

APRIL 2018  
REGION HOVEDSTADEN

# HOVEDRAPPORT- VURDERING AF LUFT OG STØJ

KORTLÆGNING OG VIRKEMIDDELKATALOG

**COWI**

APRIL 2018  
REGION HOVEDSTADEN

# HOVEDRAPPORT VURDERING AF LUFT OG STØJ

KORTLÆGNING OG VIRKEMIDDELKATALOG

PROJEKTNR.

A092530

DOKUMENTNR.

10

VERSION

04

UDGIVELSESDATO

17. april 2018

BESKRIVELSE

UDARBEJDET

JEJ, JJD, COWI  
SSJ, DCE

KONTROLLERET

TBO, MMK

GODKENDT

MMK

## INDHOLD

1	Indledning og konklusioner	4
1.1	Metode	5
1.2	Hovedkonklusioner	6
2	Sammenfatning luft	7
2.1	Hovedkonklusioner fra kortlægning af luft	7
2.2	Vurdering af virkemidler – luft	11
3	Sammenfatning støj	18
3.1	Hovedkonklusioner fra kortlægning af støj	18
3.2	Vurdering af virkemidler - støj	22

## BILAG

Bilag A	Kortlægningsrapport – luft
Bilag B	Virkemiddelkatalog – Luft
Bilag C	Kortlægningsrapport – Støj
Bilag D	Virkemiddelkatalog - Støj

# 1 Indledning og konklusioner

Den Regionale Vækst- og Udviklingsstrategi (ReVUS) indeholder en generel målsætning om, at støj- og luftforurening skal reduceres. Derudover indeholder strategien en specifik målsætning om, at støj- og luftforurening, der stammer fra transportsektoren, inden 2025 skal reduceres med 40 procent i Region Hovedstaden.

Som konsekvens af disse målsætninger igangsatte Region Hovedstaden et arbejde, der dels skulle kortlægge luftforurening fra trafik, brænde ovne mv. og støj fra trafik og jernbane i hovedstadsregionen og dels skulle identificere muligheder for at reducere henholdsvis luft- og støjforurening.

Dette arbejde blev udført i 4. kvartal 2016 og i 2017. Arbejdet er i 1. kvartal 2018 afrapporteret i nærværende hovedrapport, som opsummerer resultaterne af de kortlægningsrapporter og virkemiddelkataloger, der indgår som bilag A, B, C og D.

Rapporterne om luft er udarbejdet af DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi ved Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Jesper Heile Christensen, Camilla Gels, Matthias Ketzler, Morten Winther, Marlene Schmidt Plejdrup og Ole-Kenneth Nielsen. Rapporterne om støj er udarbejdet af COWI ved Jens Erik Blumensadt Jensen, Lars Finn Larsen og Lars Grue Jensen. Herudover har COWI ved Niels Jørgen Jørgensen og Lea Skræp Svenningsen leveret input om omkostninger ved virkemidler på luft. Endelig har COWI fungeret som projektleder for opgaven og udarbejdet nærværende hovedrapport med input fra de respektive parter.

Undervejs i forløbet er der kommet værdifulde input fra styregruppen, hvis medlemmer ses nedenfor.

<b>Styregruppe</b>	
<b>Navn</b>	<b>Område</b>
Christian Lange Fogh	Miljøstyrelsen
Gro Iversen	Miljøstyrelsen
Brian Kristensen	Miljøstyrelsen
Faris Salim/Greta Nedergaard	Københavns Kommune
Jørgen Magner	Dansk Miljøteknologi
Kåre Press-Kristensen	Økologisk Råd
Zorana Andersen	Københavns Universitet
Kirstine Hjort Lorentzen	Gate 21
Mette Sørensen	Kræftens Bekæmpelse
Torben Holm Pedersen	Delta
Marie Ridley Pryn	Region Hovedstaden
Jakob Villien	Region Hovedstaden
Kåre Albrechtsen	Region Hovedstaden
Caroline Schousboe	Region Hovedstaden

## 1.1 Metode

Undersøgelserne af hhv. luft og støj er blevet udført hver for sig og bygger på forskellig grundlag, tilgang og metode. Luftforening og luftforeningens helbredseffekter har været på dagsordenen i mange år, og der har været meget data at basere undersøgelserne på. Undersøgelse af sammenhæng mellem kortlagt støj og helbred er derimod relativt ny og ikke særlig velbeskrevet for så vidt angår de samfundsøkonomiske omkostninger, og der er derfor også i denne undersøgelse for støj brugt tid på metodeudvikling.

Kortlægning af luftforureningen i Region Hovedstaden er baseret på eksisterende luftkvalitetsmodeller og målinger fra det nationale måleprogram for luftkvalitet. Beregningerne er fortaget for 2014 samt fremskrevet til 2025. Koncentrationen af luftforurenende stoffer er sammenholdt med befolkningstæthed og sammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter mv. og på basis heraf er beregnet helbredseffekter samt de samfundsøkonomiske omkostninger ved luftforurening. For luft er de identificerede virkemidler samt de tilhørende samfundsøkonomiske gevinster baseret på eksisterende studier.

Støjkortlægningen er baseret på støj fra hhv. vej og jernbane. Kortlægningen er sammenholdt med boligadresser og dermed er identificeret det antal boliger, hvor grænseværdien for støj i Region Hovedstaden er overskredet. Beregningerne er som for luft fortaget for 2014 samt fremskrevet til 2025. Ved at sætte

tal på helbredseffekter af støj, prisfald på støjplagede ejendomme mv. er de samfundsøkonomiske omkostninger beregnet. For støj er der identificeret en række mulige virkemidler og hvor det har været muligt er de tilhørende samfundsøkonomiske gevinster beregnet.

## 1.2 Hovedkonklusioner

Kortlægningen af luftforureningen i Region Hovedstaden viser, at der sker et fald i koncentration af partikler og kvælstofoxider ( $\text{NO}_2$ ). Den faldende tendens skyldes især den løbende udskiftning af bilparken men også reducerede emissioner fra andre kilder både i Danmark og i de omkringliggende lande. Overskridelse af EU's grænseværdier sker kun på de mest trafikerede gader i København.

For  $\text{NO}_x$ -emissionen er den største kilde i Region Hovedstaden vejtransport, mens det for partikler er brændeovne og pillefyr mv. Dette gælder i både 2014 og 2025.

Effektfulde virkemidler i forhold til reduktion af luftforurening fra trafikken er skærpede miljøzoner, øget andel af elektriske transportmidler samt vej- og trængselsafgifter mens det for brændefyring er afgifter eller forbud mod ældre forurenende brændeovne.

Kortlægningen for støj viser at ca. 500.000 boliger i Region Hovedstaden er påvirket af støj over den vejledende støjgrænse. Idet der er en forventet stigning i trafikmængden vil dette antal vil stige med ca. 2500 boliger frem til 2025.

De mest effektfulde virkemidler er støjsvag asfalt, reduceret hastighed og støjsvage dæk.

## 2 Sammenfatning luft

Luftforurening har en række negative effekter på menneskers helbred samt for klima og miljø, hvilket er forbundet med betydelige samfundsøkonomiske omkostninger.

Nedenfor gennemgås hovedkonklusionerne for hhv. kortlægning af luftforeningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden samt virkemiddelkatalog for samme. For en mere detaljeret gennemgang henvises til hhv. Bilag A og Bilag B.

### **Det betyder forkortelserne i dette kapitel**

NO<sub>2</sub> : Kvælstofdioxid

NO : Kvælstofmonooxid

NO<sub>x</sub>: Summen af NO<sub>2</sub> og NO

PM<sub>2,5</sub> : Massen af partikler under 2,5 mikrometer i diameter

PM<sub>10</sub> : Massen af partikler under 10 mikrometer i diameter

### 2.1 Hovedkonklusioner fra kortlægning af luft

Udviklingen i luftkvaliteten i Region Hovedstaden følges ved hjælp af det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet fra fem permanente målestationer. Det drejer sig om to gadestationer ved henholdsvis H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Institutet og en bybaggrunds- og forstadsstation i Hvidovre samt en regional baggrundsstation i Lille Valby-Risø.

De seneste måleresultater fra overvågningsprogrammet fra 2016 viste kun overskridelser af grænseværdien for årsmiddelværdien for NO<sub>2</sub> målt på H.C. Andersens Boulevard, som er Danmarks mest befærdede bygade.

Målinger er dyre og gennemføres kun få steder. Modelberegninger muliggør vurdering af luftkvaliteten på steder, hvor der ikke gennemføres målinger. Sådanne modelberegninger er gennemført for alle adresser i Region Hovedstaden, som

del af en kortlægning af luftkvaliteten på alle adresser i Danmark. Disse modelberegninger viste at der kunne forventes overskridelser af grænseværdien for NO<sub>2</sub> på mange flere trafikerede gader i Københavnsområdet. Siden modelberegningerne er gennemført (2012) kan der dog forventes et fald i antallet af beregnede overskridelser, da overvågningsprogrammet viser, at koncentrationerne af NO<sub>2</sub> er faldet ligesom PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er faldet.

Denne tendens understøttes også af modelberegninger gennemført i forbindelse med denne kortlægning, som viser et forventet fald i koncentrationerne fra 2014 til 2025.

De grænseværdier, der er omtalt ovenfor, gælder for udendørs luftforurening, og de er fastsat af EU og implementeret i danske bekendtgørelser. Selvom EU's grænseværdier blev overholdt ville der stadigvæk være væsentlige helbredseffekter af luftforurening, og det er derfor vigtigt fortsat at have fokus på forbedring af luftkvaliteten for at forbedre folkesundheden.

Verdenssundhedsorganisationen WHO har opstillet retningslinjer for luftkvalitet, og de kan betragtes som anbefalinger til forbedring af luftkvaliteten, hvor der opnås en mindre helbredsbelastning for befolkningen end for EU's grænseværdier. WHO's retningslinjer adskiller sig fra EU's grænseværdier for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> ved at stille endnu strengere krav til luftkvaliteten. For PM<sub>2.5</sub> er WHO's retningslinjer mindre en halvdelen af EU's grænseværdi (dvs. 10 µg/m<sup>3</sup>), mens de for PM<sub>10</sub> er halvt så høje (dvs. 20 µg/m<sup>3</sup>). For NO<sub>2</sub> er både EU's grænseværdi og WHO's retningslinje det samme (40 µg/m<sup>3</sup>).

I forhold til WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> og NO<sub>2</sub> er der med den nuværende trafik overskridelser i flere trafikerede gader i 2016, og såfremt WHO's retningslinjer blev overholdt ville det betyde en væsentlig mindre helbredsbelastning for befolkningen. Men selvom WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub> blev overholdt, måtte man stadigvæk forvente helbredseffekter af luftforurening, fordi WHO ikke arbejder med en nedre grænse for helbredseffekter af partikler.

### 2.1.1 Primære forureningskilder

Når der ses på den samlede emission fra danske kilder er vejtransport den største kilde til forurening af NO<sub>x</sub> mens brændeovne og pillefyr mv. er den største kilde for partikler. Dette gælder både i 2014 og 2025. For NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> forventes de totale emissioner at blive reduceret med henholdsvis 33 procent, 12 procent og 18 procent fra 2014 til 2025.

Ved hjælp af luftkvalitetsmodeller kan man beregne, hvor meget emissionen fra forskellige emissionskilder bidrager til forværring af luftkvaliteten. På denne måde kan man beregne, hvor meget de enkelte emissionskilder bidrager med. Dette kaldes kildebidraget, og er beregnet som koncentrationsbidraget fra emissionskilder i Region Hovedstaden til gennemsnitskoncentrationen over Region Hovedstaden. Dette er et udtryk for, hvor mange mikrogram forurening pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager med.



Disse beregninger viser, at de to største lokale emissionskilder i Region Hovedstaden er vejtransport og brændeovne. Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af de lokale emissionskilder inden for Region Hovedstaden, så bidrager vejtransport med omkring 59 procent for NO<sub>2</sub> om med 19 procent og 17 procent for henholdsvis PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Tilsvarende bidrager brændeovne med omkring 4 procent for NO<sub>2</sub> og 49 procent og 63 procent for henholdsvis PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Vejtransport bidrager således mest til NO<sub>2</sub> og brændeovne mest til partikler.

Det er ikke kun emissionskilder i Region Hovedstaden, som forværrer luftkvaliteten i Region Hovedstaden, men også luftforurening som transporteres til Region Hovedstaden fra emissionskilder uden for Region Hovedstaden fra det øvrige Danmark og Europa. Hvis vi ser på de bidrag, der blæser *ind over* den ydre regionsgrænse af Region Hovedstaden, udgør disse bidrag omkring 90 procent af gennemsnitskoncentrationen over Region Hovedstaden af PM<sub>10</sub> og 91 procent af PM<sub>2.5</sub>. Det betyder omvendt, at henholdsvis 10 procent og 9 procent stammer fra emissionskilder i Region Hovedstaden.

Med til billedet hører, at emissioner fra Region Hovedstaden også bidrager til helbredseffekter uden for Region Hovedstaden.

### 2.1.2 Helbredseffekter

I 2014 var udendørs luftforurening forårsaget af både danske og udenlandske forureningskilder årsag til 1.150 for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden. Et for tidligt dødsfald svarer til omkring 10,6 tabte leveår. I 2025 forventes antallet af for tidlige dødsfald at være 1.010. Det er et fald på ca. 4 procent i forhold til 2014. Hovedårsagen til faldet er lavere PM<sub>2.5</sub>-koncentrationer, da lidt højere ozonkoncentrationer og en større og ældre befolkning fører til flere for tidlige døde.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er tilfælde af for tidlige dødsfald. I beregningerne gælder det kronisk bronkitis og gener for børn og voksne med astma, hospitalsindlæggelser i forbindelse med luftvejslidelser og blodprop i hjernen, tilfælde af hjertesvigt, lungekræft samt mange med nedsat aktivitet, der kommer til udtryk som sygedage.

Det er undersøgt, hvor meget de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager til helbredseffekterne i Region Hovedstaden. Undersøgelsen viste, at der i 2014 var 122 for tidlige dødsfald, som kunne tilskrives emissionskilder i Region Hovedstaden, mens det er beregnet, at de lokale emissionskilder i 2025 vil medføre 105 for tidlige dødsfald.

Sættes dette i forhold til det totale antal af for tidlige dødsfald forårsaget af luftforurening fra danske og udenlandske kilder, så bidrager kilder i Region Hovedstaden til omkring 11 procent af alle for tidlige dødsfald i 2014 og til omkring 10 procent i 2025. Dette betyder omvendt, at omkring 90 procent af alle for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden skyldes emissioner fra kilder uden for Region Hovedstaden.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (77 i 2014 og 67 i 2025) og vejtransport (23 i 2014 og 18 i 2025). Disse tal kan imidlertid være undervurderet. Nogle undersøgelser tyder nemlig på, at lokale kilder som vejtransport og brændeovne skal regnes med større vægt i vurderingen af de samlede helbredseffekter og dermed også i de samlede helbredsomkostninger.

Beregninger for hele Danmark viser, at forureningsbidraget fra udlandet er årsag til omkring 75 procent af de for tidlige dødsfald i Danmark. Det betyder omvendt, at det danske forureningsbidrag er årsag til 25 procent af de for tidlige dødsfald.

Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa uden for Danmark anslås til at være omkring 2.280 tilfælde i 2016, hvorimod "Import" af luftforurening estimeres at betyde 2.730 for tidlige dødsfald i Danmark.

Danske emissioner forårsager knap tre gange så mange for tidlige dødsfald i udlandet som i Danmark. Derfor kan det også forventes, at de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager med flere for tidlige dødsfald uden for Region Hovedstaden, end de gør inden for Region Hovedstaden. Regulering af luftforurening fra emissionskilder i Region Hovedstaden medfører derfor gevinster både i og uden for Region Hovedstaden.

### 2.1.3 Helbredsomkostninger

De samfundsmæssige helbredsomkostninger af luftforurening kan beregnes ved hjælp af modeller, og betegnes eksterne omkostninger. De betegnes eksterne omkostninger, da de fleste af disse omkostninger ikke indgår i markedskonomen. Den samlede luftforurening fra danske og udenlandske emissionskilder medførte i 2014 eksterne omkostninger i Region Hovedstaden på omkring 9,5 milliarder kr. I 2025 vil dette beløb være faldet til 8,2 milliarder. Ser vi isoleret på emissionskilder i Region Hovedstaden medførte disse kilder totale eksterne omkostninger på 0,85 mia. kr. i 2014 og 0,74 mia. kr. i 2025. De totale omkostninger er knyttet til helbredseffekter af PM<sub>2.5</sub> og ozon.

De lokale emissioner i Region Hovedstaden bidrager med omkring 9 procent af de totale eksterne omkostninger fra alle danske og udenlandske kilder i både 2014 og i 2025. Det betyder omvendt, at omkring 91 procent af alle eksterne omkostninger i Region Hovedstaden stammer fra emissionskilder uden for Region Hovedstaden.

Som diskuteret ovenfor bidrager emissioner fra Region Hovedstaden også til helbredseffekter uden for Region Hovedstaden og dermed også til helbredsomkostninger uden for regionen.

### 2.1.4 Miljøeffekter

Den gennemsnitlige kvælstofdeposition er på 10 kg kvælstof pr. hektar i 2014, hvilket overskrider eller er på niveau med tålegrænsen for visse følsomme naturtyper. Beregninger af, hvordan kvælstofdepositionen vil være i 2025, viser, at

det nederste tålegrænseinterval for de mest følsomme naturtyper såsom lobeliesøer og højmoser stadig vil være overskredet. For den resterende andel af §3-naturen i Region Hovedstaden indikerer beregningerne imidlertid, at hvis emissionerne følger fremskrivningen, så vil tålegrænserne ikke være overskredet i 2025.

Analyse af svulvdeposition, ozon samt tungmetaller viser, at disse er under tålegrænser og grænseværdier mv.

## 2.2 Vurdering af virkemidler – luft

De største emissionskilder i Region Hovedstaden er vejtrafik og brændeovne, og derfor er det valgt at fokusere på virkemidler, som har effekt på disse kilder.

For en detaljeret gennemgang henvises til Bilag B.

### 2.2.1 Virkemidler over for vejtrafik

Der er undersøgt en så lang række virkemidler for vejtrafik, at det ikke er muligt kort at sammenfatte alle undersøgelsens resultater. Nedenfor beskrives derfor de overordnede virkemidler, som vurderes at kunne reducere helbreds- og klimaskadelige emissioner.

#### Elektrificering af transport

Elkøretøjer bidrager ikke med lokal helbredsskadelig luftforurening, og derfor vil de forbedre luftkvaliteten især i byerne. Desuden nedsætter elkøretøjer CO<sub>2</sub>-emissionen markant, fordi CO<sub>2</sub>-emissionen pr. energienhed er relativt lille for elproduktion i forhold til CO<sub>2</sub>-emissionen pr. energienhed for fossile brændsler. Endnu en årsag er, at elmotorer har højere energieffektivitet end forbrændingsmotorer. Desuden vil strømforbrug på sigt blive CO<sub>2</sub>-neutral i takt med, at energiproduktionen omlægges til vedvarende energi. Der er også en mindre støjgevinst ved elkøretøjer, men kun ved lav hastighed, hvor dækstøj ikke er dominerende.

Ud fra et klimahensyn og ønsket om at begrænse luftforurening bør elektrificering af transport derfor fremmes. Det gælder også mulighederne for længere rækkevidde på batterierne, flere køretøjstyper, som kan elektrificeres, mv.

Da køb af elbil erstatter køb af en anden ny fossilbil, som skal opfylde den seneste Euro 6 emissionsnorm, er besparelsen kun den emission, som en Euro 6 bil bidrager med. Den fulde forureningsgevinst af elbiler vil derfor først materialisere sig, når fossilbilerne er udskiftet til elbiler eller til lignende biler med nuludslip.

Region Hovedstaden har særlige muligheder for at fremme eldrift af buskørsel.

#### Skærpede miljøzoner i de største byer

Emission fra de enkelte køretøjer reguleres gennem euronormer, som er blevet skærpet over tid. Derfor har køretøjer, som opfylder den seneste Euro 6 norm,

lavere emission end køretøjer, der opfylder tidligere euronormer. Der kan således opnås en betydelig emissionsgevinst ved at fremme hurtigere indfasning af nye euronormer eller ved at forbyde gamle euronormer. Det er dette, man kan udnytte i miljøzoner, hvor der inden for et afgrænset geografisk område stilles krav om, hvilke euronormer der må køre ind i zonen.

Effekten af de eksisterende danske miljøzoner for tunge køretøjer i de fire største byer er næsten forsvundet. Det skyldes den almindelige løbende udskiftning af køretøjerne. For at få en emissionsgevinst i fremtiden skal miljøzonerne derfor skærpes.

DCE og COWI har tidligere foretaget en samfundsøkonomisk analyse af forslag om at indføre ren-luftzoner med forbud mod ældre person- og varebiler. De samlede sparede helbredsomkostninger blev opgjort til omkring 581 mio. kr., og værditab for biler og tab af statens afgiftsprovenu blev vurderet til 130 mio. kr. Beregningerne viste således, at ren-luftzonen ville have været en samfundsøkonomisk gevinst.

Effekten af miljøzonen afhænger af, hvilke krav der opstilles. I London indføres der i 2019 meget skrappe krav til miljøzonen, som forventes at få en betydelig effekt.

Eftermontering af SCRT på tunge køretøjer er også et eksempel på, hvordan ældre køretøjer kan opgraderes til Euro 6 emissionsstandard og dermed reducere NO<sub>x</sub> og partikelemission med omkring 90 procent. SCRT står for Selective Catalytic Reduction & Trap. Dette virkemiddel har været brugt i Københavnsområdet med eftermontering af SCRT på omkring 300 bybusser, hvilket er et virkemiddel, som hurtigt kan implementeres.

Krav om SCRT på ældre tunge køretøjer kunne også være en del af en miljøzone.

### Trafikale tiltag

Trafikale tiltag, som nedsætter trafikmængden, vil alt andet lige reducere luftforureningen, så hvis trafikken reduceres med 10 procent, vil emissionen fra trafikken falde med 10 procent. Hvis et tiltag primært reducerer personbiltrafikken, vil en 10 procents reduktion dog betyde procentvis mindre i forhold til en ligelig reduktion på henholdsvis personbiler og tung trafik. Det skyldes, at emissionerne pr. kørt km for personbiler er lavere end f.eks. for tung trafik.

En trængselsring i København og et landsdækkende road pricing-system har tidligere været overvejet som en del af transportpolitikken – dog uden at blive gennemført.

Afhængig af scenarie forventes en trængselsring ikke blot at reducere trafikken med 13-25 procent i København, men også at have en reducerende effekt på trafikken uden for trængselsringen. Emissionsgevinsten blev her beregnet til at være procentvis mindre end trafikændringen. Det skyldes, at primært personbil-

trafikken reduceres af en trængselsring, fordi personbiltrafikken er mere prisfølsom end kommerciel trafik, og emissionen pr. kørt km er mindre for personbiler i forhold til vare- og lastbiler.

For road pricing viste forskellige studier en forventet reduktion i trafikken på 7-13 procent på landsplan. Emissionsgevinsten var procentvis mindre, fordi det primært er antallet af personbiler, der reduceres.

I en trængselsring baseret på kameraregistrering af nummerpladen vil det også være muligt at differentiere afgifter efter Euroemissionsklasse eller at give nuludslipbiler (elbiler, brintbiler mv.) lavere afgifter. Dette ville give en yderligere emissionsreduktion ud over den emissionsreduktion, som kommer af mindre trafik. For en miljøzone kunne generelle miljøzonekrav således suppleres med økonomiske incitamenter til at køre mindre i de mest forurenende køretøjer. Tilsvarende vil det være muligt at differentiere vejafgifter i et GPS-baseret road pricing-system og f.eks. have højere afgifter i byer og højere afgifter for ældre køretøjer.

Emissionsgevinsten ved trafikale tiltag afhænger derfor af, hvor meget trafikken reduceres. Hvis der sammenlignes med de teknologiske virkemidler, har de teknologiske virkemidler langt større potentiale end trafikale tiltag, da f.eks. SCRT nedsætter emissionen med omkring 90 procent og elektrisk drift med 100 procent. Tilsvarende reduktioner i trafikken ville ikke være mulige.

### Alternative brændstoffer

Det er fælles for alle flydende eller gasholdige brændstoffer, som bruges i nye forbrændingsmotorer, at de i princippet giver samme luftforurening fra udstødningsrøret. Det skyldes, at det helt overvejende er katalysator/partikelfilter-teknologien, som er bestemmende for restforureningen og ikke brændstoffet. Endvidere skal køretøjet leve op til de samme Euronormkrav, f.eks. Euro 6. En gasmotor og en benzin/dieselmotor skal således opfylde samme emissionskrav. Ud fra en helbredsmæssig synsvinkel er der derfor ikke væsentlig forskel på, om det ene eller det andet brændstof bruges, så længe motoren har renskrav svarende til Euro 6, og det virker. Der kan dog opnås mindre gevinster for køretøjer, som opfylder ældre Euronormer.

Det betyder, at bioethanol, biodiesel og biogas ikke giver bedre luftkvalitet for nye køretøjer, men primært reducerer CO<sub>2</sub>-emissionen, hvor biogas giver væsentligt større CO<sub>2</sub>-reduktion end bioethanol og biodiesel. I forhold til transport er biogas særligt interessant til tunge køretøjer, hvor elektrificering kan være vanskelig.

### 2.2.2 Virkemidler over for brændeovne mv.

I 2015 var der i Danmark omkring 935.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 750.000 var brændeovne, 122.000 pillefyr/ovn samt omkring 47.000 kedler og 16.000 andre ovne. Denne opgørelse er baseret på spørgeundersøgelser om fyringsanlæg, der anvender brænde eller fra BBR (Bygnings- og Boligregistret) for andre typer af anlæg, f.eks. halmfyr. For at forbedre vidensgrundlaget

har Miljøstyrelsen i samarbejde med Skorstensfejerlauget tilvejebragt mere præcise oplysninger om antal og placering af fyringsanlæg. DCE har i den forbindelse bistået med en kvalitetssikring af data, som blev udgivet i starten af 2018. Den nye opgørelse viser samlet set færre brændeovne, pillefyr og andre ovne (721.000) men flere brændekedler (68.000). De nye oplysninger vil blive implementeret i den kommende nationale emissionsopgørelse.

Brændefyring er i princippet CO<sub>2</sub>-neutral, hvis træet kommer fra bæredygtig skovdrift, hvor skoven ikke leverer mere end tilvæksten. Det er dog ikke helt så simpelt, idet forbrænding af træ fører til dannelse af sod (også kaldet BC eller Black Carbon), og BC bidrager til drivhuseffekten. I virkemiddelkataloget (Bilag B) har DCE lavet en grov overslagsberegning over klimaeffekten af BC fra brændefyring, som viser, at brændefyring med den nuværende teknologi sandsynligvis er en klimabelastning, selvom man tager hensyn til, at brændefyring erstatter anden CO<sub>2</sub>-udledende opvarmning.

### Teknologien og brugeren

Der er relativt store forskelle på emissionsfaktorer for partikler afhængig af anlægstype, hvor ældre ovne har langt højere emissionsfaktorer end nyere ovne. Partikelemissionen selv for Svanemærkede ovne er langt højere end for andre individuelle opvarmningskilder som f.eks. oliefy, naturgasfy og varmpumper. Partikelemissionen fra brændeovne mv. er også langt højere end for kollektiv varmforsyning, også hvor der anvendes træpiller. Der er således store emissionsgevinster forbundet med incitament, som erstatter ældre med nye ovne eller erstatter brændefyring med anden individuel opvarmning. Her tænkes særligt på varmpumper eller kollektiv forsyning.

Mange brændeovne forurener langt mere end de burde gøre på grund af brugerens adfærd. Almindelige fejl er brug af uhensigtsmæssig brændsel, dårlig optændingsteknik, dårlig fyringsteknik og fejl ved aftræks- og skorstensforhold.

Da brugeren er meget vigtig for emissionerne, vil der kunne opnås meget høje reduktioner af partikelemissionen, hvis brugeren i højere grad erstattes af elektronisk og mekanisk styring af luftindtag mv., som det kendes fra nogle brændeovne.

Næste teknologiske trin for at sikre væsentligt lavere partikeludledning er rensning af røgen på en effektiv måde, som det kendes fra udstødningen fra dieselmotorer, der renses med partikelfilter. Røgrenningsteknologi er dog stadigvæk på udviklings- og forsøgsstadiet, og der er endnu ikke effektive og billige teknologier kommercielt til rådighed i Danmark, som kan dokumentere stor reduktion i partikeludledningen. Derfor er der fortsat brug for støtte til forskning og teknolog udvikling inden for dette område.

Hvis målet er, at brændefyring skal have partikeludledning på niveau med andre opvarmningsformer, er udfordringen enorm og kræver et teknologisk tigerspring.

### Konsekvensvurdering af virkemidler

Potentialet for en lang række virkemidler er diskuteret inden for hovedgrupperne: (a) Virkemidler i forhold til mængde og type af brændsel, (b) Teknologiske virkemidler, (c) Virkemidler over for brug af brændeovne og brugerens fyringsadfærd, (d) Kommunernes miljøtilsyn og miljøplanlægning.

Der er få af virkemidlerne, som er konsekvensvurderet, men De Økonomiske Råd (DØRS) gennemførte i 2016 en konsekvensvurdering af forskellige virkemidler med hensyn til reduktion i emission og helbredseffekter samt virkemidlernes samfundsøkonomi. De største samfundsøkonomiske gevinster opnås ved afgifter på brug. Så følger forbud mod alle ovne, som ikke er Svanemærkede, og derefter skrotning af ovne fra før 2008 og til sidst skrotningspræmie. Ideen med afgifter på brug af brændeovne er, at der pålægges en afgift pr. time, ovnen er i brug, som afspejler de eksterne helbredsomkostninger ved normal brug. Det antages, at der kan sættes en temperaturmåler i skorstenen, som kan måle, hvor mange timer brændeovnen er i brug.

### Opsummering af virkemidler

Nedenfor er opsummeret de identificerede virkemidler for hhv. trafik og brændeovne i tabellen fremgår endvidere en kvalitativ konsekvensvurdering af det enkelte virkemiddel i forhold til effekt på luftforurening. For en mere detaljeret vurdering henvises til Bilag B.

Tabel 2-1: Kvalitativ konsekvensvurdering af virkemidler inden for **trafik**. "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor.

Type	Virkemiddel - Trafik	Vurdering i forhold til luftforurening (NO <sub>2</sub> og partikler)
1. Trafiktiltag	Trængselsring	XX
	Road pricing (GPS baseret)	XXX
	Mindre trafik gennem byplanlægning	X
	Fremme af cykeltrafik	X
	Fremme af by- og delebiler mv.	X
	Fremme glidende trafikafvikling	X
2. Skærpede miljøzoner	Ren-luftzoner	XX
	Ultra Low Emission Zone alla London og svensk forslag	XXXXX
3. SCRT på tunge køretøjer	SCRT på tunge køretøjer	XX
4. Elektrificering af transport	Eldrevne personbiler	XXXX
	Eldrevne taxi	X
	Eldrevne varebiler	XXX
	Eldrevne lastbiler	XX
	Eldrevne bybusser	XX
	Eldrevne regionalbusser	XX
	Eldrevne turistbusser	X
	Eldrevne færger, kanalbåde, tog	X
5. Øvrige alternative drivmidler	Biogas til tung transport	
	Flydende biobrændstof	

6. Øvrige virkemidler	Partikelreducerende belægning mv.	X
	NOx reducerende belægning	X
	Beplantning	X
	Lokalisering af miljøfølsomme funktioner	X
	Information til borgerne	X



Tabel 2-2: Kvalitativ konsekvensvurdering af virkemidler inden for **brændeovne**. "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor.

Type	Virkemiddel - Brændeovne	Vurdering i forhold til luftforurening (PM <sub>2,5</sub> )
1. Mængde og type af brændsel:	Efterisolering af boliger	X
	Fremme varmepumper til individuel opvarmning	XX
	Forbud mod petrokoks	X
	Kvalitetsmærkning for brænde og bricketter	X
	Pillefyr/ovn i stedet for brændeovn	XX
	Biopejs på bioethanol som erstatter brændeovn	XX
	Afgifter på brænde og træpiller	XXX
2. Teknologiske virkemidler	Skærpe Ecodesign direktivet	XX
	Fremme aktiv forbrændingsoptimering	
	Røgrensning (filtre mv.)	XXXX
	Afgifter på brug	XXXXX
	Forbud, delvis, Før 1990	XXX
	Forbud, delvis, Før 2008	XXXX
	Forbud, delvis, Ikke-Svanemærket	XXXXX
	Total forbud	XXX
	Skrotningspræmie, før 1990	XXX
	Skrotningspræmie, før 2008	XXXX
	Udfasning af ældre brændeovn, kedler mv.	XXXX
	Ejerafgifter på brændeovn mv.	XXXX
	National database med informationer om brændeovn.	X
	Højere skorstenshøjde mv.	X
	Forskningspulje om Bedre Brændefyring	X
3. Virkemidler over for brugeren	Oplysningskampagne om top-down fyring	XX
	Skorstensfejerens årlige syn	X
	Home party med vejledning om brændefyring	X
	Obligatorisk brændefyringskursus	XX
	Miljøattest for brændeovne ved ejerskifte af boliger	X
	Energimærkning af brændeovne	X
4. Kommunal miljøtilsyn og miljøplanlægning	Bedre dokumentation og monitorering ved naboklager	X
	Vejledning til kommunerne	X
	Fælles retningslinjer for fyring i brændeovne mv.	X
	Fælleskommunal nævn til klagesager	X
	Forskrift om forbud, præmie og krav om Svanemærk.	XXXX

## 3 Sammenfatning støj

Støj har negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, og dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser.

Nedenfor gennemgås hovedkonklusionerne for hhv. kortlægning af støj i Region Hovedstaden samt virkemiddelkatalog for samme. For en mere detaljeret gennemgang henvises til hhv. Bilag C og Bilag D.

### 3.1 Hovedkonklusioner fra kortlægning af støj

Trafikstøj omfatter støj fra vejtrafik, jernbanetrafik og flytrafik. Støjpåvirkningen fra vej- og jernbanetrafik udgør langt hovedparten af den samlede støjpåvirkning, mens flystøj kun udgør 1-2 procent.

Der er gennemført en kortlægning af støjpåvirkningen i Region Hovedstaden i dag (2014) og i fremtiden (2025) for såvel vejtrafik som jernbanetrafik.

Som følge af tilgængelighed af data er kortlægningen af vejstøj er lavet på et generelt og overordnet niveau, hvorimod det har været muligt at lave kortlægningen af jernbanestøj på boligenhedsniveau. Det betyder også at kortlægningen for vejstøj medfører en større usikkerhed i forhold til kortlægningen for jernbanestøj. EU-Støjkortlægning 2017 for lokalbaner har vist få eller ingen støjbelastede boliger, og derfor er disse jernbaner er udeladt af støjkortlægningen.

Støjudbredelsen er beregnet ved brug af beregningsmetoden NORD2000. Støjniveauer er beregnet som årsmiddelværdien  $L_{den}$ . Det er en sammenvejning af støjen i perioderne dag (kl. 07-19), aften (kl. 19-22) og nat (kl. 22-07) hver for sig, hvor støjen i natperioden er tillagt 10 dB, og støjen i aftenperioden er tillagt 5 dB. Når støj om natten og om aftenen er tillagt ekstra dB, skyldes det, at genen og andre negative effekter er større på disse tidspunkter af døgnet.

Trafikstøj har betydelige samfundsøkonomiske omkostninger, hvilket der er bred enighed om, hvorimod der er mere usikkerhed om størrelsen af omkostningerne. En lang række studier har vist at trafikstøj påvirker menneskers helbred negativt (her tænkes på iskæmiske hjertesygdomme, karsygdomme i hjernen og blodtryksforhøjelse), hvorfor det medfører omkostninger for samfundet blandt andet

på grund af for tidlig død, tabt livskvalitet og øgede udgifter i sundhedsvæsenet i form af udgifter til medicin, lægebehandling og hospitalsindlæggelser.

Trafikstøj påvirker ligeledes boligejere negativt. Trafikstøjens direkte omkostninger betales af boligejerne, idet støjbelastede boliger oplever et værditab på boligen. Kommuner og regioner betaler for behandling af sygdomstilfældene. Samfundet mister derudover arbejdsindtægter pga. fravær ved sygdom.

Der er en indikation af sammenhæng mellem eksponering af trafikstøj og diabetes. Men der findes kun et enkelt studie og relationen er dermed ikke fuldt dokumenteret og medtages derfor ikke i denne undersøgelse. Tilsvarende gør sig gældende i forhold til sammenhæng mellem støj og børns indlæringssevne, kræft og fedme, samt værditab i rekreative områder. Her foreligger ikke et tilstrækkeligt datagrundlag og omkostningerne der derfor ikke medtaget i denne undersøgelse.

Hvis det havde været muligt at estimere omkostningerne som følge af sammenhængen mellem trafikstøj og diabetes, børns indlæringssevne, kræft, fedme, det relaterede tab af livskvalitet og tab af arbejdsproduktivitet, samt værditab i rekreative områder, så ville de samfundsøkonomiske omkostninger som følge af trafikstøj være større end de omkostninger, der er estimeret i denne rapport.

I 2014 var støj årsag til 105 for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden. Et for tidligt dødsfald svarer til omkring 10,6 tabte leveår. I 2025 forventes antallet af for tidlige dødsfald at være 112. Det er en stigning på ca. 6 procent i forhold til 2014. Hovedårsagen til stigningen er dels øget vejtrafik og dels at en større og ældre befolkning fører til flere for tidlige døde.

### Det betyder støjbegreberne i dette kapitel

Støj:	Generel betegnelse for støj fra vejtrafik, jernbaner, virksomheder og anlægsaktiviteter mv.
Støjpåvirkning:	Når støjen vurderes i forhold til boliger eller andre støjfølsomme områder
Støjniveau:	Om en konkret beregnet værdi af $L_{den}$ og med enheden dB
Maksimalniveau:	Om en konkret beregnet maksimal værdi $L_{Amax}$ for jernbanestøj og med enheden dB.
Støjbelastet	Hvis en bolig og/eller dens udendørs opholdsarealer udsættes for støj, der overstiger støjgrænseværdien $L_{den}$ 58 dB for vejtrafik og $L_{den}$ 64 dB for jernbanetrafik, betragtes den som støjbelastet. Hvis en bolig udsættes for støj over $L_{den}$ 68 dB (vej) respektive $L_{den}$ 74 dB (jernbane) betragtes den som stærkt støjbelastet. For jernbanetrafik gælder der også en grænseværdi for den maksimale støj $L_{Amax}$ 85 dB fra det mest støjende jævnlige forekommende tog på en strækning.
Støjbelastningstal	SBT er en vægtet sum af antallet af boliger, der udsættes for støj over den vejledende grænseværdi i et givet område, hvor de mest støjbelastede boliger vejer tungest. SBT kan bruges til at sammenligne støjgenen i forskellige områder baseret på genevirkningen i stedet for kun at opgøre antallet af støjbelastede boliger.

#### 3.1.1 Vejstøj

Antallet af boliger, der er påvirket af støj fra vejtrafik, er kortlagt på et overordnet niveau, baseret på trafikdata fra en trafikmodel for Region Hovedstaden. I bilag C er metoden for kortlægningen mere detaljeret beskrevet

Kortlægningen omfatter knap 900.000 boliger, og det svarer til ca. 1,8 mio. mennesker. Kortlægningen viser, at knap 500.000 af disse boliger er påvirket af støj over den vejledende grænseværdi i såvel 2014 som 2025. Ved en sammenligning af kortlægningsresultaterne for de to år er der således en forskel på lidt over et par tusinde boliger, svarende til ca. 5.000 mennesker. Denne forskel skyldes en forventet stigning i trafikmængden.

Det skal bemærkes, at der er relativ stor usikkerhed forbundet med opgørelsen af antallet af boliger, der er belastet med støj fra vejtrafik, dels grundet trafikmodellen og dels grundet kortlægningsmetoden. De opgjorte antal støjbelastede boliger kan således ikke tages som udtryk for det faktiske og præcise antal støjbelastede boliger i Region Hovedstaden. På grund af usikkerheden ved dels ved

kortlægningsmetoden og dels trafikmodellen vurderes det faktiske antal støjbelastede boliger at ligge i intervallet 350.000 – 475.000 boliger. Dette skøn er vurderet på baggrund af resultater fra tidligere kortlægninger – blandt andet den EU-støj kortlægning af 14 kommuner i Region Hovedstaden, som blev gennemført i 2012.

Kortlægningens resultat er dog anvendelig i forhold til at vurdere forskellen i antal støjbelastede boliger i år 2025 i forhold til 2014, den relative effekt af støjbe-grænsende tiltag samt de heraf afledte helbredseffekter og eksterne omkostninger.

### 3.1.2 Jernbanestøj

Antallet af boliger, der er påvirket af støj fra jernbanetrafik, er kortlagt med udgangspunkt i den landsdækkende kortlægning, som Banedanmark gennemførte i 2012. Resultaterne herfra er brugt som grundlag for kortlægning af støj fra jernbane i 2014 og 2025.

De tidligere resultater for boliger i Region Hovedstaden er korrigeret for ændring i togmængder og toghastigheder for 2014 og togmængder, toghastigheder og retrofitting for 2025. Retrofitting betyder, at man erstatter bremseklodser af støbejern med bremseklodser af et kompositmateriale, som støjer mindre i kontakten med hjulene.

Antallet af boliger, der er støjpåvirket af jernbanetrafik, er langt mindre end antallet, der er støjpåvirket af vejtrafik. Således omfatter kortlægningen ca. 90.000 boliger, svarende til ca. 180.000 mennesker.

Af disse er ca. 3.400 boliger belastet over de vejledende grænseværdier i 2014, mens antallet i 2025 er ca. 3.300. Antallet af støjbelastede boliger falder således med lidt over 100 boliger, svarende til ca. 250 mennesker.

Dette skyldes primært, at den nye jernbane mellem København og Ringsted tages i brug, fordi det medfører en støjmæssig aflastning af jernbanen mellem København og Roskilde og videre til Ringsted. En anden årsag er, at det forventes, at støjpåvirkningen fra godstog, som er særligt støjende, bliver reduceret som følge af det forbud mod bremseklodser af støbejern, som Tyskland indfører pr. lov i december 2022. Da langt hovedparten af de godsvogne, der kører i Danmark, er transitgods, der også kører i Tyskland, får Danmark også en støjmæssig gevinst af det tyske forbud.

### 3.1.3 Samfundsøkonomiske omkostninger

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger relateret til trafikstøj kan for Region Hovedstaden opgøres til 2.4 mia. kr. i 2014. Den største omkostningskategori udgøres af de årlige geneomkostninger fra vejstøj (her opgjort som bolig-massens værditab som følge af støjpåvirkning), som er estimeret til 1,4 mia. kr.

årligt, svarende til 57 procent af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Den næststørste omkostningskategori er omkostninger til for tidligt døde. I 2014 udgjorde denne kategori 971 million kr. eller 41 procent.

Da bruttonationalproduktet (BNP) for Region Hovedstaden i 2014 er opgjort til 784.518 millioner kr., så svarer de estimerede omkostninger for Region Hovedstaden til 2.392 million kr., hvilket er 0,3 procent af BNP.

Uden specifikke tiltag til reduktion af støj forventes de samfundsøkonomiske omkostninger relateret til trafikstøj for Region Hovedstaden at stige med 7 procent fra 2,4 mia. kr. til 2,6 mia. kr. i 2025 på grund af ændret trafikmønster og øget trafikmængde.

I 2025 er støjbelastningen af boligmassen set i forhold til 2014 fordelt anderledes på høje og lave støjniveauer. Dette kan f.eks. være afledt af, at trafikken flyttes fra veje med mindre trafik til hovedvejsnettet, hvor der i forvejen er meget trafik, og man får derfor en relativt lille forøgelse af støjen, hvorimod der rent støjmæssigt sker en relativ større reduktion på de veje hvor trafikken reduceres. Samtidig er der omkring hovedvejsnettet kun få boliger, mens der langs de mindre veje, hvor trafikken reduceres, er flere boliger, som derved får en mindre støjpåvirkning.

## 3.2 Vurdering af virkemidler - støj

Der er undersøgt en række virkemidler, som kan medvirke til at reducere antal støjbelastede boliger som følge af støj fra vej- og jernbanetrafik. Nogle af disse virkemidler handler om at reducere støjen ved selve støjekilden, mens andre handler om at reducere støjudbredelsen. Virkemidlerne er beskrevet i det følgende. For en detaljeret gennemgang henvises til Bilag D.

Alle virkemidler har i større eller mindre grad en positiv effekt på sammenhængen mellem støj og sygdomme. Alle virkemidler har ligeledes en indflydelse på søvn og ejendomspriser, bortset fra lydisolering, hvor effekten på ejendomspriser vurderes at være væsentligt mindre, fordi dette virkemiddel ikke har nogen effekt på det udendørs støjniveau.

### 3.2.1 Virkemidler over for vejstøj

#### Støjskærme

Støjskærme er en relativt effektiv metode til at reducere udbredelse af støjen i et område. Støjskærme kan anvendes ved støj fra både vej- og jernbanetrafik.

Støjskærme reducerer støjniveauet både indendørs og udendørs og kan anvendes på alle veje uden indkørsler eller andre vejadgange.

Den støjmæssige effekt vurderes typisk til 3–6 dB. I analysen er det valgt at antage en generel reduktion på 3 dB. Det skyldes, at boligtaethed, placering langs veje og afstand til kilden varierer.

På baggrund af erfaring fra tidligere projekter for Vejdirektoratet, kommuner og andre bygherre samt vurdering af eksisterende støjskærme vurderes det muligt at opstille støjskærme langs 2–4 procent af vejene i byområder.

Der er undersøgt to scenarier med opstilling af støjskærme i bymæssig bebyggelse:

1. **Scenarie 1:** Langs 2 procent af veje i byområder
2. **Scenarie 2:** Langs 4 procent af veje i byområder

### Lydisolering

Lydisolering er en relativt effektiv metode til at reducere det indendørs støjniveau i boliger.

Ejendomspriser påvirkes af både det indendørs og det udendørs støjniveau. Det betyder, at lydisolering kun delvist har indflydelse på støjafledte reduktioner i ejendomspriser. Det vurderes på den baggrund, at ca. 25 procent af reduktionerne i ejendomspriser skyldes det indendørs støjniveau. I forhold til støj fra vejtrafik kan lydisolering anvendes for alle boliger og andre bygninger med støjfølsom anvendelse såsom skoler, børnehaver og hospitaler. Støjfølsomme bygninger indgår dog ikke i denne undersøgelse.

Den støjmæssige effekt af lydisolering er typisk til 5 – 10 dB (lukkede vinduer).

Der er undersøgt to scenarier med lydisolering:

1. **Scenarie 1:** Tilskudsordning, hvor boligejerne kan få dækket 50, 75 eller 90 procent af omkostningerne til lydisolering, afhængig af støjniveauet ved bygningsfacaden. På baggrund af erfaringer fra Banedanmark og Vejdirektoratet skønnes det, at omkring 15 procent af boligejerne vil søge om tilskud.
2. **Scenarie 2:** Tilskudsordning, hvor boligejerne ikke selv betaler nogen andel af lydisoleringsomkostningerne. På baggrund af erfaringer fra Banedanmark og Vejdirektoratet skønnes det, at omkring 90 procent af boligejerne vil søge om tilskud.

### Støjsvag asfalt

Støjsvag asfalt virker ved at reducere støjen ved kilden, hvilket betyder, at alle støjniveauer reduceres både indendørs og udendørs.

Støjsvag asfalt kan i princippet anvendes overalt, men har den bedste effekt på veje i byområder, hvor der køres med lidt højere hastighed (60-70 km/t). Den støjreducerende effekt af de typer støjsvag asfalt, der er på markedet, aftager med tiden. Derfor skal asfalten fornyes eller vedligeholdes ca. hvert 7. år for at have en rimelig støjreducerende effekt.

Antallet af støjpåvirkede boliger, der opnår en given støjreduktion, kvantificeres ud fra en vurdering af, i hvilket omfang støjsvag asfalt vil være anvendeligt i by-

områder. Det vurderes, at støjsvag asfalt vil være anvendeligt på op til 25 procent af alle veje i byområder. Det svarer til veje med hastigheder over 60-70 km/t.

Der er undersøgt to scenarier med støjsvag asfalt:

1. **Scenarie 1:** Støjsvag asfalt med en støjreducerende effekt på gennemsnitligt 2 dB over hele levetiden anvendes på 10 procent af vejene i byområder.
2. **Scenarie 2:** Støjsvag asfalt med en støjreducerende effekt på gennemsnitligt 4 dB (fremtidige typer) over hele levetiden anvendes på 25 procent af veje i byområder.

### Reduceret hastighed

Reduceret hastighed virker ved at reducere støj ved kilden, hvilket betyder, at alle støjniveauer reduceres både indendørs og udendørs.

Reduceret hastighed kan i princippet anvendes overalt, men har kun ringe effekt på reduktion af støjbelastningstallet (SBT) uden for byområder og på f.eks. boligveje. Effekten på boligvejene er begrænset, fordi hastigheden på denne type veje i forvejen er lav, og da de samtidig ikke indgår i trafikmodellen, kan effekten ikke kvantificeres. Effekten af reduceret hastighed vurderes til 0-2 dB, alt afhængig af forholdene.

Reduktion af hastighed betyder længere rejsetid på den pågældende vejstrækning, men kan også medføre overflytning af vejtrafik til andre veje, hvor der ikke er reduktion i hastigheden. Dette vil medføre højere støjniveauer langs de veje, hvortil vejtrafikken flyttes. Derfor er der i undersøgelsen af dette virkemiddel anvendt en hastighedsreduktion på 10 km/t, fordi denne reduktion ikke vurderes at overflytte trafik til andre veje i væsentlig grad. En overflytning af trafik til en vej, hvor trafikken stiger med 10 procent som følge af overflytningen, betyder en forøgelse af støjniveauerne med ca. 0,4 dB de pågældende steder.

Undersøgelsen er baseret på en reduktion af hastigheden svarende til en reduktion af støjniveauet på 1 dB.

Der er undersøgt to scenarier med reduceret hastighed:

1. **Scenarie 1:** Reduceret hastighed svarende til en reduktion af støjniveauet med 1 dB på 10 procent af trafikmodellens veje i byområder (1.217 km).
2. **Scenarie 2:** Reduceret hastighed svarende til en reduktion af støjniveauet med 1 dB på 25 procent af trafikmodellens veje i byområder (1.217 km).

### Støjsvage dæk

Støjsvage dæk virker ved at reducere støjen ved kilden, hvilket betyder, at alle støjniveauer reduceres både indendørs og udendørs.



Støjsvage dæk fås både som sommerdæk og som helårsdæk. I denne undersøgelse er det forudsat, at der køres med støjsvage dæk i sommerhalvåret og almindelige vinterdæk i vinterhalvåret. Ved hastigheder på op til 40-50 km/t er motorstøjen dominerende, mens dækstøj er dominerende over denne hastighed. Derfor har støjsvage dæk mindre effekt på veje med hastigheder under 40-50 km/t.

Hvis der ikke sideløbende laves en effektiv kampagne om brugen af støjsvage dæk, kan effekten være begrænset, fordi bilister ofte prioriterer pris og slidgenskaber frem for andre dækegenskaber.

Den støjmæssige effekt, der vurderes til 4 dB, er vurderet ud fra erfaringer fra Vejdirektoratet, information fra dækproducenter samt ud fra en analyse af udbuddet af dæktyper på det danske marked (<http://www.daeklabel.dk>). De fleste vinterdæk med lavt støjniveau har dårligt eller middelgodt vejgreb og rullemodstand. Det formodes imidlertid, at de fleste, der køber vinterdæk, køber dæktyper med godt vejgreb. Derfor er vinterdæk med lavt støjniveau udeladt i de undersøgte scenarier.

Nye typer støjsvage dæk er under udvikling, og de forventes at have en bedre støjreducerende effekt, end man ser på markedet i dag. Effekten af nye støjsvage dæk modvirkes imidlertid af tendensen til, at mange bilister foretrækker brede dæk, som må forventes af støje mere end et smalt dæk.

Der er således brug for indsats fra såvel producenter og importører som andre interessenter for at øge brugen af de mest støjsvage dæk.

Antallet af støjpåvirkede boliger, der opnår en given støjreduktion, afhænger af, i hvilket omfang bilister køber støjsvage dæk. Det vurderes, at 10 procent af bilisterne vil købe støjsvage dæk i fremtiden. Denne andel vurderes at kunne øges til 75 procent, hvis der føres en målrettet kampagne over for bilisterne – eventuelt i kombination med økonomisk præmiering (skrotpræmie eller tilskud ved udskiftning af gamle dæk med nye) af bilister, der køber støjsvage dæk.

Der er undersøgt to scenarier med støjsvage dæk:

1. **Scenarie 1:** Støjsvage dæk med en støjreducerende effekt på 4 dB over hele levetiden anvendes af 10 procent bilister i sommerperioden.
2. **Scenarie 2:** Støjsvage dæk med en støjreducerende effekt på 4 dB over hele levetiden anvendes af 75 procent af bilisterne i sommerperioden.

### Eldrevne køretøjer

Eldrevne køretøjer virker ved at reducere støjen ved kilden, hvilket betyder, at alle støjniveauer reduceres både indendørs og udendørs. Virkemidlet har en støjmæssig reducerende effekt ved hastigheder under 40-50 km/t, hvor motorstøj er den dominerende støjkilde.

Det vil sende et godt signal, hvis offentlige myndigheder investerer i eldrevne køretøjer såsom eldrevne busser og distributions- og affaldslastbiler. Imidlertid er der langt færre af denne type køretøjer i forhold til antallet af person- og varebiler, hvorfor den støjmæssige reduktion vil være meget begrænset. Desuden stammer støjgenen fra affaldslastbiler i højere grad fra håndteringen af affaldsbeholdere end fra selve kørslen i et boligområde.

Eldrevne køretøjer vil have effekt tæt ved kryds og på strækninger, hvor der køres med hastigheder under 40-50 km/t.

Vi har ud fra nogle simplificerede forudsætninger forsøgt at give en vurdering af effekten ved en øget andel af elbiler:

Hvis det forudsættes, at der i byområder køres med en lav hastighed i en mindre del af tiden, så vil en elbilsandel på 10 procent svare til en reduktion på ~ 0,1 dB.

Øges andelen af elbiler til 50 procent, så vil det svare til en reduktion på ~ 0,5 dB.

Denne undersøgelse er baseret på konsekvensanalyser af virkemidler fordelt på 1 dB intervaller, hvorfor det ikke vil være muligt at se en forskel med de nævnte reduktioner. Samtidigt er mange af krydsene hvor elbiler bl.a. vil have en effekt ikke med i den trafikmodel som ligger til grund for kortlægningen.

EU Kommissionens oversigt med "10 ways to combat Noise Pollution" viser, at det støjreducerende potentiale ved elektriske biler er 1 dB. Af RVIM report "Effect of electric cars on traffic noise and safety" fra 2010, udført for det Hollandske Boligministerium fremgår det, at elektriske biler er mere støjsvage end konventionelle biler ved hastigheder op til 20 km/t. Det fremgår også, at en fuldt elektrificeret bilpark vil være 3 til 4 dB mere støjsvag end den nuværende bilpark, samt at antallet af stærkt støjbelastede personer vil kunne reduceres med en tredjedel. En fuldt elektrificeret bilpark vil ifølge rapporten tidligst være realiseret i 2030. På grund af de nuværende danske bilafgifter vurderes det dog at ville vare længere tid i Danmark.

## Planlægning

Planlægning kan som virkemiddel være støjreduktion ved kilden eller ved modtageren, hvilket betyder, at også planlægning kan reducere alle støjniveauer både indendørs og udendørs. Mulighederne er f.eks. etablering af nye veje, forbud mod gennemkørsel, forbud mod visse køretøjstyper, ensretning og nedsat hastighed.

I forhold til nye boligområder kan planlægning benyttes til at sætte restriktioner for, hvor boligområderne kan placeres.

Ved indretning af boliger kan soveværelser og opholdsrum placeres, så de f.eks. vender ind mod en stille facade. Det reducerer ikke antallet af støjbelastede boliger, men det nedsætter genen for beboerne.

Effekten af planlægning som virkemiddel er ikke undersøgt i denne rapport. Det skyldes, at man ikke kan kvantificere effekten på en måde, der er repræsentativ for hele Region Hovedstaden.

## 3.2.2 Virkemidler over for jernbanestøj

### Støjskærme

Støjskærme benyttes også som virkemiddel over for jernbanestøj. Idet der rent støjmæssigt ikke er væsentlig forskel på om en støjskærm opstilles langs en vej eller en jernbane, henvises i relation til skærmeffekt og den valgte generelle reduktion til afsnittet om støjskærme for vejstøj. Det er vurderet, at støjskærme kan benyttes langs 10–25 procent af de jernbanestrækninger, der går gennem byområder.

Støjskærme er undersøgt for to scenarier med opstilling af støjskærme i bymæssig bebyggelse:

1. **Scenarie 1:** Ingen opstilling af støjskærme
2. **Scenarie 2:** Opstilling af støjskærme langs 15 procent af jernbanestrækningerne

### Lydisolering

Også lydisolering er et virkemiddel mod jernbanestøj, og ligesom for vejstøj vurderes den støjmæssige effekt på grundlag af gennemførte lydisoleringsordninger at være typisk til 5–10 dB.

Der er undersøgt to scenarier med lydisolering:

1. **Scenarie 1:** Tilskudsordning, hvor boligejerne kan få dækket 50, 75 eller 90 procent af omkostningerne til lydisolering, afhængig af støjniveauet målt ved bygningsfacaden. På baggrund af erfaringer fra Banedanmark og Vejdirektoratet skønnes det, at omkring 15 procent af boligejerne vil at søge om tilskud.

2. **Scenario 2:** Tilskudsordning, hvor boligejerne ikke selv betaler nogen andel af lydisoleringsomkostningerne. På baggrund af erfaringer fra Ba-nedanmark og Vejdirektoratet skønnes det, at omkring 90 procent af boligejerne vil søge om tilskud.

### Reduceret hastighed

Reduceret hastighed er et virkemiddel, som reducerer støjen ved kilden, hvilket betyder, at alle støjniveauer reduceres både indendørs og udendørs. Virkemidlet vil mindske de fordele, som jernbanedriften giver i forhold til trafikal fremkommelighed og mobilitet. Det vurderes ikke at være realistisk, at man vil reducere hastigheden af støjhensyn, og derfor er der set bort fra dette virkemiddel i denne rapport.

### Skinneslibning

Skinneslibning reducerer støjen ved kilden, hvilket betyder, at alle støjniveauer reduceres både indendørs og udendørs.

Den støjmæssige effekt af skinneslibning afhænger af en række faktorer, og der kan være meget stor forskel på, hvor hurtigt der er behov for at slibe igen.

Effekten af skinneslibning som virkemiddel er ikke undersøgt i denne rapport. Det skyldes, at man ikke kan kvantificere effekten på en måde, der er repræsentativ for hele Region Hovedstaden.

### Planlægning

Planlægning kan som virkemiddel være støjreduktion ved kilden eller ved modtageren, hvilket betyder, at alle støjniveauer reduceres både indendørs og udendørs.

For jernbanetrafik er der væsentligt færre muligheder for at benytte planlægning som virkemiddel, end der er for vejtrafik. Eksempelvis betyder ønsket om at flytte persontrafik fra vej til jernbane, at det ikke er realistisk at planlægge med eksempelvis reduceret hastighed.

Planlægning kan benyttes til at lægge restriktioner for, hvor nye boligområder kan placeres.

Ved indretning af boliger kan soveværelser og opholdsrum placeres, så de f.eks. vender ind mod en stille facade. Det reducerer ikke antallet af støjbelastede boliger, men nedsætter genen for beboerne.

Effekten af planlægning som virkemiddel er ikke undersøgt i denne rapport. Det skyldes, at man ikke kan kvantificere effekten på en måde, der er repræsentativ for hele Region Hovedstaden.

### 3.2.3 Effekt af virkemidler

Ændringen i samlet støjbelastning pr. samlet investering i støjbekyttelse er den bedste måde at sammenholde de forskellige virkemidler på. Populært sagt udtrykker det, hvor meget støjbekyttelse man får for de investerede midler. De tre mest effektive virkemidler er støjsvag asfalt, reduceret hastighed og støjsvage dæk. Lydisolering og støjskærme har derimod en mere lokal effekt og vurderet individuelt på den enkelte lokalitet kan de vise sig at være en god samfundsøkonomisk investering. Denne individuelle vurdering har dog ikke været mulig at lave i denne undersøgelse.

For at opfylde Region Hovedstadens målsætning om, at antallet af støjbelastede boliger skal reduceres med 40 procent, skal der være ca. 190.000 færre boliger, som er støjbelastet. Dette mål kan f.eks. opnås ved at anvende virkemidlet lyd-isolering i scenarie 2, hvis alle boliger med et støjniveau over 62 dB lydisoleres eller ved en kombination af virkemidler. Det vurderes at den billigste løsning vil kræve en investering på lige over 1 mia. kr.

I denne sammenhæng er det vigtigt at bemærke, at Region Hovedstaden ikke har direkte indflydelse på nogen af de undersøgte virkemidler. Alle virkemidlerne skal iværksættes af enten stat eller kommuner. En undtagelse er støjsvage dæk, hvor det er den enkelte bilejer, der træffer beslutningen. Region Hovedstaden har således kun indirekte indflydelse på indførelse af de enkelte virkemidler.

Region Hovedstaden kan gennem aktiv deltagelse i relevante netværk medvirke til at påvirke beslutningstagere til beslutninger, der understøtter Region Hovedstadens støjreducerende målsætning. Ligeledes kan Region Hovedstaden gennem sin indkøbspolitik gå foran med det gode eksempel ved at fokusere på indkøb, der reducerer støj fra regionens køretøjer, bygninger mv. Særligt ved de støjsvage dæk kan Region Hovedstaden have en rolle ved at understøtte eller medvirke til at påvirke bilejere til at købe støjsvage dæk gennem en eller flere kampagner, der vurderes at være nødvendige, hvis en stor del af bilisterne skal tilskyndes til at købe støjsvage dæk.

### Sådan er virkemidlerne vurderet

I virkemiddelkataloget (Bilag D) er effekten af hvert virkemiddel beskrevet i forhold følgende parametre:

Effekt:	Virkemidlets effekt i forhold til at reducere støjniveauer og støjbelastning, samt på sammenhængen mellem støj og sygdom, søvn og ejendomspriser
Støjkilder:	Hvilke støjkilder finder virkemidlet anvendelse overfor
Anvendelse:	Hvor kan virkemidlet anvendes
Kvantificering:	Virkemidlets støjreducerende effekt
Vurderet potentiale:	I hvilken udstrækning kan virkemidlet tages i anvendelse
Scenarier:	Hvilke scenarier ses der på.
Omkostninger:	Vurdering af: Anlægsomkostninger, vedligeholdelsesomkostninger og andre omkostninger.
Levetid:	Hvor lang tid der går før der skal ske udskiftning.
ΔSBT:	Ændring i samlet støjbelastning udtrykt ved SBT.
Δ Antal boliger:	Reduktion i antal støjbelastede boliger over den vejledende grænseværdi $L_{den}$ (vej: 58 dB og jernbane: 64 dB).
ΔSBT/mio. kr.:	Ændring i samlet støjbelastning pr. samlet investering i støjbeskyttelse i perioden ind til 2025.
SBT	Støjbelastningstal (SBT) er en vægtet sum af antallet af boliger, der udsættes for støj over den vejledende grænseværdi i et givet område, hvor de mest støjbelastede boliger vejer tungest. SBT kan bruges til at sammenligne støjgenen i forskellige områder baseret på genvirkningen i stedet for kun at opgøre antallet af støjbelastede boliger.

## 3.2.4 Samfundsøkonomiske beregninger

### Virkemidler for vej

De samfundsøkonomisk mest effektive virkemidler i Region Hovedstaden er at anvende støjsvag asfalt og reducere hastigheden på vejene. Det skyldes, at den indledende investering er lille i forhold til den reduktion i støjniveauet, som virkemidlet forårsager.

B/C-ratioer for disse virkemidler er beregnet til at ligge mellem 54 og 95. B/C-ratio udtrykker forholdet mellem  $B = \text{Benefit}$  og  $C = \text{Cost}$ . Sagt på en anden måde udtrykker det virkemidlets effektivitet. Jo større B/C-ratio des større samfundsmæssig effekt har virkemidlet. Det vil sige, at for hver investeret krone i disse virkemidler, så kommer det samfundet til gode med 54 til 95 gange den investerede krone. Virkemidlet har en stor effekt på reduktionen i SBT per investeret kr. Den pæne B/C-ratio for den reducerede hastighed forudsætter dog, at trafikken ikke finder alternative veje, hvor støjniveauet så øges der i stedet.

Det tredje mest effektive virkemiddel er at få bilister til at køre på støjsvage dæk. Her falder B/C-ratioen til omkring 8, men det stadig er en rigtig god samfundsmæssig investering.

Lydisolering af huse for at reducere gener fra vejstøj har i de fleste tilfælde en B/C-ratio lige over 1, hvilket indikerer, at det samfundsmæssigt er fornuftigt at foretage investeringen. Hvis der på den anden side investeres i støjreduktioner i boligmassen ned til 58 dB, så bliver investeringen så stor i forhold til reduktionen i SBT, at det samfundsmæssigt ikke kan svare sig at foretage investeringen.

Sluttelig viser analysen af virkemidlerne, at opsætning af støjskærme er en dyr løsning i forhold til at reducere støjen. B/C-ratios for de to analyserede scenarier for opsætning af støjskærme er begge under 1, hvilket indikerer, at det samfundsmæssigt er en dyr løsning.

### **Virkemidler for jernbane**

De tre undersøgte virkemidler har en meget ringe samfundsmæssig værdi.

Cost-benefit-analysen viser tydeligt, at der ikke er de store årlige samfundsmæssige gevinster ved at reducere togstøjen ved hjælp af støjskærme og lydisolering af boligmassen. De samfundsmæssige besparelser er beregnet til at ligge mellem 0,1 mio. kr. for støjskærme, mens lydisolering af boligmassen giver en årlig samfundsmæssig besparelse på mellem 0,6 mio. kr. og 1,4 mio. kr.

I forhold til den indledende investering og den annualiserede investering giver virkemidlerne en B/C-ratio, der er langt under 1. Annualisering betyder, at investeringen konverteres til et årligt perspektiv, så de forskellige virkemidler kan sammenlignes. Dette indikerer, at virkemidlerne er dyre vurderet ud fra en samfundsmæssig betragtning.

På den baggrund kan det konkluderes, at ud fra en samfundsmæssig betragtning er mere hensigtsmæssigt at fokusere på reduktion af vejstøj end på reduktion af jernbanestøj.

### **Opsummering af virkemidler**

Nedenfor er opsummeret de identificerede virkemidler for hhv. vej og jernbane. I tabellen fremgår endvidere en kvalitativ vurdering af virkemidlets effekt i forhold til reduktion af antal støjbelastede boliger samt den samfundsmæssige benefit. For en mere detaljeret vurdering henvises til Bilag D.

Tabel 3-1: Kvalitativ vurdering af virkemidler inden for vejtrafik. "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor.

<b>Virkemiddel - Vej</b>	<b>Reduktion i antal boliger &gt;58 dB</b>	<b>Samfundsøkonomisk gevinst (B/C-ratio)</b>
S1 Støjskærme i 2% af byområder	X	X
S1 Støjskærm i 4% af byområder	X	X
S2 Lydisolering >58 dB, delvist tilskud	XXX	X
S2 Lydisolering >63 dB, delvist tilskud	XX	XX
S2 Lydisolering >68 dB, delvist tilskud	XX	XX
S2 Lydisolering >58 dB, 100% tilskud	XXXXX	X
S2 Lydisolering >63 dB, 100% tilskud	XXXX	XX
S2 Lydisolering >68 dB, 100% tilskud	XXX	XX
S2 Lydisolering >68½ dB, 100% tilskud	XX	XX
S3 Støjsvag asfalt (2 dB's reduktion) på 10% af veje i byområder	XX	XXXX
S3 Støjsvag asfalt (4 dBs reduktion) på 25% af veje i byområder	XX	XXXXX
S4 Reduceret hastighed på 10% af veje	X	XXXX
S4 Reduceret hastighed på 25% af veje	XX	XXXX
S5 Støjsvage dæk anvendes af 10% af alle person- og varebiler i sommerhalvåret	XX	XXX
S5 Støjsvage dæk anvendes af 75% af alle person- og varebiler i sommerhalvåret	XXX	XXX

Tabel 3-2: Kvalitativ vurdering af virkemidler inden for jernbanetrafik. "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor.

<b>Virkemiddel - Jernbane</b>	<b>Reduktion i antal boliger &gt;64 dB</b>	<b>Samfundsøkonomisk gevinst (B/C-ratio)</b>
S1 Støjskærm Jernbane	X	X
S2 Lydisolering >64 dB, delvist tilskud	X	X
S2 Lydisolering >64 dB, 100% tilskud	X	X



# Bilag A Kortlægningsrapport – luft





# KORTLÆGNING AF LUFTFORURENINGENS HELBREDS- OG MILJØEFFEKTER I REGION HOVEDSTADEN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 254

2018



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# KORTLÆGNING AF LUFTFORURENINGENS HELBREDS- OG MILJØEFFEKTER I REGION HOVEDSTADEN

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 254

2018

Steen Solvang Jensen  
Jørgen Brandt  
Jesper Heile Christensen  
Camilla Geels  
Matthias Ketzel  
Marlene Schmidt Plejdrup  
Ole-Kenneth Nielsen

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

---

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx, 2017

# **Kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden**

Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Jesper Heile Christensen, Camilla Geels,  
Matthias Ketzel, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen

Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

# Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 254
- Titel: Kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden
- Forfattere: Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Jesper Heile Christensen, Camilla Geels, Matthias Ketzler, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen
- Institution: Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©  
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: Marts 2018  
Redaktion afsluttet: Marts 2018
- Faglig kommentering: Camilla Geels, Institut for Miljøvidenskab
- Kvalitetssikring: Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
- Finansiell støtte: Region Hovedstaden
- Bedes citeret: Jensen, S.S., Brandt, J., Christensen, J.H., Geels, C., Ketzler, M., Plejdrup, M. S., Nielsen, O.-K. (2018): Kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 127 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 254  
<http://dce2.au.dk/pub/SR254.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Rapporten estimerer helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Region Hovedstaden ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution). EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på informationer om forureningskilder og deres placering, transport og spredning af luftforurening samt eksponering af befolkningen, eksponering-respons sammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne, også kaldet eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter af luftforurening. Rapporten beskriver også koncentrationsfordelingen af baggrundskoncentrationer og gadekoncentrationer, og hvordan emissionskilderne bidrager til koncentrationer, samt hvor meget emissionskilderne bidrager til helbredseffekterne og de eksterne omkostninger. Endvidere beskrives miljøeffekter af ozon, deposition af kvælstof og svovl samt tungmetaller.
- Emneord: Luftforurening, helbredseffekter, eksterne omkostninger, miljøeffekter, kildeopgørelse.
- Layout: Majbritt Ulrich
- Foto forside: Google Map
- ISBN: 978-87-7156-304-7  
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 127
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som  
<http://dce2.au.dk/pub/SR254.pdf>

# Indhold

<b>1</b>	<b>Indledning</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
2.1	Baggrund og formål	6
2.2	Undersøgelsen	6
2.3	Hovedkonklusioner	8
2.4	Usikkerheder	15
<b>3</b>	<b>English Summary</b>	<b>16</b>
3.1	Background and Purpose	16
3.2	The study	16
3.3	Main Findings	18
3.4	Uncertainties	24
<b>4</b>	<b>EVA-systemet</b>	<b>26</b>
4.1	Beskrivelse af EVA-systemet	26
4.2	Emissionsopgørelse og geografisk fordeling	29
4.3	Koncentration og befolkningseksposering	32
4.4	Helbredseffekter	37
<b>5</b>	<b>Luftkvalitetsvurdering</b>	<b>39</b>
5.1	Bidrag til luftforurening	39
5.2	Sammenligning mellem målinger og modelberegninger i Luften på din vej	40
5.3	Fordeling af bybaggrundskoncentrationer i 2012	41
5.4	Indikative overskridelser af grænseværdien for NO <sub>2</sub>	48
5.5	Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM <sub>2,5</sub> og PM <sub>10</sub>	51
5.6	Statistisk analyse af gadekoncentrationer	58
5.7	Udvikling på målestationerne	62
5.8	Sammenligning med WHO retningslinjer	67
<b>6</b>	<b>Kildeopgørelse</b>	<b>69</b>
6.1	Emissionsopgørelse	70
6.2	Kildebidrag fra Region Hovedstaden til Region Hovedstaden	76
6.3	Kildeopgørelse for gadekoncentration for 98 gader i København i 2014	87
6.4	Detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej	89
<b>7</b>	<b>Helbredseffekter</b>	<b>92</b>
7.1	Helbredseffekter i Region Hovedstaden fra alle kilder	92
7.2	Helbredseffekter i Region Hovedstaden fordelt på lokale kilder fra Region Hovedstaden	94
<b>8</b>	<b>Eksterne omkostninger</b>	<b>97</b>
8.1	Totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden	97
8.2	Totale eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Region Hovedstaden	98



8.3	Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Region Hovedstaden	99
<b>9</b>	<b>Miljøeffekter af luftforurening</b>	<b>102</b>
9.1	Kvælstofdeposition	102
9.2	Svovldeposition	105
9.3	Ozoneksponeringen af afgrøder	105
9.4	Tungmetaller	107
<b>10</b>	<b>Diskussion af usikkerheder</b>	<b>109</b>
10.1	Hovedelementerne i impact-pathway metoden	109
10.2	De enkelte emissionskilder i Region Hovedstaden	110
10.3	Farlighed af partikler	111
10.4	Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder	112
	<b>Referencer</b>	<b>115</b>
	<b>Bilag 1 Koncentrationsfordeling i modelområdet i 2015 og 2025</b>	<b>120</b>

# 1 Indledning

Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm).

Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Region Hovedstaden beregnes ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution), som også benyttes til en kildeopgørelse, hvor luftforureningen belyses.

Kapitel 2 og 3 er hhv. den danske og engelske sammenfatning. Kapitel 4 beskriver EVA-systemet og tilhørende inputdata. I kapitel 5 udføres en luftkvalitetsvurdering for Region Hovedstaden med geografisk beskrivelse af luftkvaliteten. Kapitel 6 indeholder en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, samt kildernes bidrag til luftkvaliteten. Kapitel 7 og 8 opgør hhv. helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforureningen, og hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager hertil. Kapitel 9 beskriver miljøeffekter af luftforureningen, og kapitel 10 diskuterer usikkerheder på resultaterne.

Målgruppen for rapporten er teknikere, planlæggere og sagsbehandlere i Region Hovedstaden, Miljøstyrelsen og rådgivere inden for området, men også den interesserede borger og interesseorganisationer inden for miljø.

Projektet er ledet af COWI, som står for støjdelen i projektet, mens DCE står for luftdelen. Første dele af projektet er kortlægning af støj og luftforurening i Region Hovedstaden, hvoraf luftdelen afrapporteres i nærværende rapport. Anden del af projektet er analyse af virkemidler til reduktion af luftforurening og støj.

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

Marie Ridley Pryn, Region Hovedstaden  
Kåre Albrechtsen, Region Hovedstaden  
Jakob Villien, Region Hovedstaden  
Faris Salim, Københavns Kommune  
Kirstine Hjorth Lorenzen, Gate21  
Gro Iversen, Miljøstyrelsen  
Zorana Andersen, Københavns Universitet  
Mette Sørensen, Kræftens Bekæmpelse  
Torben Holm Petersen, Delta/FORCE  
Kåre Press, Det Økologiske Råd  
Jørgen Magner, Dansk Miljøteknologi  
Claus W. Nielsen, COWI  
Mette Quaade, COWI  
Jens Erik B. Jensen, COWI  
Lars Grue, COWI  
Steen Solvang Jensen, DCE  
Jørgen Brandt, DCE

## 2 Sammenfatning

### 2.1 Baggrund og formål

Luftforurening har signifikante negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, og dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser, ligesom luftforureningen har negative effekter for miljøet.

Denne rapport søger at svare på følgende spørgsmål:

Hvordan er luftkvaliteten i Region Hovedstaden i dag og i fremtiden?

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

Hvilke kilder bidrager til luftkvaliteten, og hvor meget stammer fra Region Hovedstaden og uden for regionen?

Hvad er helbredseffekterne af luftforureningen og de tilhørende samfundsmæssige omkostninger?

Hvad er miljøeffekterne af luftforureningen?

Hovedformålet er at kortlægge helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden i 2014 og 2025. Dette gøres gennem en række aktiviteter:

- En luftkvalitetsvurdering, som beskriver koncentrationsfordelingen af baggrunds- og gadekoncentrationer, samt sammenholde dette med gældende grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet.
- En kildeopgørelse som beskriver totale emissioner og deres fordeling på kilder, og hvordan de er fordelt geografisk. Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer. Der redegøres også for kildebidragene for 98 gader i København.
- Estimering af helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Region Hovedstaden. De eksterne omkostninger er de samfundsmæssige omkostninger.
- Beskrivelse af miljøeffekter af ozon, deposition af kvælstof og svovl samt niveauer af tungmetaller, og sammenholde dette med tålegrænser og grænseværdier.

### 2.2 Undersøgelsen

#### Luftkvalitetsvurdering

Undersøgelsen er indledt med en luftkvalitetsvurdering, som beskriver den geografiske fordeling af baggrundskoncentrationer med en opløsning på 1 km x 1 km samt gadekoncentrationer på adresseniveau i Region Hovedstaden. Denne beskrivelse er baseret på data fra et nationalt datasæt, som hedder Luften på din vej (<http://luftenpaadinvej.au.dk>). Datasættet indeholder udvalgte helbredsrelaterede luftforurenende stoffer med modelberegnete årsmiddelkoncentrationer i 2012 for tre stoffer, NO<sub>2</sub> (kvælstofdioxid) og massen af luftbårne partikler angivet ved PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>, som er den samlede masse af partikler med en diameter under 10 og 2,5 mikrometer. Endvidere opsum-

meres resultater af målinger fra målestationer i Region Hovedstaden, og sammenlignes med gældende grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet.

### **Kildeopgørelse**

Der er gennemført en kildeopgørelse for Region Hovedstaden. Den indeholder en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kilde typer vises, samt hvordan de er fordelt geografisk. Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer. Der redegøres også for kildebidragene for 98 gader i København.

### **Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger**

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

Endvidere er beregninger gennemført for hver hovedkildetype i Region Hovedstaden, således at det er muligt at opgøre bidraget fra de enkelte kilder, som Region Hovedstaden i princippet har mulighed for at regulere. Kildetyperne er de emissionssektorer, som indgår i den nationale emissionsopgørelse.

Beregningerne er gennemført med det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air Pollution (Brandt et al., 2011a,b; 2013a,b), som er baseret på den såkaldte "impact-pathway" metode. EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på informationer om forureningskilder og deres placering, spredning af luftforurening samt eksponering af befolkningen, dosis-respons sammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne. Denne værdisætning kaldes også de eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter fra luftforurening.

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

Beregningsåret er 2014, som er det seneste år, hvor der findes opdaterede emissioner for Danmark på 1 km x 1 km opløsning. Endvidere er der lavet beregninger for 2025 baseret på den forventede emissionsudvikling.

I EVA-systemet indgår befolkningsdata med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km. Der er fremskaffet et nyt datasæt baseret på CPR fra 2017, som er

fremskrevet til 2025 ud fra oplysninger fra Danmarks Statistik for de aldersgrupper, som indgår i EVA-systemet.

### **Miljøeffekter**

Mulige miljøeffekter relateret til luftforurening i Region Hovedstaden beskrives indirekte. Der fokuseres på eutrofiering som følge af kvælstofdeposition; forsuring som følge af især svovldeposition; afgrødetab, som følge af ozon eksponering; samt bioakkumulering af og effekter af tungmetaller. Deposition og niveauer sammenholdes med tålegrænser og grænseværdier.

