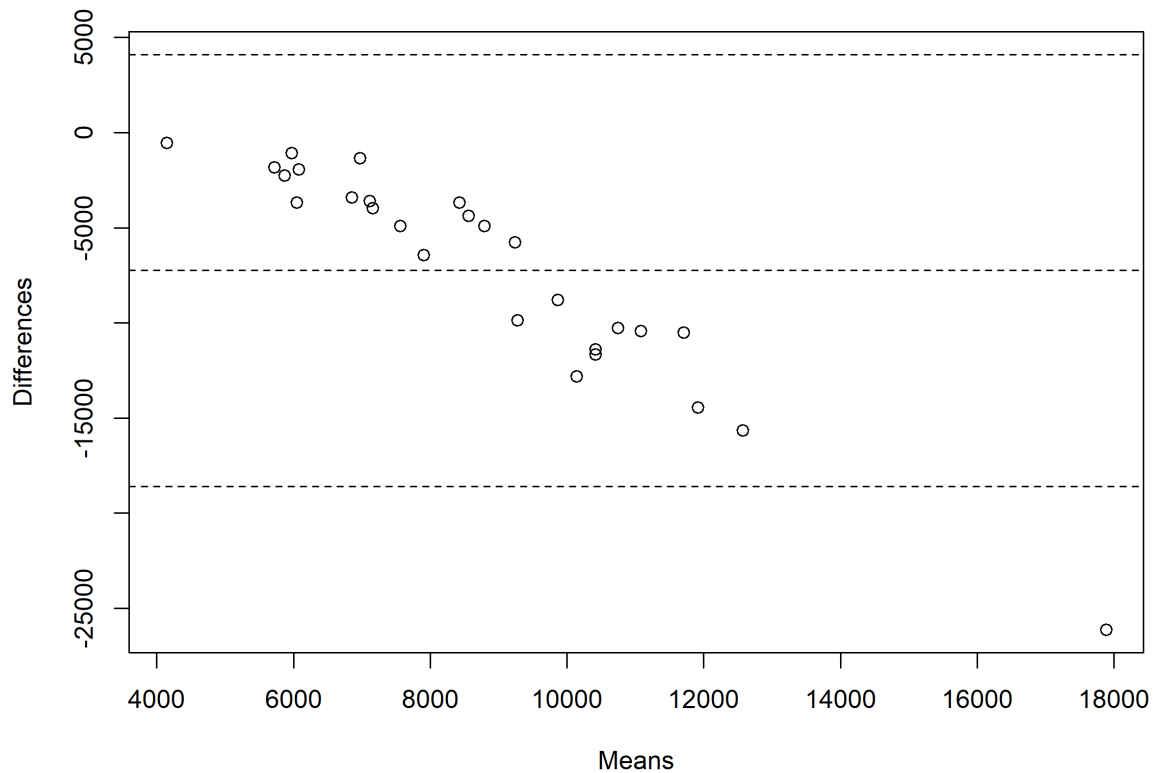


Figure 6. Bland-Altman plot of agreement between AMean-PNC and CAV-PNC at 27 monitoring sites with two complete observations, showing the differences of pairs versus their average values. The ideal plot is where the points are symmetrically distributed around the zero difference line, the cloud of the points has a zero slope, and the points have slight vertical variability within limits of agreement (Mean difference $\pm 2 \times$ SD).

There was no apparent spatial pattern for agreement between AMean-PNC and CAV-PNC (Figure 7). Higher AMean-PNC was seen closer to the center of Copenhagen, but also in some south-western and southern suburbs.

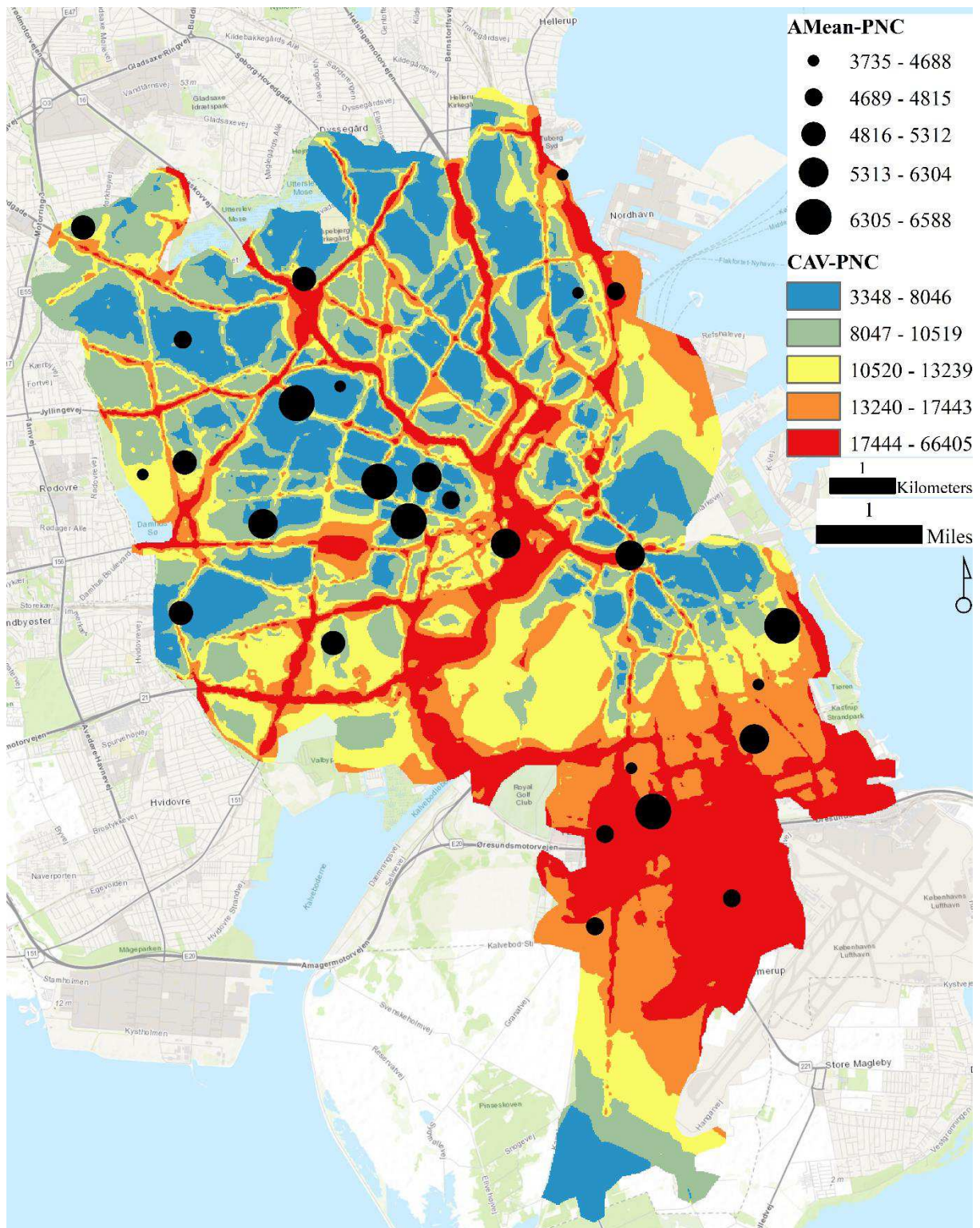


Figure 7. Interpolated CAV-PNC and measured AMean-PNC at 27 residential monitoring sites. Interpolated PNC was derived from CAV-model mid-road estimates across 30,312 streets using natural neighbor method with a cell size of 15 m.

In additional analyses, log-transformation of monitoring data was done to account for skewed data, but this did not change results significantly (Table 1). Several further analyses showed

that correlation between AMean-PNC and CAV-PNC was not substantially different for all 37 sites (additionally including those with only one out of two measurements) or by distance to a major road. Correlation was higher at sites with AMean-PNC above 5,000 pt/cm³ (0.54), and moderate with CAV-PNC below 10,000 pt/cm³ (0.36) or with mean particle diameter measured at the site below 45 nm (0.26). Those sites outside a 5 km radius from the airport had better correlation with CAV (0.17) compared to those close to the airport (-0.03).

Table 6. Spearman's correlation of AMean-PNC with CAV-PNC at residential measurement sites: main analysis and sensitivity analyses.

	N (Sites)	Spearman's rho (p-value)	Ratio of AMean- to CAV-PNC
Main analysis*	27	-0.01 (0.95)	0.50
All sites	36	-0.14 (0.42)	0.54
Distance to major road*			
≤150 m	12	-0.06 (0.87)	0.52
>150 m	15	-0.01 (0.96)	0.48
Log-transformed data*	27	0.00 (0.97)	0.46
AMean-PNC at site*			
<5000 pt/cm ³	12	0.22 (0.50)	0.41
>5000 pt/cm ³	15	0.54 (0.04)	0.56
CAV-PNC at site*			
<10000 pt/cm ³	12	0.36 (0.31)	0.70
>10000 pt/cm ³	15	-0.33 (0.20)	0.38
Distance to airport*			
<5 km	9	-0.03 (0.95)	0.32
>5 km	18	0.17 (0.51)	0.59
Annual mean particle diameter at site *			
<45 nm	9	0.26 (0.47)	0.57
>45 nm	18	-0.07 (0.78)	0.46
Daytime (8-22 h), weekdays (Mon-Fri) means*	27	-0.14 (0.48)	0.53
All sites	36	-0.23 (0.18)	0.57
Distance to major road*			
≤150 m	12	0.06 (0.87)	0.56
>150 m	15	-0.31 (0.26)	0.50
Log-transformed data*	27	-0.11 (0.60)	0.49
AMean-PNC at site*			
<5000 pt/cm ³	12	-0.01 (0.97)	0.44
>5000 pt/cm ³	15	0.19 (0.51)	0.60
CAV-PNC at site*			
<10000 pt/cm ³	12	0.19 (0.61)	0.75
>10000 pt/cm ³	15	-0.38 (0.13)	0.40
Distance to airport*			
<5 km	9	-0.33 (0.39)	0.33
>5 km	18	0.17 (0.50)	0.63
Annual mean particle diameter at site*			
<45 nm	9	0.02 (0.97)	0.60
>45 nm	18	-0.12 (0.65)	0.48

* With two complete, valid measurements and corresponding ratios/difference with reference site.
Abbreviations: AMean-PNC, estimated temporally adjusted annual mean; CAV-PNC, Google Air View-Mixed model PNC.

4. Discussion

We conducted a monitoring campaign of facade-level PNC at 37 residential sites in the Copenhagen area and determined temporally adjusted annual mean PNC based on two valid measurements at 27 sites. Assessments of the reliability of our measurements with DMs showed that instruments had good precision, when co-located. Moreover, accuracy in terms of agreement with a SMPS at a regulatory air quality monitoring station showed mixed results, with high correlation, but disagreement of absolute PNC levels during one co-location. Our long-term measurements at a reference site were found to be in good agreement with five municipality monitoring stations of PNC at different locations throughout the city. Finally, estimated annual mean PNC based on our facade-level measurements at 27 residential sites was not correlated with PNC from CAV on the streets surrounding them (-0.01). Moreover, the CAV-model predicted 2.5 times higher PNC on streets than observed close to facades in our monitoring campaign, on average. It is of note that the instruments used for MM and our measurements have different cut-off ranges (>7 nm for CPC instrument used on-road in the CAV and 10-300 nm in facade-level measurements using the DM); thus, the absolute values might not be directly comparable, which is a limitation.

Facade-level measurements of UFP

Several factors influenced the annual PNC means determined by our measurement campaign. Firstly, our method of temporal adjustment relies strongly on the annual mean measured at a reference site. To confirm whether our reference site measurements were representative of other locations, we found that daily variation reflected that at five municipal monitoring stations throughout the city. Moreover, we assessed the repeatability of DM instruments and found acceptable agreement between instruments when co-located for up to two weeks. Moreover, we have previously shown that the DM instruments can capture high on-road PNC levels in a personal monitoring study with bicycling participants (34). However, continuous monitoring at a reference site for one year with DMs proved challenging. Several instrument malfunctions led to missing data, such as due to pump malfunctioning or errors in the output files. Moreover, meteorological conditions, such as high temperatures during summer, as well as humidity and precipitation, led to malfunctioning of the instrument or to unreliable values that were removed during data cleaning. Regular calibrations and a thorough data cleaning procedure were applied in order to ensure reliable data. Nonetheless, a large number of missing

data could have affected the annual mean at the reference site, and subsequently annual means at monitoring sites. When considering the ‘raw’ monitored concentrations in each campaign separately, we saw better, but still low correlations of either value with CAV, potentially indicating issues related to temporal adjustment. We expect PNC at residential sites throughout the city to be temporally correlated with PNC at the reference site, with differences only in the absolute numbers. This was true for most sites, but some sites were weakly correlated with the reference site at hourly averages. This could be due to local sources of PNC or due to meteorological conditions, especially wind direction. In addition, we would expect the ratio of residential site PNC to reference site PNC to be similar in both campaigns, which was not the case for about half of the sites. This could have been improved by additional measurement campaigns, ideally four sampling periods per year and site, in order to capture each season. In terms of the practical sampling conditions, we used weather-proof plastic boxes, which were attached to windowsills, placed on balconies or in house entrances. This could possibly have influenced measured data, in the sense that less variation in PNC could be picked up by the instrument when placed close to a wall and with the inlet immediately close to a plastic box. In addition, instruments were placed facing the street wherever possible, with the exception of four sites, where they were placed in backyards/gardens. Even though those four sites were low-traffic sites, measured concentrations may not reflect those facing the street.

Generally, the calibration of instruments measuring PNC is characterized by a substantial uncertainty, which varies between 30% for lower concentrations (less than 1,000 pt/cm³) to 10% in a typical urban background (about 10,000 pt/cm³), based on standardized methodology (11). DM accuracy for measuring PNC is specified by the manufacturer with $\pm 30\%$, which has been confirmed in studies comparing DM to regulatory-grade SMPS or CPC instruments (35,36).

Comparison of facade-level UFP to other cities

The temporally adjusted annual means, based on the current measurement campaign of two measurements at 27 residential sites, were lower than those observed in other studies. One study, similar to ours, has estimated annual PNC based on 24-hour-measurements in three seasons at residential sites in Switzerland and the Netherlands (37). They found considerably higher mean PNC (~12,000 pt/cm³) at residential sites in both areas combined, than we found in our campaign (5,201 pt/cm³). Another study, where six-week-measurements were done at

residential sites in two study areas in metropolitan Boston (MA, USA), found a mean PNC of 11,000 pt/cm³ (38). Similarly high levels were also seen in a Dutch study, where PNC was measured on sidewalks close to residential sites, and temporally adjusted, with a mean of ~12,600 pt/cm³ (29,32). The low concentrations observed in the present study are in line with the generally low levels of air pollution in Copenhagen as seen in routine monitoring (39). Worth mentioning here are Copenhagen's strategies for active mobility, with about half of Copenhagen's residents commuting to work or school by bicycle (40).

While other monitoring studies of PNC observed highest levels during winter (28,38,41), PNC was highest in spring, i.e. March-May, in the current study. This pattern has previously been observed in Copenhagen and could be explained by the increased photochemical activity during these months, initiating particle formation in the atmosphere (23).

Overestimation of UFP models

There could be several reasons for the overestimation of PNC by the CAV-model at our residential monitoring sites. Most importantly, Google Street View cars measured air pollution on-road, which could be up to a hundred meters away from residential sites, where we measured PNC at facades, balconies or in house entrances. UFP are characterized by their sharp decline with increasing distance to their sources (10,11), so levels are expected to be lower at residences than on roads. Similar to our results, a recent study found that PNC from the CAV-MM was about twice as high as 2019 annual mean PNC from three fixed-site regulatory monitoring stations in Copenhagen, even after applying corrections to their levels based on the different locations (on-road vs roadside) and timing (week-day/day-time vs annual mean) (26). Moreover, PNC predictions for residences have been found to be higher when a model was based on mobile monitoring compared to short-term stationary monitoring (30 minutes) in the Netherlands, both done by the same electric car and instruments. Here, stationary monitoring was done on sidewalks, closer to facades, while mobile monitoring was done on-road, by which predicted PNC was about 1.4 times higher for 12,682 residential addresses (29). Furthermore, we have used the same DM instruments as in the present study for personal exposure monitoring while bicycling a fixed 8.5 km route through Copenhagen in September and October 2020, finding mean PNC of around 18,000 pt/cm³ directly next to streets with traffic, both during and outside rush-hours (34). In another personal monitoring study, using the DMs, during COVID-19 closures and re-openings from late-March to mid-July 2020, levels were

found to be similar during bicycling but lower during walking, particularly in residential areas (42).

Another possible explanation for the discrepancy between monitored and modelled PNC is that concentrations have been decreasing continuously in Copenhagen since becoming included in routine measurements by the Danish National Air Quality Monitoring Programme at two monitoring stations in central Copenhagen in 2002. Annual concentrations were lower in 2021 than in 2019 (39), which could partly explain the absolute difference between Google Street View measurements in October 2018-March 2020 and our measurements from May 2021-May 2022. Another contributing factor are the different size ranges captured by DM (10-300 nm) and CPC (>7 nm) used in Google Street View measurements. According to best practice recommendations by the World Health Organization, especially the lower detection limit for particle size is critical in PNC measurements and should ideally be ≤ 10 nm (43). In terms of the upper limit of particle diameter, an open limit is recommended, because this is less critical since particle numbers are low for particle sizes well above 0.1 micrometer (11). With 7 nm, the CPC's lower detection limit is lower than the DM's with 10 nm. However, only a small fraction of measured particles is found in this size range, which is why this difference should not result in substantial differences in PNC.

Missing correlation between residential measurements and model predictions

Even with the expected differences in absolute levels between street- and facade-level, as well as decreasing levels of PNC in Copenhagen over the past years, we do not expect the spatial variation of PNC in Copenhagen to have changed to a degree that could explain the inexistent correlation between residential measurements and CAV. In Kerckhoff et al.'s study in the Netherlands, correlation between models based on mobile and short-term monitoring away from roads was high (0.89), even though absolute levels at residential sites were overestimated by mobile monitoring (29). However, in the present monitoring campaign, we did not see high correlation between monitored and modelled PNC based on mobile monitoring, which is unexpected and not in line with previous studies, especially in the Netherlands. There could be several explanations for this, which are related to the design of our measurement campaign. Most importantly, the chosen sites did not represent a large range of traffic influence. The small observed range of annual mean PNC at residential sites in our measurement campaigns (3,735-6,588 pt/cm³) is likely related to a relatively low number of sites close to major roads. However,

UFP concentrations and their range are generally low in Copenhagen, such as observed in the annual means at five municipality monitoring stations (range: 5,590-7,600 pt/cm³) and at street-level and background stations as part of the Danish Air Quality Monitoring Programme (23,39). Another factor are the previously described limitations in measurements, and estimation of annual means at sites. Thus, if we believe our monitored PNC to be inaccurate, we must conclude that spatial contrasts from CAV could not be validated by our monitoring campaign. If we believe the CAV-model to be inaccurate, this could reflect the challenges in modelling spatial variation of UFP based on mobile monitoring. In fact, the LUR-model for the CAV-model was able to explain 46% of variation in the monitored on-road UFP by the Google Street View car, which reflects the challenges in UFP modelling. Notably, the CAV-model predictions for nitrogen dioxide (NO₂) and black carbon (BC), which were not measured in the present study, have, in another study, been shown to be moderately correlated with existing European-wide LUR-model predictions for residential exposures. Correlation between both models' predictions of NO₂ and BC at 76,752 residences in Copenhagen were 0.55 and 0.38, respectively (44).

Few studies have attempted at validating PNC models by external measurements. Another model based on mobile measurements with Google Street View cars in the Netherlands in 2016-2017 has been validated by longer-term (24 h) measurements at 42 sites in three seasons each, and found to agree with an R² of 0.6 (25). In another study, a LUR-model for PNC was externally validated by 24-hour measurements at around 80 residential facades in Switzerland and the Netherlands, using DMs and temporal adjustment based on a reference site similar to the present study (19). They found moderate agreement between modelled and measured PNC (R²: 0.50-0.53), which is much higher than what was observed in our study. Others have compared central-site measurements (two years) to six-week-measurements at residential sites, as well as 42-day mobile measurements on a 40 km route, using CPCs (38). Like our study, they found highest levels by on-road monitoring. Additionally, they found the correlation between locations to be most affected by hour of the day, with better agreement at night and outside traffic rush-hours, and by wind direction. Sampling at irregular times of the day across different streets by the Google Street View cars might have introduced more noise to the observed data (as the response variable has been means of means in the LUR); thus, fixed terms of the LUR-model may not be well-suited to explain the noisy variations in the observed data, as R² reported to be 46%. Traffic patterns are most likely not distributed uniformly within the

study area, with some locations more affected by rush hours, and corresponding increases in UFP, than others.

Strengths and limitations

Strengths of our study include a thorough monitoring campaign of PNC at 37 residential sites with quality-controlled data throughout Copenhagen, including adjustment for seasonal and day-to-day variations based on a reference site. However, the study has several limitations. Firstly, during our monitoring campaign we experienced challenges in monitoring with DMs. While they are attractive for mobile UFP measurements due to their portability, simple operation, and lower cost than comparable instruments, they are very sensitive to temperature and humidity, and need frequent calibrations. Instrument malfunctions led to a relatively low number of monitoring sites and to missing data at the reference site. Thus, the number of observed locations might have been too small. We could not follow the manufacturer's recommendations of a lower temperature limit for DM measurements at 10°C, with temperatures being below this during most of our second campaign. While this did not lead to apparent instrument malfunctions, such as pump failures during high temperatures in summer, we are not able to explain whether this has influenced our measured data. Moreover, while the accuracy and precision evaluations showed mostly acceptable results based on the available data, except for questionable agreement with SMPS in one co-location and disagreement in absolute levels between two DMs in another (possible due to instrument drift), we could not assess all instruments due to instrument malfunctions. However, malfunctioning instruments were always returned to the manufacturer for servicing, and unreliable data was not included in our final data. Next, for comparison to model predictions by the CAV-model, there were limitations in comparability, such as from differences in location (on-road vs residences), timing (2018-2020 vs 2021-2022), measurement methods (mobile monitoring vs fixed sites), instruments, or approach in averaging values (no adjustment vs temporally adjusted annual means). Nonetheless, we do not expect any of these factors to result in systematic disagreement between the modelled and measured concentrations, as seen in our study.

5. Conclusions

In summary, we found that overall, residential facade-level measurements were not correlated with CAV-model predictions of UFP at 27 sites in Copenhagen. These results need to be interpreted with caution due to the presence of several methodological limitations in measured data. A very low number of traffic sites among 37 residential locations in part explains the lack of correlation, as the CAV-model is based on traffic-related UFP Google Air View measurements and are not meant to predict well UFP levels at the sites where UFP may originate from various sources, including residential wood burning, wood ovens from pizza restaurants, etc. We conclude that the findings presented here do not support the use of CAV for residential exposure assessment in health studies of UFP at this time. However, further understanding of CAV is needed, such as by additional external model validation at more sites with a larger range of exposure levels, with standardized instruments and monitoring methods. Furthermore, additional insights from similar Air View measurement campaigns in Amsterdam, Athens, etc. will be useful in increasing our understanding on how best to use CAV-model in epidemiological studies of health impacts of traffic-related UFPs. At the same time, it is important to stress the contribution of Air View UFP measurement campaign in the most comprehensive mapping the UFP exposure in the city of Copenhagen to date, as an information tool on UFP exposure to Copenhagen citizens. This map of UFP levels on streets of Copenhagen is as an invaluable tool for example policy makers, in targeting certain hot-spot streets for reduction measures, as well as citizens for understanding their own exposure, which streets are most polluted, or in choosing less exposed routes in when commuting, for example.

Funding

The City of Copenhagen (Københavns Kommune in Danish) has supported the research described in this article. This work was further supported by Health Effects Institute (HEI) (#4982-RFA19-2/21-5) and Novo Nordisk Foundation Challenge Programme (NNF17OC0027812). Research described in this article was conducted under contract to the HEI, an organization jointly funded by the United States Environmental Protection Agency (EPA) (Assistance Award CR 83998101) and certain motor vehicle and engine manufacturers. The contents of this article do not necessarily reflect the views of HEI, or its sponsors, nor do they necessarily reflect the views and policies of the EPA or motor vehicle and engine manufacturers.

References

1. Murray CJL, Aravkin AY, Zheng P, Abbafati C, Abbas KM, Abbasi-Kangevari M, et al. Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*. 2020 Oct 17;396(10258):1223–49.
2. Ellermann T, Nygaard J, Nøjgaard JK, Nordstrøm C, Brandt J, Christensen J, et al. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2018. Copenhagen: Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy; 2020.
3. Health Effects Institute. State of Global Air 2020. Special Report. Boston, MA: Health Effects Institute; 2020.
4. European Environment Agency. Air quality in Europe - 2020 report — European Environment Agency [Internet]. Luxembourg: Publications Office of the European Union; 2020 [cited 2021 Jun 8]. Report No.: 9/2020. Available from: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>
5. Schraufnagel DE. The health effects of ultrafine particles. *Exp Mol Med*. 2020 Mar;52(3):311–7.
6. Ohlwein S, Kappeler R, Kutlar Joss M, Künzli N, Hoffmann B. Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. *Int J Public Health*. 2019 May;64(4):547–59.
7. Kwon HS, Ryu MH, Carlsten C. Ultrafine particles: unique physicochemical properties relevant to health and disease. *Exp Mol Med*. 2020 Mar 17;52(3):318–28.
8. Moreno-Ríos AL, Tejada-Benítez LP, Bustillo-Lecompte CF. Sources, characteristics, toxicity, and control of ultrafine particles: An overview. *Geosci Front*. 2021 Jan 20;101147.
9. Hofman J, Staelens J, Cordell R, Stroobants C, Zikova N, Hama SML, et al. Ultrafine particles in four European urban environments: Results from a new continuous long-term monitoring network. *Atmos Environ*. 2016 Jul 1;136:68–81.
10. de Nazelle A, Bode O, Orjuela JP. Comparison of air pollution exposures in active vs. passive travel modes in European cities: A quantitative review. *Environ Int*. 2017 Feb;99:151–60.
11. Morawska L, Wierzbicka A, Buonanno G, Cyrus J, Schnelle-Kreis J, Kowalski M, et al. Ambient ultrafine particles: evidence for policy makers. A report prepared by the ‘Thinking outside the box’ team [Internet]. 2019 [cited 2020 Jul 12]. Available from: [https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20\(25%20OCT\).pdf](https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20(25%20OCT).pdf)
12. Abernethy RC, Allen RW, McKendry IG, Brauer M. A Land Use Regression Model for Ultrafine Particles in Vancouver, Canada. *Environ Sci Technol*. 2013 May 21;47(10):5217–25.
13. Eeftens M, Meier R, Schindler C, Aguilera I, Phuleria H, Ineichen A, et al. Development of land use regression models for nitrogen dioxide, ultrafine particles, lung deposited surface area, and four other markers of particulate matter pollution in the Swiss SAPALDIA regions. *Environ Health*. 2016 Apr 18;15:53.
14. Hankey S, Marshall JD. Land Use Regression Models of On-Road Particulate Air Pollution (Particle Number, Black Carbon, PM_{2.5}, Particle Size) Using Mobile Monitoring. *Environ Sci Technol*. 2015 Aug 4;49(15):9194–202.

15. Hoek G, Beelen R, Kos G, Dijkema M, Zee SC van der, Fischer PH, et al. Land Use Regression Model for Ultrafine Particles in Amsterdam. *Environ Sci Technol*. 2011 Jan 15;45(2):622–8.
16. Jones RR, Hoek G, Fisher JA, Hasheminassab S, Wang D, Ward MH, et al. Land use regression models for ultrafine particles, fine particles, and black carbon in Southern California. *Sci Total Environ*. 2020 Jan 10;699:134234.
17. Sabaliauskas K, Jeong CH, Yao X, Reali C, Sun T, Evans GJ. Development of a land-use regression model for ultrafine particles in Toronto, Canada. *Atmos Environ*. 2015 Jun;110:84–92.
18. Saraswat A, Apte JS, Kandlikar M, Brauer M, Henderson SB, Marshall JD. Spatiotemporal Land Use Regression Models of Fine, Ultrafine, and Black Carbon Particulate Matter in New Delhi, India. *Environ Sci Technol*. 2013 Nov 19;47(22):12903–11.
19. van Nunen E, Vermeulen R, Tsai MY, Probst-Hensch N, Ineichen A, Davey M, et al. Land Use Regression Models for Ultrafine Particles in Six European Areas. *Environ Sci Technol*. 2017 Mar 21;51(6):3336–45.
20. Wolf K, Cyrus J, Hrciníková T, Gu J, Kusch T, Hampel R, et al. Land use regression modeling of ultrafine particles, ozone, nitrogen oxides and markers of particulate matter pollution in Augsburg, Germany. *Sci Total Environ*. 2017 Feb 1;579:1531–40.
21. Ryan PH, LeMasters GK. A Review of Land-use Regression Models for Characterizing Intraurban Air Pollution Exposure. *Inhal Toxicol*. 2007;19(Suppl 1):127–33.
22. Kerckhoffs J, Khan J, Hoek G, Yuan Z, Hertel O, Ketznel M, et al. Hyperlocal variation of nitrogen dioxide, black carbon, and ultrafine particles measured with Google Street View cars in Amsterdam and Copenhagen. *Environ Int*. 2022 Dec 1;170:107575.
23. Ellermann T, Massling A, Bossi R, Nordstrøm C. The Particle Project 2021 [Internet]. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy; 2022 [cited 2023 Jan 19] p. 38. (Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 500). Available from: <https://dce2.au.dk/pub/SR500.pdf>
24. Jensen SS, Ketznel M, Khan J, Valencia VH, Brandt J, Christensen JH, et al. Luften på din vej 2.0. Nationalt Center for Miljø og Energi; 2021 p. 62. (Videnskabelig rapport fra DCE). Report No.: 445.
25. Kerckhoffs J, Hoek G, Gehring U, Vermeulen R. Modelling nationwide spatial variation of ultrafine particles based on mobile monitoring. *Environ Int*. 2021 Sep 1;154:106569.
26. Ellermann T, Khan J, Ketznel M, Jensen SS, Hertel O. Air View Data on the spatial distribution of air pollution in Copenhagen [Internet]. 2021 p. 27. Report No.: Scientific note no. 2021, 40. Available from: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_40.pdf
27. Kerckhoffs J, Khan J, Hoek G, Yuan Z, Ellermann T, Hertel O, et al. Mixed-Effects Modeling Framework for Amsterdam and Copenhagen for Outdoor NO₂ Concentrations Using Measurements Sampled with Google Street View Cars. *Environ Sci Technol*. 2022 Jun 7;56(11):7174–84.
28. Eeftens M, Phuleria HC, Meier R, Aguilera I, Corradi E, Davey M, et al. Spatial and temporal variability of ultrafine particles, NO₂, PM_{2.5}, PM_{2.5} absorbance, PM₁₀ and PM_{coarse} in Swiss study areas. *Atmos Environ*. 2015 Jun 1;111:60–70.

29. Kerckhoffs J, Hoek G, Messier KP, Brunekreef B, Meliefste K, Klompmaker JO, et al. Comparison of Ultrafine Particle and Black Carbon Concentration Predictions from a Mobile and Short-Term Stationary Land-Use Regression Model. *Environ Sci Technol*. 2016 Dec 6;50(23):12894–902.
30. Statens Serum Institut. Tidslinje for covid-19 [Internet]. 2022 [cited 2023 Feb 22]. Available from: <https://www.ssi.dk/-/media/arkiv/subsites/covid19/presse/tidslinje-over-covid-19/covid-19-tidslinje-lang-for-2020-2022-version-2---december-2022.pdf>
31. Eeftens M, Tsai MY, Ampe C, Anwander B, Beelen R, Bellander T, et al. Spatial variation of PM_{2.5}, PM₁₀, PM_{2.5} absorbance and PM_{coarse} concentrations between and within 20 European study areas and the relationship with NO₂ – Results of the ESCAPE project. *Atmos Environ*. 2012 Dec 1;62:303–17.
32. Klompmaker JO, Montagne DR, Meliefste K, Hoek G, Brunekreef B. Spatial variation of ultrafine particles and black carbon in two cities: Results from a short-term measurement campaign. *Sci Total Environ*. 2015 Mar 1;508:266–75.
33. Sibson R. A brief description of natural neighbor interpolation. In: Barnett, V (Ed), *Interpreting Multivariate Data* [Internet]. New York, NY: John Wiley & Sons, Inc.; 1981 [cited 2023 Jan 24]. p. 21–36. Available from: <https://www.semanticscholar.org/paper/A-brief-description-of-natural-neighbor-Sibson/1ca6926bf459db0a4d89a8c88b9fd64c32760bc2>
34. Bergmann ML, Andersen ZJ, Amini H, Khan J, Lim YH, Loft S, et al. Ultrafine particle exposure for bicycle commutes in rush and non-rush hour traffic: A repeated measures study in Copenhagen, Denmark. *Environ Pollut*. 2022 Feb 1;294:118631.
35. Kaminski H, Kuhlbusch TAJ, Rath S, Götz U, Sprenger M, Wels D, et al. Comparability of mobility particle sizers and diffusion chargers. *J Aerosol Sci*. 2013 Mar 1;57:156–78.
36. Mills JB, Park JH, Peters TM. Comparison of the DiSCmini aerosol monitor to a handheld condensation particle counter and a scanning mobility particle sizer for submicrometer sodium chloride and metal aerosols. *J Occup Environ Hyg*. 2013;10(5):250–8.
37. van Nunen E, Vermeulen R, Tsai MY, Probst-Hensch N, Ineichen A, Imboden M, et al. Associations between modeled residential outdoor and measured personal exposure to ultrafine particles in four European study areas. *Atmos Environ*. 2020 Apr 1;226:117353.
38. Simon MC, Hudda N, Naumova EN, Levy JI, Brugge D, Durant JL. Comparisons of Traffic-Related Ultrafine Particle Number Concentrations Measured in Two Urban Areas by Central, Residential, and Mobile Monitoring. *Atmospheric Environ Oxf Engl* 1994. 2017 Nov;169:113–27.
39. Ellermann T, Nordstrøm C, Massling A, Sørensen MB. Status for måling af luftkvalitet i 2021 [Internet]. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; 2022 [cited 2022 Jul 29] p. 25. (Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi). Report No.: Teknisk rapport nr. 245. Available from: <https://dce2.au.dk/pub/TR245.pdf>
40. City of Copenhagen, Technical and Environmental Administration, (TMF), Mobility. The Bicycle Account 2018. Copenhagen City of Cyclists [Internet]. 2019 [cited 2021 May 31]. Available from: https://kk.sites.itera.dk/apps/kk_pub2/index.asp?mode=detalje&id=1962
41. Ragettli MS, Ducret-Stich RE, Foraster M, Morelli X, Aguilera I, Basagaña X, et al. Spatio-temporal variation of urban ultrafine particle number concentrations. *Atmos Environ*. 2014 Oct 1;96:275–83.