## **2.3 Hovedkonklusioner**

### **Luftkvalitetsvurdering for modellerede bybaggrundskoncentrationer**

For bybaggrundskoncentrationer af NO<sub>2</sub> har Region Hovedstaden relativt høje koncentrationer og i store sammenhængende områder sammenlignet med bybaggrundskoncentrationer i de andre større byer i Danmark. De højeste koncentrationer er i København, men hele Storkøbenhavn har relativt høje koncentrationer. De store transportkorridorer har også forhøjede koncentrationer.

Lokale kilder som vejtrafik udgør en væsentlig kilde til NO<sub>2</sub>, og det regionale bidrag er beskedent, og stammer fra langtransporteret luftforurening fra kilder i Danmark og udlandet. Skibstrafikkens i Øresund giver også et bidrag.

Region Hovedstaden ligger i et område med nogle af de højeste bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>2.5</sub>. PM<sub>2.5</sub> er domineret af langtransport med en tydelig gradient op gennem landet fra syd til nord pga. kilder syd for Danmark, men lokale kilder spiller også en rolle.

For bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>10</sub> ligger Region Hovedstaden i et mellemområde i forhold til Danmark som helhed. PM<sub>2.5</sub> er indeholdt i PM<sub>10</sub>, men der er også et væsentligt bidrag fra havsalt fra havsprøjt, som er tydeligt på nordkysten af Region Hovedstaden.

Modelberegningerne for 2025 viser en reduktion i koncentrationerne fra 2014 til 2025. Bybaggrundskoncentrationen som middel over Region Hovedstaden forventes at falde 27% for NO<sub>2</sub>, 13% for PM<sub>2.5</sub> og 17% for PM<sub>10</sub> pga. forventede emissionsreduktioner i Europa som følge af bl.a. EU's regulering af de nationale emissionslofter frem mod 2030 (NEC direktivet).

Ozonkoncentrationen forventes at stige med omkring 4%. Ozonkoncentrationen i Danmark stiger som følge af reduktion af NO<sub>x</sub> emissionerne i Danmark, da der dermed er mindre NO til at omdanne ozon til NO<sub>2</sub>.

### **Luftkvalitetsvurdering for modellerede gadekoncentrationer**

Grænseværdien for årsmiddelkoncentrationerne er 40 µg/m<sup>3</sup> for NO<sub>2</sub>. Beregningerne udført som del af Luften på din vej kan give et fingerpeg om grænseværdierne er overskredet. Derfor kaldes beregnede overskridelse for *indikative* overskridelser. Den officielle udmelding om overskridelser af grænseværdier foretages dog i forbindelse med den årlige rapportering under luftovervågningsprogrammet, som er baseret på målinger fra de danske målestationer (Ellermann et al., 2016).

Som det fremgår af sammenligningen mellem modelresultater og målinger, er der en vis usikkerhed på modelresultaterne (se Tabel 5.1 i rapporten). Derfor vil der også være betydelig usikkerhed på antallet af overskridelser. Langt

hovedparten af alle beregnede indikative overskridelser for NO<sub>2</sub> i Danmark er i Region Hovedstaden, og disse ligger i København og omegn. Der er i alt 1.066 overskridelser i regionen. Da der er 454.259 adresser i regionen har 0,2% af adresserne beregnede indikative overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien.

Af de 1.066 overskridelser i København og omegn er der 88 steder, som overskrider 50 µg/m<sup>3</sup>, som kun forekommer i København, og 6 af disse, som overskrider 60 µg/m<sup>3</sup>. De højeste koncentrationer forekommer typisk ved meget trafik og lave rejsehastigheder samt gadeslugter (lastbilprocent er antaget ens for alle bygader).

I det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet gennemføres hvert år luftkvalitetsberegninger for 98 udvalgte gader i København baseret på bedst tilgængelige trafikdata i form af trafiktællinger. Siden 2012 har der været en faldende tendens i antallet af overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien fra 19 til 9 i 2015 (Ellermann et al., 2016).

Der er ikke beregnet overskridelser af grænseværdierne for PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub>.

#### **Luftkvalitetsvurdering ud fra måleprogram**

I overvågningsprogrammet følges udviklingen i luftkvaliteten på en række permanente målestationer. I Region Hovedstaden er der følgende målestationer: to gadestationer ved hhv. H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Institutet i København, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre, samt en regional baggrundsstation i Lille Valby-Risø.

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

Der er en faldende tendens i NO<sub>2</sub>-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne fra 2012 og frem. Den faldende tendens skyldes for gadestationer især den løbende udskiftning af bilparken, som resulterer i lavere NO<sub>x</sub>-emissioner. Lavere danske og udenlandske emissioner bidrager også til den faldende tendens for de regionale baggrundsstationer. Det er kun målingerne på H.C. Andersens Boulevard, der overskrider grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Der er også en faldende tendens i PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub> koncentrationerne, og grænseværdierne er ikke overskredet. Grænseværdien for PM<sub>2,5</sub> er 25 µg/m<sup>3</sup> og 40 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub> begge som årsmiddelværdi.

Antallet af partikler måles også på udvalgte stationer, selvom der ikke er en grænseværdi for antallet af partikler. Når man tæller partikler, får man et mål for ultrafine partikler (PM<sub>0,1</sub> - dvs. partikler med en diameter under 0,1 mikrometer). Der er en faldende tendens i koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne. Koncentrationerne er omkring halveret over måleperioden for gade- og bybaggrundskoncentrationen fra 2002 til 2015. Den faldende tendens skyldes for gadestationerne især den løbende udskiftning af bilparken, hvorved flere køretøjer fx får partikelfilter. Introduktion af miljøzoner i 2008 for tunge køretøjer har også bidraget.

### **Sammenligning med grænseværdier og WHO retningslinjer**

EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende. WHO's retningslinjer er halvdelen af EU's grænseværdier for PM<sub>2.5</sub> (dvs. 10 µg/m<sup>3</sup>) og PM<sub>10</sub> (dvs. 20 µg/m<sup>3</sup>), mens de er ens for NO<sub>2</sub> (40 µg/m<sup>3</sup>).

I forhold til WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub> ses, at retningslinjerne er overskredet i gadeniveau, tangeret i bybaggrund men ikke overskredet i landområder. Ved at reducere emissionen af PM<sub>2.5</sub> fra trafikken ville det derfor være muligt at overholde WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub>. Partikeludledningen fra udstødningsrøret kan reduceres teknologisk, men reduktion af ikke-udstødning (vejslid, dækslid og bremseslid) kan først og fremmest ændres ved mindre trafik.

WHO's retningslinjer for PM<sub>10</sub> er kun overskredet i gaderne. Også her ville en reduktion af emissionen af PM<sub>10</sub> i gaderne muliggøre overholdelse af WHO's retningslinjer for PM<sub>10</sub>. Mht. reduktion af partikeludledningen fra udstødningsrøret og ikke-udstødning gælder det samme som for PM<sub>2.5</sub>.

Målte værdier overskrider også WHO's retningslinjer for NO<sub>2</sub> på H.C. Andersens Boulevard. Reduktion af NO<sub>x</sub> fra trafikken ville muliggøre overholdelse af WHO's retningslinjer for NO<sub>2</sub>.

### **Emissionsopgørelse**

For NO<sub>x</sub>-emissionen er den største kilde vejtransport, mens det for partikler er brændeovne og pillefyr mv. Dette gælder i både 2014 og 2025. Dette er baseret på den nationale emissionsopgørelse, som er fordelt på 1 km x 1 km. De totale emissioner forventes at blive reduceret for NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> med hhv. 33%, 12% og 18%.

Den internationale søfart inden for 25 km af regionen er en betydelig kilde, da den for NO<sub>x</sub>-emissionen er omkring 2/3 af alle NO<sub>x</sub>-emissionerne i Region Hovedstaden i 2014, og samme størrelsesorden i 2025. For partikler udgør kategorien International søfart derimod en mindre del i forhold til emissionerne i Region Hovedstaden i både 2014 og 2025. Kildebidraget til bybaggrundskoncentrationen er imidlertid ikke tilsvarende stort pga. den dominerende sydvestlige vindretning, som blæser forureningen væk fra regionen, og pga. afstanden fra skibsruterne til landområderne. For den internationale skibstrafik forventes NO<sub>x</sub>-emissionerne at stige lidt (2%), mens både PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> forventes at falde med 31% fra 2014 til 2025.

### **Kildebidrag til bybaggrundskoncentrationen**

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

Samlet set for NO<sub>2</sub> bidrager alle kilder i Region Hovedstaden med 37% og nabokommuner med 6%. Dvs. lokale kilder bidrager med omkring 43%, mens den anden halvdel er det regionale bidrag og international søfart indenfor 25 km.

De to største lokale emissionskilder i Region Hovedstaden er vejtransport og brændeovne. Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af de lokale emissionskilder inden for Region Hovedstaden, så bidrager vejtransport med omkring 59% for NO<sub>2</sub> samt 19% og 17% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Tilsvarende bidrager brændeovne med omkring 4% for NO<sub>2</sub> og 49% og 63% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Vejtransport bidrager således mest til NO<sub>2</sub> og brændeovne mest til partikler.

Bybaggrundsforureningen af PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> er domineret af det regionale koncentrationsbidrag. Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa. Hvis vi ser på de bidrag, der blæser *ind over* den ydre regionsgrænse af Region Hovedstaden, vil det omfatte det modellerede DEHM bidrag, nabokommuner og international søfart indenfor 25 km. Sammenlagt udgør disse bidrag omkring 90% af PM<sub>10</sub> og 91% af PM<sub>2.5</sub> af bybaggrundsforureningen i Region Hovedstaden. Omvendt er hhv. 10% og 9% fra emissionskilder i Region Hovedstaden.

Brændeovne er den største lokale bidragsyder til partikelforurening med 0,7 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 5% og 6% af bybaggrundsconcentrationen for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>.

Vejtransport er den anden største lokale bidragsyder til partikelforurening med 0,25 µg/m<sup>3</sup> og 0,18 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 1,8% og 1,6% af bybaggrundsconcentrationen for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>.

Beregningerne for 2025 viser, at med den forventede udvikling i emissioner vil vejtransportens andel til kildebidragene falde for NO<sub>2</sub>, og der er også en mindre reduktion for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Det procentvise bidrag for brændeovne i 2014 og 2025 ændrer sig ikke meget.

#### **Kildebidrag til gadekoncentrationer**

Der er gennemført beregninger af kildebidrag til NO<sub>2</sub>-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2014 - dvs. samme gader, som indgår i den nationale overvågning af luftkvalitet. For hver gade er beregnet gadekoncentrationen, som består af et bidrag fra regional baggrund (beregnet med DEHM), et bidrag fra byens emissioner (beregnet med UBM) og et bidrag fra trafikemission i de pågældende gader (beregnet med OSPM). Det koncentrationsbidrag som trafikken i en gade giver anledning kaldes gadebidraget, dvs. gadekoncentrationen minus bybaggrundsconcentrationen.

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

Hvis vi betragter gadebidraget er det generelle billede for NO<sub>2</sub>, at personbiler bidrager mest. Herefter bidrager hver af køretøjskategorierne: varebil, lastbil og bus med omtrent lige meget, men det svinger fra gade til gade afhængig af køretøjsfordelingen for især den tunge trafik. I gennemsnit bidrager personbiler 48% af gadebidraget, varebiler med 20%, lastbiler med 15% og busser med 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 33%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør 5% af trafikken bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er omkring 10 gange højere end for person- og varebiler.



Bidraget fra busser er faldet siden 2014 med eftermontering af SCRT (kombineret NO<sub>x</sub>-katalysator og partikelfilter) på omkring 300 bybusser i København (Jensen et al., 2016).

For Jagtvej ved målestationen blev der gennemført en detaljeret opgørelse af trafikens bidrag til PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM<sub>10</sub> udgør udstødning omkring 21% og ikke-udstødning omkring 79%. For PM<sub>2.5</sub> er det hhv. omkring 38% og 63%. Hvis eksempelvis al udstødning kunne fjernes (fx ved 100% elbiler) ville dette fjerne al udstødning, men ikke-udstødningsdelen må formodes at være den samme.

### **For tidlige dødsfald og sygelighed**

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2014 er omkring 1.150 i Region Hovedstaden på baggrund af udendørs luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Dette kan forventes at falde med omkring 4% til omkring 1.010 i 2025, som en kombination af lavere PM<sub>2.5</sub>-koncentrationer, som kompenserer for lidt højere ozonkoncentrationer og en større og ældre befolkning.

For tidlige dødsfald skyldes næsten udelukkende dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af partikelforurening. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tidsperioder med forhøjede koncentrationer (episoder) af primært ozon.

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

Antallet af for tidlige dødsfald er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald svarer til 10,6 tabte leveår.

Der mange flere tilfælde af sygelighed end der er af for tidlige dødsfald. I beregningerne gælder det kronisk bronkitis og gener for børn og voksne med astma (brug af bronkodilatator, hoste, og luftvejssymptomer), hospitalsindlæggelser i forbindelse med luftvejslidelser og blodprop i hjernen, tilfælde af hjertesvigt, lungekræft, samt mange med nedsat aktivitet (sygedage). Også andre sygdomme påvirkes af luftforureningen, men er ikke medtaget i beregningerne, fordi der endnu er for stor usikkerhed om hvilke sygdomme, og det præcise omfang af disse sygdomme.

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 75% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager 25%.

Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.280 tilfælde pr. år i 2016. "Import" af luftforurening (2.730) relateret til helbredsvirkninger er lidt større end "eksport"

(2.280). Danske emissioner forårsager knap tre gange så mange for tidlige dødsfald i udlandet som i Danmark (Ellermann et al., 2017).

Der vil også være et bidrag fra indendørs luftforurening fra indendørs kilder. Verdenssundhedsorganisationen WHO har for højindkomstlande i Europa skønnet dette til 3 for tidlige dødsfald pr. 100,000 indbyggere (WHO, 2014), dvs. omkring 171 for Danmark.

Da befolkningstallet i Region Hovedstaden udgør 31,1% af hele landet vil det være omkring 53 i Region Hovedstaden. Dette er omkring 4% af de totale for tidlige dødsfald som følge af udendørs og indendørs luftforurening.

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

### **Helbredseffekter i Region Hovedstaden fordelt på lokale emissionskilder**

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

Der er 122 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Region Hovedstaden i 2014, og 105 i 2025. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder bidrager kilder i Region Hovedstaden til omkring 11% af alle for tidlige dødsfald i 2014 (122/1150) og omkring 10% (105/1010) i 2025. Dette betyder også, at omkring 90% af alle for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden skyldes emissioner uden for Region Hovedstaden.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (77 i 2014 og 67 i 2025) og vejtransport (23 i 2014 og 18 i 2025).

Da danske emissioner forårsager knap tre gange så mange antal for tidlige dødsfald i udlandet som i Danmark, kan det også forventes at de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager med flere for tidlige dødsfald uden for Region Hovedstaden, end de gør inden for Region Hovedstaden.

### **Eksterne omkostninger pga. al luftforurening**

De totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 9,5 milliarder kr. i 2014, som falder til 8,2 milliarder i 2025.

De eksterne omkostninger skyldes næsten udelukkende partikler, som her omfatter primært emitterede partikler, sekundært dannede uorganiske partikler (nitrat, sulfat, ammonium), sekundært dannede organiske partikler (SOA) og havsalt. For at modelberegningerne skal passe med målingerne, er der på baggrund af målingerne tilføjet et bidrag for "ukendt masse", som formodes bl.a. at være vand bundet til partiklerne. De eksterne omkostninger relateret til partikler er 8,4 mia. kr. i 2014 og 7,4 mia. kr. i 2025.

De eksterne omkostninger relateret til ozon er omkring 0,8 mia. kr. i Region Hovedstaden i 2014 og omkring 0,9 mia. kr. i 2025. Ozon er ikke direkte emitteret men dannes i atmosfæren ud fra emissioner af NO<sub>x</sub>, kulbrinter og CO.

Ozon er helbredsskadeligt, og er derfor også forbundet med ekstern omkostning. De eksterne omkostninger stiger fra 2014 til 2025, da ozonkoncentrationerne stiger som følge af lavere NO<sub>x</sub>-emission.

Bidrag fra CO til de eksterne omkostninger er helt ubetydelige i forhold til de andre stoffer med omkring 0,0031 mia. kr. i Region Hovedstaden i 2014 og 0,0029 mia. kr. i 2025.

Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidlige dødsfald, da værdisætningen for disse er relativt høj i forhold fx til sygelighed og sygedage.

#### **Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder**

De totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er 0,85 mia. kr. i 2014 og 0,74 mia. kr. i 2025 pga. lokale emissionskilder i Region Hovedstaden. De totale omkostninger er knyttet til helbredseffekter af ozon og PM<sub>2.5</sub>. Bidraget for ozon er negativt, da lokale NO<sub>x</sub>-emissioner reducerer ozonkoncentrationen, og de samlede omkostninger er domineret af PM<sub>2.5</sub>.

De lokale emissioner i Region Hovedstaden bidrager med omkring 9% i 2014 og 2025 af de totale eksterne omkostninger fra alle danske og udenlandske kilder. Det betyder omvendt, at omkring 91% af alle eksterne omkostninger i Region Hovedstaden stammer fra emissionskilder uden for Region Hovedstaden.

Der er også eksterne omkostninger uden for Region Hovedstaden af de lokale emissionskilder, som ikke er medregnet, idet fx NO<sub>x</sub>-emissioner vil omdannes til sekundære partikler og forårsage helbredseffekter. Disse helbredseffekter vil finde sted uden for modelområdet, idet denne omdannelse tager tid. Modelområdet er en firkant omkring Region Hovedstaden og dækker minimum 25 km udover regionsgrænsen.

De vigtigste lokale kilder i Region Hovedstaden til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er brændeovne, som står for omkring 66% i 2014 og 65% i 2025 af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 15% i 2014 og 2025.

#### **Miljøeffekter**

Den gennemsnitlige kvælstofdeposition er på 10 kg N/ha i 2014, hvilket overskrider eller er på niveau med tålegrænsen for visse følsomme naturtyper. Beregninger af depositionen i 2025 viser, at det nederste tålegrænseinterval for de mest følsomme naturtyper som lobeliesøer og højmoser stadig er overskredet. Men for den resterende andel af §3-naturen i Region Hovedstaden, indikerer beregningerne, at hvis emissionerne følger den anvendte fremskrivning, vil tålegrænserne ikke være overskredet i 2025.

I Danmark er svovldepositionen faldet med ca. 70 % siden 1989 og niveauet i Region Hovedstaden i 2014 og 2025 er under de generelle tålegrænser for typiske naturtyper.

Beregninger for 2014 og 2025 af ozon (AOT40 værdien) viser, at denne er under målværdien for beskyttelse af vegetation.

Der gennemføres målinger af en række tungmetaller i det nationale overvågningsprogram for luftkvaliteten. Fælles for de målte tungmetaller er, at de alle er under grænseværdien eller vejledende grænseværdi.

## 2.4 Usikkerheder

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som dækker alle ledene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. Der er usikkerheder i alle disse led, som er diskuteret nærmere i kapitel 10 i rapporten.

Vigtige forudsætninger er antagelserne om, at alle partikler er lige farlige, hvor massen af partikler (PM<sub>2.5</sub>) er anvendt som mål for helbredseffekterne. Dette er indtil videre også WHO's anbefaling (WHO, 2013).

Der ikke inddraget en selvstændig effekt af NO<sub>2</sub>, og hvis dette inddrages vil de samlede antal for tidlige døde øges, men dog ikke meget, baseret på WHO's anbefalinger til dosis-respons sammenhænge for NO<sub>2</sub>. Dosis-respons sammenhænge for NO<sub>2</sub> er ved at blive implementeret i EVA-systemet.

Beregningsmetoden i EVA-systemet kan undervurdere betydningen af lokale kilder som vejtrafik og brændeovne, hvilket har betydning for, hvor meget disse kilder tillægges af helbredseffekter og eksterne omkostninger på lokal-skala. Et svensk studie har forsøgt at kvantificere helbredseffekterne i Sverige med en opdeling i bidraget fra regionale kilder og fra lokale kilder, hvor lokale kilder er vejtrafik og brændefyring (Gustafsson et al., 2014). Med studiets antagelser om, at lokale kilder har højere relativ risiko end regionale kilder får de omkring 50% flere for tidlige dødsfald (5.300 mod 3.500). Med samme forudsætninger ville man sandsynligvis få noget tilsvarende for Danmark, men der mangler yderligere dokumentation for at lokale kilder skal tillægges højere relativ risiko, før vi med tilstrækkelig sikkerhed kan inddrage dette i EVA systemet.

Antagelserne for værdisætningen af et for tidlig dødsfald har også væsentligt påvirkning på estimering af de totale eksterne omkostninger. Finansministeriet har i august 2017 udmeldt nye værdier for statistisk liv, som er væsentligt højere end de værdier, som ligger til grund for nærværende rapport. De nye værdier er ved at blive implementeret i EVA-systemet, og forventes at give omkring 50% højere eksterne omkostninger end beregningerne beskrevet i nærværende rapport.

## 3 English Summary

### 3.1 Background and Purpose

Air pollution has significant negative effects on human health and well-being with significant socio-economic consequences, as it has negative effects on the natural environment.

This report seeks to answer the following questions:

How is the air quality in the Capital Region of Denmark today and in the future?

How is the air quality in relation to limit values for air quality as well as the World Health Organization's guidelines for air quality?

What sources contribute to air quality, and how much originates from the Capital Region and outside the region?

What are the health effects of air pollution and the associated external costs?

What are the environmental effects of air pollution?

The main objective is to identify the health and environmental effects in the Capital Region in 2014 and 2025. This is done through the following activities:

- An air quality assessment, which describes the concentration distribution of background concentrations, as well as street concentrations and compare this with current limit values for air quality as well as the World Health Organization's guidelines for air quality
- A source apportionment which describes the distribution of total emissions on different sources, and how they are distributed geographically. In addition, a source attribution that estimates the source contributions to the urban background concentrations, and a source attribution for 98 streets in Copenhagen
- Estimation of the health effects and external costs related to air pollution in the Capital Region. The external costs are the social costs.
- Description of the environmental effects of ozone, deposition of nitrogen and sulfur as well as levels of heavy metals, and compare this with critical loads and levels.

### 3.2 The study

#### Air Quality Assessment

An air quality assessment is carried out that describes the spatial distribution of background concentrations with a resolution of 1 km x 1 km, as well as street concentrations at address level in the Capital Region. This description is based on data from a national data set, which is called Air Quality at Your Street (<http://luftenpaadinvej.au.dk>). Furthermore, a summary of the results from the fixed measuring stations in the Capital Region is carried out and compared with EU limit values for air quality and WHO air quality guidelines.

### **Source apportionment**

A source apportionment is carried out for the Capital Region. It includes an emission inventory which describes total emissions and the distribution of emissions on different sources, and how they are distributed geographically.

In addition, a source attribution that estimates the source contribution to the urban background concentrations thereby providing an overview of how many micro per cubic meter the different sources contribute to urban background concentrations seen as an average over all 1 km x 1 km grid cells in the Capital Region.

Furthermore, a source attribution for 98 streets in Copenhagen is also given providing information about how much different vehicle categories contribute to street concentrations.

### **Health impacts and related external costs**

Health effects and related external costs are calculated for the total air pollution in the Capital Region. The total air pollution includes all sources from the Capital Region, and all other sources in Denmark and abroad. This also describes how much of total air pollution originates from local sources and how much is from sources outside the Capital Region. Moreover, calculations are carried out for each type of emission source in the Capital Region to quantify the contribution of the different sources. In principle, the Capital Region is able to regulate these sources.

The calculations are carried out with the integrated assessment model system EVA (Economic Valuation of Air pollution (Brandt et al., 2011a,b; 2013a,b), which is based on the so-called impact-pathway method. The EVA-system calculates the health impacts and related external costs based on information about the sources of pollution and their location, the dispersion of air pollution as well as exposure of the population, the dose-response relationship between exposure and health effects, and the valuation of health effects, also referred to as external costs related to health effects from air pollution.

Modelling of air quality is based on the regional air pollution model DEHM and the urban background model UBM resulting in calculations performed on a 1 km x 1 km grid resolution. Urban background concentrations are the general air pollution in the city and reflect the concentrations in a park, a backyard or at the roof of buildings. Urban background concentrations differ from street concentrations, which represent the concentrations in the height of 2 m at the facade of buildings. Street concentrations are calculated using air quality model OSPM.

Calculations are carried out for 2014, which is the latest year for which there are updated emissions for Denmark on 1 km x 1 km resolution. Furthermore, calculations are done for 2025 based on the expected emission development.

The EVA system includes population data with a spatial resolution of 1 km x 1 km. A new dataset based on the Central Person Registry (CPR) from 2017 has been obtained and projected to 2025 based on information from Statistics Denmark for the age groups that are part of the EVA-system.

### **Environmental effects**

Potential environmental effects related to air pollution in the Capital Region are described indirectly: eutrophication as a result of nitrogen deposition; acidification as a result of mainly sulphur deposition; crop damage due to ozone exposure; as well as bioaccumulation and effects of heavy metals. Deposition and levels are compared with the critical loads and levels.

## **3.3 Main Findings**

### **Air quality assessment for urban background concentrations**

For urban background concentrations of NO<sub>2</sub>, the Capital Region has relatively high concentrations and in large contiguous areas as compared to distribution of urban background concentrations in other larger cities of Denmark. The highest concentrations are in Copenhagen, but throughout the Greater Copenhagen Area there are relatively high concentrations. The major transport corridors have also elevated concentrations. Road traffic is a major local source of NO<sub>2</sub>, and the regional contribution is modest. Ship traffic in Øresund also contributes. The Capital Region is located in an area with some of the highest urban background concentrations of PM<sub>2.5</sub> in Denmark. PM<sub>2.5</sub> is dominated by long-range transport with a clear gradient up through the country from south to north, due to sources south of Denmark, but local sources also play a role.

For urban background concentrations of PM<sub>10</sub>, the Capital Region is in a middle position compared to the rest of Denmark. PM<sub>2.5</sub> is part of PM<sub>10</sub>, but there is also a significant contribution from sea salt from sea spray, as is evident on the north shore of the Capital Region.

Model calculations for 2025 show a reduction in concentrations from 2014 to 2025. Urban background concentrations are expected to decrease 27% for NO<sub>2</sub>, 13% for PM<sub>2.5</sub> and 17% for PM<sub>10</sub> due to expected emission reductions in Europe.

Ozone concentrations are expected to increase by about 4%. Concentrations of ozone in Denmark are rising as a result of the reduction of NO<sub>x</sub> emissions in Denmark leading to less NO to consume ozone in formation of NO<sub>2</sub>.

### **Air quality assessment for street concentrations**

The limit value of annual mean concentrations is 40 µg/m<sup>3</sup> for NO<sub>2</sub>. Calculations performed as part of Air Quality at Your Street for 2012 may give an indication of whether or not the limit value is exceeded. Therefore, calculated exceedances are called *indicative* exceedances. The official announcement of exceedances of limit values is carried out as part of the annual reporting under the National Air Quality Monitoring Program, which is based on measurements from the Danish fixed monitoring stations (Ellermann et al., 2016).

As can be seen from the comparison between model results and measurements, there is some uncertainty on model results (see Table 5.1 of the report). Hence, there will also be considerable uncertainty on the number of exceedances. The vast majority of all calculated indicative exceedances for NO<sub>2</sub> in Denmark is in the Capital Region, and these are located in Copenhagen and surroundings. There are a total of 1,066 indicative exceedances in the region. 0.2% of all 454,259 addresses in the Capital Region exceed the limit value.

Of the 1,066 exceedances in Copenhagen and its surroundings there are 88 sites exceeding  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  which only occur in Copenhagen, and 6 of these exceed  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . The highest concentrations occur typically at very busy streets, at low travel speeds as well as in street canyons. High share of heavy-duty vehicles would also imply higher concentrations but in Air Quality at Your Street a standard vehicle distribution is assumed for all city streets. In the National Air Quality Monitoring Program air quality modelling is carried out each year for 98 selected streets in Copenhagen based on best available traffic data (traffic counts whereas Air Quality at Your Street is based on a national traffic model). Since 2012, there has been a decreasing trend in the number of exceedances of the  $\text{NO}_2$  limit value from 19 to 9 in 2015 (Ellermann et al., 2016).

There are no calculated exceedances of limit values for  $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_{10}$ .

#### **Air quality assessment based on monitoring**

In the national air quality monitoring program the developments in air quality is monitored at a number of permanent measurement stations. In the Capital Region, there are the following stations: two street stations: H.C. Andersens Boulevard and Jagtvej in Copenhagen, an urban background station H.C. Ørsted Institute in Copenhagen, an urban background/suburban station in Hvidovre, as well as a regional background station in Lille Valby-Risø. The Danish Environmental Protection Agency has the responsibility to ensure compliance the limit values. An air quality plan must be prepared if the limit values are exceeded, and outline how and when the exceedances are brought to an end.

There is a downward trend in  $\text{NO}_2$  concentrations for street stations, urban background stations and regional stations from 2012 onwards. In particular the downward trend is due to the ongoing replacement of the car fleet, which results in lower  $\text{NO}_x$  emissions. Lower Danish and foreign emissions also contribute to the downward trend of the regional background stations. It is only the measurements at H.C. Andersens Boulevard, which exceeds the limit value of  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . There is also a decreasing trend for  $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_{10}$  concentrations, and the limit values are not exceeded. The limit value for  $\text{PM}_{2.5}$  is  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  and  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  both as annual means.

The number of particles is also measured at selected stations, although there is no limit value for number of particles. When particles are counted it is proxy for ultrafine particles ( $\text{PM}_{0.1}$  i.e. particles with a diameter below 0.1 micrometers). There is a decreasing trend in concentrations for the street station, urban background stations, and regional station. Concentrations are approximately halved over the measurement period for street and urban background concentration from 2002 to 2015. In particular, the downward trend is due to the ongoing replacement of the car fleet with more vehicles with particle filters. The introduction of the Low Emission Zone in 2008 for heavy-duty vehicles has also contributed.

#### **Comparison with limit values and the WHO guidelines**

The EU limit values are implemented into Danish legislation. The World Health Organization (WHO) has prepared air quality guidelines. These guidelines are not legally binding. WHO guidelines are half of the EU limit values for  $\text{PM}_{2.5}$  (i.e.  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) and  $\text{PM}_{10}$  (i.e.  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) while they are the same for  $\text{NO}_2$  ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).



WHO guidelines for PM<sub>2.5</sub> are exceeded at the measurement stations in streets and touched in urban background areas but not exceeded in rural areas in 2016 in the Capital Region. By reduction of emission of PM<sub>2.5</sub> from traffic it would be possible to comply with the WHO guidelines for PM<sub>2.5</sub>. Particulate emissions from the exhaust pipe can be reduced to technological measures, but reduction of non-exhaust (road wear, tire wear and brake wear) needs reduction in traffic.

WHO guidelines for PM<sub>10</sub> are only exceeded in the streets in 2016. If it was possible to remove all particulate matter from traffic in the streets it would be possible to comply with the WHO guidelines for PM<sub>10</sub>. Concerning reduction of PM<sub>10</sub> emissions the same apply as written above for PM<sub>2.5</sub>.

Reduction of NO<sub>2</sub> will contribute to compliance with the EU limit value and WHO guidelines in the busy streets, since road traffic is also one of the emission sectors that will reduce NO<sub>x</sub> emissions in the future, and thus also reduce street concentrations.

Model calculations for 2025 indicate that the background pollution of PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and NO<sub>2</sub> will be reduced which will further help in reaching compliance with WHO guidelines.

#### **Emission inventory and source apportionment**

The largest source of NO<sub>x</sub> emissions is road transport, while for particles it is wood stoves and wood pellet boilers, etc. This applies for both 2014 and 2025. The findings are based on the national emission inventory which is distributed into a 1 km × 1 km grid based on various geographic variables. The total emissions are expected to be reduced respectively for NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> with 33%, 12% and 18%.

International shipping within 25 km of the Capital Region is a significant source of NO<sub>x</sub> emissions, as it is equal to about 2/3 of all NO<sub>x</sub> emissions in the Capital Region in 2014, and the same order of magnitude in 2025. However, for particles international shipping has a smaller share compared to emissions in the Capital Region in 2014 and 2025. The contribution to the urban background concentration in the Capital Region is, however, not as large as may be expected due to the dominant southwest wind direction which blows the pollution away from the region, and due to the distance from the ship routes to the Capital Region. For international shipping NO<sub>x</sub> emissions are expected to increase slightly (2%), while PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> are projected to decline by 31% from 2014 to 2025.

#### **Source attribution for urban background concentrations**

The contribution of different emission sources in the Capital Region to the urban background concentration has been calculated. It shows how many micrograms per cubic meter the individual emission sources contribute to the average urban background concentration.

Overall, all sources in the Capital Region contributes with 37% and neighboring municipalities with 6% for NO<sub>2</sub>. That is, local sources contribute about 43%, while the other half is the regional contributions and international shipping within 25 km.

The two largest local emission sources in the Capital Region are road transport and wood stoves. Just taking into account the local emission sources

within the Capital Region, road transport contributes by about 59% for NO<sub>2</sub>, and 19% and 17% for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, respectively. Wood stoves contribute with about 4% for NO<sub>2</sub>, and 49% and 63% for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, respectively. Thus, road transport contributes mainly to NO<sub>2</sub> and wood stoves mainly to particles.

Urban background pollution of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> are dominated by the regional concentration contribution. The regional contribution is determined by sources from Denmark and Europe. If we look at the contribution that blows into the outer border of the Capital Region it includes the modelled DEHM contribution, neighboring municipalities and international shipping within 25 km. These contributions constitute about 90% of PM<sub>10</sub> and 91% of PM<sub>2.5</sub> of urban background pollution in the Capital Region. On the contrary, the contribution from emission sources in the Capital Region is 10% and 9%, respectively.

Wood stoves are the largest local contributor to particulate pollution with 0.7 µg/m<sup>3</sup> corresponding to 5% and 6% of urban background concentrations for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, respectively.

Road transport is the second largest local contributor to particulate pollution with 0.25 µg/m<sup>3</sup> and 0.18 µg/m<sup>3</sup> corresponding to 1.8% and 1.6% of urban background concentration for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, respectively.

Calculations for 2025 indicate that the percentage contribution of road transport to urban background concentrations will decrease for NO<sub>2</sub>, and there is also a smaller reduction for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, while the percentage allocation in 2014 and 2025 does not change much for wood stoves.

#### **Source attribution to street concentrations**

Source contribution to NO<sub>2</sub> street concentrations has been carried out for 98 streets in Copenhagen in 2014 based on data from the National Air Quality Monitoring Program. Street concentrations include the contribution from the regional background (calculated with DEHM), a contribution from the city's emissions (calculated with UBM) and a contribution from traffic emissions in the specific streets (calculated with OSPM). The street contribution is the street concentrations minus urban background concentrations and is an indicator of the contribution to street concentrations arising from the traffic emissions in a specific street. The magnitude of the street contribution depends on traffic volume, vehicle distribution, travel speed and street geometry. The average vehicle distribution for the 98 streets is 80% passenger cars, 15% vans and 5% trucks and buses. Since vehicle distribution is different from street to street, there will also be differences in the source distribution from street to street.

On average, passenger cars contribute 48% to the street contribution for NO<sub>2</sub>, vans with 20%, trucks with 15% and buses with 17%. The heavy-duty traffic (trucks and buses) thus contributes with around 33%. Despite the fact that trucks and buses make up only 5% of the traffic volume they contribute relatively much, since the emission factors for trucks and buses are about 10 times higher than for passenger cars and light-duty commercial vehicles.

The contribution of buses has decreased since 2014 with the retrofitting of SCRT (combined NO<sub>x</sub> catalytic converter and particulate filter) of about 300 urban buses in Copenhagen (Jensen et al., 2016).

A detailed analysis was carried out for the street of Jagtvej in Copenhagen to assess exhaust and non-exhaust for particles. Non-exhaust includes mechanically formed particles from road wear, tire wear, brake wear and re-suspension. Non-exhaust constitutes by far the largest part of the particle mass from traffic. For PM<sub>10</sub> exhaust is about 21% and non-exhaust around 79%. For PM<sub>2.5</sub> it is about 38% and 63%, respectively. As an example, if all the exhaust could be removed (e.g. by 100% electric cars) this would remove all exhaust, but the non-exhaust part is likely to be the same.

### **Premature deaths and morbidity**

The total annual number of premature deaths in 2014 is approximately 1,150 in the Capital Region due to ambient air pollution levels based on both Danish and foreign emission sources. EU air quality limit values are not exceeded for particles and hence premature death occurs below the limit values. It is expected to decline by about 4% to around 1,010 in 2025, as a combination of lower PM<sub>2.5</sub> concentrations compensating for slightly higher ozone concentrations and a larger and older population.

Premature deaths is almost exclusively due to deaths caused by long-term exposure to particulate pollution. A smaller proportion of premature deaths is due to shorter time periods with elevated concentrations (episodes) of primarily ozone.

Health effects of long-term exposure to particulate pollution accumulates throughout life from birth to death for everyone who is exposed. The long-term impact can induce cardiovascular and respiratory ailments. Therefore, premature deaths are especially among people who have been exposed for many years, e.g. elderly and people who are particularly sensitive due to prior existing diseases. Infants are also particularly sensitive, but deaths among infants represent a very small share.

The number of premature deaths is calculated based on the number of years of life lost, where one premature death corresponds to 10.6 years of life lost.

In addition to premature deaths, there are many cases of morbidity. It includes chronic bronchitis and discomfort for children and adults with asthma (use of bronchodilator, cough, and respiratory symptoms), hospital admissions related to respiratory disorders and blood clot in the brain, cases of heart failure, lung cancer, as well as many with reduced activity (sick days).

Other diseases are also affected by air pollution, but are not included in the calculations because there is still too much uncertainty about what diseases and the precise extent of these diseases.

The contribution from foreign countries to Denmark is estimated to 2,840 premature deaths which is 76% of the total number of cases in Denmark, while the contribution from Danish emissions contributes with 890 premature deaths in Denmark (24%).

The contribution from Danish emissions to the number of premature deaths in Europe (excl. Denmark) is estimated to about 2,280 cases/year. The "import" of air pollution related health impacts is therefore a little larger than the "export". It is also seen that Danish emissions cause about three times the number of premature deaths in foreign countries compared to Denmark (Ellermann et al., 2017).

There will also be a contribution from indoor air pollution from indoor sources. The World Health Organization (WHO) has for high-income countries in Europe estimated 3 premature deaths per 100.000 inhabitants (WHO, 2014), e.g. about 171 for Denmark. Since the population in the Capital Region is 31.1% of Denmark about 53 premature deaths are due to indoor air pollution in the Capital Region. This is about 4% of the total premature deaths due to outdoor and indoor air pollution.

#### **Health effects in the Capital Region distributed on local emission sources**

It is examined how much the local emission sources in the Capital Region contributes to health effects in the Capital Region. The purpose of these calculations is to quantify how much the local emission sources in the Capital Region influence for health effects in the Capital Region.

122 premature deaths are attributable to emission sources in the Capital Region in 2014, and 105 in 2025. In relation to the total number of premature deaths due to all the air pollution from Danish and foreign sources, local sources in the Capital Region contribute to about 11% of all premature deaths in 2014 (122/1150) and around 10% (105/1010) in 2025. This also means that about 90% of all premature deaths in the Capital Region are caused by emissions outside the Capital Region.

The two largest local sources of premature deaths are wood burning stoves (77 in 2014 and 67 in 2025) and road transport (23 in 2014 and 18 in 2025).

Since Danish emissions cause around the same number of premature deaths in Denmark as abroad, it is also expected that local emission sources in the Capital Region contribute with approximately the same numbers of premature deaths outside the Capital Region as they do within the Capital Region.

#### **External costs due to all air pollution**

The total external costs in the Capital Region due to all air pollution from Danish and foreign emission sources are around DKK 9.5 billion by 2014, which is expected to decrease to DKK 8.2 billion in 2025.

The external costs are almost exclusively due to particles, which here includes primarily emitted particles, secondary inorganic particles (nitrate, sulphate, ammonium), secondary formed organic particles (SOA) and sea salt. The external costs related to particulate matter are DKK 8.4 billion in 2014 and DKK 7.4 billion in 2025.

The external costs related to ozone is about DKK 0.8 billion in the Capital Region in 2014 and around DKK 0.9 billion in 2025. Ozone is not emitted directly but is formed in the atmosphere from emissions of NO<sub>x</sub>, hydrocarbons and CO. Ozone is harmful to health, and is therefore also associated with external cost. The external costs are increasing from 2014 to 2025 since ozone concentrations are increasing as a result of lower NO<sub>x</sub> emissions.

Contribution from CO to the external costs is insignificant in comparison to the other substances with around DKK 0.0031 billion in the Capital Region in 2014 and DKK 0.0029 billion in 2025.

The major part of the external costs is due to premature deaths, since the economic valuation of premature death is relatively high in comparison to e.g. morbidity and sick days.

#### **External costs due to local emission sources**

The total external costs in the Capital Region is DKK 0.85 billion in 2014 and DKK 0.74 billion in 2025 due to local emission sources in the Capital Region. The total costs associated with health effects are due to exposure to ozone and PM<sub>2.5</sub>. The contribution of ozone is negative, as local NO<sub>x</sub> emissions reduces ozone concentrations, and the total cost is dominated by PM<sub>2.5</sub>.

The local emissions in the Capital Region contributes about 9% in 2014 and 2025 of the total external costs of all Danish and foreign sources. On the contrary, about 91% of all external costs in the Capital Region are due to emission sources outside the Capital Region.

There are also external costs outside the Capital Region associated with the local emission sources that are not included, since e.g. NO<sub>x</sub> emissions will be converted into secondary particles and cause health effects. These health effects will take place outside the model area, as the chemical transformation takes time. The model area is a square around the Capital Region and covers a minimum of 25 km from the region's border.

The main local emission sources in the Capital Region that contribute to the external costs in the Capital Region are wood stoves, accounting for approximately 66% in 2014 and 65% in 2025 followed by road traffic accounting for 15% in 2014 and 2025.

#### **Environmental effects**

The average nitrogen deposition is about 10 kg N/ha in 2014, which exceeds or is close to the critical load for certain sensitive natural habitats. Calculations of deposition in 2025 show that the lower range for the critical loads for the most sensitive habitats like lobelia lakes and raised bogs are still exceeded. But for the remaining part of the §3-natural areas calculations indicate that if emissions follow the projections, critical loads are not exceeded in 2025.

In Denmark sulphur depositionen has decreased by approx. 70% since 1989 and the level in the Capital Region in 2014 and 2025 are under the critical loads for typical natural habitats.

Calculations for 2014 and 2025 of ozone (AOT40 value) show that levels are below the target value for the protection of vegetation.

Measurements of a number of heavy metals are routinely carried out in the national air quality monitoring program. Measured levels of heavy metals are below the limit value or target values.

### **3.4 Uncertainties**

The EVA-system is based on the impact pathway approach covering emissions from sources, the dispersion and chemical transformation in the atmosphere, exposure of the population, health effects, and economic valuation of these health effects. There are uncertainties associated to all these elements further discussed in Chapter 10.

Important assumptions are that all particles are assumed to be equally dangerous with the mass of particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) as indicator for health effects.

No independent health effects of NO<sub>2</sub> are assumed. Dose-response relationships are being implemented into the EVA-system and is expected to lead to higher but not much higher health impacts.

The calculation method can underestimate the importance of local sources such as road traffic, which affects how much this source attributes to the health effects and external costs.

A Swedish study has attempted to quantify the health effects in Sweden with a breakdown of the contribution from regional sources and from local sources, where local sources are road traffic and wood burning (Gustafsson et al., 2014). With the assumptions that local sources have higher relative risk than regional sources they get about 50% more premature deaths (5,300 against 3,500). With the same assumptions, one would probably get something similar for Denmark, but there is a lack of further documentation of how local sources attribute to higher relative risk before we can include this with sufficient certainty in the EVA system.

Assumptions about the economic valuation of a premature death also have significant impact on the estimation of the total external costs. The Ministry of Finance has in August 2017 announced new values for a statistical life, which is significantly higher than the values that are used in the present report. The new values are being implemented in the EVA system, and are expected to lead to about 50% higher external costs than the calculations described in the present report.

## 4 EVA-systemet

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

### 4.1 Beskrivelse af EVA-systemet

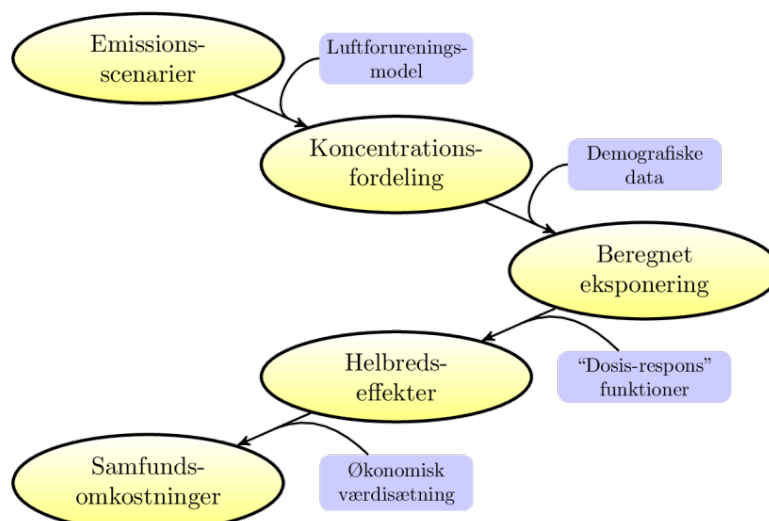
#### Anvendelse

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

#### Impact-pathway metoden

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

Det grundlæggende princip bag EVA-systemet er at bruge de bedst mulige videnskabelige metoder i alle leddene af "impact-pathway" kæden (se Figur 4.1) baseret på den bedst tilgængelige viden.



**Figur 4.1.** Et skematisk diagram over "impact-pathway" metoden. En emission fra en forurenende kilde et bestemt sted resulterer (via atmosfærisk transport og kemiske omdannelser) i en fordeling af koncentrationen i luften, som sammen med detaljerede befolkningsdata kan bruges til at beregne eksponeringen af befolkningen. Effekter på menneskers helbred findes ved brug af eksponering-respons funktioner og til sidst værdisættes de individuelle effekter for at finde de totale eksterne omkostninger.

"Impact-pathway" kæden dækker alle leddene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. Den økonomiske værdisætning af effekter kaldes også for indirekte omkostninger eller eksternaliteter (eksterne

omkostninger). Der er direkte omkostninger forbundet med produktionen af fx elektricitet i form af opførelse af kraftværker og forbrug af kul, hvorimod de helbredsrelaterede omkostninger fra luftforureningen, der kommer fra kraftværket, ikke er relateret direkte til produktion og forbrug, og derfor betegnes som indirekte eller eksterne omkostninger. De indirekte omkostninger er knyttet til fx sygdom, for tidlige dødsfald eller sygedage med deraf tabt arbejdsfortjeneste eller omkostninger for samfundet i form af tabt omsætning eller øgede sygehusomkostninger.

### Høj geografisk opløsning

Beregningerne er udført med EVA-systemet, som er baseret på resultater fra den regionale luftforureningsmodel DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model), som har en opløsning på 5,6 km x 5,6 km for Danmark. Denne opløsning er imidlertid for grov i forhold til en mere detaljeret vurdering for Region Hovedstaden. EVA-systemet omfatter derfor også bybaggrundsmodellen UBM (Urban Background Model) med input fra den regionale luftforureningsmodel DEHM, sådan at beregninger kan udføres på 1 km x 1 km opløsning for bybaggrundsforureningen. Dvs. der beregnes en koncentration af luftforureningen for centerpunktet af et kvadrat på 1 km x 1 km. Den regionale model dækker hele den nordlige halvkugle med en grovere opløsning og med zoom over Europa og Danmark. På den måde sikres det, at transporten af forurening fra internationale kilder indgår i beregningen.

Modelsetup i EVA-systemet med høj geografisk opløsning er vist i **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**

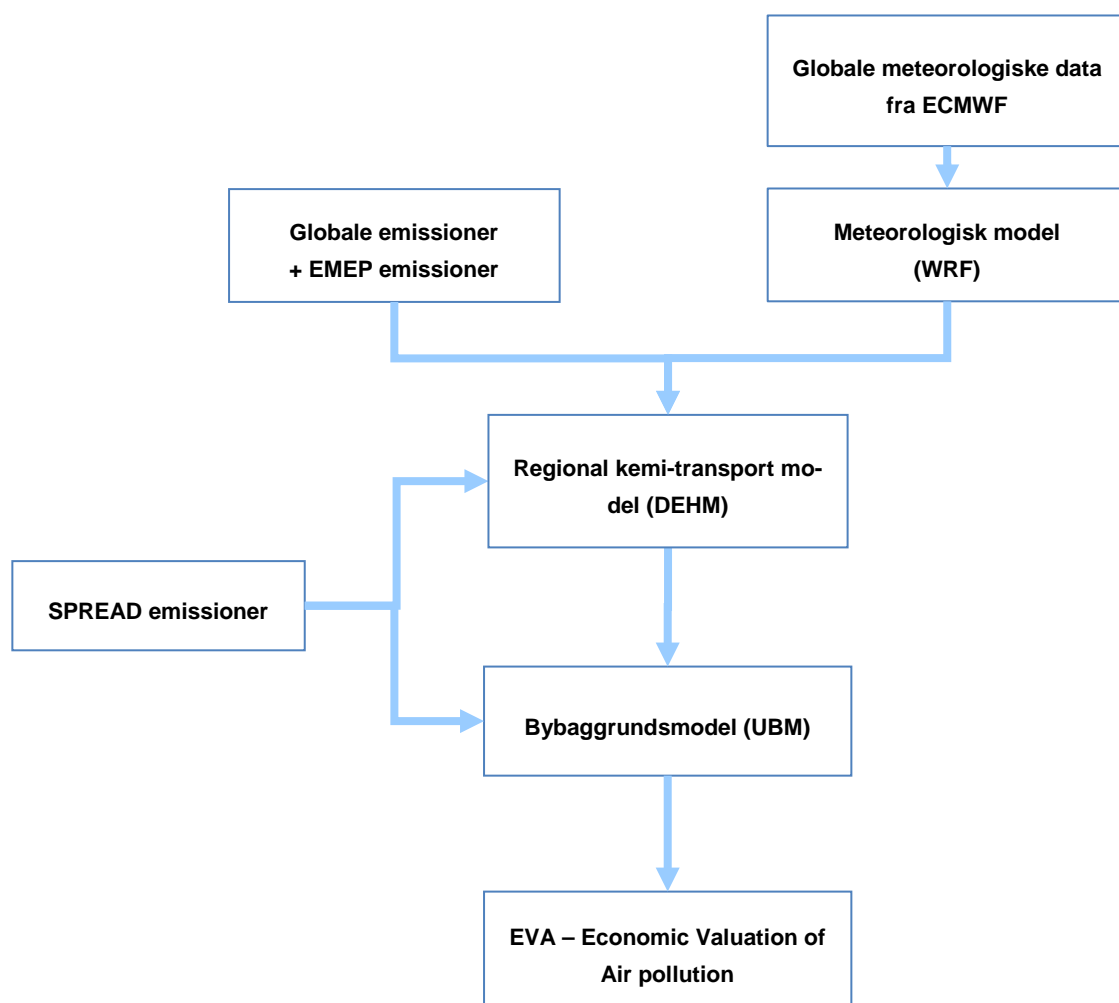
Som det fremgår af Tabel 4.2 kræver DEHM og UBM inputdata i form af emissioner og meteorologi. Danske emissioner er tilvejebragt på baggrund af nationale emissionsopgørelser, som er fordelt via forskellige geografiske fordelingsnøgler med SPREAD (Spatial High Resolution Emission to Air Distribution) modellen. Europæiske emissioner er baseret på EMEP (The European Monitoring and Evaluation Programme) emissionsdatabasen og øvrige emissioner er fra forskellige globale emissionsdatabaser, heriblandt også databaser og modeller for naturlige emissioner. Meteorologiske data er fra den meteorologiske model WRF.

Kombinationen af luftkvalitetsmodellerne DEHM og UBM beregner bybaggrundskoncentrationerne med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km, og befolkningseksponeringen fås ved at gange koncentrationer med befolkningstætheden inden for dette kvadrat. Helbredseffekter beregnes ud fra dosis-respons sammenhænge, og de eksterne omkostninger fås ved at gange helbredseffekterne med priser for de enkelte helbredseffekter.

I nærværende projekt anvendes modelsystemet til at beregne den totale luftforurening i Region Hovedstaden, dvs. inkl. både kilder i Region Hovedstaden og alle øvrige kilder i Danmark og udlandet, og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger beregnes. Endvidere beregnes helbredseffekter og eksterne omkostninger for hver hovedkildetype i Region Hovedstaden. Det er således muligt at opgøre bidraget fra de enkelte kilder med uledninger i Region Hovedstaden, som er de kilder, regionen i princippet har mulighed for at regulere.



Modelområdet for UBM beregningerne er defineret som en firkant i forhold til yderpunkterne af den geografiske udstrækning af Region Hovedstaden tilagt 25 km. Modelområdet fremgår af figurerne over bybaggrundskoncentrationerne i Bilag 1.



**Figur 4.2.** Overordnet illustration af modelsystem til beregning af helbredseffekter og helbredsrelaterede eksterne omkostninger med høj geografisk opløsning.

### Luftforureninger

Helbredseffekter for de kemiske stoffer, som er medtaget i EVA-systemet er: De primært emitterede partikler, PM<sub>2.5</sub>, de sekundært dannede uorganiske partikler, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (sulfatpartikler), NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (nitratpartikler) og NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (ammoniumpartikler), samt gasserne SO<sub>2</sub> (svovldioxid), CO (kulilte), O<sub>3</sub> (ozon) samt SOA (sekundære organiske partikler).

Derudover er der lagt et bidrag til ud fra målinger for såkaldt "ukendt masse", som formodes at være vand bundet til partiklerne. Der er lagt 18% af partikelmassen til som "ukendt masse", da beregninger sammenholdt med målinger viser dette som middel over alle stationer i Danmark 2014-2016.

SO<sub>2</sub> er ikke medtaget i beregningerne med bybaggrundsmodellen UBM, og bidraget til helbredseffekterne kan derfor ikke umiddelbart beregnes for dette

stof, men pga. de lave emissioner af SO<sub>2</sub> vurderes det, at effekterne for dette stof vil være minimal.

For nuværende er det kun helbredseffekter, der er medtaget i EVA-systemet.

### **EVA-beregninger**

Stofferne beskrevet ovenfor, indgår alle i beregningen af helbredseffekterne fra den totale luftforurening i Region Hovedstaden.

I beregningen af bidraget fra kilder i Region Hovedstaden til helbredseffekterne i Region Hovedstaden, er det kun de primært emitterede partikler PM<sub>2.5</sub> samt O<sub>3</sub>, som er relevante for at kunne beregne bidragene til helbredseffekterne. For O<sub>3</sub> er både de positive og negative helbredseffekter medtaget i beregningerne. O<sub>3</sub> er direkte helbredsskadeligt, og har derfor negative helbredseffekter. Men lokale emissioner af kvælstofoxider (NO<sub>x</sub>=NO+NO<sub>2</sub>) emissioner i Region Hovedstaden bidrager til en reduktion af O<sub>3</sub> niveauerne i regionen (NO går sammen med O<sub>3</sub> og danner NO<sub>2</sub>), og derfor er der også en "positiv" effekt af NO<sub>x</sub>, da O<sub>3</sub> reduceres.

De sekundært dannede uorganiske partikler SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> og NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dannes via kemiske reaktioner i atmosfæren ud fra de primære emitterede stoffer (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>) i løbet af timer til dage, og derfor vil disse partikler allerede være blæst væk fra Region Hovedstaden før de er dannet. De er derfor ikke relevante, når bidraget til helbredseffekterne i Region Hovedstaden fra emissioner i kommunen skal opgøres, men de bidrager til helbredseffekter og eksterne omkostninger langt fra kommunen. Det langtransporterede bidrag fra Region Hovedstaden af disse stoffer er ikke medtaget i beregningerne.

## **4.2 Emissionsopgørelse og geografisk fordeling**

### **Udenlandske emissioner**

Emissionsdata til DEHM er baseret på en række europæiske og globale emissionsopgørelser, da modellen dækker den nordlige halvkugle. Emissionsgrundlaget for Europa er baseret på de sidst tilgængelige emissionsdata fra EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme; [www.emep.int](http://www.emep.int)) for 2014, som har været anvendt til beregningerne for 2015 under det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet under NOVANA.

Forudsætningerne for de europæiske emissioner i 2025 er følgende. Alle EU medlemslande er forpligtet til at udarbejde og rapportere nationale emissionsfremskrivninger i 5-års intervaller frem til 2030 i forbindelse med NEC direktivet (EU landenes nationale emissionslofter). Nogle lande rapporterer både en fremskrivning med eksisterende virkemidler ('with measures', WM) og en fremskrivning, der inkluderer planlagte virkemidler ('with additional measures', WAM). Til brug for dette projekt er anvendt de nationale fremskrivninger for de medlemslande, hvor de er tilgængelige. Hvor der både er rapporteret en fremskrivning med eksisterende og planlagte virkemidler er fremskrivningen med planlagte virkemidler anvendt. Data rapporteret under NEC direktivet er tilgængelige gennem det Europæiske Miljøagenturs rapporteringsside (Central Data Repository) (<https://cdr.eionet.europa.eu/>). Enkelte medlemslande havde på tidspunktet for udarbejdelsen af dette projekt ikke rapporteret fremskrivninger til EU Kommissionen. I disse tilfælde er emissionen i 2020 og 2030 beregnet på baggrund af emissionen i 2005, som inkluderet i den seneste emissionsopgørelse, samt de reduktionsmål, der er fastsat i NEC direktivet. For 2025, er emissionsdata interpoleret for disse medlemsstater.

For de globale emissioner i 2025 er anvendt eclipse v5, som er baseret på fremskrivning ud fra eksisterende lovgivning (emissioner for 2030) ([http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Global\\_emissions.html](http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Global_emissions.html)).

Der indgår en del naturlige emissioner i DEHM. Isopren fra vegetation, som er en NMVOC (gas), og som spiller en rolle for dannelse af ozon. NO<sub>x</sub>-emissioner, som dannes i atmosfæren ved lynudladninger, og emissioner af kvælstofforbindelser fra bakterielle processer i jord, har betydning for dannelse af sekundære partikler i atmosfæren i form af ammoniumpartikler og nitratpartikler. Emissioner fra skovbrande og opløft af saltpartikler fra havoverflader indgår også. En beskrivelse af de naturlige emissioner i DEHM er givet i Brandt et al. (2012).

### Danske emissioner

For Danmark er DEHM-beregninger baseret på 1 km x 1 km emissionsdata for Danmark for alle emissionsklasser for 2014 baseret på SPREAD-emissionsmodellen (Plejdrup & Gyldenkerne, 2011). Emissioner i 2025 er baseret på den danske fremskrivning, og en geografisk fordeling af disse ud fra SPREAD-emissionsmodellen.

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

For at emissionerne fra de nationale opgørelser kan anvendes til modellering af fx luftkvalitet, er der tilføjet en geografisk komponent. Hertil er udviklet den GIS- og database baserede model SPREAD (Plejdrup & Gyldenkerne, 2011). I modellen behandles emissionerne på det mest disaggregerede niveau, som er muligt på basis af de disponible geografiske data. En række kilder behandles som punktkilder, hvor den eksakte geografiske lokalitet er kendt. Punktkilder omfatter hovedsageligt el- og varmeproducenter samt større industrivirksomheder. Ud over punktkilderne er der en lang række kilder, der ikke kan lokaliseres enkeltvis, men som behandles gruppevis ud fra kildernes fælles karakteristika. Disse kilder kaldes arealkilder, og omfatter bl.a. energiforbrug i husholdninger, industrielle processer, anvendelse af opløsningsmidler og andre produkter, vejtransport, og andre mobile kilder, herunder ikke-vejgående maskiner i industrien. For hver enkelt kilde eller gruppe af kilder er der udviklet en nøgle til fordeling af de nationale emissioner ud fra de disponible geografiske data, fx arealanvendelse, befolkningstæthed, infrastruktur og trafikdata.

Den følgende opdeling af emissionskilderne fra SPREAD-modellen er p.t. implementeret i UBM-modellen, se Tabel 4.1.

**Tabel 4.1.** SNAP-koder for de forskellige kilder/emissionssektorer

SNAP-kode	Beskrivelse
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri fx forbrænding i husholdninger og handel og service
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed
SNAP04	Industrielle processer
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas
SNAP06	Anvendelse af produkter
SNAP07	Vej transport
SNAP0801	Militær
SNAP0802	Jernbaner
SNAP080402	National søfart
SNAP080403	National fiskeri
SNAP080501	National LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)
SNAP080502	International LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget

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

Mht. bidraget fra skibstrafikken (SNAP 0804) er bidraget ikke underopdelt men beregnet under ét og kun i en afstand op til 25 km fra Region Hovedstaden (modelområdet). Det væsentligste bidrag fra skibstrafikken består desuden af sekundære stoffer, som er lang-transporteret.

I beregningerne er der en særskilt kategori for international søfart, som ligeledes medtages i afstand op til 25 km fra Region Hovedstaden.

#### **Meteorologiske data**

Udover emissionsdata kræver beregninger med luftkvalitetsmodellerne også adgang til meteorologiske data. Der anvendes modellerede meteorologiske data fra den meteorologiske model WRF (Skamarock et al., 2005) for 2014, som køres rutinemæssigt på ENVS/AU, som er en del af NOVANA programmet. Samme meteorologiske data anvendes for 2025.

### Beregningsår

De danske emissionsdata og meteorologiske data repræsenterer 2014, og derfor afspejler de beregnede koncentrationer og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger i 2014. I 2025 afspejler emissionerne de forventede emissioner i 2025, men meteorologisk data er fra 2014.

## 4.3 Koncentration og befolkningseksponering

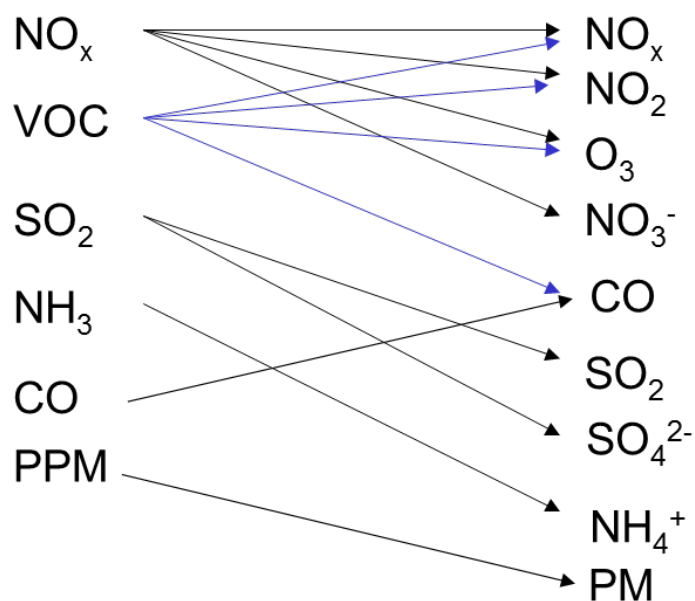
### Regional luftkvalitetsmodel

Først beregnes den regionale luftforurening med Danish Eulerian Hemispheric Model (DEHM) (Christensen, 1997; Brandt et al., 2012) som input til bybaggrundsmodellen UBM. Den regionale baggrund repræsenterer koncentrationerne i landområder.

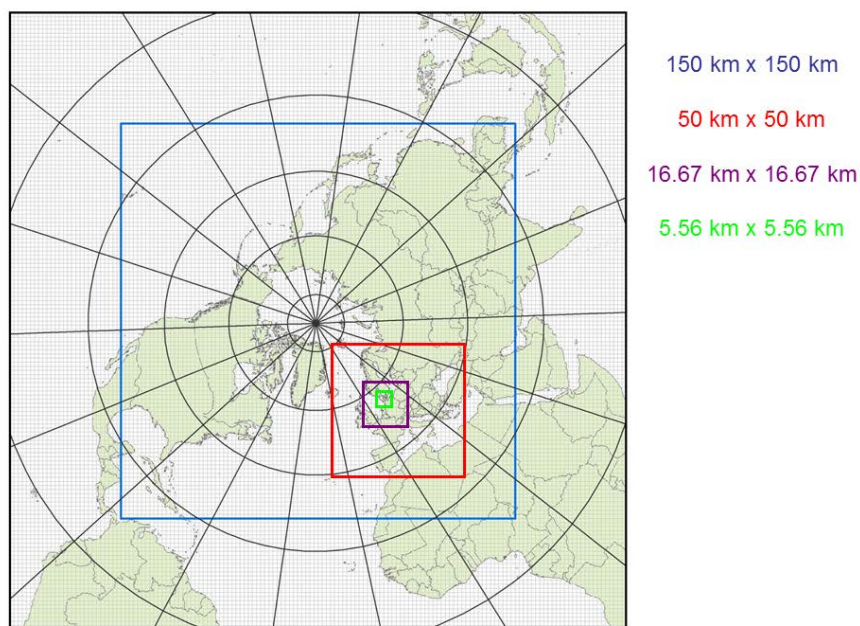
Modeldomænet for DEHM dækker den nordlige halvkugle med en horisontal opløsning på 150 km x 150 km. På nuværende tidspunkt er der mulighed for at zoome ind til en højere opløsning over Europa (50 km x 50 km) og en højere opløsning over Nordeuropa (16,67 km x 16,67 km) og en endnu højere opløsning over Danmark (5,6 km x 5,6 km) ved hjælp af tre såkaldte "nests" (områder i modeldomænet, hvor opløsningen er højere end i resten af domænet). Modeldomænet og "nests" er vist i Figur 4.4. Atmosfæren er i modellen beskrevet ved hjælp af 29 vertikale lag. Toppen af det øverste lag befinder sig i ca. 15 km højde og lagene bliver smallere og smallere jo tættere man kommer på jordoverfladen. Generelt giver modellen en god beskrivelse af de nederste ca. 15 km af atmosfæren. Modellen inkluderer emissioner af en række primære stoffer, fx kvælstofoxider ( $\text{NO}_x$ ), svovldioxid ( $\text{SO}_2$ ), ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), kulmonooxid ( $\text{CO}$ ), metan ( $\text{CH}_4$ ) og andre flygtige organiske forbindelser (VOC'er) samt primært emitterede partikler (bl.a.  $\text{PPM}_{2.5}$ ). Emissionerne er baseret på data fra bl.a. EMEP ([www.emep.int](http://www.emep.int)), se ovenfor. Derudover inkluderer DEHM kemisk omdannelse af 67 stoffer i atmosfæren.

Modellen beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ , VOC, mv. Den totale  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  i DEHM-modellen består af summen af de følgende stoffer: primært emitteret mineralsk støv, sod (black carbon (fresh (friske) og aged (ældede))), organisk kulstof, og de sekundære uorganiske partikler i form af ammonium, sulfater og nitrater ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4\text{HSO}_4$  og  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ). Modellen inkluderer også havsalts bidrag til partikelmassen og sekundære organiske partikler (SOA), samt et bidrag lagt til ud fra målinger for "ukendt masse", som formodes at være vand bundet til partiklerne.

Det er vigtigt at skelne imellem de stoffer, der bliver emitteret, og de stoffer som giver helbredseffekter, og hvordan de relateres til hinanden. Disse forhold er simplificeret beskrevet i Figur 4.3.



**Figur 4.3.** Forenklet oversigt over primære emissioner (venstre side) og kemiske stoffer som koncentrationer, der giver helbredseffekter (højre side).  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  og  $\text{NH}_4^+$  er partikler og bidrager i forskellige kombinationer med hinanden til de samlede PM-koncentrationer (se tekst ovenover).



**Figur 4.4.** DEHM-beregningsområdet med nests – et over Europa (50 km x 50 km), nordeuropa (16,7 km x 16,7 km) og Danmark (5,6 km x 5,6 km). Uden for Europa er opløsningen 150 km x 150 km.

#### Bybaggrundsmodel

Bybaggrundsforureningen repræsenterer den generelle forurening i byerne og er beregnet med Urban Background Model (UBM) version 9.3 med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km (Berkowicz, 2000; Brandt et al., 2001a). DEHM- og UBM-beregningerne foregår i en koblet proces, således at UBM-

modellen får input om beregnede opstrøms regionale koncentrationer time for time i hver enkelt gittercelle fra DEHM (Brandt et al., 2001a;b;c; 2003). Modellen inkluderer simpel fotokemi ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ) og øvrige stoffer, som ikke indgår i denne fotokemi spredes blot uden kemisk omdannelse.

UBM-modellen tager i den nuværende version hensyn til emissioner, som ligger inden for 25 km fra receptorpunkterne, fx i Region Hovedstaden. Endvidere er medtaget bidraget fra skibstrafik (SNIP INT) som en særskilt kategori, hvor det lokale bidrag er defineret i en afstand op til 25 km. Anden national søfart er også med som særskilt kategori, som en del af den nationale emissionsopgørelse. Bidraget fra afstande over 25 km er således beregnet med DEHM.

Emissioner til UBM har en geografisk opløsning på 1 km x 1 km, hvor det antages, at emissionerne sker ved overfladen. Dette betegnes arealkilder, da det antages, at emissionen er jævn fordelt over arealet i gittercellen. Emissioner fra fx kraftværker med høje skorstene er punktkilder, og da udslippet sker i stor højde vil emissionerne være meget fortyndet, når røgfanen når jordoverfladen. For ikke at overestimere koncentrationsbidraget fra punktkilder især tæt på punktkilden er emissionen reduceret med en faktor 10 for disse kilder i luftkvalitetsberegningerne, hvilket er en veltestet metode.

#### **Sammenligning mellem målinger og beregninger i 2014**

DEHM/UBM-beregningerne er sammenlignet med målinger på bybaggrundsstationen i København (H.C. Ørsted Institut) samt to baggrundsstationer ved Risø nær Roskilde og ved Hvidovre. Målingerne er fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2015b).

Modellen ligger inden for 20% af  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{O}_3$ , og der er ikke foretaget nogen kalibrering i forhold til disse stoffer.

For  $\text{PM}_{2.5}$  underestimerer modellen i forhold til målingerne. Forskellen mellem målingerne og modellen for  $\text{PM}_{2.5}$  er derfor lagt til de modelberegne værdier, for at få et så retvisende  $\text{PM}_{2.5}$ -niveau som muligt for Region Hovedstaden i beregningerne af helbredseffekter og eksterne omkostninger. Der er lagt 18% til modelberegningerne for såkaldt "ukendt masse", svarende til landsgennemsnittet for sammenligningen mellem alle målestationer og modellen i perioden 2014-2016. Dette er gjort for at undgå de variationer, som kalibrering for et enkelt år kunne give anledning til. Det svarer til hhv. 2,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og 2,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  i 2014. Med disse forudsætninger underestimerer modellen på H.C. Ørsted Institut med 18% men kun 1% for gennemsnittet af målestationer HCØ, Risø og Hvidovre i perioden 2014-2016.

Tabel 4.2. Sammenligning mellem modelberegninger og målinger på bybaggrundsstationen i København (H.C. Ørsted Institut) samt baggrundstationerne Risø ved Roskilde og Hvidovre.

Enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>
Målinger på H.C. Ørsted Institut (HCØ) i 2014	20,8	16,5	54,0	13,2	19,5
DEHM/UBM-model inkl. ukendt masse	16,8	15,0	64,6	10,9	13,7
Forskel måling og model	-4,0	-1,5	10,6	-2,3	-5,8
Forskel måling og model (%)	-19	-9	20	-18	-30
Målinger HCØ-Risø-Hvidovre 2014-2016				11	
DEHM/UBM-model inkl. ukendt masse				11	
Forskel måling og model				0	
Forskel måling og model (%)				-1	

### Deltakonzentrationer

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

I nærværende projekt gennemføres sådanne beregninger for de forskellige emissionskilder inden for Region Hovedstaden for at kvantificere bidragene fra de forskellige hovedemissionssektorer til helbredseffekter og eksterne omkostninger forårsaget af kilder, som i princippet kan reguleres lokalt.

### Befolkningsdata

Danmark er i den unikke position, at vi har et centralt register med information vedrørende adresse, køn og alder for alle personer i landet (det Centrale Persondata Register, CPR).

I forbindelse med nærværende projekt er der fremskaffet et nyt CPR-datasæt fra Sundhedsstyrelsen for hele Danmark. Udtrækket er dateret den 24. april 2017, og indeholder oplysninger om fødselsdag, køn og adresse for samtlige personer i Danmark. Datasættet indeholder 5.643.840 personer, og Sundhedsstyrelsen har oplyst, at 1,6% af alle personer i Danmark har navne- eller adressebeskyttelse, og datasættet indeholder derfor ikke oplysninger om disse personer.

CPR-datasættet er koordinatsat ved at matche datasættet med adresseregisteret, som er fremskaffet via Danmarks Adressers Web API (DAWA) (<http://dawa.aws.dk/>). I denne proces var det muligt at koordinatsætte 99,95% af alle personer i CPR-datasættet.

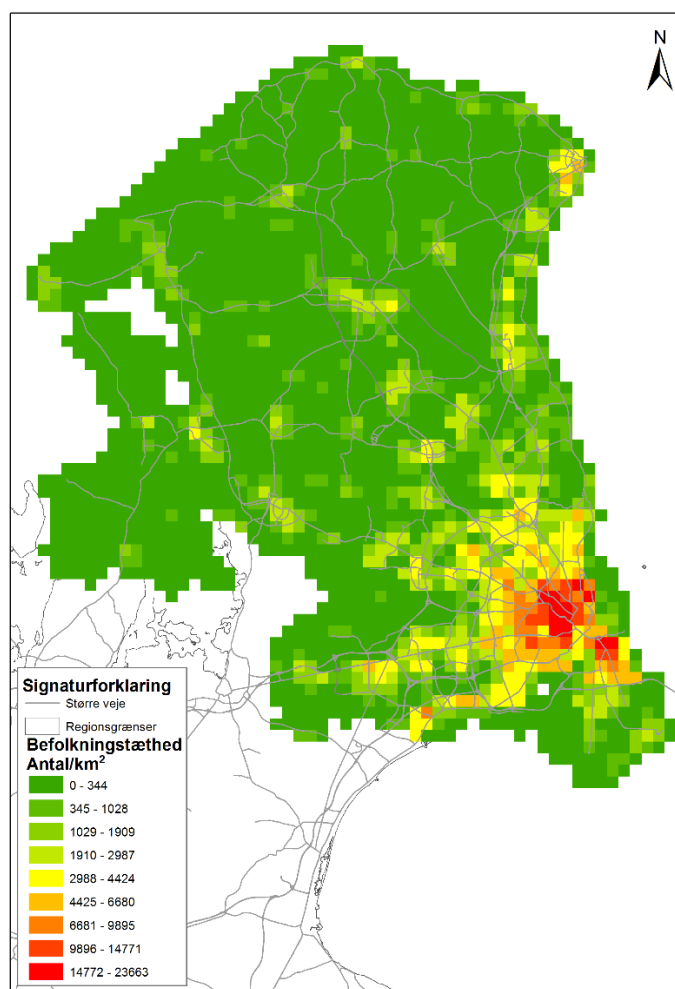
Det koordinatsatte CPR-datasæt er herefter overført til et geografisk gitter på 1 km x 1 km for Danmark med udgangspunkt i de koordinatsatte adresse. For hver gittercelle er antallet af personer fordelt på alder efter de aldersklasser, der svarer til forudsætningerne for de anvendte dosis-respons funktioner i EVA-systemet. Der indgår 1.738.251 personer i datasættet på gitternet for Region Hovedstaden. På grænsen til Region Sjælland vil der være få personer



fra Region Sjælland, som medtages, hvis en gittercelle er i begge regioner. I følge Danmarks Statistik er der 1.811.809 personer i Region Hovedstaden i 2. kvartal af 2017 ([www.statistikbanken.dk](http://www.statistikbanken.dk)). Forskellen på omkring 4% skyldes, at CPR-udstræk ikke indeholder personer med navne- eller adressebeskyttelse samt datoforskel på udtrækkene. Befolkningstætheden i Region Hovedstaden er visualiseret i Figur 4.5.

I forbindelse med beregning af helbredseffekter af luftforureningen i 2025 er befolkningsdata fra 2017 fremskrevet til 2025 for hver af de aldersgrupper, som indgår i EVA-systemet. Dette er gjort for Danmark som helhed. Fremskrivningen er baseret på oplysninger fra [www.statistikbanken.dk](http://www.statistikbanken.dk). Det svarer til, at der i 2025 er 3,8% flere personer i Danmark end i 2017.

Helbredseffekter og tilhørende omkostninger afhænger af antallet af personer, som er eksponeret og af alderssammensætningen. Jo større befolkning jo flere helbredseffekter, og jo ældre befolkning jo flere helbredseffekter. For antal for tidlige døde betyder død mest som følge af langtidseksponering, hvilket afhænger af antallet af personer over 30 år, se Tabel 4.3 i næste afsnit over helbredseffekter. Endvidere betyder antallet af personer over 65 år noget for indlæggelser, men det vægter kun lidt i de samlede helbredsomkostninger, som er domineret af for tidlig død som følge af langtidseksponering.



**Figur 4.5.** Befolkningstæthed i Region Hovedstaden i 2017 baseret på CPR-data (personer/km<sup>2</sup>). Samme geografiske fordeling i 2025 blot 3,8% højere befolkningstæthed.

#### 4.4 Helbredseffekter

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

- Kronisk bronkitis
- Dage med nedsat aktivitet (sygedage)
- Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser
- Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser
- Tilfælde af hjertesvigt
- Lungekræft
- Brug af bronkodilatorer blandt børn
- Brug af bronkodilatorer blandt voksne
- Episoder med hoste blandt børn
- Episoder med hoste blandt voksne
- Episoder med nedre luftvejsymptomer blandt børn
- Episoder med nedre luftvejsymptomer blandt voksne
- Akutte dødsfald
- Kroniske tabte leveår (YOLL)
- Total antal dødsfald (=kroniske tabte leveår/10,6 + akutte dødsfald)
- Dødsfald blandt spædbørn

Antallet af for tidlige dødsfald relateret til partikelforurening beregnes ud fra YOLL (Years of Lifes Lost) divideret med en faktor for det typiske antal af tabte leveår i gennemsnit. I de nuværende EVA-beregninger er denne faktor 10,6 år, og den er baseret på et Europæisk gennemsnit fra Clean Air for Europe (CAFÉ; Watkiss et al. 2005). Et for tidligt dødsfald svarer altså til 10,6 tabte leveår i gennemsnit.

#### Eksponerings-respons funktioner og enhedspriser

Delta-koncentrationerne kobles til befolkningsdata for hver gittercelle for at beregne befolkningseksposeringen i eksponerings-respons beregningen.

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

Der er bred enighed om, at eksponerings-respons funktionerne og de tilhørende enhedspriser er lande-specifikke, bl.a. fordi helbredsudfald hænger sammen med en række forskellige forhold, hvoraf levevis er en vigtig parameter. Desuden er befolkningernes almene helbredstilstand og landenes økonomier forskellige. De funktioner, der på nuværende tidspunkt er inkluderet i EVA (Tabel 4.3), er derfor tilpasset til danske betingelser. For referencer vedrørende eksponerings-respons funktionerne og enhedspriser, se Brandt et al. (2011; 2013a). Som det kan ses i Tabel 4.3 er nogle af helbredseffekterne kun relevante for specifikke aldersgrupper.

**Tabel 4.3.** Helbredseffekter, eksponerings-respons funktioner og enhedsværdier (for Danmark) inkluderet i EVA-beregningerne. I partiklerne indgår både primær PM<sub>2.5</sub> og sekundære dele som ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) og sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). YOLL står for "Years Of Life Lost" og angiver antallet af tabte leveår. SOMO35 angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år, som igen er et mål for eksponeringen.

Helbredseffekt Slutpunkter	Eksponerings-respons funktioner	Værdisætning kr. (2013-priser)
<b>MORBIDITET</b>		
Bronkitis PM <sub>2.5</sub>	8,2E-5 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup> (voksne)	386.739 pr. tilfælde
Sygedage m.v. PM <sub>2.5</sub>	8,4E-4 dage pr. µgm <sup>-3</sup> (voksne)	988 pr. dag
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær PM <sub>2.5</sub>	3,46E-6 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	53.284 pr. tilfælde
- åndedrætsbesvær SO <sub>2</sub>	2,04E-6 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	53.284 pr. tilfælde
- hjerneblødning PM <sub>2.5</sub>	8,42E-6 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	67.505 pr. tilfælde
- kredsløbsforst. PM <sub>2.5</sub> (> 65 år)	3,09E-5 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	110.252 pr. tilfælde
- kredsløbsforst. CO (> 65 år)	5,64E-7 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	110.252 pr. tilfælde
Lungekræft, morbiditet PM <sub>2.5</sub>	1,26E-5 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	162.502 pr. tilfælde
Astma børn (7,6 % < 16 år) PM <sub>2.5</sub>		
- bronchodilator doser	1,29E-1 doser pr. µgm <sup>-3</sup>	167 pr. tilfælde
- hoste	4,46E-1 dage pr. µgm <sup>-3</sup>	316 pr. dag
- åndenød	1,01E-1 dage pr. µgm <sup>-3</sup>	91 pr. dag
Astma voksne (5,9 % > 15 år) PM <sub>2.5</sub>		
- bronchodilator doser	2,72E-1 doser pr. µgm <sup>-3</sup>	167 pr. tilfælde
- hoste	2,8E-1 dage pr. µgm <sup>-3</sup>	316 pr. dag
- åndenød	1,01E-1 dage pr. µgm <sup>-3</sup>	91 pr. dag
<b>MORTALITET</b>		
Akut død (SO <sub>2</sub> )	7,85E-6 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	15,5 mio. pr. tilfælde
Kronisk død (PM <sub>2.5</sub> )	1,138E-3 YOLL pr. µgm <sup>-3</sup> (>30 år)	583.293 pr. YOLL
Spædbarnsdød (PM <sub>2.5</sub> )	4,68E-5 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup> (< 9 mdr.)	23,3 mio. pr. tilfælde
Akut død (O <sub>3</sub> )	3,27E-6*SOMO35 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	15,5 mio. pr. tilfælde

## 5 Luftkvalitetsvurdering

I dette kapitel foretages en luftkvalitetsvurdering for Region Hovedstaden. Luftkvalitetsvurderingen beskriver den geografiske fordeling af baggrunds-koncentrationer med en opløsning på 1 km × 1 km samt gadekoncentrationer på adresseniveau. Denne beskrivelse er baseret på et nationalt datasæt, som hedder Luften på din vej (<http://luftenpaadinvej.au.dk>), hvor data for region Hovedstaden er udvalgt. Luftkvalitetsdata er beregnede koncentrationer for 2012 baseret på DEHM, UBM og OSPM. DEHM og UBM er en del af EVA-systemet og er beskrevet i forrige kapitel. OSPM er Operational Street Pollution Model, og er en gadeluftkvalitetsmodel. AirGIS systemet understøtter beregninger på mange lokaliteter ved at genere inputdata til OSPM ud fra GIS-vejnet med trafikdata, GIS-lag med bygninger med bygningshøjder, samt GIS lag med adressepunkter. Luften på din vej er nærmere beskrevet i *Jensen et al.* (2017).

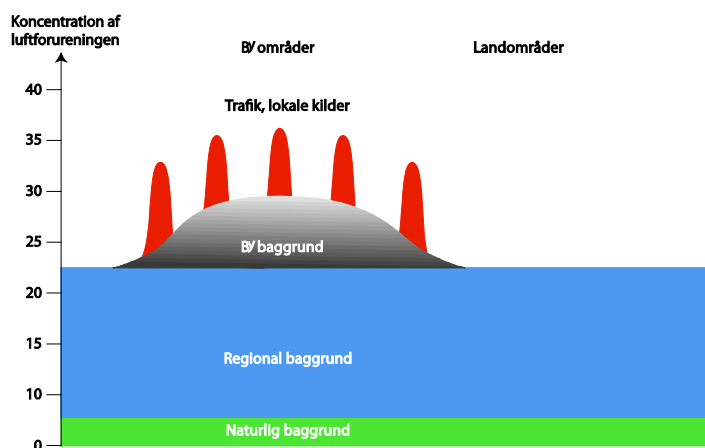
Endvidere opsummeres udviklingen i luftkvaliteten fra målestationerne i Region Hovedstaden for at vise udviklingen siden 2012.

Det er valgt at fokusere på NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>, som indgår i Luften på din vej. PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er hhv. massen af partikler med en diameter under 2,5 og 10 mikrometer. NO<sub>2</sub> er en god indikatorer for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for NO<sub>2</sub>, hvor grænseværdien som årsmiddelværdi på 40 µg/m<sup>3</sup> er overskredet ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København (Ellermann et al., 2016). PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> stammer fra en lang række kilder, og lang-transporteret luftforurening spiller en stor rolle. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for PM<sub>10</sub> på 40 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddelværdi og for PM<sub>2.5</sub> på 25 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddelværdi, som ikke er overskredet på målestationer i Danmark. PM<sub>2.5</sub> er den luftforurening, som bidrager til den største helbreds-mæssige belastning i EVA-systemet.

En dansk rapport fra 2014 sammenfatter danske såvel som internationale studier af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark (Ellermann et al., 2014a).

### 5.1 Bidrag til luftforurening

De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 5.1. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet, og beregnes med DEHM. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – fx København, og beregnes med UBM med regionalt input fra DEHM. Bybaggrundsforureningen repræsenterer koncentrationsniveauet i tagniveau eller i en baggård eller park. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafik-kilderne i gaden samt bidraget fra bybaggrundsforureningen, og beregnes med OSPM. Gadekoncentrationen repræsenterer koncentrationsniveauet i 2 meters højde langs husfacaden i en gade. Disse luftkvalitetsmodeller beregner bidragene på baggrund af emissionsdata og meteorologiske data samt topografiske data.



**Figur 5.1.** Skematisk beskrivelse af bidrag til luftkvaliteten. Koncentrationen i en gade består af et regionalt bidrag, samt et bybaggrunds- og et gadebidrag. Hvert af disse bidrag beregnes med forskellige luftkvalitetsmodeller, hhv. DEHM, UBM og OSPM. Naturlig baggrund indgår som en del af den regionale baggrund i nærværende studie.

## 5.2 Sammenligning mellem målinger og modelberegninger i Luften på din vej

Den beregnede luftkvalitet i Luften på din vej (LPDV) viser forskelle mellem områder og mellem forskellige gader, men kan i det enkelte tilfælde være misvisende, hvis anvendte inputdata ikke repræsenterer de faktiske forhold, fx trafikniveauet eller hastigheden. Det er ikke muligt at kvalitetssikre om inputdata er repræsentative for samtlige 2,4 million adresser, som indgår i systemet for hele Danmark.

Forskellen mellem modelberegningerne og målinger kan illustrere størrelsen af den forventede usikkerhed på beregningerne for trafikerede gader. Forskellen for NO<sub>2</sub> er vist i Tabel 5.1.

**Tabel 5.1.** Sammenligning mellem modelresultater i LPDV og NO<sub>2</sub>-målinger på målestationerne i Danmark i 2012 (årsmiddelværdi).

Enhed: µg/m <sup>3</sup>	Målinger	Model resultater	Difference	Modeller
<i>Trafik:</i>				
København-HCAB/1103	47/55*	46	-2/-16	DEHM/UBM/OSPM
København-Jagtvej/1257	38	37	-3	DEHM/UBM/OSPM
Aarhus/6153	35	26	-27	DEHM/UBM/OSPM
Odense/9155	26	27	6	DEHM/UBM/OSPM
Aalborg/8151	30	33	12	DEHM/UBM/OSPM
<i>Bybaggrund:</i>				
København/1259	17	18	4	DEHM/UBM
Aarhus/6159	17	15	-13	DEHM/UBM
Odense/9159	13	14	5	DEHM/UBM
Aalborg/8159	13	12	-5	DEHM/UBM
<i>Regional baggrund:</i>				
Risø-Lille Valby/2090	9	12	29	DEHM/UBM
Keldsnor/9055	8	8	-4	DEHM/UBM

Note: \*Der måles 55 µg/m<sup>3</sup> på målestation på HCAB men pga. vejbaneomlægninger er trafikken flyttet tættere på målestationen, og det estimeres at have givet anledning til et spring på omkring 8 µg/m<sup>3</sup>. Uden vejomlægning forventes derfor omkring 47 µg/m<sup>3</sup>. OSPM er mest repræsentativ for målingerne uden springet, da OSPM-beregninger afspejler koncentrationsniveauer ved husfacaden.

Det ses, at beregnede koncentrationer for gadestationerne ligger inden for -27% og +12% af målingerne.

Luftkvalitetsberegninger ligger inden for -13% til +5% af målinger for bybaggrundsstationerne.

For de to regionale stationer underestimeres niveauet lidt ved Keldsnor

(-4%), mens der er en større overestimering for Risø-Lille Valby (+29%).

For partikelkoncentrationen er beregnede gadekoncentrationer af årsmiddelværdier også sammenlignet med målinger fra de 5 gadestationer i Danmark og ligger inden for -23% til -7% for PM<sub>2.5</sub> og -36% til -22% for PM<sub>10</sub>.

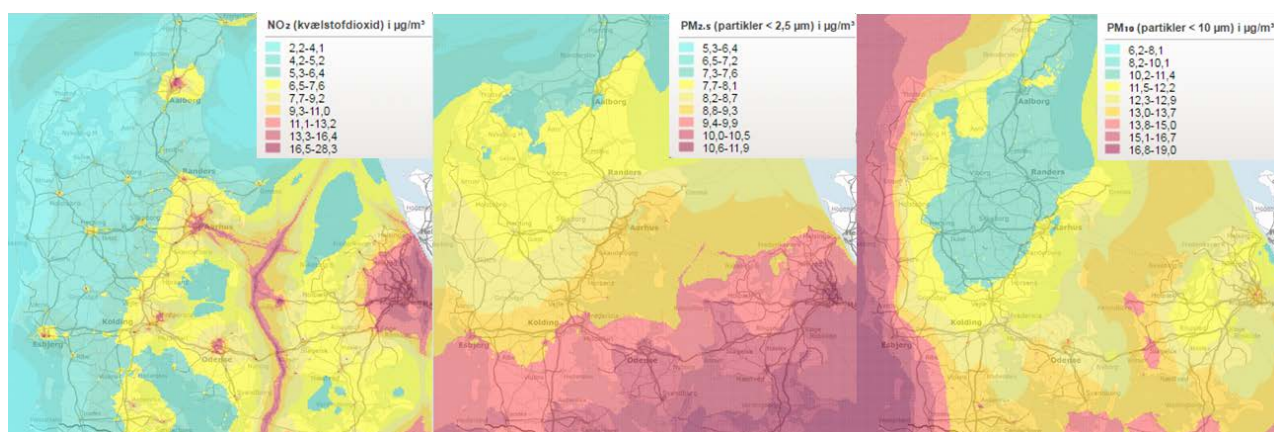
### 5.3 Fordeling af bybaggrundskoncentrationer i 2012

I det følgende illustreres først, hvordan luftkvaliteten er generelt i Region Hovedstaden i forhold til resten af Danmark. Dernæst visualiseres den geografiske fordeling af luftkvaliteten i Region Hovedstaden.

#### Region Hovedstaden i forhold til resten af Danmark

I Figur 5.2 er vist den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelmiddelværdi af baggrundskoncentrationer i 2012 i Danmark for hhv. NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, og PM<sub>10</sub> baseret på hjemmesiden Luften på din vej ([www.luftenpaadinvej.au.dk](http://www.luftenpaadinvej.au.dk)).

For bybaggrundskoncentrationer af NO<sub>2</sub> har Region Hovedstaden relativt høje koncentrationer og i store sammenhængende områder sammenlignet med bybaggrundskoncentrationer i de andre større byer i Danmark, og de højeste koncentrationer er i København. Lokale kilder som vejtrafik udgør en væsentlig kilde til NO<sub>2</sub>, og det regionale bidrag er beskedent. Skibstrafikkens bidrag i Øresund er også tydeligt.



**Figur 5.2.** Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelmiddelværdi af baggrundskoncentrationer i 2012 i Danmark for hhv. NO<sub>2</sub> (venstre), PM<sub>2.5</sub> (midt for), og PM<sub>10</sub> (højre).

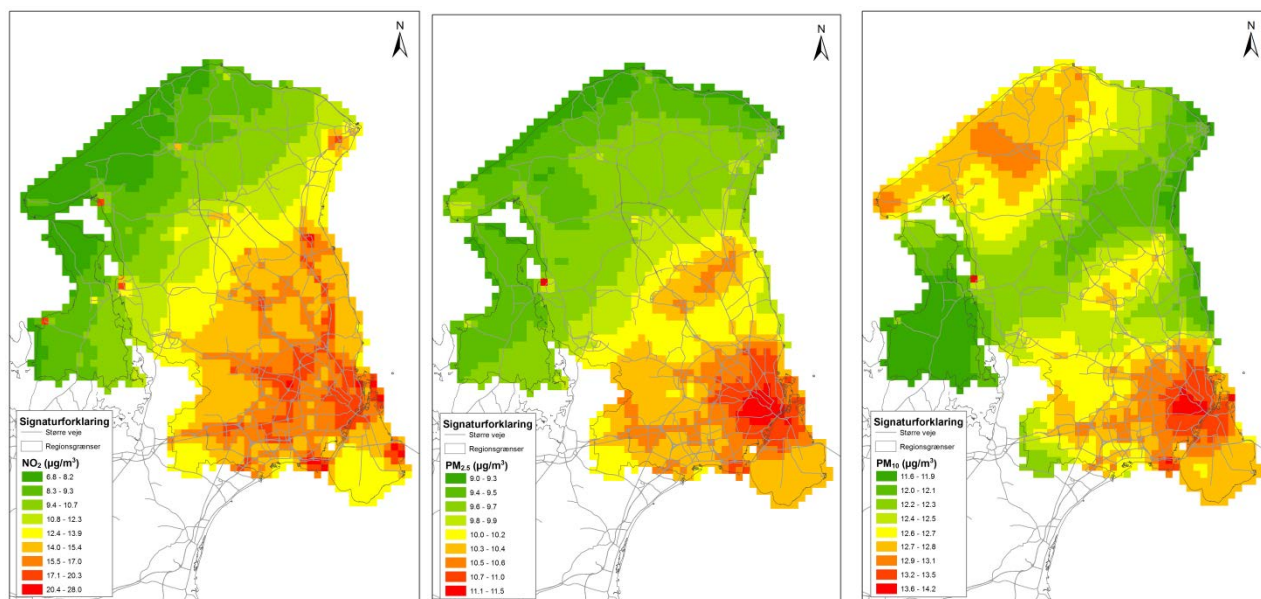
Region Hovedstaden ligger i et område med nogle af de højeste bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>2.5</sub>. PM<sub>2.5</sub> er domineret af lang-transport med en tydelig gradient op gennem landet fra syd til nord pga. kilder syd for Danmark, men lokale kilder spiller også en rolle.

For bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>10</sub> ligger Region Hovedstaden i et mellemområde. PM<sub>2.5</sub> er indeholdt i PM<sub>10</sub>, men der er også et væsentligt bidrag

fra havsalt. Dette ses tydeligt som høje koncentrationer på vestkysten af Jylland samt til dels på vestkysten af Sjælland pga. den dominerende vindretning fra sydvest.

### Fordeling i Region Hovedstaden

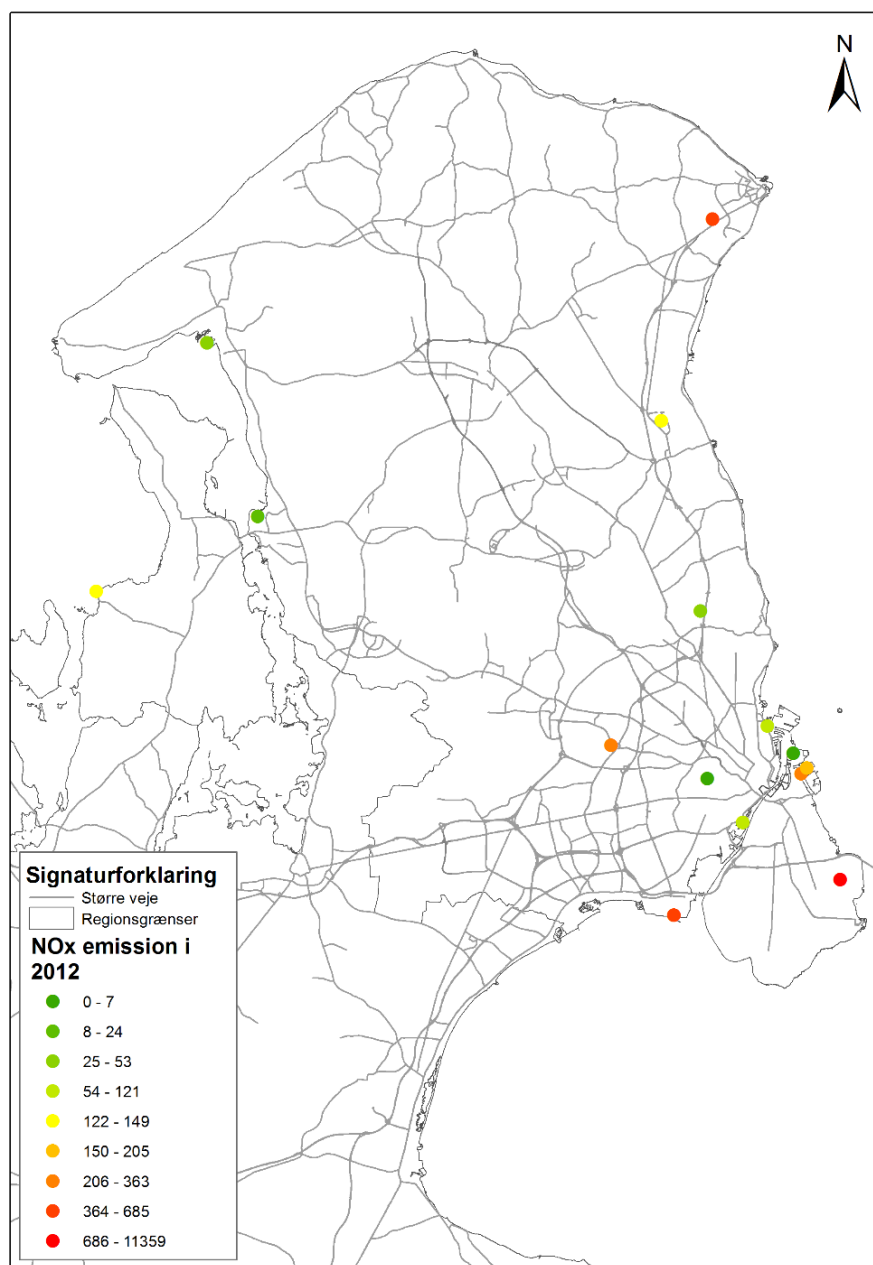
I Figur 5.3 er vist den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Region Hovedstaden for hhv.  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ , og  $\text{PM}_{10}$ .



**Figur 5.3.** Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Region Hovedstaden for hhv.  $\text{NO}_2$  (venstre),  $\text{PM}_{2.5}$  (midt for),  $\text{PM}_{10}$  (højre).

De højeste bybaggrundskoncentrationer af  $\text{NO}_2$  er i København, men hele Storkøbenhavn har relativt høje koncentrationer. De store transportkorridorer har også forhøjede koncentrationer. Enkelte store punktkilder ses også, for eksempel punktkilder i Frederikssund, Frederiksværk og Hornsherred for  $\text{NO}_2$ . Der er dog større usikkerhed om deres bidrag grundet den måde punktkilder håndteres på i luftkvalitetsberegningerne. I beregningerne bidrager disse punktkilder til baggrundskoncentrationerne i nærområdet, hvor koncentrationsniveauet er beregnet til at være sammenligneligt med København. Det vurderes derfor, at bidragene fra punktkilderne i beregningerne kan være overvurderet. Gadekoncentrationer i områderne er langt lavere end fx København, da den lokale trafik er beskedent, så gadekoncentrationerne vil ikke blive så høje, selvom baggrundsforureningen er overvurderet.

I Figur 5.4 er vist placering af større punktkilder, som indgår i den nationale emissionsopgørelse og deres  $\text{NO}_x$ -emission.



**Figur 5.4.** Placering af større punktkilder, som indgår i den nationale emissionsopgørelse. NO<sub>x</sub>-emission vist i 2012 (ton/år).

Den geografiske fordeling af bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> følger i store træk den geografiske fordeling af NO<sub>2</sub>. Dog er forskellen mellem de laveste og højeste PM<sub>2.5</sub>-koncentrationer beskedene (min. 9 µg/m<sup>3</sup> og maks. 11,5 µg/m<sup>3</sup>). Den geografiske fordeling af PM<sub>10</sub> er noget anderledes, idet der ses lidt forhøjede PM<sub>10</sub>-koncentrationer på nordkysten, idet der er et bidrag fra havsalt (se Bilag 1 seasalt figur). Koncentrationerne er dog kun omkring 1 µg/m<sup>3</sup> højere end de laveste koncentrationer.

#### Udvikling i bybaggrundskoncentrationer fra 2014 til 2025

Ovenstående fra Luften på din vej er baseret på 2012. For 2014 er årsmiddelkoncentrationer af baggrundskoncentrationer på 1 km x 1 km gitternet i hele modelområdet beregnet med DEHM/UBM for i alt 16 stoffer (Se bilag 1). Det er disse beregninger, der ligger til grund for estimering af helbredseffekter og eksterne omkostninger i Region Hovedstaden. Den geografiske fordeling for bybaggrundskoncentrationen af NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> i 2014 følger den geografiske fordeling i 2012 i Luften på din vej, men koncentrationer er lidt lavere i



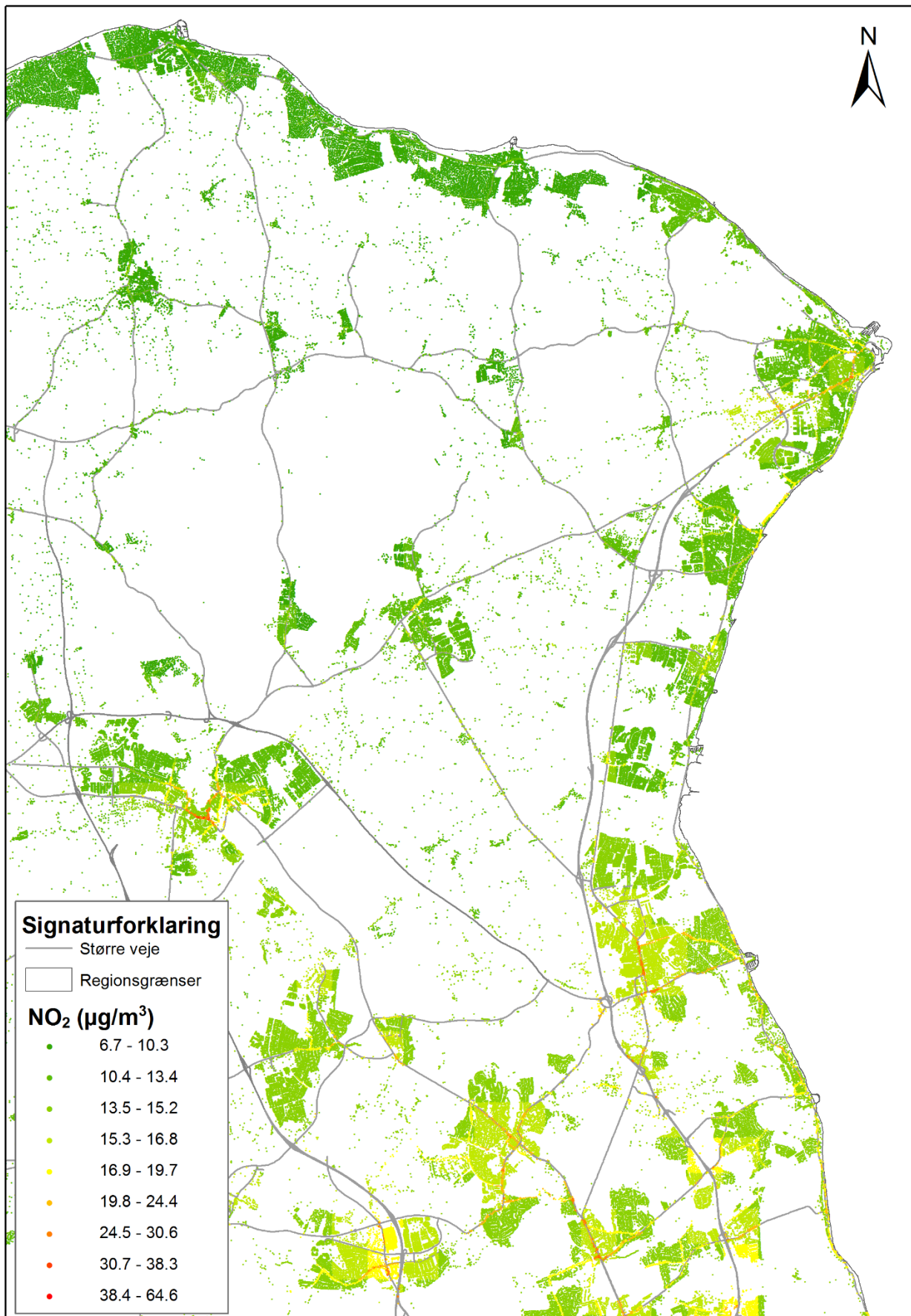
2014 i forhold til 2012. Beregninger for 2025 er også vist i bilag 1, og viser større reduktion i koncentrationerne fra 2014 til 2025.

### **Fordeling af NO<sub>2</sub>-gadekoncentrationer i 2012**

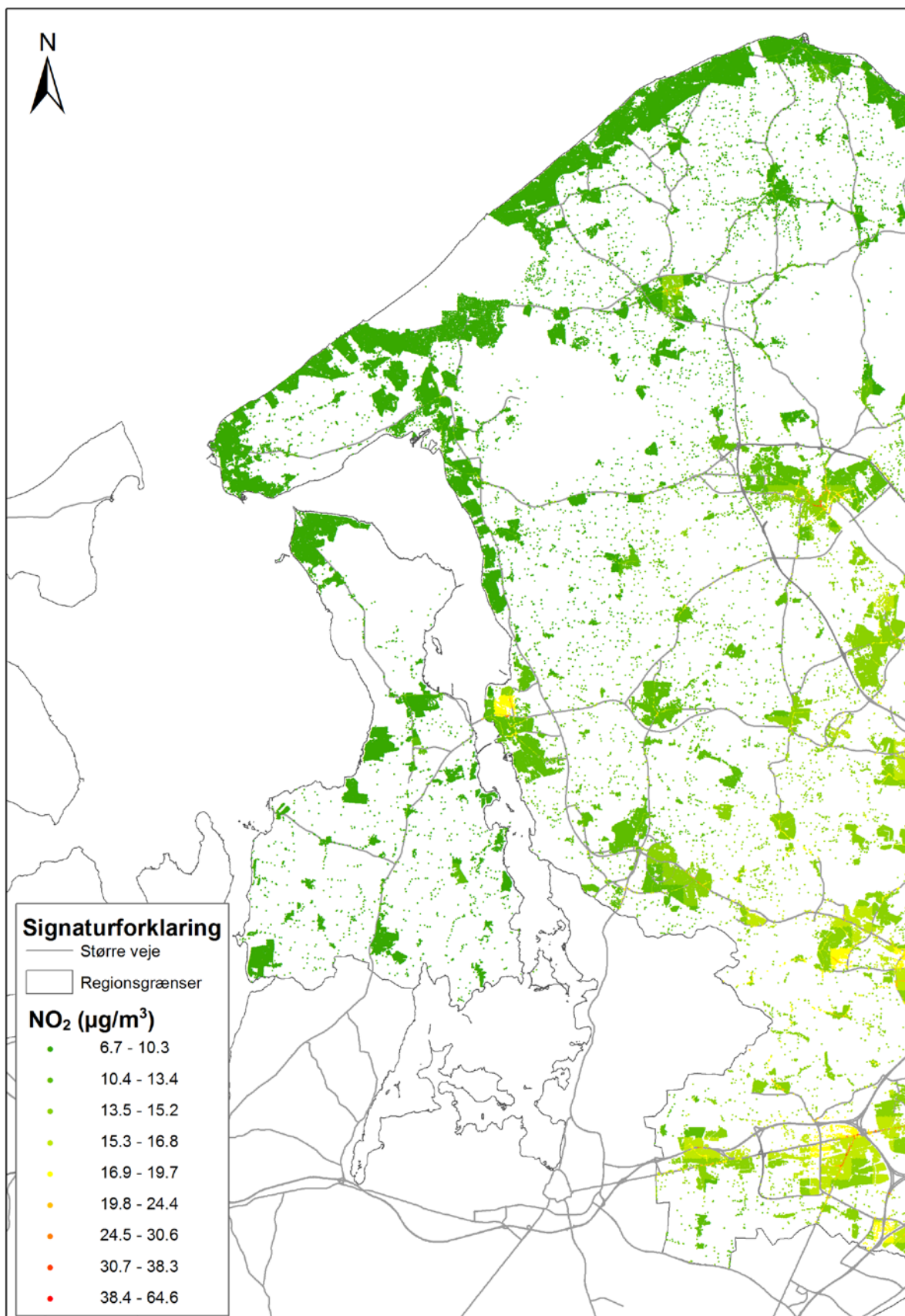
I Figur 5.5, Figur 5.6 og Figur 5.7 er vist den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i følgende områder hhv.: nordøstlige del af Region Hovedstaden, den vestlige del samt Storkøbenhavn. Det ses, at de højeste NO<sub>2</sub>-koncentrationer er på trafikerede gade i København langs de store fordelingsveje, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene. For adresser, som ikke ligger langs Landstrafikmodellens vejnet tildeles adresserne bybaggrundsforureningen inden for den pågældende 1 km x 1 km gittercelle, og derfor kan man også ane mønsteret af gittercellerne i kortet.

I Frederikssund ses et kvadrat med højere gadekoncentrationer end omkringliggende gitterceller, som skyldes beregnede forhøjede bybaggrunds-koncentrationer for denne gittercelle, som sandsynligvis er overvurderet grundet metoden for håndtering af punktkilder.

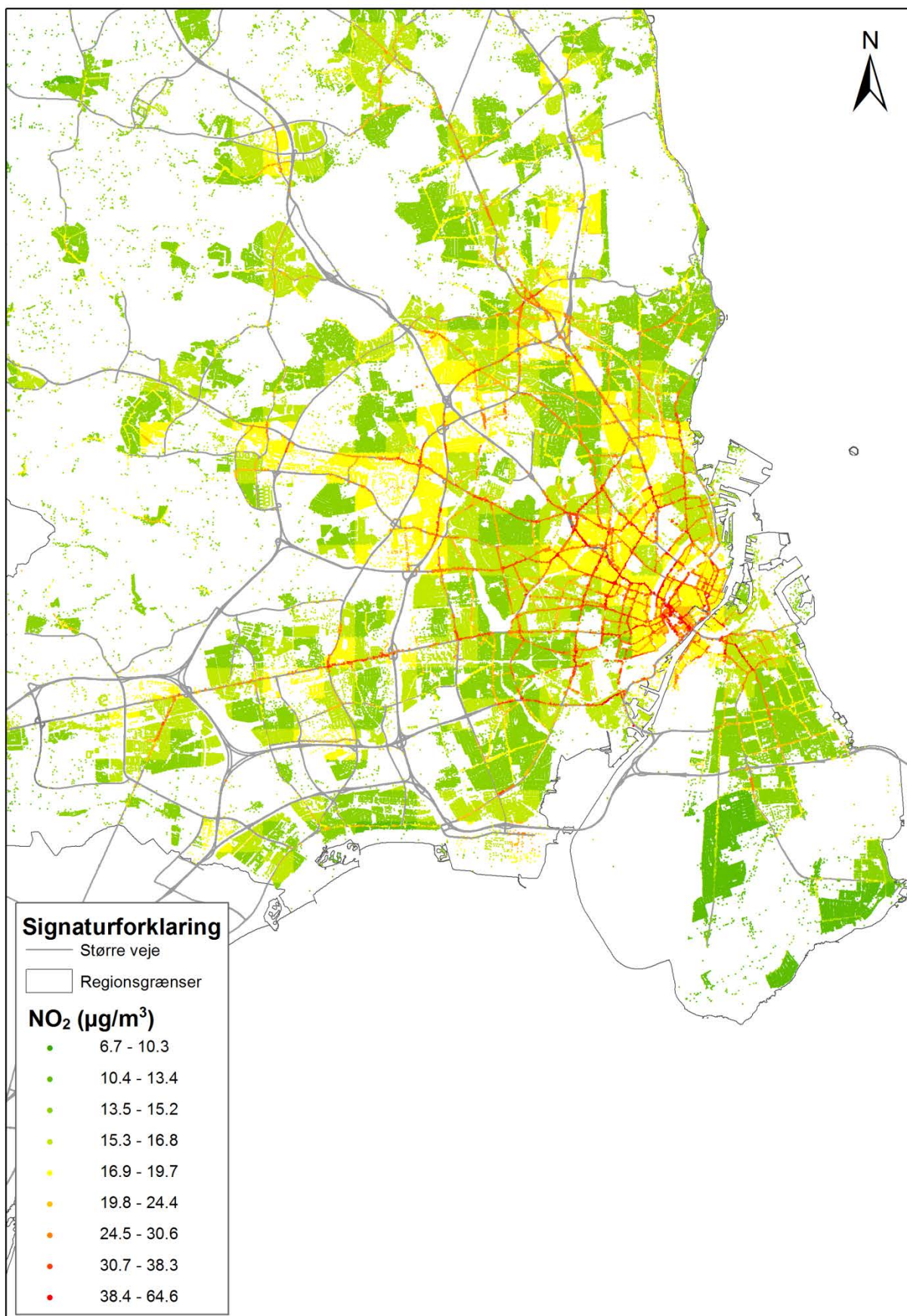
Emissioner fra motorveje indgår i beregningerne af bybaggrunds-koncentrationer med UBM-modellen, men det koncentrationsfelt, som motorveje giver anledning til, repræsenteres ikke til fulde. Koncentrationerne vil være høje tæt på motorvejen og aftage forholdsvis hurtigt med afstanden. Beregnede gadekoncentrationer på adresser beliggende i afstande op til 100-200 m fra motorveje vil derfor være underestimeret. Koncentrationer langs motorveje kunne modelles med OML-Highway modellen (Jensen et al., 2015), men ligger uden for rammerne af nærværende projekt.



**Figur 5.5.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den nordøstlige del af Region Hovedstaden.



**Figur 5.6.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den vestlige del af Region Hovedstaden.



Figur 5.7. Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i Storkøbenhavn.

## 5.4 Indikative overskridelser af grænseværdien for NO<sub>2</sub>

Grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen er 40 µg/m<sup>3</sup> for NO<sub>2</sub>. Beregningerne udført som del af Luften på din vej kan give et fingerpeg om grænseværdierne er overskredet. Derfor kaldes beregnede overskridelse for *indikative* overskridelser. Den officielle udmelding om overskridelser af grænseværdier foretages dog i forbindelse med den årlige rapportering under luftovervågningsprogrammet, som er baseret på målinger fra de danske målestationer (Ellermann et al., 2016).

Som det fremgår af sammenligningen mellem modelresultater og målinger er der en vis usikkerhed på modelresultaterne (se tidligere Tabel 5.1). Derfor vil der også være betydelig usikkerhed på antallet af overskridelser. Ideelt set bør beregnede overskridelser derfor følges op af en vurdering af, hvor repræsentativ beregningen er ved yderligere at kvalitetssikre inputdata det pågældende sted eller evt. indhente supplerende oplysninger, som trafik fra kommunen.

Der er 1.123 overskridelser af grænseværdien for NO<sub>2</sub> i 2012 i hele datasættet for Luften på din vej (grænseværdi regnet som 40,5 µg/m<sup>3</sup>). Der forekommer kun overskridelser i København og omegn, Aarhus, og Aalborg, se Tabel 5.2.

**Tabel 5.2.** Antal overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdi i byerne i 2012 på adressepunkter

Kommune	Antal	Min NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Max NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Gns NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )
København	909	40.5	64.6	44.7
Frederiksberg	153	40.6	51.6	43.1
Hvidovre	3	41.0	42.0	41.6
Herlev	1	40.9	40.9	40.9
Aarhus Kommune	29	40.6	48.5	43.0
Aalborg Kommune	28	40.9	46.2	42.9
I alt	1123			

Som forventet er der flest overskridelser i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, men der er også nogle overskridelser i omegnskommunerne til København. Der er også nogle overskridelser i Aarhus Kommune og Aalborg Kommune.

Hovedparten af alle beregnede indikative overskridelser for NO<sub>2</sub> er derfor i Region Hovedstaden. Der er i alt 1.066 overskridelser i regionen. Da der er 454.259 adresser i regionen, har 0,2% af adresserne beregnede indikative overskridelser af grænseværdien for NO<sub>2</sub>.

### København og omegn

Af de 1.066 overskridelser i København og omegn er der 88 steder, som overskrider 50 µg/m<sup>3</sup>, som kun forekommer i København, og 6 af disse, som overskrider 60 µg/m<sup>3</sup>. De højeste koncentrationer forekommer typisk ved meget trafik og lave rejsehastigheder samt gadeslugter (lastbilprocent er antaget ens for alle bygader).

I det følgende er beregningerne fra Luften på din vej sammenlignet med beregninger, som hvert år gennemføres for 98 gader i København som del af Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2015a). Trafikgrundlaget i overvågningsprogrammet er bedre end i Luften på din vej, da det er baseret på manuelle trafiktællinger udført af Københavns Kommune

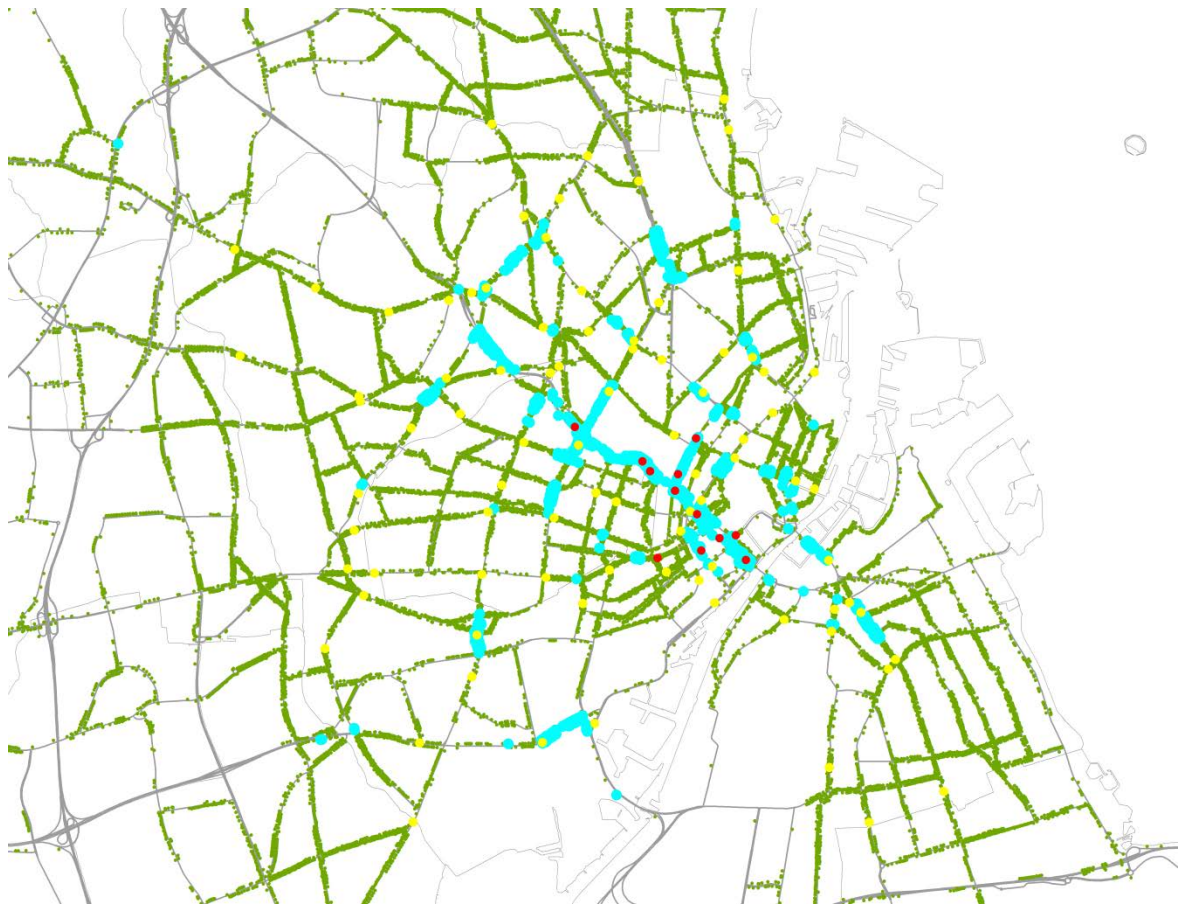
og Frederiksberg Kommune, som giver både trafikniveau og detaljeret køretøjsfordeling. Luften på din vej er baseret på årsdøgntrafikken fra Landstrafikmodellen samt en antaget standard køretøjsfordeling.

I Figur 5.8 ses overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien i København og omegn for Luften på din vej i 2012 (blå prikker). Røde prikker er beregningspunkter, som indgår i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet, og hvor grænseværdien i 2013 er overskredet, og gule prikker er beregningspunkter, hvor niveauet ikke overskred grænseværdien i overvågningsprogrammet. Det ses at alle beregnede overskridelser i 2013 i overvågningsprogrammet også findes på strækninger med overskridelser under Luften på din vej for 2012 (røde prikker ligger oven i blå prikker) – dog undtaget ét sted.

Endvidere ses, at langt de fleste beregningspunkter under overvågningsprogrammet, som ikke har overskridelser, også ligger på strækninger, hvor der ikke er overskridelser i Luften på din vej. Der er derfor rimelig god overensstemmelse mellem den geografiske fordeling af beregningsresultaterne under overvågningsprogrammet og Luften på din vej.

Der er en række strækninger, som giver overskridelser i Luften på din vej, som ikke er repræsenteret af et beregningspunkt under overvågningsprogrammet, men dette er også forventeligt. Det er klart, at der bliver mange flere overskridelser i Luften på din vej i forhold til overvågningsprogrammet, da der er mange adresser langs en vej med overskridelser i Luften på din vej, hvor strækningen i overvågningsprogrammet kun er repræsenteret med ét eller nogle få beregningspunkter.

Luftkvalitetsberegninger under Luften på din vej vurderes således at give et overordnet generelt retvisende billede af, hvor der kan forventes overskridelser i København, mens der er betydelig usikkerhed på, hvor stor overskridelsen er.



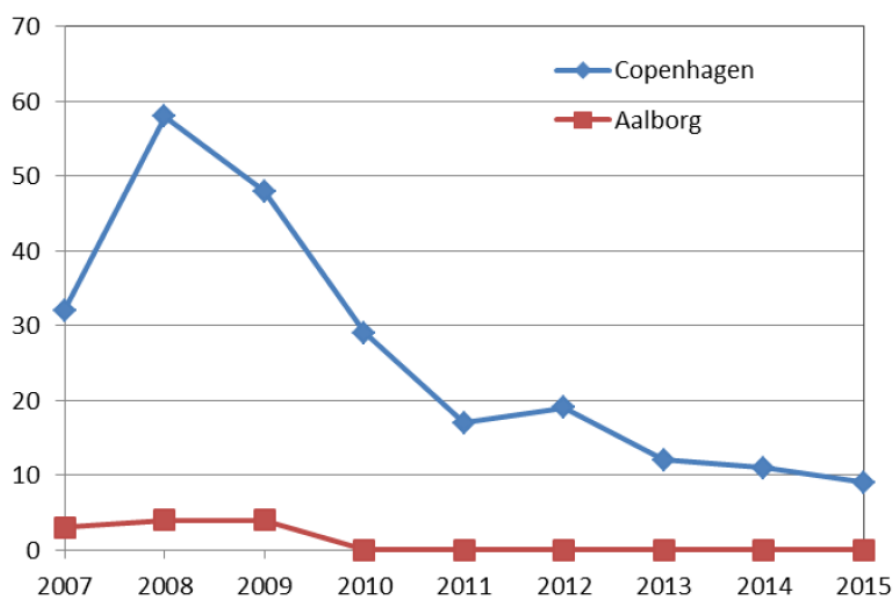
**Figur 5.8.** Overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien i København og omegn i 2012 i Luften på din vej (blå). Røde prikker er beregningspunkter, som indgår i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet og som overskred grænseværdien i 2013, og gule prikker er beregningspunkter som ikke overskred grænseværdien i overvågningsprogrammet. Grønne prikker er adressepunkter langs Landstrafikmodellen (beregningpunkter i Luften på din vej).

#### Udvikling i antal overskridelser for 98 gader i København

I Figur 5.9 er vist udviklingen i beregnede antal overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup> for udvalgte gader i København og Aalborg under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2016).

I København omfatter analysen 138 gader i løbet af 2007 til 2010, og 98-99 gader de følgende år. Reduktion i antallet af gader fra 2011 og fremefter er gennemført for bedre at matche placering af udvalgte gader med placeringer af manuelle trafiktællinger. I Aalborg omfatter analysen 32 gader fra 2007 til 2010, og 31 gader fra 2011 til 2015.

I København er antallet af overskridelser faldet fra 19 til 9 i perioden 2012 til 2015. Da Luften på din vej er baseret på data fra 2012, kan der også forventes et fald i antallet af beregnede overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien, hvis beregninger blev genregnet med data fra 2015.



**Figur 5.9.** Udviklingen i beregnede antal overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup> for udvalgte gader i København og Aalborg under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2016).

## 5.5 Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>

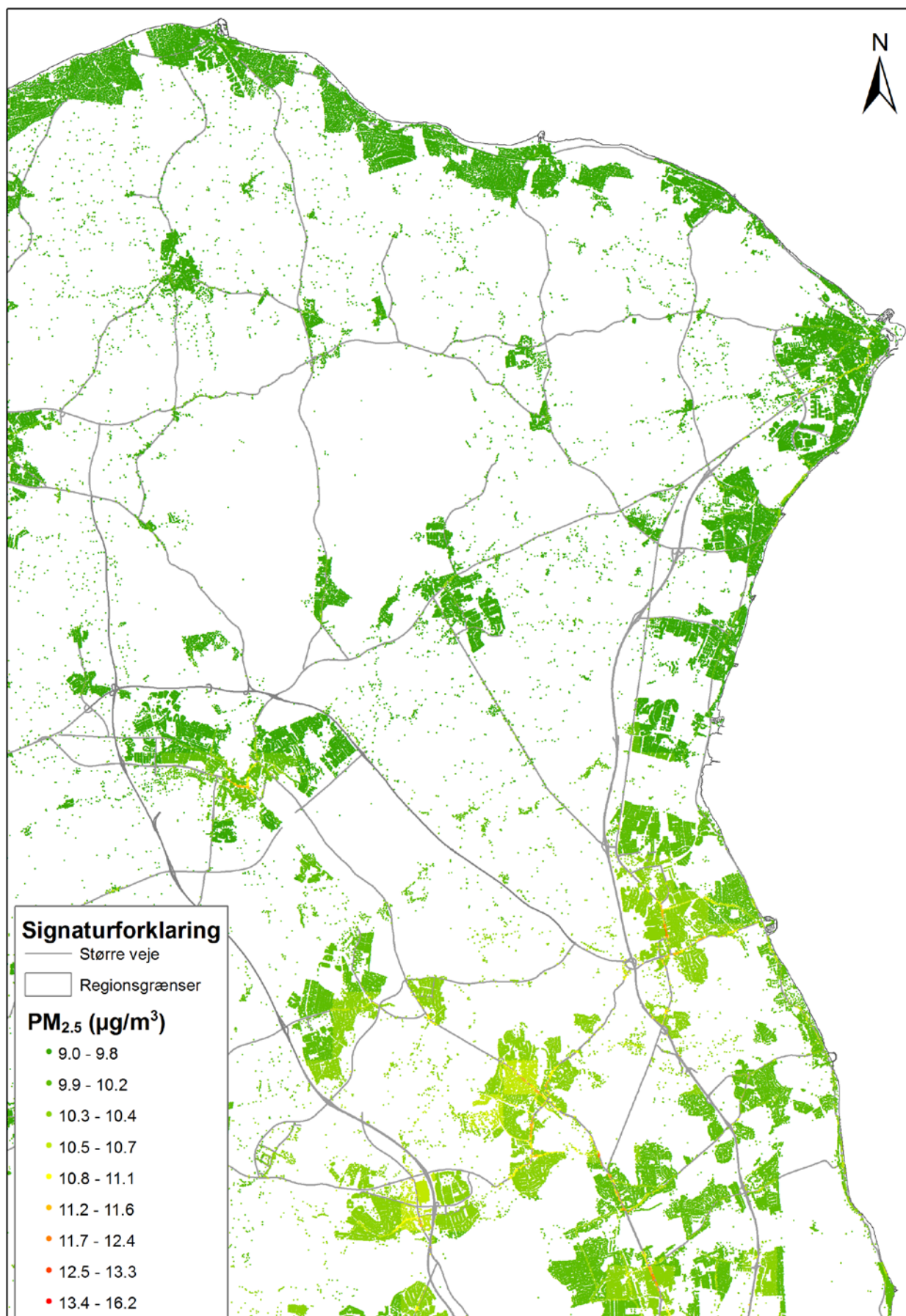
I Figur 5.10, Figur 5.11 og Figur 5.12 samt Figur 5.13, Figur 5.14 og Figur 5.15 er vist den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for hhv. PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> som årsmiddelværdi i 2012 fra Luften på din vej i Region Hovedstaden fordelt på følgende områder: nordøstlige del af Region Hovedstaden, den vestlige del samt Storkøbenhavn.

Det ses, at den geografiske fordeling minder meget om hinanden for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>, da PM<sub>2.5</sub> er en del af PM<sub>10</sub>. Som for NO<sub>2</sub> er de højeste gadekoncentrationer også i København langs de store fordelingsveje, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene.

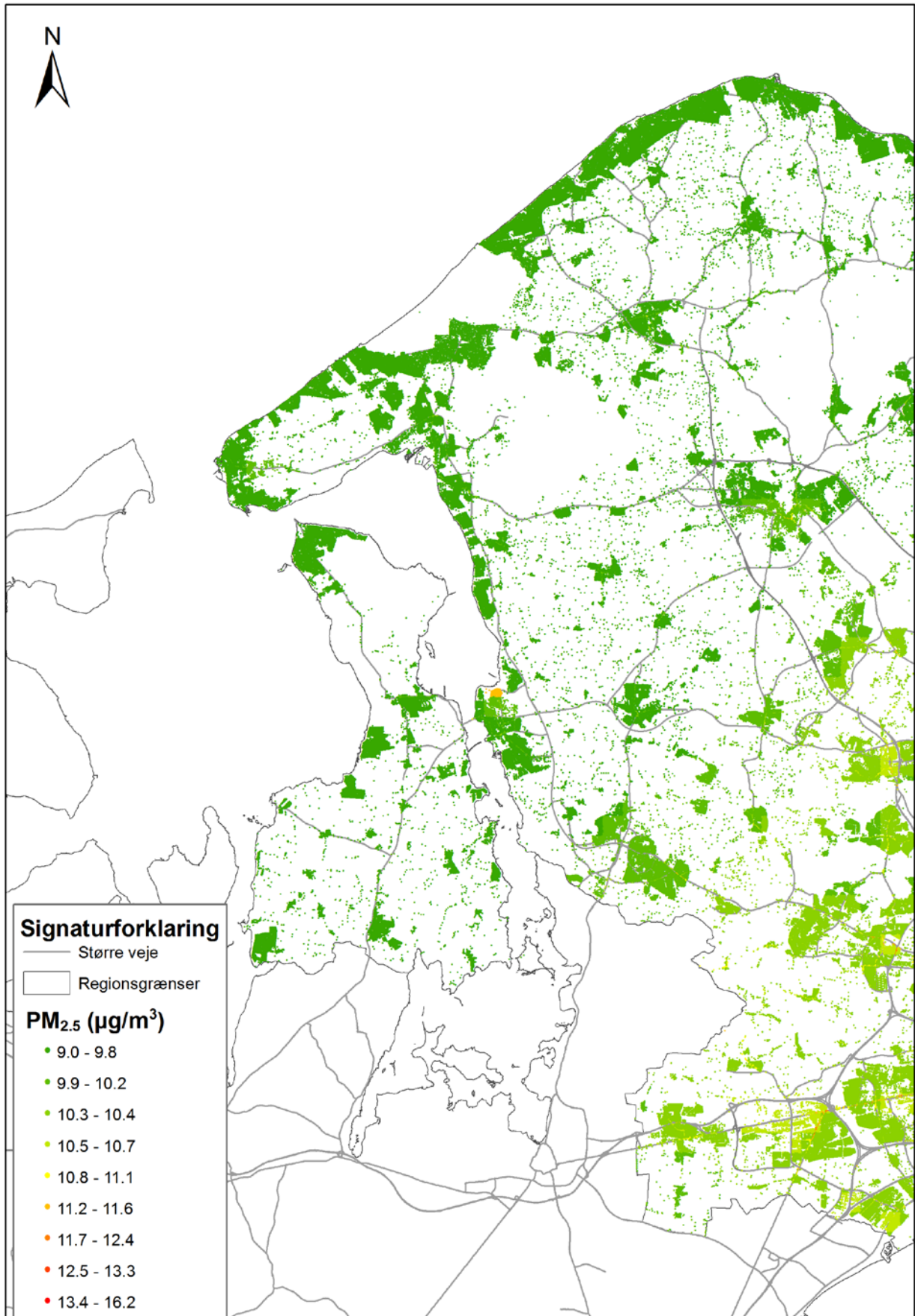
Den højeste koncentration for PM<sub>2.5</sub> er 16,2 µg/m<sup>3</sup>, hvilket er væsentligt under grænseværdien på 25 µg/m<sup>3</sup>, og det samme gælder også for PM<sub>10</sub>, hvor maks. værdien er 24,6 µg/m<sup>3</sup>, og grænseværdien er 40 µg/m<sup>3</sup>.

Sammenligninger mellem beregnede gadekoncentrationer for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> og målinger fra de 5 gadestationer i Danmark for 2012 viser, at modellen underestimerer med -23% til -7% for PM<sub>2.5</sub> og -36% til -22% for PM<sub>10</sub> (Jensen et al., 2017). Selvom man tager hensyn til denne underestimering, forventes der ikke overskridelser af grænseværdierne for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>.

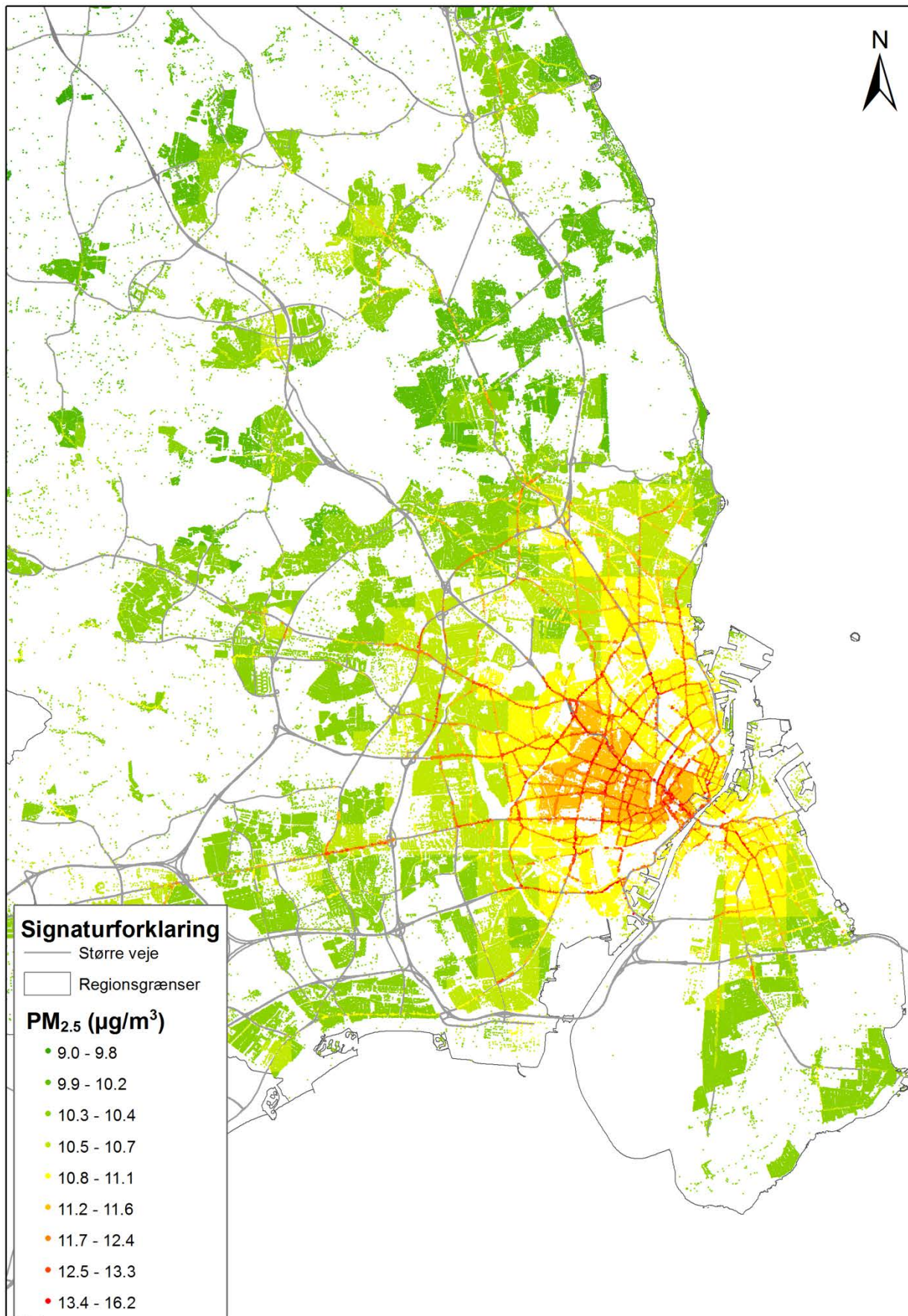




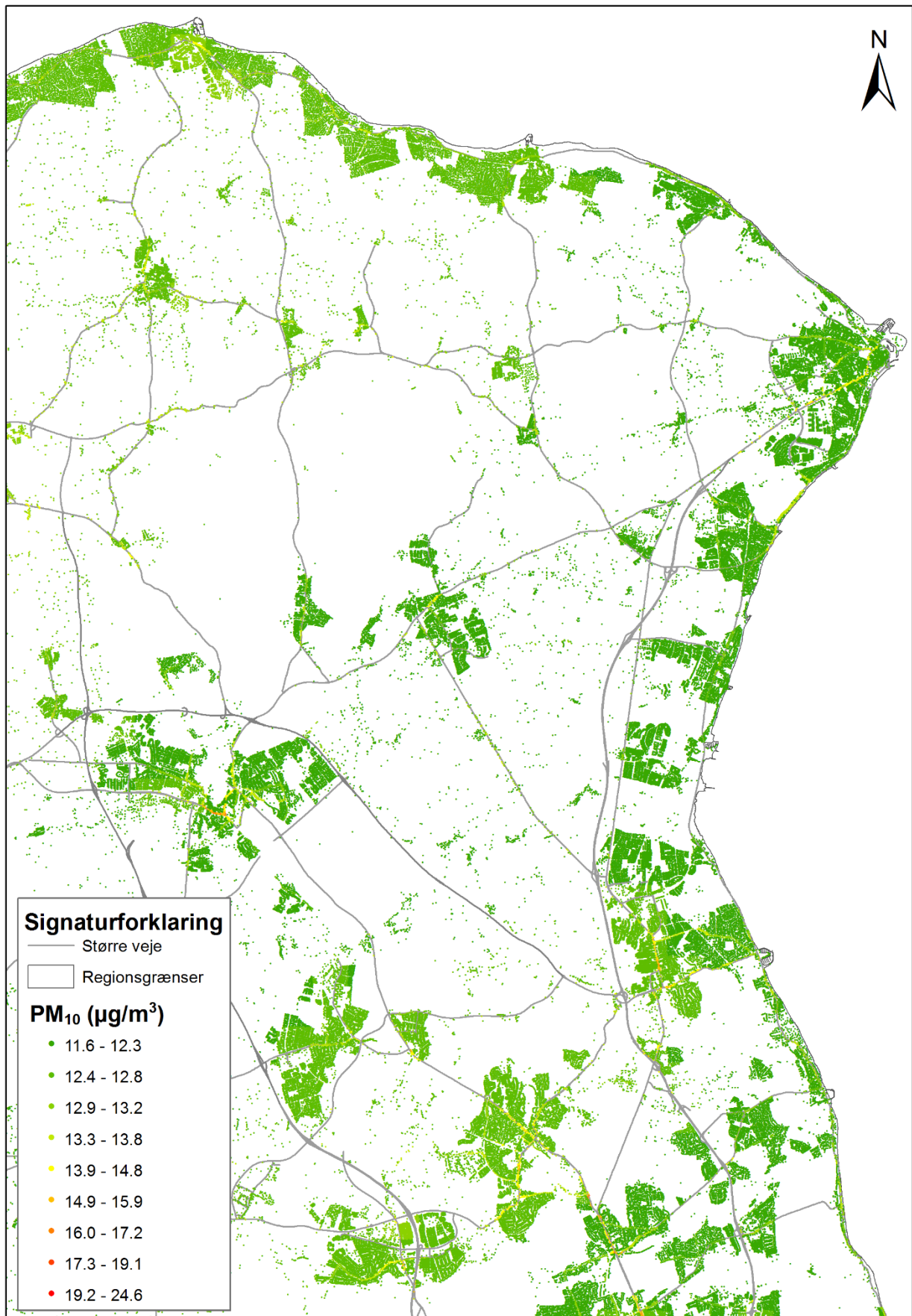
**Figur 5.10.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den nordøstlige del af Region Hovedstaden.



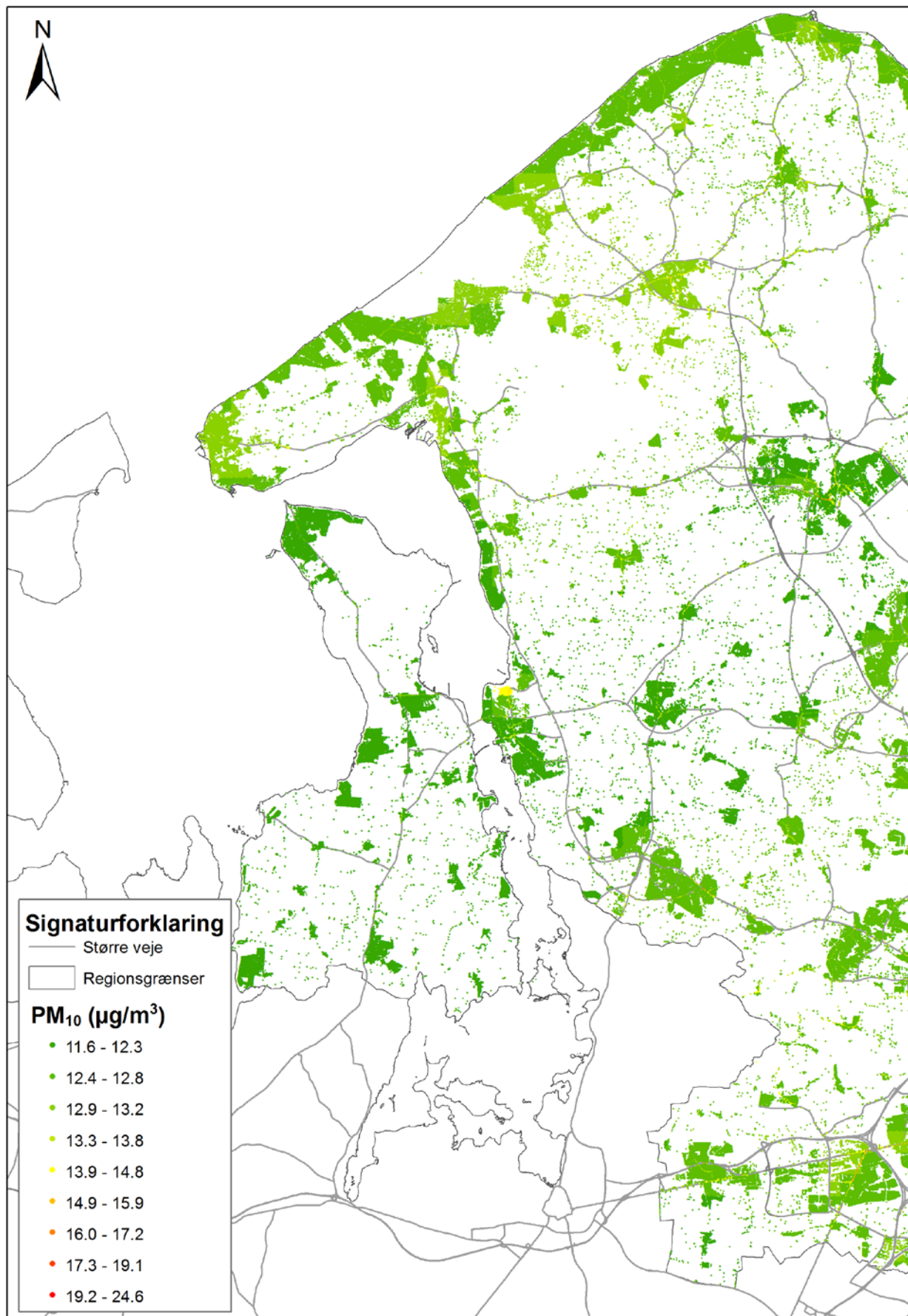
**Figur 5.11.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den vestlige del af Region Hovedstaden.



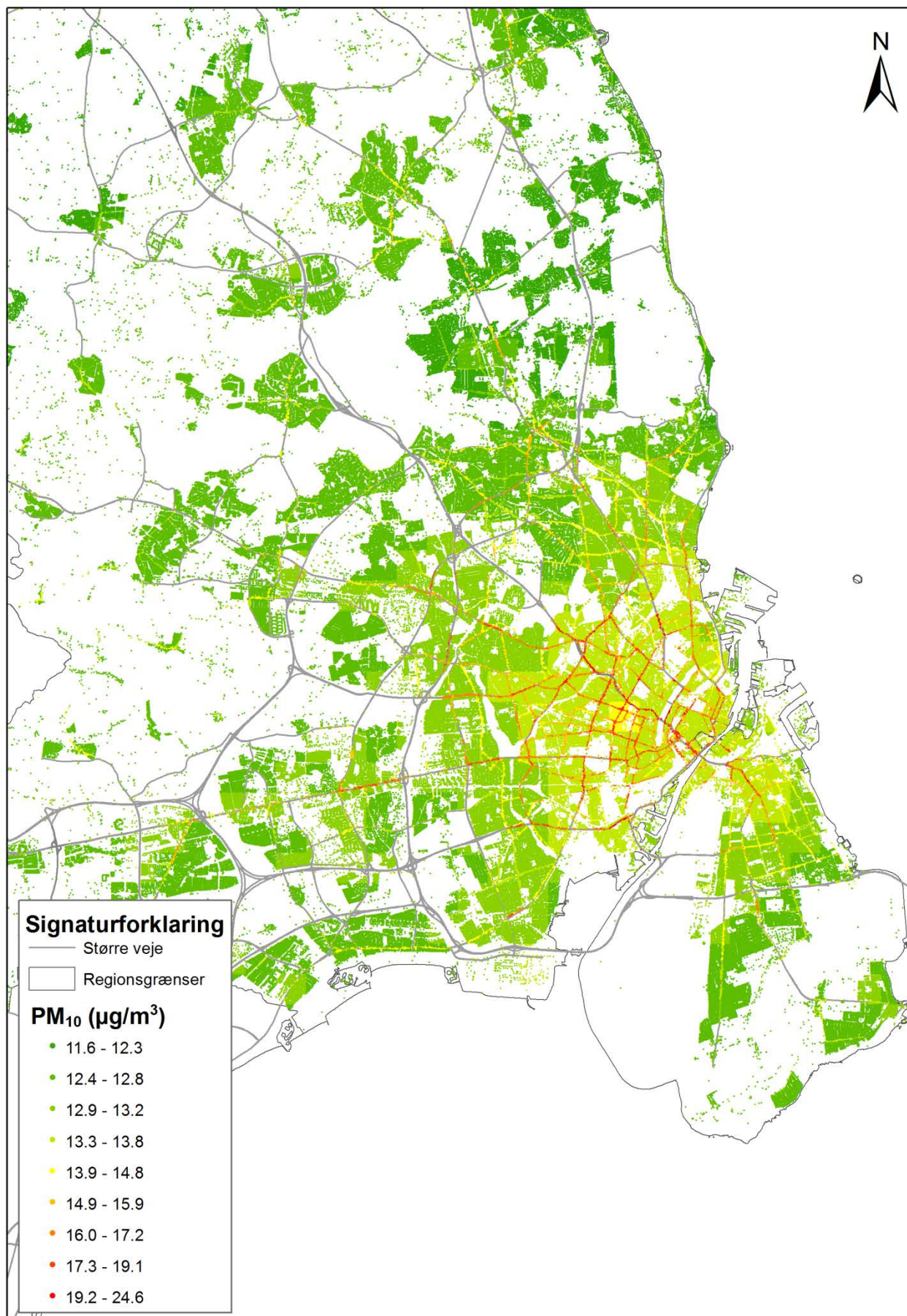
Figur 5.12. Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i Storkøbenhavn.



**Figur 5.13.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>10</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den nordøstlige del af Region Hovedstaden.



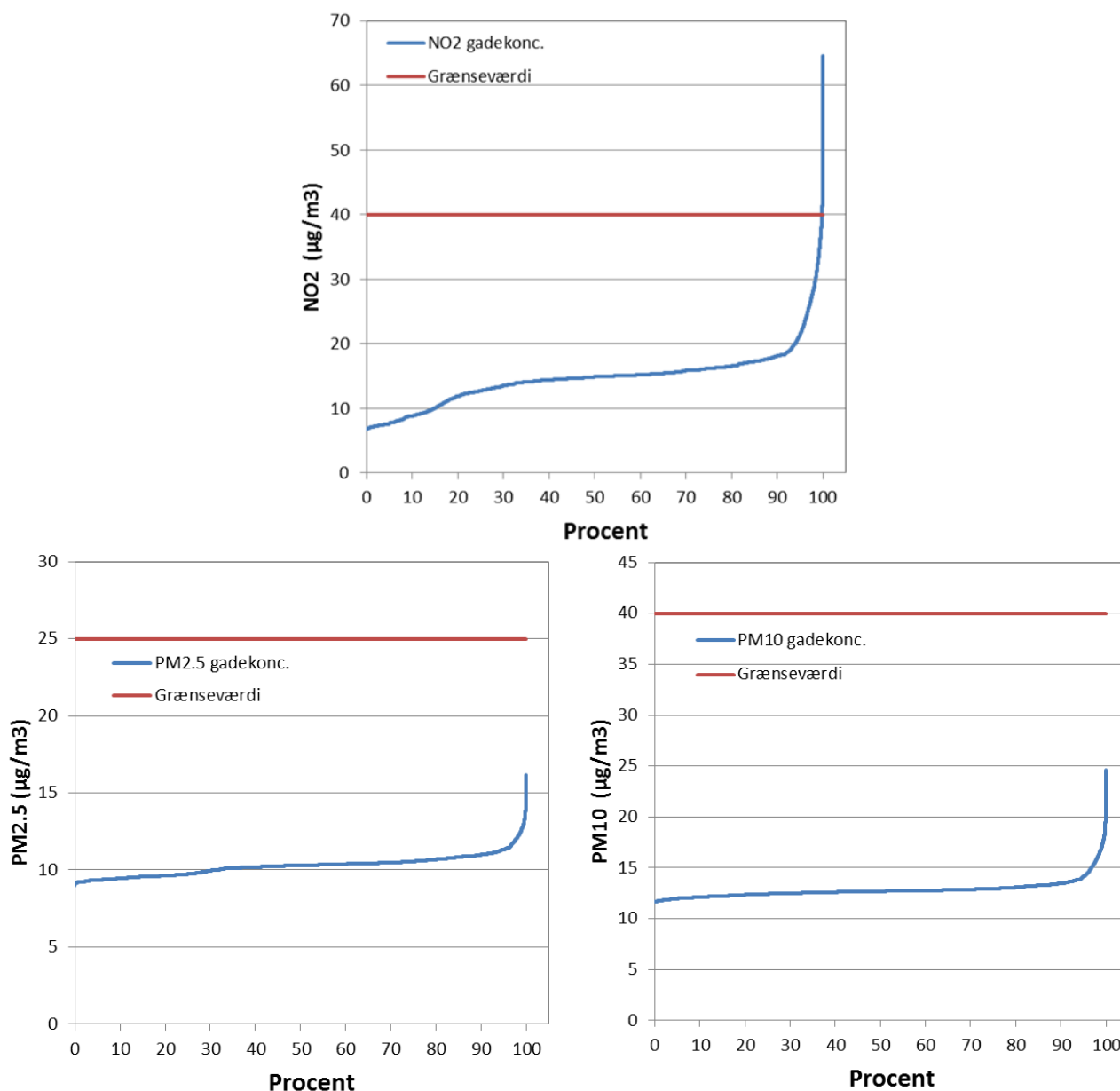
**Figur 5.14.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>10</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den vestlige del af Region Hovedstaden.



Figur 5.15. Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>10</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i Storkøbenhavn.

## 5.6 Statistisk analyse af gadekoncentrationer

Den statistiske fordeling af gadekoncentrationer i 2012 for hhv.  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  er vist i Figur 5.16 som en akkumuleret fordelingsfunktion, som for et givet koncentrationsniveau viser, hvor mange procent af de beregnede koncentrationer, som ligger under denne værdi. For eksempel for  $\text{NO}_2$  ligger 94% af alle gadekoncentrationer på adresser i Region Hovedstaden under  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og 6% over denne værdi.



**Figur 5.16.** Statistisk fordeling af gadekoncentrationer i 2012 i Region Hovedstaden for hhv.  $\text{NO}_2$  (øverst),  $\text{PM}_{2.5}$  (til venstre) og  $\text{PM}_{10}$  (til højre).

I Tabel 5.3 er opsummeret statistiske nøgleparametre.

**Tabel 5.3.** Statistiske parametre af gadekoncentrationer i 2012 for hhv.  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  baseret på modelberegninger for 454.259 adresser i Region Hovedstaden

	$\text{NO}_2$	$\text{PM}_{2.5}$	$\text{PM}_{10}$
Min.	6,7	9,0	11,6
Maks.	64,6	16,2	24,6
Gns.	14,7	10,3	12,8

### **Sammenhængen mellem befolkningstæthed og luftforurening**

Som det fremgår af den geografiske fordeling af bybaggrunds- og gadekoncentrationer er koncentrationerne generelt højere i de større byer, hvor København har de højeste koncentrationer. Højere emissionstæthed og større udstrækning af en by vil give højere koncentrationer, og begge faktorer formodes at hænge sammen med befolkningstætheden.

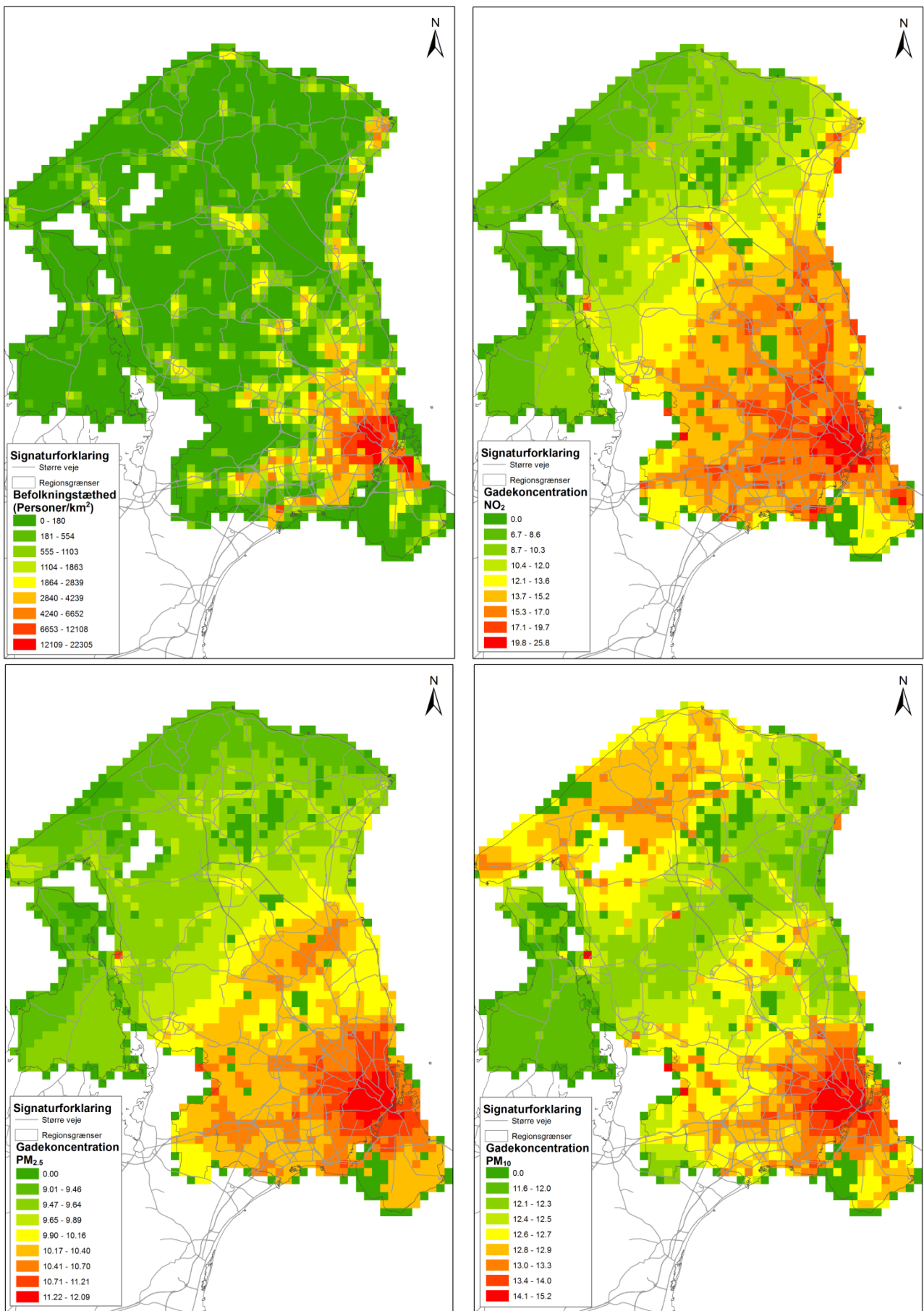
I det følgende er der lavet en analyse af sammenhængen mellem befolkningstæthed og koncentrationer for at belyse sammenhængen mellem bystørrelse og koncentrationsniveau.

Analysen er gennemført med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km på det danske kvadratnet. Både bybaggrunds- og gadekoncentrationer er belyst baseret på Luften på din vej fra 2012. Bybaggrundskoncentrationer er allerede på samme geografiske opløsning, men for gadekoncentrationer er der beregnet et gennemsnit af gadekoncentrationer ud fra alle adresser, som ligger inden for en given gittercelle.

Et eksisterende datasæt for befolkningen fra 2014, som ligger tæt på koncentrationsdata fra 2012, er anvendt. Datasættet er baseret på geokodede CPR-oplysninger fra 2008, som er fremskrevet til 2014 med stigningstaksten for hele landet som helhed. For Region Hovedstaden indeholder dette datasæt 1.642.583 personer, hvor Danmarks Statistik for 1. kvartal af 2014 har 1.749.405 personer, dvs. omkring 6% flere personer ([www.statistikbanken.dk](http://www.statistikbanken.dk)). Forskellen skyldes sandsynligvis, at befolkningen fra 2008 er fremskredet med stigningstaksten for landsgennemsnittet, og Region Hovedstaden har lidt højere befolkningstilvækst end landsgennemsnittet. Den mindre forskel formodes kun at have lille betydning for befolkningstætheden, og marginal betydning for sammenhængen mellem befolkningstæthed og koncentrationer.