42. Bergmann ML, Andersen ZJ, Amini H, Ellermann T, Hertel O, Lim YH, et al. Exposure to ultrafine particles while walking or bicycling during COVID-19 closures: A repeated measures study in Copenhagen, Denmark. *Sci Total Environ.* 2021 Oct 15;791:148301.
43. World Health Organization. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide [Internet]. World Health Organization; 2021 [cited 2021 Dec 10]. xxi, 273 p. Available from: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>
44. Tayebi S, Kerckhoffs J, Khan J, de Hoogh K, Chen J, Shahri SMT, et al. Comparing Street- and Residential-level Nitrogen Dioxide and Black Carbon Concentrations Estimated Using Google Street View-based and Conventional European-wide LUR Models in Copenhagen, Denmark. 2023;

Boligmiljø - Københavns Kommune i 2021 og udviklingen siden 2000

Boligmiljø i Københavns Kommune i 2021 og udviklingen siden 2000

Stine Kloster
Annette Kjær Ersbøll

Boligmiljø i Københavns Kommune i 2021 og udviklingen siden 2000

Stine Kloster, Annette Kjær Ersbøll

Internt review: Sanne Ellegård Jørgensen

Copyright © 2023

Statens Institut for Folkesundhed, SDU

Uddrag, herunder figurer og tabeller, er tilladt mod tydelig kildegengivelse.

Elektronisk udgave: ISBN 978-87-7899-600-8

Statens Institut for Folkesundhed

Stu­diestræde 6

1455 København K

www.sdu.dk/sif

Rapporten kan downloades fra www.sdu.dk/sif

Forord

Boligmiljøet spiller en betydelig rolle for danskernes sundhed og velbefindende i hverdagen. Indeklimaet i boligen kan bidrage med betydelige miljøpåvirkninger i dagligdagen og således have stor betydning for beboernes sundhed og trivsel. Forebyggelse af sygdom og dårlig trivsel forudsætter dog, at man har kendskab til forekomsten og fordelingen af de vigtigste boligmiljøfaktorer, der påvirker indeklimaet.

Danskernes boligmiljø i 2021 og udviklingen siden år 2000 er netop beskrevet i rapporten *Danskernes boligmiljø i 2021 og udviklingen siden 2000*, som er udarbejdet af States Institut for Folkesundhed, SDU, i samarbejde med BUILD, Aalborg Universitet.

WHO definerer indeklime som bestående af fire hovedelementer; temperatur, luftkvalitet, støj og lys. Mange af disse forhold påvirkes dels af boligens stand og dels af beboernes adfærd. Københavns Kommune adskiller sig fra resten af Danmark på en række forhold som for eksempel boligtype, hvor der i Københavns Kommune er en større andel af etageejendomme, og hvor bygningerne overordnet er ældre. Forekomsten af problematikker i indeklimaet kan derfor variere mellem København Kommune og det øvrige Danmark.

I denne rapport er boligmiljøet i 2021 for borgere i Københavns Kommune beskrevet samt udviklingen siden 2000. Rapporten har således til formål dels at give en beskrivelse af forekomsten og fordelingen af de vigtigste indeklimeforhold i år 2021 i Københavns Kommune, dels at beskrive udviklingen siden år 2000. Rapporten bygger på data fra nationale spørgeskemaundersøgelser samt data fra *Danmarks Statistik – statistikbanken.dk*.

Rapporten giver oplysninger om, hvilke boligmiljømæssige udfordringer København står overfor i forbindelse med forebyggelse af sygdomme og symptomer relateret til et dårligt indeklime. Derudover kan resultaterne også benyttes til at generere hypoteser om kausale sammenhænge, som vil kunne efterprøves i andre undersøgelser. Rapporten henvender sig til interesseorganisationer, fagpersoner og beslutningstagere i regioner, kommuner og stat, der arbejder med indeklime og sundhed.

Rapporten er udarbejdet af States Institut for Folkesundhed, SDU, og finansieret af Københavns Kommune.

Anne Christensen

Anne Illemann Christensen,

Forskningschef, Statens Institut for Folkesundhed, SDU

Indhold

1 Indledning	1
1.1 Sammenfatning	1
1.2 Læsevejledning	5
2 Metode	8
3 Boligernes karakteristika	16
3.1 Boligtype	17
3.2 Ejerforhold	18
3.3 Byggeår	19
3.4 Beboertæthed.....	20
3.5 Badeværelse i boligen	22
4 Boligforhold	23
4.1 Ventilationsmuligheder i køkken og badeværelse	24
4.2 Gasblus	26
4.3 Gulvbelægning i soveværelset	27
4.4 Brændeovn.....	28
4.5 Fugtskader i boligen	29
5 Adfærd i boligen	31
5.1 Udluftningsadfærd og brug af emhætte	31
5.2 Rengøringsadfærd.....	33
5.3. Kæledyr i boligen.....	34
6 Gener relateret til indeklimaet	36
6.1 Udvikling i forekomst af gener relateret til indeklimaet fra 2010 til 2021	37
6.2 Estimerede antal borgere i København på 16 år eller derover, der oplever gener relateret til indeklimaet	42
7 Sammenhæng mellem gener og symptomer/sygdom	46
7.1 Gener fra nabostøj og selvrapporteret træthed, hovedpine og søvnbesvær	47
7.2 Gener fra trafikstøj og selvrapporteret træthed, hovedpine og søvnbesvær.....	48
7.3 Lugtgener fra naborøg og selvrapporteret astma, allergi og KOL.....	49

1 Indledning

De fleste danskere tilbringer 90 % af tiden indendørs, hvoraf cirka 2/3 af tiden er i sit eget hjem. Betydningen af indeklimaet for sundhed og velbefindende har fået stigende opmærksomhed over de sidste årtier. Indeklimaet i boligen kan bidrage med betydelige miljøpåvirkninger i dagligdagen og kan således have stor betydning for beboernes sundhed og trivsel (1). Et dårligt indeklima kan blandt andet medføre træthed, hovedpine og irritation af slimhinder i øjne, næse og luftveje (1). Endvidere er indeklimaforurening forbundet med en øget risiko for udvikling og forværring af astma, allergi, luftvejsinfektioner, KOL, lungekræft og hjertekarsygdomme (2).

WHO definerer indeklima som bestående af fire hovedelementer (3):

- Temperatur
- Luftkvalitet
- Støj
- Lys

I denne rapport bruges indeklima som et begreb, der dækker over alle fire elementer (temperatur, luftkvalitet, støj og lys). Mange af disse forhold påvirkes dels af boligens stand, dels af beboernes adfærd.

Alle er udsat for nogle potentielle helbredsskadelige miljøfaktorer i og omkring deres bolig. Nogle skadelige boligmiljøfaktorer kan forebygges ved ændringer af en adfærd hos for eksempel brugerne af en bygning, såsom at undgå tobaksrøg indenfor og undgå fugtrelaterede problemer i indeklimaet. Andre skadelige faktorer kan kræve politiske beslutninger centralt, regionalt eller lokalt, det gælder eksempelvis trafikplanlægning, lugtgener og generelle krav til byggeri. Forebyggelse af sygdomme og symptomer relateret til et dårligt indeklima forudsætter dog, at man har kendskab til forekomsten og fordelingen af de vigtigste boligmiljøfaktorer, der påvirker indeklimaet.

Indeværende rapport består af fire dele. I første del beskrives andelen af personer, der bor i forskellige boligtyper, boligstørrelser m.v. i Københavns Kommune og det øvrige Danmark i år 2000 og 2020. Anden del af rapporten består af en præsentation af fordelingen af forskellige indeklimaforhold i Københavns Kommune samt i det øvrige Danmark i 2000 og 2021. I tredje del præsenteres udviklingen af gener relateret til indeklimaet fra 2010 til 2021, hvorefter det præsenteres, hvor mange borgere i København på 16 år eller derover der estimeres at være generet af den givne gene i 2021. I fjerde og sidste del præsenteres sammenhænge mellem de hyppigst forekommende gener relateret til indeklimaet og symptomer som hovedpine, træthed og søvnbesvær samt sygdomme som allergi, astma og kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL) baseret på data fra personer, der bor i København.

1.1 Sammenfatning

I dette afsnit er rapportens primære fund præsenteret efterfulgt af en opsummering af udvalgte resultater af de undersøgte indeklimaforhold indenfor hvert af rapportens kapitler: 'Boligernes karakteristika', 'Boligforhold', 'Adfærd i boligen', 'Gener relateret til indeklimaet' samt 'Sammenhæng mellem gener og symptomer/sygdom'.

Denne rapport er baseret på resultater fra Sundheds- og sygelighedsundersøgelserne i 2000 (SUSY-2000) og 2021 (SUSY-2021), samt hvad angår gener relateret til indeklimaet og selvrapporteret information om symptomer og sygdom i SUSY-2010, SUSY-2013, SUSY-2017 og SUSY-2021. SUSY-undersøgelserne er baseret på et repræsentativt udsnit af den danske befolkning. I perioden varierer deltagerprocenten fra 45,4 % til 74,2 %. Besvarelsene er vægtet for bortfald. Der er ligeledes brugt information omkring boligernes karakteristika fra *Danmarks Statistik – statistikbanken.dk* baseret på hele den danske befolkning samt Københavns Kommune.

Rapportens primære fund er:

- Andelen af personer med ventilationsmuligheder som emhætte, udluftningsventiler og vindue til det fri fra badeværelser er steget i København i perioden fra 2000 til 2021.
- Andelen af personer i København, der bruger brændeovn eller har fugtskjolder og mugpletter i boligen, er uændret i perioden fra 2000 til 2021.
- Andelen af personer i København, som sørger for daglig udluftning samt ventilation efter badning, er faldet i perioden fra 2000 til 2021.
- Der er sket en stigning i andelen af personer, der støvsuger ugentligt, i København, men et fald i andelen, der vasker gulv ugentligt, i perioden fra 2000 til 2021.
- Andelen af personer i København, der oplever gener fra trafikstøj, er højere i 2017 sammenlignet med 2010.
- Andelen af personer i København, der oplever nabostøj, lugt fra brændeovne og lugt af tobaksrøg fra naboer, er uændret i perioden fra 2010 til 2021.
- I 2021 er gener fra temperaturforhold samt gener fra støj fra naboer de hyppigste gener blandt personer i København.

Opsummering af de undersøgte indikatorer inden for hvert af rapportens kapitler:

Boligernes karakteristika

Etageboliger er den mest hyppige boligform i København (86,3 % i 2020), mens det i det øvrige Danmark er parcel/stuehuse (58,7 % i 2020). Andelen af personer, der bor i lejligheder, er større i København sammenlignet med det øvrige Danmark. I København er der en større andel, som bor i boliger bygget før 1960, sammenlignet med det øvrige Danmark. Boliger med 2 og 3 værelser er de hyppigst forekommende i København, mens boliger med 4, 5 og 6 værelser eller mere er hyppigere i det øvrige Danmark. I København bor der flere personer per bolig i boliger med 1 til 3 værelser sammenlignet med det øvrige Danmark.

Boligforhold

I perioden fra 2000 til 2021 er der sket en stigning i andelen af personer i København, der har et vindue eller dør ud til det fri i badeværelset eller en udluftningsventil, åbning i væg, loft eller

vinduesramme i badeværelset. Andelen af personer med emhætte over deres komfur er ligeledes steget. Forekomsten af disse ventilationsmuligheder er ligeledes steget i det øvrige Danmark.

I perioden fra 2000 til 2021 er der sket et fald i andelen af personer i København, der har gulvtæppe i det rum, de sover i. Der ses ligeledes et fald i det øvrige Danmark.

Andelen af personer, der bruger brændeovn, i København er uændret i perioden fra 2000 til 2021 (7,4 %). I det øvrige Danmark er der sket et lille fald fra 26,7 % til 22,5 %.

I alt har 17,1 % af personerne i København fugtskjolder eller mugpletter i deres bolig i 2021. Denne andel er uændret i forhold til år 2000. I det øvrige Danmark er der sket et fald i andelen af personer med fugtskjolder og mugpletter fra 17,9 % til 13,4 %.

Adfærd i boligen

I perioden fra 2000 til 2021 er der sket et fald i andelen af personer, der lufte ud dagligt samt sørger for ekstra ventilation efter badning. Dette mønster ses både i København og i det øvrige Danmark.

I København er andelen personer, der støvsuger ugentligt, steget fra 73,0 % til 80,6 %, mens andelen, der vasker gulv ugentligt, er faldet fra 42,2 % i 2000 til 34,8 % i 2021. I det øvrige Danmark er forekomsten af både støvsugning og gulvvask faldet.

I 2021 har 19,7 % af svarpersonener i København et kæledyr inde i boligen. Andelen er uændret i perioden fra 2000 til 2021. I det øvrige Danmark er andelen højere (35,9 % i 2021), men er ligeledes uændret i perioden fra 2000 til 2021.

Gener relateret til indeklimaet

I alt er 22,0 % af befolkningen i København generet af støj fra trafik i 2021. I 2017 er andelen større sammenlignet med 2010. I det øvrige Danmark ses samme udvikling. Andelen, der er generet, er dog mindre.

I alt er 36,5 % af befolkningen i København generet af støj fra naboer i 2021. I København er der ikke forskel i andelen, der oplever gener fra nabostøj i 2013, 2017 og 2021 sammenlignet med 2010. I det øvrige Danmark ses en lille stigning i andelen, der er generet af støj fra naboer i 2017 og 2021 sammenlignet med 2010.

I alt er 4,4 % af befolkningen i København generet af lugt fra brændeovne i kvarteret i 2021. I København er der ingen forskel i andelen, der har oplevet gener fra brændeovne i 2013, 2017 og 2021 sammenlignet med 2010. I det øvrige Danmark ses samme udvikling. Andelen, der angiver at være generet, er dog større (8,8 % i 2021).

I alt oplever 17,0 % af befolkningen i København at være generet af ubehagelig lugt fra tobaksrøg fra naboer i 2021. I København er der ingen forskel i andelen, der har oplevet gener fra tobaksrøg fra naboer i 2017 og 2021 sammenlignet med 2013. I det øvrige Danmark ses samme mønster.

I 2021 er gener fra temperaturforhold samt gener fra støj fra naboer de hyppigste gener i den københavnske befolkning. Det gør sig gældende for både dem, der er meget generet og lidt generet.

Lugtgener fra naboens aktiviteter, tobaksrøg fra naboen, andre kilder i boligen (som f.eks. afløb, affald, mv.) samt trafik, industri, mv. er blandt de hyppigst forekommende lugtgener i København.

Det er især lugtgener fra tobaksrøg fra naboer, andre aktiviteter fra naboer samt trafik og lignende, hvor andelen, der er meget generet er størst. For det øvrige Danmark er forekomsten af gener fra ubehagelig lugt på grund af de adspurgte forhold generelt lavere med undtagelse af gener fra brændeovne i kvarteret, hvor andelen er større i det øvrige Danmark.

Det estimeres, at knap 200.000 borgere i København på 16 år eller derover oplever gener af for høje eller lave temperaturer samt nabostøj. Ligeledes estimeres det, at omkring 100.000 oplever gener fra træk og trafikstøj samt lugtgener fra tobaksrøg fra naboer og andre aktiviteter hos naboer.

Sammenhæng mellem gener og symptomer/sygdom i København

Der er en større andel, der rapporterer træthed, hovedpine og søvnbesvær, blandt personer, der oplever gener fra trafikstøj og nabostøj i København sammenlignet med personer, der ikke oplever gener fra trafik- og nabostøj. Det er dog ikke muligt at vise, om det er støjen, der er årsag til symptomerne, eller om personer med de givne symptomer i højere grad oplever gener fra støj.

Ligeledes er der en højere forekomst af personer med KOL blandt personer, der oplever lugtgener af tobaksrøg fra naboen sammenlignet med personer, der ikke oplever lugtgener fra tobaksrøg fra naboen. Her er det heller ikke muligt at vise, om det er lugtgenerne, der er årsag til den højere forekomst af KOL, eller om personer med KOL i højere grad oplever naboens tobaksrøg som generende. Der er ikke en højere forekomst af astma og allergi blandt personer, der oplever lugtgener fra tobaksrøg, sammenlignet med personer, der ikke oplever lugtgener fra tobaksrøg.

1.2 Læsevejledning

For at forstå resultaterne af undersøgelsen korrekt er det vigtigt at være opmærksom på en række forhold. I denne rapport præsenteres resultater fra såkaldte tværsnitsundersøgelser, hvilket betyder, at en række forhold er målt på samme tidspunkt. En tværsnitsundersøgelse giver et øjebliksbillede og kan pege på sammenhænge, men det er ikke muligt at vise, hvad der er årsag, og hvad der er virkning. Der kan for eksempel ses en sammenhæng mellem gener af trafikstøj og hovedpine, men det er ikke muligt at fastslå, om det for eksempel er trafikstøjen, der forårsager hovedpinen, eller om det er hovedpinen, der er mulig årsag til, at man oplever gener fra trafikstøj. Rapporten bør derfor mest anvendes som et opslagsværk, der kan give oplysninger om, hvilke boligmiljømæssige udfordringer København står overfor i forbindelse med forebyggelse. Imidlertid kan resultaterne også benyttes til at generere hypoteser om kausale sammenhænge, som vil kunne efterprøves i andre undersøgelser.

Hvert afsnit indledes med en kort introduktion og baggrund til emnet, herunder betydningen for folkesundhed. Desuden beskrives de enkelte spørgsmål, som danner grundlag for indikatorerne om emnet, der præsenteres. For hver indikator præsenteres, hvordan fordelingen ser ud i København samt i det øvrige Danmark. Det kommenteres, hvordan udviklingen har været i perioden fra 2000 til 2021 i København. Det kommenteres ligeledes, hvordan udviklingen har været i det øvrige Danmark, f.eks. om udviklingen er gået i samme retning, modsatte retning, om der ses samme mønster eller lignende. Der kommenteres ikke, eller testes for, hvorvidt udviklingen er den samme eller forskellig mellem København og det øvrige Danmark, dvs. om for eksempel en stigning er lige stor i København og i det øvrige Danmark. Alle forekomster, der beskrives som højere eller lavere, er baseret på en statistisk test (logistisk regression), hvor det testes, om der er en statistisk signifikant forskel mellem de forekomster, der sammenlignes. Hvis forekomsten i 2021 er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2000, markeres det i figuren med en stjerne (*). Forekomster, der ikke er statistisk signifikant forskellige, omtales ikke som en forskel.

I år 2000 er langt størstedelen af spørgsmålene omkring boligmiljøforhold stillet til en mindre stikprøve. Antallet af besvarelser er derfor lave. Dette kan påvirke den statistiske sikkerhed, der er i undersøgelsen, når der sammenlignes mellem år 2000 og 2021 (se beskrivelse af usikkerhed nedenfor).

Sammenhængen mellem gener relateret til indeklimaet og symptomer/sygdom er præsenteret i tabeller, hvor der er angivet en odds ratio (OR) med et 95 % sikkerhedsinterval (95 % CI). Fortolkningen af OR er angivet nedenfor. Et 95 % sikkerhedsinterval angiver den nedre og øvre grænse for hvilket interval, der med 95 % sikkerhed vil indeholde den reelle værdi af OR.

Hvad er en odds ratio?

En odds ratio (OR) er et ofte anvendt mål for sammenhæng mellem to variable, og som navnet antyder, er det et forhold (ratio) mellem to odds (chance). Hvis odds ratioen er 1, er der ingen forskel på de to grupper. Hvis odds ratioen er større end 1, betyder det generelt, at den aktuelle gruppe i højere grad end referencegruppen har svaret 'Ja' til den betragtede indikator. Hvis odds ratioen er mindre end 1, har den betragtede gruppe i mindre grad end referencegruppen svaret 'Ja' til den betragtede indikator. For nærmere at illustrere udregningen af en odds ratio benyttes nedenstående tabel, som viser et hypotetisk eksempel på sammenhængen mellem årstal og ugentlig gulvvask i boligen.

Antal i 2000 og 2021, der har vasket gulv mindst én gang ugentligt

	Ja	Nej	I alt	Odds	Odds ratio
2000	269	437	706	0,62	0,86
2021	311	435	746	0,71	1

Idet 38 % i 2000 (269/706) og 42 % i 2021 (311/746) i dette eksempel ugentligt har vasket gulv i boligen, er konklusionen, at man i 2000 i mindre grad end i 2021 svarer, at man har vasket gulv.

Tankegangen for odds ratioen er som følger: 269 i 2000 har vasket gulv ugentligt, mens 437 ikke har. Dette giver et odds for ugentlig gulvvask på $269/437=0,62$. Det vil sige for hver person i 2000, som ikke har vasket gulv ugentligt, er der 0,62, der har. Tilsvarende er odds for personer i 2021 $311/435=0,71$. For hver person i 2021, som ikke har vasket gulv ugentligt, er der således 0,71, der har. Når vi vælger 2021 som referencegruppe, betyder det, at OR er $0,62/0,71=0,86$. Eftersom OR er mindre end 1, og år 2021 er valgt som referencegruppe, betyder det, at man i 2000 i mindre grad end i år 2021 har vasket gulv i boligen.

Usikkerhed

De opgivne tal er generelt behæftet med usikkerhed, og det er gældende, at jo mindre stikprøven er, desto større er usikkerheden. Tallene, der rapporteres for Københavns Kommune, er derfor naturligt mere usikre end tallene, der rapporteres for det øvrige Danmark. Ligeledes skal det bemærkes, at stikprøven på langt de fleste indikatorer i 2000 er markant mindre end i de øvrige år, og derfor er disse tal også mere usikre.

I nedenstående tabel (tabel 1.1) er usikkerheden beregnet med Wald-metoden for forskellige procenter og forskellige størrelser af populationer (4). Tabellen skal læses på følgende måde: Hvis forekomsten af en indikator for eksempel er opgivet til 5 %, og antallet af personer er 100, så er usikkerheden $\pm 4,3$ %, det vil sige, at procenten kan variere mellem 0,7 % og 9,3 % (nemlig $5,0-4,3=0,7$ og $5,0+4,3=9,3$ %). Hvis antallet af personer i stedet var 8.000, ville usikkerheden være 0,5 %, det vil sige, at procenten kan være mellem 4,5 og 5,5 %. Usikkerheden bliver altså mindre desto flere personer, der indgår i analysen.

Tabel 1.1 Usikkerheden for andele (procent) beregnet for forskellige stikprøvestørrelser

Procent	Stikprøvestørrelse					
	100	500	1.500	3.000	8.000	35.000
5	4,3	1,9	1,1	0,8	0,5	0,2
10	5,9	2,6	1,5	1,1	0,7	0,3
15	7,0	3,1	1,8	1,3	0,8	0,4
20	7,8	3,5	2,0	1,4	0,9	0,4
25	8,5	3,8	2,2	1,5	0,9	0,5
30	9,0	4,0	2,3	1,6	1,0	0,5
35	9,3	4,2	2,4	1,7	1,0	0,5
40	9,6	4,3	2,5	1,8	1,1	0,5
45	9,8	4,4	2,5	1,8	1,1	0,5
50	9,8	4,4	2,5	1,8	1,1	0,5

Kilde: *Hvordan har du det? Trivsel, sundhed og sygdom blandt voksne i Region Syddanmark 2021 (4)*

Referencer

1. Sundhedsstyrelsen. Indeklima. 2019 [<https://www.sst.dk/da/viden/miljoe/miljoe-og-sundhed/indeklima>]
2. European Commission - Directorate-General for Health Consumers. Promoting actions for healthy indoor air (IAIAQ): Directorate-General for Health and Consumer Protection; 2013.
3. WHO 1990 World Health Organization. Environmental Health in Rural and Urban Development and Housing Unit. (1990). Indoor environment : health aspects of air quality, thermal environment, light and noise. World Health organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/62723>
4. Jensen HAR, Davidsen M, Román JUI, Møller SR, Christensen AI, Ekholm O, Kristensen PL og Krogh NR. *Hvordan har du det? Trivsel, sundhed og sygdom blandt voksne i Region Syddanmark 2021*. Vejle: Region Syddanmark, 2022

2 Metode

Baggrund

Statens Institut for Folkesundhed (SIF), SDU, har i 1987, 1994, 2000, 2005, 2010, 2013, 2017 og 2021 gennemført Sundheds- og sygelighedsundersøgelsen (SUSY), som er nationalt repræsentative befolkningsundersøgelser af sundhed, sygelighed og trivsel blandt voksne i Danmark på 16 år eller derover (1-7). I alle SUSY-undersøgelserne er der indsamlet data om befolkningens sundhedstilstand og forhold af betydning herfor, som der ikke findes oplysninger om i de danske administrative registre. Undersøgelserne giver således et unikt indblik i danskernes sundhed og bidrager med supplerende viden til et samlet og nuanceret billede af udfordringer og tendenser på området. I 2000 og 2021 var der særligt fokus på boligforhold, og der indgik således detaljerede spørgsmål om dette emne. I de mellemliggende år har der været ét spørgsmål omkring et antal varierende gener relateret til indeklimaet.

Materiale og metode

Denne rapport er baseret på resultater fra SUSY-2000 og SUSY-2021, samt hvad angår gener relateret til boligmiljøet i SUSY-2010, SUSY-2013, SUSY-2017. Endvidere er der indhentet oplysninger om eksempelvis boligtype og andre boligkarakteristika fra *Danmarks Statistik – statistikbanken.dk* (8-11). Det vil fremgå af de enkelte kapitler, hvilke datakilder der er anvendt i de enkelte kapitler.

I år 2000 er SUSY-stikprøven amtslig og nationalt repræsentativ, og er sammensat af tre delstikprøver. I alle tre delstikprøver er personerne tilfældigt udvalgt. Den samlede stikprøve består af 22.486 inviterede danske statsborgere på 16 år eller derover (3).

I 2010, 2013, 2017 og 2021 er SUSY-stikprøven regionalt og nationalt repræsentativ. Stikprøven består af to delstikprøver. I begge delstikprøver er personerne tilfældigt udvalgt. De samlede stikprøver består hvert år af 25.000 inviterede personer bosiddende i Danmark i alderen 16 år eller derover (6, 7).

Til nærværende rapport inddeles personerne i to grupper:

1. København: Svarpersoner med bopæl i Københavns Kommune pr. 1. januar det givne årstal.
2. Øvrige Danmark: Alle svarpersoner med undtagelse af svarpersoner med bopæl i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune pr. 1. januar det givne årstal.

Dataindsamling

Data til SUSY-2000 er indsamlet i tre runder i henholdsvis februar, maj og september 2000. Dataindsamlingen foregik ved personlige interview i respondentens hjem. Det personlige interview er suppleret med et selvadministreret spørgeskema, der blev udleveret efter, at interviewet var afsluttet. Der er i de selvadministrerede spørgeskemaer i udstrakt grad stillet forskellige spørgsmål i de forskellige delstikprøver. Enkelte boligspørgsmål er stillet til hele stikprøven, og hovedparten er stillet i den samme delstikprøve (3).

I 2010 og 2013 fik alle inviterede personer tilsendt en invitation og et papirspørgeskema med fysisk post. Det var desuden muligt at besvare et identisk spørgeskema elektronisk ved brug af et unikt brugernavn og adgangskode (6,7).

Dataindsamlingen til SUSY-2017 og SUSY-2021 blev gennemført ved brug af en kombination af digital post og fysisk post. Alle udtrukne personer tilmeldt digital post (92,4 %) fik tilsendt en invitation og et link til et elektronisk spørgeskema med digital post. Personer, der ikke var tilmeldt digital post (7,6 %), fik derimod tilsendt en invitation og et papirspørgeskema med fysisk post. Disse var hovedsageligt ældre personer (6, 7).

Tabel 2.1 viser en oversigt over dataindsamlingsmetoderne i de fem SUSY-undersøgelser.

Tabel 2.1 Oversigt over dataindsamlingsmetoder i SUSY-undersøgelserne

År	Personligt interview	Papirspørgeskema	Webspørgeskema
2000	X	X	
2010		X	X
2013		X	X
2017		X	X
2021		X	X

Kilde: Sundheds- og sygelighedsundersøgelserne

Spørgeskemaerne til SUSY-2000, SUSY-2010, SUSY-2013, SUSY-2017 og SUSY-2021 kan findes på www.sdu.dk/sif

Deltagelse

I SUSY-2000 blev der opnået helt eller delvist interview med 16.688 personer af de 22.486 inviterede. Dette svarer til en deltagelse på 74,2 %. Sammenfattende gælder det, at der primært ses et højt bortfald blandt ældre kvinder, at enkemænd og gifte mænd har et relativt lavt bortfald og endelig at personer bosat i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommuner og i Københavns Amt har et relativt højt bortfald. En mere uddybende beskrivelse af deltagelsen ses i rapporten af Kjølner og Rasmussen (3).

I alt har 11.346 ud af de 25.000 inviterede i SUSY-2021-stikprøven helt eller delvist besvaret spørgeskemaet, hvilket giver en svarprocent på 45,4 %. Bortfaldet er lavere blandt kvinder end blandt mænd. Blandt begge køn ses det højeste bortfald i de yngste aldersgrupper. Bortfaldet er endvidere relativt højt blandt ugifte, blandt personer med ikke-vestlig baggrund og blandt personer bosiddende i Region Nordjylland. En mere uddybende beskrivelse af deltagelsen ses i rapporten af Jensen et al. (7).

I tabel 2.2 vises antal inviterede, antal personer og svarprocenten i SUSY-undersøgelserne samlet og for Københavns Kommune i 2000, 2010, 2013, 2017 og 2021. Der ses generelt en faldende svarprocent i perioden 2000 til 2021.

Table 2.2. Antal inviterede, antal svarpersoner og svarprocent i SUSY-undersøgelserne i perioden 2000 -2021

	SUSY total			SUSY deltagere fra Københavns Kommune		
	Antal inviterede	Antal svarpersoner	Svarprocent	Antal inviterede	Antal svarpersoner	Svarprocent
SUSY-2000	22.484	16.688	74,2	1.682	1.073	63,8
SUSY-2010	25.000	15.165	60,1	2.431	1.299	53,4
SUSY-2013	25.000	14.265	57,1	2.500	1.272	50,9
SUSY-2017	25.000	14.022	56,1	2.605	1.308	50,2
SUSY-2021	25.000	11.346	45,4	2.753	1.071	38,9

Kilde: Sundheds- og sygelighedsundersøgelserne

Table 2.3 viser fordelingen af køn, alder og uddannelsesniveau blandt deltagere i SUSY i det øvrige Danmark og deltagere i Københavns Kommune i 2000, 2010, 2013, 2017 samt 2021.

Det ses, at andelen af deltagende kvinder i København er stigende henover perioden. Andelen af personer i alderen 16-24 år og ≥ 75 år er lidt lavere i de seneste undersøgelsesår. I forhold til uddannelsesniveau ses, at andelen af deltagende personer med en videregående uddannelse har været stigende i perioden, mens andelen af personer med grundskole og erhvervsfaglig/gymnasial uddannelse har været faldende.

I det øvrige Danmark ses ligeledes en højere andel af kvinder i de senere undersøgelser. Andelen af personer på 16-24 år og 25-44 år er faldende, mens andelen af personer på 65-74 år og ≥ 75 år er stigende. Andelen med grundskole er faldende, mens andelen med en erhvervsfaglig/gymnasial uddannelse og videregående uddannelse er steget lidt henover tid.

Tabel 2.3. Fordelingen af køn, alder og uddannelse blandt deltagere i SUSY-undersøgelserne i øvrige Danmark og København. 2000, 2010, 2013, 2017 og 2021, Procent.

	Øvrige Danmark					København				
	2000 (n=15.395)	2010 (n=13.613)	2013 (n=12.746)	2017 (n=12.472)	2021 (n=10.076)	2000 (n=1.073)	2010 (n=1.299)	2013 (n=1.272)	2017 (n=1.308)	2021 (n=1.071)
Køn										
Kvinder	50,9	53,9	54,7	54,1	55,7	51,3	55,1	54,7	55,1	59,1
Alder										
16-24 år	12,9	10,7	11,6	11,3	9,7	17,1	14,8	17,2	14,8	13,8
25-44 år	33,8	26,1	22,3	22,7	18,0	47,8	42,5	42,6	44,6	40,1
45-64 år	35,1	39,0	38,4	37,4	35,4	21,0	27,3	24,2	25,9	28,5
65-74 år	9,9	15,2	17,7	18,1	20,7	6,4	9,6	10,2	10,1	11,2
≥75 år	8,4	9,0	10,0	10,5	16,2	7,7	5,9	5,7	4,6	6,4
Uddannelse¹										
Grundskole		11,8	9,5	8,3	7,6		5,7	4,5	2,7	3,0
Erhvervsfaglig/gymnasial uddannelse		34,8	39,7	37,8	37,0		25,7	23,0	21,3	19,4
Videregående uddannelse (kort, mellemlang eller lang)		39,6	37,6	41,2	44,4		51,8	54,5	61,5	65,4
Andet ² /under uddannelse		13,9	13,2	12,7	11,0		16,9	17,9	14,5	12,2

¹ Der mangler information om uddannelse for et varierende antal personer:

Øvrige Danmark: 2010: n=437; 2013: n=845; 2017: n=1.133; 2021: n=910

København: 2010: n=24; 2013: n=61; 2017: n=158; 2021: n=112

² Andet dækker f.eks. udenlandsk skole

Vægtning

I befolkningsundersøgelser som SUSY-undersøgelserne er det af stor betydning for validiteten og generaliserbarheden af resultaterne, at personer ligner baggrundsbefolkningen, dvs. den øvrige voksne befolkning i Danmark, så meget som muligt med hensyn til køn, alder, uddannelse og andre sociodemografiske karakteristika. Hvis dette ikke er tilfældet, vil det svække undersøgelsens konklusioner, idet resultaterne således ikke afspejler forekomster og fordelinger af sundhed og sygelighed i hele befolkningen, men kun blandt de personer, som har deltaget i undersøgelsen. I SUSY-2000, SUSY-2010, SUSY-2013, SUSY-2017 og SUSY-2021 er dette problem søgt løst ved en såkaldt vægtning for non-response. Vægten er beregnet af Dataindsamling og Metode hos Danmarks Statistik (7). Denne metode indebærer, at besvarelsen fra hver enkelt person er givet en vægt i forhold til, hvor sandsynligt det er at få en besvarelse fra en person med samme køn, alder, uddannelsesniveau, bruttoindkomst, socioøkonomisk gruppering, familietype, etnisk baggrund, antal lægebesøg, indlæggelse på sygehus samt ejer-/lejerforhold. Besvarelser fra personer med en lav sandsynlighed for at have besvaret spørgeskemaet bliver således givet en højere vægt end besvarelser fra personer med en højere sandsynlighed. Formålet med denne vægtning er at nedbringe de potentielle systematiske fejl (bias), som et skævt bortfald kan medføre for undersøgelsens resultater. Danmarks Statistik er fagligt ansvarlig for beregning af vægten.

Udvikling over tid

Som tidligere nævnt er dataindsamlingen i 2000 foregået ved personligt interview og et selvadministreret spørgeskema, mens den i 2010 og frem udelukkende er foregået ved et selvadministreret spørgeskema. I 2000 er enkelte boligspørgsmål stillet i det personlige interview, men størstedelen er stillet i det selvadministrerede skema.

For at vurdere om dataindsamlingsmetoden har betydning for forekomsten af den enkelte indikator, har SIF i februar/marts 2010 foretaget en undersøgelse baseret på et personligt interview af 1.145 personer i Region Syddanmark. Undersøgelsen er med hensyn til rekruttering, kontakt og dataindsamling foretaget på samme måde som i SUSY-undersøgelsen i år 2000 (1-4).