Befolkningstætheden i 2014 og gennemsnitlige gadekoncentrationer i 2012 over gitterceller af 1 km x 1 km baseret på Luften på din vej for hhv. NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er visualiseret i Figur 5.17. Når gennemsnittet af alle gadekoncentrationer på adresser inden for en gittercelle beregnes, er der tale om en udglattet værdi, hvor de højeste koncentrationer vægter mindre, fordi der typisk ikke er så mange af disse i forhold til de ofte flere adresser med lavere koncentrationer, som ligger på mindre befærdede veje. Nulværdier forekommer fordi nogle gitterceller ikke har adresser.

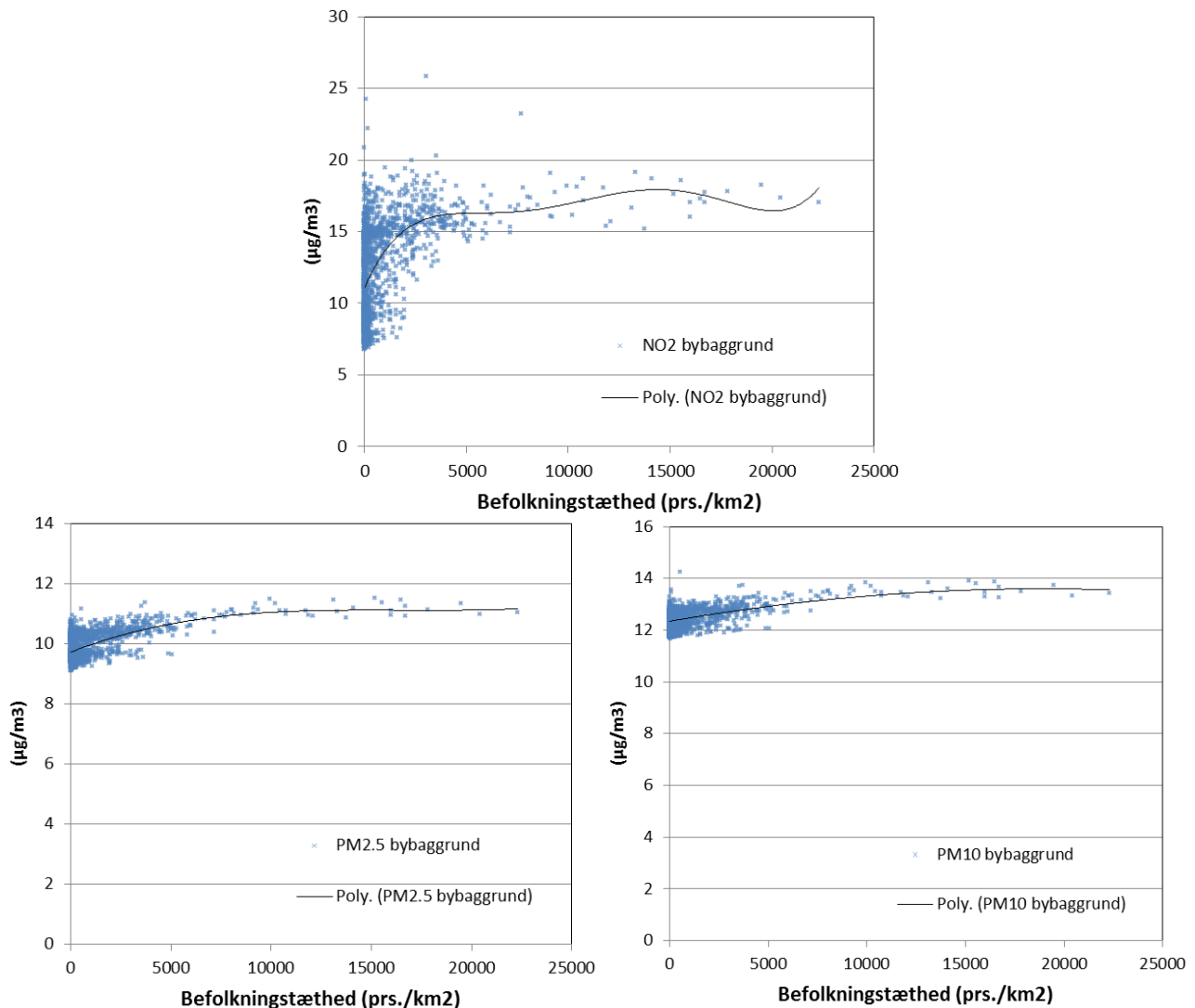




**Figur 5.17.** Befolkningstæthed i 2014 baseret på CPR-datasæt for 2008 fremskrevet til 2014 (Øverst til venstre), Gennemsnitlige gadekoncentrationer i 2012 over gitterceller af 1 km x 1 km baseret på Luften på din vej for hhv. NO<sub>2</sub> (Øverst til højre), PM<sub>2.5</sub> (Nederst til venstre) og PM<sub>10</sub> (Nederst til højre).

### Bybaggrundskoncentrationer

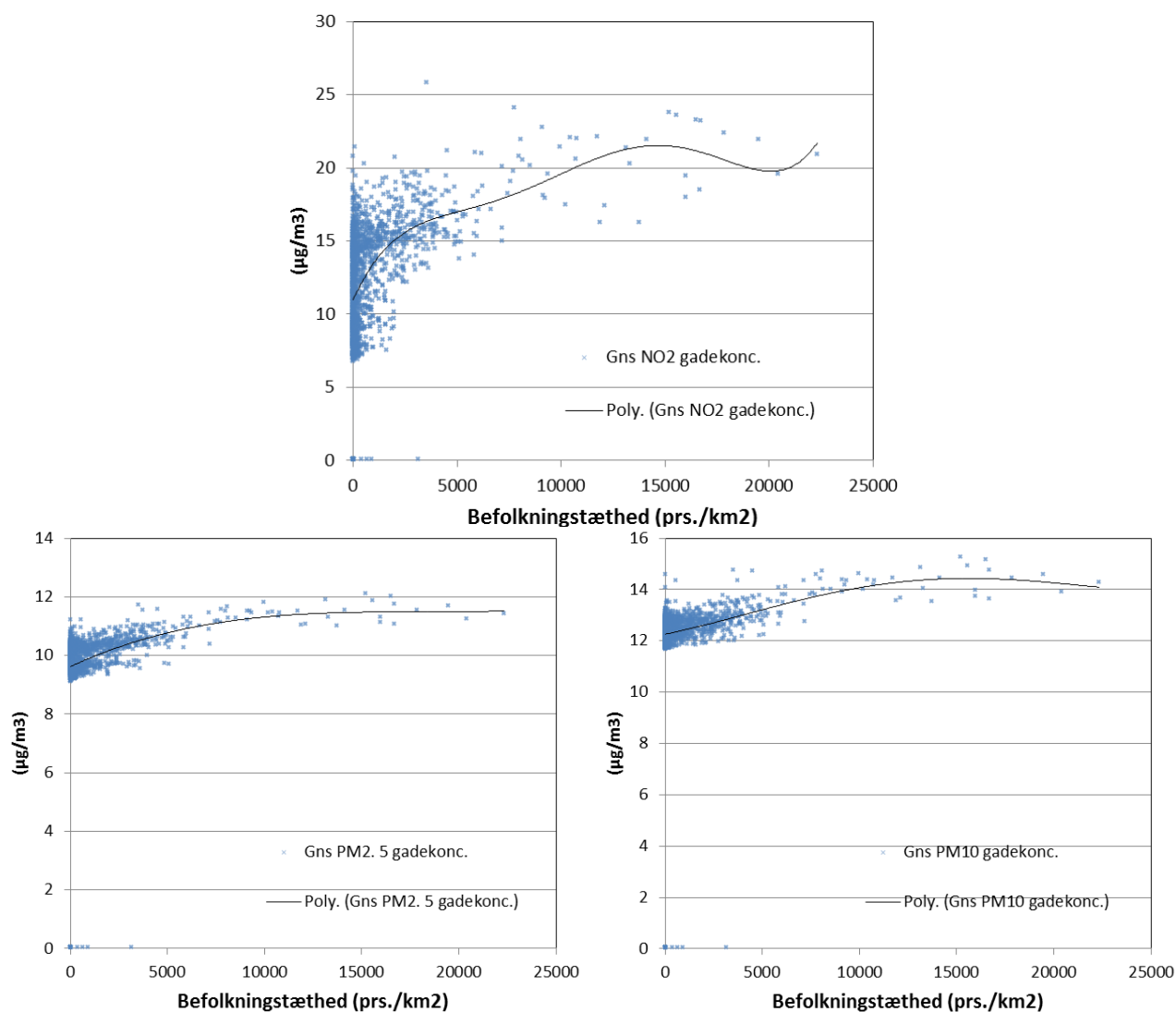
I Figur 5.18 er vist sammenhængen mellem befolkningstæthed i 2014 og bybaggrundskoncentrationen i 2012 på et 1 km x 1 km gitternet i Region Hovedstaden. Det ses, at der er stor variation i bybaggrundskoncentrationerne ved lave befolkningstætheder, hvorefter bybaggrundskoncentrationen stiger svagt ved stigende befolkningstæthed for at flade ud ved højere befolkningstætheder. Dette indikerer, at ved befolkningstætheder på over ca. 5.000 personer pr. kvadratkilometer, er bybaggrundskoncentrationerne omkring på samme niveau.



**Figur 5.18.** Sammenhængen mellem befolkningstæthed i 2014 og bybaggrundskoncentrationen i 2012 på gitterceller af 1 km x 1 km i Region Hovedstaden for hhv. NO<sub>2</sub> (Øverst), PM<sub>2.5</sub> (Nederst til venstre) og PM<sub>10</sub> (Nederst til højre). Best tilpassede kurve gennem punkterne er også vist (polynomium).

### Gennemsnitlige gadekoncentrationer på gitternet

I Figur 5.19 er vist sammenhængen mellem befolkningstæthed i 2014 og gennemsnitlige gadekoncentrationer i 2012 på et 1 km x 1 km gitternet i Region Hovedstaden. Dette samme mønster ses stort set som for bybaggrundskoncentrationen. Dette skyldes sandsynligvis, at der i dette tilfælde tages et gennemsnit af alle adresser inden for 1 km x 1 km, hvor relativt få er adresser med meget trafik (høje koncentrationer), mens de fleste adresser vil have lav trafik (lave koncentrationer på niveau med bybaggrundskoncentrationen).



**Figur 5.19.** Sammenhængen mellem befolkningstæthed i 2014 og gennemsnittet af gadekoncentrationer i 2012 på gitterceller af 1 km x 1 km i Region Hovedstaden for hhv. NO<sub>2</sub> (Øverst), PM<sub>2,5</sub> (Nederst til venstre) og PM<sub>10</sub> (Nederst til højre). Best tilpassede kurve gennem punkterne er også vist (polynomium).

## 5.7 Udvikling på målestationerne

Luften på din vej viste den geografiske fordeling af beregnede bybaggrunds- og gadekoncentrationer i 2012. I dette afsnit ser vi på udviklingen i koncentrationsniveauer siden 2012 ud fra udviklingen på målestationerne (Ellermann et al., 2016).

### Udvikling i målinger af NO<sub>2</sub>

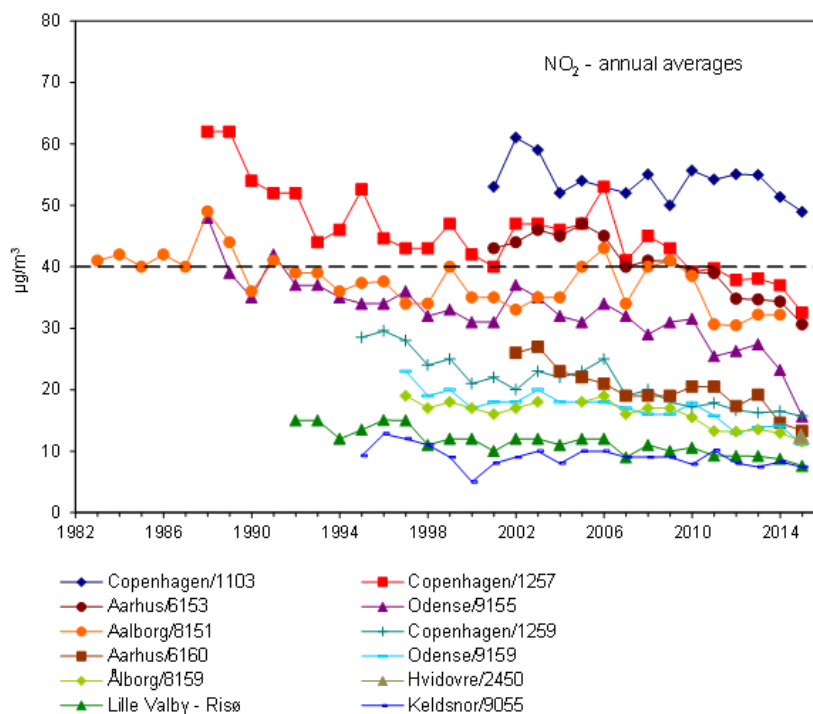
I Figur 5.20 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af NO<sub>2</sub> for målestationer i Danmark. Der er følgende målestationer i Region Hovedstaden. Der er to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation H.C. Ørsted Institutet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015. Stationers placering, målte stoffer, resultater mv. er nærmere beskrevet på hjemmesiden <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/>.

Der er en faldende tendens i NO<sub>2</sub>-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne. Den faldende tendens skyldes for gadestationer især den løbende udskiftning af bilparken, som resulterer i lavere NO<sub>x</sub>-emissioner. Lavere danske og udenlandske emissioner bidrager også til den faldende tendens for de regionale baggrundsstationer.

I 2015 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard 49 µg/m<sup>3</sup> og 33 µg/m<sup>3</sup> på Jagtvej, bybaggrundskoncentrationen er 16 µg/m<sup>3</sup> på H.C. Ørsted Institutet og 12 µg/m<sup>3</sup> i Hvidovre, og den regionale koncentration på Lille Valby-Risø er 8 µg/m<sup>3</sup>. Det er således kun målingerne på H.C. Andersens Boulevard, der overskrider grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Trafikkens bidrag til NO<sub>2</sub>-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 33 µg/m<sup>3</sup> og på Jagtvej omkring 17 µg/m<sup>3</sup> (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og det regionale bidrag er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne.

Busbanen ved siden af målestationen blev inddraget til regulær kørebane for trafikken i 2010. Konsekvensen heraf var, at der i 2010 var et spring i NO<sub>2</sub>-koncentrationerne på omkring 8 µg/m<sup>3</sup>, hvilket bl.a. er dokumenteret ved samtidige parallelmålinger (Ellermann et al., 2014b). I 2016 blev målestationen på H.C. Andersens Boulevard flyttet omkring 3 m i forhold til kørebanerne for at genetablere afstanden mellem kørebanerne og målestationen. Springet på de omkring 8 µg/m<sup>3</sup> forventes at forsvinde ved den genetablerede placering af målestationen i forhold til vejbanerne.



**Figur 5.20.** Udviklingen i årsmiddelværdien af NO<sub>2</sub> for målestationer i Danmark. Målestationer i Region Hovedstaden med NO<sub>2</sub>-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institutet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015 (Ellermann et al., 2016).

### Udvikling af målinger af PM<sub>2.5</sub>

I Figur 5.21 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af PM<sub>2.5</sub> for målestationer i Danmark.

Der er en faldende tendens i PM<sub>2.5</sub>-koncentrationerne for både gade- og bybaggrundsstationen.

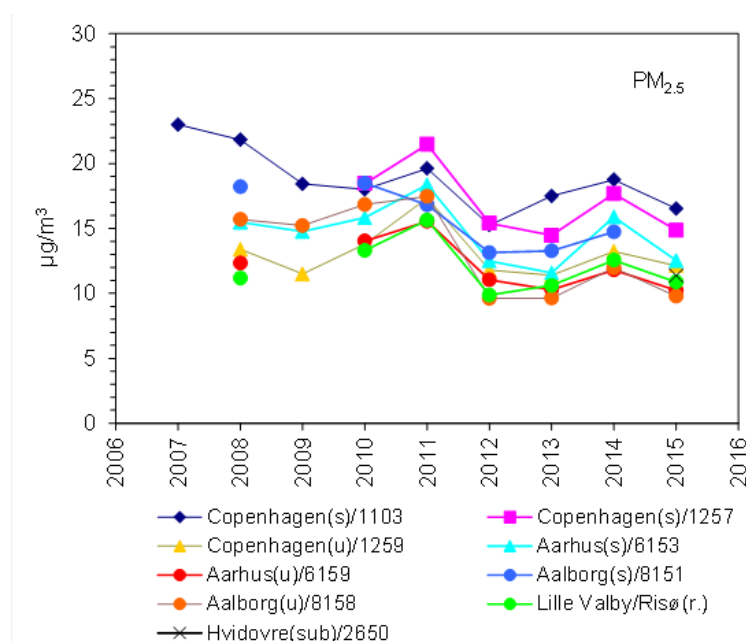
I 2015 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard 16 µg/m<sup>3</sup>, på Jagtvej 14 µg/m<sup>3</sup>, bybaggrundsstationen på H.C. Ørsted Institutet er 12 µg/m<sup>3</sup>, bybaggrundsstationen i Hvidovre er 11 µg/m<sup>3</sup> og de regionale koncentrationer ved Lille Valby-Risø er 11 µg/m<sup>3</sup>. Målingerne er væsentligt under grænseværdien på 25 µg/m<sup>3</sup>.

Trafikkens bidrag til PM<sub>2.5</sub>-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 4 µg/m<sup>3</sup> og på Jagtvej omkring 2 µg/m<sup>3</sup> (forskellen mellem gade- og bybaggrundsstationen). Der er således et meget stort baggrundsbidrag, og trafikken i gaderne bidrager forholdsvis lidt til gadekoncentrationer.

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

Den faldende tendens skyldes lavere danske og udenlandske emissioner.

PM<sub>2.5</sub> har ikke været målt med samme instrumenttype i gennem hele perioden, hvilket forklarer noget af variationen mellem årene.



**Figur 5.21.** Udviklingen i årsmiddelværdien af PM<sub>2.5</sub> for målestationer i Danmark. Målestationer i Region Hovedstaden med PM<sub>2.5</sub>-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institutet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015 (Ellermann et al., 2016).

## PM<sub>10</sub>

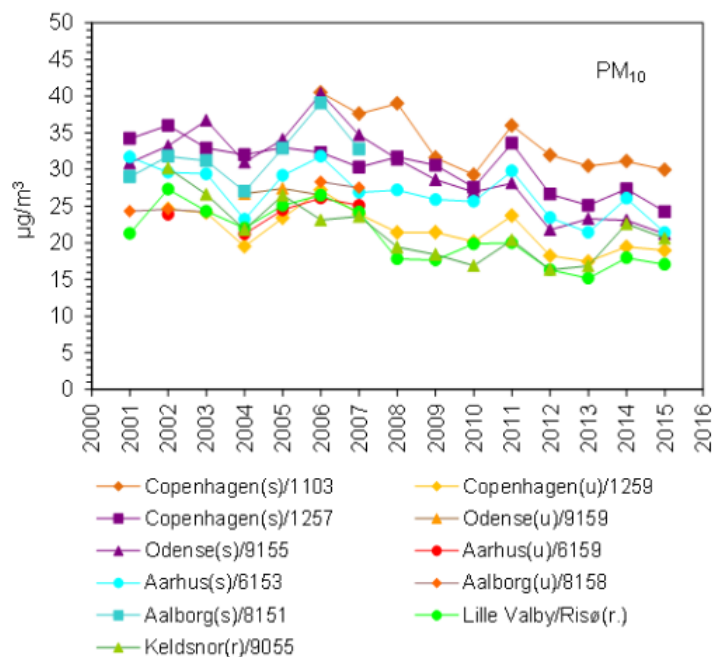
I Figur 5.22 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af PM<sub>10</sub> for målestationer i Danmark.

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

I 2015 er gadekoncentrationen 29 µg/m<sup>3</sup> og 23 µg/m<sup>3</sup> på hhv. H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej. Der blev målt 18 µg/m<sup>3</sup> på bybaggrundsstationen H.C. Ørsted Institut og 17 µg/m<sup>3</sup> på den regionale station Lille Valby-Risø. Målingerne er væsentligt under grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Trafikkens bidrag til PM<sub>10</sub>-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 11 µg/m<sup>3</sup> og på Jagtvej omkring 5 µg/m<sup>3</sup> (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). I forhold til PM<sub>2,5</sub> er der således et større gadebidrag, hvilket skyldes bidraget for ikke-udstødning, da udstødningsbidraget er det samme for PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub>.

PM<sub>10</sub> har ikke været målt med samme instrumenttype i gennem hele perioden, hvilket forklarer noget af variationen mellem årene.



**Figur 5.22.** Udviklingen i årsmiddelværdien af PM<sub>10</sub> for målestationer i Danmark. Målestationer i Region Hovedstaden med PM<sub>10</sub>-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institut/1259, samt en regional station Lille Valby-Risø.

## Partikelantal

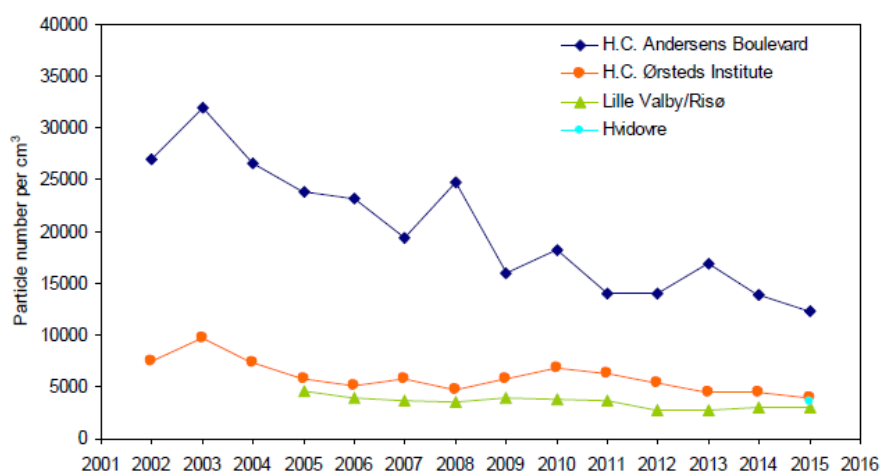
I Figur 5.23 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler pr. kubikcentimeter for målestationer i Danmark, som alle er placeret i Region Hovedstaden.

Når man tæller partikler, er antallet helt domineret af de meget små partikler, som har meget lille masse, og derfor massemæssigt udgør en meget lille del af fx  $PM_{2.5}$ . Antallet af partikler er domineret af forbrændingspartikler som fx kondensater mv. Ultrafine partikler er defineret som partikler med en diameter under 0,1 mikrometer ( $PM_{0.1}$ ), og der er derfor et stort sammenfald mellem antallet af partikler og ultrafine partikler.

Der er en faldende tendens i koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne. Koncentrationerne er omkring halveret over måleperioden for gade- og bybaggrundskoncentrationen. Den faldende tendens skyldes for gadestationerne især den løbende udskiftning af bilparken, hvorved flere køretøjer fx får partikelfilter. Introduktion af miljøzoner i 2008 for tunge køretøjer har også bidraget.

I 2015 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard omkring 12.000 partikler pr. kubikcentimeter, bybaggrundskoncentrationen på omkring 4.000 på H.C. Ørsted Institutet, og den regionale koncentration på Lille Valby-Risø på omkring 3.000. Det er ingen grænseværdier for antallet af partikler.

Trafikkens bidrag til koncentrationen af antallet af partikler på H.C. Andersens Boulevard er omkring 8.000 partikler pr. kubikcentimeter (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og det regionale bidrag er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne. På denne måde viser antallet af partikler samme mønster som for  $NO_2$ .



**Figur 5.23.** Udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler for målestationer i Danmark. Målestationer i Region Hovedstaden med målinger af partikelantal er gadestationen H.C. Andersens Boulevard/1103, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institutet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015.

## 5.8 Sammenligning med WHO retningslinjer

I Tabel 5.4 sammenlignes målte koncentrationer fra 2016 i Københavnsområdet med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2017). EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for at grænseværdierne overholdes. Såfremt grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende, og kan betragtes som anbefalinger til verdens lande.

**Tabel 5.4.** Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i København i 2016

Stof	EU-grænseværdi (µg/m <sup>3</sup> )	WHO-retningslinjer (µg/m <sup>3</sup> )	Målt på målestationer i 2016 (µg/m <sup>3</sup> )		
			Trafikerede gader	Bybaggrund (hustag)	Landområder
PM <sub>2.5</sub>	Årsmiddel (25)	Årsmiddel (10)	13-15	10	9
PM <sub>10</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (20)	23-28	15	14
NO <sub>2</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (40)	33-47 <sup>a</sup>	15	7

<sup>a</sup>Kun overskridelse af EU-grænseværdi på H.C. Andersens Boulevard i København. Interval dækker over de to gadestationer.

Målestationer i trafikerede gader er H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, bybaggrundsmålingen er foretaget på taget af H.C. Ørstedsinstituttet, og for landområder er det en målestation ved Risø nord for Roskilde.

Mht. overskridelse af EU's grænseværdier for luftkvalitet er det kun NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi som overskrides i 2016, hvilket sker på H.C. Andersens Boulevard i København, som er en af Danmarks mest befærdede bygader.

WHO's retningslinjer er lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for PM<sub>2.5</sub> og halvdelen for PM<sub>10</sub>, mens de er ens for NO<sub>2</sub>.

I forhold til WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub> ses, at retningslinjerne er overskredet i gadeniveau, tangeret i bybaggrund men ikke overskredet i landområder.

WHO's retningslinjer for PM<sub>10</sub> er kun overskredet i gaderne.

Målte værdier overskrider også WHO's retningslinjer for NO<sub>2</sub> på H.C. Andersens Boulevard.

### Udvikling fra 2014 til 2025

Udviklingen fra 2014 til 2025 i bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden er vist i Tabel 5.5, baseret på modelberegninger (DEHM/UBM). Alle stoffer reduceres undtagen årsmiddelkoncentrationen af ozon, som stiger pga. faldende NO<sub>x</sub>-emissioner.

**Tabel 5.5.** Bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014 og 2025 beregnet med DEHM/UBM (µg/m<sup>3</sup>)

Årstal	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
2014	16	14	66	14	11
2025	11	10	68	12	10
Forskel (µg/m <sup>3</sup> )	-5	-4	3	-2	-2



I forhold til WHO's retningslinjer vil reduktionen i PM<sub>2,5</sub> bidrage til, at det kunne være muligt at overholde WHO's retningslinjer i landområder, men der vil sandsynligvis stadigvæk være overskridelser i bybaggrund og i særdeleshed i bygader.

Reduktion i PM<sub>10</sub> vil reducere koncentrationerne i gader, men niveauerne vil stadigvæk overskride WHO's retningslinjer i trafikerede gader.

Reduktion i NO<sub>2</sub> vil bidrage til, at WHO's retningslinjer overholdes i trafikerede gader, da vejtrafikken også er en af de emissionssektorer, som vil reducere NO<sub>x</sub>-emissionen fremover, og dermed også reducere gadebidraget.

Den geografiske variation af de stoffer, som indgår i DEHM/UBM, er vist i bilag 1 i 2014 og 2025, og er næsten ens i de to år. Stoffer inkluderet er: NO<sub>x</sub> (kvælstofdioxid), NO<sub>2</sub> (kvælstofdioxid), O<sub>3</sub> (ozon), CO (kulilte), PM<sub>10</sub> (massen af partikler under 10 mikrometer), PM<sub>2,5</sub> (massen af partikler under 10 mikrometer), BC (Black carbon/sod), SO<sub>2</sub> (svovldioxid), SO<sub>4</sub> (sulfat), NO<sub>3</sub> (nitrat), NH<sub>4</sub> (ammonium), NH<sub>3</sub> (ammoniak), OC (organisk kulstof), SOA (sekundære organiske partikler), og havsalt (fra havsprøjt).

## 6 Kildeopgørelse

I dette kapitel beskrives en kildeopgørelse for Region Hovedstaden.

Først redegøres for en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kilder vises, og hvordan de er fordelt geografisk.

Dernæst vises kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer (i mikrogram pr. kubikmeter og i procent).

For det tredje vises kildebidragene for 98 gader i København, som også indgår i det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Endvidere vises en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i København, hvor der også er en målestation. Denne analyse viser, hvor meget de enkelte køretøjskategorier bidrager til gadekoncentrationen, og hvor meget bybaggrundsforureningen andrager.

I analysen af kildebidrag er det valgt at fokusere på koncentrationsbidragene til  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  samt ozon.  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$  er gode indikatorer for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for  $\text{NO}_2$ , hvor grænseværdien som årsmiddelværdi på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  er overskredet ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København (Ellermann et al. 2016).  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  består af en lang række kilder og lang-transporteret luftforurening spiller en stor rolle. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for  $\text{PM}_{10}$  på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddelværdi og for  $\text{PM}_{2.5}$  på  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddelværdi, som ikke er overskredet på målestationerne i Danmark. Af  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  er det  $\text{PM}_{2.5}$  som indgår i beregningerne af helbredseffekter.

$\text{NO}_x$  (kvælstofmonooxid ( $\text{NO}$ )+kvælstofdioxid ( $\text{NO}_2$ )) dannes i forbindelse med forbrændingsprocesser, hvor høj temperatur sammen med ilt oxiderer luftens frie kvælstof ( $\text{N}_2$ ) til  $\text{NO}$  og  $\text{NO}_2$ . Den del som emitteres som  $\text{NO}_2$  betegnes direkte emitteret  $\text{NO}_2$ .  $\text{NO}$  kan i atmosfæren omdannes til  $\text{NO}_2$  i reaktioner med ozon.  $\text{NO}_2$  er således både en direkte emitteret og en sekundær dannet luftforurening.

Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinteforbindelser på en stor geografisk skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor skala sammen med europæiske kilder, men danske kilder har lille indflydelse på det generelle ozonniveau. Endvidere vurderes det, at der er meget lille nettoproduktion af ozon under danske klimatiske forhold. Ozonniveauerne i Danmark er derfor primært "importeret". Faktisk stiger ozon over Danmark i luftkvalitetsberegninger, hvor danske emissionskilder er fjernet, så danske emissionskilder bidrager til en reduktion i ozon over Danmark, men til gengæld til en stigning i afstande over 500 km væk fra Danmark. Grunden til at ozonniveauerne i Danmark ville stige, hvis  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO}+\text{NO}_2$ ) emissioner reduceres er, at  $\text{NO}$  reagerer med ozon under dannelse af  $\text{NO}_2$ , og mindre  $\text{NO}$  vil derfor give højere ozonkoncentrationer under danske forhold.

## 6.1 Emissionsopgørelse

### Totale emissioner

I Tabel 6.1 er vist emissioner i Region Hovedstaden fordelt på emissionskilder i 2014, i Tabel 6.2 tilsvarende for 2025 og i Tabel 6.3 er den procentvise forskel i emissioner mellem 2014 og 2025 vist. Bidraget fra international søfart inden for 25 km af regionen (Øresund) er også vist.

For  $\text{NO}_x$  er den største kilde vejtransport (SNAP07), mens det for partikler er brændeovne og pillefyr mv. (SNAP0202). Dette gælder i både 2014 og 2025.

Det ses også, at international søfart inden for 25 km af regionen er en betydelig kilde, da den for  $\text{NO}_x$  er omkring 2/3 af alle  $\text{NO}_x$ -emissionerne i Region Hovedstaden i 2014, og er af samme størrelse i 2025. For partikler udgør kategorien International søfart en mindre del i forhold til emissionerne i regionen i både 2014 og 2025. Som det fremgår senere i dette kapitel, er kildebidraget ikke tilsvarende stort til bybaggrundskoncentrationen pga. den dominerende sydvestlige vindretning, som blæser forureningen væk fra regionen, og pga. afstanden fra skibsruterne til landområderne.

De totale emissioner forventes at blive reduceret for  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  med hhv. 33%, 12% og 18%.

For den internationale skibstrafik forventes  $\text{NO}_x$  emissionerne at stige lidt (2%), mens både  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  forventes at falde med 31% fra 2014 til 2025.

**Tabel 6.1.** Emissioner i Region Hovedstaden i 2014 fordelt på emissionskilder. Bidraget for international søfart inden for 25 km af regionen er også vist (tons).

SNAP kode	Beskrivelse	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	296 8	145	110
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	268	56	54
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	706	1949	1900
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, landbrug og gartneri f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	26	39	36
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	346	24	9
SNAP04	Industrielle processer	24	332	65
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	32	3
SNAP06	Anvendelse af produkter	8	60	55
SNAP07	Vej transport	828 6	587	417
SNAP0801	Militær	32	1	1
SNAP0802	Jernbaner	373	10	10
SNAP080402	National søfart	0	0	0
SNAP080403	National fiskeri	4	0	0
SNAP080501	National LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	71	1	1
SNAP080502	International LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	528	5	5
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	108	1	1
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	176	14	14
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	3	1	1
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	907	66	66
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	12	2	2
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	37	11	12
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	33	73	73
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	3	7	2
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	170	75	6
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget	1	3	3
SNIP	International søfart inden for 25 km af Region Hovedstaden	976 8	228	227
Total	Alle emissioner i Region Hovedstaden (ekskl. international søfart)	150 91	3492	2843

**Tabel 6.2.** Emissioner i Region Hovedstaden i 2025 fordelt på emissionskilder. Bidraget for international søfart inden for 25 km af regionen er også vist (tons).

SNAP kode	Beskrivelse	NOx	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	3100	190	136
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	179	47	45
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	754	1588	1551
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	21	40	37
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	315	14	7
SNAP04	Industrielle processer	22	415	90
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	33	4
SNAP06	Anvendelse af produkter	7	56	49
SNAP07	Vej transport	3945	484	287
SNAP0801	Militær	19	0	0
SNAP0802	Jernbaner	159	0	0
SNAP080402	National søfart	0	0	0
SNAP080403	National fiskeri	2	0	0
SNAP080501	National LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	75	1	1
SNAP080502	International LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	623	5	5
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	115	1	1
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	64	4	4
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	1	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	466	17	17
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	9	2	2
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	29	11	11
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	14	72	72
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	2	10	3
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	224	71	6
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget	1	3	3
SNIP	International søfart inden for 25 km af Region Hovedstaden	1000 4	158	157
Total	Alle emissioner i Region Hovedstaden (ekskl. international søfart)	1014 8	3063	2330

**Table 6.3.** Procentvis forskel i emissioner i Region Hovedstaden mellem 2014 og 2025 fordelt på emissionskilder. Bidraget for international søfart inden for 25 km af regionen er også vist (%).

SNAP kode	Beskrivelse	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	5	31	24
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	-33	-16	-17
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	7	-19	-18
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	-16	3	3
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	-9	-41	-30
SNAP04	Industrielle processer	-6	25	37
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	-	1	12
SNAP06	Anvendelse af produkter	-8	-8	-11
SNAP07	Vej transport	-52	-18	-31
SNAP0801	Militær	-40	-73	-73
SNAP0802	Jernbaner	-57	-99	-99
SNAP080402	National søfart	-	-	-
SNAP080403	National fiskeri	-59	-45	-30
SNAP080501	National LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	7	2	2
SNAP080502	International LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	18	17	17
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	7	8	8
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	-64	-71	-71
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	-74	-31	-32
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	-49	-74	-74
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	-21	1	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	-21	0	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	-59	-2	-2
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	-2	41	19
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	32	-5	-7
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget	-3	-6	-7
SNIP	International søfart inden for 25 km af Region Hovedstaden	2	-31	-31
Total	Alle emissioner i Region Hovedstaden (ekskl. international søfart)	-33	-12	-18

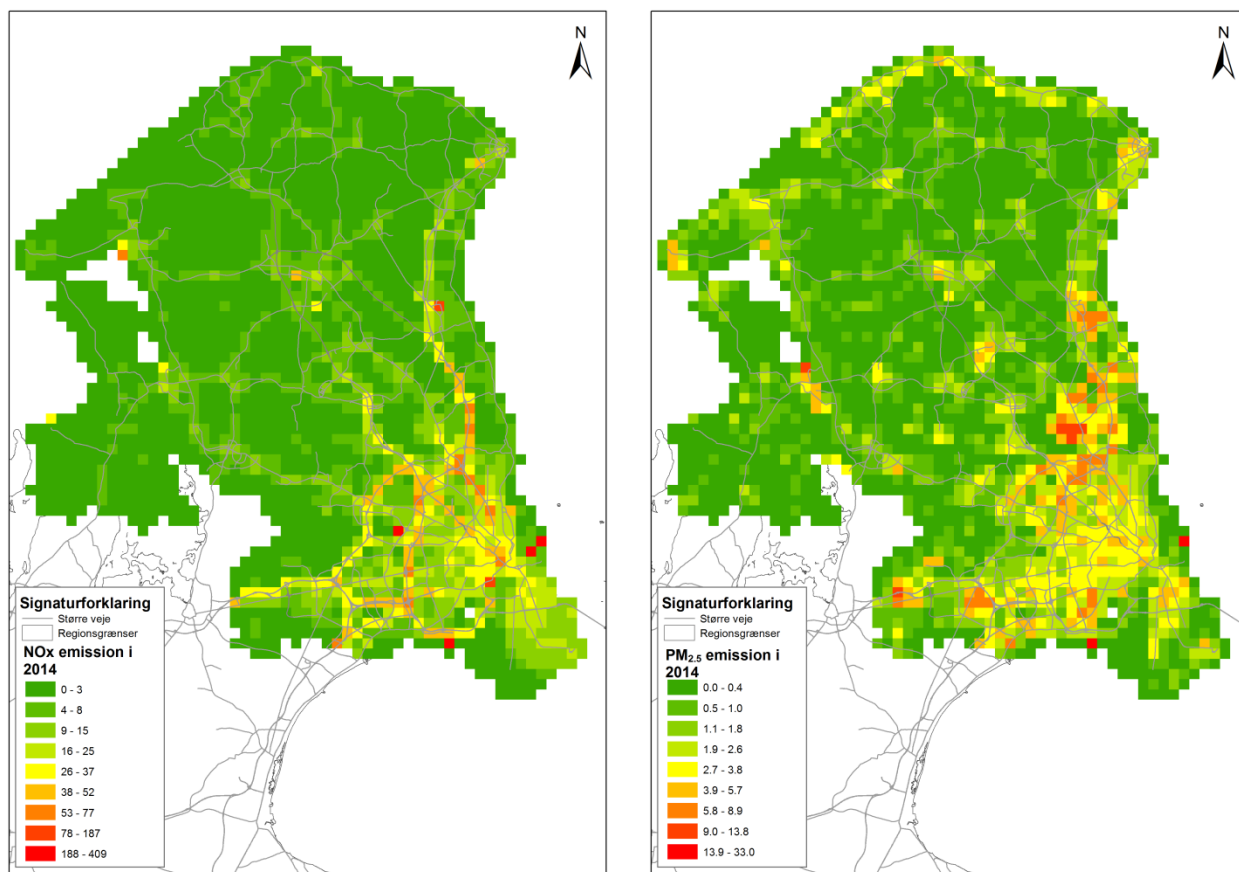
### Geografisk fordeling af emissioner

I Figur 6.1 er vist den geografiske fordeling af de totale emissioner fra alle kilder i Region Hovedstaden i 2014.

NO<sub>x</sub>-emissionerne følger generelt befolkningstæthed og vejtransport.

PM<sub>2.5</sub>-emissioner har et noget andet mønster end NO<sub>x</sub>, idet brændeovne betyder mere, og derfor er der også relativt højere emissioner i mindre befolkede områder.

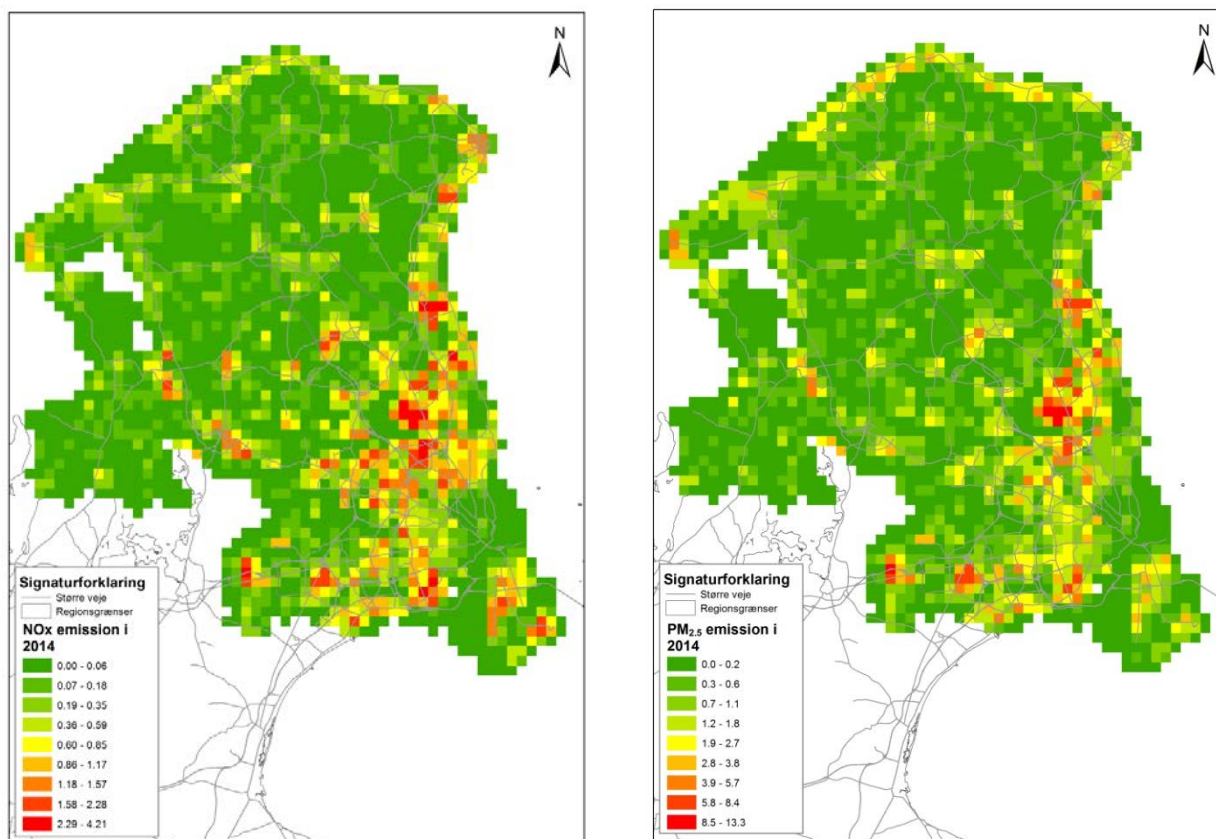
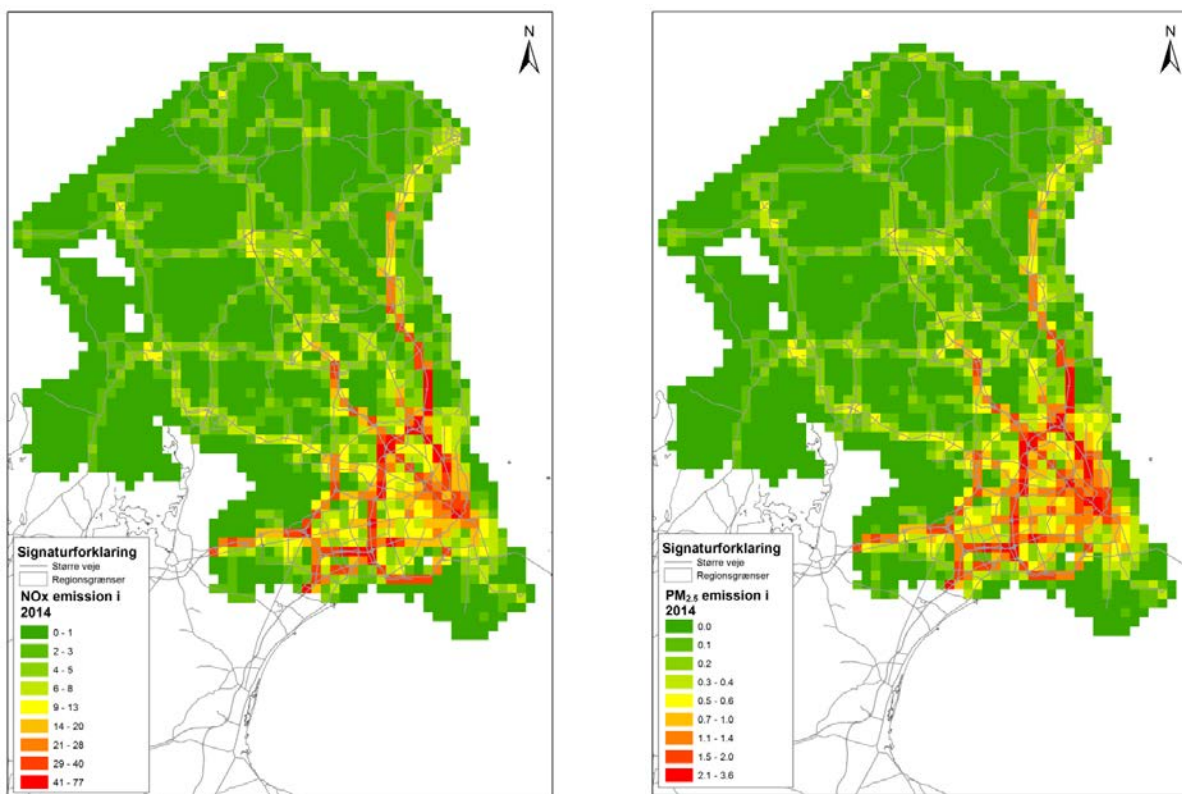
Den geografiske fordeling i 2025 er stort ens med 2014, og er derfor ikke vist.



**Figur 6.1.** Geografisk fordeling af totale emissioner i tons fra alle kilder i Region Hovedstaden i 2014 (alle SNAP-koder). NO<sub>x</sub> (venstre), PM<sub>2.5</sub> (højre). Enhed tons/km<sup>2</sup>/år.

Figur 6.2 viser den geografisk fordeling af emissioner fra vejtransport, hvor især København og andre større byer samt de store transportkoridorer har de højeste emissioner. Den geografiske fordeling er stort set ens for NO<sub>x</sub> og PM<sub>2.5</sub>, idet emissionerne er fra samme kilde.

Figur 6.3 viser den geografisk fordeling af emissioner fra brændeovne, hvor de højere emissioner er uden for de større byer i områder med lavere befolkningstæthed. Den geografiske fordeling er stort set ens for NO<sub>x</sub> og PM<sub>2.5</sub>, idet emissionerne er fra samme kilde.



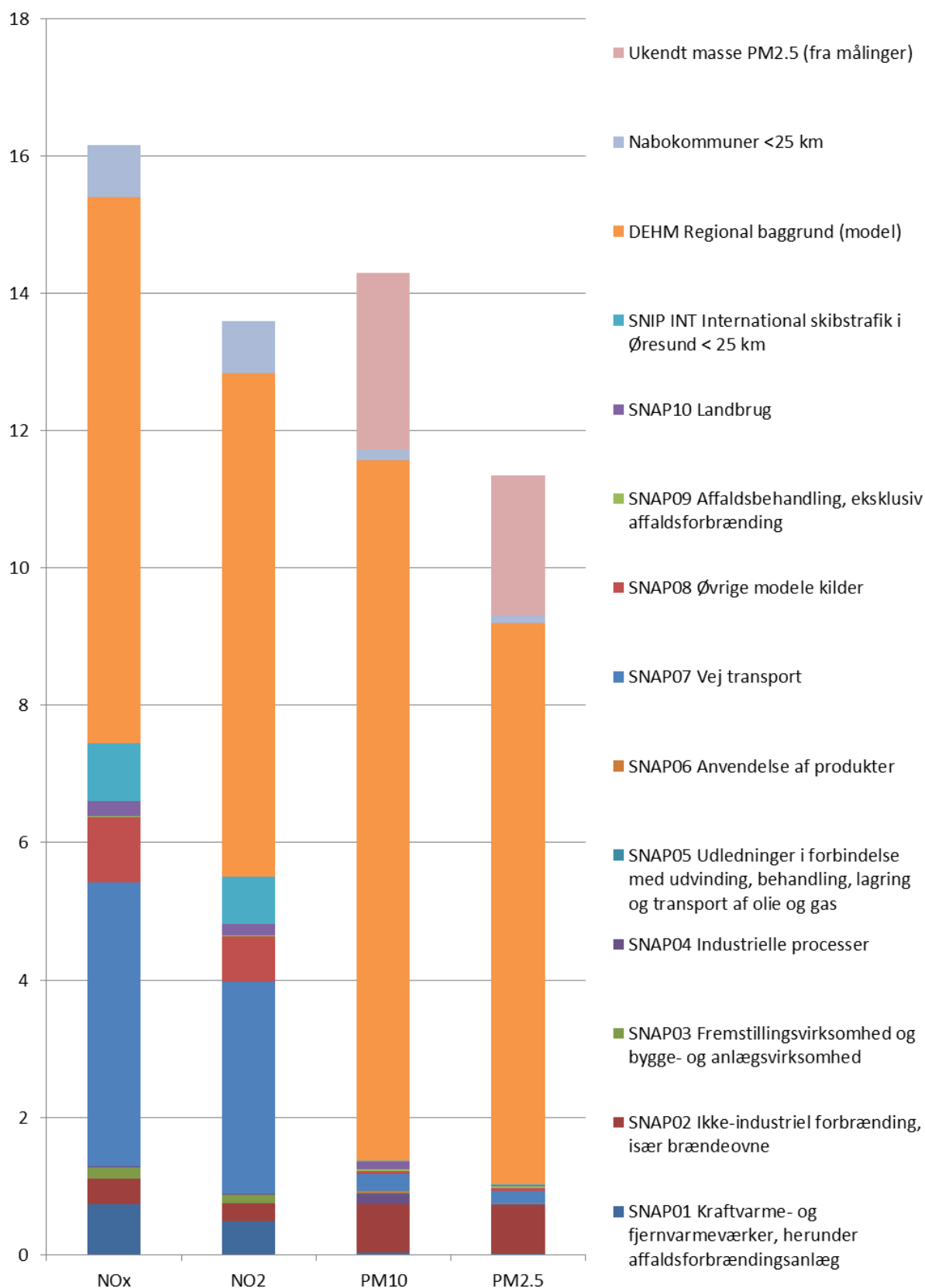


## 6.2 Kildebidrag fra Region Hovedstaden til Region Hovedstaden

### Kildebidrag fra emissioner i Region Hovedstaden til bybaggrundskoncentrationen i Region Hovedstaden i 2014

I Figur 6.4 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Region Hovedstaden i 2014. Det er altså hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. Tallene bag figuren er i Tabel 6.4. I Tabel 6.5 er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder, og i Tabel 6.6 det procentvise bidrag kun fra alle emissionskilder i Region Hovedstaden.

Resultaterne er fordelt på de 10 hovedemissionssektorer med relevante underopdelinger (SNAP-koder). Herudover er der en række bidrag. Bidraget fra den regionale baggrundsforurening er modelleret med DEHM, som indeholder bidraget fra udenlandske kilder og danske kilder længere væk end 25 km fra Region Hovedstaden. Endvidere vises bidraget fra nabokommuner til Region Hovedstaden, som dækker over bidragene fra emissioner, som er 25 km opstrøms fra regionen. Bidraget fra international søfart inden for 25 km (Øresund) er også vist særskilt, ligesom ukendt partikelmasse.



**Figur 6.4.** Bybaggrundsluftforureningen i Region Hovedstaden i 2014 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Bybaggrundsforureningen er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Region Hovedstaden. Undersektorer er samlet i hovedsektorer i signaturforklaring, men kan ses i Tabel 6.4.

**Table 6.4.** Koncentrationsbidrag fra forskellige kilder i Region Hovedstaden til bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014 (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

<b>Bidrag opdelt på kildetyper</b>		<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeverker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	0,74	0,49	-0,48	0,03	0,03
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,09	0,06	-0,06	0,02	0,02
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	0,26	0,19	-0,18	0,67	0,67
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,01	0,01
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,17	0,12	-0,12	0,01	0,01
SNAP04	Industrielle processer	0,02	0,01	-0,01	0,15	0,15
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0	0,01	0,01
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0	0,03	0,03
SNAP07	Vej transport	4,13	3,09	-3,01	0,25	0,25
SNAP0801	Militær	0,02	0,02	-0,01	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,17	0,12	-0,12	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP080403	National fiskeri	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,12	0,09	-0,09	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	0,06	0,04	-0,04	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,11	0,09	-0,08	0,01	0,01
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgå- ende maskiner	0,43	0,29	-0,28	0,03	0,03
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	-0,01	0,03	0,03
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,00	0	0,01	0,01
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,23	0,17	-0,17	0,09	0,09
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP Alle	Region Hovedstaden – alle kilder	6,63	5,20	-5,08	1,35	1,35
SNIP INT	International søfart < 25 km	0,83	0,68	-0,66	0,02	0,02
DEHM	Regional baggrund (model)	7,96	7,33	72,1	10,20	10,20
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	0,75	0,76	-0,76	0,15	0,15
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2.5</sub> (fra målinger)	0,00	0,00	0	2,57	2,57
Total	Alle kilder; Ind- og udland	16,20	14,00	65,6	14,30	14,30

**Table 6.5** Koncentrationsbidrag i % fra forskellige kilder i Region Hovedstaden i forhold til den totale luftforurening for bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014.

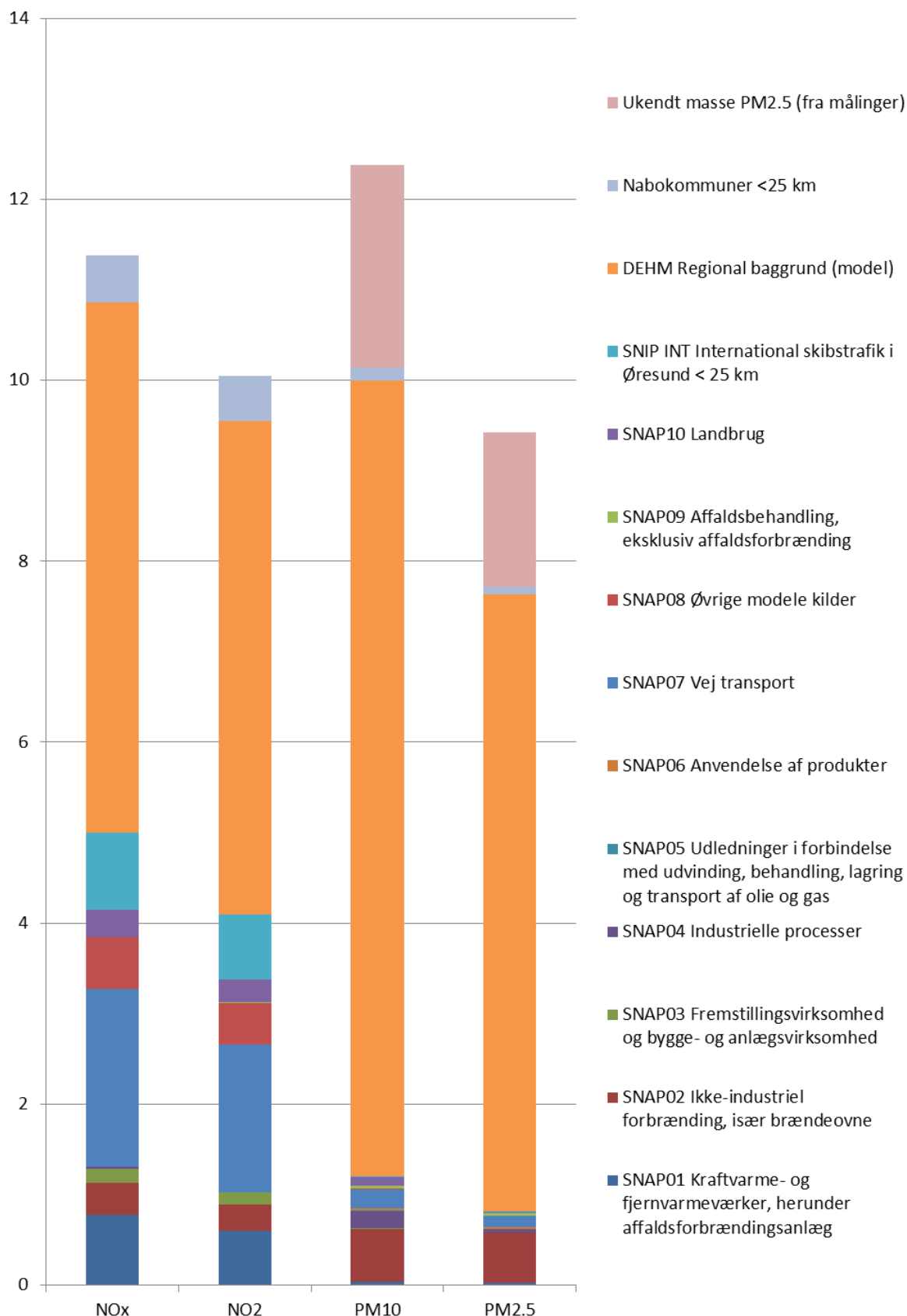
Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	4,6	3,5	-0,7	0,2	0,2
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,6	0,5	-0,1	0,1	0,1
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	1,6	1,3	-0,3	4,7	5,7
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1,1	0,9	-0,2	0,1	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,1	0,1	0,0	1,1	0,3
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
SNAP07	Vej transport	25,6	22,1	-4,6	1,8	1,6
SNAP0801	Militær	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	1,1	0,9	-0,2	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,8	0,6	-0,1	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	0,3	0,3	-0,1	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,7	0,6	-0,1	0,0	0,1
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	2,6	2,1	-0,4	0,2	0,2
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	0,2	0,2
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødnings	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	1,4	1,2	-0,3	0,6	0,1
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP Alle	RH – alle kilder	41,0	37,2	-7,8	9,5	9,1
SNIP INT	International skibstrafik < 25 km	5,1	4,9	-1,0	0,1	0,2
DEHM	Regional baggrund (model)	49,2	52,4	109,9	71,3	71,8
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	4,6	5,5	-1,2	1,1	0,9
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2,5</sub> (fra målinger)	0,0	0,0	0,0	18,0	18,0
Total	Alle kilder; Ind- og udland	100	100	100	100	100

**Tabel 6.6** Koncentrationsbidrag i % fra forskellige kilder i Region Hovedstaden i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder i Region Hovedstaden for bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014.

Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	11,2	9,5	9,4	2,2	2,2
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	1,4	1,2	1,2	1,3	1,7
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	4,0	3,6	3,5	49,2	63,1
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,1	0,1	0,2	1,0	1,3
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2,6	2,4	2,4	0,7	0,4
SNAP04	Industrielle processer	0,3	0,3	0,3	11,2	3,0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,7	0,1
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,1	0,0	0,0	1,9	2,2
SNAP07	Vej transport	62,3	59,4	59,2	18,6	17,4
SNAP0801	Militær	0,3	0,3	0,3	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	2,6	2,4	2,4	0,3	0,4
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,3	0,2	0,2	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	1,8	1,7	1,7	0,1	0,1
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	0,8	0,8	0,8	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	1,6	1,7	1,7	0,5	0,7
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	6,4	5,6	5,5	2,0	2,6
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,2	0,2	0,2	0,3	0,4
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,2	0,2	0,2	2,1	2,7
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,6	0,3
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	3,4	3,4	3,3	6,6	0,7
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4
SNAP Alle	Region Hovedstaden – alle kilder	100	100	100	100	100

### Kildebidrag fra emissioner i Region Hovedstaden til bybaggrundskoncentrationen i Region Hovedstaden i 2025

I Figur 6.5 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Region Hovedstaden i 2025. Det er altså hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. Tallene bag figuren er i Tabel 6.7. I Tabel 6.8 er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder, og i Tabel 6.9 det procentvise bidrag kun fra alle emissionskilder i Region Hovedstaden.



**Figur 6.5.** Bybaggrundsluftforureningen i Region Hovedstaden i 2025 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Bybaggrundsforureningen er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Region Hovedstaden. Undersektorer er samlet i hovedsektorer i signaturforklaring, men kan ses i Tabel 6.7.

**Tabel 6.7.** Koncentrationsbidrag fra forskellige kilder i Region Hovedstaden til bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025 (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	0,78	0,60	-0,58	0,04	0,03
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,06	0,05	-0,05	0,02	0,01
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	0,28	0,23	-0,22	0,54	0,53
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,02	0,01
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,16	0,13	-0,12	0,01	0,00
SNAP04	Industrielle processer	0,02	0,01	-0,01	0,19	0,04
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
SNAP07	Vej transport	1,96	1,63	-1,59	0,21	0,12
SNAP0801	Militær	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,07	0,06	-0,06	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080403	National fiskeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,15	0,12	-0,11	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,06	0,05	-0,05	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,04	0,03	-0,03	0,00	0,00
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0,21	0,17	-0,17	0,01	0,01
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	0,00	0,03	0,03
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,30	0,25	-0,25	0,08	0,01
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP Alle	RH – alle kilder	4,16	3,54	-3,47	1,20	0,84
SNIP INT	International skibstrafik < 25 km	0,85	0,72	-0,71	0,01	0,01
DEHM	Regional baggrund (model)	5,86	5,45	72,9	8,8	6,81
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	0,52	0,50	-0,50	0,14	0,09
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2.5</sub> (fra målinger)	0	0	0	2,24	1,70
Total	Alle kilder; Ind- og udland	11,4	10,2	68,2	12,4	9,5

**Tabel 6.8.** Koncentrationsbidrag i % fra forskellige kilder i Region Hovedstaden i forhold til den totale luftforurening for bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025.

<b>Bidrag opdelt på kildetyper</b>		<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	6,9	5,9	-0,9	0,4	0,3
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,5	0,5	-0,1	0,1	0,1
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	2,5	2,2	-0,3	4,4	5,6
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1,4	1,2	-0,2	0,0	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,1	0,1	0,0	1,5	0,4
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
SNAP07	Vej transport	17,3	15,9	-2,3	1,7	1,3
SNAP0801	Militær	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	0,7	0,6	-0,1	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	1,3	1,1	-0,2	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,5	0,5	-0,1	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,4	0,3	0,0	0,0	0,0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	1,9	1,7	-0,2	0,1	0,1
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	0,2	0,3
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	2,6	2,5	-0,4	0,7	0,1
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP Alle	RH – alle kilder	36,6	34,6	-5,1	9,6	8,9
SNIP INT	International skibstrafik < 25 km	7,5	7,1	-1,0	0,1	0,1
DEHM	Regional baggrund (model)	51,4	53,3	106,9	71,1	72,1
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	4,5	4,9	-0,7	1,1	0,9
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2.5</sub> (fra målinger)	0,0	0,0	0,0	18,0	18,0
Total	Alle kilder; Ind- og udland	100	100	100	100	100



**Tabel 6.9.** Koncentrationsbidrag i % fra forskellige kilder i Region Hovedstaden i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder i Region Hovedstaden for bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025.

Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	18,8	16,9	16,8	3,7	3,8
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	1,5	1,4	1,4	1,3	1,7
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	6,8	6,4	6,4	45,4	63,3
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,2	0,2	0,2	1,3	1,7
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	3,8	3,6	3,6	0,5	0,4
SNAP04	Industrielle processer	0,4	0,4	0,3	15,8	5,0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,8	0,1
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,1	0,1	0,1	2,0	2,5
SNAP07	Vej transport	47,2	45,9	45,9	17,3	14,7
SNAP0801	Militær	0,3	0,3	0,3	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	1,8	1,7	1,7	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,4	0,4	0,3	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	3,5	3,3	3,2	0,1	0,1
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	1,4	1,4	1,4	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	1,0	1,0	1,0	0,2	0,2
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgå- ende maskiner	5,2	4,8	4,8	0,6	0,8
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,3	0,3	0,3	0,3	0,5
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,2	0,1	2,3	3,3
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,1	0,1	0,1	0,9	0,4
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	7,1	7,1	7,1	7,0	0,8
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	0,1	0,1	0,3	0,5
SNAP Alle	Region Hovedstaden – alle kilder	100	100	100	100	100

I det følgende beskrives først kildefordelingen i 2014, og til sidst redegøres for udviklingen frem til 2025.

#### Lokale kilder bidrager væsentligt til NO<sub>x</sub> i 2014

Som forventet er koncentrationsbidraget for NO<sub>x</sub> større end for NO<sub>2</sub>, da NO<sub>x</sub> indeholder både NO og NO<sub>2</sub>.

Det regionale modellerede DEHM-bidrag til NO<sub>2</sub>-forureningen i bybaggrund er omkring 7 µg/m<sup>3</sup> eller omkring 52% af bybaggrundskoncentrationen. Danske NO<sub>x</sub>-kilders bidrag til den regionale baggrundskoncentration af NO<sub>2</sub> er tidligere beregnet med DEHM modellen fordelt på Danmarks 5 regioner (Jensen et al., 2010). For Region Hovedstaden bidrager danske kilder i gennemsnit med omkring 51% af de regionale NO<sub>2</sub>-koncentrationer, og udenlandske NO<sub>x</sub>-kilder bidrager dermed med 49%. I det model setup, som anvendes kan DEHM-modellens resultater for NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> ikke umiddelbart sammenlignes

med fx den regionale baggrundsstation Lille Valby/Risø ved Roskilde, da DEHM leverer opstrømskoncentrationer til UBM, som efterfølgende inddrager bidraget fra lokale kilder indenfor en afstand af 25 km. Det DEHM-modellerede bidrag er omkring halvdelen af målte værdier på fx målestationen Lille Valby/Risø.

Bidraget fra nabokommunerne er omkring  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  eller omkring 6% af bybaggrund. En stor del heraf er vejtrafik og derfor lokale kilder.

Vejtrafikken inden for Region Hovedstaden bidrager med omkring  $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  af bybaggrundsforureningen svarende til 22%.

International søfart inden for 25 km bidrager med omkring  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  eller omkring 5% af bybaggrund i 2014. Herudover vil der være et bidrag fra anden international søfart udenfor de 25 km, som vil være indeholdt i beregningerne med DEHM.

Andre lokale kilder i Region Hovedstaden af en vis betydning er kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg ( $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller 4% af bybaggrund for  $\text{NO}_2$ ). Endvidere maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner (omkring  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller 2% for  $\text{NO}_2$ ).

Brændefyring i husholdninger mv. bidrager kun med omkring  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller omkring 1% for  $\text{NO}_2$ .

Samlet set for  $\text{NO}_2$  bidrager alle kilder i Region Hovedstaden med 37% og nabokommuner med 6%. Dvs. lokale kilder bidrager med omkring 43%, mens den anden halvdel er det regionale bidrag og international søfart indenfor 25 km.

De to største lokale emissionskilder i Region Hovedstaden er vejtransport og brændeovne. Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af de lokale emissionskilder inden for Region Hovedstaden, så bidrager vejtransport med omkring 59% for  $\text{NO}_2$  og 19% og 17% for hhv.  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ . Tilsvarende bidrager brændeovne med omkring 4% for  $\text{NO}_2$  og 49% og 63% for hhv.  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ . Vejtransport bidrager således mest til  $\text{NO}_2$  og brændeovne mest til partikler.

#### **Partikelforening domineret af regionalt bidrag i 2014**

Som det fremgår af ovenstående figurer og de tilhørende tabeller, er det regionale koncentrationsbidrag dominerende for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ . Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa. Som forventet er koncentrationsbidraget for  $\text{PM}_{10}$  lidt større end  $\text{PM}_{2.5}$ , da  $\text{PM}_{10}$  også indeholder massen af partikler med diameter fra 2,5 til 10 mikrometer. For  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  er det regionale bidrag modelleret med DEHM hhv.  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $8,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ud af bybaggrund på hhv.  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hertil skal lægges et bidrag på hhv. 2,6 og  $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for ukendt masse. Det regionale bidrag for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  udgør således hhv. 89% og 90% af bybaggrund.

Nabokommunerne bidrager også med et lille bidrag på omkring 0,15 og 0,11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  (omkring 1%), mens international søfart indenfor 25 km bidrager meget lidt (0,1-0,2%).

Hvis vi ser på de bidrag, der blæser *ind over* den ydre regionsgrænse af Region Hovedstaden, vil det omfatte det modellerede DEHM-bidrag, nabokommuner og international søfart indenfor 25 km. Sammenlagt udgør disse bidrag omkring 90% af PM<sub>10</sub> og 91% af PM<sub>2,5</sub> af bybaggrundsforureningen i Region Hovedstaden.

De lokale kilder i Region Hovedstaden udgør sammenlagt omkring 1,4 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub> og 1,0 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2,5</sub> (hhv. 10% og 9% af bybaggrundsforureningen).

Brændeovne er den største lokale bidragsyder til partikelforurening med 0,7 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 5% og 6% af bybaggrund for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>.

Vejtransport er den anden største lokale bidragsyder til partikelforurening med 0,25 µg/m<sup>3</sup> og 0,18 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 1,8% og 1,6% af bybaggrund for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>.

Øvrige kilder med et vist bidrag er Industrielle processer (1,1%, 0,3%), Landbrug (0,6%, 0,1%), Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg (0,2-0,2%), Maskiner og redskaber i industri (0,2%), Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding (0,2%) samt Anvendelse af produkter (0,2%).

Bemærk at international søfart længere væk end 25 km fra Region Hovedstaden er indeholdt i det regionale modellerede bidrag med DEHM.

#### Ozonforurening domineret af europæiske kilder i 2014

Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinte-forbindelser på en stor geografisk skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor geografisk skala sammen med europæiske kilder. DEHM-modellen beregner det regionale baggrundsniveau for ozon til omkring 72 µg/m<sup>3</sup>. Dette niveau modificeres af NO<sub>x</sub>-emissionen fra lokale kilder, som omdanner ozon til NO<sub>2</sub> i reaktion med NO, således at ozonkoncentrationen i bybaggrund ender med at blive omkring 66 µg/m<sup>3</sup>. Derfor optræder kilder i Region Hovedstaden, international søfart inden for 25 km og nabokommuner med negative bidrag.

#### Udviklingen fra 2014 til 2025

Udviklingen fra 2014 til 2025 i bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden er vist i Tabel 6.10.

**Tabel 6.10.** Bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014 og 2025 (µg/m<sup>3</sup>).

Årstal	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
2014	16	14	66	14	11
2025	11	10	68	12	10
Forskel (µg/m <sup>3</sup> )	-5	-4	3	-2	-2
Forskel (%)	-30	-27	4	-13	-17

Som det fremgår af Tabel 6.10 forventes koncentrationen af NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> i bybaggrund at falde med hhv. 30% og 27%, og PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> forventes at blive reduceret med hhv. 13% og 17%. Reduktionen er en følge af forventede emissionsreduktioner i Europa som følge af bl.a. EU's regulering af de nationale emissionslofter frem mod 2030 (NEC direktivet).

Ozonkoncentrationen forventes at stige med omkring 4%. Ozonkoncentrationen i Danmark stiger som følge af reduktion af NO<sub>x</sub>-emissionerne i Danmark, da der dermed er mindre NO til at omdanne ozon til NO<sub>2</sub>.

I Tabel 6.11 er vist det procentvise bidrag fra vejtransport, brændeovne og øvrige kilder i Region Hovedstaden i 2014 og 2025. Det ses, at den andel vejtransport bidrager til NO<sub>2</sub> falder fra 59% i 2014 til 46% i 2025, og der er også mindre reduktion for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>, mens den procentvise fordeling i de to år ikke ændrer sig meget for brændeovne.

**Tabel 6.11.** Procentvis bidrag fra vejtransport, brændeovne og øvrige kilder i Region Hovedstaden i 2014 og 2025 (%)

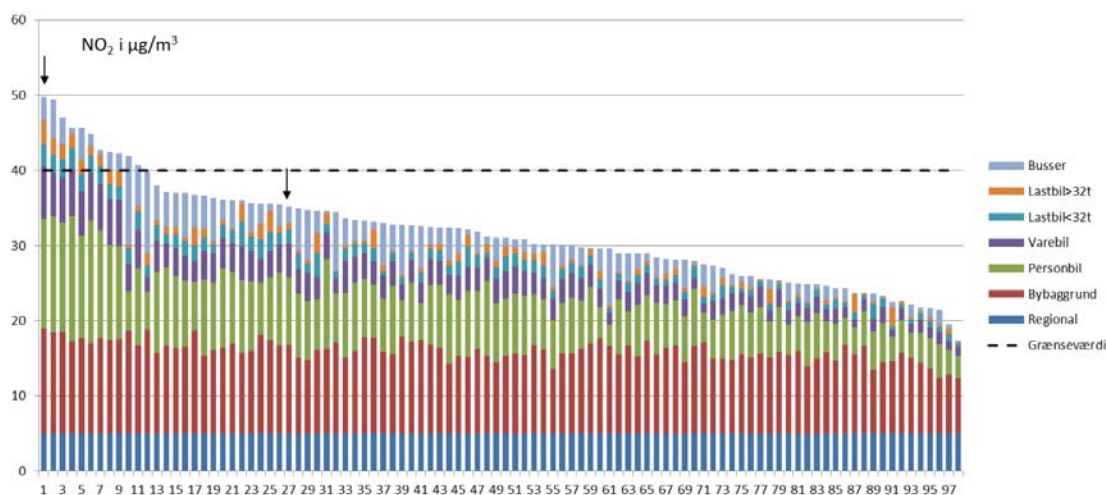
Kilde	NO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>		PM <sub>2.5</sub>	
	2014	2025	2014	2025	2014	2025
Vejtransport	59	46	19	17	17	15
Brændeovne	4	6	49	45	63	63
Øvrige kilder	37	48	32	38	20	22
I alt	100	100	100	100	100	100

### 6.3 Kildeopgørelse for gadekoncentration for 98 gader i København i 2014

I det følgende beskriver vi en kildeopgørelse for 2014 for de 98 gader i København, som indgår i de årlige beregninger af luftkvaliteten under det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2015b). Kildeopgørelsen opdeler køretøjskategorierne. Endvidere gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej, som er en af gaderne med en målestation, der samtidig repræsenterer en gade med relativt meget trafik, og som dermed er meget repræsentativt for trafikerede gader i København.

## Kildeopgørelser for 98 gader i København

Figur 6.6 viser en kildeopgørelse for NO<sub>2</sub> i 2014 for 98 udvalgte gader i København.



**Figur 6.6.** Kildebidrag til NO<sub>2</sub>-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2014. Pile markerer målestationer. Højeste koncentration er ved målestation på H.C. Andersens Boulevard. Den anden målestation er på Jagtvej, som har den 27. højeste koncentration ud af de 98 gader.

Gadebidraget er det koncentrationsbidrag, som trafikken i gaden giver anledning til. Det er gadekoncentrationen minus bybaggrundskoncentrationen. Summen af gadebidraget samt regional- og bybaggrundsbidraget giver til sammen gadekoncentrationen.

Gadebidraget er opdelt på person-, vare-, lastbiler samt busser ud fra emissionen fra disse beregnet med OSPM's emissionsmodul på baggrund af oplysninger om køretøjsfordeling og rejsehastighed samt emissionsfaktorer i COPERT-emissionsmodellen. Lastbiler er yderligere underopdelt i lastbiler under 32 ton og lastbiler over 32 ton. De trafikale forudsætninger er de samme som i rapporten *Ellermann et al.* (2015b). I de få tilfælde, hvor der foreligger oplysninger om taxi, er de regnet som personbiler.

Det regionale bidrag og bybaggrundsbidraget er også vist. Det regionale bidrag beregnet med DEHM er ens for alle gader, mens bybaggrundsbidraget varierer lidt fra gade til gade, da bybaggrundskoncentrationen er beregnet med DEHM/UBM for lokaliteten af den pågældende gade, og bybaggrundsforureningen varierer lidt over Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

Det regionale bidrag stammer fra både danske og udenlandske emissioner, mens bybaggrundsbidraget er bidraget fra alle emissionskilder inden for omkring 25 km fra København.

Den højeste gadekoncentration på omkring 50 µg/m<sup>3</sup> er for H.C. Andersens Boulevard, hvor der også er en målestation. Den anden målestation er på Jagtvej, som har den 27. højeste koncentration ud af de 98 gader, og som ikke overskrider grænseværdien.

For 2014 er der i alt beregnet 11 overskridelser af grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Det regionale bidrag beregnet med DEHM er omkring  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens bybaggrundsbidraget er omkring  $8\text{-}13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , således at bybaggrunds-koncentrationerne varierer mellem  $13$  og  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Resten op til gadekoncentrationen er gadebidraget i de pågældende gader. Gadebidraget varierer fra  $5$  til  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### **Kildeopgørelse for gadebidraget for de 98 gader**

Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden og gadegeometrien.

Den gennemsnitlige køretøjsfordeling for de 98 gader er 80% personbiler, 15% varebiler, og 5% lastbiler og busser. Da køretøjsfordelingen er forskellig fra gade til gade, vil der også være forskelle i kildefordelingen fra gade til gade.

Hvis vi betragter gadebidraget, er det generelle billede for  $\text{NO}_2$ , at personbiler bidrager mest. Herefter bidrager hver af køretøjskategorierne: varebil, lastbil og bus med omtrent lige meget, men det svinger fra gade til gade afhængig af køretøjsfordelingen for især den tunge trafik. I gennemsnit bidrager personbiler 48% af gadebidraget, varebiler med 20%, lastbiler med 15% og busser med 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 33%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør 5% af trafikken bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er omkring 10 gange højere end for person- og varebiler.

Bidraget fra busser er faldet siden 2014 med eftermontering af SCRT (kombineret  $\text{NO}_x$ -katalysator og partikelfilter) på omkring 300 bybusser i København (Jensen et al., 2016).

### **6.4 Detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej**

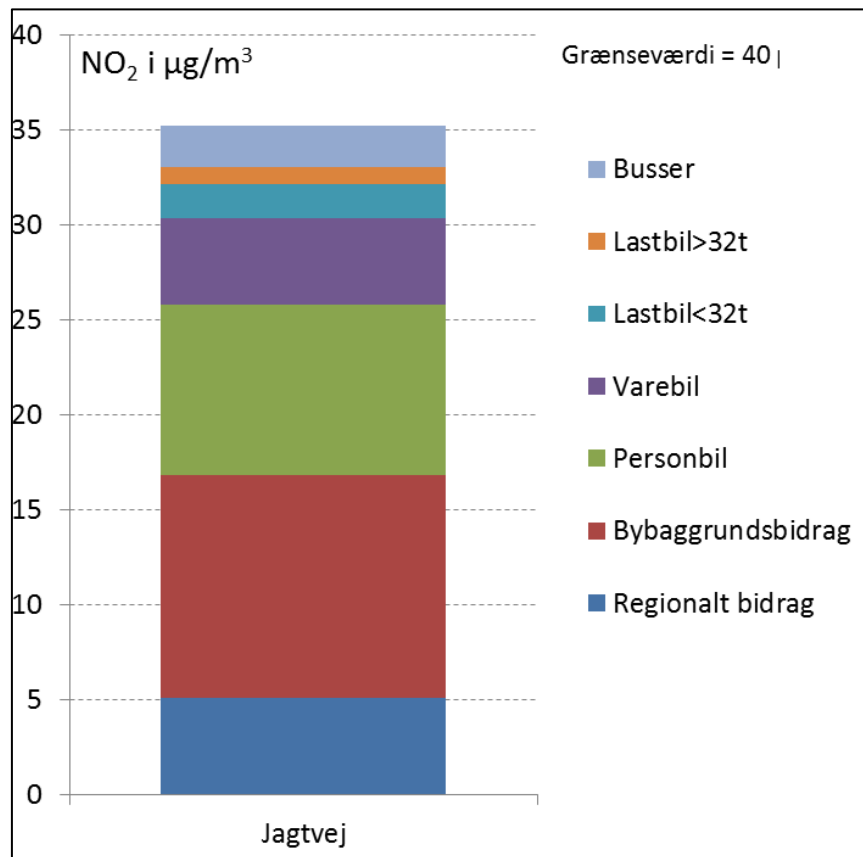
I det følgende gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej for  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$ . Ud over kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning. Da der er en målestation på Jagtvej er gadebidraget beregnet som målt gadekoncentration minus målt bybaggrunds-koncentration på H.C. Ørsted Institutet, og gadebidraget er herefter fordelt på køretøjskategorierne efter beregnet emission på samme måde som for de 98 gader.

På Jagtvej er køretøjsfordelingen: 77,7% personbiler, 19,1% varebiler, 1,3% lastbiler < 32 ton, 0,5% lastbiler > 32 ton, og 1,4% busser. Tungandelen er således 3,2%. Køretøjsfordeling er ikke så forskellig fra gennemsnittet af de 98 gader. Årsdøgntrafikken er 18.200.

#### **Kildeopgørelse for $\text{NO}_2$ på Jagtvej**

Kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne er vist for  $\text{NO}_2$  i **Figur 6.7** for Jagtvej.

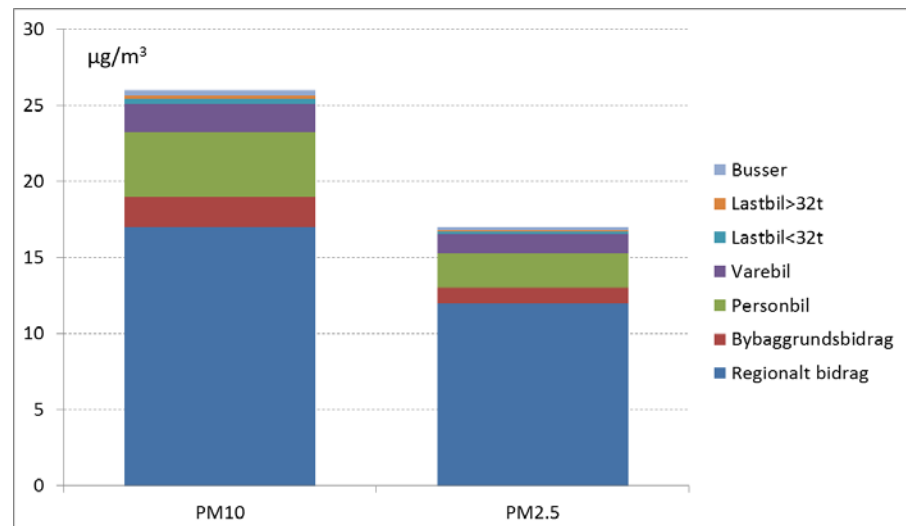
Kildeopgørelsen for hovedkøretøjskategorierne følger i hovedtræk gennemsnittet for de 98 gader, da køretøjsfordelingen på Jagtvej ligger forholdsvis tæt på den gennemsnitlige køretøjsfordeling.



Figur 6.7. Kildebidrag for NO<sub>2</sub> for Jagtvej i 2014.

#### Kildeopgørelse for partikler på Jagtvej

I Figur 6.8 er vist en kildeopgørelse for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> for Jagtvej.



Figur 6.8. Kildebidrag for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> for Jagtvej i 2014.

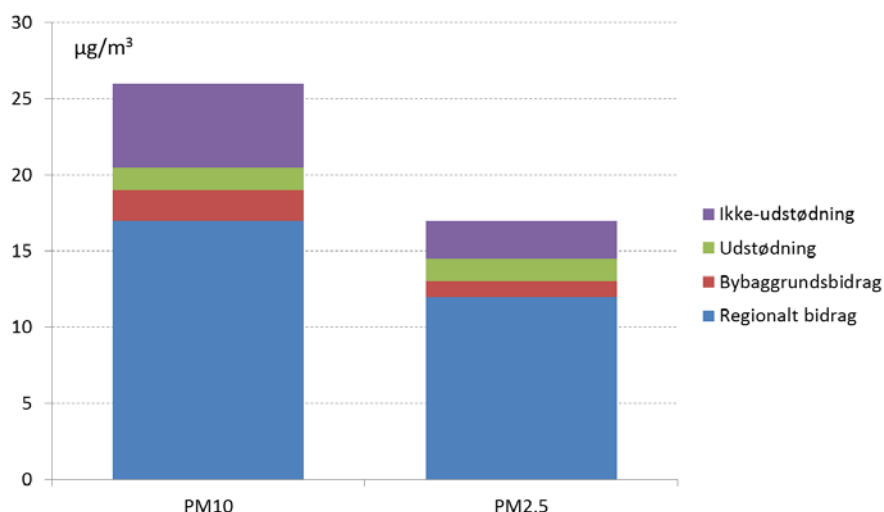
Det ses, at det regionale bidrag er meget stort for både PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Gadebidraget er omkring 7 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub> og omkring 4 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2.5</sub>.

Den procentvise fordeling af gadebidraget er vist i Tabel 6.12 for de forskellige køretøjskategorier.

**Tabel 6.12.** Procentvise fordeling af gadebidraget på køretøjskategorier for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> (%)

	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Busser	I alt
PM <sub>10</sub>	61	27	5	2	6	100
PM <sub>2.5</sub>	56	32	4	2	5	100

I Figur 6.9 er trafikens bidrag til PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM<sub>10</sub> udgør udstødning omkring 21% og ikke-udstødning omkring 79%. For PM<sub>2.5</sub> er det hhv. omkring 38% og 63%.



**Figur 6.9.** Kildebidrag for udstødning og ikke-udstødning for partikler for Jagtvej i 2014.

Partikeludstødningen er over tid blevet mindre som konsekvens af den løbende udskiftning af bilparken, som betyder, at flere og flere køretøjer får partikelfilter. Miljøzonerne med regulering af den tunge trafik har også bidraget hertil (Jensen et al. 2011).

Der er ikke gennemført en kildeopdeling for antallet af partikler, da emissions- og luftkvalitetsmodellerne ikke er fuldt udviklet til at beskrive antallet af partikler. En grov tilnærmelse er at antage, at bidragene til partikelantal fordeles sig på samme måde som NO<sub>x</sub>, idet en tidligere analyse af luftkvalitetsmålinger af NO<sub>x</sub> og antal partikler viser god sammenhæng (Ketzelt et al., 2003). Sammenhængen mellem NO<sub>x</sub> og antal partikler er imidlertid også påvirket af anvendte emissionsbegrænsende teknologi. Eksempelvis vil eftermontering af partikelfilter næsten fjerne alle partikler, mens NO<sub>x</sub> er upåvirket. Modsat vil montering af NO<sub>x</sub>-katalysator (SCR) kraftigt reducere NO<sub>x</sub>, mens antal partikler er upåvirket, hvis der ikke monteres kombinerede NO<sub>x</sub>-katalysator og partikelfilter (SCRT).



## 7 Helbredseffekter

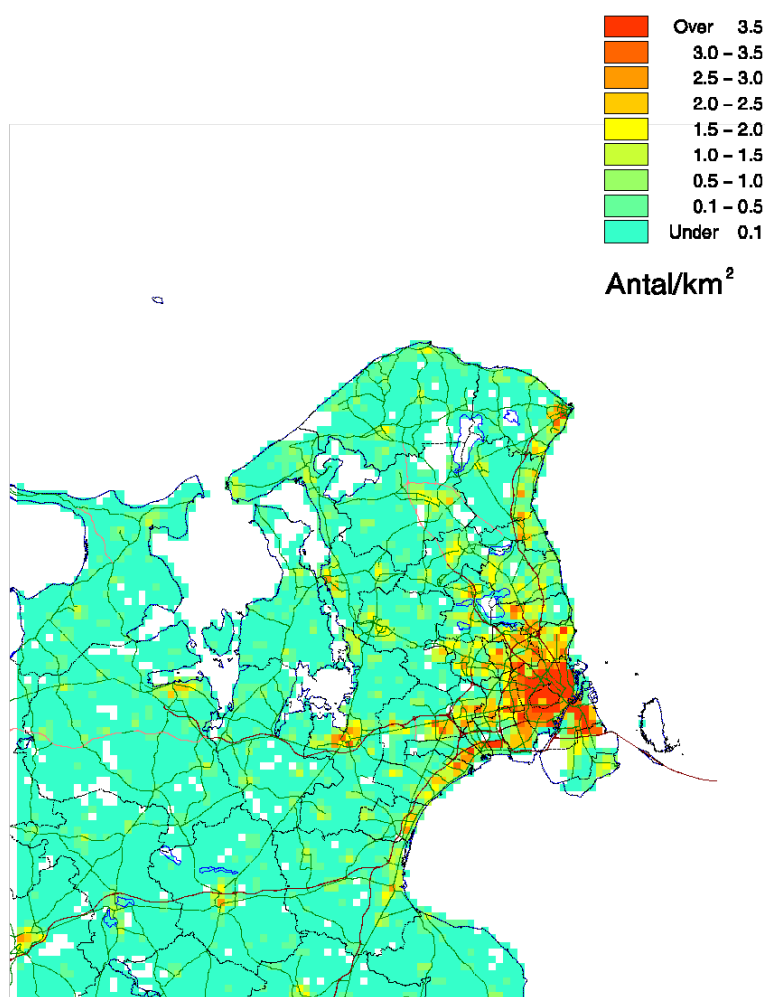
Dette kapitel opsummerer luftforureningens helbredseffekter for Region Hovedstaden.

Endvidere kvantificeres bidragene fra de forskellige hovedemissionssektorer (SNAP-kategorier) i Region Hovedstaden til helbredseffekterne i Region Hovedstaden. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager til helbredseffekterne i Region Hovedstaden. Region Hovedstaden har indflydelse på de lokale emissionskilder i regionen. Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er nærmere beskrevet i kapitel 4.

### 7.1 Helbredseffekter i Region Hovedstaden fra alle kilder

#### Geografisk fordeling af antal for tidlige dødsfald

Den geografiske fordeling af for tidlige dødsfald pga. al luftforurening i 2014 er vist i Figur 7.1 for hele modelområdet i den konkrete opsætning af EVA-beregningerne. Delområde heraf er Region Hovedstaden. Den geografiske fordeling er stort set den samme i 2025, og denne er derfor ikke vist.



**Figur 7.1.** Geografisk fordeling af for tidlige dødsfald pga. al luftforurening i 2014 i modelområdet, som Region Hovedstaden er en del af (antal/km<sup>2</sup>).

Et højt antal tilfælde af for tidlige dødsfald skyldes sammenfald af høj partikelforurening og høj befolkningstæthed. Denne kombination er højest i København og andre byområder i Region Hovedstaden.

For tidlige dødsfald skyldes næsten udelukkende dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af partikelforurening. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tidsperioder med forhøjede koncentrationer (episoder) af primært ozon.

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

Antallet af for tidlige dødsfald er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald svarer til 10,6 tabte leveår (Watkis et al., 2005).

### **Totale antal for tidlige dødsfald og sygelighed**

I Tabel 7.1 er vist antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter som følge af den totale luftforurening i 2014 og 2025 pga. danske og udenlandske kilder.

**Tabel 7.1.** Helbredseffekter i Region Hovedstaden for den totale luftforurening, dvs. både lokale og regionale kilder i 2014 og 2025.

<b>Helbredseffekt:</b>	<b>2014</b>	<b>2025</b>
	<b>Total for Region Hovedstaden</b>	
Kronisk bronkitis	1090	943
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	1120000	964000
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	61	51
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser	136	117
Tilfælde af hjertesvigt	113	107
Lungecancer	167	144
Brug af bronkodilatorer blandt børn	28400	24000
Brug af bronkodilatorer blandt voksne	214000	184000
Episoder med hoste blandt børn	98200	83000
Episoder med hoste blandt voksne	212000	190000
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	37900	32000
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	79300	68500
Akutte tabte leveår	69	67
Kroniske tabte leveår (YOLL)	11500	10000
For tidlige dødsfald	1150	1010
Dødsfald blandt spædbørn	1	1

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2014 er omkring 1150 i Region Hovedstaden på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Dette kan forventes at falde med omkring 4% til omkring 1010 i 2025, som en kombination af lavere emissioner/koncentrationer, men også en større og ældre befolkning.

I de seneste beregninger for hele Danmark for 2015 er antallet af for tidlige dødsfald beregnet til omkring 3.950 med EVA-systemet (Brandt et al., 2016b). Befolkningstallet i Region Hovedstaden er 31,1% af hele Danmarks befolkning i 2014. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Region Hovedstaden kan forventes omkring 1.230 for tidlige dødsfald, hvilket er i samme størrelsesorden som det aktuelt beregnede 1.150 for tidlige dødsfald for 2014.

Der mange flere tilfælde af sygelighed end der er af for tidlige dødsfald, se Tabel 7.1. Eksempelvis er der omkring 1 mio. dage med nedsat aktivitet (sygedage). I beregningerne gælder det kronisk bronkitis og gener for børn og voksne med astma (brug af bronkodilatator, hoste, og luftvejssymptomer), hospitalsindlæggelser i forbindelse med luftvejslidelser og blodprop i hjernen, tilfælde af hjertesvigt, lungekræft, samt mange med nedsat aktivitet (sygedage). Også andre sygdomme påvirkes af luftforureningen, men er ikke medtaget i beregningerne fordi der endnu er for stor usikkerhed om hvilke sygdomme og det præcise omfang af disse sygdomme.

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 75% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager med 25%.

Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.280 tilfælde pr. år i 2016. "Import" af luftforurening (2.730) relateret til helbredsvirkninger er lidt større end "eksport" (2.280). Danske emissioner forårsager knap tre gange så mange for tidlige dødsfald i udlandet som i Danmark (Ellermann et al., 2017).

Der vil også være et bidrag fra indendørs luftforurening fra indendørs kilder. Verdenssundhedsorganisationen WHO har for højindkomstlande i Europa skønnet dette til 3 for tidlige dødsfald pr. 100,000 indbyggere (WHO, 2014), dvs. omkring 171 for Danmark.

Da befolkningstallet i Region Hovedstanden udgør 31,1% af hele landet vil det være omkring 53 i Region Hovedstanden. Dette er omkring 4% af de totale for tidlige dødsfald som følge af både udendørs og indendørs luftforurening.

## **7.2 Helbredseffekter i Region Hovedstaden fordelt på lokale kilder fra Region Hovedstaden**

I det følgende opsummeres helbredseffekter i Region Hovedstaden fordelt på emissionskilder fra Region Hovedstaden. Det svarer således på, hvor meget kilderne i Region Hovedstaden bidrager til de samlede helbredseffekter i Region Hovedstaden.

Antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter fremgår af Tabel 7.2 for 2014 og af Tabel 7.3 for 2025af

Der er 122 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Region Hovedstaden i 2014, og 105 i 2025. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (fra Tabel 7.1) bidrager kilder i Region Hovedstaden til omkring 11% af alle for tidlige dødsfald i 2014 (122/1.150) og omkring 10% (105/1.010) i 2025. Dette betyder også, at omkring 90% af alle for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden skyldes emissioner uden for Region Hovedstaden.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (77 i 2014 og 67 i 2025) og vejtransport (23 i 2014 og 18 i 2025).

Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.280 tilfælde pr. år i 2016. "Import" af luftforurening (2.730) relateret til helbredsvirkninger er lidt større end "eksport" (2.280). Danske emissioner forårsager knap tre gange så mange for tidlige dødsfald i udlandet som i Danmark (Ellermann et al., 2017).

**Tabel 7.2.** Helbredseffekter i Region Hovedstaden pga. og fordelt på lokale emissionskilder i Region Hovedstaden efter SNAP-kode i 2014 (kun emissionskilder i Region Hovedstaden samt søfart op til 25 km fra regionen). Enhed: antal tilfælde.

	1 Kraft- Varme mv.	2 Ikke- in- dusti- el forbr. mv.	3 Frem- Stil- ling mv.	4 Industri- elle pro- cesser	6 Anv. af produkt	7 Vej- trans- port	802 Jern- bane	808 Ikke- vejgå- ende mask.	9 Af- falds- be- hand- ling	10 Land- brug	Int. sø- fart	Alle kilder i RH samlet
Kronisk bronkitis	4	75	1	3	5	31	1	4	7	1	2	133
Dage med ned- sat aktivitet (sy- gedage)	4015	77123	500	2874	5495	31493	638	4545	6831	581	2305	136150
Hospitalsindlæg- gelser for luft- vejslidelser	0	4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	7
Hospitalsindlæg- gelser for cere- bro-vaskulære lidelser	1	10	0	0	1	4	0	1	1	0	0	17
Tilfælde af hjertesvigt	0	7	0	0	0	5	0	0	1	0	0	16
Lungecancer	1	12	0	0	1	5	0	1	1	0	0	20
Brug af bronko- dilatorer blandt børn	100	2052	13	75	134	799	16	115	166	15	56	3539
Brug af bronko- dilatorer blandt voksne	769	14765	96	550	1052	6029	122	870	1308	111	441	26065
Episoder med hoste blandt børn	344	7090	45	259	463	2761	56	399	574	53	194	12229
Episoder med hoste blandt voksne	791	15199	99	566	1083	6206	126	896	1346	115	454	26831
Episoder med nedre luftvejs- symptomer blandt børn	133	2736	17	100	179	1065	21	154	221	20	75	4719
Episoder med nedre luftvejs- symptomer blandt voksne	285	5483	36	204	391	2239	45	323	486	41	164	9678
Akutte tabte leveår	-1	0	0	0	0	-7	0	-1	0	0	-1	-12
Kroniske tabte leveår (YOLL)	40	820	5	30	55	320	7	46	68	7	24	1417
For tidlige døds- fald	3	77	0	3	5	23	0	4	6	1	1	122
Dødsfald blandt spædbørn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tabel 7.3.** Helbredseffekter i Region Hovedstaden pga. og fordelt på lokale emissionskilder i Region Hovedstaden efter SNAP-kode i 2025 (kun emissionskilder i Region Hovedstaden samt søfart op til 25 km fra regionen). Enhed: antal tilfælde.

	1 Kraft- Varme mv.	2 Ikke-in- dusti- el forbr. mv.	3 Frem- Stil- ling mv.	4 Industri- elle pro- cesser	6 Anv. af pro- dukt	7 Vej- trans- port	802 Jern- bane	808 Ikke- vejgå- ende mask.	9 Af- falds- be- hand- ling	10 Land- brug	Int. sø- fart	Alle kil- der i RH samlet
Kronisk bronkitis	5	65	0	4	5	22	0	1	7	1	2	112
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	5333	66013	425	4201	5086	22756	40	1297	7042	726	1731	114157
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser	1	8	0	1	1	3	0	0	1	0	0	14
Tilfælde af hjertesvigt	0	6	0	0	0	2	0	0	1	0	0	10
Lungecancer	1	10	0	1	1	3	0	0	1	0	0	17
Brug af bronkodialatorer blandt børn	130	1721	11	108	122	565	1	32	168	19	41	2907
Brug af bronkodialatorer blandt voksne	1021	12639	81	804	974	4356	8	248	1348	139	331	21856
Episoder med hoste blandt børn	449	5947	37	371	420	1954	4	111	580	65	143	10045
Episoder med hoste blandt voksne	1051	13011	84	828	1002	4485	8	256	1388	143	341	22498
Episoder med nedre luftvejs-symptomer blandt børn	173	2295	14	143	162	754	1	43	224	25	55	3876
Episoder med nedre luftvejs-symptomer blandt voksne	379	4693	30	299	362	1618	3	92	501	52	123	8116
Akutte tabte leveår	-2	-1	0	0	0	-4	0	-1	0	0	-1	-8
Kroniske tabte leveår (YOLL)	55	710	4	45	51	234	0	13	71	8	18	1204
For tidlige dødsfald	4	67	0	4	5	18	0	1	7	1	0	105
Dødsfald blandt spædbørn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

## 8 Eksterne omkostninger

Dette kapitel opsummerer først de totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2014 og 2025.

Dernæst opsummeres luftforureningens helbredsrelaterede eksterne omkostninger for Region Hovedstaden baseret på emissioner kun fra Region Hovedstaden og fordelt på hovedemissionssektorer. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden betyder for de eksterne omkostninger i Region Hovedstaden.

De eksterne omkostninger er fordelt på luftforureningerne: CO, O<sub>3</sub> og PM<sub>2.5</sub> og underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier).

Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er beskrevet i kapitel 4.

### 8.1 Totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden

I Tabel 8.1 er de totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden vist, som er forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder.

**Tabel 8.1.** Totale eksterne omkostninger pga. den totale luftforurening (inkl. menneskeskabte og naturlige kilder) i Region Hovedstaden pga. al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2014 og 2025 (2013-priser)

Kilder	CO mia. kr.	O <sub>3</sub> mia. kr.	PM <sub>2.5</sub> mia. kr.	Total mia. kr.
Region Hovedstaden i 2014	0,0031	0,80	8,4	9,5
Region Hovedstaden i 2025	0,0029	0,87	7,4	8,2

De totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 9,5 milliarder kr. i 2014, som falder til 8,2 milliarder i 2025. I de seneste beregninger for hele Danmark for 2015 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 30 mia. kr. med EVA-systemet (Brandt et al., 2016). Befolkningstallet i Region Hovedstaden er 31,1% af hele Danmarks befolkning i 2014. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Region Hovedstaden kan forventes eksterne omkostninger på 9,3 mia. kr., hvilket er omkring det beregnede niveau i 2014.

De eksterne omkostninger skyldes næsten udelukkende partikler, som her omfatter primært emitterede partikler, sekundært dannede uorganiske partikler (nitrat, sulfat, ammonium), sekundært dannede organiske partikler (SOA) og havsalt. Et bidrag er tilføjet for "ukendt masse" ud fra målinger. Ukendt masse formodes bl.a. at være vand bundet til partiklerne. De eksterne omkostninger pga. partikler er 8,4 mia. kr. i 2014 og 7,4 mia. kr. i 2025.

De eksterne omkostninger relateret til ozon er omkring 0,8 mia. kr. i Region Hovedstaden i 2014 og omkring 0,9 mia. kr. i 2025. Ozon er ikke direkte emitteret, men dannes i atmosfæren ud fra emissioner af NO<sub>x</sub>, kulbrinter og CO.

Ozon er helbredsskadeligt, og er derfor også forbundet med eksterne omkostninger. De eksterne omkostninger stiger fra 2014 til 2025, da ozonkoncentrationerne stiger som følge af lavere NO<sub>x</sub>-emission.

Bidrag fra CO til de eksterne omkostninger er helt ubetydelige i forhold til de andre stoffer med omkring 0,0031 mia. kr. i Region Hovedstaden i 2014 og 0,0029 mia. kr. i 2025.

Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidlige dødsfald, da værdisætningen for disse er relativt høj i forhold fx til sygelighed og sygedage.

## 8.2 Totale eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Region Hovedstaden

I Tabel 8.2 er opsummeret de totale eksterne omkostninger i hele modelområdet og i Region Hovedstaden pga. lokale emissionskilder i Region Hovedstaden. De totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er 0,85 mia. kr. i 2014 og 0,74 mia. kr. i 2025 pga. lokale emissionskilder i Region Hovedstaden. De totale omkostninger er knyttet til helbredseffekter af ozon og PM<sub>2.5</sub>. Bidraget for ozon er negativt, da lokale NO<sub>x</sub> emissioner reducerer ozonkoncentrationen.

Som det fremgik af Tabel 8.1 er de totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder omkring 9,5 milliarder kr. i 2014, som falder til 8,2 milliarder i 2025. Dvs. at de lokale emissioner i Region Hovedstaden bidrager med omkring 9% i 2014 og 2025 af de totale eksterne omkostninger fra alle danske og udenlandske kilder. Det betyder omvendt, at omkring 91% af alle eksterne omkostninger i Region Hovedstaden stammer fra emissionskilder uden for Region Hovedstaden.

Der er også eksterne omkostninger uden for Region Hovedstaden af de lokale emissionskilder, idet de eksterne omkostninger er lidt højere i hele modelområdet, som er et større område end selve Region Hovedstaden. Der vil også være omkostninger uden for modelområdet af de lokale emissioner i Region Hovedstaden, som ikke er beregnet, idet NO<sub>x</sub>-emissioner vil omdannes til sekundære partikler og forårsage helbredseffekter. Disse helbredseffekter vil finde sted uden for modelområdet, idet denne omdannelse tager tid.

**Tabel 8.2.** Totale eksterne omkostninger i hele modelområdet og i Region Hovedstaden pga. lokale emissionskilder i Region Hovedstaden i 2014 og 2025 (2013-priser)

Kilder	O <sub>3</sub>	PM <sub>2.5</sub>	Total
	mia. kr.	mia. kr.	mia. kr.
Modelområdet i 2014	-0,21	1,1	0,91
Modelområdet i 2025	-0,16	0,94	0,79
Region Hovedstaden 2014	-0,20	1,0	0,85
Region Hovedstaden 2025	-0,15	0,89	0,74

### 8.3 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Region Hovedstaden

I Tabel 8.3 og Tabel 8.4 er de eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden fordelt på  $O_3$  og  $PM_{2.5}$  og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier) for hhv. 2014 og 2025. Det er således de eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. emissioner i Region Hovedstaden.

De vigtigste lokale kilder i Region Hovedstaden til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er brændeovne, som står for omkring 66% i 2014 og 65% i 2025 af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 15% i 2014 og 2025. Andre kildertyper, som giver et vist bidrag er affaldsbehandling med omkring 6% i 2014 (7% i 2025), anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 5% i 2014 og 2025, maskiner og redskaber i industri - inklusiv ikke-vejgående maskiner med omkring 3% i 2014 men kun 0,3% i 2025 pga. emissionsregulering, samt industrielle processer med omkring 3% i 2014 og 4% i 2025

Resultaterne for hver af emissionssektorerne (SNAP-kategorier) fremkommer ved, at EVA-systemet er kørt med og uden emissioner fra den pågældende emissionssektor. Da atmosfærekemi ikke er lineært, er summen af de enkelte emissionssektorer ikke helt det samme som for scenariet med og uden alle emissioner under ét ("Alle SNAP samlet" i Tabel 8.3 og Tabel 8.4).



**Tabel 8.3.** Eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden i 2014 fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2,5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier). Bidraget for de forskellige emissionskilder er også vist i %. Alle eksterne omkostninger er angivet i mio. kr. (2013-priser).

SNAP kode	Emissionssektor	O <sub>3</sub>	PM <sub>2,5</sub>	Total	Bidrag
		mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	%
snap01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	-20,8	29,7	9,0	1,0
snap0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	-2,3	19,8	17,6	2,1
snap0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	-4,9	570,5	565,6	66,3
snap0203	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	-0,1	8,1	8,0	0,9
snap03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	-2,7	3,8	1,1	0,1
snap04	Industrielle processer	-0,1	22,0	21,9	2,6
snap05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	1,0	0,9	0,1
snap06	Anvendelse af produkter	-0,1	40,4	40,2	4,7
snap07	Vej transport	-107,9	235,6	127,7	15,0
snap0801	Militær	-0,2	-0,1	-0,2	0,0
snap0802	Jernbaner	-4,4	4,8	0,4	0,0
snap080402	National søfart	0,0	-0,2	-0,2	0,0
snap080403	National fiskeri	0,0	-0,2	-0,2	0,0
snap080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	-0,9	-0,1	-1,0	-0,1
snap080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	-6,9	1,9	-5,0	-0,6
snap080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	-1,1	0,3	-0,7	-0,1
snap0806	Maskiner og redskaber i landbrug	-0,7	2,4	1,8	0,2
snap0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	-0,1	-0,1	0,0
snap0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	-10,9	34,0	23,1	2,7
snap0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	-0,1	0,3	0,2	0,0
snap0811	Maskiner og redskaber i handel og service	-0,5	5,1	4,6	0,5
snap09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	-0,5	50,1	49,6	5,8
snap3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	1,0	0,9	0,1
snap3D	Landbrug, landbrugsjorde	-1,0	2,4	1,4	0,2
snap3F	Landbrug, øvrigt	0,0	1,3	1,3	0,2
Int. Søfart	International skibstrafik < 25 km	-18,5	17,6	-0,9	-0,1
Alle SNAP samlet	Region Hovedstaden alle kilder	-202,9	1056,5	853,6	100

**Tabel 8.4.** Eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden i 2025 fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2,5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP kategorier). Bidraget for de forskellige emissionskilder er også vist i %. Alle eksterne omkostninger er angivet i mio. kr. (2013-priser).

SNAP kode	Emissionssektor	O <sub>3</sub>	PM <sub>2,5</sub>	Total	Bidrag
		mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	%
snap01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	-26,1	40,1	14,0	1,9
snap0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	-1,8	17,8	16,0	2,2
snap0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	-6,7	490,5	483,8	65,3
snap0203	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	-0,2	9,1	9,0	1,2
snap03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	-3,1	3,2	0,2	0,0
snap04	Industrielle processer	-0,1	32,5	32,4	4,4
snap05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	1,8	1,8	0,2
snap06	Anvendelse af produkter	-0,2	37,8	37,6	5,1
snap07	Vej transport	-62,7	172,0	109,3	14,7
snap0801	Militær	-0,2	0,2	0,0	0,0
snap0802	Jernbaner	-2,4	0,3	-2,1	-0,3
snap080402	National søfart	0,0	0,2	0,2	0,0
snap080403	National fiskeri	0,0	0,1	0,1	0,0
snap080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	-1,1	0,6	-0,5	-0,1
snap080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	-9,3	2,7	-6,6	-0,9
snap080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	-1,3	0,5	-0,9	-0,1
snap0806	Maskiner og redskaber i landbrug	-0,3	0,8	0,5	0,1
snap0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,2	0,2	0,0
snap0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	-7,4	9,8	2,4	0,3
snap0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	-0,1	0,9	0,8	0,1
snap0811	Maskiner og redskaber i handel og service	-0,4	5,6	5,2	0,7
snap09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	-0,3	52,2	51,9	7,0
snap3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	1,4	1,3	0,2
snap3D	Landbrug, landbrugsjorde	-1,7	2,8	1,1	0,1
snap3F	Landbrug, øvrigt	0,0	1,6	1,6	0,2
Int. Søfart	International skibstrafik < 25 km	-21,8	13,3	-8,4	-1,1
Alle SNAP samlet	Region Hovedstaden alle kilder	-152,3	893,8	741,5	100

## 9 Miljøeffekter af luftforurening

I det følgende gives en kort primær kvalitativ beskrivelse af mulige miljøeffekter relateret til luftforurening i Region Hovedstaden. Der fokuseres på eutrofiering som følge af kvælstofdeposition; forsuring som følge af især svovldeposition; afgrødetab, som følge af ozon eksponering; samt bioakkumulering af og effekter af tungmetaller. En mere præcis vurdering af miljøeffekterne vil kræve bl.a. meget detaljerede lokale data, og ligger derfor uden for rammerne af nærværende projekt.

Modelberegninger af deposition mv. er baseret på den regionale luftkvalitetsmodel DEHM med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km. DEHM er beskrevet i afsnit 4.3.

### 9.1 Kvælstofdeposition

Når næringsstofftilførslen til et naturligt eller seminaturligt økosystem overstiger en kritisk grænse er der tale om "overgødsning" eller eutrofiering. Man taler om økosystemets tålegrænse, over hvilken specifikke processer vil ændre sig og følsomme arter på sigt vil forsvinde fra lokaliteten. Dermed reduceres artsrigdommen og naturtyperne kommer til at ligne hinanden stadig mere. Med skiftet i vegetationen sker der ligeledes et skift i det tilhørende dyreliv.

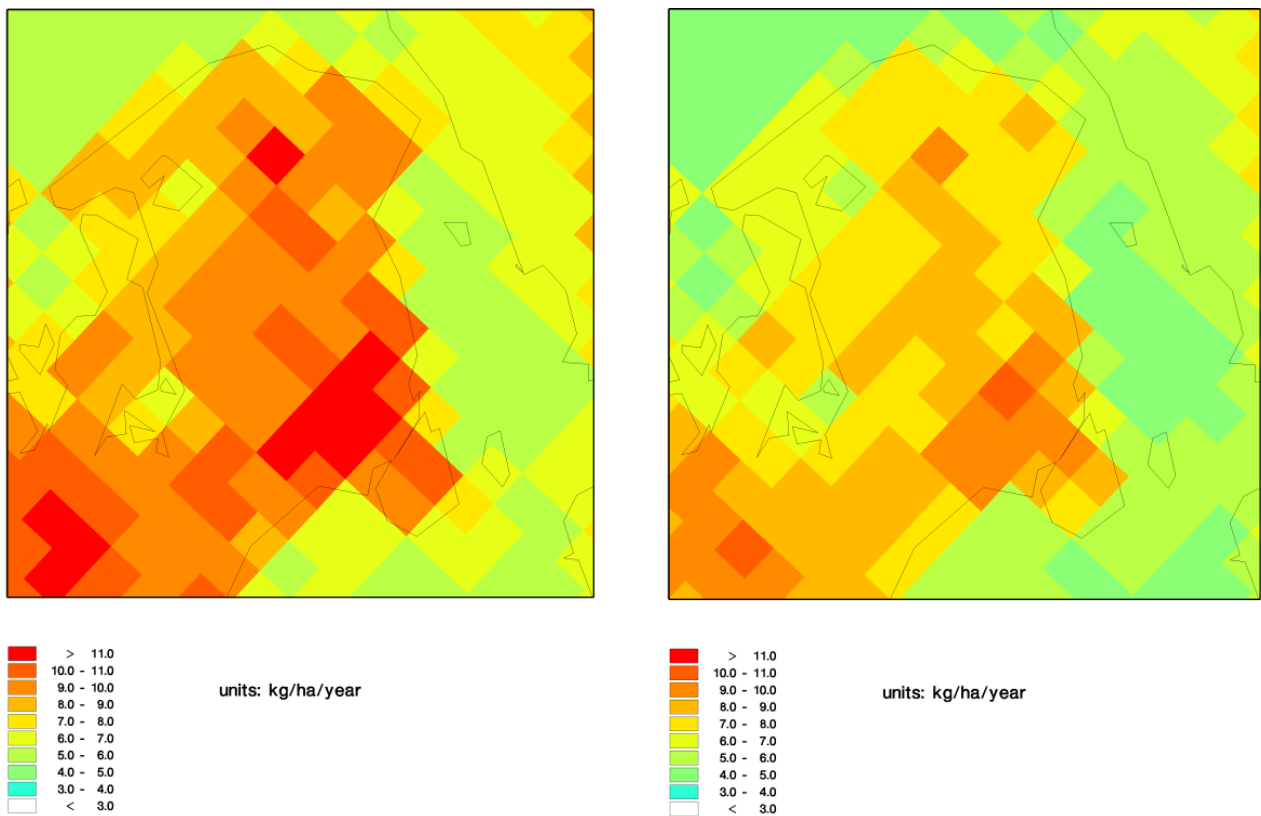
Det kvælstof, som planterne ikke optager, ophobes i planterne og i jorden, men kan på længere sigt føre til jordforsuring og udvaskning af kvælstof og evt. nitratforurening af overflade- og grundvand. Forsuring af jorden kan ligeledes påvirke konkurrencen mellem forskellige plantearter, så følsomme arter går tilbage eller helt forsvinder. Endelig kan en øget kvælstoftilførsel gøre planterne mere følsomme over for klimastress. Virkningerne kan være forskellige for forskellige plantearter, og også derved kan sammensætningen af arter i et økosystem ændres.

Den atmosfæriske tilførsel af næringsstoffer kommer fra to reaktive grupper af kvælstofforbindelser – de reducerede kvælstofforbindelser ( $\text{NH}_x$ ): ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) og dets reaktionsprodukt partikelbundet ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ); samt kvælstofoxiderne ( $\text{NO}_y$ ): kvælstofmonoxid ( $\text{NO}$ ) og kvælstofdioxid ( $\text{NO}_2$ ) og deres reaktionsprodukter som bl.a. omfatter salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ) og partikelbundet nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Ammoniak udledes primært som et resultat af husdyrproduktion i landbruget, mens kvælstofoxiderne dannes ved forbrændingsprocesser i forbindelse med energiproduktion, industri og transport. De reaktive kvælstofforbindelser kan tørafsættes (tørdeposition) ved direkte kontakt med overfladen af fx vegetation eller vådafsættes (våddeposition) i forbindelse med nedbør.

#### Udvikling i kvælstofdeposition

Den årlige kvælstofdeposition i hhv. 2014 og 2025 er vist i Figur 9.1.

Ud fra validering imod målinger fra det danske overvågningsprogram, vurderes usikkerheden på modelberegningen for 2014 at være op til  $\pm 40$  %.



**Figur 9.1.** Den beregnede årlige deposition af kvælstof for 2014 (venstre) og 2025 (højre).

Som det fremgår, falder kvælstofdepositionen fra 2014 til 2025. Beregningerne baseret på 2025 emissioner viser, at kvælstofdepositionen kan forventes at falde med ca. 15 % til ca. 8 kg N/ha om året (se Figur 9.1, højre side) pga. faldende emissioner i både Europa og Danmark. Bidraget fra  $\text{NO}_y$ -andelen falder med ca. 24%, mens bidraget fra  $\text{NH}_x$ -andelen kun falder med knapt 9%. Det skyldes, at den internationale  $\text{NO}_x$ -emission forventes at falde mere end  $\text{NH}_3$ -emissionen i den anvendte fremskrivning. Emissionsfremskrivningen for 2025 er for de fleste lande i Europa, baseret på de enkelte landes forventninger til udviklingen, samt de nationale emissionslofter defineret i EU's NEC-direktiv. I fremtiden kan  $\text{NH}_x$  andelen således komme til at udgøre en større andel (omkring 60%) af den samlede kvælstofdeposition end  $\text{NO}_y$ -andelen. For at nedbringe kvælstofdepositionen yderligere i fremtiden vil den nationale regulering af landbruget derfor være væsentlig.

### Kvælstofdeposition i forhold til tålegrænser

En overordnet vurdering af den mulige miljøpåvirkning af denne kvælstofdeposition kan foretages ved at sammenholde depositionen med typiske tålegrænser for forskellige naturtype. Bemærk at en mere præcis fastsættelse af tålegrænsen for en udpeget lokalitet kræver specifikke data for den pågældende lokalitet, som ikke er tilgængelige i dette arbejde.

I Danmark er bestemte naturtyper beskyttet gennem naturbeskyttelseslovens §3. På det regionale plan har Region Hovedstaden den mindste andel af §3-natur i forhold til regionens samlede arealstørrelse. §3-natur udgør således kun ca. 6 % af det samlede areal i regionen (<http://svana.dk/natur/national-naturbeskyttelse/beskyttede-naturtyper-3/arealopgoerelse/>). Disse tal er baseret på en opgørelse fra 2016 (Levin, 2016), som også viser, at for Region Hovedstaden udgør søer den største andel af §3-arealerne i de fleste kommuner,

derefter kommer moser, overdrev og enge. I enkelte kystnære kommuner udgør naturtypen strandeng, den største andel af §3-arealerne.

Den gennemsnitlige årlige deposition er 10 kg N/ha i Region Hovedstaden, hvilket er lidt lavere end landsgennemsnittet på 12 kg N/ha i 2014. Dette er den gennemsnitlige deposition for modellens beregningsgitter bestående af gitterceller på ca. 6 km x 6 km. Som det ses af Figur 9.1, er der en vis geografisk variation i depositionen henover regionen, hvilket skyldes, at depositionen vil afhænge af overfladens karakteristika, herunder bl.a. overfladens ruhed og lokale emissioner. Ammoniakemissionen fra lokale landbrugsaktiviteter spiller således en rolle. Derudover betyder variationer i mængden af nedbør også en rolle. Der kan derfor være væsentligt større variationer i depositionen, end det fremgår af beregningerne på ca. 6 km x 6 km, og især omkring områder med landbrugsaktiviteter, kan der være lokale "hotspots" (se bl.a. Ellermann et al., 2015c; Geels et al., 2006). Over mindre søer langt fra lokale kilder, kan depositionen til gengæld være lavere.

I følge modelberegningerne udgør de reducerede kvælstofforbindelser (NH<sub>x</sub>) og kvælstofoxiderne (NO<sub>y</sub>) ca. 50% hver af den totale kvælstofdeposition. Tidligere beregninger har vist, at danske kilder bidrager til ca. 25% af depositionen i Region Hovedstaden (dog kan andelen være større tæt på store lokale landbrug).

Helt generelt for Region Hovedstaden gælder der, at den gennemsnitlige deposition på 10 kg N/ha i 2014 overskrider eller er på niveau med tålegrænsen for visse følsomme naturtyper. Tålegrænsen på 5-10 kg N/ha for visse søer, bl.a. lobeliesøer (kalk- og næringsfattige søer og vandhuller), kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger, brunvandede søer og vandhuller samt f.eks. højmoser er således overskredet. Den nedre grænse på 10 kg N/ha for naturtyper som hede, klitter, sure overdrev og skovnaturtyper er også nået. Naturtypen enge, som findes i bl.a. enkelte kystnære kommuner har en højere tålegrænse, og denne er ikke overskredet i 2014.

**Tabel 9.1.** Empirisk baserede tålegrænser (kg N/ha/år) for Naturbeskyttelseslovens terrestriske naturtyper samt for klit, løv- og nåleskov baseret på anbefalinger fra UN-ECE, 2004/5 (Harmoniserede tålegrænser taget fra: <http://naturstyrelsen.dk/>).

Naturtype	Tålegrænse interval	Differentiering
Overdrev	10-25	Sure overdrev 10-20, kalkholdige overdrev 15-25
Klit	10-25	Klit 10-20, fugtige klitlavninger 10-25
Hede	10-25	Tør hede 10-20, våd hede 10-25
Fersk eng	15-25	
Strandeng	30-40	
Mose (og kær)	5-25	Højmoser 5-10, hængesæk, tørvelavninger 10-15, fattigkær og hedemoser 10-20, kalkrige moser og væld, rigkær 15-25
Ferskvandsnaturtyper	5-10	Bl.a. lobeliesøer (kalk- og næringsfattige søer og vandhuller), kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger, brunvandede søer og vandhuller.
Løvskov	10-20	
Nåleskov	10-20	

Sammenholdes 2025 depositionen med de generelle tålegrænser, ses det, at det nederste tålegrænseinterval for de mest følsomme naturtyper som lobeliesøer og højmoser stadig er overskredet. Men for den resterende andel af §3-naturen i Region Hovedstaden, indikerer beregningerne, at hvis emissionerne følger den anvendte fremskrivning, vil tålegrænserne ikke være overskredet i 2025.

## 9.2 Svovldeposition

Deposition af svovlforbindelser kan ligeledes fører til forsurening af jordbunden og dermed til ændringer i økosystemerne. Hovedparten af svovlforbindelserne, der deponeres i Danmark stammer fra forbrænding af fossile brændstoffer i forbindelse med transport, energiproduktion, industri mm., der fører til emission af svovldioxid ( $\text{SO}_2$ ). Resten stammer fra naturlige kilder, hvoraf sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) fra havsalt er den vigtigste. Sulfat fra havsalt udgør således 15-35 % af den samlede svovldeposition, hvor den største andel ses i kystnære områder. Svovldeposition i Danmark skyldes hovedsageligt emissioner i udlandet (Ellermann et al., 2015c).

### Udvikling i svovldeposition

Den gennemsnitlige årlige deposition af svovlforbindelser fra antropogen kilder er if. modelberegningerne ca. 3,3 kg S/ha i Region Hovedstaden i 2014. Ud fra validering imod målinger fra det danske overvågningsprogram, vurderes usikkerheden på modelberegningen for 2014 at være op til  $\pm 40$  %.

Der ses kun en lille geografisk variation i S-depositionen, og den varierer kun lidt mellem de forskellige dele af landet, hvilket hænger sammen med, at størstedelen af svovlen er transporteret til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, samt fra den internationale skibstrafik. Den gennemsnitlige deposition for hele Danmark er ca. 3,1 kg S/ha. På landsplan udgør de danske kilder typisk ca. 9 % af den samlede deposition.

Modelberegningerne med emissioner for 2025, angiver et fald i svovldepositionen på ca. 35 % til en årlig deposition på ca. 2,2 kg S/ha i Region Hovedstaden i 2025.

### Svovldeposition og tålegrænser

Som for kvælstof er der opsat generelle tålegrænser for forsurening (baseret på kilo-ækvivalenter (keq) pr. hektar pr. år). Den årlige afsætning på 3,3 kg S/ha svarer til ca. 0,3 keq/ha. Dette skal sammenholdes med tålegrænserne for forsurening på 0,9-2,4 keq/ha for overdrev; 0,8-2,7 keq/ha for løvskov og 1,0-4,1 keq/ha for nåleskov (Bak, 2003). Disse er derfor ikke overskredet.

Der er ikke opsat specifikke tålegrænser for forsurening af søer. Det er kun et mindretal af de Danske søer, der forventes at være truede af forsurening i dag. De følsomme søer er typisk lavalkaline søer som f.eks. brunvandede søer og lobeliesøer (Søndergaard et al., 2003).

I Danmark er svovldepositionen faldet med ca. 70 % siden 1989 og niveauet i Region Hovedstaden ses, at være under de generelle tålegrænser for typiske naturtyper. Skadelige effekter af forsurening afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af sulfat fra havsalt, forsurende kvælstofforbindelser m.m. også skal tages med i betragtning ved en mere detaljeret vurdering af svovldeposition i relation til tålegrænser.

## 9.3 Ozoneksponeringen af afgrøder

Ozon ( $\text{O}_3$ ) dannes i atmosfæren via fotokemiske reaktioner under påvirkning af sollys og tilstedeværelse af kvælstofoxider og organiske gasser. Niveauerne er højest i baggrundsområder, dvs. uden for byerne. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan have toksiske virkninger på planter med potentielt negative

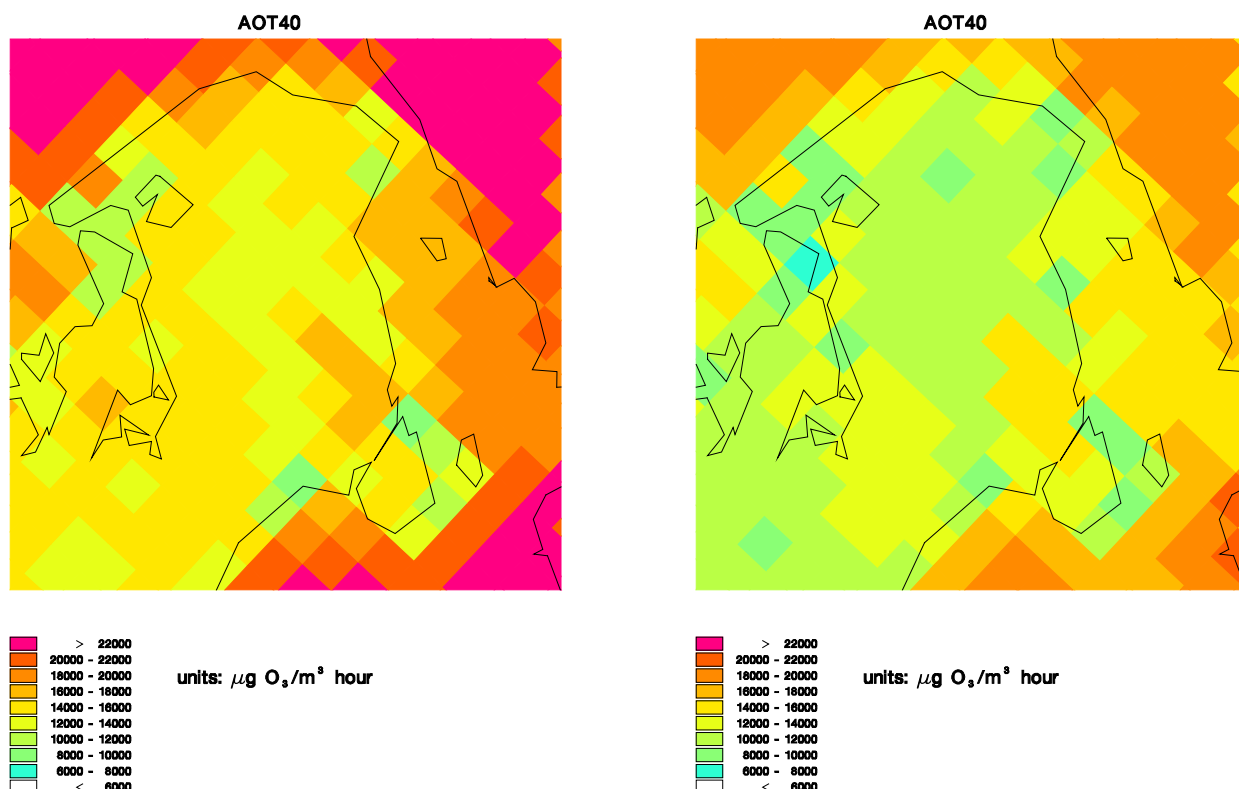
effekter på struktur og funktion af økosystemer, samt nedbringe afkastet og ernæringskvaliteten af afgrøder.

### Udvikling i ozoneksponering

Første trin i en vurdering af skadevirkning på afgrøder som følge af ozoneksponeringen kan baseres på et estimat af den såkaldte AOT40-værdi. AOT40 er den akkumuleret ozoneksponering af vegetation over en grænse på 40 ppb (=80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) beregnet som timeværdier mellem kl. 8 og 20. Er der f.eks. i løbet af en dag målt tre timemiddelværdier af ozon, der overstiger 40 ppbv, f.eks. 45, 50 og 55 ppbv, bliver dagens AOT40 = 5 + 10 + 15 = 30 ppbv·timer.

I princippet er det muligt at kvantificere de samfundsøkonomiske omkostninger for miljøeffekter af ozon i form af afgrødetab, men det forudsætter en kombination af AOT40-kort, en detaljeret geografisk beskrivelse af afgrøder, værdisætning af afgrødetab, samt en implementering af disse i EVA-systemet. Denne type udviklingsarbejde af EVA ligger uden for rammerne af nærværende projekt.

AOT40 beregnet med DEHM-modellen er vist i Figur 9.2. Der kan dog være betydelig variation fra år til år pga. variationer i de meteorologiske forhold. De højeste ozon- og dermed AOT40-værdier ses generelt i kystnære områder og over havet, da afsætningen til vandoverflader er meget lille. If. beregningen for 2025 vil AOT40-værdien falde i fremtiden, som følge af ændrede emissioner.



**Figur 9.2.** AOT40 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er  $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{timer}$ , hvilket skal ganges med 0,5 for at komme til ppbv·timer. (If. retningslinjerne skal værdien udregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00.). Venstre side er for 2014 og højre side er for 2025. AOT40 kan variere meget fra år til år, som følge af bl.a. meteorologiske forhold.

Som vi så tidligere (Tabel 6.10) stiger middelkoncentrationen over Region Hovedstaden fra 2014 til 2025, mens AOT40 falder fra 2014 til 2025. I de beregninger, der ligger til grund for AOT40 stiger middelkoncentrationer af ozon også, men spidværdierne reduceres, hvilket resulterer i lavere AOT40.

### Ozoneksponering og tålegrænser

Der er tidligere opsat en tålegrænse for afgrøder på 5.300 ppb·timer henover en vækstsæson på tre mdr., hvilket svarer til et udbyttetab på 10 % (Bastrup-Birk et al., 1999). I forbindelse med EU's luftkvalitetsdirektiv fra 2008 er der fastsat en målværdi for AOT40 på 9.000 ppb·timer til beskyttelse af vegetation. If. retningslinjerne skal denne AOT40-værdi udregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00, og der skal anvendes 5 års middelværdier (se Ellerman et al. 2015 for referencer).

**Tabel 9.2.** AOT40 og tilhørende tålegrænser angivet med de to anvendte enheder.

AOT40	Tålegrænse [ppb·timer]	Tålegrænse [µg/m <sup>3</sup> ·timer]	Beskyttelse af
AOT40 over en vækstsæson.	5.300	10.600	Afgrøder
AOT40 for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00.	9.000 EU's målværdi	18.000	Vegetation generelt

Beregningen for 2014 og 2025 viser, at AOT40-værdien er under målværdien på 9.000 ppb·timer for beskyttelse af vegetation (svarer til 18.000 µg·m<sup>3</sup>·timer i enheden brugt i Figur 9.2) i hele regionen (se også Tabel 9.2). Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der dog anvendes 5 års middelværdier af AOT40, hvilket ikke er muligt her. If. målinger fra DCE for perioden 2009-2014 ligger middel AOT40-værdien under målværdien på 9.000 ppb·timer ved de fire baggrundsstationer i Danmark (Ellermann et al., 2015c).

## 9.4 Tungmetaller

Metaller forekommer naturligt i miljøet, men menneskeskabte kilder og den efterfølgende deposition bidrager væsentligt til at øge niveauet i bl.a. jorden og i vandmiljøet. Tungmetaller udsendes fra bl.a. industrien, kulfyrede kraftværker og affaldsforbrændingsanlæg, samt ved slid på bremsebelægninger og motorer. Flere tungmetaller er giftige selv i små mængder og enkelte er kræftfremkaldende. Tungmetaller er svært nedbrydelige og ophobes i planter og akkumulere efterfølgende op gennem fødekæden (bioakkumulering).

### Grænseværdier for tungmetaller

I EU og dermed i Danmark er målsætningen, at naturen ikke må modtage mere luftforurening - herunder tungmetaller - end den kan tåle. Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) måles/beregnes derfor ved udvalgte målestationer i Danmark (se bl.a. <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/>). De danske grænseværdier for luftkvalitet er baseret på gældende EU-direktiver (<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/stoffer/graensevaerdier/>). Der er kun fastsat en egentlig grænseværdi for årsmiddelværdien af luftkoncentrationen af bly (Pb: 500 ng/m<sup>3</sup>) og såkaldte vejledende grænseværdier for nikkel (Ni: 20 ng/m<sup>3</sup>), arsen (As: 6 ng/m<sup>3</sup>) og cadmium (Cd: 5 ng/m<sup>3</sup>).



### Niveauer af tungmetaller i forhold til grænseværdier

Data for 2014 er trukket ud fra DCE's måledatabase for at belyse niveauerne af de forskellige tungmetaller ([http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maalinger/5\\_database/hentdata.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_database/hentdata.asp), se også Ellermann et al., 2015b).

Over de seneste ca. 25 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne fra 16 % og op til 60 % med det største fald for bly (Pb) og cadmium (Cd). I de senere år har ændringerne været relativt små.

Målinger af bly fra H. C. Andersens Boulevard i København i 2014 viste en årsmiddelværdi på 5,1 ng/m<sup>3</sup>, mens niveauet ved bybaggrundsstationen på H.C. Ørsted Institutet i København var 3,4 ng/m<sup>3</sup>. Grænseværdien for bly må derfor forventes at være overholdt i Region Hovedstaden.

For nikkel er niveauet ved de samme stationer hhv. 3,2 ng/m<sup>3</sup> og 2,9 ng/m<sup>3</sup> i 2014, mens niveauet for arsen er mellem 1,1 og 0,8 ng/m<sup>3</sup> i 2014.

Endeligt er niveauet for cadmium nede på ca. 0,1 ng/m<sup>3</sup> i 2014 ved de to stationer i København.

Fælles for disse metaller er, at de alle er under den vejledende grænseværdi for årsmiddelværdier.

## 10 Diskussion af usikkerheder

### 10.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden

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

#### Emission

Der er væsentlige usikkerheder forbundet med, hvor godt vi kender emissionen af kemiske stoffer fra de forskellige sektorer, og hvor godt de er fordelt geografisk. Der er usikkerheder forbundet med både aktivitetsniveauer og emissionsfaktorer, og disse varierer betydeligt fra sektor til sektor og mellem forureningskomponenterne. For den geografiske fordeling er usikkerhederne både forbundet med usikkerheden af selve den geografiske fordelingsnøgle, men også hvor god den valgte nøgle er som proxy for emissionskilden. På trods af en løbende forbedring af grundlaget for emissioner fra brændeovne vurderes denne sektor stadigvæk at være forbundet med nogen usikkerhed i emissionsopgørelsen, når der sammenlignes med fx vejtransport. Emissionerne for 2025 er baseret på en forventet udvikling og vil derfor være forbundet med en større usikkerhed end de historiske emissioner.

#### Luftkvalitet og befolkningseksposering

Der er usikkerheder forbundet med selve luftkvalitetsmodellernes beskrivelse af de fysiske og kemiske sammenhænge, og usikkerheder forbundet med de inputdata, som anvendes, især emissionsdata. En overordnet måde at vurdere usikkerhederne i modellerne (DEHM og UBM) på er at sammenligne modelresultater med måleresultater. Sammenligning mellem model og målinger i bybaggrund i Region Hovedstaden viser rimelig god overensstemmelse for  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$ , og en mindre, men forventet, underestimering for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ , hvilket der kompenseres for ved at addere et bidrag fra "ukendt masse" baseret på målinger.

Koncentrationerne og dermed befolkningseksposering vil også være påvirket af variationer i meteorologi fra år til år.

Usikkerheden på befolkningsdata i Danmark er meget lille, da data er baseret på CPR-registeret og geografisk fordelt efter koordinatsatte adresser. Befolkningsdata er baseret på et nyt udtræk fra CPR fra 2017 for Danmark. Dette er fremskrevet til 2025 med befolkningsdata fra Danmarks Statistik i de aldersgrupper, som EVA-systemet anvender.

#### Eksposerings-respons og helbredseffekter

Sammenhængen mellem befolkningseksposering og helbredseffekter er baseret på international litteratur, som er anerkendt af verdenssundhedsorganisationen (WHO). Specielt har man fundet en stærk sammenhæng imellem koncentrationer af  $\text{PM}_{2.5}$  i bybaggrunden (her repræsenteret ved resultaterne fra DEHM/UBM) og helbredseffekter. Den anvendte sammenhæng, man har fundet for fx dødelighed, er en stigning i relativ risiko på 6,2% for en stigning i  $\text{PM}_{2.5}$  på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddelværdi. I nærværende resultater er det antaget, at alle partikler er lige skadelige, jf. den bedste viden på området p.t.

Usikkerheden ligger i, at det kun afspejler kendt viden, som til stadighed udvikles.

I beregningerne er det endvidere forudsat, at der ikke er lokale helbredseffekter af NO<sub>2</sub>, men videngrundlaget peger i stigende grad på, at der er selvstændige lokale helbredseffekter af NO<sub>2</sub>. Vi arbejder på at indarbejde eksponerings-respons for NO<sub>2</sub> i EVA-systemet, men det er endnu ikke færdigt. Det europæiske Miljøagentur har i deres seneste rapport for luftkvalitet i Europa inkluderet NO<sub>2</sub> i beregninger af for tidlige dødsfald. (European Environmental Agency, 2016). Her udgør for tidlig død pga. NO<sub>2</sub> 2% af beregnede antal for tidlige dødsfald for Danmark. Der er fortsatte diskussioner af hvilke dosis-respons man skal bruge, og i hvilken grad der er tale om en selvstændig effekt af NO<sub>2</sub> i forhold til for tidlig død, "dobbelttælling" i forhold til PM<sub>2,5</sub> mv.

### Værdisætning

Hovedparten af de eksterne omkostninger er relateret til for tidlige dødsfald, og usikkerheden på værdisætningen af et for tidligt dødsfald har derfor væsentlig indflydelse på de samlede eksterne omkostninger. Værdisætningen af et akut dødsfald betegnes værdien af et statistisk liv (value of statistical life, VSL). I EVA-beregningerne er et statistisk liv værdisat til 15,5 mio. kr. (2013-priser). Næsten alle dødsfald relateret til luftforurening sker imidlertid som følge af eksponering over lang tid, dvs. kronisk. Der tabes omkring 10 år i levetidsforventning, hvilket er mindre end det gennemsnitlige trafikoffer, der taber 30-40 år. EVA anvender derfor en særskilt værdi for tabte leveår (585.000 kr. pr. år; 2013-priser).

I samfundsøkonomiske analyser anvender bl.a. Transportministeriet en VSL værdi på omkring 18 mio. kr. pr. "statistisk liv". De Økonomiske Råd (DØR) har i 2016 foreslået, at denne værdi sættes op til 31 mio. kr. (DØR, 2016). Anbefalingen bygger blandt andet på et nyt værdisætningsstudie, og de fleste lande, som Danmark normalt sammenlignes med, bruger en højere værdi. EU's anbefalinger indebærer en værdi af statistisk liv i hele EU på 39 mio. kr. Såfremt der anvendes en højere værdi for statistisk liv i EVA-beregningerne vil de tilhørende eksterne omkostninger også blive større, og næsten proportionalt større.

DØR anbefaler 900.000 kr. for et tabt leveår, mens der i EVA-systemet forudsættes omkring 585.000 kr. Såfremt DØR forudsætninger anvendes vil de eksterne omkostninger blive omkring 50% større.

I august 2017 offentliggjorde Finansministeriet en revideret og opdateret udgave af Vejledning i Samfundsøkonomiske Konsekvensvurderinger (Finansministeriet, 2017).

I forbindelse med den reviderede vejledning har Finansministeriet også opskrevet værdien af statistisk liv, således at denne værdi nu er 32 mio. kr. (2017-priser). DCE er ved, at implementere disse nye forudsætninger i EVA-systemet. Dette forventes at gøre de samfundsøkonomiske omkostninger ved luftforureningen omkring 50% større.

## 10.2 De enkelte emissionskilder i Region Hovedstaden

### Brændeovne

Den vigtigste lokale kilde i Region Hovedstaden i forhold til antal for tidlige dødsfald og eksterne omkostninger er brændeovne efterfulgt af vejtrafik.

Selvom der inden for de seneste år er foretaget betydelige forbedringer af den nationale emissionsopgørelse for brændeovne og den geografiske fordeling af emissionerne (Plejdrup et al., 2016) vurderes usikkerheden fortsat at være større, især i forhold til andre kilder som fx vejtransport.

I beregningerne er betydningen af dannelsen af sekundære organiske partikler fra udledning af NMVOC (andre flygtige organiske forbindelser end metan) fra brændeovne ikke direkte medtaget. Hvis de medtages, så vil dette betyde en stigning i partikelkoncentrationerne, som stammer fra brændefyring, men der findes p.t. ikke det nødvendige videngrundlag til at afgøre hvor meget. Der sker en dannelse af SOA ud fra NMVOC-emissioner fra brændeovne. Noget SOA bliver taget med som primære emissioner pga. målemetoden for brændeemissioner, men en anden del er ikke med. Der sker en hurtig omdannelse af SOA (fx indenfor 30 meter fra skorstenen), og dette bidrag er ikke inkluderet i beregningerne, mens dannelsen af SOA i selve skorstenen er medtaget som primære emissioner. Anden SOA-dannelse sker meget mere langsomt på regional skala, og dette er medtaget i DEHM. Yderligere diskussion heraf kan findes i Olesen et al. (2010) og Seljeskog et al. (2013).

### **Vejtrafik**

Den anden vigtigste lokale kilde i Region Hovedstaden er vejtrafik.

Der er mindre usikkerheder på emissioner fra vejtrafik, da emissionsmodellerne bygger på emissionsmålinger, og emissionerne kan indirekte valideres ved at sammenligne målte og beregnede koncentrationer i gaderum, hvor beregnede koncentrationer er udført med luftkvalitetsmodeller på basis af emissionsdata, hvilket giver god overensstemmelse.

Gadekoncentrationerne i Region Hovedstaden er som i resten af landet i Luften på din vej baseret på trafikdata fra Landstrafikmodellen.

### **Anvendelse af produkter**

Anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) har også tilknyttet væsentlige usikkerheder, men bidraget er lille.

### **Ikke-vejgående maskiner**

Mobile kilder (ikke-vejgående maskiner mv.) har også tilknyttet væsentlige usikkerheder, men bidraget er meget beskedent. Der er tidligere foretaget en udredning for Miljøstyrelsen, bl.a. om yderligere kvantificering af bidragene fra denne kilde (Olesen et al., 2013). Det har desværre ikke været muligt at inddrage disse vurderinger i nærværende rapport.

## **10.3 Farlighed af partikler**

Der er stor usikkerhed om, hvilken type af partikler (både størrelse og kemisk sammensætning), der giver de største helbredseffekter. På baggrund af det internationale videngrundlag kan man konkludere, at der er en klar sammenhæng mellem koncentrationen af partikler mindre end 2,5 mikrometer (PM<sub>2.5</sub> opgjort som masse) i bybaggrunden og helbredseffekter. Med den nuværende viden kan der ikke kvantitativt skelnes mellem helbredseffekterne af partikler med forskellige størrelse og kemisk sammensætning, og derfor er de behandlet ens i beregningerne. Dvs. det er antaget at partikler under 2,5 µm har samme helbredseffekt uanset størrelse og kemisk sammensætning.

P.t. mangler der specielt viden omkring betydningen for helbredseffekter af ultrafine partikler (partikler under 100 nm) og om betydningen af helbredseffekter fra korttidseksponering af høje koncentrationer af luftforurening, fx i gader. Da de ultrafine partikler er et lokalt fænomen og helbredseffekter fra korttidseksponering typisk foregår i gaderum med højere koncentrationer fra vejtrafik, vil ny viden på disse to områder sandsynligvis resultere i at bidraget fra kilder i Region Hovedstaden til helbredseffekterne inden for Region Hovedstaden vil blive større end de nuværende 10-11%, som er beregnet i indeværende rapport. Dette er under forudsætning af, at det viser sig, at der er signifikante helbredseffekter af ultrafine partikler og fra korttidseksponering af PM<sub>2.5</sub>.

Nyere studier tyder på (Rohr & Wyzga 2012), at de kulstofholdige partikler (fx primært emitteret fra vejtrafik og brændeovne) er mere helbredsskadelige end de ikke-kulstofholdige partikler, fx de uorganiske sekundære partikler (dvs. partikler, der emitteres som gas og ved kemiske processer i atmosfæren bliver omdannet til partikler). Disse indikationer peger i retning af, at kulstofholdige partikler (BC/EC og SOA) er mere skadelige end partikler som gennemsnit. Hvis dette viser sig at være rigtigt, vil det betyde, at de lokale kilder inden for Region Hovedstaden vil give et større bidrag til helbredseffekter og de relaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden end de nuværende 10-11%. Det vil dog ikke ændre på konklusionen, at brændeovne og vejtrafik vil være de største bidragydere til helbredseffekterne i Region Hovedstaden fra kilder inden for Region Hovedstaden, da disse to emissionssektorer allerede er de primære kilder til både kulstofholdige partikler og ultrafine partikler.

En tidligere gennemført følsomhedsanalyse, hvor det er forudsat at sundhedsskadeligheden af primære partikler er 1,3 gange gennemsnittet og skadeligheden af sekundære partikler er 0,7 gange gennemsnittet, viste også at fordelingen mellem de forskellige emissionssektorer var påvirket heraf. Denne følsomhedsanalyse viser, at Ikke-industriel forbrænding (især brændeovne og kedler), som er direkte emitterede partikler, får større vægt. Derimod bliver landbrugets andel mindre, da bidraget her hovedsageligt er relateret til de sekundære partikler, ellers er der kun mindre ændringer i de indbyrdes bidrag fra emissionssektorerne (Brandt et al., 2011a).

Endvidere har verdenssundhedsorganisationen WHO i 2012 klassificeret dieseludstødning som kræftfremkaldelse (gruppe 1) mod tidligere sandsynligvis kræftfremkaldende (gruppe 2A).

Det er dog indtil videre WHO's anbefaling at anvende samme dosis-respons for alle typer af partikler dvs. med udgangspunkt i PM<sub>2.5</sub> i cost-benefit analyser (WHO, 2013), som det gøres i EVA-systemet.

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

#### **10.4 Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder**

Den geografiske opløsning af modelsystemet har betydning for beregning af konsekvenser fra især lokale kilder som fx vejtrafik og brændeovne. Ved en lav geografisk opløsning vil helbredseffekterne blive underestimeret for en befolkningsgruppe, der bor tæt på lokale kilder. Det skyldes, at koncentrationerne er større her end modellen beregner. Modsat vil modellen overestimere

for dem, som bor længere væk fra kilderne. Netop dette er der taget højde for med en geografisk opløsning i modellen på 1 km x 1 km i EVA-systemet.

Befolkningseksposering er bestemt med en opløsning på 1 km x 1 km med bybaggrundskoncentrationen som indikator, men det kunne tænkes, at endnu højere geografisk opløsning som gadekonzentrationer ved adressen med tilhørende højere opløsning i koncentrationsberegningerne (fx integration af gademodel) ville give endnu mere pålidelige resultater, men dette kræver, at der findes dosis-respons funktioner udviklet for eksposering ved adresse som proxy og ikke koncentrationer i bybaggrunden, som benyttes pt.

Studier har således vist, at personer, som bor inden for 50 m af en trafikeret byvej og 100 m fra en motorvej, har øget risiko for at dø for tidligt af hjertelunge relaterede sygdomme (Hoek et al. 2002).

Et dansk studie med udgangspunkt i Kost Kræft Helbred kohorten har også undersøgt sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening over tid og udviklingen af alle dødsfald og særskilt dødsfald relateret til hjerte-/kredsløb (Raaschou-Nielsen et al., 2012; Ellermann et al., 2014). Eksposeringsindikator var gadekonzentrationen af NO<sub>2</sub>, som blev beregnet med DCE AirGIS-modelsystem for adresser fra 1971 og frem. Det er sandsynligvis ikke NO<sub>2</sub> som sådan, der giver helbredseffekterne, men NO<sub>2</sub> kan ses som en indikator for trafikforurening. Resultaterne blev justeret for en række samhörørende risikofaktorer, der blev bl.a. justeret for støj ved bopælen. Studiet viste en 8 % stigning i risikoen for alle dødsfald per 10 µg/m<sup>3</sup> stigning i NO<sub>2</sub>-konzentrationen og endnu større stigning (16%) for hjerte-kredsløbssygdomme. Stigende NO<sub>2</sub>-konzentration øgede også risikoen for at dø på grund af iskæmisk hjertesygdom og slagtilfælde, som er undertyper af hjerte-kredsløbssygdomme, men disse resultater var ikke statistisk signifikante. Såfremt disse dosis-respons sammenhænge for NO<sub>2</sub> blev lagt til grund for beregning af dødsfald med gadekonzentrationen som eksposeringsindikator, ville der blive estimeret væsentligt flere dødsfald i byerne og især langs trafikerede gader end, hvad EVA-systemet estimerer for disse områder. Det er dog uklart om der vil være tale om flere for tidlige dødsfald pga. eksposering for NO<sub>2</sub> i gaderum, hvis man lagde dette studie til grund for beregning af helbredseffekterne eller om der vil være tale om en omfordeling af de for tidlige dødsfald, der er beregnet i indeværende rapport for Region Hovedstaden. Under alle omstændigheder er der behov for mere viden om årsagen til de for tidlige dødsfald, som skyldes luftforurening og om disse dødsfald skal tilskrives PM<sub>2.5</sub> i bybaggrunden, som vi har gjort i denne rapport på baggrund af bedst tilgængelig viden fra WHO, eller om der vil være yderligere for tidlige dødsfald, som kan tilskrives lokale kilder, fx via eksposering fra NO<sub>2</sub>.

For Sverige har det svenske miljøinstitut (IVL) og Umeå Universitet forsøgt at kvantificere helbredseffekterne med en opdeling i bidraget fra regionale kilder og fra lokale kilder, hvor lokale kilder er vejtrafik og brændefyring (Gustafsson et al., 2014). I beregningerne er der anvendt højere relativ risiko for de lokale kilder end for de regionale kilder, hvilket betyder, at de lokale kilder får større vægt i de totale helbredseffekter. Med denne tilgang blev der for Sverige pga. PM<sub>2.5</sub> eksposering beregnet omkring 3.000 for tidlige dødsfald fra regionale kilder og hhv. yderligere 1.000 for brændefyring og 1.300 for vejtrafik dvs. i alt 5.300 for tidlige dødsfald. For vejtrafik blev anvendt NO<sub>2</sub> som indikator med dosis-respons sammenhænge fra det danske studie nævnt ovenfor (Raaschou-Nielsen et al., 2012). Hvis beregningerne blev udført uden opdeling i kildebidrag blev der beregnet 3.500 for tidlige dødsfald. Hvis man

antager, at lokale kilder har højere relativ risiko end regionale kilder får man således omkring 50% flere for tidlige dødsfald. Med samme forudsætninger ville man sandsynligvis få noget tilsvarende for Danmark.

På nuværende tidspunkt er videngrundlaget mht. til eksponerings-respons sammenhænge dog ikke fuldstændigt nok til at kvantificere *alle* de helbreds-effekter for en befolkning på grundlag af eksponering på adresseniveau, selvom der er lavet en del studier med adressen som indikator for ekspone-ring.

## Referencer

Bastrup-Birk, A., Tybirk, K., Emborg, L. & Wier, M. (1999): Tålegrænser for luft forurening: Anvendelse i strategisk miljøplanlægning, Danmarks Miljøundersøgelser. 129 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 269.

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

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

Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn and R. Berkowicz (2001b): "Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 1: system description", *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 781-786, 2001.

Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn (2001c): "Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 2: performance evaluation", *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 825-830, 2001.

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

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (2011a): Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System. CEEH Scientific Report No 3, Centre for Energy, Environment and Health Report series, March 2011, p. 98.

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

Brandt, J., J. D. Silver, L. M. Frohn, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, C. A. Skjøth, H. Villadsen, A. Zare, and J. H. Christensen (2012): An integrated model study for Europe and North America using the Danish Eulerian Hemispheric Model with focus on intercontinental transport. *Atmospheric Environment*, Volume 53, June 2012, pp. 156-176, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.011.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (2013a): "Contribution from the ten major emission sectors in Europe to the Health-Cost Externalities of Air Pollution using the



EVA Model System – an integrated modelling approach”. Atmospheric Chemistry and Physics Discussion, 13, 5871–5922, 2013. [www.atmos-chem-phys-discuss.net/13/1/2013/](http://www.atmos-chem-phys-discuss.net/13/1/2013/), doi:10.5194/acpd-13-5871-2013.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (2013b): “Assessment of Past, Present and Future Health-Cost Externalities of Air Pollution in Europe and the contribution from international ship traffic using the EVA Model System”. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, 13, pp. 5923-5959, 2013. [www.atmos-chem-phys-discuss.net/13/1/2013/](http://www.atmos-chem-phys-discuss.net/13/1/2013/), doi:10.5194/acpd-13-5923-2013.

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

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

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

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

Ellermann, T., Brandt, J., Jensen, S.S., Hertel, O., Løfstrøm, P., Ketzel, M., Olesen, H.R. & Winther, M. (2014b): Undersøgelse af de forøgede koncentrationer af NO<sub>2</sub> på H.C. Andersens Boulevard. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 100 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 111 <http://dce2.au.dk/pub/SR111.pdf>.

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. Jansen, S., Massling, A. & Jensen, S.S. (2015a): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2013. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 72 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 134. <http://dce2.au.dk/pub/SR134.pdf>.

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A. & Jensen, S.S. (2015b): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2014. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 64 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 162. <http://dce2.au.dk/pub/SR162.pdf>

Ellermann, T., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. (2015c): Atmosfærisk deposition 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 88 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 163. <http://dce2.au.dk/pub/SR163.pdf>.

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

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R. & Jensen, S.S. 2017. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2016. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 78 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 234. <http://dce2.au.dk/pub/SR234.pdf>.

European Environmental Agency (2016): Air quality in Europe – 2016 report. EEA Report No 28/2016. ISSN 1977-8449.

Geels, C, Hertel, O, Madsen, PV, Frohn, LM, Gyldenkerne, S, Frydendall, J, Christensen, J, Hvidberg, M, Ambelas Skjøth, C & Ellermann, T 2006, Atmosfærisk kvælstofbelastning af udvalgte naturområder i Frederiksborg Amt. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, vol. 601.

Gustafsson, M., Forsberg, B., Orru, H., Åström, S., Tekie, H., Sjöberg, K. (2014): Quantification of population exposure to NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> and estimated health impacts in Sweden 2010, December 2014. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. IVL Report B 2197.

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

Jensen, S.S., Ellermann, T., Christensen, J. (2010): Information om forureningens oprindelse for NO<sub>x</sub> som input til luftkvalitetsplan for NO<sub>2</sub>. Danmark Miljøundersøgelser, 10. november 2010. Notat til Miljøstyrelsen. 20 s.

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

Jensen, S.S., Brandt, J., Ketzel, M., Plejdrup, M. (2013): Kildebidrag til sundhedsskadelig luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 57. <http://www.dmu.dk/Pub/SR57.pdf>.

Jensen, S.S., Im, U., Ketznel, M. Løfstrøm, P. & Brandt, J. (2015): Kortlægning af luftkvalitet langs motor- og landeveje i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 41 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 154. <http://dce2.au.dk/pub/SR154.pdf>.

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

Jensen, S.S., Ketznel, M., Becker, T., Christensen, J., Brandt, J., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, O.-K., Hertel, O., Ellermann, T. (2017): High Resolution Multi-scale Air Quality Modelling for All Streets in Denmark. Transportation Research Part D: Transport and Environment 52 (2017) 322–339.

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

Levin, G. 2016. Geografiske analyser af § 3-registrerede arealer. Analyser af overlap mellem § 3-registrerede arealer og andre geografiske data. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 213. <http://dce2.au.dk/pub/SR213.pdf>

Olesen, H. R., Wåhlin, P. & Illerup, J.B. (2010): Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 71s. Faglig rapport fra DMU nr. 779. <http://www.dmu.dk/Pub/FR779.pdf>.

Olesen, H.R., Winther, M., Plejdrup, M.S., Brandt, J., Ketznel, M., Ellermann, T., (2013): Luftforurening fra mobile ikke-vejgående maskiner i byområder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 65. <http://www.dmu.dk/Pub/SR65.pdf>

Plejdrup, M.S. & Gyldenkerne, S. (2011): Spatial distribution of emissions to air – the SPREAD model. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 72 pp. – NERI. Technical Report no. FR823. <http://www.dmu.dk/Pub/FR823.pdf>.

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

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

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

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

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (redaktører), Bradshaw, Skovgaard, H. og Grünfeld, S. 2003: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. 142 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 475. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

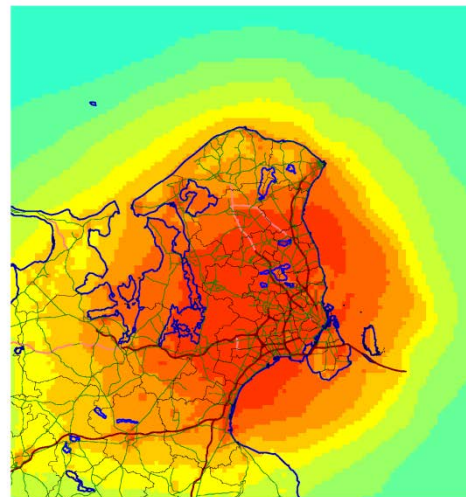
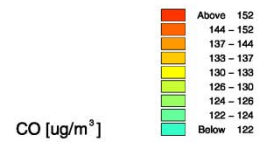
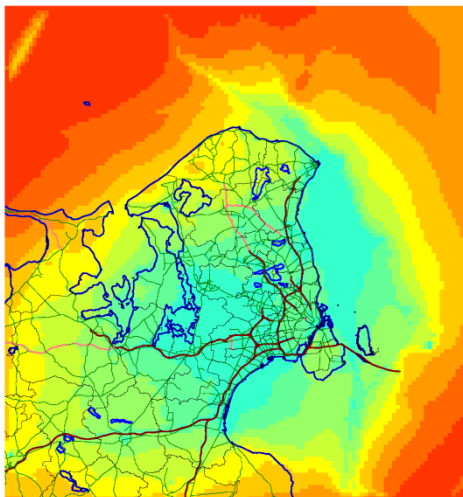
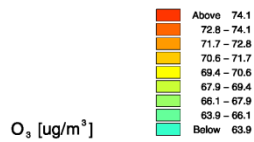
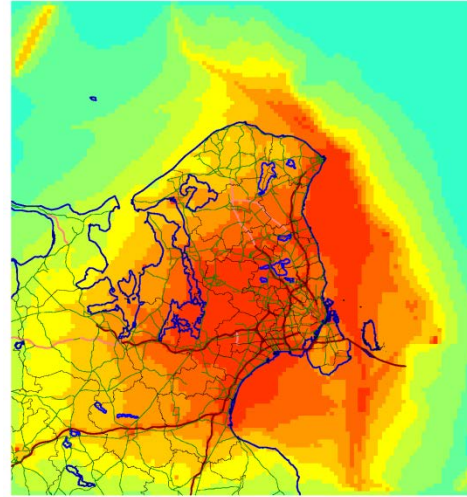
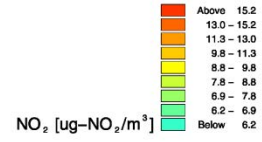
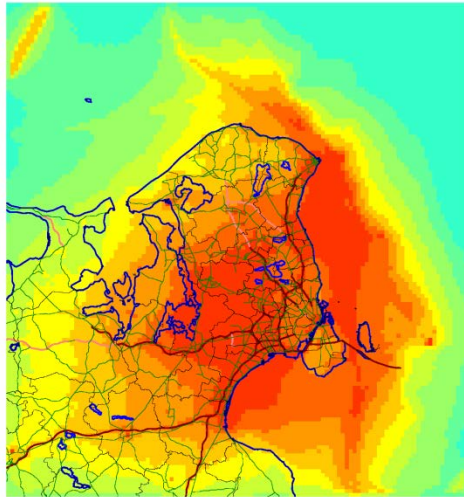
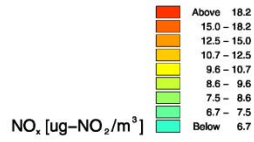
Watkiss, Paul, Steve Pye and Mike Holland (2005): CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the clean Air for Europe (CAFE) Programme. April 2005. [http://www.cafecba.org/assets/baseline\\_analysis\\_2000-2020\\_05-05.pdf](http://www.cafecba.org/assets/baseline_analysis_2000-2020_05-05.pdf).