Undersøgelsen viste, at dataindsamlingsmetoden havde signifikant betydning for forekomsten af nogle indikatorer, for eksempel indikatorer relateret til nogle gener i indeklimaet, helbredsrelateret livskvalitet, sundhedsadfærd og sociale relationer. For andre indikatorer blev der ikke fundet nogen forskel på forekomsten mellem de to undersøgelser, for eksempel indikatorer relateret til brug af sundhedsvæsenet. Valg af dataindsamlingsmetode kan derfor have stor betydning, hvis man skal sammenligne resultater fra undersøgelser, hvor der er anvendt forskellig dataindsamlingsmetode. Derfor anvendes der i denne rapport ikke data om gener før 2010, således at data er indsamlet ensartet. Da størstedelen af de øvrige indikatorer for boligmiljø er stillet i det selvadministrerede skema i år 2000, forventes skiftet i dataindsamlingsmetode ikke at have den store betydning for de øvrige indikatorer i denne rapport.

Derudover skal det nævnes, at flere af spørgsmålene og svarkategorierne er formuleret forskelligt i 2000 og 2021. Væsentlige ændringer vil ligeledes fremgå af de enkelte kapitler.

Udover ændringer i dataindsamlingsmetoder er det kendt, at årstiden kan have betydning for forekomsten af indikatorer for sundhed og sygelighed (12). Det skal i den forbindelse bemærkes, at dataindsamlingen i 2010, 2013, 2017 og 2021 er gennemført i perioden februar til april/maj. I 2000 er data indsamlet i februar/marts, maj/juni og september/oktober.

Endvidere er der sket en ændring i målpopulationen. I SUSY-undersøgelsen i år 2000 blev der kun inviteret danske statsborgere, mens der i 2010, 2013, 2017 og 2021 er inviteret personer med bopæl i Danmark. Det betyder således, at borgere med anden statsborgerskab også inviteres fra 2010 og frem. Det vurderes dog, at denne ændring i stikprøvens sammensætning har minimal betydning for udviklingen i resultaterne over tid.

En undersøgelse gennemført under COVID-19-pandemien

Tidspunktet for dataindsamlingen til SUSY-2021 fandt sted mellem d. 5. februar og d. 12. maj 2021. Dataindsamlingen faldt således sammen med en periode, hvor der stadig var en række restriktioner og tiltag i forbindelse med håndteringen af COVID-19-pandemien. Dette har med stor sandsynlighed påvirket resultaterne i undersøgelsen, idet rammerne for vores liv har været så markant anderledes, end vi er vant til. Resultaterne i denne undersøgelse skal således ses i lyset heraf, og endelige konklusioner om udviklingen skal foretages med forsigtighed.

Analysemetoder

Alle præsenterede forekomster fra SUSY-undersøgelserne er vægtede for bortfald.

Udvikling i indeklima fra 2000 til 2021

Hver indikator er beskrevet ved fordelingen af den givne indikator i de undersøgte år. For at undersøge om forekomsten af de enkelte indikatorer varierer signifikant mellem årene er benyttet en logistisk regression, hvor der er justeret for forskelle i køns- og aldersfordelingen. Forekomsten i 2021 sammenlignes med forekomsten i 2000 (reference). For gener relateret til indeklimaet, som er målt i 2010, 2013, 2017 samt 2021, sammenlignes forekomsten de enkelte år med forekomsten i 2010 (reference). Som resultat af en logistisk regression beregnes en odds ratio (OR), der beskriver en eventuel mindre eller større odds (chance) for den givne indikator (se læsevejledningen for yderligere beskrivelse af en odds ratio).

Estimering af antal generede borgere i Københavns Kommune på 16 år eller derover

For gener med en forekomst på $\geq 10\%$ er det estimeret, hvor mange borgere i Københavns Kommune på 16 år eller derover, der er generet af den givne gene. Beregningen er lavet med udgangspunkt i befolkningsstørrelsen i Københavns Kommune per 1.1.2021 fra *Danmarks Statistik – statistikbanken.dk* (13) og afrundet til nærmeste hundrede.

Sammenhæng mellem gener og symptomer/sygdom

Sammenhæng mellem gener og symptomer/sygdom er analyseret med en logistisk regression, hvor der er justeret for køn, alder, uddannelse samt kalenderår. Analysen er lavet på tværs af årene på besvarelser fra borgere i Københavns Kommune. For sammenhængen mellem gener og kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL) er der yderligere justeret for rygning (ja/nej).

Referencer

1. Rasmussen NK, Groth MV, Bredkjær SR, Madsen M, Kamper-Jørgensen F. Sundhed og syge- lighed i Danmark 1987. København: DIKE, 1987.
2. Kjølner M, Rasmussen NK, Keiding L, Petersen HC, Nielsen GA. Sundhed og sygelighed i Danmark 1994 – og udviklingen siden 1987. Rapport fra DIKEs repræsentative undersøgelse blandt voksne danskere. København: DIKE, 1995.
3. Kjølner M, Rasmussen NK, red. Sundhed og sygelighed i Danmark 2000 & udviklingen siden 1987. København: Statens Institut for Folkesundhed, 2002.
4. Ekholm O, Kjølner M, Davidsen M, Hesse U, Eriksen L, Christensen AI, Grønbæk M. Sundhed og sygelighed i Danmark 2005 & udviklingen siden 1987. København: Statens Institut for Folkesundhed, 2006.
5. Christensen AI, Ekholm O, Davidsen M, Juel K. Sundhed og sygelighed i Danmark 2010 & udviklingen siden 1987. København: Statens Institut for Folkesundhed, SDU, 2012.
6. Jensen HAR, Ekholm O, Davidsen M, Christensen AI. The Danish health and morbidity surveys: study design and participant characteristics. BMC Med Res Methodol. 2019;19(1):91
7. Jensen HAR, Møller SR, Davidsen M, Christensen AI, Ekholm O. Materiale og metode. Sundheds- og sygelighedsundersøgelsen 2021. København: Statens Institut for Folkesundhed, SDU, 2022.
8. Statistikbanken.dk. Danmarks Statistik – <https://statistikbanken.dk/bol201>
9. Statistikbanken.dk Danmarks Statistik - <https://statistikbanken.dk/bol202>
10. Statistikbanken.dk. Danmarks Statistik – <https://statistikbanken.dk/bol203>
11. Statistikbanken.dk. Danmarks Statistik – <https://statistikbanken.dk/bol6>
12. Fangel S, Linde PC, Thorsted BL. Nye problemer med repræsentativitet i surveys, som opregning med registre kan reducere. Metode & Data. 2007; 93: 14-26.
13. Statistikbanken.dk. Danmarks Statistik – <https://statistikbanken.dk/folk1A>

3 Boligernes karakteristika

Grundlæggende forhold som boligens type, alder samt størrelse har betydning for mange gener relateret til indeklimaet (1). Ligeledes har ejerforholdet betydning for ansvaret for vedligeholdelse og afhjælpning af eventuelle problemer (2).

Perioden, boligen er bygget i, er afgørende for, hvordan boligen er bygget. For eksempel vil ældre boliger typisk være karakteriseret ved at have dårligere isolering, og der kan være brugt materialer, som indeholder sundhedsskadelige stoffer som asbest eller PCB. Med baggrund heri præsenteres andelen af boliger, der er bygget før 1960, 1960-1979 samt efter 1979, som delvist afspejler ændringer i bygningsreglementet (3) og tendenser i byggemetoder gennem tiden. Boliger bygget før 1960 vil typisk være karakteriseret ved at have en tynd eller lille isolering, samt der kan være anvendt bly og asbest i byggematerialerne. I 1960'erne og 1970'erne er boligerne typisk små, der er anvendt lidt mere isolering sammenlignet med boliger før 1960'erne, og der kan forekomme både asbest og PCB i bygningen. Fra 1980 og frem er boligerne typiske karakteriseret ved at være større, og der er anvendt mere isolering.

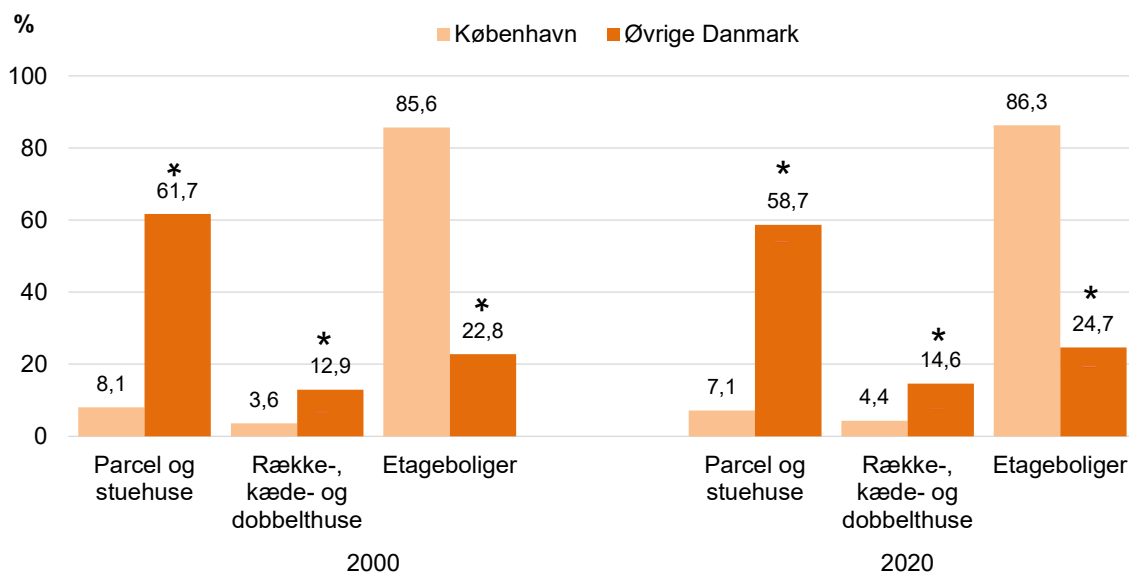
Hvor mange personer, man bor i boligen i forhold til boligens størrelse (beboertæthed), kan ligeledes påvirke indeklimaet og de gener, man oplever i boligen (4, 5).

Mange af de boligkarakteristika, der har betydning for indeklimaet, varierer imellem København og det øvrige Danmark. I dette kapitel beskrives derfor fordelingen af boligtyper, ejerforhold, boligens alder og beboertæthed. Formålet er at beskrive, hvordan disse karakteristika varierer mellem København og det øvrige Danmark. Alle oplysningerne stammer fra *Danmarks Statistik – statistikbanken.dk* og er baseret på hele befolkningen i København samt i det øvrige Danmark. Data fra 2021 er ikke tilgængelige på grund af fejl i Bygnings- og Boligregisteret i 2021, og beskrivelsen er derfor lavet på baggrund af data fra 2020. Da de beskrevne forhold ikke ændrer sig betydeligt (f.eks. antallet af værelser), vurderes det at være af mindre betydning for de præsenterede andele. Hos *Danmarks Statistik – statistikbanken.dk* er information om byggeår, badeværelse, antal værelser og antal personer i boligen ikke tilgængeligt for år 2000. Information om disse forhold præsenteres derfor kun for 2020.

3.1 Boligtype

I figur 3.1.1 ses andelen af personer, der bor i de mest almindelige boligtyper: Parcel og stuehuse, række-, kæde- og dobbelthuse samt etageboliger. Som det ses af figuren, er etageboliger den mest hyppige boligform i København (86,3 % i 2020), mens det i det øvrige Danmark er parcel/stuehuse (58,7 % i 2020). Dette er gældende i både år 2000 og 2020.

Figur 3.1.1 Andel af personer, der bor i de givne boligtyper, i København og det øvrige Danmark. 2000 og 2020. Procent.



Tallene summerer ikke til 100 %, da sjældne boligtyper som kollegium, døgninstitution, fritidshuse og andet er udeladt.

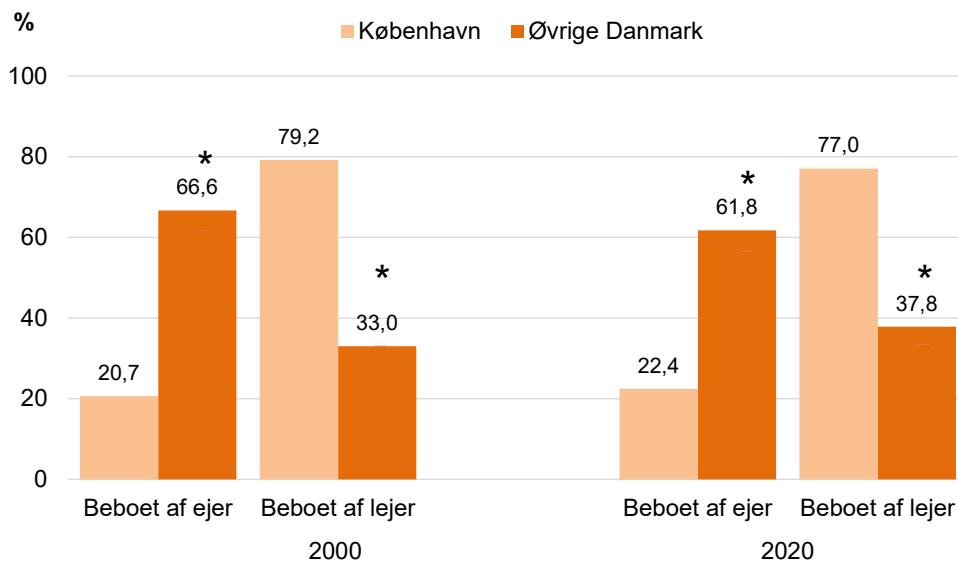
*angiver at forekomsten i det øvrige Danmark er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i København

Kilde: Statistikbanken.dk/BOL201 & Statistikbanken.dk/BOL6

3.2 Ejerforhold

Figur 3.2.1 viser andelen af personer, der bor i en lejet bolig og ejet bolig, i København og det øvrige Danmark i 2000 og 2020. Det ses, at andelen af personer, der bor i lejeboliger, er større i København sammenlignet med det øvrige Danmark. Det er gældende i både år 2000 og 2020.

Figur 3.2.1 Andel af personer, der bor i ejer og lejebolig, i København og det øvrige Danmark. 2000 og 2020. Procent.



I 2000 er 0,2 % uoplyst i København og 0,4 % i det øvrige Danmark

I 2021 er 0,6 % uoplyst i København og 0,4 % i det øvrige Danmark

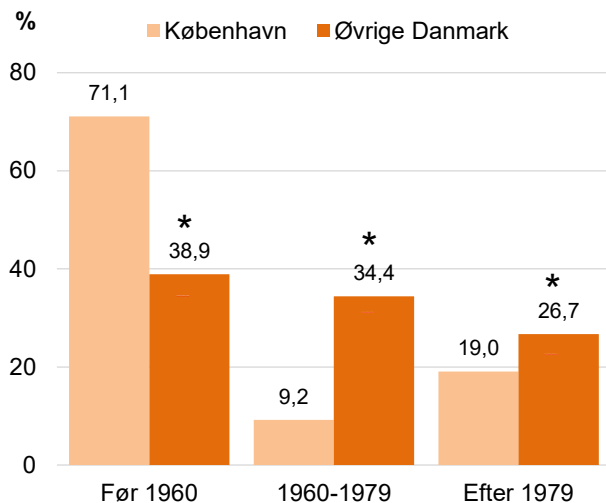
*angiver at forekomsten i det øvrige Danmark er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i København

Kilde: [Statistikbanken.dk/BOL201](https://statistikbanken.dk/BOL201) & [Statistikbanken.dk/BOL6](https://statistikbanken.dk/BOL6)

3.3 Byggeår

Figur 3.3.1 viser andel af personer, der bor i boliger, der er bygget før 1960, 1960-1979 og efter 1979, i København og det øvrige Danmark i 2020. Det ses at i figuren, at der er en større andel i København, som bor i boliger bygget før 1960, sammenlignet med det øvrige Danmark.

Figur 3.3.1 Andel af personer, der bor i boliger bygget i perioden før 1960, 1960-1979 og efter 1979, i København og det øvrige Danmark i 2020. Procent.



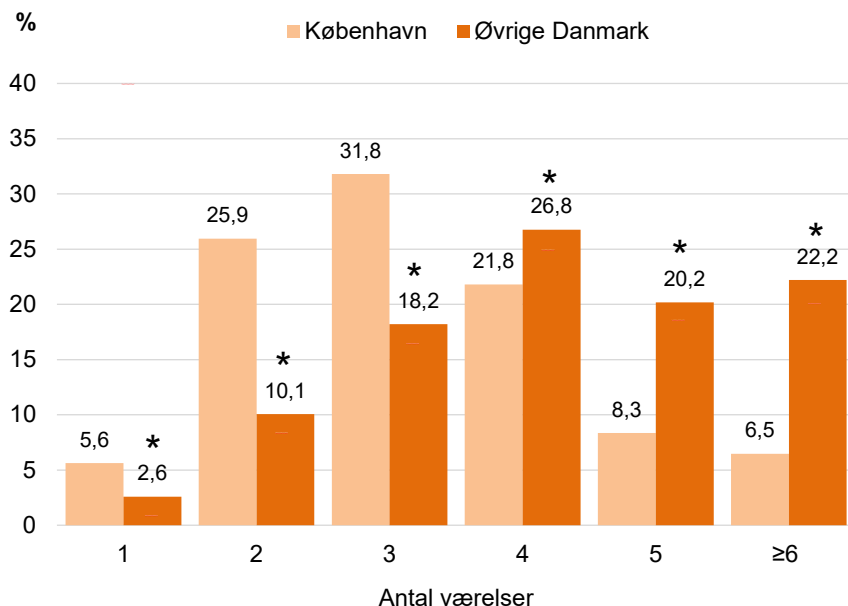
*angiver at forekomsten i det øvrige Danmark er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i København

Kilde: Statistikbanken.dk/BOL201

3.4 Beboertæthed

Figur 3.4.1 viser andelen af personer, der bor i boliger med henholdsvis 1, 2, 3, 4, 5 og 6 eller flere værelser i 2020. Det ses, at boliger med 2 og 3 værelser er de hyppigst forekommende i København, mens boliger med 4,5 og 6 eller flere værelser er hyppigere i det øvrige Danmark.

Figur 3.4.1 Andel af personer, der bor i boliger med det angivne antal værelser, i København og det øvrige Danmark i 2020. Procent.

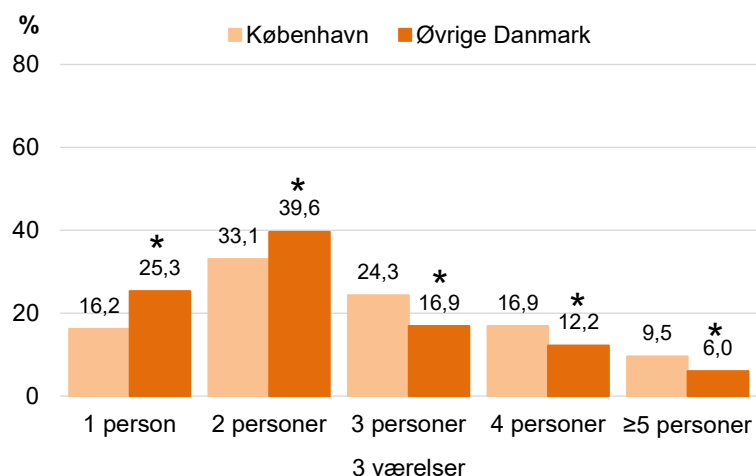
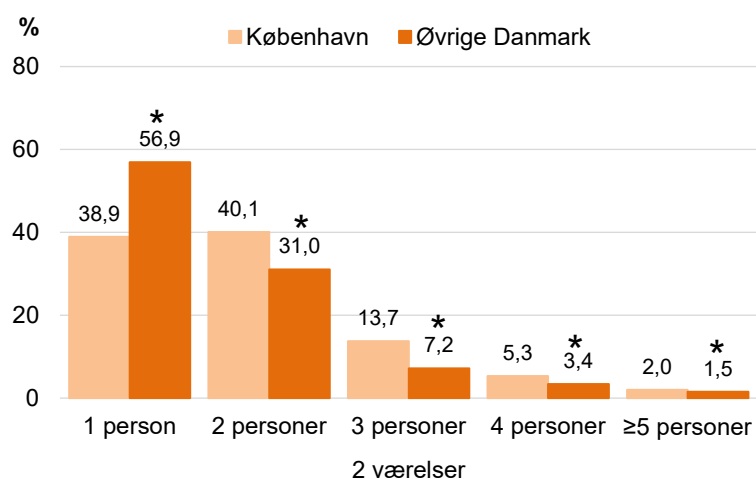
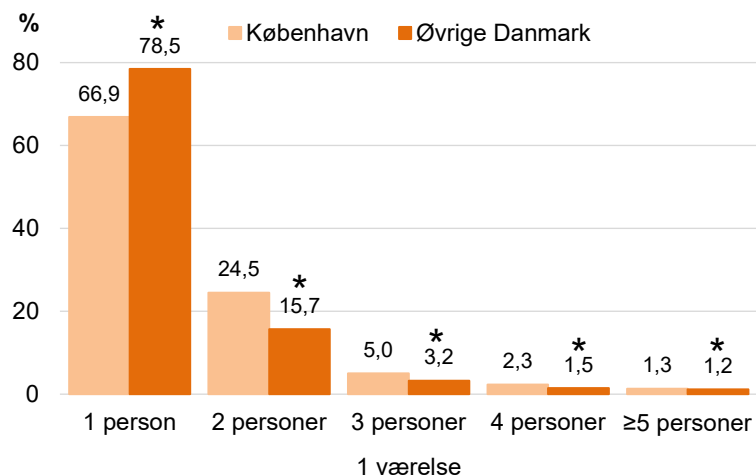


*angiver at forekomsten i det øvrige Danmark er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i København

Kilde: [Statistikbanken.dk/BOL203](https://statistikbanken.dk/BOL203)

Figur 3.4.2. viser, hvor mange personer der bor per bolig med 1, 2 og 3 værelser i København og det øvrige Danmark i 2020. Det ses, at der i boliger med 1 værelse er en større andel i København, hvor der bor henholdsvis 2, 3, 4 og 5 personer eller mere i boligen, mens der i det øvrige Danmark er en større andel, der blot bor 1 person i boliger med 1 værelse. Det samme mønster gør sig gældende for boliger med 2 værelser. For boliger med 3 værelser er der en større andel, der bor 3, 4 og 5 personer eller mere i boligen i København, mens der i det øvrige Danmark er en større andel, der blot bor 1 eller 2 personer i boliger med 3 værelser. Samlet viser figurerne, at man i København bor flere personer per værelse i boligen sammenlignet med det øvrige Danmark.

Figur 3.4.2 Andelen af personer, der bor i boliger med henholdsvis et, to og tre værelser, i København og det øvrige Danmark i 2020. Procent.



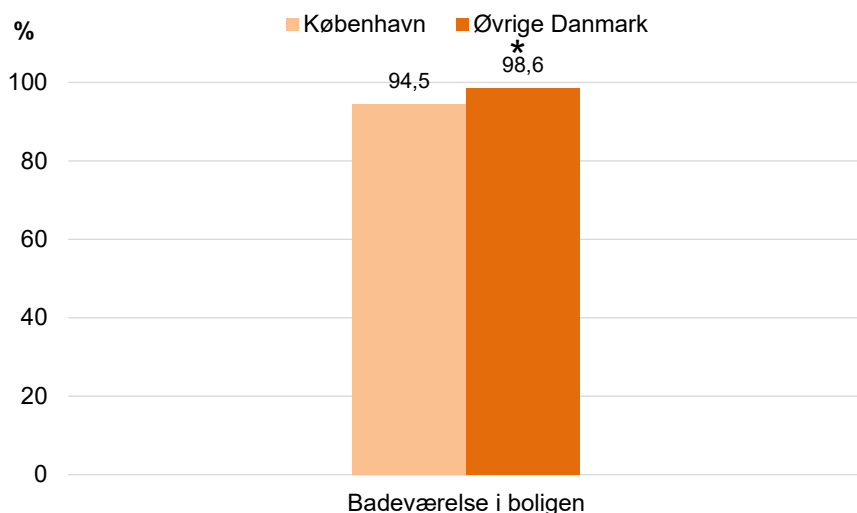
*angiver at forekomsten i det øvrige Danmark er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i København

Kilde: [Statistikbanken.dk/BOL203](https://statistikbanken.dk/BOL203)

3.5 Badeværelse i boligen

Figur 3.5.1 viser andelen af personer, der bor i en bolig med badeværelse i boligen, i København og det øvrige Danmark i 2020. Det ses, at andelen af personer, der bor i en bolig med badeværelse, er større i det øvrige Danmark sammenlignet med København.

Figur 3.5.1 Andelen af personer, der bor i boliger med ét eller flere badeværelser, i København og det øvrige Danmark i 2020. Procent.



*angiver at forekomsten i det øvrige Danmark er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i København

Kilde: Statistikbanken.dk/BOL202

Referencer

1. Howden-Chapman, P. Housing standards: a glossary of housing and health. *J Epidemiol Community Health*. 2004; 58(3):162-8
2. Lejeloven. [<https://www.lejeloven.dk/lejer/vedligeholdelse>]
3. Trafik-, Bygge- og Boligstyrelsen. Bygningsreglementet [<https://historisk.bygningsreglementet.dk/tidligerebyggreg/0/40>]
4. Ferguson L, Taylor J, Davies M, Shrubsole C, Symonds P, Dimitroulopoulou S. Exposure to indoor air pollution across socio-economic groups in high-income countries: A scoping review of the literature and a modelling methodology. *Environ Int*. 2020;143:105748.
5. Abdul Hamid A, von Platten J, Mjörnell K, Johansson D, Bagge H. Determining the Impact of High Residential Density on Indoor Environment, Energy Use, and Moisture Loads in Swedish Apartments-and Measures for Mitigation. *Sustainability*. 2021;13(10):5446.

4 Boligforhold

Kvaliteten af indeklimaet i boligen afhænger blandt andet af boligforhold, såsom eksempelvis mulighed for udluftning, gulvbelægning, opvarmingskilder og fugtforhold (1).

Brug af kakkelovn, brændeovn og pejs til opvarmning af boligen kan bidrage til indendørs partikelforurening samt forurening med kulilte og kvælstofilter, hvilket er forbundet med en række helbredseffekter (1, 2). Eksempelvis estimeres det, at omkring 550 mennesker dør for tidligt hvert år i Danmark som følge af partikelforurening fra brændeovne og anden træfyring (3).

Ud over de nævnte opvarmingskilder kan brug af stearinlys og madlavning, herunder brug af gaskomfur, også bidrage til partikelforurening af indeklimaet (4, 5). Madlavning kan ligeledes øge luftfugtigheden indendørs, hvilket kan forværre problemer med skimmelsvamp og husstøvmider, idet skimmelsvampe vokser på fugtige overflader, og husstøvmider trives i fugtige miljøer (6). Endvidere kan en høj luftfugtighed i boligen bidrage til nedbrydning af boligens byggematerialer, hvilket kan forurene den indendørs luft yderligere (7). Væsentlige kilder til fugt i boligen udgøres ud over madlavning også af blandt andet badning samt vask og tørring af tøj indendørs (7). Forekomst af fugtskjolder eller mugpletter på de indendørs overflader i boligen vil typisk være tegn på uheldige luftfugtighedsforhold (7).

Ventilation og udluftning i boligen er afgørende for at fjerne eller reducere indendørs luftforurening samt holde luftfugtigheden nede (8). Dermed har ventilationsmulighederne i boligen, herunder særligt i badeværelse og køkken, stor betydning for indeklimaet. Samtidig er det dog værd at bemærke, at forurening fra trafik og industri i udeluften ligeledes kan bidrage til forurening indendørs med den tilførte luft udefra (1).

Også gulvbelægningen i boligen kan have betydning for indeklimaet, idet eksempelvis tæppebelægning kan bevirke en øget forekomst af husstøvmider (9).

I dette kapitel beskrives forekomsten af udluftningsmuligheder i badeværelse og køkken, gasblus, gulvbelægning, brug af brændeovne samt fugtskader.

Ventilationsmuligheder er blevet belyst ved at spørge respondenterne, hvilke af de oplyste ventilationsmuligheder de har i boligen. De oplyste ventilationsmuligheder var 'Vindue eller dør ud til det fri fra badeværelse', 'Udluftningsventil eller åbning i væg, loft eller vinduesramme i badeværelse' og 'Emhætte over komfur', hvortil respondenterne kunne sætte kryds ved enten 'Ja' eller 'Nej' ud for hver ventilationsmulighed. Forekomsten af gasblus er blevet belyst ved at spørge respondenterne, hvilke af de oplyste gasinstallationer de har i boligen. Gasblus var én af de oplyste svarmuligheder.

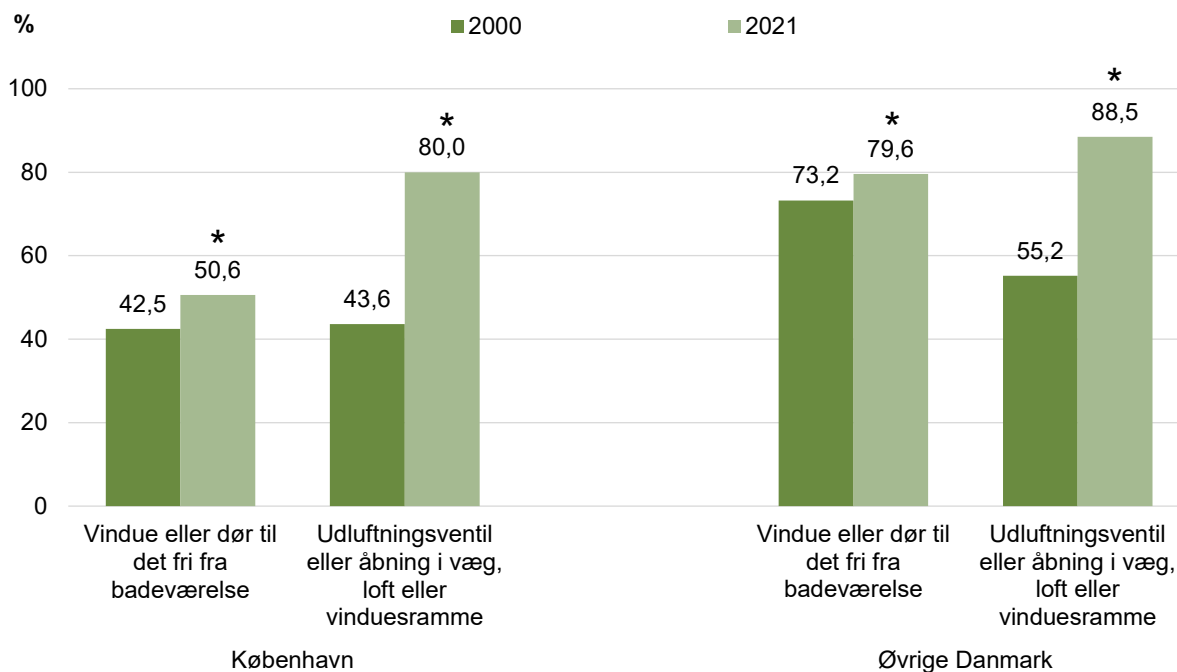
Respondenterne er ligeledes blevet spurgt om, hvilken gulvbelægning der er i det rum, de benytter til at sove i. Her kunne respondenterne sætte kryds ved følgende svarkategorier: 'Trægulv', 'Gulv belagt med vinyl, linoleum eller kork', 'Fast tæppe (væg-til-væg) eller et stort tungt tæppe', 'Flere løse tæpper' og 'Andet, f.eks. fliser, terrazzo eller klinker'.

Forekomsten af brændeovne er i denne undersøgelse blevet belyst ved at spørge respondenterne om, hvorvidt de bruger en kakkelovn, brændeovn eller pejs som opvarmingskilde i boligen.

For at belyse forekomsten af fugtskader i boligen er respondenterne også blevet spurgt om, hvorvidt de har fugtskjolder eller mugpletter på vægge, lofter eller gulve i boligen. Hertil var svarkategorierne i 2021 'Ja, med en samlet udbredelse på 50 x 50 cm eller mere', 'Ja, med en samlet udbredelse på mellem 20 x 30 cm (et A4-ark) og 50 x 50 cm', 'Ja, men kun med en samlet udbredelse på mindre end 20 x 30 cm' og 'Nej, har hverken fugtskjolder eller mugpletter'. I 2000 var svarkategorierne 'Ja, med en samlet udbredelse på 50 x 50 cm eller mere', 'Ja, men kun med en mindre samlet udbredelse' og 'Nej, har hverken fugtskjolder eller mugpletter'. Grundet det lille antal personer i København i 2000 er grupperne 'Ja, med en samlet udbredelse på 50 x 50 cm eller mere', 'Ja, men kun med en mindre samlet udbredelse' lagt sammen.

4.1 Ventilationsmuligheder i køkken og badeværelse

Figur 4.1.1. Andel af personer med de angivne ventilationsmuligheder badeværelset i København og det øvrige Danmark. 2000 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2000: 275; antal svarpersoner i 2021: 950-955

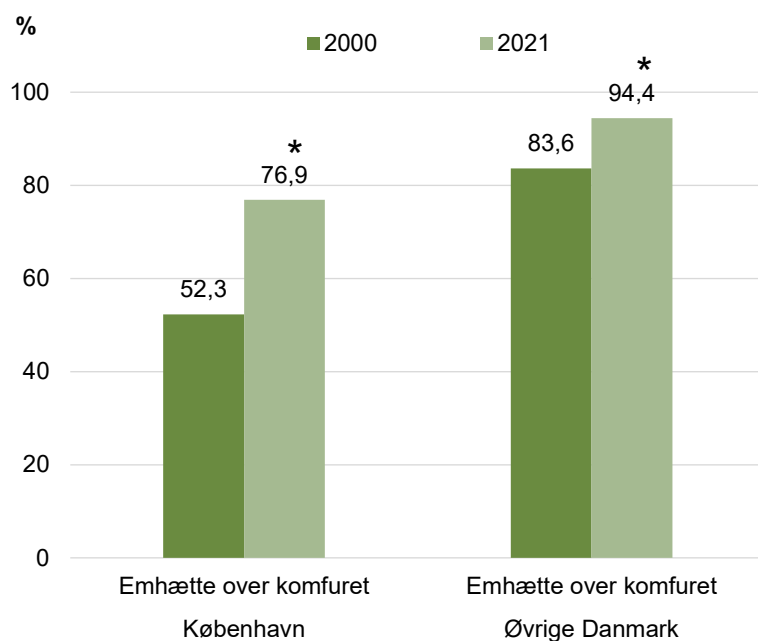
Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2000: 3.221; antal svarpersoner i 2021: 9.258-9.313

*angiver at forekomsten i 2021 er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2000

Figur 4.1.1 viser andelen af personer med forskellige ventilationsmuligheder i badeværelset i København samt i det øvrige Danmark i år 2000 og 2021. Andelen af personer i København med et vindue eller dør til det fri fra badeværelset er 50,6 % i år 2021, mens andelen af personer med en udluftsventil eller en åbning i væg, loft eller vinduesramme er 80,0 % i 2021. Begge forekomster er større i år 2021 end i 2000.

I det øvrige Danmark ses ligeledes en stigning for begge ventilationsmuligheder.