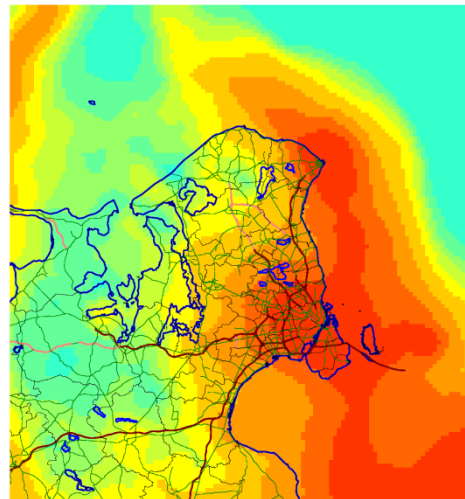
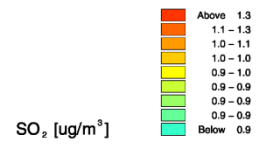
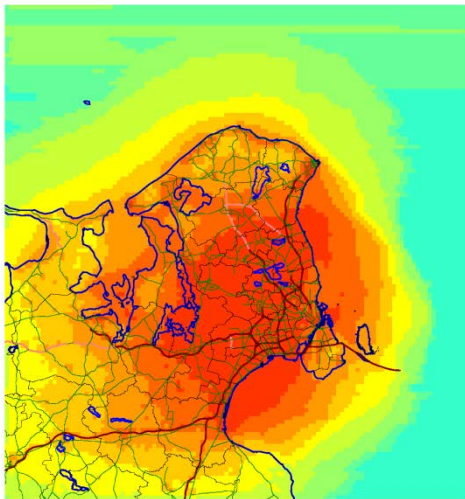
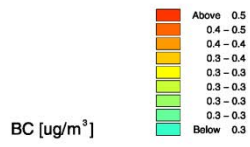
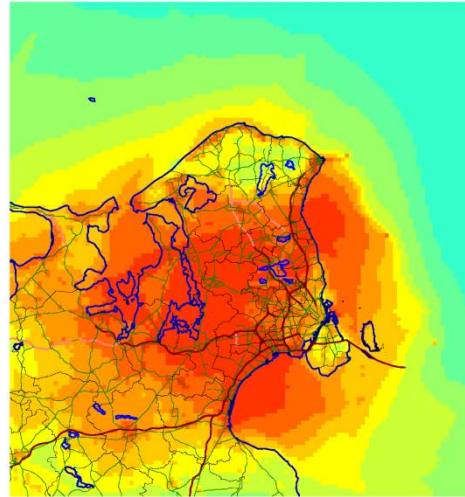
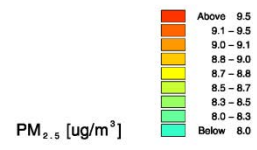
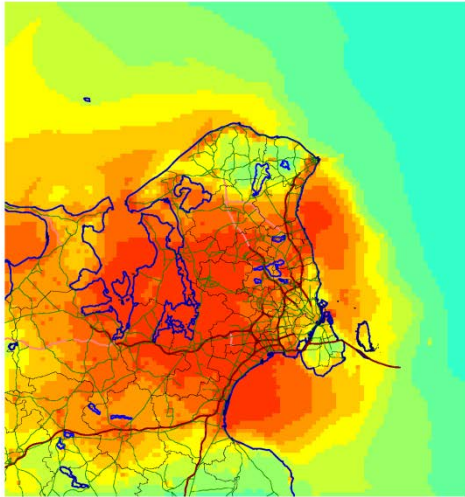
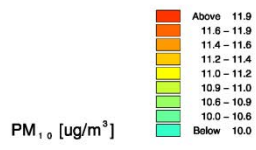
WHO (2013): Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide.

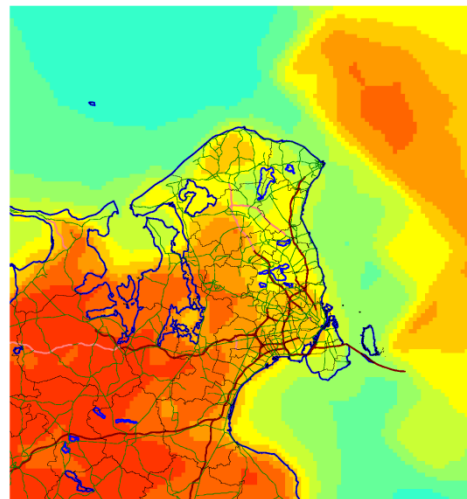
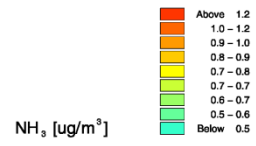
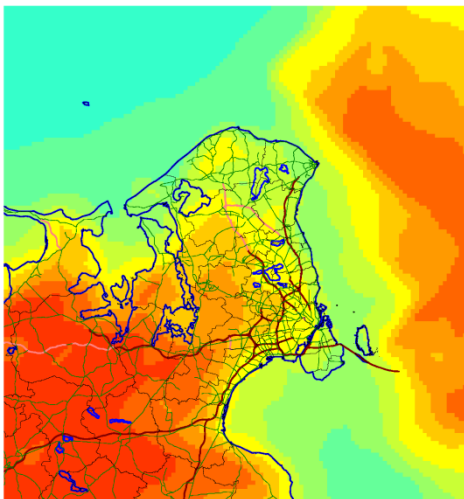
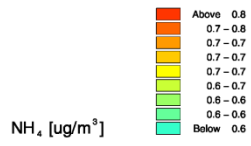
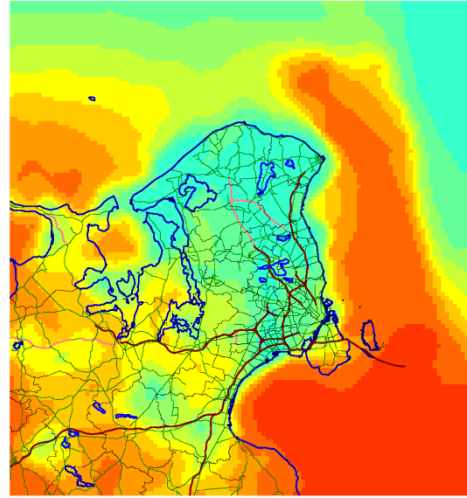
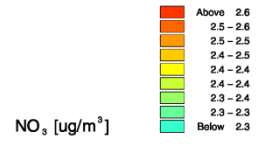
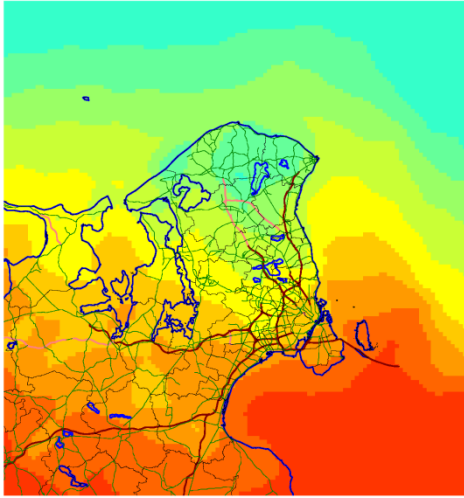
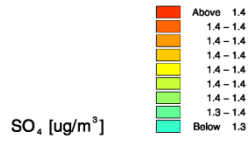
WHO (2014): Burden of disease from Household Air Pollution for 2012. WHO 2014.

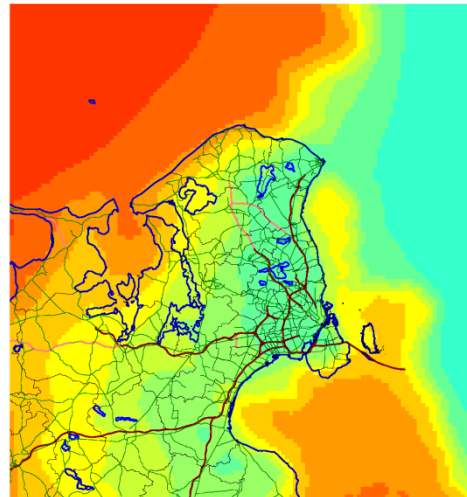
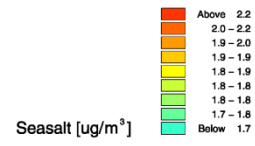
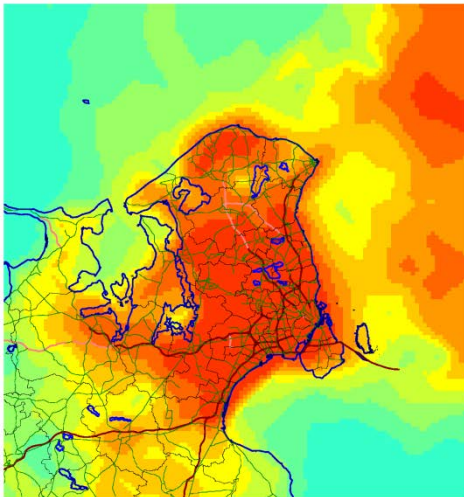
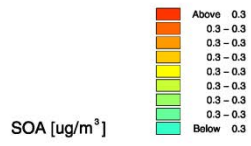
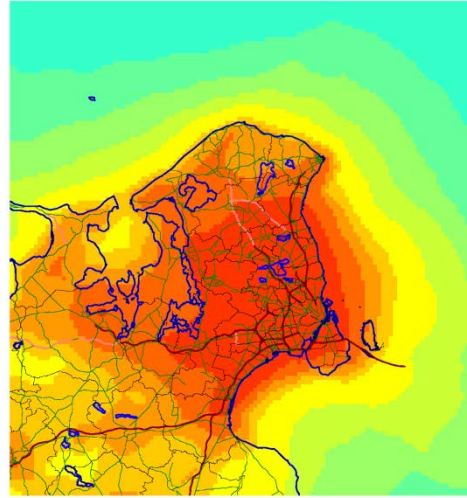
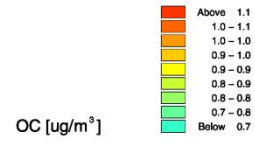
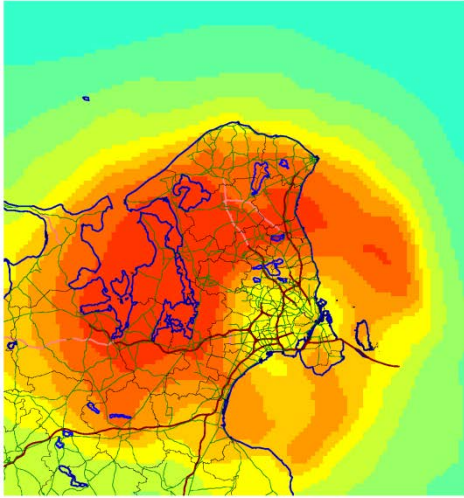
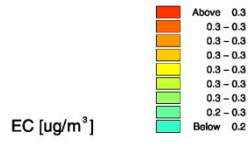
# Bilag 1 Koncentrationsfordeling i modelområdet i 2015 og 2025

Årsmiddelkoncentrationer af baggrundskoncentration på 1 km x 1 km gitter i hele modelområdet for 2014 beregnet med DEHM/UBM.



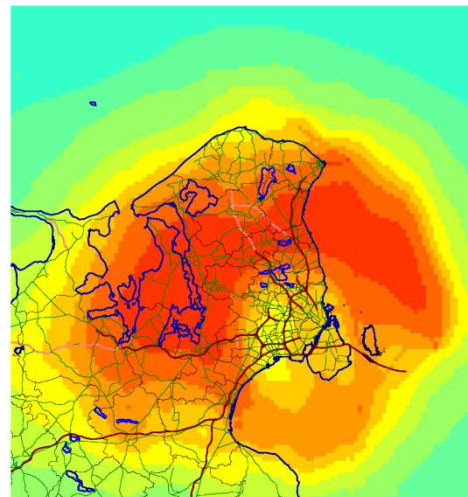
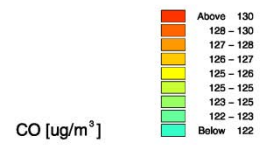
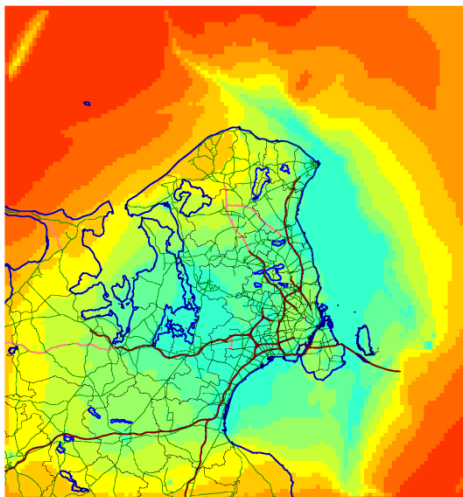
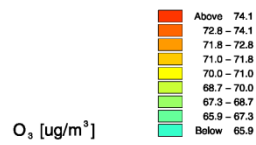
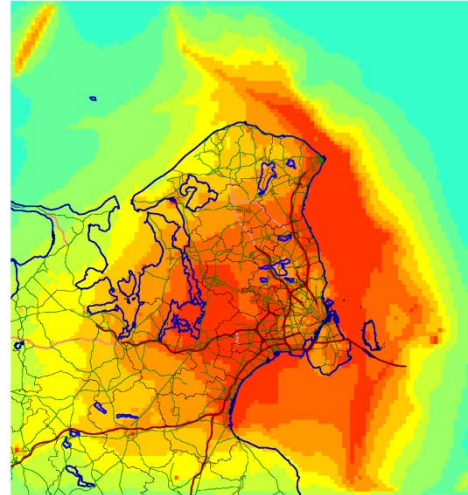
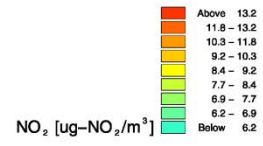
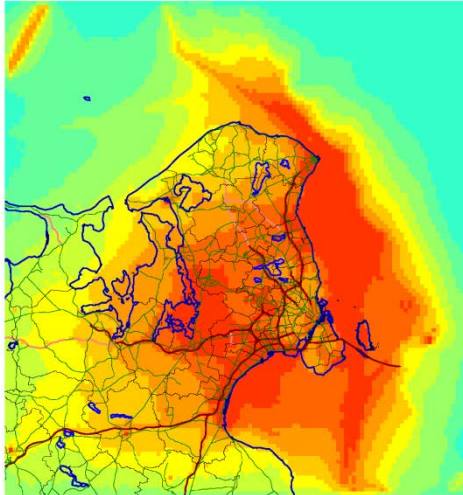
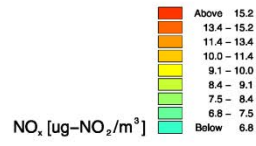


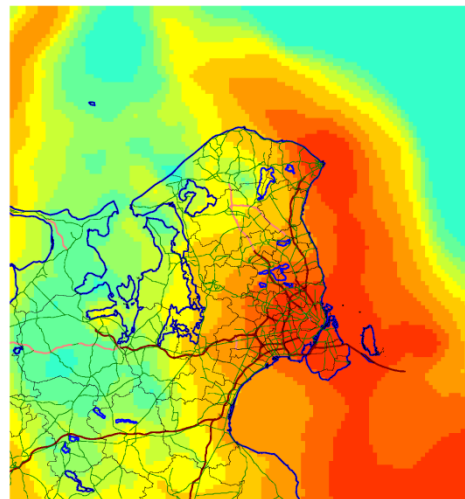
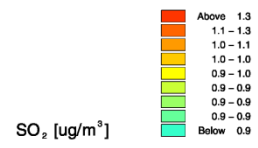
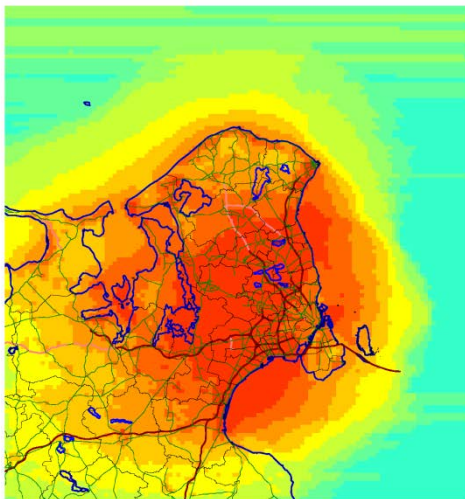
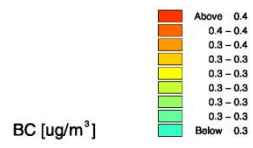
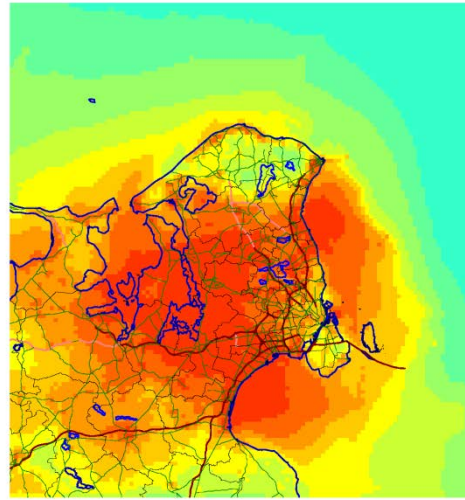
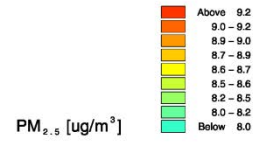
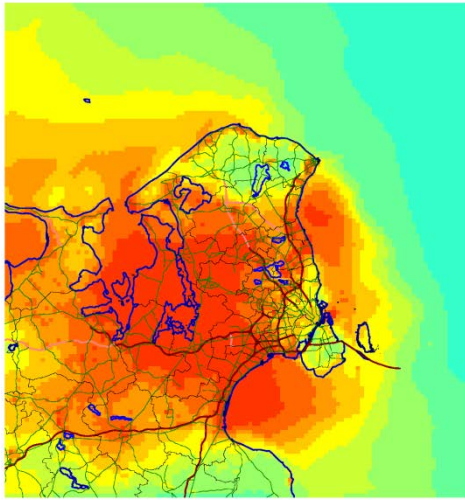
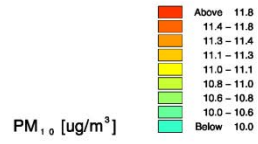


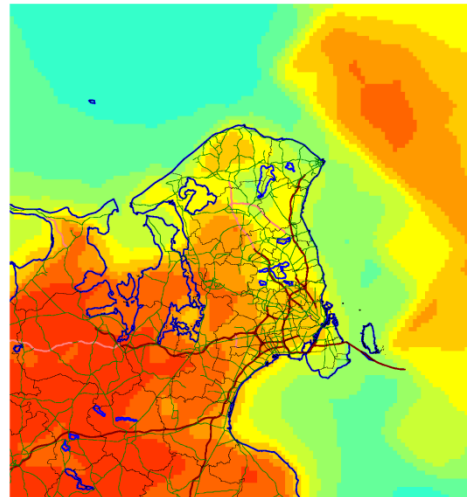
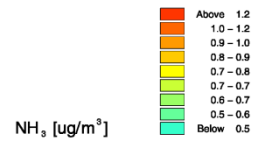
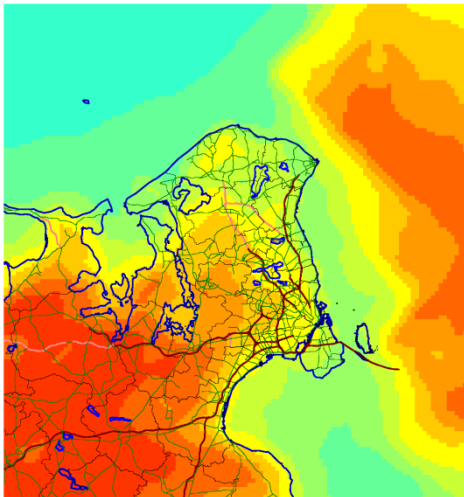
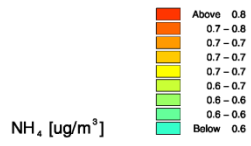
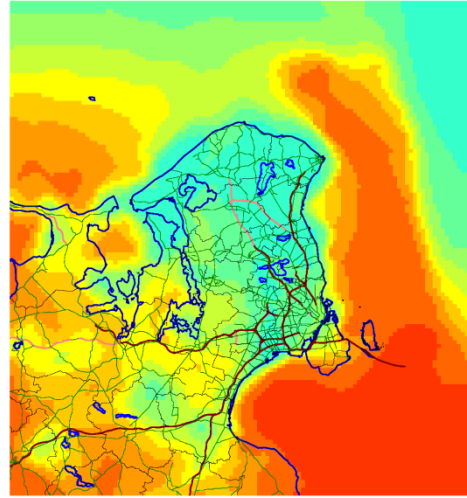
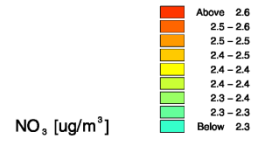
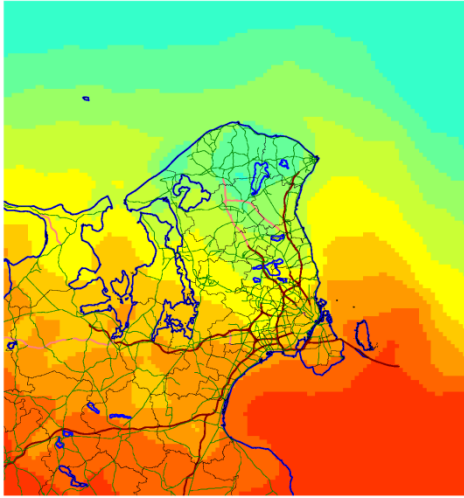
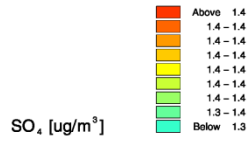


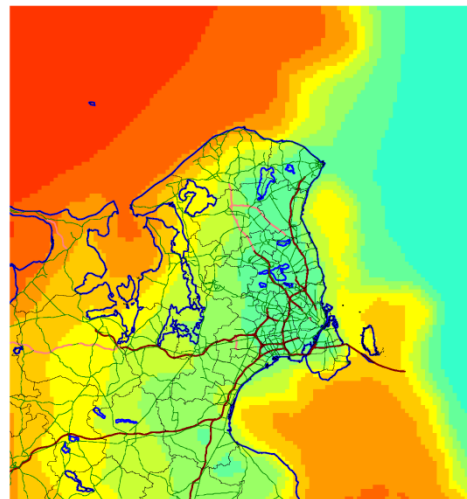
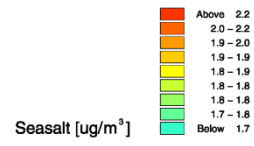
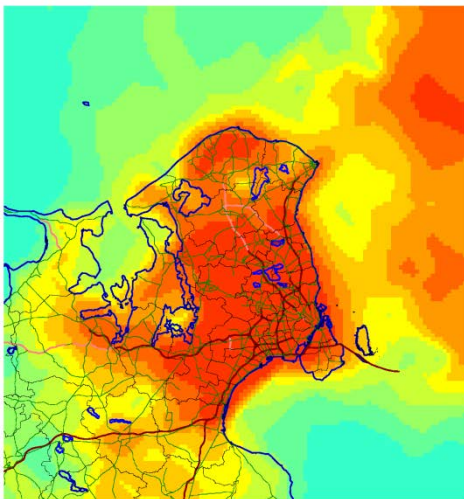
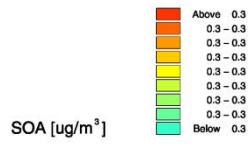
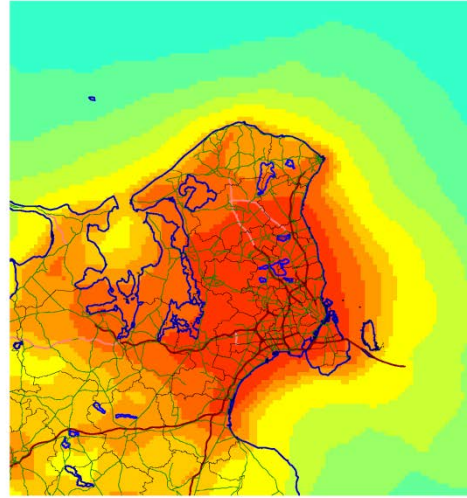
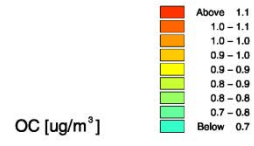
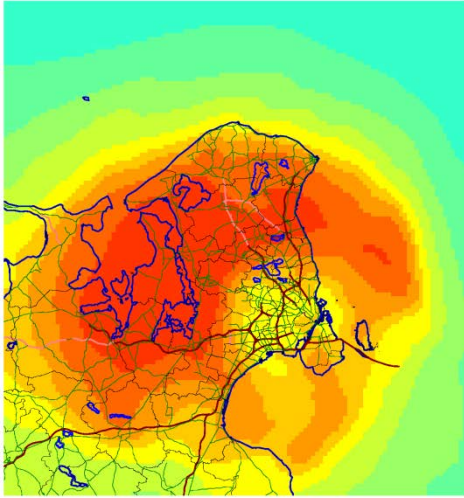
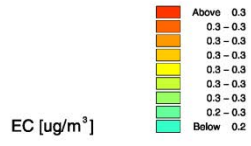


Årsmiddelkoncentrationer af baggrundskoncentration på 1 km x 1 km gitter i hele modelområdet for 2025 beregnet med DEHM/UBM.









# KORTLÆGNING AF LUFTFORURENINGENS HELBREDS- OG MILJØEFFEKTER I REGION HOVEDSTADEN

Rapporten estimerer helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Region Hovedstaden ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution).

EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på informationer om forureningskilder og deres placering, transport og spredning af luftforurening samt eksponering af befolkningen, eksponering-respons sammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne, også kaldet eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter af luftforurening. Rapporten beskriver også koncentrationsfordelingen af baggrundskoncentrationer og gadekoncentrationer, og hvordan emissionskilderne bidrager til koncentrationer, samt hvor meget emissionskilderne bidrager til helbredseffekterne og de eksterne omkostninger. Endvidere beskrives miljøeffekter af ozon, deposition af kvælstof og svovl samt tungmetaller.



## Bilag B Virkemiddelkatalog – Luft







# VIRKEMIDDELKATALOG FOR LUFTFORURENING I REGION HOVEDSTADEN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 268

2018



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# VIRKEMIDDELKATALOG FOR LUFTFORURENING I REGION HOVEDSTADEN

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 268

2018

Steen Solvang Jensen  
Morten Winther  
Matthias Ketzel  
Marlene Schmidt Plejdrup

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 268
- Titel: Virkemiddelkatalog for luftforurening i Region Hovedstaden
- Forfattere: Steen Solvang Jensen, Morten Winther, Matthias Ketznel, Marlene Schmidt Plejdrup  
Institution: Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©  
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: April 2018  
Redaktion afsluttet: Marts 2018
- Faglig kommentering: Helge Rørdam Olesen, Institut for Miljøvidenskab
- Kvalitetssikring: Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
- Finansiel støtte: Region Hovedstaden
- Bedes citeret: Jensen, S.S., Winther, M., Ketznel, M., Plejdrup, M.S. (2018): Virkemiddelkatalog for luftforurening i Region Hovedstaden, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 102 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 268  
<http://dce2.au.dk/pub/SR268.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Denne rapport er et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm), og foretage en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Fokus er på emissioner, dvs. muligheder for reduktion af luftforurening, herunder overholdelse af grænseværdier (luftkvalitet) og beregninger af helbredsomkostninger. I det omfang der er eksisterende samfundsøkonomiske analyser (cost-benefit) for de forskellige virkemidler, er disse også inddraget. Der er lagt særlig vægt på virkemidler inden for brændeovne og trafik, da disse er de to største lokale emissionskilder.
- Emneord: Luftforurening, trafik, brændeovne, virkemidler, Region Hovedstaden.
- Layout: Majbritt Ulrich
- Foto forside: Google Map
- ISBN: 978-87-7156-324-5  
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 102
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som  
<http://dce2.au.dk/pub/SR268.pdf>

# Indhold

<b>1</b>	<b>Indledning</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
2.1	Baggrund og formål	6
2.2	Undersøgelsen	6
2.3	Hovedkonklusioner	7
2.4	Projektræsultater	15
<b>3</b>	<b>Metode for vurdering af virkemidler</b>	<b>17</b>
3.1	Afgrænsning	17
3.2	Bekæmpelsesstrategier	18
3.3	Virkemiddelkatalog	18
<b>4</b>	<b>Maksimumpotentialer for 10 hovedemissionssektorer</b>	<b>20</b>
4.1	Potentialer for reduktion af emission	20
4.2	Potentialer for forbedring af luftkvaliteten	21
4.3	Potentialer for reduktion af helbredseffekter	26
4.4	Potentialer for reduktion af eksterne omkostninger	27
<b>5</b>	<b>Virkemidler for vejtransport</b>	<b>30</b>
5.1	Emissionspotentialer	30
5.2	Koncentrationsbidrag på gadeniveau	35
5.3	Betydning af trafikmængde og hastighed	38
5.4	Trafiktiltag	40
5.5	Miljøzoner	45
5.6	SCRT på tunge køretøjer	51
5.7	Elektriske køretøjer	53
5.8	Øvrige alternative drivmidler	60
5.9	Øvrige virkemidler	62
5.10	Sammenfatning	67
<b>6</b>	<b>Virkemidler for brændeovne</b>	<b>69</b>
6.1	Emissionspotentiale	69
6.2	Koncentrationsbidrag	73
6.3	Hidtidig regulering af brændeovne	74
6.4	Tidligere foreslåede virkemidler	75
6.5	Potentialer i forskellige typer af virkemidler	80
6.6	Virkemidler over for brændslet	80
6.7	Teknologiske virkemidler	83
6.8	Virkemidler over for brugeren	86
6.9	Virkemidler inden for kommunal miljøtilsyn og miljøplanlægning	88
6.10	Sammenfatning	89
	<b>Referencer</b>	<b>91</b>
	<b>Bilag 1</b>	<b>98</b>



# 1 Indledning

Formålet med denne rapport er at opstille et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm), og foretage en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Fokus er på emissioner, dvs. muligheder for reduktion af luftforurening, herunder overholdelse af grænseværdier (luftkvalitet) og beregninger af helbredsomkostninger. I det omfang der er eksisterende samfundsøkonomiske analyser (cost-benefit) for de forskellige virkemidler, er disse også inddraget.

Kapitel 2 er sammenfatningen. Kapitel 3 beskriver den overordnede metode for konsekvensvurdering af virkemidlerne. Kapitel 4 beskriver det maksimale potentiale for forbedring af luftkvaliteten, helbredseffekter og relaterede helbredsomkostninger med udgangspunkt i de 10 hovedemissionssektorer, som indgår i den nationale emissionsopgørelse. Kapitel 5 og 6 beskriver virkemidler og konsekvensvurdering for hhv. vejtransport og brændeovne.

Målgruppen for rapporten er teknikere, planlæggere og sagsbehandlere i Region Hovedstaden, Miljøstyrelsen og rådgivere inden for området, men også den interesserede borger og interesseorganisationer inden for miljø.

Første del af projektet er kortlægning af støj og luftforurening i Region Hovedstaden, hvor luftdelen er rapporteret i en kortlægningsrapport (Jensen et al., 2018). Anden del af projektet er analyse af virkemidler til reduktion af luftforurening og støj, hvor virkemiddelkatalog for luftdelen afrapporteres i nærværende rapport. Herudover er der udarbejdet en kortfattet sammenfattende rapport for både kortlægningen og virkemiddelkatalogerne for støj og luft.

Projektet er ledet af COWI, som står for støjdelen i projektet, mens DCE står for luftdelen. COWI har desuden bidraget til luftdelen ved at opsummere eksisterende cost-benefit vurderingerne af udvalgte virkemidler inden for vejtransport og brændeovne, se bilag 1.

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

Marie Ridley Pryn, Region Hovedstaden  
Kåre Albrechtsen, Region Hovedstaden  
Jakob Villien, Region Hovedstaden  
Faris Salim, Københavns Kommune  
Kirstine Hjorth Lorenzen, Gate21  
Gro Iversen, Miljøstyrelsen  
Zorana Andersen, Københavns Universitet  
Mette Sørensen, Kræftens Bekæmpelse  
Torben Holm Petersen, Delta/FORCE  
Kåre Press, Det Økologiske Råd  
Jørgen Magner, Dansk Miljøteknologi  
Claus W. Nielsen, COWI  
Mette Quaade, COWI  
Jens Erik B. Jensen, COWI  
Lars Grue, COWI  
Steen Solvang Jensen, DCE

## 2 Sammenfatning

### 2.1 Baggrund og formål

#### 2.1.1 Baggrund og formål

Luftforureningen har signifikante negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, og dette har væsentligt samfundsøkonomiske konsekvenser, ligesom luftforureningen har negative effekter for miljø og klima.

Formålet med denne rapport er at opstille et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm), og foretage en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Fokus er på emissioner, dvs. muligheder for reduktion af luftforurening, herunder overholdelse af grænseværdier (luftkvalitet) og beregninger af helbredsomkostninger. I det omfang der er eksisterende samfundsøkonomiske analyser (cost-benefit) for de forskellige virkemidler, er disse også inddraget.

Virkemiddelkataloget er anden del af et projekt for Region Hovedstaden, hvor første del var kortlægning af luftforurening i Region Hovedstaden (Jensen et al., 2018).

### 2.2 Undersøgelsen

I forbindelse med kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden blev der udarbejdet en analyse af, hvor meget de 10 hovedemissionssektorer (SNAP1-10) bidrager til luftforureningen og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger (Jensen et al., 2018). Eksterne omkostninger omfatter de samfundsmæssige omkostninger ved helbredseffekterne.

#### Maksimal emissionsreduktion for 10 hovedemissionssektorer

Indledningsvis vil det maksimale potentiale for emissionsreduktion inden for de 10 hovedemissionssektorer (SNAP1-10) blive belyst for Region Hovedstaden. Disse sektorer er fx energiproduktion, fremstillingsvirksomhed, transport, landbrug mv. Dette sker ved at antage, at det er muligt at fjerne al emission fra den pågældende emissionssektor for at se, hvad dette ville betyde for luftforureningen og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger. Denne analyse trækker på resultaterne fra kortlægningsarbejdet, men anviser ikke konkrete virkemidler til at opnå denne emissionsreduktion.

Koncentrationsbidraget fra hovedemissionssektorerne belyses også, og sammenholdes med EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer for luftkvalitet.

#### Fokus på virkemidler inden for vejtransport og brændeovne mv.

Kortlægningen viste, at de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden, som bidrager mest til helbredseffekter og eksterne omkostninger, er brændeovne mv. (SNAP2) og vejtransport (SNAP7). Disse emissionskilder har Region Hovedstaden mulighed for at påvirke sammen med andre aktører. Det er derfor valgt at fokusere på disse emissionssektorer, og virkemidler inden for disse.

Konsekvensvurderingen gennemføres derfor mere detaljeret for disse to sektorer, hvor der er lagt vægt på at kvantificere effekterne i det omfang, det er muligt. Konsekvensvurderingen belyser virkemidlernes effekt for emission,



luftkvalitet, helbredsomsøkonomi samt samfundsøkonomi. Vedr. samfundsøkonomi (cost-benefit) lægges eksisterende analyser til grund, og der er ikke gennemført nye cost-benefit analyser.

De valgte virkemidler er primært rettet mod at reducere helbredsskadelig luftforurening, men sideeffekter i form af reduktion af klimagasser og støj vil blive kvalitativt beskrevet.

Analysen fokuserer på stoffer, som bidrager til helbredsskader. Det drejer sig om emissioner af NO<sub>x</sub> (kvælstofoxider = kvælstofmonooxid (NO) og kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>), PM<sub>2.5</sub> (massen af partikler mindre end 2,5 mikrometer i diameter) og PM<sub>10</sub> (massen af partikler mindre end 10 mikrometer i diameter). Ozon (O<sub>3</sub>) bidrager også til helbredsskader, og dannes i atmosfæren ud fra emissioner af NO<sub>x</sub>, flygtige kulbrinter og kulilte. Af NO<sub>x</sub> er NO<sub>2</sub> er den helbredsskadelige del. NO<sub>x</sub> omdannes over tid i atmosfæren til sekundære partikler i kemiske reaktioner med andre stoffer, og bidrager dermed til partikkelmassen. Der er grænseværdier for NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> og træskelværdier for O<sub>3</sub> for, hvornår befolkningen skal informeres om forhøjede O<sub>3</sub>-koncentrationer.

## **2.3 Hovedkonklusioner**

### **2.3.1 Maksimumpotentialer for emissionsreduktion for 10 hovedemissionssektorer**

I kortlægningsrapporten blev emissionen for de forskellige hovedemissionssektorer opgjort for 2014 og 2025 for Region Hovedstaden ud fra den nationale emissionsopgørelser. I forbindelse med vurdering af emissionspotentialer er det valgt at tage udgangspunkt i 2025, da det vil tage tid at implementere de fleste virkemidler, og virkemidlerne bør tage udgangspunkt i den forureningssituation, som kan forudses inden for de nærmeste år.

Maksimumpotentialer består i at konsekvensvurdere, hvad det vil betyde helt at fjerne al emission fra de pågældende emissionssektorer hver for sig.

For NO<sub>x</sub> er den største kilde vejtransport (SNAP07) med omkring 39%, mens det for partikler er brændeovne, kedler og pillefyr mv. (SNAP0202) med omkring 67%. Dette gælder i både 2014 og 2025.

De totale emissioner forventes at blive reduceret for NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> med hhv. 33%, 12% og 18% fra 2014 til 2025 på basis af fremskrivning af allerede vedtaget regulering.

### **2.3.2 Potentialer for forbedring af luftkvaliteten**

Der er gennemført beregninger af koncentrationsbidraget fra emissionskilder til gennemsnitskoncentrationen af luftforureningen i Region Hovedstaden i 2025. Det er, hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. Gennemsnitskoncentrationer svarer i byer til bybaggrundskoncentrationen, som er den koncentration man vil opleve på hustage eller i en baggård eller park uden, at der stor direkte påvirkning fra lokale emissionskilder. Uden for byerne er det den regionale baggrundskoncentration, som man vil opleve, hvor der ikke er direkte påvirkning fra lokale emissionskilder.

#### **Lokale kilder til NO<sub>x</sub>**

Samlet set for NO<sub>2</sub>-koncentrationen bidrager alle kilder i Region Hovedstaden med 35% og 5% kommer fra nabokommuner i 2025. Dvs. lokale kilder

bidrager med omkring 40%, mens 60% er bidrag fra kilder uden for Region Hovedstaden. Det regionale bidrag udgøres af langtransporteret emissioner spredt fra resten af Danmark og fra Europa. Den største lokale NO<sub>x</sub>-kilde er vejtransport efterfulgt af energiproduktion (SNAP1), og brændeovne bidrager relativt lidt.

Hvis man fjernede al NO<sub>x</sub>-emission i Region Hovedstaden ville NO<sub>2</sub>-koncentrationen i bybaggrund falde med 3,5 µg/m<sup>3</sup> i 2025. Bidrag fra vejtransport udgør 1,6 µg/m<sup>3</sup> og bidrag fra energiproduktion udgør 0,6 µg/m<sup>3</sup>, mens øvrige kilder udgør resten. O<sub>3</sub>-koncentrationen ville dog stige med 3,5 µg/m<sup>3</sup>, da NO<sub>x</sub>-emissionen reducerer O<sub>3</sub> lokalt i Region Hovedstaden.

#### **Lokale kilder til PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>**

Det regionale koncentrationsbidrag er dominerende for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa. For PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> er det regionale bidrag hhv. 11,2 µg/m<sup>3</sup> og 8,7 µg/m<sup>3</sup> ud af gennemsnitskoncentrationen på hhv. 12,4 µg/m<sup>3</sup> og 9,5 µg/m<sup>3</sup> i 2025. Det regionale bidrag for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> udgør således hhv. 90% og 91% af gennemsnitskoncentrationen. Alle emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager kun lidt til gennemsnitskoncentrationen for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> hhv. 1,2 µg/m<sup>3</sup> og 0,84 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 10% og 9% af bybaggrund.

Fjernelse af alle lokale emissionskilder i Region Hovedstaden ville kun fjerne omkring 0,84 µg/m<sup>3</sup> af gennemsnitskoncentrationen for PM<sub>2,5</sub> i 2025. Og fjernelse af PM<sub>2,5</sub>-emissioner fra brændeovne ville kun bidrage med en reduktion på omkring 0,5 µg/m<sup>3</sup> og vejtransport med 0,12 µg/m<sup>3</sup>, mens øvrige kilder ville bidrage med resten af reduktionen.

Den største kilde til lokalt emitterede partikler er således brændeovne, hvis andel af det lokale bidrag er 45% og 63% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. Vejtransport har det næst største bidrag med 17% og 15% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> i 2025.

Omstillingen af den danske energiproduktion til vedvarende energi vil næsten eliminere CO<sub>2</sub> udledningen, men effekten for luftkvaliteten vil være meget begrænset. Potentialet for at reducere NO<sub>2</sub>-koncentrationen i bybaggrund i 2025 er omkring 0,6 µg/m<sup>3</sup>, mens det er 0,04 for PM<sub>10</sub> og 0,03 for PM<sub>2,5</sub>. Hele potentialet kan kun realiseres med ikke-luftforurenende energiteknologi som vind, sol, varmepumper, geotermi mv., mens afbrænding af fx biomasse på kraftvarmeværkerne fortsat vil bidrage til helbredsskadelig luftforurening.

#### **2.3.3 Relation til EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer**

I tabel 2.1 sammenlignes målte koncentrationer fra 2016 i Københavnsområdet med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2017). EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for at grænseværdierne overholdes. Såfremt grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende, og kan betragtes som anbefalinger til verdens lande.

**Table 2.1.** Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i København i 2016

Stof	EU-grænseværdi	WHO-retningslinjer	Målt på målestationer i 2016 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Trafikerede gader	Bybaggrund (hustag)	Landområder
PM <sub>2.5</sub>	Årsmiddel (25)	Årsmiddel (10)	13-15	10	9
PM <sub>10</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (20)	23-28	15	14
NO <sub>2</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (40)	33-47 <sup>a</sup>	15	7

<sup>a</sup>Kun overskridelse af EU-grænseværdi på H.C. Andersens Boulevard i København. Interval dækker over de to gadestationer.

Målestationer i trafikerede gader er H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, bybaggrundsmålingen er foretaget på taget af H.C. Ørstedsinstituttet, og for landområder er det en målestation ved Risø nord for Roskilde.

Mht. overskridelse af EU's grænseværdier for luftkvalitet er det kun NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi som overskrides i 2016, hvilket sker på H.C. Andersens Boulevard i København, som er en af Danmarks mest befærdede bygader.

WHO's retningslinjer er lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for PM<sub>2.5</sub> og halvdelen for PM<sub>10</sub>, mens de er ens for NO<sub>2</sub>.

I forhold til WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub> ses, at retningslinjerne er overskredet i gadeniveau, tangeret i bybaggrund men ikke overskredet i landområder.

WHO's retningslinjer for PM<sub>10</sub> er kun overskredet i gaderne.

Beregninger for udviklingen fra 2014 til 2025 i gennemsnitskoncentrationen som middel over Region Hovedstaden viser generelt faldende koncentrationer for NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>. Undtagen er for ozon, som stiger pga. faldende NO<sub>x</sub>-emissioner.

### 2.3.4 Potentiale for reduktion af helbredseffekter

Der er 105 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Region Hovedstaden i 2025. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (Jensen et al., 2018) bidrager kilder i Region Hovedstaden med omkring 10% af alle for tidlige dødsfald i 2025 (105/1.010). Dette betyder også, at omkring 90% af alle for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden skyldes emissioner uden for Region Hovedstaden.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (67 i 2025) og vejtransport (18 i 2025). Som det blev diskuteret i kortlægningsrapporten (Jensen et al. 2018) er der sandsynligvis tale om en undervurdering af betydningen af lokale kilder, som kunne være betydeligt større.

### 2.3.5 Potentiale for eksterne omkostninger

De eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden er fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2.5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier) for 2025. Det samlede potentiale er 742 mio. kr. ved at reducere emissionerne i Region Hovedstaden.

De vigtigste lokale kilder i Region Hovedstaden til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er brændeovne, som i 2025 står for omkring 65% i 2025 af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 15%.

### 2.3.6 Virkemidler over for vejtrafik

Der er undersøgt en lang række virkemidler over for vejtrafik, som det ikke er muligt kort at sammenfatte alle resultaterne fra. Nedenfor beskrives de overordnede virkemidler, som vurderes at kunne reducere helbreds- og klimaskadelige emissioner.

#### Elektrificering af transport

Elkøretøjer bidrager ikke med lokal helbredsskadelig luftforurening, og vil derfor bidrage til forbedring af luftkvaliteten især i byerne. Desuden nedsætter de CO<sub>2</sub> emissionen markant, da CO<sub>2</sub> emissionen pr. energienhed er relativ lille for elproduktion i forhold til CO<sub>2</sub> emissionen pr. energienhed for fossile brændsler, samt fordi elmotoren har højere energieffektivitet i forhold til forbrændingsmotoren. Endvidere vil strømforbrug på sigt blive CO<sub>2</sub> neutral i takt med energiproduktionens omlægning til vedvarende energi. Der er også en mindre støjgevinst ved elkøretøjer men kun ved lav hastighed, hvor dækstøj ikke er dominerende.

Ud fra hensyn om luftforurening og klima bør elektrificering af transport derfor fremmes, og mulighederne herfor udvides konstant i form af længere rækkevidde på batterierne, flere køretøjstyper som kan elektrificeres mv.

Da køb af elbil erstatter køb af en anden ny fossilbil, som skal opfylde Euro 6, er besparelsen kun den emission, som en Euro 6 bil bidrager med, og den fulde forureningsgevinst af elbiler vil derfor først helt materialisere sig, når fossilbilerne er udskiftet til elbiler eller lignende nuludslipsbiler.

#### Skærpede miljøzoner i de største byer

Emission fra de enkelte køretøjer reguleres gennem euronormer, som er blevet skærpet over tid. Derfor har køretøjer, som opfylder den seneste Euro 6 norm, lavere emission end køretøjer, der opfylder tidligere euronormer. Der kan derfor opnås en betydelige emissionsgevinst ved at fremme hurtigere indfasning af nye euronormer eller forbyde gamle euronormer. Det er dette som udnyttes i miljøzoner, hvor der inden for et afgrænset geografisk område stilles krav om hvilke euronormer, der må køre ind i zonen.

Effekten af de eksisterende danske miljøzoner for tunge køretøjer i de fire største byer er næsten forsvundet, som følge af den almindelige løbende udskiftning af køretøjerne. For at få en fremtidig emissionsgevinst skal miljøzonerne derfor skærpes.

Det er tidligere blevet foretaget en samfundsøkonomisk analyse af forslag om at indføre ren-luftzoner med forbud mod ældre person- og varebiler som modsvarede kravene i Berlin. De samlede sparede helbredsomkostninger blev opgjort til omkring 581 mio. kr. og værditab for biler og tab af statens afgiftsprovenu blev vurderet til 130 mio. kr., så beregningerne viste at ren-luftzonen ville have været en samfundsøkonomisk gevinst.

Effekten af miljøzonen afhænger af hvilke krav der opstilles.

Eftermontering af SCRT på tunge køretøjer er også et eksempel på, hvordan ældre køretøjer kan opgraderes til Euro 6 emissionsstandard, og dermed reducere NO<sub>x</sub> og partikelemission med omkring 90%. Dette virkemiddel har været brugt i Københavnsområdet med eftermontering af SCRT på omkring 300 busser, hvilket er et virkemiddel, som hurtigt kan implementeres. SCRT står for Selective Catalytic Reduction & Trap.

Krav om SCRT på ældre tunge køretøjer kunne også være en del af en miljøzone.

Overborgmesteren i København samt en række oppositionspartier i Folketinget er fremkommet med forslag til skærpelse af miljøzonerne, som dog ikke er blevet effektvurderet. Oppositionspartiernes forslag omfatter også, at byer ned til 25.000 indbyggere kan have miljøzoner.

I de hidtidige miljøzoner og skærpede forslag stilles der kun krav til vejtrafikken, men en miljøzone kunne i princippet også stille krav til fx arbejdsmaskiner (entreprenørmateriel mv.) samt fx kanalbåde i Københavns Havn. Dette vil kræve ny miljøzonestrategi.

I London indføres der i 2019 meget skrappe krav til miljøzonen, som forventes at få en betydelig effekt.

### **Trafikale tiltag**

Trafikale tiltag, som nedsætter trafikmængden, vil alt andet lige reducere luftforureningen, så hvis trafikken reduceres med 10%, vil emissionen fra trafikken falde med 10%. Hvis et tiltag primært reducerer personbiltrafikken vil en 10% reduktion dog betyde procentvis mindre ift. en ligelig reduktion på hhv. personbiler og tung trafik, da emissionsfaktorerne for personbiler er lavere end fx tung trafik.

Trængselsring i København og et landsdækkende road pricing-system har tidligere været overvejet som en del af transportpolitikken uden dog at blive gennemført.

Afhængig af scenarie forventes en trængselsring at reducere trafikken med 13-25% i København, men også at have en reducerende effekt på trafikken uden for trængselsringen. Emissionsgevinsten beregnes procentvis mindre, da primært personbiltrafikken reduceres, fordi den er mere prisfølsom end kommerciel trafik.

For road pricing viste forskellige studier en forventet reduktion i trafikken på 7-13% på landsplan. Emissionsgevinsten var procentvis mindre, da primært antallet af personbiler reduceres.

Emissionsgevinsten ved trafikale tiltag afhænger derfor af, hvor meget trafikken reduceres. Hvis der sammenlignes med de teknologiske virkemidler har de teknologiske virkemidler langt større potentiale end trafikale tiltag, da fx SCRT nedsætter emissionen med omkring 90% og elektrisk drift med 100%. Tilsvarende reduktioner i trafikken ville ikke være mulige.

I en trængselsring baseret på kameraregistrering af nummerpladen vil det også være muligt at differentiere afgifter efter Euroemissionsklasse eller nuludslipsbiler (elbiler, brintbiler mv.). Dette ville give en yderligere emissionsreduktion ud over den emissionsreduktion, som kommer af mindre trafik. For en miljøzone kunne generelle miljøzonekrav således suppleres med økonomiske incitamenter til at køre mindre i de mest forurenende køretøjer. Tilsvarende vil det være muligt at differentiere vejafgifter i et GPS baseret road pricing system, og fx have højere priser i byer.

### **Alternative brændstoffer**

Fælles for alle flydende eller gasholdige brændstoffer som bruges i nye forbrændingsmotorer er, at de i princippet giver samme luftforurening fra udstødningsrøret, fordi det helt overvejende er katalysator/partikelfilter teknologien, som er bestemmende for restforureningen og ikke brændstoffet. Endvidere skal køretøjet leve op til de samme Euronorm krav fx Euro 6. En gasmotor og en benzin/dieselmotor skal således opfylde samme krav. Ud fra en helbredsmæssig synsvinkel er der derfor ikke væsentlig forskel på, om det ene eller andet brændstof bruges, så længe motoren har renskrav svarende til Euro 6. Der kan dog opnås mindre gevinster for køretøjer, som opfylder ældre Euronormer.

Det betyder, at bioethanol, biodiesel og biogas ikke giver bedre luftkvalitet for nye køretøjer, men primært reducerer CO<sub>2</sub> emissionen, hvor biogas giver væsentligt større CO<sub>2</sub> reduktion end bioethanol og biodiesel. I forhold til transport er biogas særligt interessant til tunge køretøjer, hvor elektrificering kan være vanskelig.

### **2.3.7 Virkemidler over for brændeovne mv.**

#### **Helbreds- og klimaskadelige emissioner fra brændeovne mv.**

I 2015 er der i Danmark omkring 935.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 750.000 er brændeovne, 122.000 pillefyr/ovn samt omkring 47.000 kedler og 16.000 andre ovne. De bidrager med omkring 67% af den nationale PM<sub>2.5</sub> emission, hvilket også forventes at være tilfældet i 2025 trods et beregnet fald i emissionerne på 18% fra 2014 til 2025. Brændeovne, kedler og pillefyr mv. bidrager relativt lidt til NO<sub>x</sub>-emissionen, men relativt meget til sod (Black Carbon) med 50%, PAH med 69% og dioxin med 54% på landsplan (Nielsen et al., 2017).

Brændefyring er i princippet CO<sub>2</sub>-neutral, hvis træet kommer fra bæredygtig skovdrift, hvor skoven ikke leverer mere end tilvæksten. Det er dog ikke helt så simpelt, idet forbrænding af træ fører til dannelse af sod (BC-Black Carbon), og BC tilhører de såkaldte kortlevede drivhuskomponenter. Der er lavet en grov overslagsberegning over klimaeffekten af BC fra brændefyring. I dette overslag er det forudsat, at brændefyring erstatter fyringsolie og dermed sparer CO<sub>2</sub>. Klimaeffekten af CO<sub>2</sub> og BC tager udgangspunkt i opvarmningspotentialet fra FN's klimapanel (GWP - Global Warming Potential). Beregningen viser samme størrelsesorden for opvarmningspotentialet for den sparede CO<sub>2</sub> (-1,8 mio. GWP) og den udledte BC (+1,7 mio. GWP). Selvom det er en grov overslagsberegning og forudsætningerne om GWP for BC er usikre illustrerer det, at brændefyring med den nuværende teknologi langt fra er CO<sub>2</sub> neutral. Tilsvarende hvis al brændefyring ikke antages at erstatte olie ville brændefyring med den nuværende anvendte teknologi faktisk øge klimabelastningen.

#### **Teknologien og brugeren**

Der er relativt store forskelle på emissionsfaktorer (g/GJ) for partikler afhængig af anlægstype, hvor ældre ovne har langt højere emissionsfaktorer end nyere ovne. Yderpunkterne er 1.800 g/GJ for gamle kedler uden akkumuleringskank fra før 1980 til pillekedel/ovn på 29 g/GJ. En Svanemærket brændeovn efter 2015 har en emissionsfaktor på omkring 155 g/GJ. Partikel-emissionen er dog langt højere end for andre individuelle opvarmningskilder som fx oliefyr på 5 g/GJ, naturgasfyr på 0,1 g/GJ, og varmepumper vil også ligge lavt. Partikelemissionen fra brændeovne mv. er også langt højere end for kollektiv varmforsyning, hvor træpiller anvendt på kraftværk er på linje

med individuelt oliefyr (5 g/GJ) for partikeludledningen, og på fjernvarmeværker (10 g/GJ). Der er således store emissionsgevinster forbundet med incitament, som erstatter ældre med nye ovne, eller erstatter brændefyring med anden individuel opvarmning særligt varmepumper eller kollektiv forsyning.

Mange brændeovne forurener langt mere end de burde gøre på grund af brugerens adfærd. Almindelige fejl er brug af uhensigtsmæssig brændsel, dårlig optændingsteknik, dårlig fyringsteknik og fejl ved aftræks- og skorstensforhold. Dette betyder, at uhensigtsmæssig fyringsadfærd i høj grad er med til at bestemme middelemmissionen, og effekten af fyringsadfærd kan således langt overskygge forskellen mellem moderne ovne og ældre ovne. Dette er bl.a. søgt imødekømt gennem informationskampagner om top-down fyring, som kan reducere partikelemmissionen væsentligt men kun i selve optændingsfasen (Miljøstyrelsen, 2017b). Brugeradfærd er ikke afspejlet i emissionsopgørelserne, hvor der anvendes standardemissionsfaktorer for de forskellige ovntyper.

Da brugeren er meget vigtig for emissionerne, vil der kunne opnås langt højere reduktioner af partikelemmissionen, hvis brugeren i højere grad erstattes af elektronisk og mekanisk styring af luftindtag mv., som det kendes fra nogle brændeovne.

Næste teknologiske trin for at sikre væsentligt lavere partikeludledning er rensning af røgen på en effektiv måde, som det kendes fra udstødningen fra dieslbiler, som renses med partikelfilter. Røgrenningsteknologi er dog stadigvæk på udviklings- og forsøgsstadiet, og der er endnu ikke effektive og billige teknologier kommercielt til rådighed i Danmark, som kan dokumentere stor reduktion i partikeludledningen. Der er derfor fortsat brug for støtte til forskning og teknologiudvikling inden for dette område.

Hvis målet er, at brændefyring skal have partikeludledning på niveau med andre opvarmningsformer er udfordringen enorm, og kræver et teknologisk tigerspring.

#### **Konsekvensvurdering af virkemidler**

Potentialet for en lang række virkemidler er diskuteret inden for hovedgrupperne: (a) Virkemidler i forhold til mængde og type af brændsel, (b) Teknologiske virkemidler, (c) Virkemidler over for brug af brændeovne og brugerens fyringsadfærd, (d) Kommunernes miljøtilsyn og miljøplanlægning.

Der er få af virkemidlerne som er konsekvensvurderet, men De Økonomiske Råd (DØRS) gennemførte i 2016 en konsekvensvurdering af forskellige virkemidler mht. reduktion i emission og helbredseffekter samt virkemidlernes samfundsøkonomi, som kort opsummeres i det følgende, og som er mere detaljeret gennemgået i nærværende rapport.

#### ***Afgifter på brug, delvise forbud og skrotningspræmie***

De Økonomiske Råd (DØRS) gennemførte i 2016 en samfundsøkonomisk analyse af delvise/total forbud og økonomiske virkemidler til regulering af brændeovne (De Økonomiske Råd, 2016):

- Differentierede afgifter på brug af brændeovne
- Forbud mod ældre brændeovne
- Totalt forbud mod brændeovne
- En skrotningspræmie

Differentierede afgifter på brug af brændeovne er oprindeligt et forslag fremført af Økologisk Råd. Ideen er, at der pålægges en afgift pr. time ovnen er i brug, som afspejler de eksterne helbredsomkostninger ved normalt brug. Det antages, at der kan sættes en temperaturmåler i skorstenen, som kan måle, hvor mange timer brændeovnen er i brug.

Analysen viste, at der kunne spares mellem 100 og 400 for tidlige dødsfald i hele Danmark afhængig af virkemiddel svarende til samfundsøkonomiske gevinster på mellem 1 og 3 mia. kr. pr. år afhængig af virkemiddel. De største gevinster opnås ved afgifter på brug (3,1 mia. kr.) efterfulgt af forbud mod alle ovne som ikke er Svanemærkede (2,8 mia. kr.) og derefter skrotning af ovne før 2008 (2,4 mia. kr.). Miljøstyrelsen har også i en analyse fra 2013 fundet at delvise forbud (trinvis udfasning) og skrotningspræmie gav samfundsmæssige gevinster (Bilag 1).

Analysen viste endvidere, at Region Hovedstaden har de største helbredsomkostninger pr. kg udledte partikler fra brændeovne i forhold til andre regioner grundet højere befolkningstæthed. Helbredsomkostninger er på 41 kr. pr. times fyring for en ovn før 1990 og 7 kr. for en ny Svanemærket ovn fra 2015 gældende for Købehavn.

#### ***Brændeovnsbekendtgørelsen og Ecodesign-direktivet***

Regulering af forureningen af brændeovne overgår fra national til EU regulering fra 2022 med Ecodesign-direktivet med et krav på 5 g/kg brænde fra 2022, hvor det nuværende krav i Brændeovnsbekendtgørelsen er 4 g/kg. Det er derfor ikke sandsynligt, at brændeovnsbekendtgørelsen skærpes yderligere frem mod 2022, hvorefter alle nye ovne, som opfylder emissionskravet i Ecodesign direktivet, kan sælges i Danmark. Efter 2022 skal yderligere skærper af emissionskravene derfor foregå gennem internationalt samarbejde i EU.

Afgifter på brug af brændeovn, delvise forbud mod ældre ovne og skrotningspræmier kan dog stadigvæk bruges som nationale virkemidler.

#### ***Kommunale forskrifter***

Brændeovnsbekendtgørelsen giver kommunerne mulighed for at udarbejde en kommunal forskrift om brændefyring. De hidtidige kommunale forskrifter har fokuseret på informationsformidling i forhold til borgerne med præcisering og fortolkning af Brændeovnsbekendtgørelsens regler.

Overborgmesteren for Københavns Kommune Frank Jensen fremførte i 2017 en række forslag til kommunal regulering af brændeovne:

- Forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme
- Ved udskiftning skal der skiftes til Svanemærket brændeovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger med fjernvarme uden opsætning af ny ovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger uden fjernvarme ved udskiftning til Svanemærket ovn

Da forslaget kombinerer forbud, skrotningspræmie og krav om nye Svanemærkede ovn vil forslaget på langt sigt svare til det scenarium, som De Økonomiske Råd beregnede for, hvad de kaldte et forbud mod ikke-Svanemærkede ovne dvs. kun Svanemærkede ovne var tilladt. Dette var det næstmest



effektive virkemiddel ifølge De Økonomiske Råd. Den fulde effekt af forslaget for København vil dog først indtræffe, når alle ovne er Svanemærkede, hvilket vil tage en del år.

## 2.4 Projektresultater

En overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne for hhv. trafik og brændeovne mv. er vist i tabelform i det følgende.

### 2.4.1 Vurdering af virkemidler over for vejtrafik

I tabel 2.2 er der foretaget en overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne ved gennemførelse af de forskellige virkemidler: miljømæssigt, tekniske udfordringer, og involverede aktører. Miljømæssigt belyses luftkvalitet, CO<sub>2</sub> og støj.

**Tabel 2.2.** Kvalitativ konsekvensvurdering af virkemidler inden for trafik. "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor. Miljøparametre er helbredsskadelig luftforurening (luft), CO<sub>2</sub> og støj.

Indsats og tiltag	Luft	CO <sub>2</sub>	Støj	Teknisk udfordring	Aktør					
					Stat	Region	Kom- mune	Bruger	Indu- stri	F&U
<b>1. Trafiktiltag</b>										
<i>Økonomiske virkemidler:</i>										
Trængselsring	XX	XX	X	X	X		X			
Road pricing (GPS baseret)	XXX	XXX	X	XXX	X			X	X	X
<i>Planmæssige virkemidler:</i>										
Mindre trafik gennem byplanlægning	X	X	X			X	X			
Fremme af cykeltrafik	X	X	X			X	X	X		
Fremme af by- og delebiler mv.	X	X	X			X	X	X		
Fremme glidende trafikafvikling	X	X	X	X			X			
<b>2. Skærpede miljøzoner</b>										
Ren-luftzoner	XX				X		X			
Ultra Low Emission Zone alla London og svensk forslag	XXXXX	XX		X	X		X			
<b>3. SCRT på tunge køretøjer</b>										
	XX				X		X			
<b>4. Elektrificering af transport</b>										
Eldrevne personbiler	XXXX	XXXX	X	X	X	X	X	X	X	X
Eldrevne taxi	X	X	X	X	X		X	X	X	X
Eldrevne varebiler	XXX	XXX	X	XX	X		X	X	X	X
Eldrevne lastbiler	XX	XX	X	XXXX	X			X	X	X
Eldrevne bybusser	XX	XX	X	X	X	X	X		X	X
Eldrevne regionalbusser	XX	XX	X	XXXX	X	X	X		X	X
Eldrevne turistbusser	X	X	X	XXXX	X				X	X
Eldrevne færger, kanalbåde, tog	X	X	X	XXX	X		X		X	X
<b>5. Øvrige alternative drivmidler</b>										
Biogas til tung transport		XXX			X		X			
Flydende biobrændstof		X			X				X	X
<b>6. Øvrige virkemidler</b>										
Partikelreducerende belægning mv.	X			XXXX			X		X	X
NO <sub>x</sub> reducerende belægning	X						X			
Beplantning	X			X			X			X
Lokalisering af miljøfølsomme funktioner	X					X	X			
Information til borgerne	X				X	X	X	X		

## 2.4.2 Vurdering af virkemidler over for brændeovne mv.

I tabel 2.3 er der foretaget en overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne ved at gennemføre de forskellige virkemidler for PM<sub>2.5</sub> partikeludledning og klima (BC klimaeffekt), og involverede aktører er også listet. Virkemidlerne er inddelt i følgende brede kategorier: (a) Virkemidler i forhold til mængde og type af brændsel, (b) Teknologiske virkemidler, (c) Virkemidler over for brug af brændeovne og brugerens fyringsadfærd, og (d) Kommunernes miljøtilsyn og miljøplanlægning.

**Tabel 2.3.** Kvalitativ konsekvensvurdering af fremtidige virkemidler overfor brændeovne mv. for PM<sub>2.5</sub> og klima (BC klima-effekt). "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor. Primære aktører i forhold til virkemiddel er også indikeret.

Virkemiddel	PM <sub>2.5</sub> Klima		Aktør						
	EU	Stat	Region	Kommune	Skorstensfejer	Bruger	Industri	F&U	
<b>Mængde og type af brændsel:</b>									
Efterisolering af boliger	X	X	X				X		
Fremme varmepumper til individuel opvarmning	XX	XX	X		X		X		
Forbud mod petrokoks	X	X	X						
Kvalitetsmærkning for brænde og briketter	X	X	X					X	
Pillefyr/ovn i stedet for brændeovn	XX	XX	X		X		X		
Biopejs på bioethanol som erstatter brændeovn	XX	XX	X		X		X		
Afgifter på brænde og træpiller	XXX	XXX	X						
<b>Teknologiske virkemidler</b>									
Skærpe Ecodesign direktivet	XX	XX	X	X					
Fremme aktiv forbrændingsoptimering			X		X		X	X	X
Røgrensning (filtre mv.)	XXXX	XXXX	X			X	X	X	X
Afgifter på brug	XXXXXXXXXX		X			X	X	X	
Forbud, delvis, Før 1990	XXX	XXX	X						
Forbud, delvis, Før 2008	XXXX	XXXX	X						
Forbud, delvis, Ikke-Svanemærket	XXXXXXXXXX		X						
Total forbud	XXX	XXX	X						
Skrotningspræmie, før 1990	XXX	XXX	X						
Skrotningspræmie, før 2008	XXXX	XXXX	X						
Udfasning af ældre brændeovn, kedler mv.	XXXX	XXXX	X						
Ejeravgifter på brændeovn mv.	XXXX	XXXX	X						
National database med informationer om brændeovn.	X	X	X			X			
Højere skorstenhøjde mv.	X	X			X	X	X		
Forskningspulje om Bedre Brændefyring	X	X						X	X
<b>Virkemidler over for brugeren</b>									
Oplysningskampagne om top-down fyring	XX	XX	X				X		
Skorstensfejerens årlige syn	X	X				X	(X)		
Home party med vejledning om brændefyring	X	X				X	X		
Obligatorisk brændefyringskursus	XX	XX	X				X		
Miljøattest for brændeovne ved ejerskifte af boliger	X	X	X				X		
Energimærkning af brændeovne	X	X	X				X		
<b>Kommunal miljøtilsyn og miljøplanlægning</b>									
Bedre dokumentation og monitoring ved naboklager	X	X			X		X	X	
Vejledning til kommunerne	X	X			X				
Fælles retningslinjer for fyring i brændeovne mv.	X	X			X	X			
Fælleskommunal nævn til klagesager	X	X			X	X			
Forskrift om forbud, præmie og krav om Svanemærk.	XXXX	XXXX			X		X		

### 3 Metode for vurdering af virkemidler

Dette kapitel beskriver først den metode og afgrænsning, som er lagt til grund for udvælgelse og beskrivelse af virkemidler til reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden. Dernæst gives et overblik over de udvalgte virkemidler.

#### 3.1 Afgrænsning

I forbindelse med kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden blev der udarbejdet en analyse af, hvor meget de 10 hovedemissionssektorer (SNAP1-10) bidrager til luftforureningen og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger (Jensen et al., 2018). Eksterne omkostninger omfatter de samfundsmæssige omkostninger ved helbredseffekterne. Disse beregninger er baseret på den nationale emissionsopgørelse, luftkvalitetsmodeller og EVA-systemet (Economic Valuation of Air Pollution). Disse metoder er nærmere beskrevet i kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2018).

Der kunne opstilles mange forskellige virkemidler inden for disse 10 hovedemissionssektorer, så det vil ikke være muligt inden for projektets rammer at konsekvensvurdere disse på samme detaljeringniveau.

Indledningsvis vil det maksimale potentiale for emissionsreduktion inden for de 10 hovedemissionssektorer (SNAP1-10) blive belyst ved at antage, at det er muligt at fjerne al emission fra den pågældende emissionssektor for at se, hvad dette ville betyde for luftforureningen og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger. Denne analyse trækker på resultaterne fra kortlægningsarbejdet, og anviser ikke hvilke konkrete virkemidler, der skulle tages for at opnå denne emissionsreduktion.

Kortlægningen viste, at de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden, som bidrager mest til helbredseffekter og eksterne omkostninger, er brændeovne mv. (SNAP2) og vejtransport (SNAP7). Disse emissionskilder har Region Hovedstaden mulighed for at påvirke sammen med andre aktører. Det er derfor valgt at fokusere på disse emissionssektorer, og virkemidler inden for disse. Konsekvensvurderingen er gennemført mere detaljeret for disse to sektorer, hvor der er lagt vægt på at kvantificere effekterne i det omfang det er muligt. Konsekvensvurderingen belyser virkemidlernes effekt på emission, luftkvalitet, helbredseffekter samt cost-benefit. Vedr. cost-benefit lægges eksisterende analyser til grund, og der er ikke gennemført nye cost-benefit analyser.

Endvidere belyses en række virkemidler, som ikke er virkemidler, der er direkte målrettet en bestemt emissionssektor, fx NO<sub>x</sub>-reducerende belægninger baseret på titaniumdioxid (TiO<sub>2</sub>).

De valgte virkemidler er primært rettet mod at reducere helbredsskadelig luftforurening, men sideeffekter i form af reduktion af klimagasser og støj vil blive kvalitativt beskrevet.

Koncentrationseffekten af virkemidlerne vil også blive sammenholdt med EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer for luftkvalitet i det omfang det er muligt.

## 3.2 Bekæmpelsesstrategier

Helt overordnet er der fire måder at reducere effekten af luftforurening på:

- Emissionsreduktion
- Fortynding
- Adskillelse af emissionskilde og modtager
- Rensning af selve miljøet

Emissionsreduktion sker ved selve kilden. Det kan være i form af rensning, fx SCRT på bybusser eller gennem renere teknologi, som fx elbiler eller gennem reduktion af aktiviteten fx mindre trafik. (SCRT er Selective Catalytic Reduction & Trap, dvs. kombineret NO<sub>x</sub> reduktion og partikelfilter). Emissionsreduktion er typisk det mest effektive, fordi det sker ved kilden, og dermed forhindrer følgevirkningen af emissionen.

Fortynding kunne fx være en højere skorsten, hvor emissionen fortyndes og dermed resulterer i lavere koncentrationer og tilhørende helbredseffekter. I tilfældet med en højere skorsten vil dette reducere koncentrationerne lokalt ved jordoverfladen, men der vil stadigvæk være en regional effekt, hvor emission som fx NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> omdannes i atmosfæren til sekundære partikler, som forårsager helbredseffekter langt fra kilden. Emissionen reduceres ikke men fortyndes kun. Fortyndingsstrategien var en meget udbredt strategi i den tidlige miljøbekæmpelse, men er ikke længere en strategi, som kan stå alene.

Adskillelse af emissionskilde og modtager er en måde at reducere befolkningens eksponering for luftforurening, da emissionen er blevet mere fortyndet pga. den længere afstand. Eksempler herpå er zoneplanlægning med adskillelse af industriområder og boligområder eller hensyntagen til lokalisering af miljøfølsomme aktiviteter i forhold til luftforurening.

Rensning af selve miljøet er en relativt ny tilgang, hvor det er selve luften, som forsøges renses. Et eksempel herpå er belægnings med stoffet titaniumdioxid (TiO<sub>2</sub>), som fungerer som en katalysator, som nedbryder NO<sub>x</sub> til nitrat under indflydelse af lys, og som derfor i princippet skulle kunne reducere både NO<sub>x</sub> lokalt, men også reducere dannelse af sekundære partikler i atmosfæren.

Alle fire fremgangsmåder er repræsenteret i den samlede vifte af virkemidler som belyses, men fokus er på virkemidler, som reducerer emissionen ved kilden.

## 3.3 Virkemiddelkatalog

I tabel 3.1 er vist en oversigt over de 10 hovedemissionssektorer, som indgår i den nationale emissionsopgørelse, og udvalgte virkemidler inden for disse hovedemissionssektorer. Virkemidlerne vil blive nærmere beskrevet i de efterfølgende kapitler.

I tabellen er det endvidere markeret, hvordan og med hvilken detaljeringsgrad konsekvensvurderingen af de forskellige virkemidler er foretaget.

Det maksimale reduktionspotentiale mht. emission, koncentrationseffekt, helbredseffekt og tilhørende eksterne omkostninger vil blive belyst for alle hovedemissionssektorer.

For emissionssektorerne SNAP2 (primært brændeovne) og SNAP7 (vejtransport) vil der blive belyst en række virkemidler under disse, og de vil blive konsekvent vurderet mere detaljeret.

For hvert virkemiddel er det endvidere indikeret, om virkemidlet har sideeffekter i forhold til klima og støj, og disse vil blive beskrevet kvalitativt.

En række virkemidler, som ikke er knyttet til en bestemt emissionssektor, vil også blive lyst kvalitativt fx NO<sub>x</sub> reducerende belægnings, beplantning mv.

Flere forkortelser anvendes i tabel 3.1. SNAP er en international nomenklatur for kildetyper til luftforurening – Selected Nomenclature for Air Pollution. BAT står for Best Available Technology dvs. bedst tilgængelig teknologi, og de tilhørende dokumenter, som beskriver dette (BREF).

**Tabel 3.1.** .Oversigt over udvalgte virkemidler for 10 hovedemissionssektorer og hvordan de konsekvensvurderes.

Virkemidler: Emissionskilder	Vurdering af virkemidler						Sideeffekter	
	Maks potentiale	Emissions- effekt	Konc. effekt	Helbreds- effekt	Cost- benefit	Kvalita- tivt	klima- effekt	Støj- effekt
<b>Energiproduktion (SNAP 1)</b>	x							
Omstilling af energiforsyningen til vedvarende energi (varmepumper, solvarme, geotermi, varmelagre, biomasse m.v.)						x	x	
Skærpede krav til kraftværker som følge af nye BAT/BREF konklusioner						x	x	
<b>Boligopvarmning mv. (SNAP 2)</b>	x							
Tiltag overfor brændeovne:								
Kampagner		x	x	x	x	x		(x)
Tilskud og afgifter		x	x	x	x	x		(x)
Forbud mod gamle ovne og skrottningsordning		x	x	x	x	x		(x)
Kun svanemærkede ovne		x	x	x	x	x		(x)
Energieffektivisering i boliger						x	x	(x)
<b>Anvendelse af produkter (SNAP 6)</b>	x							
Emissioner fra opløsningsmidler og brug af produkter. Usikkerhed i opgørelse						x		
<b>Vejtransport (SNAP 7)</b>	x							
Skærpede miljøzoner i København		x	x	x	x	x	(x)	(x)
Elektrificering af trafikken		x	x	x	x	x	X	(x)
SCRT på tunge køretøjer		x	x	x	x	x		
Biogasdrevne tunge køretøjer					x	x	x	
Tiltag som påvirkede trafikmængde, køretøjssammensætning og hastighed samt overflytning						x	(x)	(x)
Partikelreducerede vejbelægning						x		
<b>Ikke vejgående maskiner (SNAP 8)</b>	x							
Emissionskrav til arbejdsmaskiner fx Euronorm eller eftermonteret partikelfilter						x		
<b>Affaldsbehandling (SNAP 9)</b>	x							
BAT/BREF						x		
<b>Landbrug (SNAP 10)</b>	x							
Reduktion af ammoniakudledning						x		
<b>Øvrige SNAP sektor (3: Fremstillingsvirksomhed mv., 4: Industrielle processor, 5: Udvinning, behandling mv. af olie og gas)</b>	x							
<b>Ikke-emissionssektor virkemidler:</b>								
NO <sub>x</sub> reducerede belægnings med TiO <sub>2</sub>						x		
Beplantning						x		(x)
Placering af miljøfølsomme byfunktioner						x		(x)
Information til borgerne						x		

## 4 Maksimumpotentialer for 10 hovedemissionssektorer

Dette kapitel giver en konsekvensvurdering af det maksimale potentiale for forbedring af luftkvaliteten, helbredseffekter og relaterede helbredsomkostninger med udgangspunkt i de 10 hovedemissionssektorer, som indgår i den nationale emissionsopgørelse, og som er kortlagt for Region Hovedstaden i kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2018). I kortlægningsrapporten blev ovenstående beregnet for 2014 og 2025. I det følgende er det valgt at tage udgangspunkt i 2025, da det vil tage tid at implementere de fleste virkemidler, og virkemidlerne bør tage udgangspunkt i den forureningssituation, som kan forudses inden for de nærmeste år.

Maksimumpotentialet består i at konsekvensvurdere, hvad det vil betyde helt at fjerne al emission fra de pågældende emissionssektorer hver for sig.

### 4.1 Potentialer for reduktion af emission

I tabel 4.1 er vist emissioner i Region Hovedstaden fordelt på emissionskilder i 2025. Bidraget fra international søfart inden for 25 km af regionen (Øresund) er også vist.

For  $\text{NO}_x$  er den største kilde vejtransport (SNAP07), mens det for partikler er brændeovne og pillefyr mv. (SNAP0202). Dette gælder i både 2014 og 2025. Da de største kilder er vejtransport og brændeovne er det valgt at fokusere analyserne af virkemidler på disse to emissionssektorer.

De totale emissioner forventes at blive reduceret for  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  med hhv. 33%, 12% og 18% fra 2014 til 2025.

**Tabel 4.1.** Emissioner i Region Hovedstaden i 2025 fordelt på emissionskilder. Bidraget for international søfart inden for 25 km af regionen er også vist (tons).

SNAP kode	Beskrivelse	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	3100	190	136
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	179	47	45
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	754	1588	1551
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri f.eks. forbrænding i handel og service	21	40	37
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	315	14	7
SNAP04	Industrielle processer	22	415	90
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	33	4
SNAP06	Anvendelse af produkter	7	56	49
SNAP07	Vej transport	3945	484	287
SNAP0801	Militær	19	0	0
SNAP0802	Jernbaner	159	0	0
SNAP080402	National søfart	0	0	0
SNAP080403	National fiskeri	2	0	0
SNAP080501	National flytrafik, LTO (Landing, TakeOff) (start og landing, < 3000 fod)	75	1	1
SNAP080502	International flytrafik, LTO (Landing, TakeOff) (start og landing, < 3000 fod)	623	5	5
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	115	1	1
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	64	4	4
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	1	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	466	17	17
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	9	2	2
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	29	11	11
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	14	72	72
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	2	10	3
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	224	71	6
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget	1	3	3
SNIP	International søfart inden for 25 km af Region Hovedstaden	10004	158	157
Total	Alle emissioner i Region Hovedstaden (ekskl. international søfart)	10148	3063	2330

Den geografiske fordeling af de totale emissioner fra alle kilder i Region Hovedstaden blev ananalyset i kortlægningsrapporten, og den viste, at NO<sub>x</sub>-emissionerne generelt følger befolkningstæthed og vejtransport. PM<sub>2.5</sub>-emissioner har et noget andet mønster end NO<sub>x</sub>, idet emissioner fra brændeovne betyder mere, og derfor er der også relativt højere emissioner i mindre befolkede områder. Den geografiske fordeling i 2025 er stort set som i 2014.