Figur 4.1.2. Andel af personer med angivne ventilationsmuligheder i køkkenet i København og det øvrige Danmark. 2000 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2000: 291; antal svarpersoner i 2021: 958

Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2000: 3.417; antal svarpersoner i 2021: 9.312

*angiver at forekomsten i 2021 er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2000

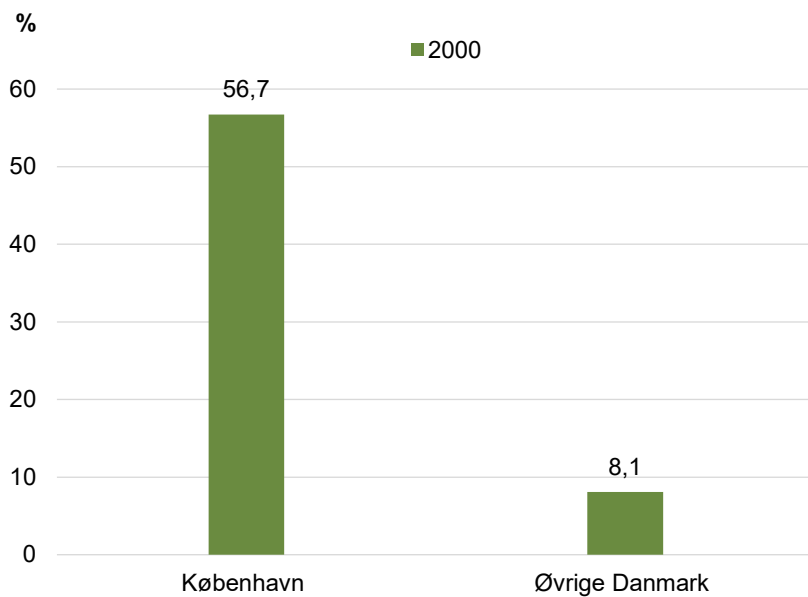
Figur 4.1.2 viser andel af personer, der har en emhætte over komfuret. I alt har 76,9 % af personerne i København en emhætte over deres komfur. Det er en større andel i år 2021 end i 2000 (hhv. 76,9 % og 52,3 %).

Der ses ligeledes en stigning i det øvrige Danmark.

4.2 Gasblus

Figur 4.2.1 viser andelen af personer med gasblus i København og det øvrige Danmark i år 2000. I København er andelen af personer, der har gasblus, 57,1 %, mens den i det øvrige Danmark er 8,1 %.

Figur 4.2.1. Andel af personer med gasblus i boligen i København og det øvrige Danmark i 2000. Procent.



København; antal svarpersoner: 291
Øvrige Danmark; antal svarpersoner: 3259

4.3 Gulvbelægning i soveværelset

Figur 4.3.1. Andel af personer med hhv. trægulv og gulvtæppe i soveværelset i København og det øvrige Danmark. 2000 og 2021. Procent.



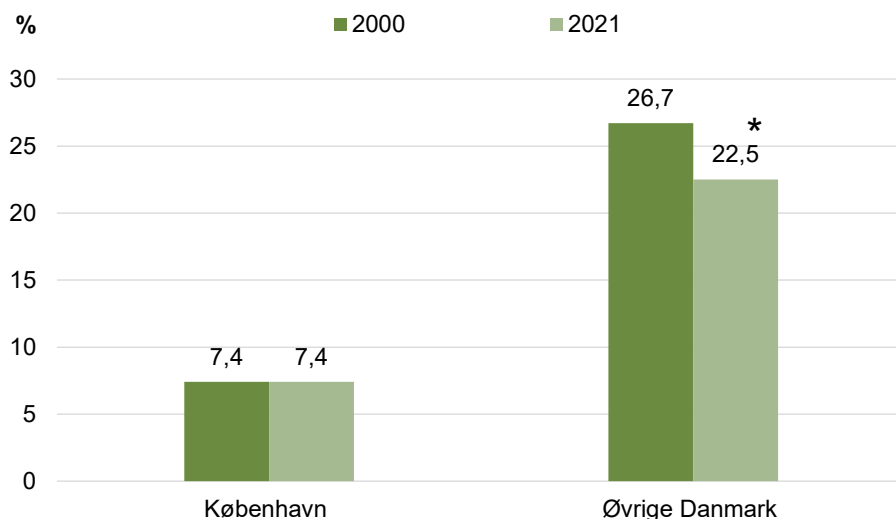
København; antal svarpersoner i 2000: 296; antal svarpersoner i 2021: 961
Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2000: 3.423; antal svarpersoner i 2021: 9.369
*angiver at forekomsten i 2021 er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2000

Figur 4.3.1 viser andelen af personer med trægulv og gulvtæppe i soveværelset blandt personer i København samt det øvrige Danmark i år 2000 og 2021. Langt størstedelen af personerne i København har trægulv i både 2000 og 2021, hvor andelen var henholdsvis 81,7 % og 86,6 %. Det er en stigning fra 2000 til 2021. I alt har 9,0 % af personerne i København gulvtæppe i soveværelset i år 2021. Det er en markant lavere andel end i år 2000, hvor 31,9 % havde gulvtæppe.

I det øvrige Danmark går udviklingen den samme vej.

4.4 Brændeovn

Figur 4.4.1. Andel af personer, der bruger kakkelovn, brændeovn eller pejs som opvarmingskilde i deres bolig, i København og øvrige Danmark. 2000 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2000: 283; antal svarpersoner i 2021: 951

Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2000: 3291; antal svarpersoner i 2021: 9226

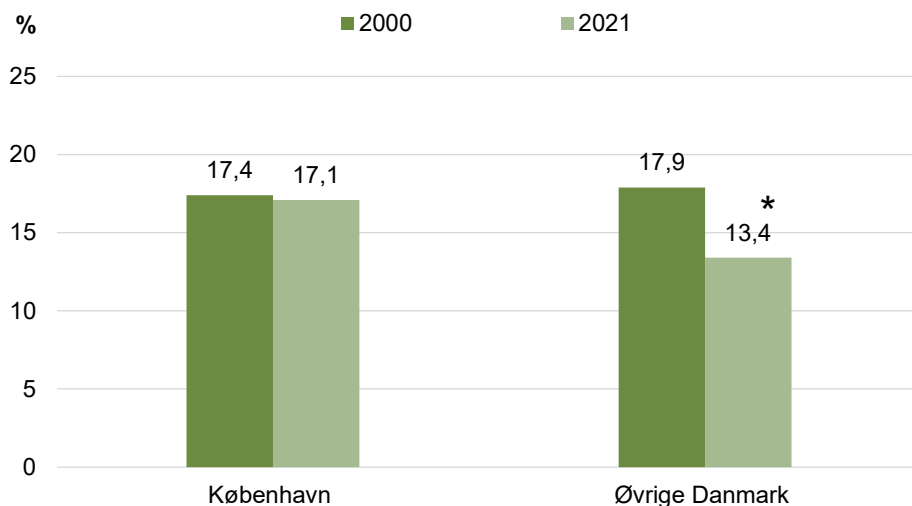
*angiver at forekomsten i 2021 er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2000

Figur 4.4.1 viser andelen af personer, der bruger kakkelovn, brændeovn eller pejs som opvarmingskilde i deres bolig i København samt i det øvrige Danmark i år 2000 og 2021. I alt bruger 7,4 % af personerne i København kakkelovn, brændeovn eller pejs i år 2021. Forekomsten er uændret fra 2000 til 2021.

I det øvrige Danmark er der sket et fald i andelen, der bruger kakkelovn, brændeovn eller pejs fra 26,7 % til 22,5 %.

4.5 Fugtskader i boligen

Figur 4.5.1. Andel af personer med fugtskjolder eller mugpletter på vægge, lofter eller gulve, i København og øvrige Danmark 2000 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2000: 284; antal svarpersoner i 2021: 957

Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2000: 3.237; antal svarpersoner i 2021: 9.332

*angiver at forekomsten i 2021 er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2000

Figur 4.5.1 viser andelen af personer med fugtskjolder eller mugpletter på vægge, lofter eller gulve blandt personer i København samt det øvrige Danmark i år 2000 og 2021. I alt har 17,1 % af personerne i København fugtskjolder eller mugpletter i 2021. Denne andel er uændret i forhold til år 2000. I 2021 kan størrelsen på fugtskjolderne opgøres. I alt har 2,3 % af personerne i København fugtskjolder eller mugpletter med en samlet udbredelse på 50 x 50 cm eller mere, mens 14,8 % har fugtskjolder eller mugpletter med en samlet udbredelse på mindre end 50 x 50 cm.

I det øvrige Danmark er der sket et fald fra i andelen af personer med fugtskjolder og mugpletter fra 17,9 % til 13,4 %.

Referencer

1. Vardoulakis S, Giagloglou E, Steinle S, Davis A, Sleguwoenhoek A, Galea KS, et al. Indoor Exposure to Selected Air Pollutants in the Home Environment: A Systematic Review. *Int J Environ Res Public Health*. 2020; 17(23).
2. Kodama Y, Arashidani K, Kawamoto T, Matsuno K, Yoshikawa M, Kayama F, et al. Indoor pollution by oil heaters and cigarette smoke. *Toxicol Ind Health*. 1991; 7(5-6):169-77.
3. Brandt J, Jensen, S.S., Andersen, M.S., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.K.,. Helbredseffekter og helbredsomkostninger fra emissionssektorer i Danmark. Nationalt Center for Miljø og Energi; 2016.
4. Seltenrich N. Take Care in the Kitchen: Avoiding Cooking-Related Pollutants. *Environmental health perspectives*. 2014; 122:A154-A9.
5. Bekö G, Weschler CJ, Wierzbicka A, Karotki DG, Toftum J, Loft S, et al. Ultrafine particles: exposure and source apportionment in 56 Danish homes. *Environ Sci Technol*. 2013;47(18):10240-8
6. Sundhedsstyrelsen. Indeklima. 2019 [<https://www.sst.dk/da/viden/miljoe/miljoe-og-sundhed/indeklima>]
7. WHO Guidelines Approved by the Guidelines Review Committee. WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Dampness and Mould. Geneva: World Health Organization. 2009.
8. Seppänen OA, Fisk WJ. Summary of human responses to ventilation. *Indoor Air*. 2004; 14 Suppl 7:102-18.
9. Sercombe JK, Liu-Brennan D, Causer SM, Tovey ER. The vertical distribution of house dust mite allergen in carpet and the effect of dry vacuum cleaning. *Int J Hyg Environ Health*. 2007; 210(1):43-50.

5 Adfærd i boligen

Kvaliteten af indeklimaet i en bolig afhænger også af beboernes adfærd, herunder udluftnings- og rengøringsadfærd samt indendørs hold af kæledyr.

Beboernes udluftningsadfærd kan have stor betydning for boligens indeklima, idet hyppig udluftning kan fjerne eller fortynde indendørs luftforurening samt holde luftfugtigheden nede (1). Det anbefales, at man lufter ud 5-10 min. med gennemtræk flere gange dagligt (2, 3). Dette er særligt relevant i forbindelse med madlavning, brug af gaskomfur, badning og brug af stearinlys. Madlavning kan blandt andet være kilde til stegeos og damp, hvilket kan medføre partikelforurening og øget luftfugtighed indendørs (4). Det anbefales, at man bruger emhætten i forbindelse med madlavning, og at man samtidig lufter ud efter madlavning (2). Ligeledes anbefales det, at man sørger for udluftning efter badning (2).

Ud over udluftning er rengøring også med til at sikre et godt indeklima i boligen (5). Eksempelvis kan støvsugning fjerne støv, der blandt andet kan indeholde husstøvmider, skimmelsvampesporer, bakterier og skadelige partikler fra cigaretrøg og stegeos (6). Derudover kan rengøring med vand og sæbe fjerne snavs og mikroorganismer, såsom bakterier og vira, fra overflader i boligen (5). Det anbefales, at man gør rent én gang om ugen (2, 3).

Kæledyr i boligen kan også påvirke indeklimaet. Eksempelvis indeholder hår og hudceller fra kæledyr allergener, der kan frigives til den indendørs luft og fremkalde allergisymptomer i øjne, næse, luftveje og hud (7). Derudover peger nogle studier på, at eksponering for allergener fra kæledyr er forbundet med en forværring af astmasymptomer blandt personer med astma, der er overfølsomme over for de pågældende allergener (8).

I denne undersøgelse er udluftningsadfærd blevet belyst ved at spørge respondenterne, hvor ofte de inden for de sidste 14 dage har henholdsvis luftet ud, brugt emhætte eller anden udluftning i forbindelse med madlavning og sørget for ekstra ventilation/udluftning efter badning.

Rengøringsadfærd er blevet belyst ved at spørge respondenterne, hvor ofte de inden for de sidste 14 dage har støvsuget og vasket gulv.

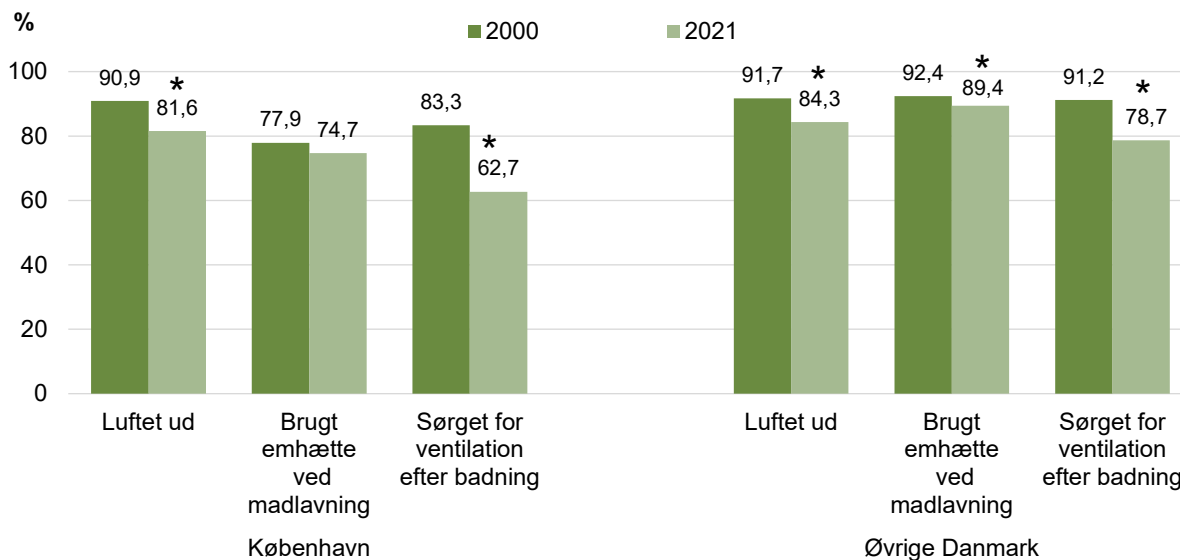
Respondenterne er ligeledes blevet spurgt om, hvorvidt de har pelsdyr eller fugle i boligen, hvortil de kunne svare: 'Ja, én eller flere hunde', 'Ja, én eller flere katte', 'Ja, andre pelsdyr', 'Ja, én eller flere fugle' eller 'Nej, ingen sådanne dyr'.

5.1 Udluftningsadfærd og brug af emhætte

Figur 5.1.1 viser andelen af personer, der dagligt eller næsten dagligt har luftet ud, brugt emhætte eller anden udluftning ved madlavning samt sørget for ekstra ventilation eller anden form for udluftning i forbindelse med badning. I 2021 var der 81,6 % af personerne i København, der dagligt eller næsten dagligt luftede ud. I alt brugte 74,7 % dagligt eller næsten dagligt emhætte ved madlavning, mens 62,7 % dagligt eller næsten dagligt sørgede for ekstra ventilation eller udluftning efter badning. For alle tre indikatorer for adfærd ses, at en mindre andel har denne adfærd i 2021 sammenlignet med 2000. Når der tages højde for forskelle i køn og aldersfordelingen, er der ikke forskel på andelen, der bruger emhætte i forbindelse med madlavningen i 2000 og 2021, blandt personer i København.

I det øvrige Danmark ses samme mønster for udviklingen. Her er alle tre indikatorer signifikant lavere i 2021 sammenlignet med 2000.

Figur 5.1.1 Andel af personer, der dagligt eller næsten dagligt har gjort følgende. 2000 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2000: 283-295; antal svarpersoner i 2021: 949-956

Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2000: 3.328-3.423; antal svarpersoner i 2021: 9.290-9.335

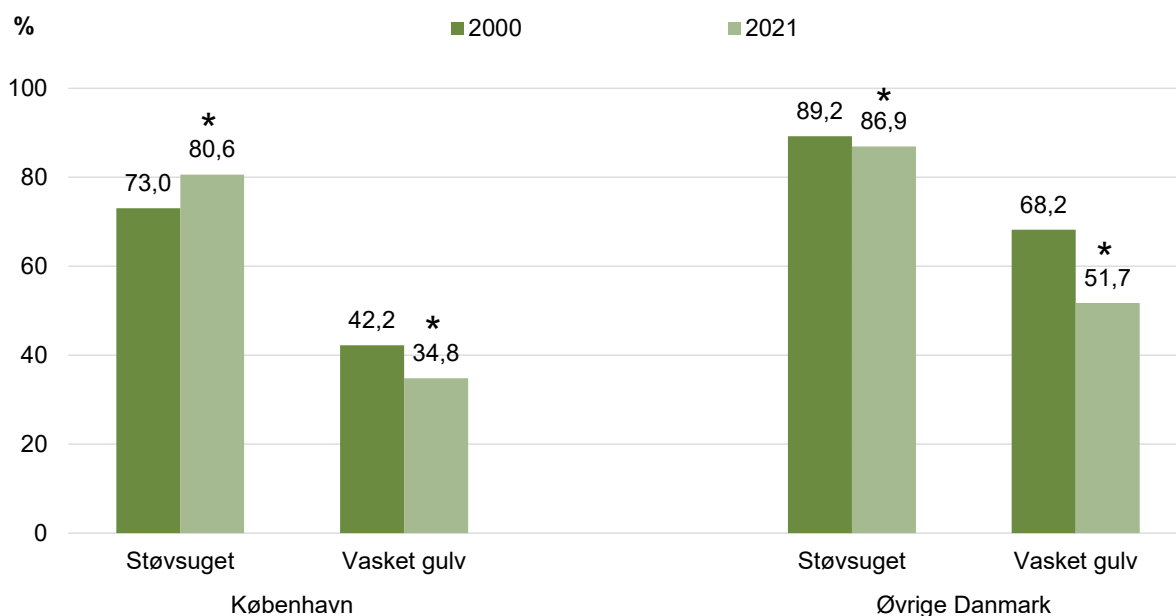
*angiver at forekomsten i 2021 er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2000

5.2 Rengøringsadfærd

Figur 5.2.1 viser andelen af personer, der ugentligt støvsuger eller vasker gulv, blandt personer i København og øvrige Danmark i 2000 og 2021. I alt støvsuger 80,6 % af personerne i København ugentligt i 2021. Det er en lidt større andel end i år 2000 (73,0 %). Omvendt er andelen, der ugentligt vasker gulv, i København i 2021 (34,8 %) lidt lavere end i år 2000 (42,2 %).

I det øvrige Danmark ses både et fald i forekomsten af personer, der har støvsuget ugentligt og vasket gulv ugentligt.

Figur 5.2.1 Andel af personer, der mindst én gang om ugen henholdsvis støvsuger og vasker gaulv i København og øvrige Danmark. 2000 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2000: 290-292; antal svarpersoner i 2021: 953-956

Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2000: 3.362-3.406; antal svarpersoner i 2021: 9.336-9.345

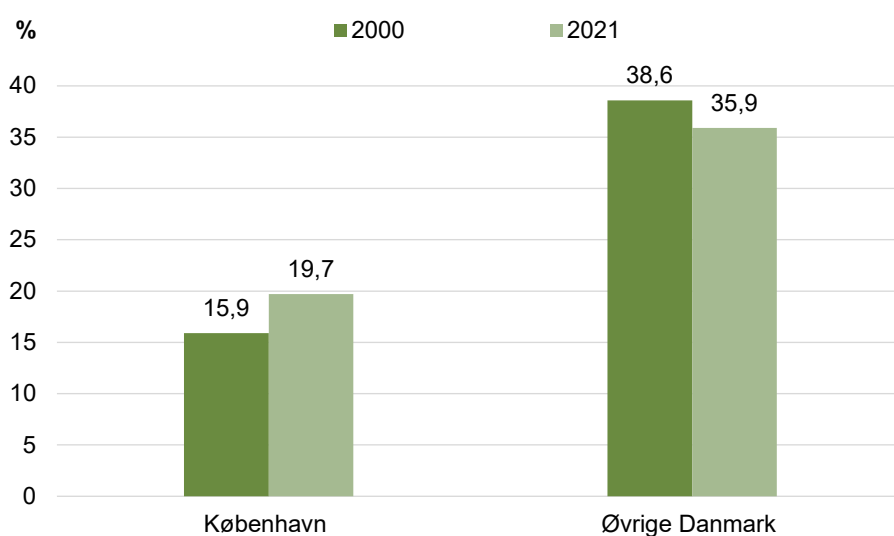
*angiver at forekomsten i 2021 er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2000

5.3. Kæledyr i boligen

Figur 5.3.1 viser andelen af personer, der har kæledyr inde i deres bolig, i København og øvrige Danmark i 2000 og 2021. I 2021 har 19,7 % af personerne i København kæledyr inde i boligen. Der er ingen forskel i andel, der har dyr indenfor i 2000 og 2021.

I det øvrige Danmark er forekomsten højere. Der er her ligeledes ikke forskel på forekomsten i 2000 og 2021.

Figur 5.3.1 Andel af personer, der har kæledyr¹ inde i boligen, i København og øvrige Danmark. 2000 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2000: 292; antal svarpersoner i 2021: 959

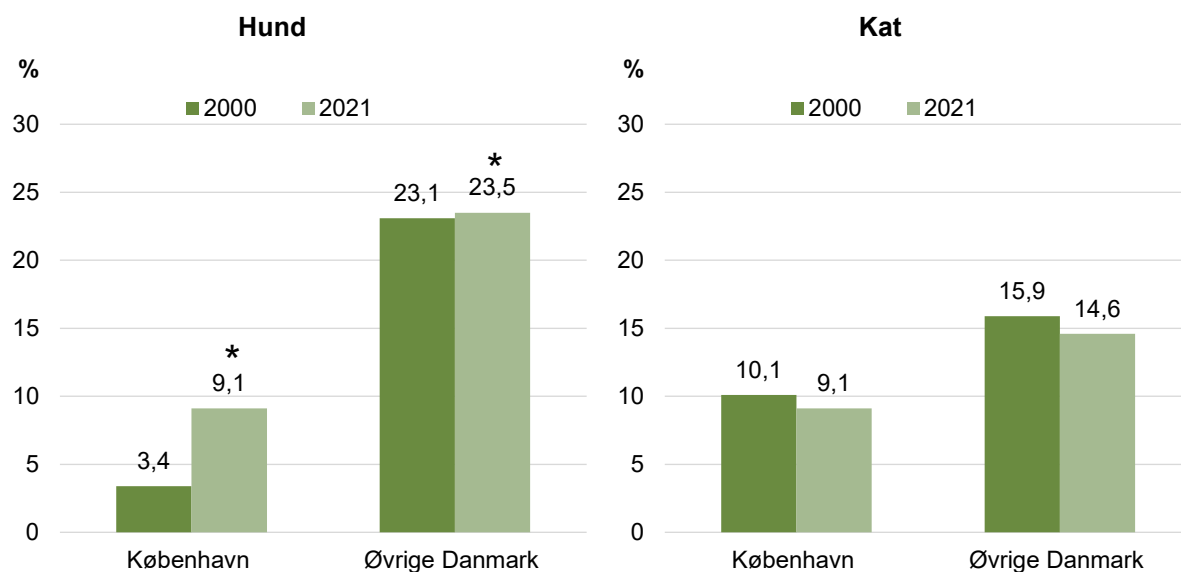
Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2000: 3.396; antal svarpersoner i 2021: 9.357

¹ I 2021 er det formuleret som pelsdyr eller fugle

Figur 5.3.2 viser andelen af personer, der har henholdsvis hund og kat inde i deres bolig i København og øvrige Danmark i 2000 og 2021. I 2021 har 9,1 % af personerne i København en hund inde i boligen. Det er en større andel end i 2000, hvor 3,4 % af personerne i København har en hund inde i boligen. I 2021 har 9,1 % af personerne i København en kat inde i boligen. Der er ingen forskel i andelen, der har en kat inde i boligen, i 2000 og 2021.

I det øvrige Danmark er forekomsten af at have hund inde i boligen ligeledes højere i 2021, og forekomsten af personer med kat inde i boligen er uændret.

Figur 5.3.2 Andel af personer, der har hund og kat inde i boligen i København og øvrige Danmark. 2000 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2000: 292; antal svarpersoner i 2021: 959

Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2000: 3.396; antal svarpersoner i 2021: 9.357

*angiver at forekomsten i 2021 er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2000

Referencer

1. Seppänen OA, Fisk WJ. Summary of human responses to ventilation. *Indoor Air*. 2004; 14 Suppl 7:102-18.
2. Sundhedsstyrelsen. Indeklima. 2019
[<https://www.sst.dk/da/Viden/Forebyggelse/Miljoe/Indeklima.>]
3. Miljøstyrelsen. Luk luften ind. [[https://mst.dk/kemi/kemikalier/saerligt-for-borgere-om-kemikalier/tema-indeklima/luk-luften-ind-gode-indeklimavaner/.](https://mst.dk/kemi/kemikalier/saerligt-for-borgere-om-kemikalier/tema-indeklima/luk-luften-ind-gode-indeklimavaner/)]
4. Vardoulakis S, Giagloglou E, Steinle S, Davis A, Sleenwenhoek A, Galea KS, et al. Indoor Exposure to Selected Air Pollutants in the Home Environment: A Systematic Review. *Int J Environ Res Public Health*. 2020; 17(23).
5. Sundhedsstyrelsen. Rengøring. 2021
[<https://sst.dk/da/Viden/Forebyggelse/Hygiejne/Rengoring>]
6. Casley LS, Godec T, Logan JG, Pearce JC, Smith HMP, Stewart SA, et al. How clean is your house? A study of house dust mites, allergens and other contents of dust samples collected from households. *Int J Environ Health Res*. 2018; 28(4):341-57.
7. Carrer P, Maroni M, Alcini D, Cavallo D. Allergens in indoor air: environmental assessment and health effects. *Sci Total Environ*. 2001; 270(1-3):33-42.
8. Ahluwalia SK, Matsui EC. Indoor Environmental Interventions for Furry Pet Allergens, Pest Allergens, and Mold: Looking to the Future. *J Allergy Clin Immunol Pract*. 2018; 6(1):9-19.

6 Gener relateret til indeklimaet

Støjforhold i boligen kan have betydning for beboernes velbefindende og helbred (1). Støj i boligen kan både komme fra kilder i boligen, såsom ventilationsanlæg og andre beboere i boligen og ejendommen, og fra kilder uden for boligen, såsom trafik og industri (1). Et studie har fundet, at støj i boligen fra både indendørs og udendørs kilder var forbundet med træthed, hovedpine og koncentrationsbesvær (1). Endvidere har studier fundet, at støj i boligen kan have en negativ indvirkning på søvn (2, 3) og mentalt helbred (4). Derudover er der ligeledes fundet en sammenhæng mellem eksponering for trafikstøj i boligen og en øget risiko for udvikling af en række negative helbredsforhold som for eksempel søvnproblemer (4) forhøjet blodtryk, iskæmisk hjertesygdom, demens (1, 5), diabetes (6), svangerskabsforgiftning (7).

Lugt i boligen kan bidrage til generelt ubehag ved ophold i boligen, men kan også være en indikator for forurening af indeklimaet (8). Eksempelvis kan lugt fra mug- og skimmelvækst være tegn på luftforurening fra netop disse kilder, mens lugt fra tobaksrøg, grill samt restauranter, trafik, industri og landbrug nær boligen kan være tegn på partikelforurening derfra (8). Derudover peges der også på, at lugtgener i boligen kan påvirke vejtrækningsmønstret og derved kan have en negativ indvirkning på helbred og trivsel (8).

Temperaturforhold og træk har stor betydning for velvære og komfort ved ophold i boligen (9). Derudover kan både for høje og for lave indendørstemperaturer have negative effekter på helbred og trivsel (10, 11). Eksempelvis er høje indendørstemperaturer forbundet med en øget risiko for udvikling af en række akutte uspecifikke symptomer såsom tørre øjne og respiratoriske symptomer (11). Samtidig har studier fundet en sammenhæng mellem kolde temperaturer indendørs og forhøjet blodtryk, forværring af astmasymptomer og dårligt mentalt helbred (2). Kolde indendørstemperaturer er ligeledes forbundet med en øget risiko for udvikling af hjertekarsygdomme og respiratoriske sygdomme (11). Derudover er både for høje og for lave temperaturer indendørs forbundet med koncentrationsbesvær og træthed (11, 12).

Ud over gener forbundet med temperaturforhold, støj og lugt findes en række øvrige gener, som kan have betydning for velvære i boligen. Dette omfatter blandt andet rystelser i boligen forårsaget af eksempelvis trafik og byggeri samt dårlige lysforhold i boligen. Lysforholdene i boligen kan endvidere have betydning for sundhed og trivsel, idet lysforhold blandt andet påvirker hormonsystemet i kroppen og døgnrytmen (13).

Oplevede gener relateret til indeklimaet er et udtryk for flere ting, blandt andet de fysiske forhold man bor under. For eksempel afspejler gener relateret til temperaturforhold (træk, høje temperaturer, lave temperaturer, indelukket luft og lignende) fysiske målinger af samme forhold (14). Men oplevede gener vil også afspejle, at tærsklen for, hvornår noget opleves generende, er forskellig blandt forskellige individer. For eksempel er kun cirka 1/3 af variationen i støjgener forklaret af egentlig variation i støjeksponeringen (15, 16).

I denne undersøgelse er gener fra forhold i boligen blevet belyst ved at spørge respondenterne, hvorvidt de inden for de sidste 14 dage har været generet af nogen af de oplyste forhold i boligen. Ud for hvert oplyst forhold kunne respondenterne sætte kryds ved svarkategorierne 'Ja, meget generet', 'Ja, lidt generet' og 'Nej, ikke generet'. De oplyste forhold var 'Støj fra trafik' og 'Støj fra naboer'. I 2021 indgik følgende forhold ligeledes i spørgsmålet: 'For høje eller lave temperaturer', 'Træk', 'Rystelser i boligen', 'Dårlige lysforhold' og 'Støj fra ventilationsanlæg'.

Lugtgener er blevet belyst ved at spørge respondenterne, hvorvidt de inden for de sidste 14 dage har været generet af ubehagelig lugt i boligen på grund af en række oplyste kilder til lugt. De oplyste kilder omfattede 'Brændeovne i kvarteret', 'Tobaksrøg fra naboer' og 'Mug og skimmelvækst'. I 2021 indgik følgende forhold ligeledes i spørgsmålet: 'Tobaksrøg i boligen', 'Boligens byggematerialer', 'Andre kilder fra boligen (f.eks. afløb, affald m.v.)', 'Andre aktiviteter hos naboer', 'Trafik, industri, landbrug eller andre forhold nær boligen' og 'Andre kilder inde eller ude'.

I første del af dette afsnit præsenteres udviklingen i forekomsten af gener fra 2010 til 2021 i København samt det øvrige Danmark. I anden del af afsnittet præsenteres forekomsten af personer, der er henholdsvis 'meget generet' og 'lidt generet' af alle gener, der er rapporteret i 2021. For gener med en forekomst i København $\geq 10\%$ estimeres endvidere, hvor mange borgere i København på 16 år eller derover, der oplever den givne gene.

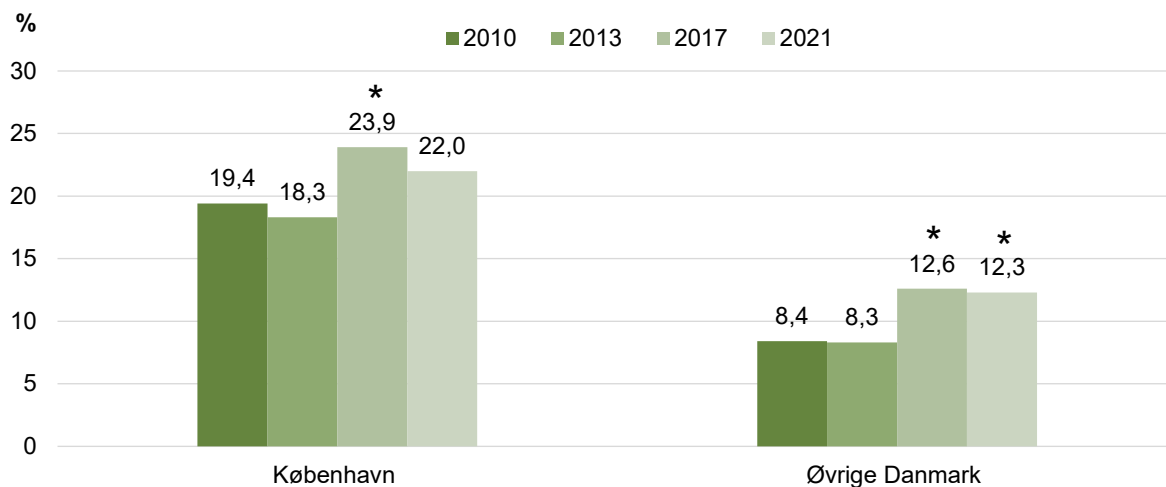
6.1 Udvikling i forekomst af gener relateret til indeklimaet fra 2010 til 2021

6.1.1 Støjgener

Figur 6.1.1 viser andelen af personer, der har været generet af trafikstøj i deres bolig inden for de sidste 14 dage i København samt i det øvrige Danmark i år 2010, 2013, 2017 og 2021. I alt er 22,0 % af personerne i København generet af støj fra trafik i 2021. I København er der en større andel, der er generet af trafikstøj, i 2017 sammenlignet med 2010. Der er ingen forskel i andelen, der er generet i 2013 og 2021 sammenlignet med andel i 2010.

I det øvrige Danmark ses samme udvikling. Her er andelen af personer, der oplever gener fra trafikstøj, dog også højere i 2021 sammenlignet med 2010. Generelt er forekomsten af gener fra trafikstøj lavere i det øvrige Danmark.

Figur 6.1.1 Andel af personer, der inden for de sidste 14 dage har været generet af trafikstøj i deres bolig, i København samt i det øvrige Danmark. 2010, 2013, 2017 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2010:1.274; 2013: 1.234; 2017: 1.153; 2021: 954

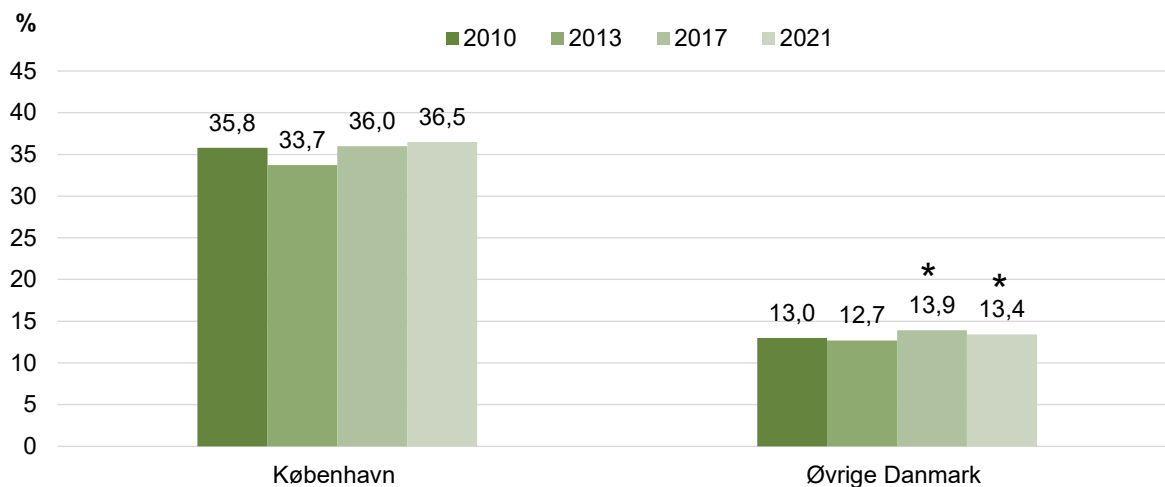
Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2010:13.316; 2013: 12.345; 2017:11.317; 2021: 9.285

*angiver at forekomsten det givne år er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2010

Figur 6.1.2 viser andelen, der har været generet af nabostøj i deres bolig inden for de sidste 14 dage, i København og det øvrige Danmark i år 2010, 2013, 2017 og 2021. I alt er 36,5 % af befolkningen i København generet af støj fra naboer i 2021. I København er der ikke forskel i andelen, der oplever gener fra nabostøj, i 2013, 2017 og 2021 sammenlignet med 2010.

I det øvrige Danmark ses en lille stigning i andelen, der er generet af støj fra naboer, i 2017 og 2021 sammenlignet med 2010.

Figur 6.1.2 Andel af personer, der inden for de sidste 14 dage har været generet af støj fra naboer i deres bolig, i København samt i det øvrige Danmark. 2010, 2013, 2017 og 2021. Procent.



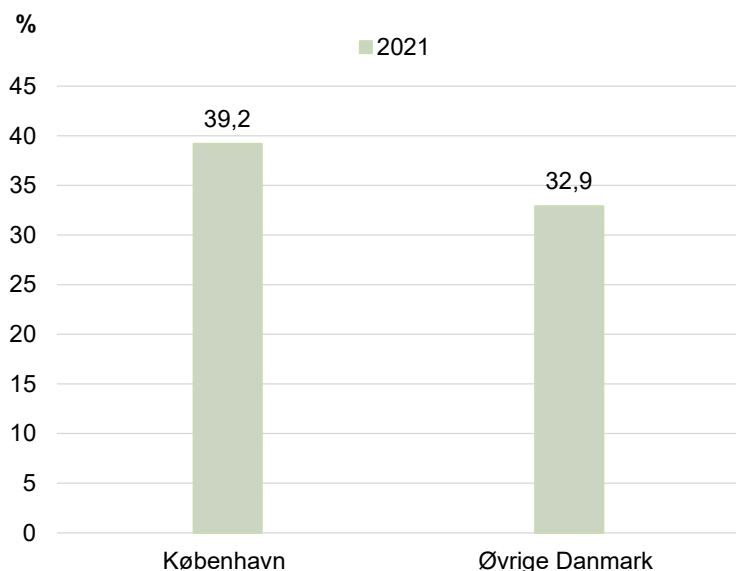
København; antal svarpersoner i 2010:1.279; 2013: 1.233; 2017: 1.157; 2021: 953

Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2010:13.328; 2013: 12.357; 2017:11.318; 2021: 9.285

*angiver at forekomsten det givne år er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2010

Figur 6.1.3 viser andelen, der er generet af støj fra naboer, blandt personer, der bor i etagebolig, i København samt i det øvrige Danmark i 2021. I København er andelen 39,2 %, mens den i det øvrige Danmark er 32,9 %.

Figur 6.1.3. Andel af personer, der inden for de sidste 14 dage har været generet af støj fra naboer, blandt personer, der bor i etagebolig, i København samt i det øvrige Danmark. 2021. Procent.



København; antal svarpersoner: 793

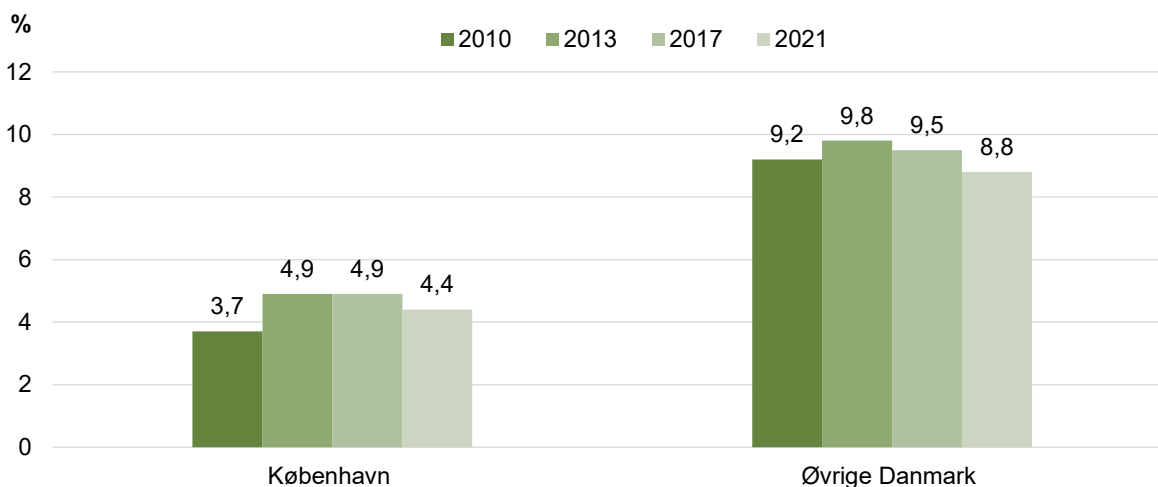
Øvrige Danmark; antal svarpersoner: 1.867

6.1.2 Lugtgener

Figur 6.1.4 viser andelen af personer, der har været generet af ubehagelig lugt fra brændeovne inden for de sidste 14 dage, i København og det øvrige Danmark i år 2010, 2013, 2017 og 2021. I alt er 4,4 % af personerne i København generet af ubehagelig lugt fra brændeovne i kvarteret i 2021. I København er der ingen forskel i andelen, der har oplevet gener fra brændeovne, i 2013, 2017 og 2021 sammenlignet med 2010.

I det øvrige Danmark ses samme udvikling. Andelen af personer, der angiver at være generet, er dog større. I 2021 oplever 8,8 % af personerne i det øvrige Danmark at være generet af ubehagelig lugt fra brændeovne i kvarteret.

Figur 6.1.4 Andel af personer, der inden for de sidste 14 dage har været generet af ubehagelig lugt fra brændeovne i kvarteret, i København samt i det øvrige Danmark. 2010, 2013, 2017 og 2021. Procent.



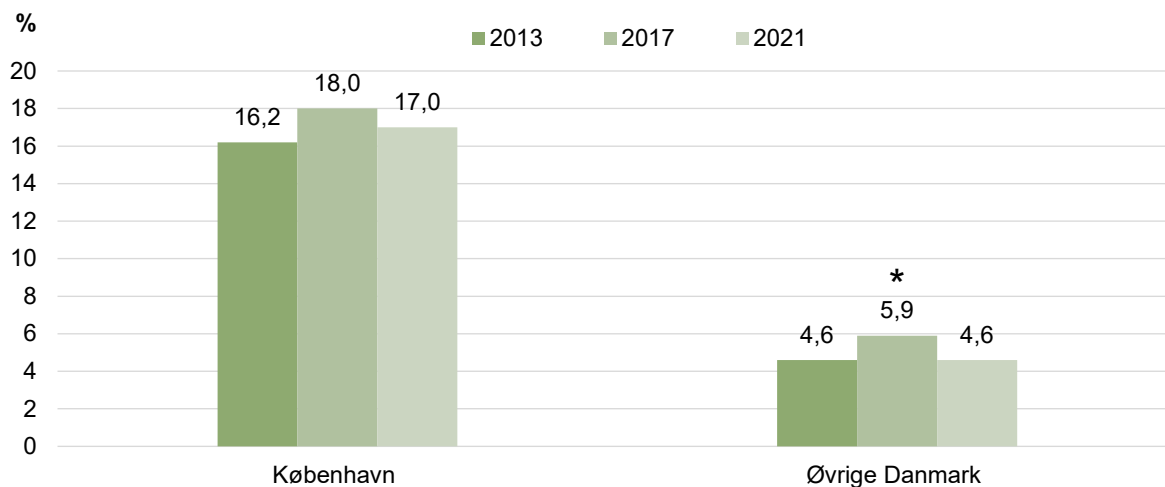
København; antal svarpersoner i 2010:1.274; 2013: 1.228; 2017: 1.153; 2021: 956

Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2010:13.323; 2013: 12.338; 2017:11.293; 2021: 9.270

Figur 6.1.5 viser andelen af personer, der har været generet af ubehagelig lugt fra tobaksrøg fra naboer inden for de sidste 14 dage, i København og det øvrige Danmark i år 2013, 2017 og 2021. I alt oplever 17,0 % af personerne i København at være generet af ubehagelig lugt fra tobaksrøg fra naboer i 2021. I København er der ingen forskel i andelen, der har oplevet gener fra tobaksrøg fra naboer, i 2017 og 2021 sammenlignet med 2013.

I det øvrige Danmark ses samme udvikling. Her er andelen, der oplever gener fra tobaksrøg, dog højere i 2017 sammenlignet med 2013.

Figur 6.1.5 Andel af personer, der inden for de sidste 14 dage har været generet af ubehagelig lugt fra tobaksrøg fra naboer, i København samt i det øvrige Danmark. 2013, 2017 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2013: 1.232; 2017: 1.152; 2021: 959

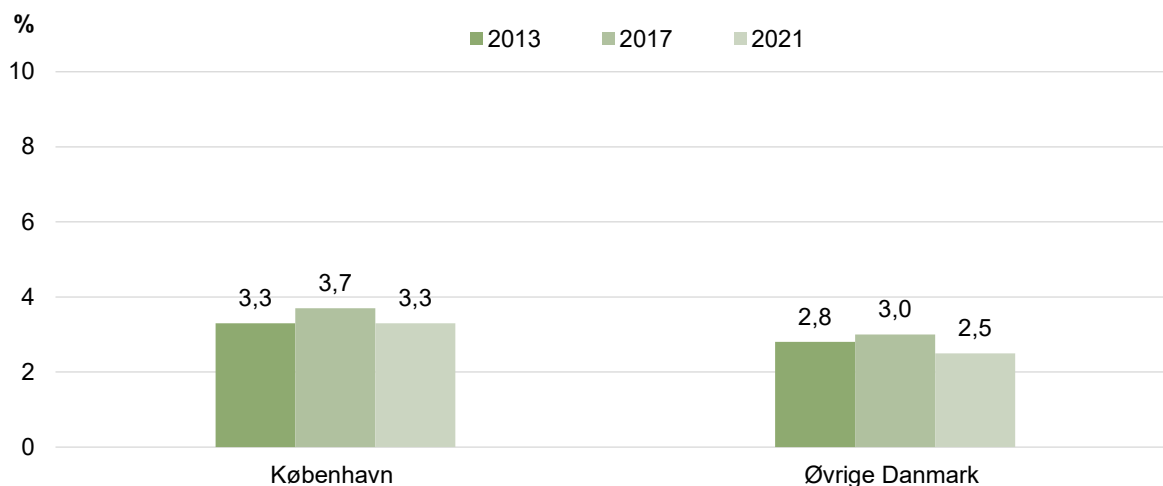
Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2013: 12.349; 2017:11.285; 2021: 9.281

*angiver at forekomsten det givne år er statistisk signifikant forskellig fra forekomsten i 2013

Figur 6.1.6 viser andelen af personer, der har været generet af ubehagelig lugt af mug i sin bolig inden for de sidste 14 dage, i København samt det øvrige Danmark i år 2013, 2017 og 2021. I alt oplever 3,3 % af personerne i København at være generet af ubehagelig lugt af mug i 2021. I København er der ingen forskel i andelen, der har oplevet gener fra lugt af mug, i 2017 og 2021 sammenlignet med 2013.

I det øvrige Danmark ses samme mønster.

Figur 6.1.6 Andel af personer, der inden for de sidste 14 dage har været generet af ubehagelig lugt af mug i sin bolig, i København samt i det øvrige Danmark. 2013, 2017 og 2021. Procent.



København; antal svarpersoner i 2013: 1.232; 2017: 1.153; 2021: 958

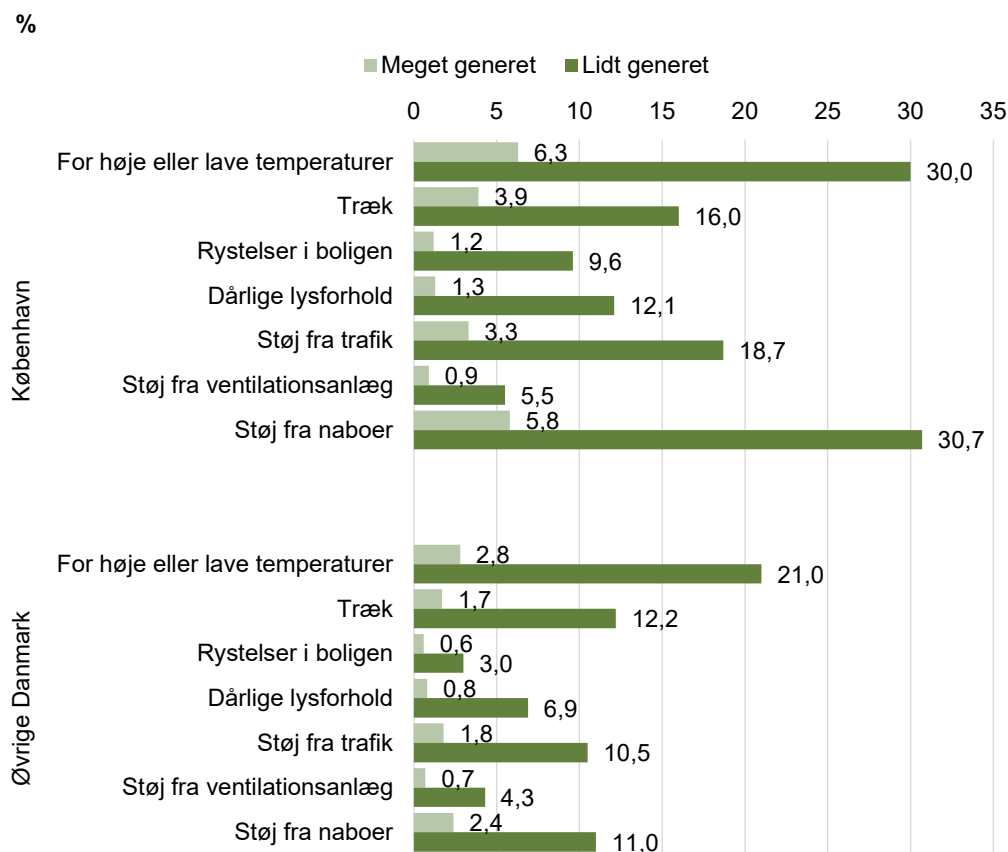
Øvrige Danmark; antal svarpersoner i 2013: 12.344; 2017:11.309; 2021: 9.278

6.2 Estimerede antal borgere i København på 16 år eller derover, der oplever gener relateret til indeklimaet

Figur 6.2.1 viser andelen af personer, der er 'meget generet' og 'lidt generet' af en række forhold i deres bolig i København samt det øvrige Danmark i 2021. Det ses, at gener fra temperaturforhold samt gener fra støj fra naboer er de hyppigst forekommende gener blandt personerne i København. Det gør sig gældende for både dem, der er meget generet og lidt generet. I alt oplever 6,3 % af københavnerne at være meget generet af temperaturforhold, og 30,0 % oplever at være lidt generet. For nabostøj er de tilsvarende andele henholdsvis 5,8 % og 30,7 %.

I det øvrige Danmark er forekomsten af gener generelt lavere.

Figur 6.2.1 Andel af personer, der inden for de sidste 14 dage har været 'meget generet' og 'lidt generet' af ovenstående forhold i sin bolig, i København samt det øvrige Danmark. 2021. Procent.



Antal svarpersoner i København: 953-958

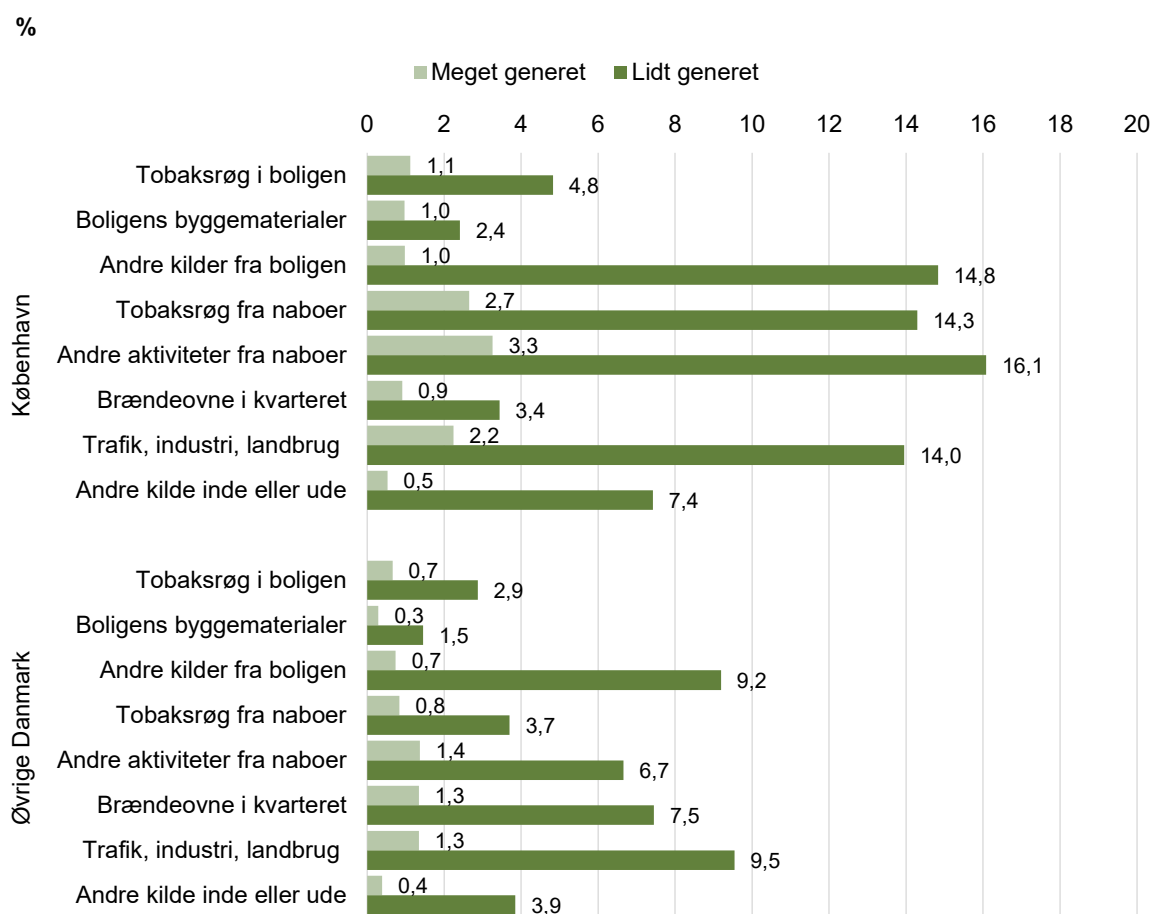
Antal svarpersoner i det øvrige Danmark: 9.278-9.294

Figur 6.2.2 viser andelen af personer, der er 'meget generet' og 'lidt generet' af ubehagelig lugt i deres bolig fra en række forhold, i København samt det øvrige Danmark i 2021. Det ses, at lugtgener fra naboens aktiviteter, tobaksrøg fra naboen, andre kilder i boligen (som f.eks. afløb, affald, mv.) samt trafik, industri, mv. er blandt de hyppigst forekommende lugtgener i København. Det er især lugtgener fra tobaksrøg fra naboer, andre aktiviteter fra naboer samt trafik og lignende,

hvor andelen, der er `meget generet`, er størst. I alt oplever henholdsvis 2,7 % og 3,3 % af personerne i København at være `meget generet` af tobaksrøg fra naboer eller andre aktiviteter fra naboer, mens de tilsvarende andele er 14,3 % og 16,1 % for personer, der er `lidt generet`. I alt oplever 2,2 % af personerne i København at være `meget generet` af ubehagelig lugt fra trafik, industri og lignende, mens 14,0 % oplever at være `lidt generet`.

For det øvrige Danmark er forekomsten af gener fra ubehagelig lugt på grund af forskellige forhold generelt lavere med undtagelse af gener fra brændeovne i kvarteret, hvor andelen er større i det øvrige Danmark.

Figur 6.2.2. Andel af personer, der inden for de sidste 14 dage har været `meget generet` og `lidt generet` af ubehagelig lugt i sin bolig fra ovenstående forhold, i København samt det øvrige Danmark. 2021. Procent.



Antal svarpersoner i København: 953-959

Antal svarpersoner i det øvrige Danmark: 9.260-9.304

Tabel 6.2.1 viser det estimerede antal borgere i København på 16 år eller derover som, baseret på besvarelserne i SUSY-2021, oplever de givne gener. Det ses, at knap 200.000 borgere i København oplever gener af for høje eller lave temperaturer samt nabostøj. Ligeledes oplever omkring 100.000 gener fra træk, trafikstøj samt lugtgener fra tobaksrøg fra naboer og andre aktiviteter hos naboer.

Table 6.2.1. Estimerede antal borgere i København på 16 år eller derover, der oplever den givne gene (lidt generet og meget generet). 2021.

Gene	Procent	Estimeret antal borgere
For høje eller lave temperaturer	36,3	194.900
Træk	19,9	106.900
Rystelser i boligen	10,8	58.000
Dårlige lysforhold	13,4	72.000
Støj fra trafik	22,0	118.100
Støj fra naboer	36,5	196.000
Lugtgener fra:		
Tobaksrøg fra naboer	16,9	91.000
Andre aktiviteter fra naboer	19,3	103.900
Trafik, industri, landbrug	16,2	86.900
Andre kilder fra boligen	15,8	84.900

Referencer

1. Wang J, Norbäck D. Home environment and noise disturbance in a national sample of multi-family buildings in Sweden-associations with medical symptoms. *BMC Public Health*. 2021;21(1):1989.
2. Smith MG, Cordoza M, Basner M. Environmental Noise and Effects on Sleep: An Update to the WHO Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ Health Perspect*. 2022;130(7):76001.
3. Liu J, Ghastine L, Um P, Rovit E, Wu T. Environmental exposures and sleep outcomes: A review of evidence, potential mechanisms, and implications. *Environ Res*. 2021;196:110406.
4. Li A, Martino E, Mansour A, Bentley R. Environmental Noise Exposure and Mental Health: Evidence From a Population-Based Longitudinal Study. *Am J Prev Med*. 2022;63(2):e39-e48.
5. Cantuaria ML, Waldorff FB, Wermuth L, Pedersen ER, Poulsen AH, Thacher JD, et al. Residential exposure to transportation noise in Denmark and incidence of dementia: national cohort study. *Bmj*. 2021;374:n1954.
6. Liu C, Li W, Chen X, Liu M, Zuo L, Chen L, et al. Dose-response association between transportation noise exposure and type 2 diabetes: A systematic review and meta-analysis of prospective cohort studies. *Diabetes Metab Res Rev*. 2023;39(2):e3595.

7. Pedersen M, Halldorsson TI, Olsen SF, Hjortebjerg D, Ketzel M, Grandström C, et al. Impact of Road Traffic Pollution on Pre-eclampsia and Pregnancy-induced Hypertensive Disorders. *Epidemiology*. 2017;28(1):99-106.
8. Schiffman SS, Williams CM. Science of odor as a potential health issue. *J Environ Qual*. 2005;34(1):129-38.
9. Sundhedsstyrelsen. Indeklima 2019 [<https://www.sst.dk/da/viden/miljoe/miljoe-og-sundhed/indeklima>]
10. World Health Organization. WHO housing and health guidelines. Geneva: World Health Organization; 2018 2018.
11. Wolkoff P, Azuma K, Carrer P. Health, work performance, and risk of infection in office-like environments: The role of indoor temperature, air humidity, and ventilation. *Int J Hyg Environ Health*. 2021;233:113709.
12. Gronlund CJ, Ketenci KC, Reames TG, Larson PS, Schott J, Rowe Z, et al. Indoor apparent temperature, cognition, and daytime sleepiness among low-income adults in a temperate climate. *Indoor Air*. 2022;32(1):e12972.
13. Osibona O, Solomon B, Fecht D. Lighting in the Home and Health: A Systematic Review. *Int J Environ Res Public Health*. 2021;18:609.
14. Wang J, Norbäck D. Subjective indoor air quality and thermal comfort among adults in relation to inspected and measured indoor environment factors in single-family houses in Sweden-the BETSI study. *Sci Total Environ*. 2021;802:149804
15. Berkers E, Pop I, Cloïn M, Eugster A, van Oers H. The relative effects of self-reported noise and odour annoyance on psychological distress: Different effects across sociodemographic groups? *PLoS One*. 2021;16(10):e0258102.
16. Birk M, Ivina O, von Klot S, Babisch W, Heinrich J. Road traffic noise: self-reported noise annoyance versus GIS modelled road traffic noise exposure. *J Environ Monit*. 2011;13(11):3237-45.

7 Sammenhæng mellem gener og symptomer/sygdom

Som beskrevet i kapitel 6 kan gener relateret til støj og lugt have betydning for beboernes velbefindende og helbred. I det følgende kapitel præsenteres sammenhængen mellem de hyppigst rapporterede gener blandt borgere i København og forekomsten af selvrapporteret træthed, hovedpine og søvnbesvær samt allergi, astma og KOL. Alle sammenhænge er beregnet på baggrund af data fra Københavns Kommune.

Med baggrund i kendte sammenhænge mellem oplevede gener og symptomer/sygdomme (beskrevet i kapitel 6) rapporteres sammenhængen mellem støjgener og symptomerne: træthed, hovedpine og søvnbesvær. Endvidere rapporteres sammenhænge mellem lugtgener og sygdommene: allergi, astma og KOL. Det er vigtigt at være opmærksom på, at analyserne er baseret på data fra et tværsnitsstudie, og det derfor ikke er muligt at vise, hvad der er årsag, og hvad der er virkning.

I denne undersøgelse er forekomsten af træthed, hovedpine og søvnbesvær blevet belyst ved at spørge respondenterne, om de inden for de seneste 14 dage har været generet af nogle af de oplistede symptomer. Ud for hvert oplistet symptom kunne respondenterne sætte kryds ved svarkategorierne 'Ja, meget generet', 'Ja, lidt generet' og 'Nej'. De oplistede symptomer var 'Træthed', 'Hovedpine' og 'Søvnbesvær/søvnproblemer'.

Forekomsten af sygdomme/symptomer er blevet belyst ved at spørge respondenterne, om de for de oplistede sygdomme har sygdommen nu eller har haft den tidligere. De oplistede sygdomme var astma, allergi (ikke astma) og kronisk bronkitis, for store lunger, rygerlunger (emfysen, KOL). Sidstnævnte gruppe omtales under et som KOL. Informationen er herefter blevet kategoriseret i 'Ja, jeg har sygdommen' og 'Nej, jeg har ikke sygdommen'. Da denne undersøgelse bygger på et tværsnit, er det kun personer, der angiver at have sygdommen nu, der medtages i kategorien 'Ja'. Personer, der har angivet, at de ikke har sygdommen nu, men har haft den tidligere, er kategoriseret som 'Nej'.

7.1 Gener fra nabostøj og selvrapporteret træthed, hovedpine og søvnbesvær

I tabel 7.1.1 ses forekomsten af træthed, hovedpine og søvnbesvær opdelt på, hvorvidt man oplever nabostøj eller ej, i 2010, 2013, 2017 og 2021. Samlet i perioden ses en OR på 1,78 (1,57-2,01) for at opleve træthed, hvis man også oplever gener fra nabostøj. Der er således 78 % flere, der oplever træthed, blandt personer, der oplever at være generet af støj fra deres naboer sammenlignet med personer, der ikke oplever støj fra deres naboer. OR for hovedpine er 1,41 (1,25-1,59) og for søvnbesvær er OR 1,70 (1,52-1,92). OR opdelt på mænd og kvinder fremgår af tabellen. Det er dog vigtigt at huske, at information omkring gener fra nabostøj og træthed, hovedpine og søvnbesvær er indsamlet på samme tid. Det er derfor ikke muligt at vise, om gener fra nabostøj er årsag til træthed, hovedpine og søvnbesvær, eller om personer med disse symptomer i højere grad oplever støj fra naboer som en gene end personer uden disse symptomer.

Tabel 7.1.1 Fordeling af symptomer (ja/nej) i forhold til nabostøj (ja/nej). Procent.

	Træthed			Hovedpine			Søvnbesvær		
	Ja	Nej	Antal personer	Ja	Nej	Antal personer	Ja	Nej	Antal personer
2010									
Ja	72,5	27,5	440	38,5	61,5	439	45,5	54,5	440
Nej	58,5	41,5	824	28,5	71,5	820	33,7	66,3	825
2013									
Ja	73,2	26,8	386	44,2	55,8	378	46,5	53,5	386
Nej	60,5	39,5	803	35,5	64,5	794	35,2	64,8	797
2017									
Ja	74,2	25,8	384	43,8	56,2	379	49,2	50,8	384
Nej	58,4	41,6	740	32,2	67,8	730	36,6	63,4	740
2021									
Ja	73,9	26,1	332	44,7	55,3	332	53,4	46,6	333
Nej	61,4	38,6	611	36,2	63,8	611	40,9	59,1	612
OR¹ (95 % CI) beregnet på tværs af alle årene:									
Samlet	1,78 (1,57-2,01)*			1,41 (1,25-1,59)*			1,70 (1,52-1,92)*		
Mænd	1,78 (1,50-2,12)*			1,45 (1,21-1,74)*			1,74 (1,46-2,06)*		
Kvinder	1,76 (1,47-2,11)*			1,37 (1,17-1,61)*			1,70 (1,44-1,99)*		

¹Justeret for køn, alder, uddannelse og kalenderår

* Statistisk signifikant

OR: Odds ratio

CI: Confidence interval/sikkerhedsinterval

7.2 Gener fra trafikstøj og selvrapporteret træthed, hovedpine og søvnbesvær

I tabel 7.2.1 ses forekomsten af træthed, hovedpine og søvnbesvær opdelt på, hvorvidt man oplever trafikstøj eller ej, i 2010, 2013, 2017 og 2021. Samlet i perioden ses en OR på 1,61 (1,38-1,87) for at opleve træthed, hvis man også oplever gener fra trafikstøj. Der er således 61 % flere, der oplever træthed blandt personer, der oplever at være generet af støj fra trafikken. OR for hovedpine er 1,22 (1,06-1,41) og for søvnbesvær er OR 1,61 (1,41-1,85). OR opdelt på mænd og kvinder fremgår af tabellen. Det er dog vigtigt at huske, at information omkring gener fra trafikstøj og træthed, hovedpine og søvnbesvær er indsamlet på samme tid. Det er derfor ikke muligt at vise, om gener fra trafikstøj er årsag til træthed, hovedpine og søvnbesvær eller om personer med disse symptomer i højere grad oplever støj fra trafikken som en gene end personer uden disse symptomer.

Tabel 7.2.1 Fordeling af symptomer (ja/nej) i forhold til trafikstøj (ja/nej). Procent.

	Træthed			Hovedpine			Søvnbesvær		
	Ja	Nej	Antal personer	Ja	Nej	Antal personer	Ja	Nej	Antal personer
2010									
Ja	73,7	26,3	234	37,3	62,7	235	48,6	51,4	236
Nej	61,0	39,0	1.026	30,7	69,3	1.020	35,3	64,7	1.025
2013									
Ja	73,6	26,4	208	44,2	55,8	200	49,2	50,8	203
Nej	62,9	37,1	982	37,1	62,9	974	36,7	63,3	981
2017									
Ja	71,1	28,9	265	38,3	61,7	258	45,4	54,6	264
Nej	61,7	38,3	858	35,7	64,3	849	39,0	61,0	856
2021									
Ja	74,5	25,5	206	43,2	56,8	207	54,0	46,0	207
Nej	63,4	36,6	737	38,0	62,0	735	42,8	57,2	738
OR¹ (95 % CI) beregnet på tværs af alle årene:									
Samlet	1,61 (1,38-1,87)*			1,22 (1,06-1,41)*			1,61 (1,41-1,85)*		
Mænd	1,48 (1,20-1,82)*			1,32 (1,07-1,64)*			1,67 (1,37-2,04)*		
Kvinder	1,76 (1,41-2,19)*			1,14 (0,94-1,38)			1,54 (1,28-1,86)*		

¹Justeret for køn, alder, uddannelse og kalenderår

* Statistisk signifikant

OR: Odds ratio

CI: Confidence interval/sikkerhedsinterval

7.3 Lugtgener fra naborøg og selvrapporteret astma, allergi og KOL

I tabel 7.3.1 ses forekomsten af astma, allergi og KOL opdelt på, hvorvidt man oplever lugtgener fra tobaksrøg fra naboen eller ej, i 2013, 2017 og 2021. Samlet i perioden er der ingen sammenhæng mellem det at opleve lugtgener fra tobaksrøg fra naboen og forekomsten af astma og allergi. Blandt personer, der oplever gener af tobaksrøg fra naboer, er der en højere forekomst af KOL (OR er 1,78 (1,01-3,15)) sammenlignet med personer, der ikke oplever gener fra tobaksrøg fra naboer. OR opdelt på mænd og kvinder fremgår af tabellen. Det er dog vigtigt at huske, at information omkring gener fra tobaksrøg og KOL er indsamlet på samme tid. Det er derfor ikke muligt at vise, om gener fra tobaksrøg er årsag til KOL, eller om personer med KOL i højere grad oplever lugt fra tobaksrøg fra sine naboer som en gene.

Tabel 7.3.1 Fordeling af symptomer (ja/nej) i forhold til gener fra naborøg (ja/nej). Procent.

	Astma			Allergi			KOL		
	Ja	Nej	Antal personer	Ja	Nej	Antal personer	Ja	Nej	Antal personer
2013									
Ja	7,0	93,0	178	27,2	72,8	177	3,7	96,3	179
Nej	5,2	94,8	942	22,9	77,1	946	2,5	97,5	945
2017									
Ja	7,6	92,4	185	18,0	82,0	185	2,0	98,0	184
Nej	6,0	94,0	930	22,8	77,2	928	2,1	97,9	920
2021									
Ja	8,7	91,3	150	27,3	72,7	149	3,0	97,0	149
Nej	7,2	92,8	788	22,4	77,6	787	4,0	96,0	791
OR¹ (95 % CI) beregnet på tværs af alle årene:									
Samlet	1,25 (0,90-1,75)			0,99 (0,81-1,21)			1,78 (1,01-3,15)*		
Mænd	1,28 (0,75-2,18)			1,13 (0,84-1,52)			1,78 (0,79-4,01)		
Kvinder	1,24 (0,80-1,91)			0,91 (0,69-1,21)			1,80 (0,79-4,08)		

¹Justeret for køn, alder, rygning, uddannelse og kalenderår

* Statistisk signifikant

OR: Odds ratio

CI: Confidence interval/sikkerhedsinterval

Long-term exposure to air pollution and COVID-19 mortality and morbidity in Copenhagen, Denmark

Report

Long-term exposure to air pollution and COVID-19 mortality and morbidity in Copenhagen, Denmark

Zorana Jovanovic Andersen^a, Jiawei Zhang^a, Youn-Hee Lim^a, Laust H. Mortensen^{b,c}, George M. Napolitano^a, Thomas Cole-Hunter^a, Steffen Loft^a, Gerard Hoek^d, Bert Brunekreef^d, Theis Lange^h

Affiliations:

^aSection of Environmental Health, Department of Public Health, University of Copenhagen, Copenhagen, Øster Farimagsgade 5, 1353 Copenhagen, Denmark;

^bSection of Epidemiology, Department of Public Health, University of Copenhagen, 1353 Copenhagen, Denmark;

^cStatistics Denmark, Copenhagen, Denmark;

^dInstitute for Risk Assessment Sciences, Utrecht University, Utrecht, the Netherlands;

^eDepartment of Public Health, University of Copenhagen, Copenhagen, Øster Farimagsgade 5, 1353 Copenhagen, Denmark;

Contact address: Zorana Jovanovic Andersen, Section of Environmental Health, Department of Public Health, University of Copenhagen, Øster Farimagsgade 5, 1353 Copenhagen, Denmark. E-mail: zorana.andersen@sund.ku.dk; Phone number: +4520740462.