## 4.2 Potentialer for forbedring af luftkvaliteten

Selvom der er sammenhæng mellem emissioner og disse emissioners bidrag til koncentrationer er denne sammenhæng ikke lineær. Det betyder, at en procentvis ændring i emissioner ikke nødvendigvis fører til samme procentvise ændring i koncentrationer. Det skyldes mange forhold, hvoraf vigtige forhold er, hvorvidt det er lave eller høje emissionskilder, hvor meget den regionale forurening er for det pågældende stof samt atmosfærekemi. Dette påvirker derfor effekten af forskellige virkemidler. Derfor er det vigtigt også, at analysere koncentrationsbidraget fra forskellige emissionskilder, da

koncentrationsbidraget er en bedre indikator for helbredseffekter end selve emissionen. Dette vil blive belyst nærmere i dette afsnit.

I tabel 4.2 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder til gennemsnitskoncentrationen over Region Hovedstaden i 2025. Tallene angiver altså, hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med.

Gennemsnitskoncentrationer er i byer gennemsnitskoncentrationen, som er den koncentration man måler på hustage eller i en baggård eller park uden direkte påvirkning af lokale emissionskilder. Uden for byerne er det den regionale baggrundskoncentration. I modelberegningerne er baggrundskoncentrationen modelleret med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km, dvs. koncentrationen i et kvadrat på 1 km x 1 km er repræsenteret af en enkel værdi nemlig centerpunktet.



**Tabel 4.2.** Koncentrationsbidrag fra forskellige kilder i Region Hovedstaden til bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025 (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	0,78	0,60	-0,58	0,04	0,03
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,06	0,05	-0,05	0,02	0,01
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	0,28	0,23	-0,22	0,54	0,53
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,02	0,01
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,16	0,13	-0,12	0,01	0,00
SNAP04	Industrielle processer	0,02	0,01	-0,01	0,19	0,04
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
SNAP07	Vej transport	1,96	1,63	-1,59	0,21	0,12
SNAP0801	Militær	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,07	0,06	-0,06	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080403	National fiskeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,15	0,12	-0,11	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	0,06	0,05	-0,05	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,04	0,03	-0,03	0,00	0,00
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgå- ende maskiner	0,21	0,17	-0,17	0,01	0,01
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	0,00	0,03	0,03
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,30	0,25	-0,25	0,08	0,01
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP Alle	Region Hovedstaden – alle kilder	4,16	3,54	-3,47	1,20	0,84
SNIP INT	International skibstrafik < 25 km	0,85	0,72	-0,71	0,01	0,01
DEHM	Regional baggrund (model)	5,86	5,45	72,9	8,8	6,81
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	0,52	0,50	-0,50	0,14	0,09
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2.5</sub> (fra målinger)	0	0	0	2,24	1,70
Total	Alle kilder; Ind- og udland	11,4	10,2	68,2	12,4	9,5

#### Lokale kilder til NO<sub>x</sub>

Samlet set for NO<sub>2</sub> bidrager alle kilder i Region Hovedstaden med 35% og nabokommuner med 5%. Dvs. lokale kilder bidrager med omkring 40%, mens 60% er det regionale bidrag og international søfart indenfor 25 km i 2025. Den største lokale NO<sub>x</sub>-kilde er vejtransport efterfulgt af energiproduktion (SNAP1) og brændeovne bidrager relativt lidt.

Hvis man fjernede al NO<sub>x</sub>-emission i Region Hovedstaden ville NO<sub>2</sub> koncentrationen i bybaggrund falde med 3,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i 2025. Vejtransport ville bidrage med 1,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og energiproduktion med 0,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens øvrige kilder ville

bidrage med resten. Selvom NO<sub>x</sub>-emissionen fra energiproduktion næsten er på højde med vejtransport, er koncentrationsbidraget alligevel markant lavere, da høje skorstene giver stor fortynding og dermed lavere koncentrationsbidrag i forhold til lave kilder som vejtransport. O<sub>3</sub> koncentrationen ville dog stige med 3,5 µg/m<sup>3</sup>, da NO<sub>x</sub> emissionen reducerer O<sub>3</sub> lokalt i Region Hovedstaden.

#### **Lokale kilder til PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>**

Som det fremgår af tabel 4.2, er det regionale koncentrationsbidrag dominerende for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa. For PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> er det regionale bidrag hhv. 11,2 µg/m<sup>3</sup> og 8,7 µg/m<sup>3</sup> ud af gennemsnitskoncentrationen på hhv. 12,4 µg/m<sup>3</sup> og 9,5 µg/m<sup>3</sup> i 2025. Det regionale bidrag for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> udgør således hhv. 90% og 91% af bybaggrund. Alle emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager kun lidt til gennemsnitskoncentrationen for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> hhv. 1,2 µg/m<sup>3</sup> og 0,84 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 10% og 9% af bybaggrund.

Dette illustrerer, at bidraget fra den regionale baggrundsforurening er meget stor for partikler, og selv fjernelse af alle lokale emissionskilder i Region Hovedstaden ville kun fjerne omkring 0,84 µg/m<sup>3</sup> i gennemsnitskoncentrationen for PM<sub>2.5</sub> i 2025. Her ville fjernelse af PM<sub>2.5</sub>-emissioner fra brændeovne bidrage med omkring 0,5 µg/m<sup>3</sup> og vejtransport med 0,12 µg/m<sup>3</sup>, mens øvrige kilder ville bidrage med resten.

Den største kilde til lokalt emitterede partikler er således brændeovne, hvis andel er 45% og 63% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Vejtransport har det næst største bidrag med 17% og 15% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> i 2025.

Bidrag fra ikke-vejpgående maskiner (SNAP0808) er nærmere beskrevet i Olesen et al. (2013).

#### **Energiproduktion**

Der er en række målsætninger for grøn omstilling af energiproduktionen til vedvarende energi. Regeringen har et langsigtet mål for 2050 om, at al energiforbrug inklusiv transportsektoren er baseret på vedvarende energi. For el- og varmforsyningen har den tidligere regering haft et mål, at den skal være baseret på vedvarende energi i 2035 (Regeringen, 2013). I Region Hovedstadens klimastrategi er der en målsætning om at bidrage til at realisere regeringens mål om, at CO<sub>2</sub>-udledningen er reduceret med 40 procent i 2020 i forhold til 1990-niveauet, og at el- og varmforsyningen er dækket af vedvarende energi i 2035 (Region Hovedstaden, 2012;2015). Københavns Kommune har en målsætning om at være CO<sub>2</sub>-neutral i 2025 (Københavns Kommune, 2012).

Omstillingen af den danske energiproduktion til vedvarende energi vil næsten eliminere CO<sub>2</sub> udledningen, men effekten for luftkvaliteten vil være meget begrænset. Potentialet for energiproduktionen for at reducere NO<sub>2</sub> koncentrationen i bybaggrund i 2025 er omkring 0,6 µg/m<sup>3</sup>, mens det er 0,04 for PM<sub>10</sub> og 0,03 for PM<sub>2.5</sub>. Hele potentialet kan kun realiseres med ikke-luftforurenende energiteknologi som vind og sol, mens afbrænding af fx biomasse på kraftvarmeværkerne fortsat vil bidrage til helbredsskadelig luftforurening.

Virksomheder, der forurener, skal begrænse forureningen, så det svarer til de bedste tilgængelige teknikker (Best Available Technology - BAT) beskrevet i referencedokumenter (BREF). EU-Kommissionen fastsætter, hvad der betragtes som BAT for de store virksomheder, som revideres hvert 8. år

(<http://mst.dk/erhverv/industri/bat-bref/>). Skærpede udledningskrav til kraftværker i form af ny BAT regulering kan yderligere reducere emissionen fra kraftværker.

Det langsigtede EU-mål er en CO<sub>2</sub>-reduktion på 80-95% i 2050. Resten af Europa vil derfor også arbejde for omstilling af energiproduktionen til vedvarende energi, hvilket også vil bidrage til lavere regional luftforurening, og dermed lavere gennemsnitskoncentrationer i Region Hovedstaden.

#### Relation til EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer

I tabel 4.3 sammenlignes målte koncentrationer i Københavnsområdet i 2016 med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2017). EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for at grænseværdierne overholdes. Såfremt grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende.

**Tabel 4.3.** Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i København i 2016

Stof	EU-grænseværdi (µg/m <sup>3</sup> )	WHO-retningslinjer (µg/m <sup>3</sup> )	Målt på målestationer i 2016 (µg/m <sup>3</sup> )		
			Trafikerede gader	Bybaggrund (hustag)	Landområder
PM <sub>2.5</sub>	Årsmiddel (25)	Årsmiddel (10)	13-15	10	9
PM <sub>10</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (20)	23-28	15	14
NO <sub>2</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (40)	33-47 <sup>a</sup>	15	7

<sup>a</sup>Kun overskridelse af EU-grænseværdi på H.C. Andersens Boulevard i København. Interval dækker over de to gadestationer.

Målestationer i trafikerede gader er H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, bybaggrundsmålingen er foretaget på taget af H.C. Ørstedsinstituttet, og for landområder er det en målestation ved Risø nord for Roskilde.

Mht. overskridelse af EU's grænseværdier for luftkvalitet er det kun NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi som overskrides i 2016, hvilket sker på H.C. Andersens Boulevard i København. Det er en af Danmarks mest befærdede bygader.

WHO's retningslinjer er lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for PM<sub>2.5</sub> og halvdelen for PM<sub>10</sub>, mens de er ens for NO<sub>2</sub>.

I forhold til WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub> ses, at retningslinjerne er overskredet i gadeniveau og tangeret i bybaggrund men ikke overskredet i landområder. Ved fjernelse af al partikelemission fra København ville det således være muligt at overholde WHO retningslinjerne i København.

WHO's retningslinjer for PM<sub>10</sub> er kun overskredet i gaderne. Såfremt det var muligt at fjerne al partikelemission fra trafikken i gaderne, ville det derfor være muligt at overholde WHO retningslinjer for PM<sub>10</sub>.

#### Udvikling fra 2014 til 2025

Udviklingen fra 2014 til 2025 i bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden er vist i tabel 4.4, baseret på modelberegninger (DEHM/UBM) og forventede reduktioner i emissionen. Alle stoffer reduceres

undtagen årsmiddelkoncentrationen af ozon, som stiger pga. faldende NO<sub>x</sub>-emissioner.

**Tabel 4.4.** Bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014 og

Årstal	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
2014	16	14	66	14	11
2025	11	10	68	12	10
Forskel (µg/m <sup>3</sup> )	-5	-4	3	-2	-2

I forhold til WHO's retningslinjer vil reduktionen i PM<sub>2.5</sub> bidrage til, at det kunne være muligt at overholde WHO's retningslinjer i bybaggrund, og det vil skabe bedre mulighed for at overholde WHO's retningslinjer i bygader.

Reduktion i PM<sub>10</sub> vil reducere koncentrationerne i gader, men niveauerne vil stadigvæk overskride WHO's retningslinjer i trafikerede gader.

Reduktion i NO<sub>2</sub> vil bidrage til, at WHO's retningslinjer sandsynligvis vil kunne overholdes i trafikerede gader, da vejtrafikken også er en af de emissionssektorer, som vil reducere NO<sub>x</sub>-emissionen fremover, og dermed også reducere gadebidraget.

### 4.3 Potentialer for reduktion af helbredseffekter

I tabel 4.5 opsummeres helbredseffekter i Region Hovedstaden fordelt på emissionskilder fra Region Hovedstaden i 2025. Det illustrerer således, hvor stort potentialet er for at reducere helbredseffekterne ved at reducere emissionen fra kilderne i Region Hovedstaden.

**Table 4.5.** Helbredseffekter i Region Hovedstaden pga. og fordelt på lokale emissionskilder i Region Hovedstaden efter SNAP-kode i 2025 (kun emissionskilder i Region Hovedstaden samt søfart op til 25 km fra regionen). Enhed: antal tilfælde.

	1 Kraft- Varme mv.	2 Ikke- in- dusti- el forbr. mv.	3 Frem- Stil- ling mv.	4 Industri- elle pro- cesser	6 Anv. af pro- dukt	7 Vej- trans- port	802 Jern- bane	808 Ikke- vejgå- ende mask.	9 Af- falds- be- hand- ling	10 Land- brug	Int. søfart	Alle kil- der i RH samlet
Kronisk bronkitis	5	65	0	4	5	22	0	1	7	1	2	112
Dage med ned- sat aktivitet (sy- gedage)	5.333	66.013	425	4.201	5.086	22.756	40	1.297	7.042	726	1.731	114.157
Hospitalsindlæg- gelser for luft- vejslidelser	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6
Hospitalsindlæg- gelser for cere- bro-vaskulære li- delser	1	8	0	1	1	3	0	0	1	0	0	14
Tilfælde af hjer- tesvigt	0	6	0	0	0	2	0	0	1	0	0	10
Lungecancer	1	10	0	1	1	3	0	0	1	0	0	17
Brug af bronko- dilatorer blandt børn	130	1.721	11	108	122	565	1	32	168	19	41	2.907
Brug af bronko- dilatorer blandt voksne	1.021	12.639	81	804	974	4.356	8	248	1.348	139	331	21.856
Episoder med hoste blandt børn	449	5.947	37	371	420	1.954	4	111	580	65	143	10.045
Episoder med hoste blandt voksne	1.051	13.011	84	828	1.002	4.485	8	256	1.388	143	341	22.498
Episoder med nedre luftvejs- symptomer blandt børn	173	2.295	14	143	162	754	1	43	224	25	55	3876
Episoder med nedre luftvejs- symptomer blandt voksne	379	4.693	30	299	362	1.618	3	92	501	52	123	8.116
Akutte tabte le- veår	-2	-1	0	0	0	-4	0	-1	0	0	-1	-8
Kroniske tabte leveår (YOLL)	55	710	4	45	51	234	0	13	71	8	18	1.204
For tidlige døds- fald	4	67	0	4	5	18	0	1	7	1	0	105
Dødsfald blandt spædbørn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Der er 105 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Region Hovedstaden i 2025. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (Jensen et al., 2018) bidrager kilder i Region Hovedstaden til omkring 10% af alle for tidlige dødsfald i 2025 (105/1.010). Dette betyder også, at omkring 90% af alle for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden skyldes emissioner uden for Region Hovedstaden.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (67 i 2025) og vejtransport (18 i 2025). Som det blev diskuteret i kortlægningsrapporten (Jensen et al. 2018) er der sandsynligvis tale om en undervurdering af betydningen af lokale kilder, som kunne være betydeligt større.

#### 4.4 Potentialer for reduktion af eksterne omkostninger

I tabel 4.6 er de eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2.5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier) for

2025. Tallene viser således potentialet for at reducere de eksterne omkostninger for Region Hovedstaden ved at reducere emissionerne i Region Hovedstaden. Det samlede potentiale er 742 mio. kr.

De vigtigste lokale kilder i Region Hovedstaden til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er brændeovne, som står for omkring 65% i 2025 af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 15% i 2025. Andre kildetyper, som giver et vist bidrag er affaldsbehandling med omkring 7% i 2025, anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 5% i 2025 samt industrielle processer med omkring 4% i 2025.

Som det fremgår er de eksterne omkostninger negative for ozon. Det skyldes at  $\text{NO}_x$  emissionen fra de forskellige emissionssektorer i Region Hovedstaden reducerer ozonkoncentrationer, idet NO reagerer med  $\text{O}_3$  for dannelse af  $\text{NO}_2$ . Det betyder også at ozonkoncentrationerne vil stige lidt, hvis  $\text{NO}_x$  emissionen reduceres.

**Tabel 4.6.** Eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden i 2025 fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2.5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP kategorier). Bidraget for de forskellige emissionskilder er også vist i %. Alle eksterne omkostninger er angivet i mio. kr. (2013-priser).

SNAP kode	Emissionssektor	O <sub>3</sub>	PM <sub>2.5</sub>	Total	Bidrag
		mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	%
snap01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	-26,1	40,1	14,0	1,9
snap0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	-1,8	17,8	16,0	2,2
snap0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	-6,7	490,5	483,8	65,3
snap0203	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	-0,2	9,1	9,0	1,2
snap03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	-3,1	3,2	0,2	0,0
snap04	Industrielle processer	-0,1	32,5	32,4	4,4
snap05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	1,8	1,8	0,2
snap06	Anvendelse af produkter	-0,2	37,8	37,6	5,1
snap07	Vej transport	-62,7	172,0	109,3	14,7
snap0801	Militær	-0,2	0,2	0,0	0,0
snap0802	Jernbaner	-2,4	0,3	-2,1	-0,3
snap080402	National søfart	0,0	0,2	0,2	0,0
snap080403	National fiskeri	0,0	0,1	0,1	0,0
snap080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	-1,1	0,6	-0,5	-0,1
snap080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	-9,3	2,7	-6,6	-0,9
snap080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	-1,3	0,5	-0,9	-0,1
snap0806	Maskiner og redskaber i landbrug	-0,3	0,8	0,5	0,1
snap0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,2	0,2	0,0
snap0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	-7,4	9,8	2,4	0,3
snap0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	-0,1	0,9	0,8	0,1
snap0811	Maskiner og redskaber i handel og service	-0,4	5,6	5,2	0,7
snap09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	-0,3	52,2	51,9	7,0
snap3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	1,4	1,3	0,2
snap3D	Landbrug, landbrugsjorde	-1,7	2,8	1,1	0,1
snap3F	Landbrug, øvrigt	0,0	1,6	1,6	0,2
Int. Søfart	International skibstrafik < 25 km	-21,8	13,3	-8,4	-1,1
Alle SNAP samlet	Region Hovedstaden alle kilder	-152,3	893,8	741,5	100

## 5 Virkemidler for vejtransport

I dette kapitel diskuteres udvalgte virkemidler inden for vejtransport og disse konsekvensvurderes overordnet. Indledningsvis redegøres der detaljeret for, hvordan emissionen afhænger af brændstoftype, køretøjstype og Euro emissionsklasse. Dette illustrerer det potentiale, der er for at reducere emissionen ved forskellige virkemidler, da det ikke er muligt inden for projektets ramme detaljeret at konsekvensvurdere en lang række forskellige virkemidler. Ud over potentialet for emissionsreduktion illustreres også potentialet for reduktion af koncentrationen på gadeniveau, hvor de foregående kapitler har beskrevet gennemsnitskoncentrationen.

### 5.1 Emissionspotentialer

DCE har foretaget et udtræk fra den nationale emissionsopgørelse for vejtransport fra 2014, 2015 og 2025 med henblik på at bestemme emissionsfaktorer (g/km) og de totale emissioner. Den nationale emissionsopgørelse for vejtransport er baseret på COPERT IV emissionsmodellen, som er anbefalet af EU til nationale emissionsopgørelser. Modellen er underopdelt i kørsel på byvej, på landevej og på motorvej, som afspejler emissioner ved forskellige hastigheder. Den procentvise fordeling af kørsel på disse vejtyper er hhv. 19%, 49% og 32%. Emissionen afhænger af rejsehastigheden, og er generelt på den måde, at de laveste emissioner er ved hastigheder omkring 50-70 km/t og højere emissioner forekommer ved både lavere og højere hastigheder. Der er taget udgangspunkt i kørsel på byveje, da de fleste virkemidler har dette fokus. Endvidere er anvendt data fra 2025, som beskriver en situation i den nære fremtid, og mange virkemidler tager lang tid at implementere.

På baggrund heraf er det muligt at opstille emissionsfaktorer og totale emissioner underopdelt på brændstoftype, køretøjstype og Euro emissionsklasse. Det antages, at fordeling på brændstoftype, køretøjstype og Euro emissionsklasse er den samme for Region Hovedstaden som for det nationale gennemsnit for byveje. Med udgangspunkt i disse informationer er det muligt at identificere potentialer for emissionsreduktion af forskellige virkemidler og overordnet at konsekvensvurdere dem.

#### Fordeling af totale emissioner på hovedkøretøjskategorier

Tabel 5.1 viser den procentvise fordeling af kørte km og emissioner for forskellige køretøjskategorier for byveje i 2025. Ikke-udstødning er bidraget fra partikler fra vej-, dæk- og bremseslid. PM<sub>2.5</sub> total er partikeludstødning plus PM<sub>2.5</sub> ikke-udstødning og tilsvarende for PM<sub>10</sub> total.

Kørte km fordeler sig med omkring 82% på personbiler, 13% på varebiler og 2% på lastbiler og 3% på busser i gennemsnit på byveje. Fordelingen er dog forskellig på forskellige typer af veje ligesom den varierer fra vej til vej. For den tunge trafik fx vil andelen være større på motorveje for lastbiler og mindre for busser.

NO<sub>x</sub>-emissionen er domineret af udledning fra dieseldrevne køretøjer med 83% og 17% til benzindrevne køretøjer. Det samme mønster ses for partikeludstødning med procenterne 88% og 12%. Ikke-udstødningen er afhængig af kørte km, og lette køretøjer bidrager relativt mindre end tunge køretøjer mere.



**Table 5.1.** Procentvis fordeling af kørte km og emissioner for forskellige køretøjskategorier for byveje i 2025

Brændstoftype	Køretøjstype	Kørte km (%)	NOx (%)	PM udstødning (%)	PM <sub>2.5</sub> Ikke-udstødning (%)	PM <sub>10</sub> Ikke-udstødning (%)	PM <sub>10</sub> total (%)	PM <sub>2.5</sub> total (%)
Diesel	Personbil	41	49	62	33	32	37	38
Benzin	Personbil	41	17	12	34	32	31	29
Diesel	Varebil	13	24	19	15	15	16	16
Benzin	Varebil	0	0	0	0	0	0	0
Diesel	Lastbil < 32t	1	2	1	4	4	3	3
Diesel	Lastbil > 32t	1	1	1	4	5	4	4
Diesel	Bus	3	6	5	10	12	9	11
	Total	100	100	100	100	100	100	100

### Fordeling af totale emissioner på Euroklasser

I tabel 5.2 er vist samme procentvise fordeling men med underopdeling på Euroemissionsklasser.

Betegnelserne "konventionel, PRE ECE, ECE" etc. henviser til emissionsregulering før introduktion af Euroklasse-reguleringer.

Bemærk at der for Euro 6 person- og varebiler er tre kategorier, som henviser til 3 forskellige emissionskrav. Euro 6 henviser til den nuværende regulering, hvor bilerne typegodkendes efter emissionstest i laboratoriet med kørecyklen NEDC (New European Driving Cycle). Denne test afspejler ikke i tilstrækkelig grad virkelige emissioner ved faktisk kørsel (real driving emissions), og der er derfor udviklet en ny kørecyklus "World-Harmonized Light-Duty Vehicles Test Procedure" (WLTP), som i højere grad afspejler faktisk kørsel. Euro 6c betegner regulering, som anvender den nye kørecyklus. I forbindelse med Euro 6c er der samtidig krav om, at der udføres emissionsmålinger på vej under virkelige kørselsforhold, som afspejler trafikens tilfældige accelerationer og decelerationer. Målingerne gennemføres med PEMS udstyr (portable emission measurement systems). Dette kaldes new Real Driving Emission (RDE) test procedure. De målte NO<sub>x</sub>-emissioner på vej må ikke overstige emissionskravet for NEDC testen med mere end 110 % i september 2017 for alle nye bilmodeller som typegodkendes og i september 2019 må der kun sælges biler som overholder kravet. Fra januar 2020 skærpes kravet til 50% for alle nye bilmodeller og i januar 2021 for alle nye biler som markedsføres. Implementeringsdatoerne er et år senere for varebiler. Reguleringen med kravet om 50% betegnes Euro 6c+.

I emissionsmodellen er implementeringsdatoerne for Euro 6c sat til 1.9.2018 for personbiler og 1.9.2019 for varebiler. For Euro 6c+ er implementeringsdatoerne for personbiler sat til 1.1.2021 og 1.1.2022 for varebiler.



Hele sagen om "dieselgate", hvor folkevognsfabrikkerne bevist installerede snydesoftware i dieslbiler med det formål at overholde NO<sub>x</sub>-kravene under test, men ikke under faktisk kørsel for at opnå bedre brændstofføkonomi, har yderligere understreget forskelle mellem laboratorietest og emissioner under virkelige kørselsforhold.

Det fremgår af tabel 5.2, at jo højere Euroemissionsklasse jo lavere relative emission i forhold til kørte km. Eksempelvis vil 13,9% af kørte km være med diesel personbil Euro 6c+ i 2025, men NO<sub>x</sub>-emissionen andrager kun 7,5%, mens diesel personbil Euro 5 andrager 12,5% af kørte km, men bidrager med procentvis mere nemlig 22%. Dette hænger sammen med, at højere Euroemissionsklasse generelt har lavere emissionsfaktor (g/km).

### **Emissionsfaktorer for person- og varebiler**

Emissionsfaktorer (g/km) er vist i tabel 5.3 for person- og varebiler.

For dieseldrevne person- og varebiler ses, at emissionsfaktorerne for NO<sub>x</sub> næsten er på samme niveau fra Euro 1 til Euro 6, og det først er fra Euro 6c og 6c+, der opnås markante reduktioner. Dette i kombination med relativt flere dieslbiler er en væsentlig forklaring på, at NO<sub>2</sub>-koncentrationerne ikke er faldet så meget som forventet, og at der fx stadigvæk er overskridelse af NO<sub>2</sub>-grænseværdien på H.C. Andersens Boulevard i København, hvor trafikmængderne har været mere eller mindre konstante over en længere årrække (Ellermann et al., 2017).

For benzindrevne person- og varebiler ses ikke samme fænomen som for dieslbiler. Her er NO<sub>x</sub>-emissionerne faldet markant med højere Euroklasse primært pga. effektive katalysatorer til reduktion af NO<sub>x</sub>.

Emissionsfaktorer for partikler er faldet markant for dieseldrevne person- og varebiler med højere Euroklasse, hvilket skyldes effektivt virkende partikelfiltre.

Ikke-udstødning afhænger af køretøjskategori, således at ikke-udstødningen er større jo tungere køretøjet er. I takt med at partikeludstødningen falder med nyere Euroklasser stiger det relative bidrag for ikke-udstødning som del af den totale emission. Eksempelvis var udstødningen større end ikke-udstødning for dieseldrevne personbiler op til Euro 4, mens det for Euro 5-6 er omvendt. For Euro 6, 6c og 6c+ udgør udstødning hhv. 17% og 13% af total PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>, og tilsvarende ikke-udstødning hhv. 83% og 87%.

Taxi har samme emissionsfaktorer som personbiler for samme Euronorm, og består så godt som udelukkende af dieslbiler. Taxi udgør omkring 0,4% og 1,5% af hhv. den totale nationale emission af NO<sub>x</sub> og partikeludstødning. Taxi formodes, at udgøre en større andel især i de større byer. Eksempelvis andrager taxi 7,7% af trafikken på H.C. Andersens Boulevard og 3,3% på Jagtvej i København (Ellermann et al., 2017). Bekendtgørelsen for grønne taxier stiller krav om, at alle nye taxi fra 1. oktober 2015 minimum skal opfylde Euro 6 (Transport- og Bygningsministeriet, 2015). Da taxi typisk udskiftes efter 2 år formodes næsten alle taxi at opfylde Euro 6, og dermed den skarpeste Euronorm som p.t. er gældende. I takt med at Euro 6c og 6c+ bliver implementeret i hhv. 2018 og 2021 vil emissionen fra taxi falde yderligere, hvis taxibranchen fortsætter med at køre i nye biler under 2 år.

**Tabel 5.3.** Emissionsfaktorer (g/km) for person- og varebiler for byveje i 2025.

Brændstof	Køretøjs-type	Euroklasse	NOx g/km	PM udstødning g/km	Ikke-PM <sub>10</sub> udstødning g/km	Ikke-PM <sub>2.5</sub> udstødning g/km	PM <sub>10</sub> total g/km	PM <sub>2.5</sub> total g/km
Diesel	Personbil	Konventionel	0,7502	0,5027	0,0280	0,0203	0,5307	0,5230
Diesel	Personbil	Euro 1	0,7425	0,1430	0,0280	0,0203	0,1710	0,1634
Diesel	Personbil	Euro 2	0,8010	0,1160	0,0280	0,0203	0,1440	0,1363
Diesel	Personbil	Euro 3	0,8811	0,0692	0,0280	0,0203	0,0972	0,0895
Diesel	Personbil	Euro 4	0,6637	0,0667	0,0280	0,0203	0,0947	0,0870
Diesel	Personbil	Euro 5	0,7304	0,0056	0,0280	0,0203	0,0336	0,0259
Diesel	Personbil	Euro 6	0,6016	0,0042	0,0280	0,0203	0,0322	0,0245
Diesel	Personbil	Euro 6c	0,4596	0,0042	0,0280	0,0203	0,0322	0,0245
Diesel	Personbil	Euro 6c+	0,2233	0,0042	0,0280	0,0203	0,0322	0,0245
Diesel	Varebil	Konventionel	2,0146	0,6702	0,0390	0,0291	0,7093	0,6994
Diesel	Varebil	Euro 1	1,3703	0,1642	0,0390	0,0291	0,2032	0,1933
Diesel	Varebil	Euro 2	1,3703	0,1642	0,0390	0,0291	0,2032	0,1933
Diesel	Varebil	Euro 3	1,1510	0,1100	0,0390	0,0291	0,1490	0,1391
Diesel	Varebil	Euro 4	0,9318	0,0575	0,0390	0,0291	0,0965	0,0866
Diesel	Varebil	Euro 5	1,3754	0,0028	0,0390	0,0291	0,0419	0,0319
Diesel	Varebil	Euro 6	1,1112	0,0028	0,0390	0,0291	0,0419	0,0319
Diesel	Varebil	Euro 6c	0,5782	0,0028	0,0390	0,0291	0,0419	0,0319
Diesel	Varebil	Euro 6c+	0,2891	0,0028	0,0390	0,0291	0,0419	0,0319
Benzin	Personbil	PRE ECE	2,5128	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	ECE 15/00-01	2,5419	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	ECE 15/02	2,0484	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	ECE 15/03	2,2297	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	ECE 15/04	2,2549	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	Euro 1	1,1444	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	Euro 2	0,7354	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	Euro 3	0,2782	0,0013	0,0280	0,0203	0,0293	0,0216
Benzin	Personbil	Euro 4	0,1681	0,0013	0,0280	0,0203	0,0293	0,0216
Benzin	Personbil	Euro 5	0,1383	0,0014	0,0280	0,0203	0,0295	0,0218
Benzin	Personbil	Euro 6	0,1420	0,0015	0,0280	0,0203	0,0295	0,0219
Benzin	Personbil	Euro 6c	0,1432	0,0017	0,0280	0,0203	0,0297	0,0220
Benzin	Personbil	Euro 6c+	0,1447	0,0017	0,0280	0,0203	0,0297	0,0220
Benzin	Varebil	Konventionel	2,9267	0,0032	0,0390	0,0291	0,0423	0,0323
Benzin	Varebil	Euro 1	1,4896	0,0032	0,0390	0,0291	0,0423	0,0323
Benzin	Varebil	Euro 2	0,7399	0,0032	0,0390	0,0291	0,0423	0,0323
Benzin	Varebil	Euro 3	0,3129	0,0013	0,0390	0,0291	0,0403	0,0304
Benzin	Varebil	Euro 4	0,1660	0,0013	0,0390	0,0291	0,0403	0,0304
Benzin	Varebil	Euro 5	0,1354	0,0011	0,0390	0,0291	0,0401	0,0302
Benzin	Varebil	Euro 6	0,1340	0,0011	0,0390	0,0291	0,0401	0,0302
Benzin	Varebil	Euro 6c	0,1325	0,0011	0,0390	0,0291	0,0401	0,0302
Benzin	Varebil	Euro 6c+	0,1306	0,0011	0,0390	0,0291	0,0401	0,0302

## Emissionsfaktorer for lastbiler og busser

Emissionsfaktorer (g/km) er vist i tabel 5.4 for lastbiler og busser.

For tunge køretøjer reduceres både NO<sub>x</sub> og PM udstødning med stigende Euro-klasse, og med Euro VI opnås en markant reduktion i forhold Euro V.

Ikke-udstødning udgør generelt en større del af den totale partikelemission end for person- og varebiler. Eksempelvis udgør udstødning kun 3-4% af total PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub>, og tilsvarende ikke-udstødning omkring 97-96% for en lastbil <32t.

For lastbiler har politiet konstateret omfattende snyd med det forureningsudstyr (SCR), som sikrer lav NO<sub>x</sub>-emission på Euro VI lastbiler. Ejeren af lastbilen foretager en teknisk ændring, som muliggør at lastbilen ikke forbruger det aktive stof, som indgår i NO<sub>x</sub>-reduktionen, hvorved der spares penge. Dette betyder, at NO<sub>x</sub>-emissionen er væsentlig større end den ellers ville være, hvilket bidrager til dårligere luftkvalitet og følgevirkninger i form af helbredsskader (Brandt et al., 2017). Miljøstyrelsen har i efteråret 2017 iværksat et projekt, som skal teste en ny teknologi, som kan måle, om lastbiler udleder for meget NO<sub>x</sub> ved at måle på mange forbipasserende lastbiler (Miljøstyrelsen, 2017a).

**Tabel 5.4.** Emissionsfaktorer (g/km) for lastbiler og busser for byveje i 2025.

Brændstof	Køretøjstype	Euroklasse	NO <sub>x</sub> g/km	PM udstødning g/km	Ikke-PM <sub>10</sub> udstødning g/km	Ikke-PM <sub>2,5</sub> udstødning g/km	PM <sub>10</sub> total g/km	PM <sub>2,5</sub> total g/km
Diesel	Lastbil < 32t	Konventionel	8,4	0,377	0,12	0,10	0,50	0,48
Diesel	Lastbil < 32t	Euro I	5,8	0,252	0,13	0,10	0,38	0,36
Diesel	Lastbil < 32t	Euro II	7,0	0,115	0,13	0,10	0,24	0,22
Diesel	Lastbil < 32t	Euro III	6,2	0,137	0,13	0,11	0,27	0,24
Diesel	Lastbil < 32t	Euro IV	4,2	0,034	0,13	0,11	0,16	0,14
Diesel	Lastbil < 32t	Euro V	4,9	0,044	0,13	0,11	0,17	0,15
Diesel	Lastbil < 32t	Euro VI	0,4	0,005	0,13	0,11	0,14	0,11
Diesel	Lastbil > 32t	Konventionel	14,5	0,536	0,14	0,12	0,68	0,65
Diesel	Lastbil > 32t	Euro I	10,7	0,442	0,14	0,12	0,59	0,56
Diesel	Lastbil > 32t	Euro II	11,4	0,201	0,14	0,12	0,34	0,32
Diesel	Lastbil > 32t	Euro III	9,7	0,196	0,14	0,12	0,34	0,32
Diesel	Lastbil > 32t	Euro IV	6,6	0,051	0,14	0,12	0,20	0,17
Diesel	Lastbil > 32t	Euro V	5,7	0,062	0,15	0,12	0,21	0,18
Diesel	Lastbil > 32t	Euro VI	0,4	0,006	0,15	0,12	0,15	0,13
Diesel	Bus	Konventionel	9,7	0,594	0,13	0,12	0,73	0,71
Diesel	Bus	Euro I	7,3	0,290	0,13	0,12	0,42	0,41
Diesel	Bus	Euro II	8,3	0,122	0,13	0,12	0,25	0,24
Diesel	Bus	Euro III	8,1	0,139	0,13	0,12	0,27	0,26
Diesel	Bus	Euro IV	5,3	0,042	0,13	0,12	0,17	0,16
Diesel	Bus	Euro V	5,7	0,051	0,13	0,12	0,18	0,17
Diesel	Bus	Euro VI	0,4	0,005	0,13	0,12	0,14	0,13

## 5.2 Koncentrationsbidrag på gadeniveau

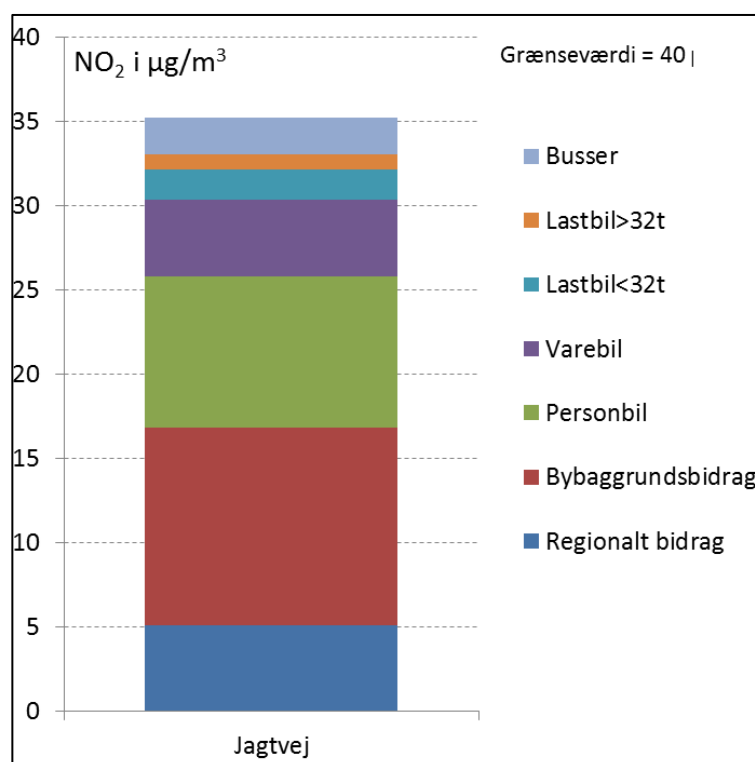
Foregående afsnit beskrev emissionen fra trafikken opdelt på brændstof, køretøjsgrupper og emissionsklasser. Emissionsdata er essentielt for at kunne vurdere emissionseffekten af et givent virkemiddel. For at kunne vurdere, hvordan reduktion af emissionen fra trafikken vil påvirke fx gadekoncentrationer bliver man nødt til også at se på, hvor meget trafikken bidrager, og hvor meget andre kilder bidrager.

For at illustrere dette, gives der i det følgende en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i København for NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> med udgangspunkt i data for 2014, og baseret på resultater fra kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2018). Ud over kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning.

På Jagtvej er årsdøgntrafikken 18.200 og køretøjsfordelingen er: 77,7% personbiler, 19,1% varebiler, 1,3% lastbiler < 32 ton, 0,5% lastbiler > 32 ton, og 1,4% busser. Tungandelen er således 3,2%. Køretøjsfordelingen er ikke så forskellig fra gennemsnittet af de 98 gader, som der hvert år foretages modelberegninger for under det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2017).

### Kildeopgørelse for NO<sub>2</sub> på Jagtvej

Kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne er vist for NO<sub>2</sub> i Figur 5.1 for Jagtvej.



Figur 5.1. Kildebidrag for NO<sub>2</sub> for Jagtvej i 2014.

Gadebidraget er det koncentrationsbidrag, som trafikken i gaden giver anledning til, og er beregnet med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM (Operational Street Pollution Model). Det er gadekoncentrationen minus bybaggrunds-koncentrationen. Summen af gadebidraget samt regional- og bybaggrundsbidraget giver til sammen gadekoncentrationen.

Det regionale bidrag og bybaggrundsbidraget er også vist. Det regionale bidrag er beregnet med DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og bybaggrundsbidraget er beregnet med Urban Background Model.

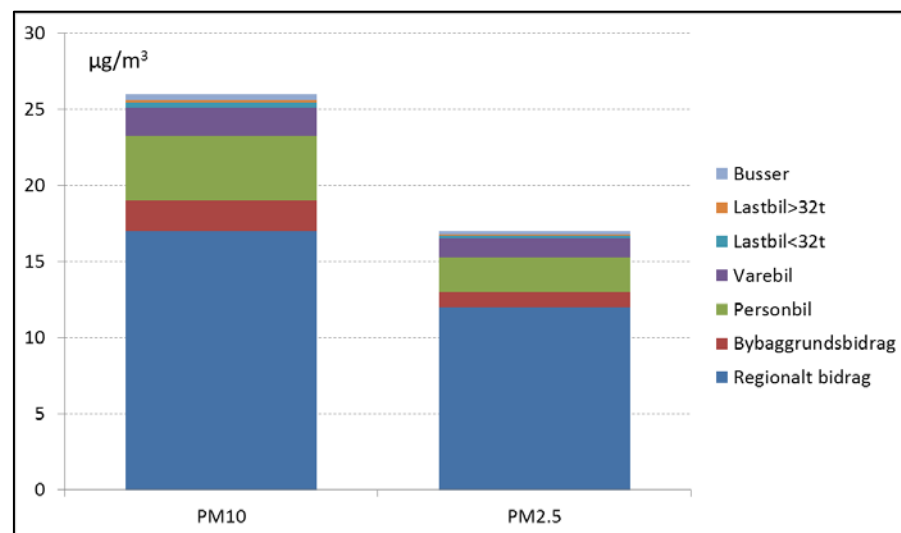
Det regionale bidrag stammer fra både danske og udenlandske emissioner, mens bybaggrundsbidraget er bidraget fra alle emissionskilder inden for omkring 25 km fra København.

Gadebidraget udgør omkring 18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dvs. at hvis al  $\text{NO}_x$ -emissionen fra den pågældende gade kunne fjernes ville gadekoncentrationen falde med 18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og nå samme niveau som regional- og bybaggrundsbidraget dvs. omkring 17  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Hvis man forestillede sig et eller flere virkemidler, som fjernede al  $\text{NO}_x$ -emission fra trafikken i København ville bybaggrundsbidraget også blive reduceret, da en del af dette er fra trafikken i København. DCE har i en rapport beregnet bidraget fra trafikken i København til gennemsnitskoncentrationen af  $\text{NO}_2$  til omkring 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og bidraget fra nabokommunerne ligeledes til omkring 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i 2010 dvs. i alt 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Jensen et al., 2013a). En stor del af bidraget fra nabokommuner vil også være bidrag fra trafik. Bidragene vil være lidt mindre i 2014 i forhold til 2010 pga. den generelle reduktion i  $\text{NO}_x$  emissionerne fra trafikken. Ud fra dette kunne vi derfor skønsmæssigt antage, at fjernelse af al  $\text{NO}_x$ -emission fra trafikken ville reducere gennemsnitskoncentrationen med omkring 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Gadekoncentrationen på Jagtvej ville derfor blive reduceret yderligere fra 17  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  til 11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### Kildeopgørelse for partikler på Jagtvej

I Figur 5.2 er vist en kildeopgørelse for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  for Jagtvej.



Figur 5.2. Kildebidrag for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  for Jagtvej i 2014.

Det ses, at det regionale bidrag er meget stort for både  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ . Gadebidraget er omkring 7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  og omkring 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{2.5}$ .

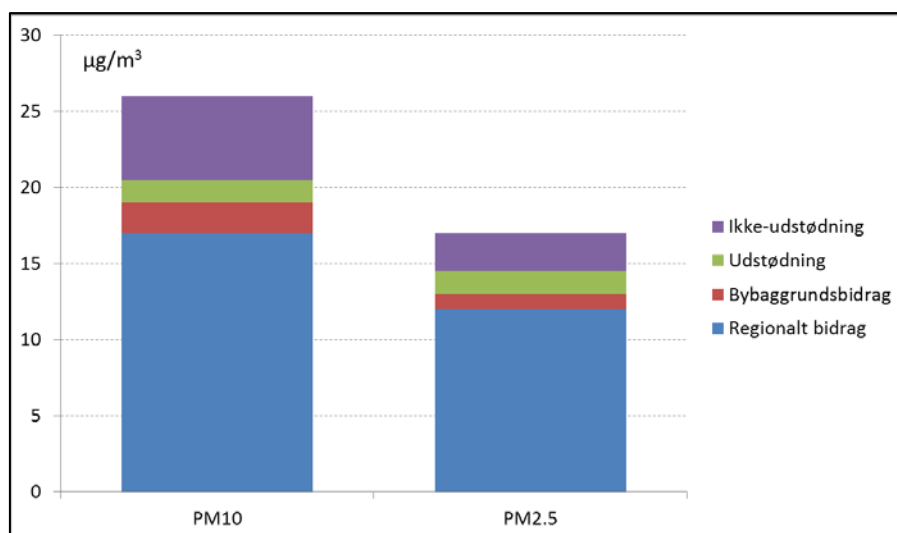
Den procentvise fordeling af gadebidraget er vist i tabel 5.5 for de forskellige køretøjskategorier.

Tabel 5.5. Procentvise fordeling af gadebidraget på køretøjskategorier for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  (%)

	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Busser	I alt
$\text{PM}_{10}$	61	27	5	2	6	100
$\text{PM}_{2.5}$	56	32	4	2	5	100

I Figur 5.3 er trafikens bidrag til  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsde-

len udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM<sub>10</sub> udgør udstødning omkring 21% og ikke-udstødning omkring 79%. For PM<sub>2.5</sub> er det hhv. omkring 38% og 63%.



Figur 5.3. Kildebidrag for udstødning og ikke-udstødning for partikler for Jagtvej i 2014.

I forhold til partikelforureningen ville fjernelse af al partikeludstødningen på Jagtvej fjerne omkring 2 µg/m<sup>3</sup> for både PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>.

Hvis partikeludstødningen generelt blev fjernet fra trafikken i København ville partikelkoncentrationen også falde i bybaggrund. En tidligere DCE rapport har beregnet bidrag fra trafikken i København til omkring 0,4 µg/m<sup>3</sup> og bidrag fra nabokommunerne ligeledes til omkring 0,4 µg/m<sup>3</sup> i 2010. En del af bidraget fra nabokommuner vil også være bidrag fra trafik. Bidragene vil være lidt mindre i 2014 i forhold til 2010 pga. den generelle reduktion i partikelemissionerne fra trafikken. Ud fra dette kunne vi derfor skønsomt antage, at fjernelse af al partikeludstødning fra trafikken ville reducere gennemsnitskoncentrationen med omkring 0,6 µg/m<sup>3</sup>.

Den samlede reduktion ville være 2,6 µg/m<sup>3</sup> i forhold til en gadekoncentration i udgangspunktet på omkring 26 µg/m<sup>3</sup> og 17 µg/m<sup>3</sup> for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>.

### 5.3 Betydning af trafikmængde og hastighed

I det følgende illustreres betydningen af trafikmængden og hastigheden for gadekoncentrationen. Dette sker med udgangspunkt i Jagtvej i København med samme udgangsdata, som anvendes i forbindelse med modellering af luftkvaliteten på 98 gader i København under den nationale overvågning af luftkvalitet. Beregningen af luftkvaliteten er gennemført med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM, og illustreret for NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>. For PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er bybaggrundsconcentrationen kalibreret med målingerne, da modellen undervurderer koncentrationen (Ellermann et al., 2017).

Årsdøgntrafikken på Jagtvej er 20.994, dvs. den gennemsnitlige trafikmængde i døgnet, og rejsehastigheden er 29 km/t. Køretøjs sammensætningen er følgende: 77,6% personbiler, 3,3% taxi, 15,7% varebiler, 1,2% lastbiler < 32t og 0,79% lastbiler > 32t og 1,4% busser.

I tabel 5.6 er vist forskellige scenarier for trafikmængde og rejsehastighed, og hvordan det påvirker gadekoncentrationen.



I basisscenariet er den modellerede gadekoncentration som årsmiddelværdi for NO<sub>2</sub> 33 µg/m<sup>3</sup>, 12 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2.5</sub> og 20 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub>. De tilsvarende målinger er for NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> hhv. 33 µg/m<sup>3</sup>, 13 µg/m<sup>3</sup>, og 23 µg/m<sup>3</sup>. Modellen passer således godt for NO<sub>2</sub>, men undervurderer lidt for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>.

Mindre trafikmængde giver lavere koncentrationer, og større trafikmængde giver højere koncentrationer. Værkstøjskassen til regulering af trafikken er meget stor og spænder meget bredt.

Derimod giver lavere rejsehastighed højere koncentrationer, mens højere hastighed giver lavere koncentrationer i det pågældende hastighedsinterval. Grunden til at lavere rejsehastighed giver højere koncentrationer er, at lavere hastigheder er et udtryk for mere stop-and-go trafik, som er forbundet med højere emissioner end mere jævn kørsel ved højere hastigheder. Ved højere hastigheder over omkring 50-70 km/h vil højere hastigheder igen resultere i højere koncentrationer. De procentvise ændringer er større for NO<sub>2</sub> i forhold til PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>, da bybaggrundsbidraget er mindre for NO<sub>2</sub> end for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>. Hastighedsændringer betyder relativt lidt for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> pga. bidraget fra ikke-udstødning, som ikke påvirkes i samme grad som ved ændringer i trafikmængder.

**Tabel 5.6.** Scenarier for gadekoncentrationen på Jagtvej i 2016 med forskellige forudsætninger for trafikmængde og rejsehastighed

Type	Scenarie	ÅDT	Hastighed (m/s)	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )
Trafikmængde	-50%	10.497	29,0	26	11,1	17,8
Trafikmængde	-40%	12.596	29,0	28	11,3	18,3
Trafikmængde	-30%	14.696	29,0	29	11,5	18,7
Trafikmængde	-20%	16.795	29,0	31	11,6	19,2
Trafikmængde	-10%	18.895	29,0	32	11,8	19,6
Trafikmængde	0%	20.994	29,0	33	12,0	20,0
Trafikmængde	10%	23.093	29,0	35	12,1	20,4
Trafikmængde	20%	25.193	29,0	36	12,3	20,8
Trafikmængde	30%	27.292	29,0	37	12,4	21,1
Trafikmængde	40%	29.392	29,0	38	12,5	21,5
Trafikmængde	50%	31.491	29,0	39	12,7	21,8
Hastighed	-50%	20.994	14,5	41	12,5	21,0
Hastighed	-40%	20.994	17,4	39	12,3	20,7
Hastighed	-30%	20.994	20,3	37	12,2	20,5
Hastighed	-20%	20.994	23,2	36	12,1	20,3
Hastighed	-10%	20.994	26,1	35	12,0	20,1
Hastighed	0%	20.994	29,0	33	12,0	20,0
Hastighed	10%	20.994	31,9	32	11,9	19,9
Hastighed	20%	20.994	34,8	31	11,8	19,7
Hastighed	30%	20.994	37,7	30	11,8	19,6
Hastighed	40%	20.994	40,5	30	11,7	19,5
Hastighed	50%	20.994	43,4	29	11,7	19,4

I byer kan der være nogle muligheder for at skabe mere glidende biltrafik med lidt højere hastighed igennem trafikregulering af trafiklys mv., men højere hastighed kan nemt komme i konflikt med andre mål om sikkerhed samt mulighed for at tilgodese fx en langsommere cykeltrafik i signalreguleringen.

Der er ikke gennemført scenarier med ændringer i køretøjs sammensætning, selvom denne også har betydning for koncentrationerne. Det skyldes, at det er vanskeligt at opstille realistiske scenarier. Eksempelvis vil mere bustrafik være et udtryk for, at der er færre biler, hvis der har været en overflytning fra bil til bus. Tilsvarende ville fx mindre lastbiltrafik være et udtryk for, at mere af varedistributionen foregik med varebil. Men der er helt klart et potentiale i overflytning fra mere til mindre forurenende køretøjer.

Som det fremgår af tidligere tabel 5.3 og tabel 5.4 har busser meget højere emissionsfaktorer op til Euro 5 i forhold til personbiler eksempelvis omkring 8 gange højere NO<sub>x</sub>-emission og omkring 9 højere for partikeludstødning pr. kørt km for en bus i forhold til en dieselpersonbil for Euro 5. I denne situation skal der derfor være omkring 8-9 personer i bussen for at have samme emission pr. personkm som i en bil med 1 person. Dette ændrer sig med Euro 6, hvor diesel personbiler og busser forurener omtrent det samme, så hvis der er mere en 1 passager i bussen, er det en forureningsmæssig fordel i forhold til dieselbil, og der skal være mere end 3 passager, hvis der sammenlignes med den bedste Euronorm (6c+) for benzinbiler. Antagelser om belægningsgrad er afgørende i scenarier for effektiv vurdering af overflytning mellem privat og kollektiv trafik.

Da cykler ikke har NO<sub>x</sub> eller partikeludstødning vil overflytning fra forurenende køretøjer til cykel reducere emissionen. Cyklisterne vil dog udsætte sig selv for luftforurening, når de færdes i trafikken, og eksponeringen vil også føre til højere dosis, da cyklister har større inhalering af luft pga. fysisk aktivitet i forhold til en bilist. Bilister og passagerer i bus undgår dog ikke eksponering for luftforurening pga. luftudskifte/ventilation. En række nyere studier har vist, at den øgede eksponering ikke fører til flere helbredsskader, hvilket tilskrives en positiv effekt af fysisk aktivitet, som er større end skadevirkningen ved eksponeringen for luftforureningen (Andersen et al., 2015; Fisher et al., 2016). Sådanne sammenhænge er også blevet brugt til at undersøge, hvordan scenarier, som fremmer aktiv transport i form af cykling og gang påvirker den samlede dødelighed, når der tages hensyn til den positive effekt ved fysisk aktivitet og de negative effekter ved udsættelse for luftforurening og trafikulykker. Et studie har vist samlede positive effekter i form af reduktion af dødelige i 6 europæiske storbyer, herunder København (Rojas-Rueda et al., 2016). Trafikministeriet indregner en effekt af fysisk aktivitet ved cykling i de trafikøkonomiske enhedspriser, hvor en km kørt på cykel giver eksterne omkostninger i form af 0,88 kr. for uheld og -2,58 kr. for helbredseffekter, så den samlede eksterne omkostning bliver -1,70 kr. i 2017-priser, hvilket kun gælder for cykler i forhold til alle andre transportmidler (<http://www.modelcenter.transport.dtu.dk/Noegletal/Transportoekonomiske-Enhedspriser>).

## 5.4 Trafiktiltag

Både bilejerskabet og trafikmængderne har generelt været stigende over en længere årrække. Vejdirektoratets tal viser, at de kraftigste trafikstigninger findes på motorvejene, og stigningen i motorvejstrafikken har været generel for hele landet. Men den har været mest udtalt omkring nogle af de mest befærdede korridorer bl.a. i Hovedstadsområdet (www.vd.dk). Det giver øget

trængsel på dele af vejnettet især i myldretiden. Trafikændringerne er ikke lige fordelt på vejtyper og heller ikke for forskellige geografiske områder. Eksempelvis, er biltrafikken i Københavns Kommune steget over kommune-grænsen, men har været faldende de sidste 10 år over søsnittet samtidig med, at cykeltrafikken er steget over søsnittet (Københavns Kommune, 2017).

Trods generel stigende trafik er den samlede emission af helbredsskadelige stoffer faldende pga. reguleringen via Euronormer mv. (Winther, 2015). Tilsvarende er gadekoncentrationerne også faldet på målestationerne i København, Aarhus, Odense og Aalborg, hvor trafikken har været mere eller mindre konstant igennem en længere årrække (Ellermann et al., 2017).

Værkstøjskassen til regulering af trafikken er meget stor og spænder meget bredt. Det kan være tiltag som har til hensigt at reducere eller undgå rejser som fx kan reguleres gennem bil- og brændstofafgifter, trængselsring, road pricing, by- og trafikplanlægning mv. Eller det kan være tiltag, som har til formål at fastholde eller øge andelen af mere miljøvenlige transportformer som overflytning til mere miljøvenlig kollektiv trafik, cykeltrafik, by- og delbiler mv.

Det er ikke muligt inden for rammerne af nærværende projekt at diskutere alle disse mulige tiltag, og hvilken potentiel effekt det kunne have på luftforureningen. I afsnit 5.3 er det illustreret, hvordan ændringer i trafikmængde påvirker luftkvaliteten i en trafikeret bygade.

Der er også lavet meget få specifikke undersøgelser, hvor trafiktiltag er effektvurderet for luftforurening. To eksempler er trængselsringen og road pricing, som vil blive beskrevet i det følgende.

### **Trængselsringen**

Ideen i en trængselsring er, at man skal betale for at køre ind i et afgrænset geografisk område, hvor man ønsker at begrænse trafikken og dermed skabe mindre trængsel og mindre forurening. Betalingen vil typisk gå til investeringer i forbedring af infrastrukturen og fremme af kollektiv trafik. Betalingen kan fx være forskellig i tid fx myldretid/ikke myldretid. Betalingen kan i princippet også differentieres efter fx Euronorm, så mere forurenende køretøjer betaler mere end mindre forurenende køretøjer. Trængselsringe og -afgifter kendes fx for Stockholm og London, hvor de begge steder er baseret på kamaraer med automatisk nummerpladegenkendelse i tilknytning til miljøzoner. I lighed med miljøzonenloven kræves der en ny lov om trængselsring for, at dette virkemiddel kan benyttes.

Betalingsringen, som senere blev omdøbt til trængselsringen var en del af den tidligere S-R-SF regerings regeringsgrundlag (Regeringen, 2011).

DCE gennemførte en effektvurdering af den foreslåede trængselsring (Jensen et al., 2012b). Rapporten beskriver en luftkvalitetsvurdering af alternative forslag til en trængselsafgift i København. Luftkvalitetsvurderingen omfatter en beskrivelse af konsekvenserne for emission og luftkvalitet.

Alternative forslag til en trængselsafgift vurderes i forhold til et referencescenarie uden en trængselsafgift. Der er undersøgt 4 alternative forslag til placering af en trængselsafgift:

- Ring 2

- Københavns Kommunegrænse
- Københavns Kommunegrænse og Amager
- Motorring 3.

Hvordan trafikken bliver påvirket af den geografiske udstrækning af de forskellige forslag til trængselsafgifter og tilhørende takststruktur, er modelleret med OTM trafikmodellen (Ørestadstrafikmodellen) af konsulentfirmaet Te-traplan.

Der blev foretaget modelberegninger af emission og luftkvalitet for 2016 for referencescenariet og for fire forslag til placering af trængselsafgifter. Luftkvaliteten er beregnet for 138 gader i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

Afhængig af scenarie reducerede trængselsringe trafikken med 13-25% i København, men havde også en reducerende effekt på trafikken uden for trængselsringen.

Scenariet afgrænset ved kommunegrænsen for Københavns Kommune plus Amager, nedsætter emissionerne med 10-15% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 4-6%. Scenariet afgrænset ved kommunegrænsen for Københavns Kommune nedsætter emissionerne med 10-19% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 4-6%.

Ring 2 scenariet nedsætter emissionerne med 10-24% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 3-4%.

Motorring 3 scenariet nedsætter emissionerne med 5-10% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 5-7%.

Det ses, at der er en tendens til at den største reduktion i emissionerne i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune fås jo tættere trængselsafgiften placeres på Københavns centrum. Omvendt vil en trængselsafgift afgrænset ved Motorring 3 medføre at trafikarbejdet, og dermed emissionen ikke bliver reduceret så meget, da der vil være meget intern trafik inden for Motorring 3, som ikke er påvirket af trængselsafgifterne. Den modsatte tendens ses for reduktionen i de samlede emissioner for hele Hovedstadsområdet, hvor de samlede emissioner bliver mindre jo tættere trængselsafgiften placeres på Københavns Centrum, hvilket vil medføre en stor lokal effekt, men at mindre trafik samlet set bliver påvirket af trængselsafgifterne.

Nedenfor er de faktorer, som har betydning for emissionen opsummeret i forhold til de trafikale forhold, som bliver påvirket af en trængselsafgift:

*Effekten af trængselsafgifter på trafikarbejdet.* En trængselsafgift giver mindre vejtrafik som - alt andet lige - vil give mindre emission.

*Effekten af trængselsafgifter på forskellige køretøjsgrupper.* De forskellige køretøjsgrupper har forskellig emission pr. kørt km, således at tunge køretøjer (lastbiler og busser) og varebiler har højere emissioner end personbiler. En trængselsafgift reducerer mest personbiltrafikken, da den er mest prisfølsom, og emissionsreduktionen bliver derfor mindre end den procentvise reduktion i trafikken som helhed.

*Effekten af trængselsafgiften på trafikens døgnvariation.* Emissionen er højest i morgen- og eftermiddagsmyldretiderne, da trafikken er højest her, samtidig med at hastighederne er reduceret pga. trængsel. Da taksterne er højest i myldretiden er det også i disse perioder, at der opnås den største reduktion i trafikken, emissionen og koncentrationen ved trængselsafgifterne. Det er samtidig denne periode, hvor flest cyklende og gående færdes, hvilket alt andet lige, vil reducere deres eksponering.

Den gennemsnitlige NO<sub>2</sub>-gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,9-2,0 µg/m<sup>3</sup> (3-7%) i alternativerne i 2016. Reduktionen i NO<sub>2</sub>-gennemsnitskoncentrationerne er 0,5-0,9 µg/m<sup>3</sup> (4-6% i forhold til gennemsnitskoncentration) i 2016.

Den procentvise reduktion i NO<sub>2</sub>-koncentrationen er mindre end den procentvise reduktion i NO<sub>x</sub>-emissionen, da det regionale baggrundsniveau er konstant, og ikke er påvirket af et lokalt tiltag som trængselsafgifter. Endvidere er der ikke en lineær sammenhæng mellem reduktion i NO<sub>x</sub>-emission og NO<sub>2</sub> koncentration, da dannelse af NO<sub>2</sub> er begrænset af tilstedeværelsen af ozon.

Antallet af overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien er 11 i referencesituationen i 2016 ud af 138 gader. NO<sub>2</sub>-grænseværdien er 40 µg/m<sup>3</sup> og skal være overholdt i 2010. De forskellige forslag til trængselsafgifter reducerer antallet af overskridelser fra 11 til 5-7 afhængig af alternativ.

Den gennemsnitlige PM<sub>10</sub>-gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,4-0,8 µg/m<sup>3</sup> (2-3%) i alternativerne. Reduktionen i PM<sub>10</sub>-gennemsnitskoncentrationerne er 0,1-0,2 µg/m<sup>3</sup> (0,5-1% i forhold til gennemsnitskoncentrationen). Den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub>-koncentrationen er mindre end den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub>-emissionen, da det regionale baggrundsniveau er konstant og dominerende i forhold til det lokale bidrag.

Trængselsringen blev som bekendt ikke til noget. I forlængelse heraf blev der nedsat en Trængselskommission, som kom med en lang række forslag til nedsættelse af trængslen i hovedstadsområdet (Trængselskommissionen, 2013).

### **Road pricing**

Road pricing på dansk er kørselsafgifter, vejafgifter eller vejbenyttelsesafgifter, hvor der betales for at benytte vejene, og betalingen kan variere i sted og tid i et landsdækkende system. Kørselsafgifterne vil formentlig blive baseret på et satellitbaseret GPS-system med en enhed i det enkelte køretøj, der måler præcist, hvor, og hvor langt, bilen kører, således at afgiften kan afregnes pr. kørt kilometer og evt. yderligere differentieres i tid og sted. I forhold til en trængselsring er road pricing ikke afgrænset til et mindre geografisk område, og betalingen er ikke baseret på at krydse en grænse men på kørte km. Flere lande i Europa herunder Tyskland har allerede et GPS baseret road pricing system for lastbiler.

Den daværende V-K Regering i 2008 havde road pricing som mål. Rapporten "Bæredygtig transport – bedre infrastruktur" (Regeringen, 2008) annoncerede et lovforslag i 2009-2010 om road pricing. I denne rapport forventes road pricing at omfatte lastbiler fra 2011 og personbiler fra 2015, dog således at indførelsen vil ske over en årrække for personbiler. Som bekendt blev det aldrig besluttet politisk at indføre road pricing i Danmark.

I 2010 udarbejdede det daværende Danmarks Miljøundersøgelser (nu DCE) en rapport for Miljøstyrelsen om road pricing og luftforurening (Jensen et al., 2010). Rapporten skulle bidrage til at styrke det faglige grundlag for at kunne reducere luftforureningens konsekvenser for folkesundheden igennem den måde, som prisstrukturen for road pricing indrettes på. Der er gennemført en analyse af, hvordan prisstrukturen kan differentieres i sted og tid, således at prisstrukturen afspejler luftkvalitet, befolkningseksponering og eksternalitetsomkostninger i forskellige geografiske områder (forskellige bystørrelser og landområder) og over døgnet (myldretid kontra uden for myldretid). Resultaterne gennemgås i det følgende.

En litteraturgennemgang viste, at den forventede trafikale effekt af road pricing afhænger af størrelsen af kørselsafgiften, og at trafikarbejdet reduceres med 7-13% med de foreslåede kørselsafgifter. Road pricing begrænser særligt personbiltrafikken, og har mindre effekt på vare- og lastbiltrafikken. Et enkelt studie har modelleret den trafikale effekt af trængselsafgifter, hvor trafikken reduceres med hhv. 12% og 5,5% i morgen- og eftermiddagsmyldretiderne, og dermed 7,8% over hele perioden.

Luftforureningen vil blive reduceret såfremt trafikmængden reduceres.

Studierne har ikke rapporteret om effekten for hastigheden, men den vurderes at være beskeden bortset fra, at hastigheden kan hæves i myldretiderne i områder med trængsel. Rejsehastigheden har også betydning for luftforureningen, idet lave hastigheder med fx "stop-and-go" trafik giver høje emissioner, ligesom høje hastigheder gør. De mindste emissioner pr. kørt km er ved hastigheder på 50-70 km/t. Stillestående køtrafik, hvor motorerne er i tomgang, og "stop-and-go" trafik giver høje emissioner pr. kørt km. Såfremt road pricing kan bidrage til at reducere disse typer trafiksituationer, vil det have en positiv effekt for luftforureningen lokalt.

Køretøjssammensætningen har også betydning for luftforurening, idet fx tunge køretøjer (lastbiler og busser) forurener mere pr. kørt km end lette køretøjer (person- og varebiler). Da road pricing primært påvirker personbiltrafikken betyder dette, at effekten på luftkvaliteten ikke slår så stærkt igennem.

Beregninger viser, at der ikke ser ud til at være større gevinster for luftkvaliteten ved mindre forskydninger i trafikken væk fra myldretiderne i situationer, hvor der ikke er trængselsproblemer.

Den generelle tendens for trafikemission, luftkvalitet i bybaggrund og befolkningseksponering er, at disse stiger med stigende bystørrelse. Dog er det sådan, at København skiller sig markant ud fra de øvrige store byer ved at have væsentligt højere niveauer end de øvrige store byer. I rapporten illustreres forskelle i eksterne omkostninger pr. kørt km for forskellige bystørrelser og køretøjstyper.

## 5.5 Miljøzoner

Dette afsnit omhandler miljøzoner som virkemiddel til forbedring af luftkvaliteten, og bidrage til at overholde grænseværdier. En miljøzone er et afgrænset geografisk område typisk et tætbeholdt byområde med særlige bestemmelser, som skal bidrage til at reducere emissionen.

Først gennemgås de eksisterende miljøzoner og tidligere forslag om ren-luftzoner og undersøgte effekter heraf samt Københavns Kommunes forslag til skærpede miljøzoner. Endvidere beskrives eksempler på miljøzoner i udlandet.

### Eksisterende miljøzoner

Den 20. december 2006 vedtog Folketinget enstemmigt en lov om miljøzoner gældende for de 5 største bykommuner (Folketinget, 2006). Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune indførte miljøzoner den 1. september 2008, Aalborg Kommune den 1. februar 2009, Odense Kommune den 1. juli 2010 og Aarhus Kommune den 1. september 2010.

Essensen i miljøzonenloven er, at introducere renere Euroklasser tidligere end de ellers vil blive introduceret, som en følge af naturlig udskiftning af bilparken, hvorved der opnås en emissionsgevinst. Da Euronormerne løbende er blevet skærpet, kan man opnå en reduktion i emissionen, hvis ældre emissionsnormer forbydes i miljøzonen, og erstattes af køretøjer med nyere emissionsnormer.

Formålet med etableringen af en miljøzone var at forbedre sundheden for borgerne i de største byer ved at reducere luftforureningen med især partikler. Endvidere har miljøzoner en positiv effekt på forureningen med kvælstofdioxid. Miljøzonerne fokuserer på de områder, som relativt set har den største belastning fra trafikken, og hvor flest mennesker bliver udsat for luftforurening, fordi der bor og færdes mange mennesker i området.

Miljøzonenloven muliggjorde, at miljøzonekommunerne kunne definere et afgrænset byområde, hvor der kræves partikelfiltre på ældre lastbiler og busser, som kører i miljøzonen. Kravene gælder for gamle lastbiler og busser som pr. 1. september 2008 kun levede op til Euro 2 emissionsstandarden eller ældre standarder, og kravene blev yderligere skærpet pr. 1. juli 2010 til at omfatte Euro 3 emissionsstandarden (eller hvis ældre have et eftermonteret partikelfilter). Køretøjer med Euro 3 emissionsstandard blev solgt frem til 30. oktober 2006. Kravet i 2018 er derfor, at lastbilen eller bussen skal være mindst Euro 4 eller have eftermonteret partikelfilter.

Folketinget vedtog i 2010 en tilføjelse til miljøzonenloven, hvilket skabte mulighed for regulering af ældre varebiler både diesel og benzin med krav om åbne partikelfiltre (effektivitet på omkring 30%) samt regulering af ældre benzin personbiler uden katalysator (Folketinget, 2010). Det er kun en mulighed for byer, hvor partikelgrænseværdierne ikke overholdes ( $PM_{10}$  eller  $PM_{2.5}$ ). Da disse grænseværdier ikke har været overskredet har det ikke været muligt at regulere person- og varebiler med henvisning til miljøzonenloven.

Miljøstyrelsen iværksatte et evalueringsprogram for miljøzonerne, som blev udført af det tidligere Danmarks Miljøundersøgelser – nu DCE (Jensen et al., 2011), som fokuserede på vurdering af miljøzonekravenes effekt på luftkvaliteten i København og Frederiksberg, som var de første kommuner som ind-

førte miljøzoner. Evaluering af effekterne af miljøzonerne for luftforureningen er primært baseret på modelberegninger, da det her er muligt at adskille effekten af miljøzonerne fra andre ændringer som fx den generelle reduktion i emissioner fra bilparken og ændringer i luftforureningen, som fx skyldes ændringer i vind og vejr. Effektvurderingen er yderligere understøttet af analyse af målinger, hvor det dog metodisk er vanskeligere at isolere effekten af miljøzoner.

Partikeludstødningen fra den tunge trafik reduceres i 2010 med 60% som en kombinationseffekt af miljøzonekravene i 2010 og generelle miljøkrav til busser i København. Reduktionen i udstødningen er 16% i forhold til udstødningen fra alle køretøjskategorier for H.C. Andersens Boulevard i 2010. Den gennemsnitlige effekt for luftkvaliteten af PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er omkring 0,2 µg/m<sup>3</sup> for alle gaderne i alle miljøzonebyerne i 2010, og den maksimale effekt er op til 0,7 µg/m<sup>3</sup>. Dette svarer til en gennemsnitlig reduktion i gadekoncentrationen af PM<sub>2.5</sub> på 1,5% og på 1% for PM<sub>10</sub>.

Selvom miljøzonekravene ikke er målrettet reduktion af NO<sub>x</sub> emission har de alligevel en reducerende effekt for NO<sub>x</sub>-emissionen. For H.C. Andersens Boulevard reduceres NO<sub>x</sub>-emissionen med omkring 17% for mindre lastbiler (<32t) og 8% for store lastbiler (>32t) samt 40% for busser som følge af miljøzonekravene i 2010 pga. skift fra ældre til nyere tunge køretøjer (lastbiler og busser). Samlet reduceres NO<sub>x</sub>-emissionen med 25% for de tunge køretøjer. Den samlede reduktion i NO<sub>x</sub>-emissionen er 8% for alle køretøjsgrupper under ét. Reduktionen på 40% i NO<sub>x</sub>-emissionen for busser er ikke kun styret af miljøzonekrav, men også af udbudskrav til busdrift, som beskrevet ovenfor. Den beregnede reduktion i NO<sub>2</sub> koncentrationen er omkring 1 µg/m<sup>3</sup> for H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, 4 µg/m<sup>3</sup> for Banegårdsvej i Aarhus, 2 µg/m<sup>3</sup> for Albanigade i Odense, og 3 µg/m<sup>3</sup> for Vesterbro i Aalborg. Den procentvise effekt af miljøzonerne i 2010 er reduktioner på hhv. 4% for HCAB og 3% for Jagtvej i København, 11% for Banegårdsvej i Aarhus, 4% for Albanigade i Odense og 7% for Vesterbro i Aalborg. Forskellene skyldes primært forskellige andele af tung trafik, som er den del af trafikken, der påvirkes af miljøzonereglerne.

I København reducerer miljøzonen endvidere antallet af overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien fra 47 til 29 overskridelser i 2010 ud af de 138 udvalgte gader, som der blev gennemført modelberegninger for.

Miljøzonens effekt svarer til at fremskynde Euronormer til ikrafttræden nogle år tidligere end ellers. Effekten af miljøzonen ebber derfor ud med årene. Der er stadigvæk en mindre effekt af miljøzonen i 2015, men i 2020 er der kun marginal forskel på situationen uden miljøzone og situationen med miljøzone. Der er derfor behov for at skærpe miljøzonen, hvis der fortsat ønskes en effekt af miljøzoner som virkemiddel.

### **Forslag om Ren-luftzoner**

Den tidligere S-R-SF-regeringen havde i regeringsgrundlaget udpeget ren-luftzoner, som et virkemiddel til at forbedre luftkvaliteten i de større byer, og et virkemiddel til overholdelse af grænseværdien for NO<sub>2</sub>, som var overskredet (Regeringen, 2011). Ren-luftzoner var dermed et nyt ord for forbedrede miljøzoner. Der blev målt overskridelser på H.C. Andersens Boulevard, og beregninger viste overskridelser på en række andre trafikerede gader i København i 2010, hvor grænseværdien skulle være overholdt. Ifølge regeringsgrundlaget ville "Regeringen give de største byer større frihed til at etablere



effektive ren-luftzoner - som en forbedring af de nuværende miljøzoner - og vedtage krav til luftkvaliteten og virkemidler til at opnå den”.

DCE forestod en vurdering af effekten af forskellige udformninger af ren-luftzoner. Der blev foretaget en emissions- og luftkvalitetsvurdering af virkemidlerne med udgangspunkt i København og ved brug af luftkvalitetsmodeller (Jensen et al., 2012a).

Der blev undersøgt en række forskellige scenarier. Hovedscenariet blev også kaldt Berlinermodellen, da kravene var meget tæt på miljøzonekravene i Berlin, og rettede sig mod person- og varebiler, som ikke er reguleret i den eksisterende miljøzone. Der er et kombineret person- og varebilsscenario, hvor kravene til personbiler er, at dieseldrevne personbiler til og med Euro 3 og benzindrevne personbiler t.o.m. Euro 1 ikke må køre i ren-luftzonen, mens kravene for varebiler er, at dieseldrevne varebiler t.o.m. Euro 3 og benzindrevne varebiler t.o.m. Euro 1 ikke må køre i ren-luftzonen. Beregningerne blev endvidere gennemført under to forskellige antagelser om uden eller med

fremme af en hurtigere introduktion af Euro 6 person- og varebiler ved forskellige incitamenter.

Der ud over blev der udført en række variantscenarier, hvor bl.a. enten Euro 0 eller Euro 2 anvendes i stedet for Euro 1 i hovedscenariet, SCR (Selective Catalyst Reduction) scenarier med krav om eftermontering af NO<sub>x</sub>-katalysatorer på hhv. rutebusser, turistbusser og lastbiler, som har emissioner svarende til Euro 3 eller ældre, samt et scenarie hvor alle rutebusser opfylder emissionsnormen Euro 6. Scenarieårene er 2013, 2015 og 2017.

Det kombinerede person- og varebilsscenario inkl. fremme af Euro 6 viste en reduktion af NO<sub>x</sub> på 12% svarende til en reduktion i NO<sub>2</sub>-koncentrationen på 2,4 µg/m<sup>3</sup>. Det ville også bidrage til at reducere antallet af overskridelser NO<sub>2</sub>-grænseværdien med 4 (ud af 8 modellerede overskridelser).

Der er en relativ stor effekt af at kræve Euro 6 for alle rutebusser, hvilket reducerer NO<sub>x</sub> emissionen med omkring 9 %, og NO<sub>2</sub>-koncentrationen reduceres med 1,8 µg/m<sup>3</sup> i 2015 i forhold til referencescenariet.

Effekten af alle variantscenarierne er nærmere beskrevet Jensen et al. (2012a).

Der blev også gennemført en samfundsøkonomisk analyse af Berlinscenariet. På benefit-siden omfattede det de sparede eksterne helbredsomkostninger som følge af mindre emission (Jensen et al., 2013b). På cost-siden omfattede det bilejernes værditab som følge af, at nogle biler har forbud mod at køre i miljøzone. Endvidere omfattede cost-siden statens provenutab ved eftermontering af partikelfiltre på nogle biler, som vil nedsætte vægtafgiften, idet ældre dieslbiler med eftermonteret partikelfilter kunne fortsætte med at køre i miljøzonen (Bilag 1). De samlede benefits blev opgjort til omkring 581 mio. kr. og costs til 130 mio. kr., så ud fra disse beregninger ville ren-luftzonen have været en samfundsøkonomisk gevinst.

Som bekendt blev der ikke gennemført nogen ren-luftzoner, og den eksisterende miljøzone er uændret.

### Forslag fra overborgmester for Københavns Kommune

Frank Jensen, overborgmester for Københavns Kommune har stillet et forslag (Frank Jensen, 2017) om at miljøzonen i København skulle forbyde:

- Adgang for *nye* personbiler på diesel registreret efter 1. januar 2019 (ingen restriktioner for biler registreret før 1.1.2019)
- Krav om Euronorm 4 for varebiler fra 1. januar 2019. Det betyder, at varebiler udelukkes fra miljøzonen, når de er mindst 13 år gamle. Miljøkravene hæves gradvist (som bilerne bliver ældre), konkret indføres Euronorm 5 i 2023 og Euronorm 6 i 2027 for varebiler.
- Fra 1. januar 2019 indføres krav til lastbiler (køretøj over 3,5 ton) om Euronorm 5 (eller tilsvarende reduceret udledning opnået ved filtre eller anden teknologi). I 2023 vil indføres krav om Euronorm 6.

Der foreligger p.t. ikke en effektivurdering af dette forslag.

Forslaget bryder på flere punkter med tidligere tilgang til regulering via miljøzone ved at forbyde *nye* diesel-personbiler, som i 2019 alle er Euro 6 biler, og dermed biler med de laveste emissioner, og reguleret med samme emissionskrav som til benzinbiler. I praksis har diesel personbiler dog vist sig at have højere NO<sub>x</sub>-emissioner end benzinbiler, som det fremgår af emissionsfaktorerne i tabel 5.3. Denne forskel formodes dog at blive mindre i forbindelse med Euro 6c og 6c+, som i emissionsmodellen for Euro 6c er sat til 1.9.2018 og for Euro 6c+ 1.1.2021 for personbiler. Men diesel-personbiler forudsættes stadigvæk at have omkring tre gange så høj NO<sub>x</sub>-emission som benzin personbiler for Euro 6c og dobbelt så højt for 6c+, men dog på et lavt niveau. Hvis den skærpede regulering med Euro 6c+ holder, hvad den lover vil gevinsten ved benzin i forhold til diesel ikke være så stor for nye biler til den tid.

Et forslag om at forbyde *nye* personbiler på diesel registreret efter 1. januar 2019 i miljøzonen har den fordel for bilisterne, at de uhindret kan fortsætte med at benytte eksisterende biler, og de ved køb af ny bil efter 1. januar 2019 kan tage stilling til, om det skal være en bil, som må køre i miljøzonen.

Diesel-personbiler købt før 1. januar 2019 kan fortsat køre i miljøzonen, og de biler, som forurener mest, vil derfor fortsat kunne køre i miljøzonen. Reguleringen vil dog på længere sigt i takt med udskiftning i bilparken helt udfase diesel-personbiler.

Såfremt forslaget også havde indeholdt krav om at udfase ældre Euronormer for personbiler ville emissionsgevinsten indtræffe hurtigere end med det nuværende forslag.

Et andet nyt element, som er indbygget i forslaget, er ideen om en dynamisk miljøzone, hvor kravene skærpes over tid. Det gælder for varebiler og lastbiler. Her følger reguleringen ideen om at forbyde ældre køretøjer først og skærpe indtil alle vare- og lastbiler er Euro 6.