TABLE OF CONTENTS

ABBREVIATIONS AND OTHER TERMS	III
SUMMARY	IV
INTRODUCTION	1
Air pollution and COVID-19: is there a biological plausibility?	1
Early research on long-term exposure to air pollution and COVID-19: correlation and ecological studies	2
Long-term exposure to air pollution and COVID-19: correlation and ecological studies	3
SPECIFIC AIMS	4
METHODS AND STUDY DESIGN.....	4
Study Population	4
COVID-19 outcome definitions	4
Covariate and co-morbidity definitions.....	5
Air Pollution Exposure.....	6
Long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization and mortality	7
RESULTS	8
DISCUSSION.....	20
Long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization and mortality	20
Biological plausibility	21
Strengths.....	21
Limitations	22
CONCLUSION.....	22
IMPLICATIONS OF THE FINDINGS.....	23
REFERENCES	23

FIGURES

- Figure 1. Annual mean levels of PM_{2.5}, NO₂, and BC in 2010 in Copenhagen estimated by ELAPSE models (PM_{2.5}=particulate matter with diameter \leq 2.5 μ m; NO₂=nitrogen dioxide; BC= black carbon)..
- Figure 2. The COVID-19 pandemic in Copenhagen, Frederiksberg and Tarnby between March 1, 2020 and April 26, 2021: daily numbers of COVID-19 positive cases in each municipality.
- Figure 3. The COVID-19 pandemic in Denmark between March 1, 2020 and April 26, 2021: daily numbers of COVID-19 positive cases, hospital admissions, and deaths in Denmark.
- Figure 4. Pearson correlation coefficients between air pollutants estimated by the ELAPSE model in 2010 among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort
- Figure 5. The shape of the associations between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization, and mortality, as well as all-cause mortality among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort.
- Figure 6. Effect modification of the association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence among the 192,041 participants of the AIRCODEN cohort by co-morbidities at the cohort baseline on March 1, 2020.

TABLES

- Table 1. Definition and prevalence of co-morbidities among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort at the study baseline on March 1, 2020.
- Table 2. Characteristics among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort at the study baseline on March 1, 2020.
- Table 3. The association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization, and mortality, as well as all-cause mortality among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort.
- Table 4. The association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization, mortality, and all-cause mortality among the 192,041 participants of the AIRCODEN cohort in two pandemic waves: March 1-July 31, 2020 (Pandemic 1) and August 1, 2020-April 26, 2021 (Pandemic 2).
- Table 5. Effect modification* of the association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort by sex, age, and individual-level SES characteristic at the cohort baseline on March 1, 2020.

APPENDIX: FIGURE

- Figure A1. Effect modification of the association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 hospitalization among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort by co-morbidities at the cohort baseline on March 1, 2020.

TABLE

- Table A1. The association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization, and mortality, as well as all-cause mortality among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort. (per fixed interval increase).
- Table A2. The association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization, and mortality, as well as all-cause mortality among the 143,308 participants of the AIRCODEN-CPH cohort, when restricting to Copenhagen municipality.
- Table A3. Effect modification of the association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 hospitalization among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort by sex, age, and individual-level SES characteristic at the cohort baseline on March 1, 2020.

ABBREVIATIONS AND OTHER TERMS

AQG	Air Quality Guidelines
AirGIS	A Geographical Information Systems based air pollution and human exposure modelling system
COVID-19	Coronavirus Diseases 2019
ELAPSE	Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe
ESCAPE	European Study of Air Pollution Effects
GBD	Global Burden of Disease
HEI	Health Effects Institute
HR	Hazard Ratio
ICD	International Classification of Diseases
IQR	Interquartile Range
NO ₂	Nitrogen Dioxide
NO _x	Nitrogen Oxides
O ₃	Ozone
OR	Odds Ratio
PM _{2.5}	Particulate matter with an aerodynamic diameter < 2.5 µm
PM ₁₀	Particulate matter with an aerodynamic diameter < 10 µm
SARS-CoV-2	Severe acute respiratory syndrome coronavirus 2
SES	Socio-Economic Status
TRAP	Traffic-Related Air Pollution
UBM	Urban Background Model
WHO	World Health Organization

SUMMARY

Introduction: Early ecological studies suggested the link between air pollution and Coronavirus Diseases 2019 (COVID-19). However, the evidence from individual-level prospective cohort studies with data on chronic exposure to air pollution and COVID-19 outcomes, such as incidence, hospitalization, and death, are still few. Here, we have examined whether long-term exposure to air pollution is associated with risk of contracting severe acute respiratory syndrome coronavirus 2 (SARS-CoV-2) and developing severe COVID-19 resulting in hospitalization or death in Copenhagen. We have also examined who is most susceptible to harmful effects of air pollution by age, sex, socio-economic status (SES) and co-morbidities.

Methods: We have created an AIRCODEN-CPH cohort including all residents 50 years or older and residing in Copenhagen, Frederiksberg, or Tårnby municipalities on March 1, 2020. We followed AIRCODEN-CPH participants in the National COVID-19 Surveillance System until the date of 1st positive test (incidence), COVID-19 hospitalization, COVID-19 death, or death from any cause until April 26, 2021. We have estimated mean levels of particulate matter < 2.5 µm in diameter (PM_{2.5}), nitrogen dioxide (NO₂), black carbon (BC), and ozone (O₃) at cohort participants' residence in 2019 by the Danish DEHM/UBM model. We used Cox proportional hazard models to estimate the associations of air pollutants with COVID-19 incidence, hospitalization, mortality and all-cause mortality, adjusting for age, sex, individual- and area-level socioeconomic status (SES). We examined effect modification of the association between PM_{2.5} and NO₂ and COVID-19 incidence, hospitalization, and mortality by age, sex, SES (education, income, employment), and co-morbidities (prevalence on March 1, 2020) with cardiovascular disease, respiratory disease, acute lower respiratory infections, diabetes, lung cancer, and dementia.

Results: Of 192,041 people included in the study, 10,324 were infected, 1,563 hospitalized and 461 died from COVID-19 during 14 months of follow-up. We detected positive associations with COVID-19 incidence, with hazard ratio and 95% confidence interval of 1.04 (1.00-1.07) per 2.67 µg/m³ increase in PM_{2.5}, 1.02 (1.00-1.04) per 6.25 µg/m³ increase in NO₂, and 1.04 (1.02-1.07) per 0.35 µg/m³ increase in BC. Corresponding HRs and 95% CIs for COVID-19 hospitalizations were 1.11 (1.02-1.21), 1.03 (0.98-1.08), and 1.06 (1.00-1.12), and for COVID-19 death 1.09 (0.93-1.28), 0.97 (0.88-1.06), and 1.01 (0.90-1.13). We found no association with O₃. Associations of PM_{2.5} with COVID-19 incidence were statistically significantly stronger in elderly (65 years old or older) and with all pollutants for participants who lived in large households (5 persons or more living together), and in chronic cardiovascular and respiratory disease and diabetes patients.

Conclusions: Long-term exposure to air pollution may contribute to increased risk of contracting SARS-CoV-2 infection as well as developing severe COVID-19 disease demanding hospitalization or resulting in death. We present novel findings on the especially vulnerable groups, including elderly and chronic disease patients, as well as those with prior severe respiratory infections (pneumonia, influenza demanding hospitalization). This large study provide strong new evidence in support of causal association between air pollution and COVID-19. These results reinforce the importance of air pollution regulation as an integral part of COVID-19 pandemic mitigation strategies, as well as for planning for future similar pandemics. Reduction of air pollution would provide for populations who are more resilient to viral respiratory infections, such as COVID-19, and likely to other viral and bacterial respiratory infections (seasonal influenza and pneumonias, etc.). Reductions in air pollution would also bring other major health benefits, in terms of prevention of major chronic non-communicable diseases and providing for better quality of life and better disease prognosis for chronic disease patients, as well as in mitigating impact of climate change on health.

INTRODUCTION

One of the important public health objectives in the midst of COVID-19 epidemic is to identify key modifiable factors that could contribute to increased risk of contracting the severe acute respiratory syndrome coronavirus 2 (SARS-CoV-2) virus and developing Coronavirus Diseases 2019 (COVID-19) or worsen the severity of the health outcomes among individuals with COVID-19. These factors are crucial for the management of the current COVID-19 pandemic and preparing of the strategies for future similar pandemics. Air pollution is the major environmental stressor and 4th top ranked global risk factor for morbidity and mortality (after smoking, high blood pressure and poor diet) causing 6,7 million deaths in 2019, from ischemic heart disease (IHD), cerebrovascular disease, chronic obstructive pulmonary disease (COPD), acute lower respiratory infections (ALRIs), lung cancer, diabetes, and neonatal deaths (Health Effects Institute 2020).

Air pollution and COVID-19: is there a biological plausibility?

Several biologically plausible mechanisms and pathways may explain how long-term exposure to particulate matter (PM) and gaseous pollutants may increase risk of COVID-19. Long-term exposure to air pollution may worsen COVID-19 severity and lethality indirectly, by increasing the risk of respiratory, cardiovascular, and metabolic diseases as well as lung cancer (Health Effects Institute 2020), which in turn increase the risk of severe disease and death from COVID-19 (Atkins et al. 2020; Elliott et al. 2021; Veronesi et al. 2022; Williamson et al. 2020).

Experimental studies show that particulate matter (PM) exposure can also directly increase vulnerability to the SARS-CoV-2 and other respiratory infections, by impairing cell immunity and weakening host defense mechanisms, and thus increasing susceptibility to respiratory infections (Woodby et al. 2021). This is caused by direct cellular damage, and indirectly via oxidative stress and inflammation in the lung and system, that can increase viral spread, enhance virus-induced tissue damage and inflammation, promoting dysfunction of a variety of organs, including the lungs, heart, kidney, and brain, resulting in more severe COVID-19 or death (Woodby et al. 2021).

Furthermore, the plausibility of the link between air pollution and COVID-19 is supported by the likely link between air pollution with other respiratory infections, such as pneumonia. Only few studies have examined association between long-term exposure to air pollution and pneumonia incidence or hospitalizations (Carey et al. 2016; Neupane et al. 2010; Salimi et al. 2018), with mixed results, as two report positive (Carey et al. 2016; Neupane et al. 2010) and one finds no association (Salimi et al. 2018). Based on these three studies, recent systematic review and meta-analyses from the Health Effects Institute on the associations between traffic related air pollution (TRAP) (including nitrogen dioxide (NO₂), PM with diameter < 2.5 μm (PM_{2.5}), and elemental carbon (EC)) and a number of health outcomes, have concluded that the confidence was very low or low for an association with TRAP and the risk of ALRIs. However, global burden of disease (GBD) study has recognized the causal link between air pollution and ALRI mortality (Health Effects Institute 2020), which is supported on solid evidence from 13 studies on air pollution and pneumonia mortality (Bowe et al. 2019; Carey et al. 2013; Jerrett 2022; Katanoda et al. 2011; Kazemiparkouhi et al. 2020; Lim et al. 2019; Liu et al. 2022; Pinault et al. 2017; Pope et al. 2004, 2019; Turner et al. 2016; Yang et al. 2018; Yorifuji et al. 2013), of which all but one (Carey et al. 2013) detected associations.

Early research on long-term exposure to air pollution and COVID-19: correlation and ecological studies

Early correlation and ecological studies have raised headlines suggesting that air pollution may increase risk of COVID-19, despite the fallacies of such designs (Villeneuve and Goldberg 2020). An US study gained instant attention by the media in May 2020, when preliminary (non-peer-reviewed) results by Wu et al. (Wu et al. 2020) showed that even a small increase of $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in long-term exposure to $\text{PM}_{2.5}$ led to a large 20% increase in the COVID-19 death rate, with the magnitude of increase 20 times that observed for $\text{PM}_{2.5}$ and all-cause mortality (Di et al. 2017). This impressive estimate later attenuated to 8%, after adjustment for the timing of social distancing policies and the population age distribution. However, this study was criticized for possibly grossly overestimating the effect of air pollution on COVID-19 mortality, for several reasons. The major issue is the ecological design, where mortality rates in 3,080 USA counties were compared against very crude, county-average concentrations of $\text{PM}_{2.5}$ over a 17-year period, with lack of individual-level data on exposure, outcome, and important confounders (SES, lifestyle, co-morbidities). Early studies on long-term exposure to air pollution and COVID-19 using ecological design, which have typically linked mean air pollution levels over an area (county, municipality, postal code areas, region, etc.) to the COVID-19 death or COVID-19 case-fatality rates in that.

Here we give examples of results from selected studies (Liang et al. 2020; Travaglio et al. 2021) to illustrate inconsistencies in findings from the same areas/countries, and to call for careful interpretation of these early results. Following Wu et al., another nationwide US study based on the same county-level data as the study by Wu et al., but utilizing a different air pollution modeling approach, examined the long-term effect of NO_2 , $\text{PM}_{2.5}$, and ozone (O_3) on COVID-19 case fatality and mortality rates and reported a 7.1% (1.2-13.4%) and 11.2% (3.4-19.5%) increase per 4.5ppb increase in NO_2 for case fatality and mortality rate respectively (Liang et al. 2020). Notably, in contrast to Wu et al., Liang et al. reported no association with $\text{PM}_{2.5}$. Similarly, two ecological studies from England on long-term exposure to air pollution and COVID-19 mortality show somewhat conflicting results, notably using the different spatial units for analyses and different statistical approaches. A study based on COVID-19 deaths up to June 30th, 2020 aggregated in Lower Layer Super Output Area spatial units ($n=32,844$) found a 0.5% (95% credible interval: -0.2%-1.2%) and 1.4% (-2.1%-5.1%) increase in the COVID-19 mortality rate for every $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in NO_2 and $\text{PM}_{2.5}$, respectively (Konstantinou et al. 2021). On the other hand, Travaglio et al. reported a significant association between long-term exposure to NO_2 and O_3 and COVID-19 deaths at the regional level (Lower Tier Local Authorities), and none with $\text{PM}_{2.5}$ (Travaglio et al. 2021). Notably, Travaglio et al. have also, as the first study at the time, included individual-level data on 'infectivity' from the UK Biobank, including 1,450 tested individuals of which 699 tested positive, where they showed significant associations with $\text{PM}_{2.5}$ but none with NO_2 , in contrast to their abovementioned results on regional analyses.

In summary, early evidence based on long-term exposure to air pollution and susceptibility to COVID-19 is limited by ecological study design, for which estimates cannot be used to make inference on individual-level risk, resulting in the ecological fallacy (Villeneuve and Goldberg 2020). Individual-level data are needed to provide valid inference in understanding the impact of air pollution on contracting the SARS-CoV-2 and the development of the COVID-19 disease. Notably, many of the aforementioned studies have been published ahead of the peer-review, calling for extra caution when drawing inference from these early results, as pointed out in an editorial (Heederik et al. 2020).

Long-term exposure to air pollution and COVID-19: correlation and ecological studies

Epidemiological evidence based on the cohort studies with individual-level data on long-term exposure to air pollution and later onset of COVID-19 is still very sparse and mixed.

Travaglio et al. also, used individual-level data on 'infectivity' from the UK Biobank, where of the 1,450 tested individuals, 699 tested positive for SARS-CoV-2, and found that a single unit increase in PM_{2.5} levels was associated with a statistically significant 12% increase in COVID-19 cases (Travaglio et al. 2021). Only three studies examined association of long-term exposure to air pollution COVID-19 incidence in general population, defined as the first positive SARS-CoV-2 test, and they offer mixed results. Veronesi et al. have in a city-wide study in 62,848 residents of Varese, Italy, of whom 4,408 tested positive for COVID-19 in 1st year of pandemic, detected 5.1%, 2%, and 4% increase in COVID-19 rate for each $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM_{2.5}, NO₂, and PM₁₀, respectively (Veronesi et al. 2022). Sheridan et al. has in 424,721 subjects from UK Biobank, of whom 10,790 tested positive between March 16 and December 31, 2020, detected associations with odds ratios (ORs) of 1.06 and 1.05 for COVID-19 incidence for each 1.3 and 9.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM_{2.5} and NO₂, respectively, but found no associations with PM₁₀, and no association of any pollutants with COVID-19 hospitalizations (n=1,598) or deaths (n=568) (Sheridan et al. 2022). Nobile et al. have in 1,594,308 subjects from Rome, of whom 79,976 tested positive and 2,656 died from COVID-19 between January 1, 2020 and April 15, 2021, on the other hand, found no associations with COVID-19 incidence, but reported 8% and 9% higher risk of dying from COVID-19 for each 0.92 and 9.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM_{2.5} and NO₂, respectively (had not data on PM₁₀) (Nobile et al. 2022). In slightly different approach, a study by Kogevinas et al. based on 9,605 subjects from COVICAT cohort study in Barcelona, who provided detailed questionnaire data on COVID-19 and of whom 481 (5%) had COVID-19, reported associations with PM_{2.5} and NO₂, but none with BC. In a subset of 4,103 subjects who provided blood samples, they found no association of air pollution with positive antibodies for SARS-CoV-2 (mix of incidence and prevalence), but also here, detected associations with incidence based on self-reported COVID-19. Kogevinas et al. have notably reported stronger associations with air pollution with increasing severity of COVID-19 outcome, in terms of COVID-19 severe symptoms, hospitalization or death (Kogevinas et al. 2021).

Four studies, all from US, which had access to data only on those who tested positive for COVID-19, examined whether long-term exposure to air pollution affects COVID-19 prognosis, in terms higher risk of hospitalizations, intensive care unit (ICU) admissions, or death that is related to COVID-19. All of these studies have detected association between PM_{2.5} and risk of severe COVID-19 outcomes, including hospitalizations (Bowe et al. 2021; Chen et al. 2022; Mendy et al. 2021), ICU visits (Bozack et al. 2022; Chen et al. 2022), or death (Bozack et al. 2022; Chen et al. 2022).

The internationally unique infrastructure of the Danish population and health registries, with access to historical residential address data, COVID-19 deaths and hospitalization data, as well as SES and co-morbidity data at the individual level, provide a framework that can directly address the limitations of the ecological approach, and those from other individual level studies, particularly, selection of subjects who have access to PCR testing, within sufficient control for confounding, and collinearity between population density and exposure. This research was designed to provide new, high quality data to support rapidly emerging evidence base on the potential association between long-term exposure to air pollution and susceptibility to COVID-19. The evaluation of this evidence will be crucial for the scientific

and public health community and policymakers in their work in mitigating risk and developing solutions during the global COVID-19 crisis.

SPECIFIC AIMS

Here we aim to investigate whether long-term exposure to air pollution is associated with increased risk of COVID-19 related mortality and morbidity in Copenhagen, and to identify the most susceptible groups by age, sex, socioeconomic status (SES), ethnicity, and co-morbidities. Specific aims are:

1. Examine whether long-term exposure to PM_{2.5}, NO₂, black carbon (BC), and ozone (O₃) are associated with risk of contracting COVID-19, in terms of COVID-19 incidence, hospitalizations, or death.
2. Identify subgroups that are susceptible to air pollution-related COVID-19 morbidity and mortality by age, sex, SES (education, household income, occupational status, civil status, housing tenure, and household size, type and composition), ethnicity (Danish, non-western and western origin), and co-morbidity (cardiovascular disease (CVD), respiratory disease (RD), ALRIs, lung cancer, diabetes, and dementia).

METHODS AND STUDY DESIGN

Study Population

We have created a population-based Copenhagen cohort (AIRCODEN-CPH) by including all residents of Copenhagen, Frederiksberg, and Tårnby municipalities who were 50 years or older on March 1, 2020 and had lived in Denmark for at least one year prior to this date.

COVID-19 outcome definitions

Danish Statens Serum Institut (SSI), under the Danish Ministry of Health, is responsible for the Danish preparedness against infectious diseases and is in charge of surveillance of the COVID-19 pandemic in Denmark. The surveillance of the COVID-19 infections is based on the results of the tests from microbiological departments at the Danish hospitals and testing centres, and SSI's own laboratory, which are collected centrally in the Danish Microbiological Database (MiBa; <https://miba.ssi.dk/service/english>). Data includes results from the PCR test for the COVID-19 virus. We obtained data on COVID-19 data for this from the Danish Health Data Authority, notably with a 5-month delay due to COVID-19 lockdown measures which have slowed down processing of the data for research. The COVID-19 data available for researchers at the Danish Health Authority include information on COVID-19 test date, test result, hospital admission date, place of death, death date, international travel prior to admission/death, and country of travel. The detailed description of the available data is provided in the Table A1 in the Appendix1. The SSI and Danish Health Ministry note that researchers should be aware of two important facts regarding the use of Danish COVID-19 data in research: 1) That COVID-19 surveillance data are dynamic: SSI works continuously to improve their surveillance algorithms, which means that changes to existing algorithms can still arise. SSI publishes a log of the changes of their algorithms on their website; 2) Changes in test strategy affect population: COVID-19 data are

affected by a continuous change in the testing strategy, which implies that the population of those with confirmed COVID-19 infections cannot be compared over time.

Using unique personal identification number, we have linked the AIRCODEN-CPH cohort participants with the Danish National COVID-19 Surveillance System database. PCR testing in Denmark was offered to all citizens, free-of-charge and easily accessible, providing a unique opportunity to trace COVID-19 infection in all Danish residents, though, notably with very poor testing capacity in the first wave, and much larger testing capacity in the second pandemic wave starting on August 1, 2020 (Figure 1). We defined following COVID-19 outcomes: incidence (first positive PCR test for SARS-CoV-19), hospitalization (hospital admission for more than 12 hours within 14 days after the first positive PCR test for SARS-CoV-19), and death (death within 30 days of the detection of SARS-CoV-19 infection). Note that the statistics on COVID-19 fatalities include deaths recorded within 30 days of the detection of COVID-19 infection in the individual, but that COVID-19 is not necessarily the underlying cause of death. We also defined death from any causes as an additional outcome, in order to compare the size of association between air pollution and COVID-19 with that for all-cause mortality, recently reported in nationwide Danish cohort from year 2000.

Covariate and co-morbidity definitions

We have extracted individual-level SES information for year 2019 from the Danish national registers with information on individual SES for all Danish citizens, including occupation, personal income and transfer payments (Baadsgaard and Quitzau 2011), personal labor market affiliation (Petersson et al. 2011), and education (Jensen and Rasmussen 2011), civil status, household composition, and country of origin available from the Danish Civil Registration System (Schmidt et al. 2014). The following individual-level variables were defined based on the register data from 2019:

- Marital status (married/registered partnership; divorced; widow/widower; single)
- Highest completed education (primary/basic education; vocational training; short higher education; medium higher education; long higher education- college or higher)
- Occupational status (primary, upper secondary, vocation/qualifying, vocation bachelor/ short higher education, college level or higher)
- Family family/household taxable income, in tertiles (DKK/year)
- Household size (one, two, three, four, five or more persons living in household)

The following area-level/neighborhood variables were defined at parish level (smallest administrative unit in Denmark, 2,158 parishes in Denmark) defined from the register data for year 2019:

- Population density (# people/km²)
- Mean income (DKK/year)
- Median wealth (DKK/year)
- % unemployment
- % primary or lower education
- SES difference between municipality and parish
- Municipality-level access to healthcare (number of general practitioners/citizens)
- lung cancer incidence rate (proxy for parish smoking rates)
- diabetes incidence rate (proxy for parish obesity rates)

Ethnicity was defined by country of origin (Denmark; Western countries (All 28 EU countries and Andorra, Iceland, Liechtenstein, Monaco, Norway, San Marino, Switzerland, Vatican State, Canada, USA, Australia, and New Zealand); non-Western (all others).

Co-morbidities (prevalence of a specific disease) were defined as a record of hospital contact (inpatient, outpatient, or emergency) in the Danish National Patient Register (Schmidt et al. 2015) for that specified disease prior to AIRCODEN-CPH baseline on March 1, 2020, as defined in Table 1. Note that we had data from the Danish National Patient Register available from the onset of the register in 1979 until December 31, 2018.

Table 1. Definition and prevalence of co-morbidities among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort at the study baseline on March 1, 2020.

	ICD-10 codes	ICD-8 codes	Prevalence, n (%)
Cardiovascular Disease	I00-99	400–459	61,607 (32.1%)
Myocardial Infarction	I21	410	7,197 (3.7%)
Heart Failure	I50	427	4,894 (2.5%)
Atrial fibrillation	I48	427.4, 427.9	9,591 (5.0%)
Stroke (ischemic included)	I61-64	431, 432, 433, 434, 436	8,562 (4.5%)
Respiratory Disease	J00–J99	460–519	50,830 (26.5%)
Asthma	J45-46	493	7,485 (3.9%)
COPD	J40-44	490-492	7,272 (3.8%)
ALRI	J12-18, J20-22	480-486, 466	18,489 (9.6%)
Pneumonia	J12-18	480-486	17,379 (9.0%)
Influenza	J09-11	487-488	1,761 (0.9%)
Lung cancer	C34	162.2–162.9	837 (0.4%)
Diabetes	E10-14, H36, O24 (excluded O24.4)	249, 250	9,315 (4.9%)
Dementia	F00-03, G30, G31.8-9	290.09-11,290.19; 293.09-11,293.19	1,821 (0.9%)

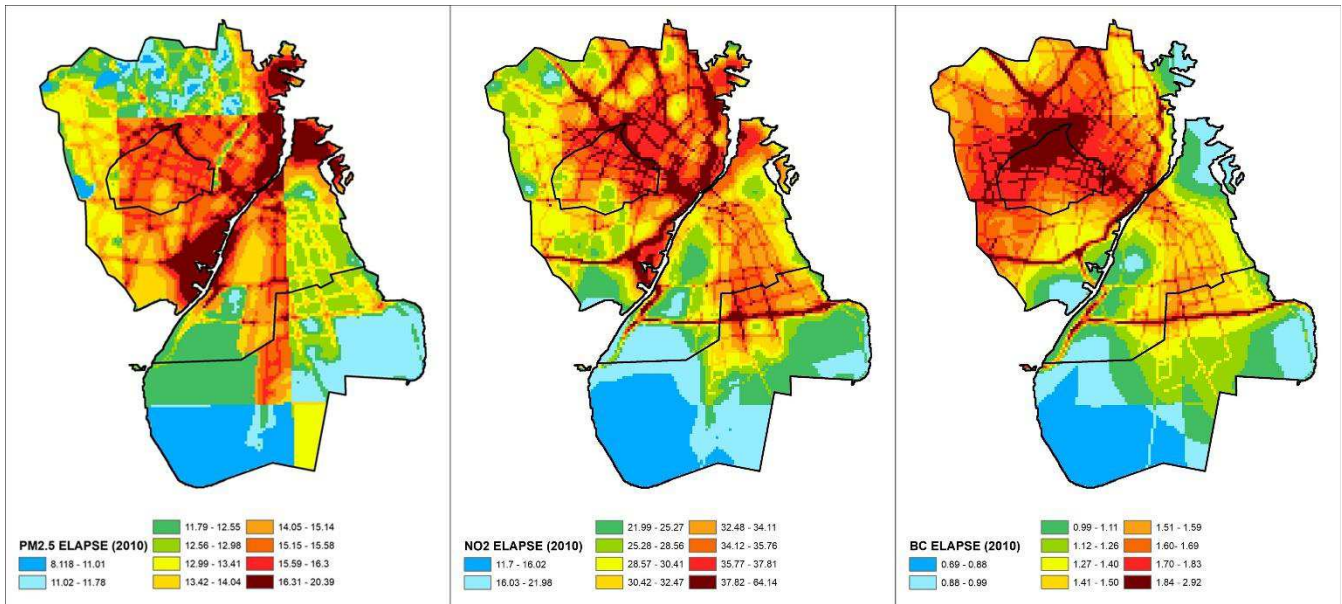
ICD-8/10: International Classification of Diseases 8th/10th version. ICD-8 was used before and ICD-10 after January 1, 1994 (ICD-9 was never implemented in Denmark). COPD=chronic obstructive pulmonary disease. ALRI=acute lower respiratory infection.

Air Pollution Exposure

We used the European-wide hybrid LUR model, developed within the Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe (ELAPSE) project (<http://www.elapseproject.eu/>), which provides annual mean concentrations of PM_{2.5}, NO₂, BC, and O₃ for year 2010 at a 100x100m resolution,(de Hoogh et al. 2016) and which has been used in other studies on air pollution and all-cause mortality in Europe and Denmark (So et al. 2022). In brief, the LUR model utilized routine monitoring data from the European Environment Agency (EEA) AirBase for PM_{2.5} and NO₂, and ESCAPE monitoring data for BC as the dependent variable. Satellite data, dispersion model estimates, land use, and traffic variables were predictors to estimate annual mean pollutants concentrations. The models performed well in five-fold hold-out validation, explaining 72%, 59%, and 54% of spatial variability of the measured

concentrations for PM_{2.5}, NO₂, and BC, respectively (de Hoogh et al. 2018). Levels of air pollution for Copenhagen modeled by ELAPSE model in 2010 can be seen in Figure 1.

Figure 1. Mean levels of PM_{2.5}, NO₂, and BC in 2010 in Copenhagen estimated by ELAPSE models (PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 2.5 μm; NO₂=nitrogen dioxide; BC= black carbon).



Long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization and mortality

We used stratified Cox proportional hazard models with calendar time in days as underlying time scale to examine the associations of air pollutants (single pollutant models) with COVID-19 incidence, hospitalization, death, or all-cause mortality, with censoring at the date of death from other reason, emigration, or the end of follow-up on April 26, 2021, whichever came first. We fitted three models with increasing control for the individual- and area-level covariates: Model 1: adjusted for the calendar time (time axis), age (natural spline with 4 degree of freedom), and sex (male, female); Model 2: additionally adjusted for individual-level SES, including marital status (unmarried, divorced, widowed, married/registered partnership), highest completed education (primary, upper secondary, vocation/qualifying, vocation bachelor/ short higher education, college level or higher), family income (tertile), household size (one, two, three, four, five and above persons living in household); and Model 3(main model): additionally adjusted for population-level SES including parish-level mean income, and unemployment rate

We fitted single pollutant models for annual mean exposure in 2010 annual mean of PM_{2.5}, NO₂, and BC, and O₃ estimated by ELAPSE model. To evaluate the shape of the associations for each pollutant, we have estimated exposure-response functions (ERFs) by applying natural cubic splines with three degrees of freedom. In order to examine whether the associations with air pollution may have changed over time during the study period, due to differences in testing capacity, stringency of lockdown measures, compliance with lockdown

and other (wearing masks, physical distancing, compulsory testing, etc.) pandemic measures, as well as COVID-19 strains, we estimated associations separately in two pandemic waves: March 1-July 31, 2020 and August 1, 2020-April 26, 2021. Effect modification of an association of PM_{2.5} and NO₂ with COVID-19 incidence, and hospitalization by sex, age, individual-level SES, ethnicity and co-morbidities with cardiovascular disease (CVD), respiratory disease (RD), acute lower respiratory infections (ALRIs), diabetes, lung cancer, dementia, and diabetes, were evaluated by entering interaction terms into the model, and tested by Wald test.

Only subjects with complete information for Model 3 variables were included in the analyses. We presented hazard ratios (HRs) and 95% confidence intervals (CIs) per interquartile range (IQR) increase in pollutant. Besides, we also presented results as per fixed interval increase in each pollutant, which is 5 µg/m³ for PM_{2.5}, 10 µg/m³ for NO₂, 0.5 µg/m³ for BC, and 10 µg/m³ for O₃. We conducted analyses using R statistical software (version 4.1.2).

The study was approved by the Danish Data Protection Agency.

RESULTS

Of the 192,041 AIRCODEN participants who were 50 years or older and resided in Denmark on March 1, 2020, (and at least one year prior), we excluded 8,397 subjects with missing data on air pollution exposure, 676 with missing data on individual SES information, and 12,127 subjects with missing parish-level SES information. In addition, three individuals were excluded from incidence and hospitalization analyses due to record of SARS-CoV-2 positive test before March 1, 2020 leaving 192,041 subjects for final analyses.

During 14 months follow-up covering two pandemic waves (Figure 2), 10,324 individuals tested positive for SARS-CoV-2, 1,563 were hospitalized and 461 died from COVID-19. Compared to the total population, subjects who died or were hospitalized from COVID-19, or those who died from any cause, were less likely to be women, highly educated, employed, married or live with a partner, or have high income (Table 2). Similar patterns but with less pronounced differences were observed with incident COVID-19 cases. COVID-19 pandemic in Copenhagen was comparable to that for entire Denmark (Figure 3).

Mean levels of PM_{2.5}, NO₂ and BC in 2019 were 14.1, 32.3 and 1.5 µg/m³, respectively, and were slightly higher in COVID-19 cases than in the total population (Table 2). Strongest positive correlation was observed between NO₂ and BC (0.99) and NO₂ and PM_{2.5} (0.89), and negative between NO₂ and O₃ (-0.99) (Figure 4).

We detected statistically significant positive associations of PM_{2.5}, NO₂ and BC with COVID-19 incidence (Table 3), with HR of 1.07 (1.00-1.13) per 5 µg/m³ increase in PM_{2.5}, 1.03 (1.00-1.06) per 10 µg/m³ increase in NO₂, and 1.06 (1.03-1.09) per 0.5 µg/m³ increase in BC (Table A1). We also detected associations of PM_{2.5} and BC with COVID-19 hospitalizations that were stronger than those with incidence, with HRs of 1.22 (1.04-1.43) per 5 µg/m³ increase in PM_{2.5} and 1.08 (0.99-1.18) per 0.5 µg/m³ increase in BC (Table A1). We found positive but not statistically significant (few cases) associations of PM_{2.5} with COVID-19 mortality with HR of , with HRs of 1.18 (0.88-1.59) per 5 µg/m³ increase in PM_{2.5} (Table A1), and none with NO₂ or BC. We found no associations of O₃ with any of COVID-19 outcomes. Results were similar when limiting population to Copenhagen

municipality only (Table A2). We also detected associations with all-cause mortality with HR of , with HRs of 1.09 (1.00-1.19) per 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in $\text{PM}_{2.5}$, but none with NO_2 or BC.

ERFs were linear or curvilinear for the majority of the pollutants and COVID-19 outcomes (Figure 5), indicating stronger associations at lower exposure ranges.

We found strongest associations of NO_2 with COVID-19 incidence in the elderly (those 65 years old or older), and of all pollutants in those living in large households with 5 inhabitants or more (Table 4). We found no difference in associations between men and women. When considering co-morbidities at the study baseline, we found strongest associations with both $\text{PM}_{2.5}$ and NO_2 in those with prior CVD, which was most pronounced for stroke, but also apparent for heart failure (HF) and atrial fibrillation (AF) (Figure 6). We also detected stronger associations in those with prior RD, although less pronounced for asthma, and for diabetes. Results were similar for COVID-19 hospitalizations (Table A3 and Figure A1).

Figure 2. The COVID-19 pandemic in Copenhagen, Frederiksberg and Tårnby Municipalities between March 1, 2020 and April 26, 2021: daily numbers of COVID-19 positive cases in each municipality.

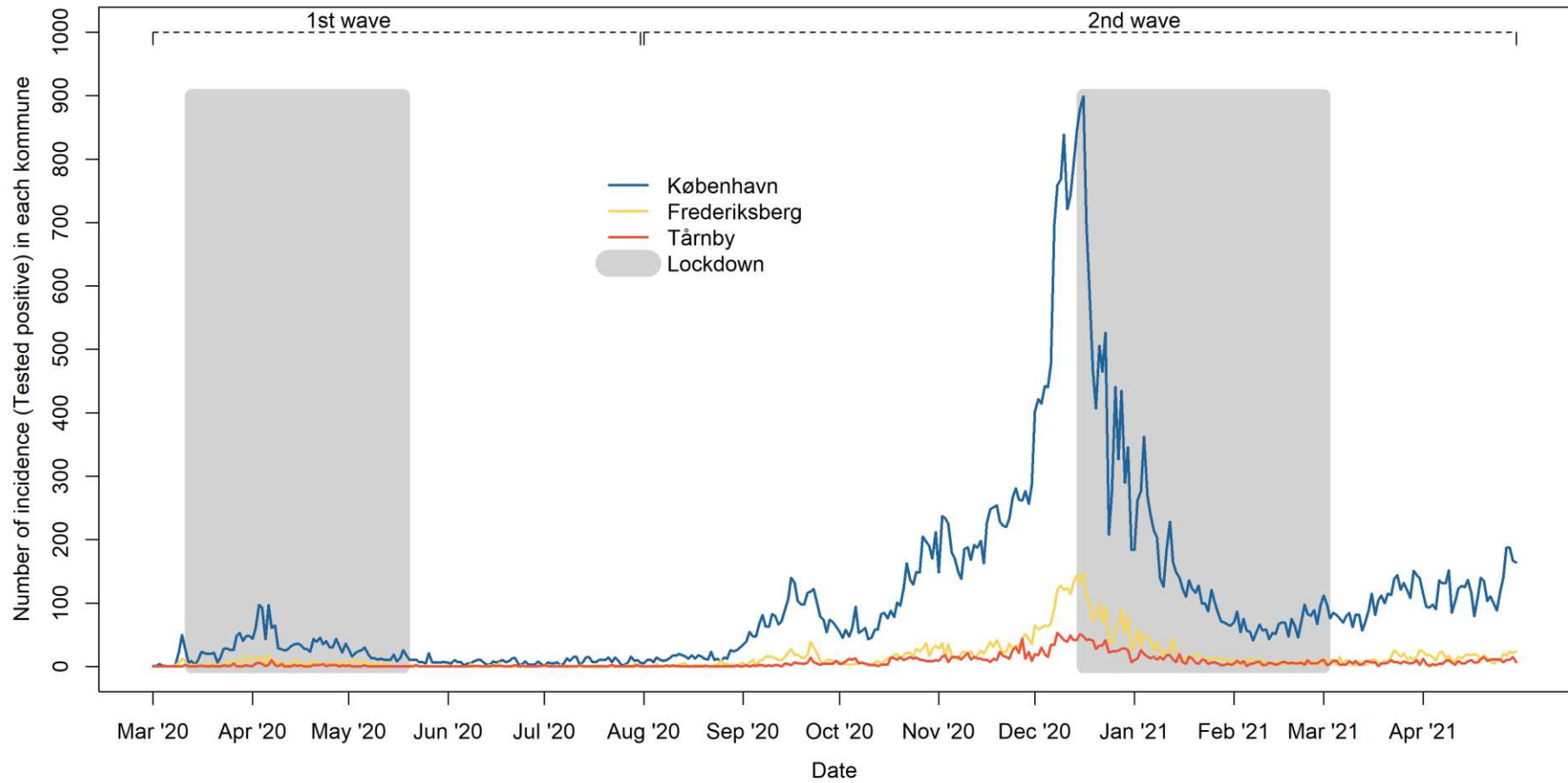


Figure 3. The COVID-19 pandemic in Denmark between March 1, 2020 and April 26, 2021: daily numbers of COVID-19 positive cases, hospital admissions, and deaths in Denmark.

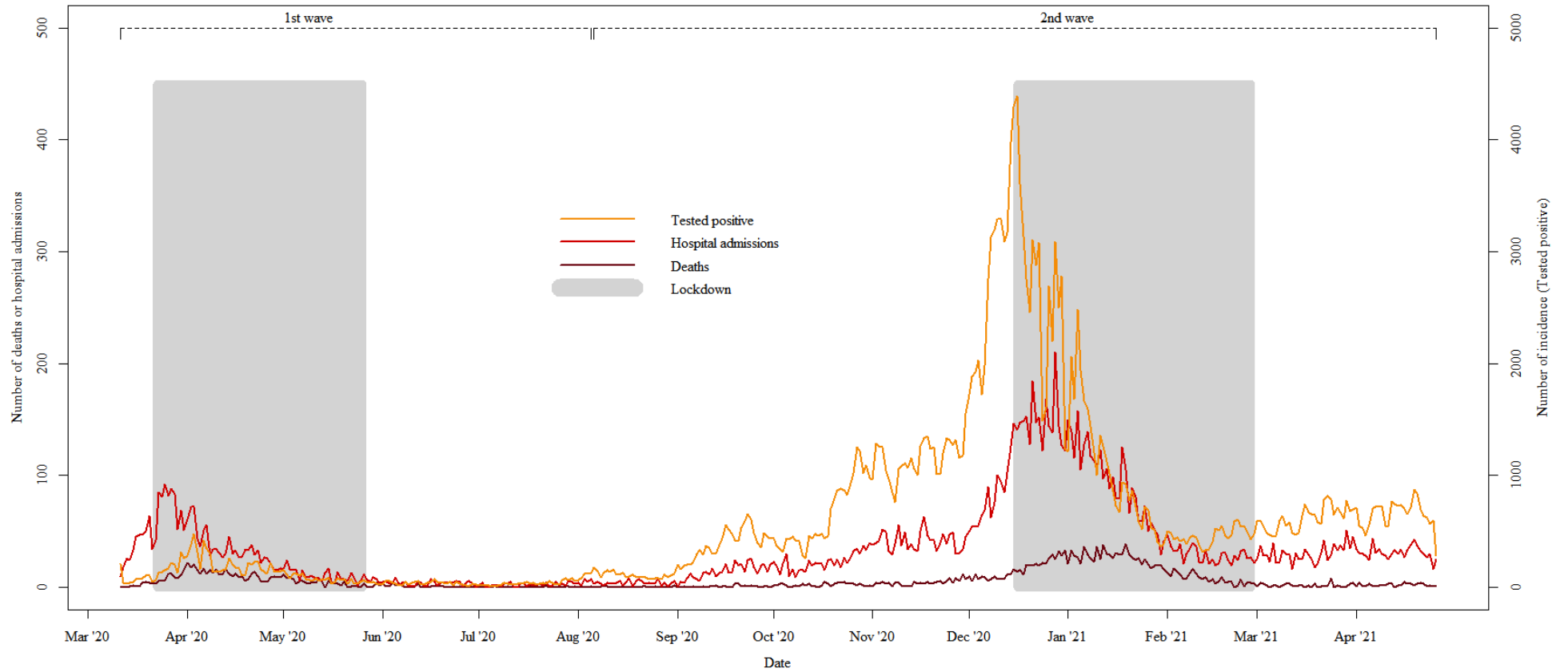


Table 2. Characteristics among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort at the study baseline on March 1, 2020.

	Total Population	COVID-19 incidence	COVID-19 hospitalization	COVID-19 mortality
N	192,041	10,324	1,563	461
Person-day at risk	/	78,232,794	79,508,681	79,726,090
Follow-up time, day	/	407	414	415
Individual level				
Male, n (%)	90,182 (47.0)	4,920 (47.7)	851 (54.4)	231 (50.1)
Female, n (%)	101,859 (53.0)	5,404 (52.3)	712 (45.6)	230 (49.9)
Age, mean (SD)	65.3 (10.6)	64 (11.4)	73.2 (11.7)	81.2 (10.3)
Married/Partner, n (%)	86,586 (45.1)	5,418 (52.5)	644 (41.2)	118 (25.6)
Income				
Low, n (%)	65,989 (34.4)	3,487 (33.8)	830 (53.1)	270 (58.6)
Middle, n (%)	52,900 (27.5)	2,974 (28.8)	420 (26.9)	141 (30.6)
High, n (%)	73,152 (38.1)	3,863 (37.4)	313 (20.0)	50 (10.8)
Education				
Missing, n (%)	3,976 (2.1)	279 (2.7)	65 (4.2)	23 (5.0)
Primary, n (%)	43,030 (22.4)	2,438 (23.6)	546 (34.9)	189 (41.0)
Upper secondary, n (%)	12,936 (6.7)	726 (7.0)	89 (5.7)	18 (3.9)
Vocational , n (%)	58,007 (30.2)	3,207 (31.1)	497 (31.8)	148 (32.1)
Vocational Bachelor, n (%)	42,009 (21.9)	2,262 (21.9)	248 (15.9)	62 (13.4)
College+, n (%)	32,083 (16.7)	1,412 (13.7)	118 (7.5)	21 (4.6)
Household population				
1-2, n (%)	154,942 (80.7)	7,198 (69.7)	1,314 (84.1)	433 (93.9)
3-4, n (%)	31,053 (16.2)	2,411 (23.4)	171 (10.9)	17 (3.7)
5+, n (%)	6,046 (3.1)	715 (6.9)	78 (5.0)	11 (2.4)
Comorbidity				

Cardiovascular Disease, n (%)	61,607 (32.1)	3,541 (34.3)	895 (57.3)	298 (64.6)
Myocardial Infarction, n (%)	7,197 (3.7)	457 (4.4)	161 (10.3)	57 (12.4)
Heart Failure, n (%)	4,894 (2.5)	300 (2.9)	137 (8.8)	47 (10.2)
Atrial fibrillation, n (%)	9,591 (5.0)	568 (5.5)	190 (12.2)	79 (17.1)
Stroke (ischemic included), n (%)	8,562 (4.5)	508 (4.9)	170 (10.9)	74 (16.1)
Respiratory Disease, n (%)	50,830 (26.5)	3,260 (31.6)	681 (43.6)	207 (44.9)
Asthma, n (%)	7,485 (3.9)	521 (5.0)	93 (6.0)	20 (4.3)
COPD, n (%)	7,272 (3.8)	371 (3.6)	141 (9.0)	58 (12.6)
ALRI, n (%)	18,489 (9.6)	1,235 (12.0)	362 (23.2)	132 (28.6)
Pneumonia, n (%)	17,379 (9.0)	1,150 (11.1)	349 (22.3)	131 (28.4)
Influenza, n (%)	1,761 (0.9)	170 (1.6)	33 (2.1)	6 (1.3)
Lung cancer, n (%)	837 (0.4)	45 (0.4)	15 (1.0)	8 (1.7)
Diabetes, n (%)	9,315 (4.9)	696 (6.7)	231 (14.8)	65 (14.1)
Dementia, n (%)	1,821 (0.9)	224 (2.2)	54 (3.5)	56 (12.1)
Area level				
Mean income, (mean ± SD)	290,626 (55,999)	282,985 (56,781)	278,942 (54,715)	283,073 (51,633)
Unemployment rate % (mean ± SD)	1.4 (0.4)	1.5 (0.4)	1.5 (0.4)	1.5 (0.4)
Air pollution in 2010				
PM _{2.5} ,µg/m ³ (mean ± SD)	14.1 (1.6)	14.1 (1.6)	14.2 (1.6)	14.3 (1.6)
NO ₂ ,µg/m ³ (mean ± SD)	32.3 (6.4)	32.4 (6.1)	32.8 (5.7)	32.8 (5.4)
BC ,µg/m ³ (mean ± SD)	1.5 (0.3)	1.5 (0.3)	1.6 (0.3)	1.6 (0.3)
O ₃ ,µg/m ³ (mean ± SD)	74.2 (5.5)	74.3 (5.8)	74 (5.6)	74.3 (5.9)

Table 3. The association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization, and mortality, as well as all-cause mortality among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort.

	Model 1	Model 2	Model 3
	HR (95% CI)	HR (95% CI)	HR (95% CI)
COVID-19 Incidence* (N= 10,324)			
PM ₂₅	0.99 (0.96, 1.02)	1.00 (0.97, 1.04)	1.04 (1.00, 1.07)
NO ₂	1.01 (0.99, 1.03)	1.02 (1.00, 1.04)	1.02 (1.00, 1.04)
BC	1.05 (1.02, 1.07)	1.05 (1.03, 1.08)	1.04 (1.02, 1.07)
O ₃	1.01 (0.98, 1.05)	0.99 (0.96, 1.03)	0.99 (0.96, 1.03)
COVID-19 Hospitalization* (N= 1,563)			
PM ₂₅	1.07 (0.98, 1.16)	1.06 (0.97, 1.15)	1.11 (1.02, 1.21)
NO ₂	1.06 (1.00, 1.11)	1.03 (0.98, 1.09)	1.03 (0.98, 1.08)
BC	1.10 (1.03, 1.16)	1.07 (1.01, 1.14)	1.06 (1.00, 1.12)
O ₃	0.93 (0.85, 1.01)	0.96 (0.88, 1.05)	0.96 (0.87, 1.05)
COVID-19 Mortality (N= 461)			
PM ₂₅	1.09 (0.94, 1.27)	1.08 (0.92, 1.25)	1.09 (0.93, 1.28)
NO ₂	1.01 (0.92, 1.11)	0.97 (0.88, 1.06)	0.97 (0.88, 1.06)
BC	1.06 (0.95, 1.18)	1.02 (0.91, 1.14)	1.01 (0.90, 1.13)
O ₃	0.98 (0.83, 1.15)	1.03 (0.87, 1.22)	1.04 (0.87, 1.23)
All-cause Mortality (N= 5,098)			
PM ₂₅	1.04 (0.99, 1.08)	1.01 (0.96, 1.06)	1.05 (1.00, 1.10)
NO ₂	1.04 (1.01, 1.07)	1.00 (0.97, 1.03)	1.00 (0.97, 1.03)
BC	1.04 (1.01, 1.08)	1.00 (0.97, 1.03)	1.00 (0.96, 1.03)
O ₃	0.93 (0.88, 0.98)	0.99 (0.94, 1.04)	0.98 (0.93, 1.03)

HR=hazard ratio. CI=confidence interval. BC= black carbon. NO₂=nitrogen dioxide. O₃ =ozone. PM₁₀ and PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 10 and 2.5 μm, respectively. Results are presented for interquartile range increase: 2.67 μg/m³ for PM_{2.5}, 6.25 μg/m³ for NO₂, 0.35 μg/m³ for BC, 10.16 μg/m³ for O₃.

Model 1 adjusted for calendar time (time axis), sex (male, female), and age at baseline (natural spline with four degrees of freedom); Model 2 additionally adjusted for civil status, household size, family income, and education; Model 3 further adjusted for parish-level mean income, unemployment rate.

Figure 4: Pearson correlation coefficients between air pollutants estimated by the ELAPSE model in 2010 among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort (BC= black carbon. NO₂=nitrogen dioxide. O₃ =ozone. PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 2.5 μm).

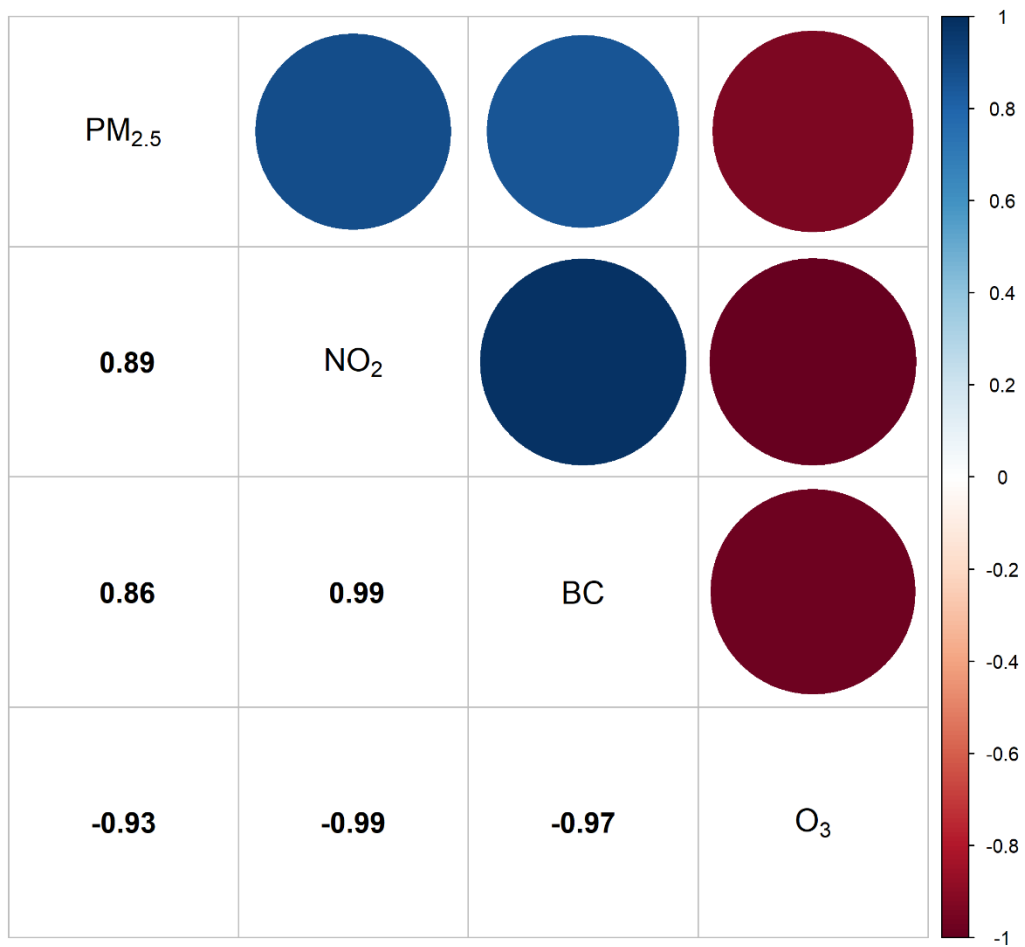
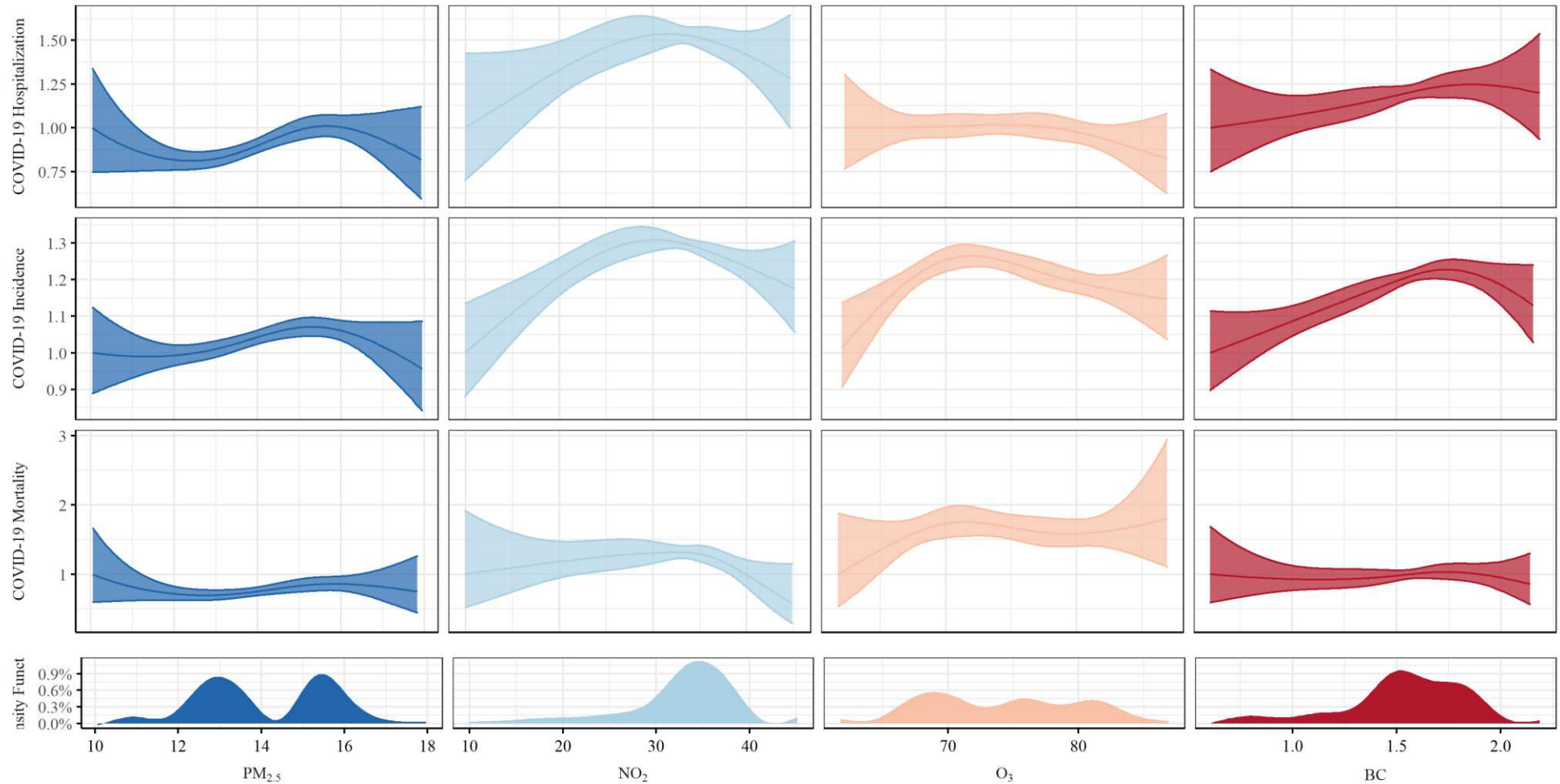


Figure 5. The shape of the associations between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization, and mortality, as well as all-cause mortality among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort.



BC= black carbon. NO₂=nitrogen dioxide. O₃=ozone. PM₁₀ and PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 10 and $2.5 \mu\text{m}$, respectively. Model adjusted for calendar time (time axis), sex (male, female), and age at baseline (natural spline with four degrees of freedom); individual covariates (civil status, household size, family income, and education); and area-level covariates (parish-level mean income, unemployment rate).

Table 4. Effect modification of the association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort by sex, age, and individual-level SES characteristic at the cohort baseline on March 1, 2020.

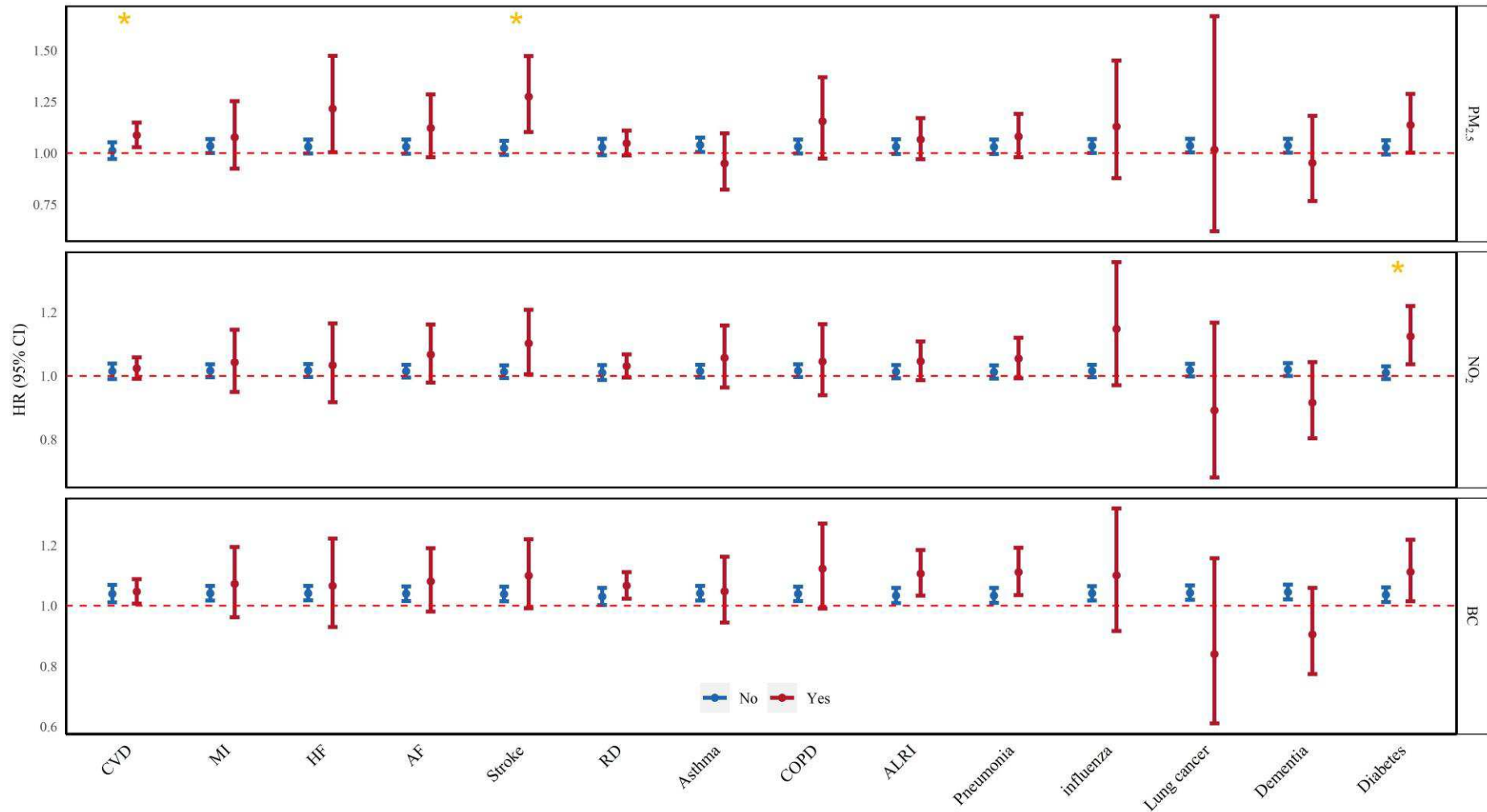
		PM2.5	NO2	BC	Global p-value
		HR (95% CI)	HR (95% CI)	HR (95% CI)	
Age					
	Less than 65	1.01 (0.97, 1.05)	1.01 (0.99, 1.04)	1.04 (1.01, 1.07)	PM _{2.5} : 0.04; NO ₂ : 0.72; BC: 0.73
	65+	1.08 (1.03, 1.14)	1.02 (0.99, 1.06)	1.05 (1.01, 1.09)	
Sex					
	Male	1.04 (0.99, 1.09)	1.03 (1.00, 1.06)	1.05 (1.01, 1.08)	PM _{2.5} : 0.85; NO ₂ : 0.21; BC: 0.73
	Female	1.03 (0.99, 1.08)	1.01 (0.98, 1.03)	1.04 (1.01, 1.07)	
Country of Origin					
	Denmark	1.04 (1.00, 1.08)	1.00 (0.98, 1.03)	1.02 (0.99, 1.05)	PM _{2.5} : 0.10; NO ₂ : 0.94; BC: 0.07
	Western countries	1.01 (0.86, 1.20)	0.99 (0.89, 1.11)	1.08 (0.95, 1.23)	
	Other countries	1.03 (0.96, 1.10)	1.06 (1.01, 1.11)	1.09 (1.03, 1.15)	
Married Status					
	Unmarried	0.97 (0.89, 1.05)	1.00 (0.95, 1.06)	1.05 (0.98, 1.12)	PM _{2.5} : 0.32; NO ₂ : 0.60; BC: 0.88
	Divorced	1.04 (0.97, 1.11)	1.01 (0.97, 1.05)	1.03 (0.98, 1.08)	
	Widowed	1.08 (0.98, 1.19)	0.99 (0.93, 1.05)	1.07 (0.99, 1.14)	
	Married	1.05 (1.00, 1.09)	1.03 (1.00, 1.06)	1.04 (1.01, 1.08)	
Income					

	Low	1.02 (0.97, 1.08)	1.03 (0.99, 1.07)	1.06 (1.02, 1.11)	
	Middle	1.04 (0.98, 1.10)	1.00 (0.96, 1.04)	1.04 (0.99, 1.08)	PM _{2.5} : 0.90; NO ₂ : 0.49; BC: 0.52
	High	1.04 (0.99, 1.10)	1.02 (0.99, 1.05)	1.03 (0.99, 1.07)	
Education					
	Missing	1.10 (0.91, 1.34)	1.05 (0.93, 1.17)	1.11 (0.97, 1.28)	
	Primary	1.03 (0.96, 1.10)	1.02 (0.98, 1.06)	1.06 (1.01, 1.12)	
	Upper secondary	0.93 (0.83, 1.05)	1.02 (0.95, 1.10)	1.06 (0.98, 1.16)	PM _{2.5} : 0.04; NO ₂ : 1.00; BC: 0.76
	Vocational	0.99 (0.93, 1.05)	1.02 (0.98, 1.06)	1.04 (1.00, 1.08)	
	Vocational Bachelor	1.08 (1.01, 1.16)	1.01 (0.97, 1.05)	1.03 (0.98, 1.08)	
	College+	1.12 (1.03, 1.22)	1.02 (0.97, 1.07)	1.02 (0.96, 1.08)	
Household population					
	1-2	1.04 (1.00, 1.08)	1.01 (0.99, 1.03)	1.04 (1.01, 1.07)	
	3-4	0.99 (0.92, 1.05)	1.02 (0.98, 1.06)	1.03 (0.98, 1.08)	PM _{2.5} : 0.10; NO ₂ : 0.13; BC: 0.29
	5+	1.14 (1.01, 1.28)	1.10 (1.02, 1.18)	1.11 (1.02, 1.22)	

HR=hazard ratio. CI=confidence interval. NO₂=nitrogen dioxide. PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 2.5 µm. Results are presented for interquartile range increase: 2.67 µg/m³ for PM_{2.5}, 6.25 µg/m³ for NO₂, and 0.35 µg/m³ for BC.

*Wald test was used to calculate the global P-value.

Figure 6. Effect modification of the association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort by co-morbidities at the cohort baseline on March 1, 2020.



HR=hazard ratio. CI=confidence interval. NO₂=nitrogen dioxide. PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 2.5 μm. Results are presented for interquartile range increase: 2.67 μg/m³ for PM_{2.5}, 6.25 μg/m³ for NO₂, and 0.35 μg/m³ for BC. *Wald test was used to calculate the global P-value, and results with P-value <0.05 are highlighted with a star.

DISCUSSION

In this large study in greater Copenhagen residents 50 years old and older, we detected positive associations between long-term exposure to PM_{2.5}, NO₂, and BC and risk of getting infected with SARS-CoV-2, as well as getting hospitalized or dying from COVID-19. We find that elderly (aged 65 years or older), individuals with major chronic cardiovascular and respiratory diseases, and diabetes, as well as those living in households with more than five people, were most vulnerable to the harmful effects of air pollution.

Long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization and mortality

Our findings generally agree with three other studies on long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization or mortality, all of which report associations with air pollution, though with somewhat inconsistent findings on which COVID-19 outcomes were found to be related to air pollution (Kogevinas et al. 2021; Nobile et al. 2022; Sheridan et al. 2022; Veronesi et al. 2022). Our results corroborate those of Veronesi et al. who in 62,848 residents of Varese (of whom 4,408 tested positive for COVID-19 in the 1st year of pandemic) detected 5.1% and 2% increase in COVID-19 rate for each unit ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) increase in PM_{2.5} and NO₂, respectively (Veronesi et al. 2022). Sheridan et al. has in 424,721 subjects from UK Biobank (of whom tested 10,790 positive between March 16 and December 31, 2020) detected OR of 1.06 and 1.05 for COVID-19 incidence for each 1.3 and 9.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM_{2.5} and NO₂, respectively, but in contrast to our study, found no associations with COVID-19 hospitalizations (n=1,598) or deaths (n=568) (Sheridan et al. 2022). Nobile et al. has in 1,594,308 subjects from Rome (of whom 79,976 tested positive and 2,656 died from COVID-19 between January 1, 2020 and April 15, 2021), have, on the other hand, found no associations with COVID-19 incidence, but reported 8% and 9% higher risk of dying from COVID-19 for each 0.92 and 9.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in PM_{2.5} and NO₂, respectively (Nobile et al. 2022). Furthermore, our results agree with those of Kogevinas et al. who also found associations with COVID-19 risk assessed in detail in a smaller sample of subjects, by blood serum tests, self-reports, hospitalizations and death (Kogevinas et al. 2021). Our finding of stronger associations with increasing severity of COVID-19 outcomes was also observed by Kogevinas et al. (Kogevinas et al. 2021) and Nobile et al. (Nobile et al. 2022) but not in Sheridan et al. (Sheridan et al. 2022).

We have found indication of curvilinear shape of association, in line with large studies based on low-exposure to air pollution from Europe and Canada (Brauer et al. 2019; Stafoggia et al. 2022b; Strak et al. 2021), and recent meta-analyses on studies of air-pollution and mortality (Chen and Hoek 2020), suggesting stronger association in lower level exposure. Within ELAPSE project, with this same exposure as used here, we have earlier documented associations of PM_{2.5} with all-cause mortality in Europe in studies including Danish data (Stafoggia et al. 2022a; Strak et al. 2021) and in Denmark in a recent nationwide study using ELAPSE data (So et al. 2022) in line with those reported here (Table 4), and also indicating curvi-linear ERF, supporting the plausibility of our findings.

We have detected associations with PM_{2.5}, NO₂ and BC, most consistent and strongest for all three outcomes with PM_{2.5}. This is in line with Sheridan et al. and Veronesi et al. reported that PM_{2.5} was driving associations with COVID-19 incidence in two-pollutant models with

NO₂, indicating that more data are needed to determine which air pollution component is most relevant for COVID-19. We report novel association with traffic-related pollutant BC and COVID-19, as the first study to date. Our finding of null associations with O₃, are in line with Veronesi et al. the only other study on COVID-19 incidence with data on O₃ (Veronesi et al. 2022), as well as with negative associations of O₃ with all-cause mortality observed in European studies (Stafoggia et al. 2022a; Strak et al. 2021) and other Danish studies, both with the Danish DEHM/UBM model (Raaschou-Nielsen et al. 2020) and ELAPSE model (So et al. 2022).

Who is most susceptible?

We present novel results on enhanced vulnerability to air pollution among those living in large households, with at least five inhabitants, also related to higher risk of infection and/or higher doses of virus. We also present results of vulnerability in elderly and chronic disease patients. Veronesi et al. is the only study that have considered effect modification of association between PM_{2.5} and risk of COVID-19 by a number of clinical conditions, and found no significant associations with any of them, but acknowledged lack of statistical power and low number of cases. Veronesi et al. did notably find indication of stronger associations of PM_{2.5} with COVID-19 incidence in coronary heart disease (CHD) and obstructive lung disease patients, in line with our findings (Veronesi et al. 2022). Increased susceptibility of patients to harms of air pollution, with major chronic diseases which have been earlier linked to air pollution, makes biological sense,

Biological plausibility

Although exact molecular mechanisms by which PM and gaseous pollutant exposure affects viral infection and pathogenesis of COVID-19 remain unknown, there are a number of plausible pathways that can account for this association (Woodby et al. 2021). Exposure to air pollution may promote viral entry, replication and assembly, activate proinflammatory transcription factors, producing local inflammation. Furthermore, pollutant exposure reduces mucociliary clearance, promotes epithelial permeability, prevents macrophage uptake, and disrupts natural killer cell function, all of which can increase viral spread and inflammation (Woodby et al. 2021). Subsequent enhanced inflammation can trigger neutrophil recruitment and further amplify inflammatory processes. Moreover, since pollution is believed to skew adaptive immune responses toward allergic/bacterial responses instead of antiviral immune responses, exposure to air pollution may result in enhanced virus-induced tissue damage and inflammation, promoting dysfunction of a variety of organs, including the lungs, heart, kidney, and brain, resulting in death (Woodby et al. 2021). Apart from this direct impact of air pollution on immune responses, air pollution likely increases risk of COVID-19 severity and death indirectly by increasing risk of related co-morbidities (respiratory, cardiovascular and metabolic diseases) which increase risk of severe outcomes in COVID-19 patients. This may explain very strong associations between air pollution and COVID-19, observed in our study and others, as well as stronger associations with increasing severity of COVID-19 outcomes.

Strengths

Our study is one of the largest to date, facilitated by the internationally unique access to high-quality individual-level Danish COVID-19 surveillance data for entire population of

Copenhagen. Furthermore, as Denmark had one of the most intense testing strategies, and where testing was offered free of charge, we have arguably, especially in the second wave of pandemic, able to determine the most complete definition of incidence of SARS-CoV-2, as more than 80% of the population was tested in the first 14 months of the pandemic, many several times per month. Secondly, we benefited from detailed data on disease history allowing us to study effect modification by co-morbidities, and a number of SES factors and data at individual and parish-level, population density, and household size, allowing for an extensive adjustment for SES factors.

Limitations

Our study has several limitations. We lack data on individual-level lifestyle factors, such as smoking, physical activity, BMI, diet, etc. which may be relevant confounders. We also lack data on residence in nursing homes, and could not make sensitivity analyses excluding nursing home residents. Notably, Denmark has generally managed COVID-19 pandemic well, without any excess mortality, and without large COVID-19 mortality clusters in nursing homes as seen in Italy and other locations. Furthermore, our COVID-19 surveillance system, especially in the early stages of the pandemic, could only identify a selected sample of all infected individuals, those with severe symptoms, close contacts of primary cases with symptoms, those who were hospitalized for other causes, etc. The testing policy was massively expanded in the second wave, where testing free of charge was offered to all, and when large portion of populations was tested daily, as negative test was required to enter workplaces, universities, schools, restaurants, movie theaters, public transport, etc. Therefore, our definition of SARS-CoV-2 incidence is only partial, especially in the first wave.

We lacked data on vaccinations, and could not address whether vaccination would have affected observed associations. First vaccination in Denmark was given on December 27th, 2020, and only a fraction of population was vaccinated by April 26th, 2021, the end of follow-up in this study: 555,236 people, or 9.5% of Danish population, were fully vaccinated, and 1,226,180 people (21% of Danish population) received first dose on April 26th, 2022.

CONCLUSION

In a large Copenhagen-wide study covering first 14 months of COVID-19 pandemic, we have found that long-term exposure to air pollution at very low levels, those well below current EU limit values, is associated with increased risk of contracting SARS-CoV-2, as well as developing severe COVID-19 disease demanding hospitalization or resulting in death. Chronic cardiometabolic, respiratory and diabetes patients, elderly, are most susceptible and most likely to contract SARS-CoV-2 or develop COVID-19 due to air pollution, and need to be protected. These findings contribute important new data to an increasing evidence base showing that air pollution is a risk factor for COVID-19, adding to an overall burden of air pollution. The reduction of air pollution should be in the heart of the current and future pandemic mitigation strategies, as it would provide more resilient populations to SARS-CoV-2 and alike infections. In addition, reduction of air pollution would prevent substantial cases of new major chronic diseases improve quality of life and prognosis of chronic disease patients, and, by reducing fossil fuel emission, help mitigate the global climate change crisis.

IMPLICATIONS OF THE FINDINGS

This large study provide strong new evidence in support of causal association between air pollution and COVID-19. These results reinforce the importance of air pollution regulation as an integral part of COVID-19 pandemic mitigation strategies, as well as for planning for future similar pandemics. Reduction of air pollution would provide for populations who are more resilient to viral respiratory infections, such as COVID-19, and likely to other viral and bacterial respiratory infections (seasonal influenza and pneumonias, etc.). Reductions in air pollution would also bring other major health benefits, in terms of prevention of major chronic non-communicable diseases and providing for better quality of life and better disease prognosis for chronic disease patients, as well as in mitigating impact of climate change on health.

REFERENCES

- Atkins JL, Masoli JAH, Delgado J, Pilling LC, Kuo CL, Kuchel GA, et al. 2020. Preexisting Comorbidities Predicting COVID-19 and Mortality in the UK Biobank Community Cohort. *Journals of Gerontology - Series A Biological Sciences and Medical Sciences* 75:2224–2230; doi:10.1093/gerona/glaa183.
- Baadsgaard M, Quitzau J. 2011. Danish registers on personal income and transfer payments. *Scand J Public Health* 39:103–105; doi:10.1177/1403494811405098.
- Bowe B, Xie Y, Gibson AK, Cai M, van Donkelaar A, Martin R v., et al. 2021. Ambient fine particulate matter air pollution and the risk of hospitalization among COVID-19 positive individuals: Cohort study. *Environ Int* 154; doi:10.1016/j.envint.2021.106564.
- Bowe B, Xie Y, Yan Y, Al-Aly Z. 2019. Burden of Cause-Specific Mortality Associated With PM_{2.5} Air Pollution in the United States. *JAMA Netw Open* 2:e1915834; doi:10.1001/jamanetworkopen.2019.15834.
- Bozack A, Pierre S, DeFelice N, Colicino E, Jack D, Chillrud SN, et al. 2022. Long-Term Air Pollution Exposure and COVID-19 Mortality: A Patient-Level Analysis from New York City. *Am J Respir Crit Care Med* 205:651–662; doi:10.1164/RCCM.202104-0845OC.
- Brandt J, Christensen JH, Frohn LM, Berkowicz R, Brandt J, Christensen JH, et al. 2003. Air pollution forecasting from regional to urban street scale implementation and validation for two cities in Denmark. *PCE* 28:335–344; doi:10.1016/S1474-7065(03)00054-8.
- Brandt J, Silver JD, Frohn LM, Geels C, Gross A, Hansen AB, et al. 2012. An integrated model study for Europe and North America using the Danish Eulerian Hemispheric Model with focus on intercontinental transport of air pollution. *Atmos Environ* 53:156–176; doi:10.1016/J.ATMOSENV.2012.01.011.
- Brauer M, Brook JR, Christidis T, Chu Y, Crouse DL, Erickson A, et al. 2019. Mortality-Air Pollution Associations in Low-Exposure Environments (MAPLE): Phase 1. *Res Rep Health Eff Inst* 1–87.

- Carey IM, Anderson HR, Atkinson RW, Beevers S, Cook DG, Dajnak D, et al. 2016. Traffic pollution and the incidence of cardiorespiratory outcomes in an adult cohort in London. *Occup Environ Med* 73:849–856; doi:10.1136/OEMED-2015-103531.
- Carey IM, Atkinson RW, Kent AJ, van Staa T, Cook DG, Anderson HR. 2013. Mortality associations with long-term exposure to outdoor air pollution in a national English cohort. *Am J Respir Crit Care Med* 187:1226–1233; doi:10.1164/RCCM.201210-1758OC.
- Chen C, Wang J, Kwong J, Kim JH, van Donkelaar A, Martin R v., et al. 2022. Association between long-term exposure to ambient air pollution and COVID-19 severity: a prospective cohort study. *CMAJ Canadian Medical Association Journal* 194:E693–E700; doi:10.1503/cmaj.220068.
- Chen J, Hoek G. 2020. Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environ Int*; doi:10.1016/j.envint.2020.105974.
- Cole MA, Ozgen C, Strobl E. 2020. Air Pollution Exposure and Covid-19 in Dutch Municipalities. *Environ Resour Econ (Dordr)* 76:581; doi:10.1007/S10640-020-00491-4.
- Danesh Yazdi M, Wang Y, Di Q, Wei Y, Requia WJ, Shi L, et al. 2021. Long-Term Association of Air Pollution and Hospital Admissions among Medicare Participants Using a Doubly Robust Additive Model. *Circulation* 143:1584–1596; doi:10.1161/CIRCULATIONAHA.120.050252.
- de Hoogh K, Chen J, Gulliver J, Hoffmann B, Hertel O, Ketzl M, et al. 2018. Spatial PM 2.5, NO 2, O 3 and BC models for Western Europe - Evaluation of spatiotemporal stability. *Environ Int* 120:81–92; doi:10.1016/J.ENVINT.2018.07.036.
- de Hoogh K, Gulliver J, Donkelaar A van, Martin R v., Marshall JD, Bechle MJ, et al. 2016. Development of West-European PM 2.5 and NO 2 land use regression models incorporating satellite-derived and chemical transport modelling data. *Environ Res* 151:1–10; doi:10.1016/J.ENVRES.2016.07.005.
- Di Q, Wang Y, Zanobetti A, Wang Y, Koutrakis P, Choirat C, et al. 2017. Air pollution and mortality in the medicare population. *New England Journal of Medicine*; doi:10.1056/NEJMoa1702747.
- Elliott J, Bodinier B, Whitaker M, Delpierre C, Vermeulen R, Tzoulaki I, et al. 2021. COVID-19 mortality in the UK Biobank cohort: revisiting and evaluating risk factors. *Eur J Epidemiol* 36:299–309; doi:10.1007/S10654-021-00722-Y.
- Health Effects Institute. 2020. State of Global Air 2020. Special Report.
- Heederik DJJ, Smit LAM, Vermeulen RCH. 2020. Go slow to go fast: A plea for sustained scientific rigour in air pollution research during the COVID-19 pandemic. *European Respiratory Journal*; doi:10.1183/13993003.01361-2020.
- Hvidtfeldt UA, Ketzl M, Sørensen M, Hertel O, Khan J, Brandt J, et al. 2018. Evaluation of the Danish AirGIS air pollution modeling system against measured concentrations of

- PM2.5, PM10, and black carbon. *Environmental Epidemiology* 2:e014; doi:10.1097/EE9.0000000000000014.
- Jensen VM, Rasmussen AW. 2011. Danish education registers. *Scand J Public Health* 39:91–94; doi:10.1177/1403494810394715.
- Jerrett M. 2022. Air Pollution as a Risk for Death from Infectious Respiratory Disease. *Am J Respir Crit Care Med* 205:1374–1375; doi:10.1164/RCCM.202202-0351ED.
- Katanoda K, Sobue T, Satoh H, Tajima K, Suzuki T, Nakatsuka H, et al. 2011. An association between long-term exposure to ambient air pollution and mortality from lung cancer and respiratory diseases in Japan. *J Epidemiol* 21:132–143; doi:10.2188/JEA.JE20100098.
- Kazemiparkouhi F, Eum K do, Wang B, Manjourides J, Suh HH. 2020. Long-term ozone exposures and cause-specific mortality in a US Medicare cohort. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 30:650–658; doi:10.1038/S41370-019-0135-4.
- Khan J, Kakosimos K, Raaschou-Nielsen O, Brandt J, Jensen SS, Ellermann T, et al. 2019. Development and performance evaluation of new AirGIS – A GIS based air pollution and human exposure modelling system. *Atmos Environ* 198:102–121; doi:10.1016/J.ATMOSENV.2018.10.036.
- Kogevinas M, Castaño-Vinyals G, Karachaliou M, Espinosa A, de Cid R, Garcia-Aymerich J, et al. 2021. Ambient Air Pollution in Relation to SARS-CoV-2 Infection, Antibody Response, and COVID-19 Disease: A Cohort Study in Catalonia, Spain (COVICAT Study). *Environ Health Perspect* 129; doi:10.1289/EHP9726.
- Konstantinoudis G, Padellini T, Bennett J, Davies B, Ezzati M, Blangiardo M. 2021. Long-term exposure to air-pollution and COVID-19 mortality in England: A hierarchical spatial analysis. *Environ Int* 146; doi:10.1016/J.ENVINT.2020.106316.
- Liang D, Shi L, Zhao J, Liu P, Schwartz J, Gao S, et al. 2020. Urban Air Pollution May Enhance COVID-19 Case-Fatality and Mortality Rates in the United States. *medRxiv* 2020.05.04.20090746; doi:10.1101/2020.05.04.20090746.
- Lim CC, Hayes RB, Ahn J, Shao Y, Silverman DT, Jones RR, et al. 2019. Long-Term Exposure to Ozone and Cause-Specific Mortality Risk in the United States. *Am J Respir Crit Care Med* 200:1022–1031; doi:10.1164/RCCM.201806-1161OC.
- Lin DY, Ying Z. 1994. Semiparametric Analysis of the Additive Risk Model. *Biometrika* 81:61; doi:10.2307/2337050.
- Liu S, Lim YH, Chen J, Strak M, Wolf K, Weinmayr G, et al. 2022. Long-term Air Pollution Exposure and Pneumonia-related Mortality in a Large Pooled European Cohort. *Am J Respir Crit Care Med* 205:1429–1439; doi:10.1164/RCCM.202106-1484OC/SUPPL_FILE/DISCLOSURES.PDF.
- Mendy A, Wu X, Keller JL, Fassler CS, Apewokin S, Mersha TB, et al. 2021. Air pollution and the pandemic: Long-term PM 2.5 exposure and disease severity in COVID-19 patients. *Respirology* 26:1181–1187; doi:10.1111/RESP.14140.

- Neupane B, Jerrett M, Burnett RT, Marrie T, Arain A, Loeb M. 2010. Long-term exposure to ambient air pollution and risk of hospitalization with community-acquired pneumonia in older adults. *Am J Respir Crit Care Med*; doi:10.1164/rccm.200901-0160OC.
- Nobile F, Michelozzi P, Ancona C, Cappai G, Cesaroni G, Davoli M, et al. 2022. Air pollution, SARS-CoV-2 incidence and COVID-19 mortality in Rome - a longitudinal study. *Eur Respir J* 60:2200589; doi:10.1183/13993003.00589-2022.
- Petersson F, Baadsgaard M, Thygesen LC. 2011. Danish registers on personal labour market affiliation. *Scand J Public Health* 39:95–98; doi:10.1177/1403494811408483.
- Pinault LL, Weichenthal S, Crouse DL, Brauer M, Erickson A, Donkelaar A van, et al. 2017. Associations between fine particulate matter and mortality in the 2001 Canadian Census Health and Environment Cohort. *Environ Res* 159:406–415; doi:10.1016/J.ENVRES.2017.08.037.
- Pope CA, Burnett RT, Thurston GD, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, et al. 2004. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation* 109:71–77; doi:10.1161/01.CIR.0000108927.80044.7F.
- Pope CA, Lefler JS, Ezzati M, Higbee JD, Marshall JD, Kim SY, et al. 2019. Mortality Risk and Fine Particulate Air Pollution in a Large, Representative Cohort of U.S. Adults. *Environ Health Perspect* 127; doi:10.1289/EHP4438.
- Raaschou-Nielsen O, Thorsteinson E, Antonsen S, Holst GJ, Sigsgaard T, Geels C, et al. 2020. Long-term exposure to air pollution and mortality in the Danish population a nationwide study. *EClinicalMedicine* 28; doi:10.1016/J.ECLINM.2020.100605.
- Salimi F, Morgan G, Rolfe M, Samoli E, Cowie CT, Hanigan I, et al. 2018. Long-term exposure to low concentrations of air pollutants and hospitalisation for respiratory diseases: A prospective cohort study in Australia. *Environ Int* 121:415–420; doi:10.1016/J.ENVINT.2018.08.050.
- Schmidt M, Pedersen L, Sørensen HT. 2014. The Danish Civil Registration System as a tool in epidemiology. *Eur J Epidemiol* 29:541–9; doi:10.1007/s10654-014-9930-3.
- Schmidt M, Schmidt SAJ, Sandegaard JL, Ehrenstein V, Pedersen L, Sørensen HT. 2015. The Danish National Patient Registry: a review of content, data quality, and research potential. *Clin Epidemiol* 7:449–90; doi:10.2147/CLEP.S91125.
- Sheridan C, Klompmaker J, Cummins S, James P, Fecht D, Roscoe C. 2022. Associations of air pollution with COVID-19 positivity, hospitalisations, and mortality: Observational evidence from UK Biobank. *Environ Pollut* 308; doi:10.1016/J.ENVPOL.2022.119686.
- Shin HH, Cakmak S, Brion O, Villeneuve P, Turner MC, Goldberg MS, et al. 2014. Indirect adjustment for multiple missing variables applicable to environmental epidemiology. *Environ Res* 134:482–487; doi:10.1016/J.ENVRES.2014.05.016.
- So R, Andersen ZJ, Chen J, Stafoggia M, de Hoogh K, Katsouyanni K, et al. 2022. Long-term exposure to air pollution and mortality in a Danish nationwide administrative

- cohort study: Beyond mortality from cardiopulmonary disease and lung cancer. *Environ Int* 164; doi:10.1016/J.ENVINT.2022.107241.
- Stafoggia M, Oftedal B, Chen J, Rodopoulou S, Renzi M, Atkinson RW, et al. 2022a. Long-term exposure to low ambient air pollution concentrations and mortality among 28 million people: results from seven large European cohorts within the ELAPSE project. *Lancet Planet Health* 6:e9–e18; doi:10.1016/S2542-5196(21)00277-1.
- Stafoggia M, Oftedal B, Chen J, Rodopoulou S, Renzi M, Atkinson RW, et al. 2022b. Long-term exposure to low ambient air pollution concentrations and mortality among 28 million people: results from seven large European cohorts within the ELAPSE project. *Lancet Planet Health* 6:e9–e18; doi:10.1016/S2542-5196(21)00277-1.
- Strak M, Weinmayr G, Rodopoulou S, Chen J, de Hoogh K, Andersen ZJ, et al. 2021. Long term exposure to low level air pollution and mortality in eight European cohorts within the ELAPSE project: pooled analysis. *BMJ* 374; doi:10.1136/BMJ.N1904.
- Travaglio M, Yu Y, Popovic R, Selley L, Leal NS, Martins LM. 2021. Links between air pollution and COVID-19 in England. *Environ Pollut* 268; doi:10.1016/J.ENVPOL.2020.115859.
- Turner MC, Jerrett M, Pope CA, Krewski D, Gapstur SM, Diver WR, et al. 2016. Long-Term Ozone Exposure and Mortality in a Large Prospective Study. *Am J Respir Crit Care Med* 193:1134–1142; doi:10.1164/RCCM.201508-1633OC.
- Veronesi G, de Matteis S, Calori G, Pepe N, Ferrario MM. 2022. Long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence: a prospective study of residents in the city of Varese, Northern Italy. *Occup Environ Med* 79:192–199; doi:10.1136/OEMED-2021-107833.
- Villeneuve PJ, Goldberg MS. 2020. Methodological considerations for epidemiological studies of air pollution and the sars and COVID-19 coronavirus outbreaks. *Environ Health Perspect* 128:095001-1-095001–13; doi:10.1289/EHP7411.
- Williamson EJ, Walker AJ, Bhaskaran K, Bacon S, Bates C, Morton CE, et al. 2020. Factors associated with COVID-19-related death using OpenSAFELY. *Nature* 584:430–436; doi:10.1038/S41586-020-2521-4.
- Woodby B, Arnold MM, Valacchi G. 2021. SARS-CoV-2 infection, COVID-19 pathogenesis, and exposure to air pollution: What is the connection? *Ann N Y Acad Sci* 1486:15–38; doi:10.1111/NYAS.14512.
- Wu X, Nethery RC, Sabath BM, Braun D, Dominici F. 2020. Exposure to air pollution and COVID-19 mortality in the United States: A nationwide cross-sectional study. medRxiv; doi:10.1101/2020.04.05.20054502.
- Yang Y, Tang R, Qiu H, Lai PC, Wong P, Thach TQ, et al. 2018. Long term exposure to air pollution and mortality in an elderly cohort in Hong Kong. *Environ Int* 117:99–106; doi:10.1016/J.ENVINT.2018.04.034.
- Yorifuji T, Kashima S, Tsuda T, Ishikawa-Takata K, Ohta T, Tsuruta KI, et al. 2013. Long-term exposure to traffic-related air pollution and the risk of death from hemorrhagic

stroke and lung cancer in Shizuoka, Japan. *Sci Total Environ* 443:397–402;
doi:10.1016/J.SCITOTENV.2012.10.088.

APPENDIX

Table A1: The association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization, and mortality, as well as all-cause mortality among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort. (per fixed interval increase)

	Model 1 HR (95% CI)	Model 2 HR (95% CI)	Model 3 HR (95% CI)
COVID-19 Incidence* (N= 10,324)			
PM _{2.5}	0.97 (0.92, 1.03)	1.01 (0.95, 1.07)	1.07 (1.00, 1.13)
NO ₂	1.02 (0.99, 1.05)	1.03 (1.00, 1.06)	1.03 (1.00, 1.06)
BC	1.07 (1.03, 1.10)	1.08 (1.04, 1.11)	1.06 (1.03, 1.09)
O ₃	1.01 (0.98, 1.05)	0.99 (0.96, 1.03)	0.99 (0.96, 1.03)
COVID-19 Hospitalization* (N= 1,563)			
PM _{2.5}	1.13 (0.97, 1.31)	1.11 (0.95, 1.30)	1.22 (1.04, 1.43)
NO ₂	1.09 (1.01, 1.19)	1.05 (0.97, 1.14)	1.05 (0.96, 1.14)
BC	1.14 (1.05, 1.24)	1.10 (1.01, 1.20)	1.08 (0.99, 1.18)
O ₃	0.93 (0.86, 1.01)	0.96 (0.88, 1.05)	0.96 (0.88, 1.05)
COVID-19 Mortality (N= 461)			
PM _{2.5}	1.18 (0.89, 1.57)	1.15 (0.86, 1.53)	1.18 (0.88, 1.59)
NO ₂	1.02 (0.87, 1.18)	0.95 (0.81, 1.11)	0.95 (0.81, 1.10)
BC	1.09 (0.93, 1.27)	1.03 (0.88, 1.20)	1.02 (0.87, 1.19)
O ₃	0.98 (0.83, 1.15)	1.03 (0.88, 1.22)	1.03 (0.88, 1.22)
All-cause Mortality (N= 5,098)			
PM _{2.5}	1.07 (0.98, 1.16)	1.02 (0.94, 1.11)	1.09 (1.00, 1.19)
NO ₂	1.07 (1.02, 1.12)	1.00 (0.95, 1.05)	1.00 (0.96, 1.05)
BC	1.06 (1.01, 1.11)	1.00 (0.95, 1.05)	1.00 (0.95, 1.04)
O ₃	0.93 (0.89, 0.98)	0.99 (0.94, 1.04)	0.98 (0.93, 1.03)

HR=hazard ratio. CI=confidence interval. BC= black carbon. NO₂=nitrogen dioxide. O₃ =ozone. PM₁₀ and PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 10 and 2.5 μm, respectively. Results are presented for interquartile range increase: 5 μg/m³ for PM_{2.5}, 10 μg/m³ for NO₂, 0.5 μg/m³ for BC, 10 μg/m³ for O₃.

Model 1 adjusted for calendar time (time axis), sex (male, female), and age at baseline (natural spline with four degrees of freedom); Model 2 additionally adjusted for civil status, household size, family income, and education; Model 3 further adjusted for parish-level mean income, unemployment rate.

Table A2: The association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 incidence, hospitalization, and mortality, as well as all-cause mortality among the 143,308 participants of the AIRCODEN-CPH cohort, when restricting to Copenhagen municipality.

	Model 1 HR (95% CI)	Model 2 HR (95% CI)	Model 3 HR (95% CI)
COVID-19 Incidence* (N= 7,897)			
PM ₂₅	0.98 (0.94, 1.02)	0.99 (0.96, 1.03)	1.02 (0.99, 1.06)
NO ₂	1.01 (0.99, 1.04)	1.02 (0.99, 1.04)	1.01 (0.99, 1.04)
BC	1.06 (1.03, 1.09)	1.06 (1.03, 1.08)	1.04 (1.01, 1.06)
O ₃	1.02 (0.98, 1.06)	1.00 (0.97, 1.04)	0.99 (0.96, 1.03)
COVID-19 Hospitalization* (N= 1,122)			
PM ₂₅	1.08 (0.98, 1.18)	1.06 (0.96, 1.16)	1.12 (1.02, 1.24)
NO ₂	1.07 (1.01, 1.14)	1.04 (0.98, 1.11)	1.04 (0.98, 1.10)
BC	1.14 (1.06, 1.23)	1.10 (1.02, 1.19)	1.07 (0.99, 1.15)
O ₃	0.89 (0.80, 0.98)	0.91 (0.82, 1.01)	0.89 (0.80, 0.98)
COVID-19 Mortality (N= 293)			
PM ₂₅	1.07 (0.89, 1.29)	1.02 (0.84, 1.24)	1.06 (0.88, 1.29)
NO ₂	1.02 (0.91, 1.15)	0.97 (0.86, 1.09)	0.97 (0.86, 1.09)
BC	1.09 (0.94, 1.26)	1.02 (0.88, 1.18)	1.00 (0.86, 1.16)
O ₃	0.94 (0.77, 1.15)	1.00 (0.81, 1.22)	0.98 (0.80, 1.20)
All-cause Mortality (N= 3,634)			
PM ₂₅	1.05 (0.99, 1.11)	1.01 (0.95, 1.06)	1.04 (0.99, 1.10)
NO ₂	1.05 (1.01, 1.08)	1.00 (0.97, 1.04)	1.00 (0.97, 1.04)
BC	1.06 (1.02, 1.11)	1.01 (0.97, 1.05)	0.99 (0.95, 1.04)
O ₃	0.93 (0.88, 0.98)	0.98 (0.92, 1.04)	0.96 (0.91, 1.02)

HR=hazard ratio. CI=confidence interval. BC= black carbon. NO₂=nitrogen dioxide. O₃ =ozone. PM₁₀ and PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 10 and 2.5 μm, respectively. Results are presented for interquartile range increase: 5 μg/m³ for PM_{2.5}, 10 μg/m³ for NO₂, 0.5 μg/m³ for BC, 10 μg/m³ for O₃.

Model 1 adjusted for calendar time (time axis), sex (male, female), and age at baseline (natural spline with four degrees of freedom); Model 2 additionally adjusted for civil status, household size, family income, and education; Model 3 further adjusted for parish-level mean income, unemployment rate.

Table A3: Effect modification of the association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 hospitalization among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort by sex, age, and individual-level SES characteristic at the cohort baseline on March 1, 2020.

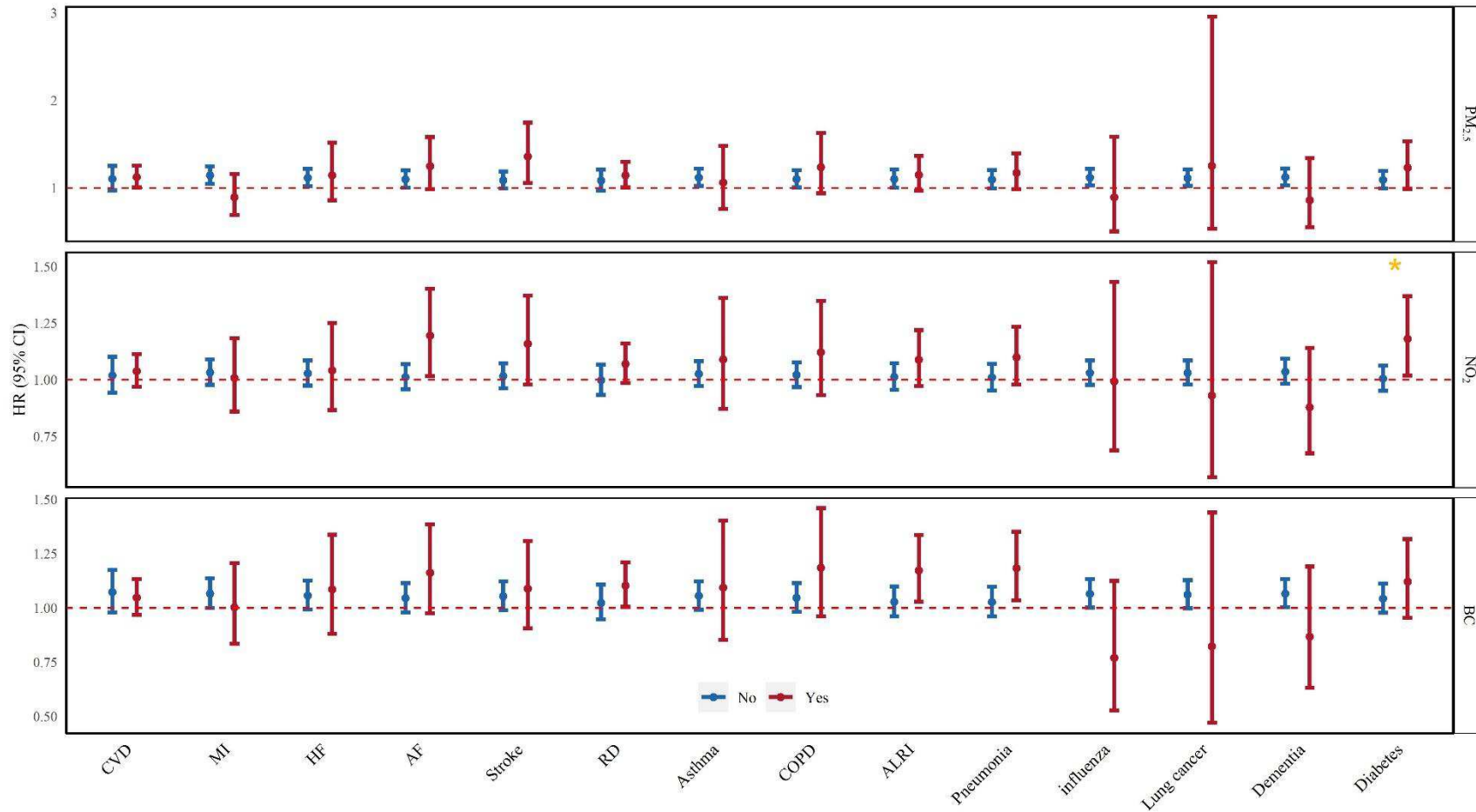
		PM2.5	NO2	BC	Global p-value
		HR (95% CI)	HR (95% CI)	HR (95% CI)	
Age					
	Less than 65	0.99 (0.84, 1.15)	0.99 (0.90, 1.08)	0.96 (0.86, 1.07)	PM _{2.5} : 0.08; NO ₂ : 0.29; BC: 0.05
	65+	1.16 (1.05, 1.28)	1.05 (0.98, 1.11)	1.10 (1.02, 1.18)	
Sex					
	Male	1.08 (0.97, 1.21)	1.03 (0.96, 1.10)	1.06 (0.98, 1.15)	PM _{2.5} : 0.45; NO ₂ : 0.99; BC: 0.96
	Female	1.15 (1.02, 1.30)	1.03 (0.95, 1.11)	1.06 (0.96, 1.16)	
Country of Origin					
	Denmark	1.10 (1.00, 1.22)	1.01 (0.95, 1.07)	1.02 (0.95, 1.09)	PM _{2.5} : 0.18; NO ₂ : 0.25; BC: 0.19
	Western countries	0.77 (0.52, 1.15)	0.95 (0.74, 1.22)	1.07 (0.79, 1.45)	
	Other countries	1.16 (0.97, 1.39)	1.12 (0.99, 1.26)	1.17 (1.02, 1.35)	
Married Status					
	Unmarried	1.10 (0.88, 1.39)	1.07 (0.91, 1.25)	1.06 (0.88, 1.26)	PM _{2.5} : 0.83; NO ₂ : 0.68; BC: 0.56
	Divorced	1.11 (0.94, 1.32)	0.99 (0.90, 1.09)	1.06 (0.94, 1.19)	
	Widowed	1.19 (1.00, 1.43)	1.08 (0.96, 1.21)	1.14 (1.00, 1.31)	
	Married	1.08 (0.95, 1.22)	1.02 (0.94, 1.10)	1.02 (0.93, 1.11)	
Income					
	Low	1.21 (1.08, 1.36)	1.10 (1.02, 1.19)	1.16 (1.07, 1.27)	PM _{2.5} : 0.04; NO ₂ : 0.04; BC: 0.01
	Middle	1.09 (0.93, 1.27)	0.99 (0.90, 1.09)	1.01 (0.91, 1.13)	
	High	0.92 (0.77, 1.11)	0.94 (0.85, 1.05)	0.92 (0.81, 1.04)	
Education					
	Missing	1.39 (0.94, 2.06)	1.17 (0.90, 1.51)	1.25 (0.92, 1.70)	PM _{2.5} : 0.18; NO ₂ : 0.94; BC: 0.88
	Primary	1.12 (0.98, 1.30)	1.03 (0.94, 1.13)	1.06 (0.96, 1.18)	
	Upper secondary	0.78 (0.56, 1.08)	0.98 (0.80, 1.21)	0.98 (0.77, 1.25)	

Vocational	1.06 (0.91, 1.23)	1.03 (0.93, 1.13)	1.06 (0.96, 1.18)	
Vocational Bachelor	1.19 (0.97, 1.45)	1.01 (0.90, 1.14)	1.03 (0.90, 1.18)	
College+	1.27 (0.96, 1.70)	1.05 (0.89, 1.24)	1.05 (0.85, 1.28)	
Household population				
1-2	1.12 (1.02, 1.22)	1.02 (0.97, 1.08)	1.06 (1.00, 1.14)	PM _{2.5} : 0.59; NO ₂ : 0.73; BC: 0.93
3-4	1.02 (0.80, 1.31)	1.04 (0.89, 1.22)	1.02 (0.85, 1.23)	
5+	1.29 (0.90, 1.85)	1.13 (0.89, 1.42)	1.06 (0.82, 1.38)	

HR=hazard ratio. CI=confidence interval. NO₂=nitrogen dioxide. PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 2.5 μm. Results are presented for interquartile range increase: 2.67 μg/m³ for PM_{2.5}, 6.25 μg/m³ for NO₂, and 0.35 μg/m³ for BC.

*Wald test was used to calculate the global P-value.

Figure A1: Effect modification of the association between long-term exposure to air pollution and COVID-19 hospitalization among the 192,041 participants of the AIRCODEN-CPH cohort by co-morbidities at the cohort baseline on March 1, 2020.



HR=hazard ratio. CI=confidence interval. NO₂=nitrogen dioxide. PM_{2.5}=particulate matter with diameter ≤ 2.5 μm. Results are presented for interquartile range increase: 2.67 μg/m³ for PM_{2.5}, 6.25 μg/m³ for NO₂, and 0.35 μg/m³ for BC. *Wald test was used to calculate the global P-value, and results with P-value <0.05 are highlighted with a star.