Ovenstående kræver en lovændring af miljøzonenloven for at Københavns Kommune kan gennemføre kravene.

Københavns Kommune har allerede taget en principbeslutning om at stille krav om elbusser (eller lignende teknologi) i alle nye kontrakter for rutebusser. Det vil betyde fuld eldrift allersnarest i 2031. Men Frank Jensen har foreslået en hurtigere implementering, hvor eksisterende kontrakter om nødvendigt kan opsiges, så den sidste dieselbus udfases i 2023-2025.

Trafikselskaberne stiller allerede emissionskrav til rutebusser i forbindelse med udbud, så disse er helt overvejende nyere busser. Endvidere er en stor andel af de busser, som ikke lever op til Euro 6 blevet udstyret med SCRT, som væsentligt reducerer NO<sub>x</sub> og til et niveau, hvor det svarer til Euro 6 (se afsnit 5.6 SCRT på tunge køretøjer). Elbusserne vil helt fjerne den lokale luftforurening fra udstødningen og også bidrage til meget lavere emission af klimagasser samt mindre støj ved "tomgang" og acceleration.

Turistbusser er ikke omfattet af forslaget, og er mere en blanding af ældre og nye busser, hvor der ville være et potentiale for regulering, som del af en miljøzone.

Der er heller ikke særlige krav til taxi.

### **Oppositionspartiets forslag til skærpede miljøzoner**

En række oppositionspartier har i slutningen af 2017 stillet forslag om skærpelse af de nuværende miljøzoner ved at foreslå at lastbiler, busser og store varebiler (over 1.760 kg) skal opfylde Euro 6 emissionsnormen for at kunne køre i miljøzonerne, hvilket er de skrappeste Euronorm. Endvidere omfatter forslaget at mindre byer ned til 25.000 indbyggere også kan indføre miljøzoner samt at den københavnske miljøzone kan udvides med omegnskommuner. Kravene foreslås at træde i kraft den 1. juli 2019. (Auken et al., 2017).

Der foreligger p.t. ikke en effektvurdering af dette forslag.

Der kan forventes en betydelig emissionsreduktion ved dette forslag, da de pågældende køretøjsgrupper bidrager betydeligt til NO<sub>x</sub> og partikeludledning. Euro 6 er den skarpeste emissionsnorm, og reducerer emissioner af NO<sub>x</sub> og partikeludledning med omkring en faktor 10 i forhold til tidligere euronormer. Kravene modsvarer de krav som stilles til tilsvarende køretøjsgrupper i Ultra Low Emission Zone i London fra 2019 og den foreslåede miljøklasse 2 i Sverige, som beskrives i det følgende.

### **Eksempler på miljøzoner i udlandet**

Miljøzoner er et udbredt anvendt virkemiddel i Europa, som antager forskellige geografiske størrelser og forskellige krav i forhold til køretøjsgrupper, emissionskrav mv. Der er omkring 200 miljøzoner i 11 europæiske lande (Sadler Consultants, 2010; <http://urbanaccessregulations.eu/>). I det følgende beskrives miljøzoner i London og Sverige.

#### ***Ultra Low Emission Zone i London i 2019***

I London bliver der indført en såkaldt Ultra Low Emission Zone (ULEZ) for samme geografiske område som den eksisterende trængselsring (Congestion Charging Zone) med ikrafttræden den 8. april 2019 (Transport of London, 2017). Dette er en skærpelse af de eksisterende miljøzonekrav.

Miljøzonen i 2019 stiller krav til alle køretøjsgrupper:

- Euro 3 for motorcykler, knallerter mv.

- Euro 4 for benzindrevne person- og varebiler, minibusser og andre special køretøjer
- Euro 6 for dieseldrevne person- og varebiler, minibusser og andre special køretøjer
- Euro VI for lastbiler, bybusser og turistbusser og andre tunge special køretøjer

Der er særlig regulering for taxi, som sker gennem licenser. Fra 1. januar 2018 skal en taxi, som første gang får en licens, være en nuludslipbil (Zero Emission Capable taxi, ZEC). Kravene er en rækkevidde med nuludslip på mindst 32 km og maksimalt 75 g/km CO<sub>2</sub>. Dette er i praksis elbiler eller plug-in hybridbiler på benzin. Hybridbiler skal opfylde seneste Euro-standard, og diesel er ikke tilladt. Programmet indeholder også tilskud til køb af ZEC taxi og støtte til udbygning af ladeinfrastruktur, som også er støttet af staten. Endvidere er der støtte til at konvertere eksisterende licenser til ZEC taxi. Limousine service mv er underlagt samme krav, men de skal først opfyldes senere.

Betaling for at køre ind over trængselsringen er baseret på nummerpladegenkendelse, og man betaler en afgift, hvis man kører ind i miljøzonen uden at opfylde kravene, ligesom man får en afgift, hvis man ikke betaler for køre over trængselsringen.

I og med at miljøzonen i London stiller krav om Euro 6 for alle dieselskøretøjer allerede i 2019 samt indfører nuludslipstaxi vil det være Europas skarpeste vedtagne miljøzoner, og vil også resultere i en stor reduktion af emissionen fra trafikken.

#### *Forslag om skærpede miljøzoner i Sverige*

Ligesom de danske miljøzoner stiller de svenske miljøzoner krav til tunge køretøjer om, at de skal opfylde bestemte emissionsnormer for at kunne benytte miljøzonerne. De nuværende svenske regler er en kombination af alderskrav og Euronormer, og er dynamisk indrettede så kravene skærpes over tid. Indtil 2009 skulle tunge køretøjer være yngre end 6 år, og hvis de var 6-8 år skulle de mindst være Euro 2. Fra 2009 skulle de være yngre end 6 år, og hvis de var 6-8 år skulle de mindst være Euro 3. Euro 4 er tilladt indtil 2016 og Euro 5/EEV indtil 2020, herefter Euro 6 fra 2021.

Den svenske Transportstyrelse foreslår to nye miljøzoneklasser for lette køretøjer (Transportstyrelsen, 2016). Miljøzoneklasse 2 og Miljøzoneklasse 3, og at de eksisterende miljøzoner ændrer navn til Miljøzoneklasse 1. Miljøzoneklasse 2 finder anvendelse på person- og varebiler, samt mindre lastbiler og busser med en samlet vægt op til 3,5 tons. Dieselskøretøjer skal opfylde Euro 6 og benzinskøretøjer skal opfylde Euro 5.

Miljøzone 3 gælder for person- og varebiler, lastbiler, busser, motorcykler og knallerter. Køretøjer med en samlet vægt op til 3,5 tons skal bruge el eller brint som drivmiddel for at være tilladt i Miljøzoneklasse 3. Køretøjer med en totalvægt over 3,5 tons skal være en elektrisk hybrid og opfylde Euro VI eller brug el/ brint som drivmiddel.

Ideen er, at forskellige byer kan vælge forskellige miljøklasser eller kombinere dem, fx Miljøzoneklasse 3 i centrum og Miljøzoneklasse 1 og 2 udenfor, som det fx foreslås for Stockholm, hvor den gamle bydel kunne være Miljøzoneklasse 3 og uden for Miljøklasse 1 (tunge køretøjer) og Miljøklasse 2 (lette køretøjer) i den eksisterende afgrænsning af miljøzonen.

Den foreslåede svenske Miljøzoneklasse 2 (lette køretøjer) svarer i hovedtræk til Ultra Low Emission Zone (ULEZ) i London, dog uden at stille specifikke krav om nuludslip for taxi. Miljøzoneklasse 3 gælder alle køretøjsgrupper som kræves at være elektriske/brint/hybrid, og svarer til de krav, som Ultra Low Emission Zone (ULEZ) i London stiller men kun for taxi. Den eksisterende Miljøzoneklasse 1 for tunge køretøjer vil fra 2021 kræve Euro 6.

Hvis det svenske forslag om reviderede miljøzoner gennemføres vil de være blandt de skarpeste i Europa med primært elektriske køretøjer i fx centrum af Stockholm og Euro 6 i resten af miljøzonen for lette køretøjer samt for tunge køretøjer fra 2021. Det svenske forslag vil resultere i en stor reduktion af emissionen fra trafikken, hvis det vedtages, og er langt mere vidtgående end forslaget fra overborgmesteren i København.

### **Potentiale**

I 2020 er der kun marginal forskel på situationen uden den eksisterende danske miljøzone for tunge køretøjer og situationen med miljøzone i København. Der er derfor behov for at skærpe miljøzonen, hvis der fortsat ønskes en effekt af miljøzoner som virkemiddel.

Hvis den største effekt skal opnås, kan man hente inspiration i kravene fra Ultra Low Emission Zone (ULEZ) i London gældende fra 2019 og i forslagene for opgradering af de svenske miljøzoner. Disse to typer af miljøzoner repræsenterer de skrappeste i Europa.

Ændring af miljøzoner i Danmark vil kræve, at Folketinget ændrer miljøzonen.

## **5.6 SCRT på tunge køretøjer**

SCRT-systemer er en kombination af en SCR-katalysator og et partikelfilter, som til sammen reducerer emission af både NO<sub>x</sub> (sum af NO og NO<sub>2</sub>) og partikler. SCR står for Selective Catalytic Reduction (af NO<sub>x</sub>) og T for Trap (dvs. partikelfilter). SCRT er et virkemiddel til eftermontering på tunge dieseldrivelser (busser og lastbiler), som gør, at de efterfølgende opfylder emissionskrav svarende til Euro 6. Det er således et virkemiddel som relativt hurtigt kan opgradere eksisterende tunge køretøjer til Euro 6, som er fx Euro 4 og 5. Det kan dermed være med til at levetidsforlænge lidt ældre busser, hvis ønsket er at køre med, hvad der svarer til Euro 6.

Virkemidlet har været brugt i større skala i københavnsområdet med eftermontering af SCRT på omkring 300 Movia bybusser. Baggrunden herfor var, at Miljø- og Fødevareministeriet i 2015 vedtog en ny Luftkvalitetsplan for København (Miljøstyrelsen, 2015a). Hovedformålet med planen er at sikre, at koncentrationerne af NO<sub>2</sub> i København bliver reduceret, så grænseværdierne for NO<sub>2</sub> kan blive overholdt så hurtigt som muligt. Et af hovedelementerne i denne plan er montering af såkaldte SCRT-systemer på omkring 300 af Movias bybusser i København. Eftermontering af SCRT er blevet foretaget i løbet af perioden fra september 2015 til marts 2016. SCRT er leveret af firmaet Aminex.

Det var tidligere et problem, at SCR havde lav effektivitet for NO<sub>x</sub> under driftsforhold med lav udstødningstemperatur fx i bykørsel. De nye målinger viser, at SCRT har god effektivitet under alle forhold. De nyeste SCRT systemer synes derfor at have løst det tidligere problem. Endvidere måles NO<sub>x</sub> på

selve busserne under normal drift, og det er derfor muligt at fejlrette og vedligeholde, hvis der måles for høj NO<sub>x</sub> i udstødningen.

DCE har i en rapport vurderet effekten af eftermontering af SCRT på omkring 300 bybusser i København (Jensen et al., 2016). Dette gøres ud fra analyse af udviklingen i målte koncentrationer på de faste målestationer, og ud fra beregninger med luftkvalitetsmodeller baseret på oplysninger fra Movia om busser med og uden SCRT. Det er ikke muligt ud fra analyse af udviklingen i målingerne at isolere en effekt af SCRT på bybusser i København, som kan ses i målingerne. Modelberegningerne forudsætter, at SCRT reducerer emission af NO<sub>x</sub> og partikler fra den enkelte bus med 90%. Modelberegninger for 98 gader i København i 2015 viser, at koncentrationen af NO<sub>2</sub> reduceres med 1,0 µg/m<sup>3</sup> i gennemsnit pga. eftermontering af SCRT for de 300 busser, og at reduktionen ville være 1,3 µg/m<sup>3</sup>, hvis alle bybusser havde SCRT. Mere detaljerede analyser er foretaget for H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej, hvor der er målestationer. Koncentrationen af NO<sub>2</sub> reduceres med 1,3 µg/m<sup>3</sup> på H.C. Andersens Boulevard og 1,2 µg/m<sup>3</sup> på Jagtvej. I referencesituationen uden SCRT er der 9 overskridelser af grænseværdien for NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2015 for de 98 gader. Dette bliver reduceret til 5 overskridelser, hvis 57% af alle bybusser har eftermonteret SCRT, og til 4 overskridelser, hvis alle bybusser har eftermonteret SCRT.

Analysen viste endvidere, at omkring 19% af alle kørte km allerede er med Euro 6 bybusser i 2015, og med SCRT eftermontering køres yderligere 57% af busserne med, hvad der svarer til Euro 6. Dvs. at 76% (57%+19%) af alle bybusser modsvarer Euro VI. I scenariet, hvor alle bybusser har SCRT, er det derfor kun ekstra 24% busser, som får eftermonteret SCRT, og effekten heraf er følgelig ikke så stor, som illustreret ovenfor.

### **Potentiale**

Der er derfor et mindre potentiale på omkring 24% af busserne i København for eftermontering af SCRT, men et stort potentiale for busser i resten af Region Hovedstaden. Movia kunne i forbindelse med udbud af busdrift stille krav om enten Euro 6 eller eftermonteret SCRT. Det kunne også være et krav som del af en miljøzone.

Eftermonteret SCRT er også en mulighed på lastbiler, som ikke allerede er Euro 6. Det kunne også være et krav som del af en miljøzone eller kunne fremmes gennem fx tilskud.

Som det fremgik af kortlægningsrapporten bidrager de forskellige køretøjskategorier for 98 undersøgte gade i København i 2014 på følgende måde for NO<sub>2</sub> koncentrationen (Jensen et al. 2018a): I gennemsnit bidrager personbiler 48% af trafikens koncentrationsbidrag, varebiler med 20%, lastbiler med 15% og busser med 17%. Tung trafik bidrager således med omkring 32%, på trods af at lastbiler kun udgør 4% af trafikken, bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler er omkring 10 gange højere end for person- og varebiler.

Fordelingen vil dog ændre sig markant i fremtiden i takt med at mange flere køretøjer er Euro 6, hvor forskellen mellem lette og tunge køretøjer er lille.

## 5.7 Elektriske køretøjer

I det følgende beskrives kort udviklingen i elbiler i Danmark og regulering heraf samt internationale erfaringer. Dernæst beskrives de miljømæssige fordele ved eldrift og potentialer diskuteres med udgangspunkt i de forskellige køretøjsgrupper.

### 5.7.1 Udvikling i antal elbiler i Danmark og regulering

Elbiler kom på markedet i 2009, og i 2016 er der omkring 9.000 elbiler i bilparken ([www.danskelbilalliance.dk](http://www.danskelbilalliance.dk)). Selvom der har været en kraftig vækst i antallet af elbiler, er det relative antal beskedent i forhold til bilparken. Elbiler udgør kun omkring 0,3% af bilparken, som består af omkring 3,0 mio. køretøjer, hvoraf omkring 80% er personbiler svarende til omkring 2,4 mio. personbiler i 2016 ([www.vejdirektoratet.dk](http://www.vejdirektoratet.dk)). Elbiler er især blevet købt af flådeejere i offentlig sektor, virksomheder, deleordninger mv. og mindre af private.

Nysalget af elbiler var 1.262 elbiler i 2016 ([www.danskelbilalliance.dk](http://www.danskelbilalliance.dk)) svarende til omkring 0,5% af nyregistrerede køretøjer i 2016 på omkring 270.000 ([www.vejdirektoratet.dk](http://www.vejdirektoratet.dk)). I det første halvår af 2017 blev der kun solgt 162 elbiler ([www.danskelbilalliance.dk](http://www.danskelbilalliance.dk)).

I Danmark udgør elbiler således p.t. en forsvindende lille del af bilparken og af nysalget.

Da Danmark har meget høje registreringsafgifter, har dette væsentlig indflydelse på bilpriserne samt statens provenu af nysalget. Elbiler samt brintbiler blev i første omgang fritaget for at skulle betale registreringsafgift. Fra 2016 indføres registreringsafgiften gradvist over 5 år, så der er fuld afgift i 2020. Der betales dog fuld afgift af bilen pris over 800.000 kr. (Regeringen, 2015). Efterfølgende er dette blevet blødt op i 2017 med en udskydelse af indfasning af registreringsafgiften med 2 år samt et midlertidigt fradrag i perioden 2017-2021 fastsat ud fra batterikapacitet (Regeringen, 2017; Skatteministeriet, 2017). Derudover er der nedslag i registreringsafgiften baseret på energieffektivitet på samme måde som for fossilbiler ([www.skat.dk](http://www.skat.dk)). Reglerne for elbiler gælder også plug-in hybridbiler.

Elbilerne er fortsat relativt dyre i forhold tilsvarende fossilbiler, og deres anvendelse er også begrænset af deres rækkevidde med undtagelse af dyre elbiler som Tesla (reel rækkevidde på omkring 350-450 km). Der er dog sket markante forbedringer mht. rækkevidden de seneste år for mindre elbiler, fx er Renault Zoe og Nissan Leaf introduceret med omkring 200-250 km reel rækkevidde.

Ladeinfrastrukturen er blevet udbygget, og der er omkring 2.000 offentligtilgængelige ladepunkter i Danmark (Energikommissionen, 2017).

Ved nogle af disse ladepunkter tilbød nogle kommuner tidligere gratis parkering for elbiler, men dette er senere blevet underkendt, da der ikke er et lovligt grundlag for at fritage elbiler fra betaling af parkeringsafgift i et betalingsområde. Det kræver derfor en ændring af vejloven at muliggøre dette.

Energistyrelsen har haft diverse støtteordninger med det formål at fremme udbredelsen af elbiler og erfaringsopsamling blandt private borgere, virksomheder og offentlige institutioner (Energikommissionen, 2017).

Regeringen har et langsigtet mål om, at Danmark i 2050 skal være et lavemissionsamfund baseret på vedvarende energi (EFK, 2014). Elektrificering af transportsektoren kan ses som et virkemiddel til at erstatte transportsektorens store afhængighed af fossile brændstoffer. Elbiler i forskellige former er pt. den eneste tilgængelige teknologi til erstatning af benzin- og dieselmotorer. Da levetiden på biler er omkring 15 år, betyder det, at de sidste fossilbiler kan sælges i 2035, hvis samfundet skal være CO<sub>2</sub> neutralt i 2050. Det betyder igen, at andelen af elbiler i nysalget skal stige fra de nuværende omkring 0,5% til 100% på blot omkring 17 år eller næsten 6%-point pr. år, hvilket sandsynligvis vil kræve nye initiativer.

Flere europæiske lande diskuterer ideen om at udfase benzin- og dieselmotorer inden for en kortere årrække. Den norske regering har en målsætning om, at efter 2025 skal nye privatbiler, busser og lette varebiler være nuludslipskøretøjer. Holland har ligeledes et forslag om at forbyde salget af nye diesel- og benzinbiler fra 2025. Den svenske klimaminister har åbnet for at indføre et forbud mod benzinbiler fra 2030. Tysklands Forbundsraad har vedtaget en resolution om at forbyde forbrændingsmotorer i nye biler fra 2030.

I Danmark har Frank Jensen, overborgmester for Københavns Kommune stillet et forslag, om at miljøzonen i København skulle forbyde adgang for *nye* personbiler på diesel registreret efter 1. januar 2019 (Frank Jensen, 2017), hvilket dog ikke ligger op til at forbyde benzinbiler.

Region Hovedstaden har allerede en vision om at blive en førende elbilregion i Europa, og etablerede i 2013 et regionalt elbilsekretariat kaldet Copenhagen Electric. Dets opgave er at samle viden og formidle information om og erfaringer med elbiler samt støtte til udbredelse af elbiler til både regionens kommuner, hospitaler, virksomheder og borgerne. Dette sker bl.a. gennem en hjemmeside med information og vejledning om elbiler ([www.regionh.dk/elbiler](http://www.regionh.dk/elbiler)).

### 5.7.2 Internationale erfaringer

Ifølge International Renewable Energy Agency er Norge det land i Europa, som har flest elbiler pr. indbygger, og hvor andelen af nysalget er størst. Der er omkring 90.000 elbiler i Norge i 2016 og omkring 20% af nysalget i 2015 var elbiler. På anden pladsen ligger Holland med omkring 91.000 elbiler i 2016 og næsten 10% af nysalget er elbiler i 2015. På verdensplan er omkring 0,5% af nysalget elbiler (IRENA, 2017).

I Norge er elbiler fortsat fritaget fra registreringsafgift og moms, hvilket modsvarer en fritagelse fra registreringsafgift i Danmark. Herudover er elbiler i Norge også fritaget for at betale bompenge, samt bro- og færgebilletter, og har tilladelse til at køre i busbaner og fritagelse fra parkeringsafgifter på offentlige parkeringspladser. Der er omkring 6.500 ladepunkter i Norge (Energikommissionen, 2017).

Norge har således haft kraftige incitamenter, som påvirker både købsprisen af elbiler men også besparelser i forbindelse med dens anvendelse, som til sammen har haft stor betydning for udbredelsen af elbiler i Norges især i de større byer.

I Holland er elbiler fritaget for registreringsafgift, som dog er generelt lavere end i Norge og Danmark, og fritagelser er derfor et mindre økonomisk incitament. Et større incitament er for firmabiler, hvor brugere af elbiler og plug-in



hybridbiler bliver beskattet væsentligt mindre end ved anvendelse af fossilbiler. Herudover giver købet af elbilerne også virksomhederne særlige skattefordele. Udbredelsen af ladeinfrastruktur i Holland er også væsentligt bedre end i Danmark med ca. 18.000 ladepunkter (Energikommissionen, 2017).

### 5.7.3 Miljømæssige fordele og ulemper ved eldrevne køretøjer

I det følgende beskrives kort de miljømæssige fordele og ulemper ved eldrevne køretøjer.

Elbiler bidrager ikke med lokal helbredsskadelig luftforurening, og vil derfor bidrage til forbedring af luftkvaliteten især i byerne. Da køb af elbil erstatter køb af en anden ny fossilbil, som skal opfylde Euro 6, er besparelsen kun den emission, som en Euro 6 bil bidrager med. Elproduktion på kraftværker bidrager kun med lidt lokal luftforurening pga. rensning og høje skorstene, og der ville derfor, alt andet lige, være en luftforureningsmæssige fordel i at flytte luftforurening fra gadeniveau til skorstensniveau. Elproduktionen vil dog i stigende grad bidrage med endnu mindre luftforurening ved overgang til vedvarende energikilder som vind, sol, varmepumper, geotermi mv., mens forbrænding af biomasse fortsat vil være forbundet med luftforurening.

Udover at mindske den helbredsskadelige luftforurening vil eldrevne køretøjer også bidrage med en markant reduktion af CO<sub>2</sub>-emissionen, som opnås ved at eldrift erstatter benzin og diesel. Det skyldes dels, at CO<sub>2</sub>-emissionen pr. energienhed er relativ lille for elproduktion i forhold til CO<sub>2</sub>-emissionen pr. energienhed for fossile brændsler samt at elmotoren har højere energieffektivitet i forhold til forbrændingsmotoren. I 2020 skønner Copenhagen Electric, at CO<sub>2</sub>-emissionen er omkring en halv til en tredje del for elbiler i forhold til fossilbiler ([Regionwww.regionh.dk/elbiler](http://Regionwww.regionh.dk/elbiler)). Da der er et nationalt mål om at have en el- og varmeproduktion baseret på 100% vedvarende energi i 2035 ifølge Energiaftalen 2020, vil elproduktion til den tid i princippet være CO<sub>2</sub> neutralt, og klimagevinsten dermed endnu større, når eldrift erstatter fossile brændsler.

Det svenske miljøinstitut IVL har foretaget en udredning af energiforbrug og drivhusgasemissioner af litium-ion batterier, som bruges i elbiler, i et livscyklusperspektiv dog afgrænset til produktion og ikke brug og bortskaffelse (IVL, 2017). Dette studie viser et relativt stort energiforbrug og drivhusgasemissioner ved produktion af litium-ion batterier. Drivhusgasemissionen forbundet med produktion af et batteri af Nissan Leafs størrelse og et batteri af Teslas størrelse svarer til, hvad en almindelig benzin- eller dieselbil udleder i hhv. 2,7 og 8,2 år (Ingeniøren, 2017). Selvom drivhusgasemissionen vil blive reduceret i fremtiden med overgang til vedvarende energi, illustrerer studiet betydningen af ikke at køre rundt med en for stor batterikapacitet, hvilket trækker i retning af mindre batterier, men med hurtig opladning for at kunne møde kørselsbehovene.

En elmotor støjer mindre end en tilsvarende forbrændingsmotor, men allerede ved omkring 50 km/t er dækstøj dominerende fra et køretøj. Elbiler vil derfor kun reducere trafikstøj i byer ved lav hastighed, ved "tomgang" og ved accelerationer fra kryds.

Elbiler vil alt andet lige ikke bidrage til at reducere trængsel hverken på vejene eller ved parkering, da elbiler fylder og optager den samme plads som fossilbiler.

Elbiler har også en kobling til energiforsyningen, da de kræver elopladning. Ved en stor udbredelse af elbiler skal eventuelle kapacitetsproblemer lokalt i elnettet løses. Batterierne kan indgå som kortids regulerkraft, hvor elbilernes batterier leverer strøm tilbage til elnettet (Vehicle to Grid, V2G). Ligeledes kunne der være visse muligheder i et intelligente elnet (smart-grid), hvor opladningen delvis kunne styres efter, hvornår der var stort udbud af strøm fra vindmøller og solceller. Både V2G og smart-grid løsninger skal dog passes ind bilistens transportbehov (Energikommissionen, 2017).

#### **5.7.4 Forskellige typer af eldrevne personbiler**

Der er forskellige typer af elbiler, enten den rent batteridrevne elbil eller en plug-in hybridbil også kaldt opladningshybridbil. Plug-in hybridbiler har et mindre batteri i forhold til rene elbiler, og kan køre en begrænset rækkevidde på ren el (fx 20-40 km). Under elektrisk drift vil den ikke bidrage med lokal luftforurening, hvilket i Danmark kunne være en meget stor del af kørselsmønsteret grundet de relativt korte afstande mellem aktiviteter. Hybrid plug-in biler har ikke elbilens begrænsninger i aktionsradius, da den også er udstyret med en forbrændingsmotor typisk på benzin, som enten driver drivaksel direkte eller driver en generator, som producerer strøm til batteriet. Eksempel på det sidste er en BMW i3 plug-in hybrid. Som det fremgår af forestående afsnit gælder de beskatningsregler for rene elbiler og plug-in hybridbiler.

Hybridbiler har en kombineret forbrændingsmotor og elmotor men uden et batteri for ekstern opladning. Forbrændingsmotoren er typisk på benzin. Ved at kombinere fordelene ved de to motortyper opnås en højere energieffektivitet i forhold til tilsvarende fossilbiler. Hybridbiler har ikke reduceret registreringsafgift ligesom elbiler, og har derfor indtil videre ikke opnået en større udbredelse i Danmark. Da de har relativ god energieffektivitet, opnår de fradrag i registreringsafgiften pga. energieffektivitet efter samme regler som fossilbiler. Toyota markedsfører fx en række modeller inden for hybridbiler.

Brændselscellebiler, som kører på brint, er i princippet også en elbil, da den er drevet af en elmotor, men strømmen produceres i bilen via brændselsceller. Ligesom elbiler er der heller ikke noget bidrag til lokal luftforurening. Disse biler er på vej væk fra udviklings- og demonstrationsstadiet til kommerciel markedsintroduktion i Danmark fx Toyota Mirai. Københavns Kommune har tidligere bl.a. deltaget i demonstration af brintbiler. Brint skal produceres fx ved elektrolyse, som kræver strøm. Hvis strømmen er produceret på vedvarende energi er den CO<sub>2</sub>-neutral, men det samlede energitab ved produktion af brint vil være større end strøm leveret direkte til en elmotor. Endvidere skal der opbygges et distributionssystem for brint i form af tankstationer. Der er allerede etableret en række brinttankstationer i Danmark. I forhold til rene elbiler er en af fordelene ved brintbiler lang rækkevidde og hurtig tankning, som modsvarer fossilbiler. Brintbiler er underlagt de samme regler vedr. registreringsafgift mv. som elbiler. En større udbredelse af brintbiler vil tage tid, da flere brintbiler skal markedsføres, og der skal opbygges mere brintproduktion, og flere tankstationer.

Ovenstående elbiltyper kaldes også under et nuludslipbiler.

#### **5.7.5 Potentialer for de forskellige typer af eldrevne køretøjer**

##### **Potentiale for eldrevne personbiler**

Som det fremgår af tabel 5.1 er emissionspotentialer for NO<sub>x</sub> og PM udstødning i 2025 for dieselpersonbiler hhv. 49% og 62% og for benzinpersionbiler

hhv. 17% og 12%, som i princippet kunne undgås, hvis alle personbiler var eldrevne.

Firmabiler udgør en ikke ubetydelig del af bilparken og nysalget. Som eksemplet fra Holland viser kan der gives incitamenter til brugeren og virksomhederne, som medvirker til at fremme udbredelsen af elbiler.

Både offentlige og private flådeejere er en oplagt målgruppe for elbiler, da elbiler kan indpasses som en del af flåden samtidig med at transportbehovene kan imødekommes.

Som det fremgår af afsnit 6.1, er emissionspotentialet i 2025 for taxi ikke stort, men taxierhvervet er et reguleret erhverv, som tidligere er miljøreguleret gennem den grønne taxilov. Der er derfor også mulighed for enten gennem krav om nuludslipstaxi i byer eller incitamenter at fremme nuludslipstaxi, som det vil ske med ultra low emission zone i London fra 2019.

### **Potentiale for eldrevne varebiler**

Som det fremgår af afsnit 6.1 er emissionspotentialet i 2025 for dieselvarebiler hhv. 24% og 19% for NO<sub>x</sub> og partikeludstødning.

En dansk undersøgelse har undersøgt, hvilken rækkevidde der kræves for eldrevne varebiler for at kunne opfylde daglige kørselsbehov for forskellige erhverv (Christensen et al., 2016). Denne undersøgelse viser, at en høj andel af virksomheder har lange daglige transportafstande, og de fleste erhverv er derfor ikke egnet til elektrisk drift med nuværende faktiske udvalg af køretøjer på markedet med faktiske rækkevidde på omkring 100 km. Hurtigopladning vil sandsynligvis ikke løse problemet, da det kan være vanskeligt at indpasse i arbejdsdagen.

Undersøgelsen viste, at omkring 80% af varebiler mindre end 2t havde et dagligt kørselsbehov på mindre end 100 km og ca. 40% mindre end 50 km, og derfor er der et potentiale for elektrisk drift, hvis den faktiske rækkevidde forbedres i fremtiden. Den højeste kørselsbehov var 250 km, hvilket kunne blive en udfordring for eldrevne varebiler i den nære fremtid.

For varebiler 2-3,5t og afhængig af branche havde 60-90% af køretøjerne et gennemsnitlig dagligt kørselsbehov på mindre end 100 km, og 10-40% et større end 100 km, og 30-60% af køretøjerne mindre end 50 km.

Undersøgelsen påpeger også, at rækkeviddeangst reducerer den faktiske afstand, som brugerne føler sig trygge ved at tilbagelægge, hvilket yderligere reducerer potentialet beskrevet ovenfor. Det kan være en udfordring i den nærmeste fremtid at kunne opfylde ønsket rækkevidde for en stor del af varebiler i denne gruppe.

### **Potentiale for eldrevne busser**

Rutebusser kører efter en køreplan og omfatter bybusser i byområder, men også regionalbusser. Herudover er der turistbusser. Som det fremgår af afsnit 6.1 er emissionspotentialet i 2025 for alle busser hhv. 6% og 5% for NO<sub>x</sub> og partikeludstødning. Da busserne kørsel ikke er jævnt fordelt på vejnettet vil nogle veje have større andel og andre veje mindre.

Bybusser har stigende mulighed for at blive eldrevne med opladning på terminaler eller busstoppestederne (opportunity charging). Sådanne elektriske

bybusser eksisterer allerede som pilotprojekter fx i København fra 2016. Københavns Kommune har endvidere foretaget en principbeslutning om at stille krav om elbusser (eller lignende teknologi) i alle nye kontrakter for rutebusser. Det vil betyde fuld eldrift allersnarest i 2031. Men Frank Jensen har foreslået en hurtigere implementering, hvor eksisterende kontrakter om nødvendigt kan opsiges, så den sidste dieselbus udfases i 2023-2025 (Frank Jensen, 2017).

Det er især bybusser og til dels regionalbusser, som har potentiale for elektrisk drift med opladning undervejs, da turistbusser tilbagelægger lange afstande med forskellige ruter.

### **Potentiale for eldrevne lastbiler**

Lastbiler inddeles i to vægtklasser hhv. under og over 32t. Som det fremgår af afsnit 6.1 er emissionspotentialer i 2025 for lastbiler under 32t hhv. 2% og 1% for NO<sub>x</sub> og partikeludstødning og for lastbiler over 32t hhv. 1% og 1% for NO<sub>x</sub> og partikeludstødning. Dette gælder i gennemsnit for byveje, men lastbilkørsel er ikke jævnt fordelt på vejnettet.

Elektrisk drift af lastbiler er en udfordring, da lastbiler er tunge (køretøj og last) og kræver stor batterikapacitet, som fylder og er dyr. Desuden kan det være vanskeligt at indpasse opladning, hvis det skal ske ofte. P.t. er det kun muligt at købe meget små elektriske lastbiler til lette opgaver fx i parkanlæg.

På baggrund af ovenstående troede de færreste, at lastbiler kunne blive elektriske i overskuelig fremtid. Måske skal dette revideres efter, at Tesla har annonceret, at de udvikler og lancerer en lastbil med lang rækkevidde i 2019 og tilhørende hurtigopladning ([https://en.wikipedia.org/wiki/Tesla\\_Semi](https://en.wikipedia.org/wiki/Tesla_Semi)). Hvis dette lykkedes, kan en del af kørsel med lastbil givet dækkes af ellastbiler i en ikke alt for fjern fremtid.

Forskning og udvikling er også udført for at oplade lastbiler under kørslen fx i Sverige. En pantograf monteret på lastbilen får strøm fra en køreledning langs vejen, som det kendes fra elektriske tog (Siemens, 2015). Dette vil dog kræve massive investeringer for at tilpasse vejinfrastrukturen til at omfatte køreledninger, og kræver lastbiler på markedet, som er udstyret med pantograf. Lastbilen vil komme med et mindre batteri for at kunne køre en kort afstand fra køreledninger til stedet for levering varer. For eksempel forestiller Siemens eHighways med køreledninger på motorveje (Siemens, 2015). Investeringer i køreledninger vil være dyrt og vil begrænse hvor udbredt denne teknologi kan blive. Der er også det klassiske problem med hvad der kommer først, hønen eller ægget, idet infrastrukturen er en forudsætning for pantograf lastbiler og omvendt.

En anden fremtidig mulighed er lastbiler med en elektrisk motor baseret på brændselscelleteknologi og brint som brændstof, men det er stadig på forsøgs- og demonstrationsstadiet.

### **Potentialer for øvrige transportmidler**

Der er også et potentiale for at elektrificere indenlands færgedrift i Danmark, hvor afstandene mellem havnene er små. Der vil være batteridrift under sejlads og opladning i havnene. Der er igangværende projekter om elektrisk færgedrift fx Scanlines for Helsingør-Helsingborg.

Siden 2013 har Canal Tours haft en række eldrevne kanalbåde til kanlrundfart i Københavns havn. Eldrift af alle kanalbåde kunne være et miljøkrav i en revideret miljøzone for København.

S-tog i Københavnsområdet er allerede elektriske og dele af regional og intercity trafikken er ligeledes elektrisk, og der er planer om elektrificering af hovedparten af jernbanenettet. For de yderdele af jernbanenettet, som ikke elektrificeres er der på sigt mulighed for batteritog. Dieseldrift giver fortsat lokale luftforureningsproblemer bl.a. på Nørreport Station. Letbanen i Aarhus er også elektrisk, ligesom den kommende letbane i København vil være det.

Elcykler er i vækst og kan bidrage til at udvide, hvor langt cyklister fx vil pendle. Dermed kan de være med til at erstatte bilture og dermed reducere luftforurening. Supercykelstier understøtter også pendling over længere afstande. Herudover formodes elcykler at udvide kredsen af cyklister, da de hjælper personer, som ikke tidligere cyklede, ikke cyklede så langt eller havde besvær med at cykle. Der er ingen lokal luftforurening forbundet med elcykler men et meget lille bidrag til den regionale luftforurening via forbrugt strøm.

#### **5.7.6 Samfundsøkonomiske vurdering af elbiler**

I det følgende belyses de økonomiske konsekvenser af tiltag til at fremme brugen af elbiler baseret på et mindre litteraturstudie af eksisterende analyser på området (se Bilag 1). Følgende tiltag er belyst:

- afgiftsfritagelse
- beskatning af firmabiler
- krav til offentlig udbud
- etableringen af ren-luftzoner

De fire tiltag fokuserer på indgreb i forbindelse med købet af en elbil, men det bør bemærkes, at der også er erfaringer fra andre lande med tiltag inden for *anvendelsen* af elbilen, såsom gratis parkering, billigere bom-afgifter osv. Overordnet set fokuseres der på analyser i en dansk kontekst, men der indrages også betragtninger fra analyser i andre lande, som f.eks. Norge og Holland, som begge har en højere andel af elbiler i deres bilflåde end Danmark. Det bør her nævnes, at det norske transportøkonomiske institut i en rapport fra 2015 fremfører, at en væsentlig vækst i andelen af elbiler vil medføre store omkostninger for staten, heriblandt også den indirekte effekt af at konventionelle køretøjer som betaler brændstofafgift fortrænges til fordel for elbiler som ikke skal betale denne afgift.

Det påpeges i en analyse fra Dansk Energi fra 2017 at konventionelle biler vil være billigere end elbiler (undtaget er elbiler med kort batterirækkevidde) frem til 2020, hvorefter billedet begynder at vende til fordel for elbiler. Der må derfor formodes, at være dynamiske omkostningseffekter over tid, som påvirker folks valg om at købe en elbil, men der abstraheres fra sådanne effekter i den følgende gennemgang af de fire tiltag.

##### **Afgiftsfritagelse**

Et væsentligt tiltag for at fremme brugen af el-biler er en afgiftsfritagelse. Elbiler har været afgiftsfritaget, men vil trinvis komme op på fuld registreringsafgift i 2020. En Tværministeriel arbejdsgruppe vurderede i 2013, at en fortsat

afgiftsfritagelse i perioden 2016-2018 vil medføre et provenutab for staten på 51 mio. kr. pr. år, mens bilejere vil få en gevinst på 9 mio. kr. pr. år.

### **Beskatning af el-firmabiler**

Et tiltag som skaber en mere favorabel beskatning af el-firmabiler er en mulighed til at fremme andelen af elbiler. En grøn firmabilskat, struktureret omkring at sænke skatten på fri bil for medarbejdere nævnes i en analyse fra Dansk Energi fra 2017, og Energikommissionen peger ligeledes på, at det største incitament til den høje indfasning af elbiler i Holland nok skyldes den lave beskatning af firmabiler. Der findes umiddelbart ikke omkostningsanalyser for sådan et tiltag, men man må forvente et provenutab for staten i form af lavere indtægter fra afgifter.

### **Krav til offentligt udbud om elbiler**

Andelen af elbiler vil kunne øges, hvis der stilles krav til kommuner og regioners offentlige udbud på området. I et direktiv forslag fra EU Kommissionen fra 2017, forslås der f.eks. emissionsgrænser for offentligt ejede personbiler, som reelt kun kan indfries af elbiler eller andre grønne køretøjer. Hvis sådanne krav indføres kan det medføre øgede omkostninger for kommune og regioner i perioden frem til at anskaffelsesomkostningerne for elbiler er nedbragt. I en analyse for Region Hovedstaden nuanceres dette billede dog, da det for visse kommuner kan betale sig at udskifte en del af deres bilpark til elbiler allerede nu, da det medfører lavere totalomkostninger, da elbiler typisk vil være billigere i drift. Der vil dog være stor variation på potentialet mellem kommuner, hvor især landkommuner kan have krav til elbilers rækkevidde som begrænser potentialet.

### **Miljøzoner og elbiler**

Ved indførelse af skærpede miljøzoner vil man kunne forestille sig at skærpede krav til emissionsniveauer, vil kunne øge andelen af elbiler på markedet, da elbiler må formodes at kunne køre i alle fremtidige miljøzoner. Hvis man antager, at folk skifter til en elbil frem for en nyere benzin-eller dieselbil, vil det formodentlig medføre en højere omkostning for bilejeren, da elbiler må betragtes som værende dyrere i anskaffelsespris end benzin- og dieselbiler på nuværende tidspunkt. Dette forventes dog at ændre sig over tid og i tillæg til dette er driftsomkostninger for nogle elbiler lavere end for deres konventionelle modpartner. Ligeledes må staten formodes at lide et provenutab, eftersom et højere optag af elbiler fortrænger benzin- og dieselbiler, og derved den afgift som staten stod til at tjene på disse biler.

## **5.8 Øvrige alternative drivmidler**

Ud over el er der en række andre alternative brændstoffer til benzin og diesel.

Det drejer sig eksempelvis om brændstoffer på gasform som biogas/ naturgas, og brint eller på flydende form som bioethanol, biodiesel og methanol (Energistyrelsen, 2012). Biogas/ naturgas og bioethanol kan forbrændes i en "benzinmotor" (ottomotor), biodiesel i en "dieselmotor" (kompressionsmotor) samt brint og methanol (via omformning til brint) i en brændselscelle.

Da det langsigtede mål er overgang til vedvarende energi, bør alternative brændstoffer til benzin og diesel også være baseret på vedvarende energi.

### Helbredskadelige forhold

Fælles for alle flydende eller gasholdige brændstoffer som bruges i en forbrændingsmotor er at de i princippet giver samme luftforurening fra udstødningsrøret, fordi det helt overvejende er teknologien (katalysator/partikelfilter), som er bestemmende for restforureningen og ikke brændstoffet. Endvidere skal køretøjet leve op til de samme Euronorm krav fx Euro 6. En gasmotor og en benzin/dieselmotor skal således opfylde samme krav. Ud fra en helbredsmæssig synsvinkel er der derfor ikke væsentlig forskel, om det ene eller andet brændstof bruges, så længe motoren har renskrav svarende til Euro 6.

Da renseteknologien er helt afgørende for emissionsreduktionen, er det også afgørende, at den virker efter hensigten. For eksempel kan effektiviteten af et partikelfilter blive reduceret, hvis filteret går delvist i stykker, hvilket brugeren ikke vil opdage. Til gengæld vil et stoppet filter føre til at modtrykket blive så stort at motoren til sidst ikke kan komme af med udstødningen, hvilket brugeren naturligt vil opdage. Med den måde det periodiske syn af køretøjer måler udstødningen på, er det ikke i tilstrækkelig grad muligt til at identificere alle køretøjer med nedsat renseseffektivt men kun tilfælde, hvor katalysator eller partikelfilter stort set ikke virker.

### CO<sub>2</sub> emission

Ud fra en klimabetragtning er CO<sub>2</sub>-emissionen for personbiler mindst for biogas, efterfulgt af elbiler, metanol på biomasse, brint og DME (dimethyl ether, mellemprodukt til produktion af benzin) på biomasse, mens den er større for bioethanol på hvede, halm og sukkerrør og biodiesel på raps og palmeolie ifølge Energistyrelsen (2012).

Flydende biobrændstoffer (bioethanol og biodiesel) iblandes allerede i benzin og diesel som følge af udmøntning af EU-krav om biobrændstoffer. EU's målsætninger for biobrændstoffer er reguleret ved to direktiver. Biobrændstoffdirektivet, som ophæves i 2012, indeholder et vejledende mål om 5,75 % iblanding af biobrændstoffer i 2010. I VE-direktivet pålægges medlemsstaterne et bindende mål om 10 pct. vedvarende energi (VE) i landtransport i 2020. Medlemsstaterne skal selv fastlægge vejledende nationale mål, der kan afvige fra direktiverne. Biobrændstoffer fremmes ved at udmønte målsætningen om 5,75% biobrændstoffer ved indfasning over en treårig periode, således at 5,75% nås i 2012. EU's bæredygtighedskriterier indeholder endvidere krav til biobrændstoffernes drivhusgasfortrængning i et livscyklus perspektiv (vugge til grav). Til at begynde med er kravet til drivhusgasfortrængning på 35%, men dette krav skærpes i 2017 til 50-60% ([www.ens.dk](http://www.ens.dk)). Danmark er endvidere forpligtiget til at reducere emissioner af drivhusgasser med 39% i 2030 i forhold til 2005 gældende for sektorerne transport, boliger og landbrug, dvs. de sektorer, som er uden for CO<sub>2</sub>-kvote regulering af energiproduktion, større industri og luftfart.

### Biogas til tung transport

Især lastbiler, turistbusser og regional busser er sandsynligvis vanskelige at overføre til elektrisk drift inden for en overskuelig fremtid. Et alternativ er biogas. Biogas kan produceres ud fra biomasseressourcer fra især landbruget men også fra industri, husholdninger, renseanlæg mv. Et nyligt studie har vist, at der er et stort biogaspotentiale fra alle danske biomasseressourcer, som ville kunne dække mere end energiforbruget til tung vejtransport i 2035 afhængig af, hvor mange biomasseressourcer som inddrages, og hvilken biogasteknologi som anvendes (Jensen et al., 2017).

Biogas (metan og CO<sub>2</sub>) kan opgraderes til ren metan og distribueres i naturgasnettet.

Selvom der er meget få gaskøretøjer i Danmark er der på det internationale marked et bredt udvalg af køretøjer - dog med nogle begrænsninger for de allerstørste lastbiler. Der er omkring 10% lavere energieffektivitet for en gasmotor sammenlignet med en dieselmotor.

Der er også meget få optankningsmuligheder i Danmark, som ville skulle udbygges, hvis biogas skulle dække en større del af energiforbruget til tung transport.

Biogas har potentiale for at være mere end CO<sub>2</sub>-neutralt, idet den ændrede gyllehåndtering reducerer udslip af metan i forhold til normal landbrugspraksis. Der er imidlertid også en række tab af metan ved produktion og brug af biogas. Da metan er omkring 25 gange så kraftig en drivhusgas som CO<sub>2</sub> er det derfor vigtigt at begrænse tabene af metan ved produktion, distribution og tankning samt på køretøjerne (Jensen et al., 2017).

## **5.9 Øvrige virkemidler**

I det følgende beskrives en række andre virkemidler. Det drejer sig om virkemidler til reduktion af ikke-udstødning, NO<sub>x</sub>-reducerende belægnings, træers og beplantnings indflydelse på luftforureningen, lokalisering af miljøfølsomme byfunktioner, samt muligheder for information til borgerne.

### **5.9.1 Partikelreducerende vejbelægning mv.**

Partikelemissioner kan deles op i udstødningsemissioner (direkte fra motoren) og ikke-udstødningsemissioner som slid fra bremses, dæk eller vej. Ikke-udstødningspartikler kan emitteres direkte i luften eller kan blevet deponeret /akkumuleret i vejstøv og emitteres efterfølgende via ophvirvling ("re-suspension") af vejstøv.

Partikeludstødningsemissioner er blevet reduceret væsentligt over de sidste årtier pga. skærpede EU-normer til emissioner fra biler, som har medført renere motorer samt rensning af udstødningsgasser med partikelfiltre eller katalysatorer. Denne trend vil fortsætte fremover. Ikke-udstødningsemissioner er endnu ikke omfattet af emissionsnormer, og denne del af emissioner forbliver konstant for den enkelte bil eller stiger med trafikmængden. Pga. denne trend vil ikke-udstødning være den dominerede del af partikelemissioner i fremtiden.

#### **Helbredseffekter af ikke-udstødning**

Det er påvist, at også ikke-udstødningsdelen af partikelmissioner fra trafikken kan fremkalde helbredsrisici for befolkningen (WHO, 2013). Det er ikke overraskende siden ikke-udstødningspartikler kan indeholde toksiske stoffer som f.eks. tungmetaller zink og kobber.

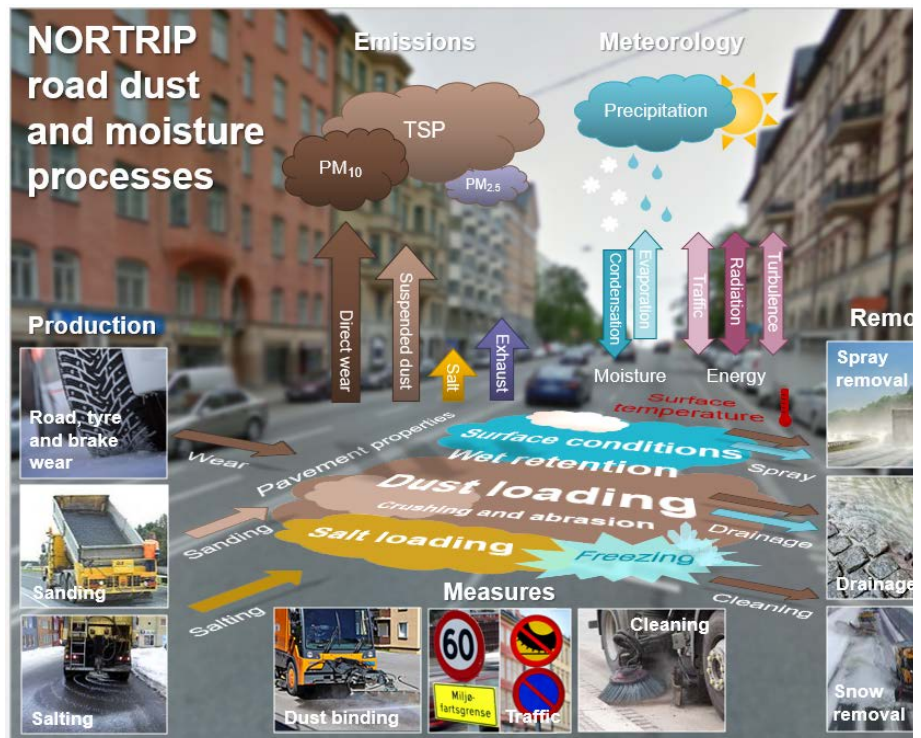
En studie i Stockholm kunne vise sammenhæng mellem helbredseffekter og grove partikler fra vejstøv (Meister et al. 2012) samt andre studier kunne vise helbredseffekter pga. støvemissioner fra Sahara ørkenen eller andre tørre områder i USA.



## Emissionsprocesser - NORTRIP modellen

Der er kommet mere fokus på forskning og undersøgelser af ikke-udstødningsemissioner og forståelsen af processerne er blevet forbedret i de seneste år. Det Nordiske projekt "NON-exhaust Road TRaffic Induced Particle emissions" (NORTRIP) (Kupiainen et al., 2017) med deltagelse af 11 Nordiske forskningsinstitutioner har medvirket til udvikling af den såkaldt NORTRIP model og har bidraget væsentlig til forståelsen (Denby 2013a, b; 2016). Problemet med ikke-udstødningspartikelemissioner er betydeligt større i de andre Nordiske lande end Danmark, hvor pigdæk anvendes om vinteren. NORTRIP modellen kan dog også anvendes for regioner, hvor almindelige vinterdæk bruges. Også vejsalt bidrager til partikelemissioner, men helbredseffekten af vejsalt er formodentlig ringe. Saltandelen i målte partikkelkoncentrationer kan også trækkes fra i henhold til EU-luftkvalitetsdirektiv.

Figur 5.4 viser det komplekse sammenspil mellem de forskellige produktions- og fjernelsesprocesser, som de er modelleret i NORTRIP-modellen, både direkte emissioner og ophvirvling af vejstøv. Sidstnævnte er en funktion af det støvlag, som er akkumuleret på vejoverflade og overfladens fugtighed. Derfor bliver vejstøv med dens produktions- og fjernelsesprocesser og meteorologiske forhold modelleret meget nøjagtigt i NORTRIP-modellen.



**Figur 5.4.** NORTRIP modellen, skematisk illustration af processer, som er behandlet i NORTRIP modellen (Figur fra Denby 2013a og Kupiainen et al. 2017).

## Virkemidler

Kupiainen et al. (2017) præsenterer i deres sammenfattende publikation ("Policy Brief") et overblik over de mest effektive virkemidler til partikelreduktion. Virkemidler til reduktion af ikke-udstødningsemissioner kan opdeles i: (1) virkemidler som forhindrer eller reducerer dannelse af partikler eller (2) virkemidler som forhindrer at allerede producerede partikler bliver ophvirvlet.

Effektive metoder til at undgå dannelse af partikler er (1):

- reduktion af hastighed og mængden af trafikken
- forbedring af vejens overflade med mindre slid
- forbedring af bildæk med mindre slid
- reduktion af brug af pigdæk, som ikke er relevant for Danmark.

Der eksisterer ikke belægnings- eller almindelige dæk med en dokumenteret effekt for reduktion af ikke-udstødningspartikler, og der er derfor behov for mere forskning og udvikling inden for dette område.

Effektive metoder til undgå ophejring af allerede dannede partikler er (2):

- binding/fastholdelse af vejstøv med hygroskopiske væsker som holder vejen fugtigt og reducerer dermed væsentligt partikelemissionen
- rensning af vejen med moderne maskiner som bruger vand under højt tryk og vakuum.

#### **Eksempel fra H.C. Andersens Boulevard i København**

Effekten af en fornyelse af vejbelægning i form af en reduktion i PM<sub>10</sub> koncentrationer kunne påvises på H.C. Andersens Boulevard i København (Nordstrøm et al., 2010). Vejbelægningen blev rutinemæssigt udskiftet i august 2008 og målingerne på gadestationen viste overraskende en reduktion på 15%. Detaljerede analyser af grundstofsammensætning i partikelprøverne og samtidige målinger af andre luftforureningskomponenter kunne påvise, at trafikken og udstødningsmissioner ikke havde ændret sig væsentligt, og ændringen kunne tilskrives en reduktion i ikke-udstødningsdelen (vejstøv) af partikelemissioner.

Langtidsvirkningen af denne reduktion er ikke helt nemt at analysere og dokumentere for H.C. Andersens Boulevard, da en række andre forhold er ændret siden hen, bl.a. vejbaneomlægninger i 2010, som førte til et spring i koncentrationer, da trafikken kom tættere på målestationen (Ellermann et al., 2014).

#### **5.9.2 NO<sub>x</sub>-reducerende belægninger**

NO<sub>x</sub>-reducerende belægninger er et nyere type virkemiddel, som retter sig mod rensning af luftforureningen i selve miljøet. Det kan enten påføres eksisterende belægninger som en slags maling eller indbygges i nye belægningsmaterialer.

Den NO<sub>x</sub>-reducerende effekt i belægningsoverfladen er baseret på stoffet TiO<sub>2</sub> (titaniumdioxid), som fungerer som en katalysator, der under påvirkning af lys kan omdanne NO<sub>x</sub> til nitrat. Den dannede nitrat formodes at blive udvasket med vejvandet.

NO<sub>x</sub> (kvælstofoxider) består af kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>) og kvælstofmonoxid (NO), hvor NO<sub>2</sub> er en luftvejsirriterende forureningskomponent. Den største helbredseffekt relateret til luftforurening relaterer sig imidlertid til partikelforurening. NO<sub>x</sub> omdannes under transport i atmosfæren til partikulært nitrat i den fine partikelfraktion (PM<sub>2,5</sub> dvs. massen af partikler med en diameter under 2,5 µm). Denne dannelse af fine partikler sker imidlertid først efter mange timers transport i atmosfæren, og derfor bidrager NO<sub>x</sub> ikke til mængden af fine partikler i nærområdet omkring kilderne.

I det følgende gennemgås kort hidtidige demonstrationsforsøg i Danmark samt et internationalt review studie.

Der er gennemført følgende danske studier. Det danske firma Photocat har gennemført et demonstrationsprojekt i Københavns Lufthavn med NO<sub>x</sub>OFF teknologi, et EU-projekt under ledelse af Teknologisk Institut med undersøgelser af effekten af NO<sub>x</sub>-reducerende overflader langs Fælledvej i København og Holbækmotorvejen nær Brøndby (Light2Cat), samt et demonstrationsforsøg på Gasværksvej i København med bl.a. deltagelse af Teknologisk Institut. PhotoCat har endvidere gennemført et demonstrationsprojekt på 2 parke-

ringspladser i Roskilde med det formål at forsøge at bestemme NO<sub>x</sub>-reduktionen pr. m<sup>2</sup>, bestemme holdbarhed og med udgangspunkt bl.a. heri at foretage en samfundsøkonomisk analyse af forskellige scenarier (PhotoCat, 2017).

Demonstrationsprojektet ved Københavns Lufthavn viste en gennemsnitlig NO<sub>x</sub>-reduktion på 13% i en meget lysintensiv periode fra maj til juli, hvilket må anses for at være lavere, hvis et helt år var inddraget pga. den mørkere vinterperiode med lavere lysintensitet (Photocat, 2013).

Studiet på Gasværksvej i København er det eneste danske studie, som er af-rapporteret i en videnskabelig artikel. Dette studie fandt ikke en signifikant forskel på NO<sub>2</sub> målte koncentrationer i gaderummet mellem arealet med fotokatalytisk overflade og det uden. Studiet viste en maksimal månedlig reduktion af NO på 22% ved sommertidspunkt, men oplyser desværre ikke den gennemsnitlige NO reduktion over et helt år, selvom det er målt, men som vil være væsentlig mindre pga. mindre lysintensitet i vinterhalvåret. Observerede reduktioner af NO<sub>x</sub> (NO og NO<sub>2</sub>) var derfor drevet af reduktion af NO, da NO<sub>2</sub> ikke ændrede sig signifikant (Folli et al., 2015).

I demonstrationsprojektet ved Holbækmotorvejen nær Brøndby blev der rapporteret reduktioner af NO, NO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> i forskellige klasser af lysintensitet, men gennemsnitsværdier er ikke opgivet. I modsætning til de andre studier, finder dette studie en reduktion af NO<sub>2</sub>, som tilskrives særlige egenskaber ved Light2Cat fotokatalysatoren (Poulsen et al., 2016).

Det eksperimentelle setup for Fælledvej var problematisk, da man ikke kan forvente at kunne isolere effekten af TiO<sub>2</sub>-belægningen ud fra dette eksperimentelle setup, da der er forskelle i trafik, meteorologi og baggrundsforurening i de to halvår forsøget kørte. DCE anser det derfor ikke som et validt studie (Poulsen et al., 2016).

Et internationalt review-studie fra 2016, som gennemgår en række hidtil gennemførte studier, er meget kritisk overfor fotokatalytiske overflader som et virkemiddel til at forbedre luftkvaliteten. Studiet anderkender en effekt under laboratorieforhold, men under feltforhold vurderes effekten for NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> meget begrænset (Monks et al., 2016).

På baggrund af ovenstående er DCE's foreløbige vurdering, at der er en dokumenteret effekt under laboratorieforhold, men at effekten i miljøet ud fra en samlet vurdering af gennemførte studier er begrænset. Ud fra gennemførte studier ser det ud til, at det især er NO som reduceres, og der mangler især dokumentation for at anvendelse af teknologien rent faktisk vil føre til reduktioner af NO<sub>2</sub>-koncentrationer i gademiljøet. Derudover mangler der mere dokumentation for langtidsholdbarheden, som har væsentlig indflydelse på rentabiliteten af virkemidlet.

### 5.9.3 Træer og beplantning

Beplantning i form af fx gadetræer kan have positiv og negativ indflydelse på luftkvaliteten i et gademiljø. Træer i et gademiljø vil bidrage til at reducere vindhastigheden og dermed øge koncentrationen af forurenende stoffer, da opholdstiden øges. Men træer vil også øge overfladearealet, hvor der kan tørafsættes både gasser og partikler, hvilket vil bidrage til at reducere luftforureningen. Endelig vil træer afgive emissioner fx isopren, som bidrager til dannelse af ozon, som er helbredsskadelig. Selve udformningen af beplantningen har også betydning, fx træer, hække, facadebeplantning.

Et nyligt review studie af eksisterende litteratur har forsøgt opsummere tidligere undersøgelser med henblik på komme med anbefalinger til byplanlæggere (Abhijith et al., 2017). Hovedresultaterne er opsummeret i det følgende.

I et lukket gaderum i byer, vil høje træer føre til en forringelse af luftkvaliteten, mens lav beplantning i form af hegn vil forbedre luftkvaliteten. For veje i åbne omgivelser uden randbebyggelse vil en bred og høj beplantning med lav porøsitet føre til mindre luftforurening nedstrøms, mens en beplantning med huller og høj porøsitet kan føre til ingen forbedring eller endda en forringelse af luftkvaliteten. Især facadebeplantning men også grønne tage kan forbedre luftkvaliteten, men det kræver yderligere undersøgelser.

Denne type af virkemiddel kan også ses som et forsøg på rensning af luftforureningen i selve miljøet, selvom der også er en lang række andre formål med beplantning som forskønnelse af bymiljøet, øget biodiversitet, CO<sub>2</sub>-optag mv.

#### **5.9.4 Lokalisering af miljøfølsomme funktioner**

Følsomme byfunktioner er fx børneinstitutioner, hospitaler, plejehjem etc., hvor risikogrupper i forhold til luftforurening opholder sig. Det er derfor hensigtsmæssigt, at der i lokaliseringen af disse funktioner lægges vægt på, at disse funktioner så vidt muligt ikke ligger på stærkt trafikerede gader med forhøjet luftforurening.

Hjemmesiden "Luften på din vej" ([luftenpaadinvej.au.dk](http://luftenpaadinvej.au.dk)) om luftkvalitet på alle veje i Danmark er et screeningsværktøj til at skabe overblik over luftforureningen, som også kan bruges i by- og trafikplanlægningen.

Ved placering og indretning af en følsom institution kan der også ses på ventilationsforholdene. Ofte vil det være muligt at trække luft ind fra den side af bygningen, som er bedst beskyttet mod luftforurening fra trafikerede gaderum etc.

Denne type virkemiddel er af typen adskillelse af emissionskilde og modtager, og reducerer ikke i sig selv luftforureningen, men kan bidrage til at mindske den helbredsskadelig effekt overfor følsomme risikogrupper.

#### **5.9.5 Information til borgerne**

P.t. har Region Hovedstandens ingen information om luftforurening på deres hjemmeside. Øget information om luftforurening kan bidrage til at øge borgernes viden om luftforurening, og dermed øge deres forudsætninger for at vurdere risikoen. Der er større chance for at øget information kan aflive myter end at det skaber større utryghed. Det kan også være en motivationsfaktor for at ændre adfærd, så udsættelse for luftforurening begrænses. Endelig er der et øget folkeligt ønske om øget information stilles til rådighed i let tilgængelig form på internettet.

### **5.10 Sammenfatning**

I tabel 5.7 er der foretaget en overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne ved gennemførelse af de forskellige virkemidler: miljømæssigt, tekniske udfordringer, og involverede aktører. Miljømæssigt belyses luftkvalitet, CO<sub>2</sub> og støj.

**Tabel 5.7.** Kvalitativ konsekvensvurdering af virkemidler inden for trafik. "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor. Miljøparametre er helbredsskadelig luftforurening (luft), CO<sub>2</sub> og støj.

Indsats og tiltag	Luft	CO <sub>2</sub>	Støj	Teknisk udfordring	Aktør					
					Stat	Region	Kom- mune	Bruger	Indu- stri	F&U
<b>1. Trafiktiltag</b>										
<i>Økonomiske virkemidler:</i>										
Trængselsring	XX	XX	X	X	X		X			
Road pricing (GPS baseret)	XXX	XXX	X	XXX	X			X	X	X
<i>Planmæssige virkemidler:</i>										
Mindre trafik gennem byplanlægning	X	X	X			X	X			
Fremme af cykeltrafik	X	X	X			X	X	X		
Fremme af by- og delebiler mv.	X	X	X			X	X	X		
Fremme glidende trafikafvikling	X	X	X	X			X			
<b>2. Skærpede miljøzoner</b>										
Ren-luftzoner	XX				X		X			
Ultra Low Emission Zone alla London og svensk forslag	XXXXX	XX		X	X		X			
<b>3. SCRT på tunge køretøjer</b>										
	XX				X		X			
<b>4. Elektrificering af transport</b>										
Eldrevne personbiler	XXXX	XXXX	X	X	X	X	X	X	X	X
Eldrevne taxi	X	X	X	X	X		X	X	X	X
Eldrevne varebiler	XXX	XXX	X	XX	X		X	X	X	X
Eldrevne lastbiler	XX	XX	X	XXXX	X			X	X	X
Eldrevne bybusser	XX	XX	X	X	X	X	X		X	X
Eldrevne regionalbusser	XX	XX	X	XXXX	X	X	X		X	X
Eldrevne turistbusser	X	X	X	XXXX	X				X	X
Eldrevne færger, kanalbåde, tog	X	X	X	XXX	X		X		X	X
<b>5. Øvrige alternative drivmidler</b>										
Biogas til tung transport		XXX			X		X			
Flydende biobrændstof		X			X				X	X
<b>6. Øvrige virkemidler</b>										
Partikelreducerende belægning mv.	X			XXXX			X		X	X
NO <sub>x</sub> reducerende belægning	X						X			
Beplantning	X			X			X			X
Lokalisering af miljøfølsomme funktioner	X					X	X			
Information til borgerne	X				X	X	X	X		

## 6 Virkemidler for brændeovne

### 6.1 Emissionspotentiale

Som det fremgår af afsnit 5.1 og kortlægningsrapporten er emissionssektoren brændeovne, kedler og pillefyr mv. (SNAP0202) den sektor, som bidrager mest til partikelemissionen i Region Hovedstaden, hvilket både gælder i 2014 og 2025.

I 2025 forventes 67% af PM<sub>2.5</sub>-emissionen fortsat at være fra brændeovne og pillefyr mv. i Region Hovedstaden, hvilket er den samme andel som på landsplan i 2015 (Nielsen et al., 2017).

I den seneste nationale emissionsopgørelse er PM<sub>2.5</sub>-emissionen generelt steget for brændeovne og pillefyr mv. fra 1990 til 2007, mens den generelt er faldet fra 2007 og frem til 2015 (Nielsen et al., 2017). Som det fremgår af kortlægningsrapporten forventes et fortsat fald fra 2014 og frem til 2025 på omkring 18%.

Brændeovne og pillefyr mv. bidrager relativt lidt til NO<sub>x</sub>-emissionen, men relativt meget til sod (Black Carbon) med 50%, PAH med 69% og dioxin med 54% på landsplan (Nielsen et al., 2017).

#### Kildebidrag fra forskellige brændeovnstyper

I tabel 6.1 er antallet af forskellige typer af brændeovne/kedler/pillefyr vist for hele Danmark fra den senest tilgængelige nationale emissionsopgørelse for 2015.

Som det fremgår er der omkring 935.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 750.000 er brændeovne, 122.000 pillefyr samt omkring 47.000 kedler og 16.000 andre ovne.

I den seneste nationale emissionsopgørelse er anlæggene endnu ikke stedfæstet, så det er ikke muligt at underopdele på fx Region Hovedstaden.

**Tabel 6.1.** Antal af forskellige typer af brændeovne mv. i 2015 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse

Anlægstype	Beskrivelse	Antal
Gammel ovn	Før 1990	127.500
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	277.500
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	117.500
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	2.500
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	0
Ny moderne ovn (-2015)	Svanemærket indtil 2015	202.500
Ny moderne ovn (2015-)	Svanemærket efter 2015	22.500
Anden ovn	Fx pejse og masseovne	16.210
Gl. kedel med akkumuleringstank	Før 1980	989
Gl. kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	878
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	30.852
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	13.919
Pillekedel/ovn		121.730 <sup>a</sup>
I alt		934.578
Heraf brændeovne		750.000
Heraf anden ovn		16.210
Heraf kedler		46.638
Heraf pillefyr		121.730

<sup>a</sup> Emissioner for pillefyr beregnes ud fra det samlede forbrug af træpiller og ikke ud fra antal pillefyr. Antal pillefyr er fra nyeste opgørelse fra skorstenfejerregistre.

I tabel 6.2 er desuden vist den seneste oversigt over antal brændeovne på regionsniveau baseret på de nyeste skorstensfejerdata, hvor de enkelte anlæg er stedbestemt. Disse er ikke konsistente med antal anlæg i data fra emissionsopgørelsen vist i tabel 6.1, da skorstensfejerdata er lavet efter rapporteringen for 2015. Desuden er der et antal anlæg i skorstensfejerdata, som ikke er blevet stedbestemt, og som derfor heller ikke optræder i regionsopdelingen. Tilsvarende underopdeling kan også foretages på kommuneniveau.

Skorstensfejerdata har ikke tidligere været tilgængelige. Det betyder, at en del vil ændre sig i forbindelse med den nationale emissionsopgørelse for 2016, som vil blive baseret på de nye skorstensfejerdata.

**Tabel 6.2.** Fordeling af brændefyringsanlæg på regioner baseret på nye skorstensfejerdata

Region	Brændekeedel	Brændeovn	Pillefyr	Andet, træ <sup>a</sup>	Total
Hovedstaden	4.373	141.787	6.992	16.488	169.640
Sjælland	12.675	142.968	28.428	7.533	191.604
Syddanmark	17.841	148.214	33.998	10.192	210.245
Midtjylland	21.243	155.578	35.322	9.635	221.778
Nordjylland	11.275	80.283	16.990	4.593	113.141
Total	67.407	668.830	121.730	48.441	906.408

<sup>a</sup>Andet, træ er 11 forskellige anlægstyper fx flisfyr, pejs, masseovn, pizzaovn mv.

I tabel 6.3 er vist energiforbruget, NO<sub>x</sub>- og PM<sub>2.5</sub>-emissionen i 2015 fra brændefyring i Danmark baseret på dataudtræk fra den nationale emissionsopgørelse underopdelt på forskellige anlægstyper. Endvidere er vist de anvendte emissionsfaktorer. Emissionsfaktoren angiver hvor mange gram forurening, der udsendes pr. energienhed indfyret brændsel.



**Tabel 6.3.** Energiforbrug, NO<sub>x</sub>-emission og PM<sub>2.5</sub>-emission fra brændeovne mv. i 2015 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse

Anlægstype	Beskrivelse	Træforbrug	NO <sub>x</sub>	PM <sub>2.5</sub>	NO <sub>x</sub>	PM <sub>2.5</sub>
		(TJ=1000 GJ)	(tons)	(tons)	(g/GJ)	(g/GJ)
Gammel ovn	Før 1990	2.416	121	2.247	50	930
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	7.132	357	5.278	50	740
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	2.817	225	1.449	80	514
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	60	5	15	80	257
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	0	0	0	80	205
Ny moderne ovn (-2015)	Svanemærket indtil 2015	4.855	461	1.002	95	206
Ny moderne ovn (2015-)	Svanemærket efter 2015	539	51	84	95	155
Anden ovn	Fx pejse og masseovne	277	14	205	50	740
GI kedel med akkumuleringstank	Før 1980	154	12	138	80	900
GI kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	118	9	212	80	1.800
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	4.307	409	889	95	206
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	1.895	180	783	95	413
Pillekedel/ovn		12.709	1.017	369	80	29
I alt		24.571	2.862	12.672		

Der er forskellige anlægstyper: brændeovne, anden ovn (fx pejse) kedler med/uden akkumuleringstank til varmt vand samt pillekedler/ovne. Den sidste kategori fyres med træpiller, og de andre med brændestykker.

Anlægstyperne er bl.a. inddelt efter, hvilken regulering de modsvarer, herunder om de er Svanemærket.

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

Der er ikke så stor forskel på emissionsfaktorer for NO<sub>x</sub>, og her gælder det omvendte af partikler, idet de ældre ovne har lavere NO<sub>x</sub>-emissioner end de nye. Dette formodes at skyldes, at de nyere ovne forbrænder med lidt højere temperaturer, og dannelse af NO<sub>x</sub> ud fra luftens indhold af frit kvælstof er afhængig af forbrændingstemperaturen.

Som det fremgår, er der generelt en reduktion i partikelemissionen ved at skifte fra ældre til nyere ovne, mens NO<sub>x</sub>-emissionen øges lidt.

Til sammenligning med andre individuelle opvarmningskilder er emissionsfaktoren for partikler for oliefyr på 5 g/GJ og for naturgasfyr på 0,1 g/GJ baseret på anvendte emissionsfaktorer i den nationale emissionsopgørelse. Dette er således mange gange lavere end selv Svanemærkede brændeovne og også pillekedel/ovn.

I Tabel 6.4 er vist emissionsfaktorer for kollektiv varmforsyning, hvor træpiller anvendt på kraftværk er på linje med individuelt oliefyr (5 g/GJ) for partikeludledning, og på fjernvarmeværker (10 g/GJ) for partikeludledning lidt højere end individuelt oliefyr. Dette er stadigvæk væsentligt lavere end individuel pillefyr (29 g/GJ) eller selv de bedste Svanemærkede brændeovne (155 g/GJ).

For NO<sub>x</sub>-emissioner er emissionsfaktorerne på samme niveau for individuel og kollektiv opvarmning med træ.

**Tabel 6.4.** Emissionsfaktorer for kollektiv varmforsyning i 2015 (Nielsen et al., 2016).

<b>NO<sub>x</sub>, g/GJ</b>	<b>Kul</b>	<b>Naturgas</b>	<b>Træ</b>
Kraftværker	29	55 (antaget kedel)	81
Fjernvarmeværker	95	33	90
<b>PM<sub>2.5</sub>, g/GJ</b>	<b>Kul</b>	<b>Naturgas</b>	<b>Træ</b>
Kraftværker	2,1	0,1 (antaget kedel)	4,8
Fjernvarmeværker	5	0,1	10

### CO<sub>2</sub> neutralitet og klimæffekt

Brændefyring er i princippet CO<sub>2</sub>-neutral, hvis træet kommer fra bæredygtig skovdrift, hvor skoven ikke leverer mere end tilvæksten. Det betyder, at den CO<sub>2</sub> som dannes ved forbrænding af træet, vil blive bundet i anden træ eller vegetation igen via fotosyntese på et senere tidspunkt, og derved være neutral i forhold til klimapåvirkning.

Det er dog ikke helt så simpelt, idet forbrænding af træ fører til dannelse af sod (BC-Black Carbon). BC dannes ved al uren forbrænding således også fx i en dieselmotor, hvor en stor del dog vil blive fjernet af et partikelfilter.

BC tilhører de såkaldte kortlevede drivhuskomponenter (Short-Lived Climate Forcers). De bidrager til den globale opvarmning og dermed til klimaforandringerne. Blandt de forskellige menneskeskabte drivhusgasser og -komponenter er BC den næst største bidragsyder til klimaforandringer, kun overgået af CO<sub>2</sub>. BC i atmosfæren absorberer solens stråling og fører til en direkte opvarmning i atmosfæren, da BC både absorberer indgående solstråling og udgående stråling. BC har endvidere en indirekte virkning på klimaet med øget opvarmning som følge af øget skydannelse, men nettovirkningen er yderst usikker, da skyer reducerer solindstrålingen (køling), men bremser udstrålingen (opvarmning). Når BC er deponeret på sne og isdækkede overflader påvirker det albedo effekten, da det er sort, hvorved det absorberer en del af den solstråling, som normalt ville blive reflekteret til atmosfæren, og dermed øges afsmeltningen (Jensen et al., 2014).

Da levetiden for BC måles i dage til uger, vil en reduktion af BC få næsten øjeblikkelig effekt i forhold til reduktion af klimapåvirkningen (Bond et al., 2013).

Sammenligning af forskellige stoffers samlede klimæffekt udtrykkes ved deres opvarmningspotentiale af atmosfæren udtrykt ved GWP (Global Warming Potential), hvor CO<sub>2</sub> pr. definition er sat til 1. GWP beregnes typisk for forskellige tidshorisonter for at illustrere effekten over forskellige tidshorisonter, fx 20 år eller 100 år, hvor 100 år er den mest anvendte. Som det fremgår af ovenstående indgår BC i komplicerede processer, som omfatter både opvarmning og køling. Derfor er der også store usikkerheder på estimater af GWP for BC, og klimæffekten af BC indgår ikke i opgørelse af klimagasser i nationale emissionsopgørelser.

FN's klimapanel har i deres vurdering af klimæffekten opsummeret forskellige bud på GWP for BC ud fra litteraturen, således også i deres seneste vurdering (IPPC, 2013). Heri angives GWP for BC globalt til 3200 (270 til 6200) for 20 år og 900 (100-1700) for 100 år. Der er således et stort usikkerhedsinterval.

Det er muligt at give et groft overslag over klimaeffekten af brændefyring ud fra disse forudsætninger om GWP og antagelser om, hvad brændefyring erstatter af anden opvarmning.

Hvis vi meget konservativt antager, at brændefyring erstatter fyringsolie vil brændeforbruget på 24.571 TJ i 2015 med en brændværdi for fyringsolie på 42,7 GJ/ton svare til 575.433 tons fyringsolie og med en udledning på 3,16 kg CO<sub>2</sub> pr. kg fyringsolie svarer det til 1,8 mio. tons CO<sub>2</sub>. Den konservative antagelse stiller brændefyring i det bedst mulige lys, da brændefyring vil erstatte et miks af opvarmningsformer som fjernvarme, oliefyr, gasfyr, varmepumpe mv. Da el- og varmeforsyning forventes at køre på vedvarende energi i 2035 vil CO<sub>2</sub>-udledningen fra fjernvarme og varmepumper være minimal på sigt. Når man konservativt antager at brændefyring erstatter oliefyring overvurderer man således gevinsten ved brændefyring ud fra en CO<sub>2</sub> betragtning.

BC emissionen i Danmark i 2015 var 1.891 tons fra brændefyring (Nielsen et al., 2017). Med et GWP på 900 for BC over 100 år svarer det til et samlet GWP på 1,7 mio. for brændefyring under et, hvilket er samme størrelsesorden som GWP for den sparede fyringsolie (1,8 mio.). Selvom det er et groft overslagsberegning og forudsætningerne om GWP for BC er usikre illustrerer det, at brændefyring med den nuværende teknologi langt fra er CO<sub>2</sub> neutral. Det følger at, hvis al brændefyring ikke antages at erstatte olie ville brændefyring med den nuværende anvendte teknologi faktisk øge klimaeffekten.

Det Økologiske Råd har lavet tilsvarende beregninger med lidt andre forudsætninger (Det Økologiske Råd, 2014).

## **6.2 Koncentrationsbidrag**

### **Gennemsnitsbidrag**

Som det blev illustreret i afsnit 5.2 er koncentrationsbidraget fra brændeovne i Region Hovedstaden til bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025 beregnet til omkring 0,53 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2.5</sub> og 0,28 µg/m<sup>3</sup> for NO<sub>2</sub>.

### **Høje lokale bidrag**

Denne middelkoncentration dækker dog over store variationer, som det bl.a. er vist i et tidligere studie af luftforureningen fra brænderøg i Gundsømagle beliggende nord for Roskilde, som er en landsby med udbredt brændefyring. Her viste målinger i en 6-ugers vinterperiode partikkelkoncentrationer af PM<sub>2.5</sub>, som var omkring 4 µg/m<sup>3</sup> højere end på en nærliggende baggrundsmålestation. Dette bidrag var sammenlignelig med bidraget fra trafikken på Danmarks mest befærdede bygade, H.C. Andersens Boulevard i København med omkring 70.000 køretøjer pr. dag. Døgnvariationen viste også øget PM<sub>2.5</sub>-partikkelkoncentrationer i aften- og nattetimerne som forventet fra lokale brænderøgskilder (Glasius et al., 2006).

### **Lokale røggener og naboklager**

Naboer til brændefyring kan opleve gener selv indendørs, hvis der fyres med vådt brænde eller affald, hvis der fyres forkert, hvis skorstensforholdene er utilstrækkelige eller under bestemte vindforhold, hvor røgen trækkes ind mod naboen mv.

### Indendørs eksponering

Brændefyring påvirker ikke kun den udendørs luftforurening, da luftforureningen også trænger ind i boliger og dermed bidrager til indendørs eksponering.

Men en brændeovn kan også i sig selv være en indendørskilde, der kan bidrage til forhøjede partikkelkoncentrationer indendørs, hvor den pågældende brændeovn bruges.

Der er kun gennemført få undersøgelser af partikkelkoncentrationerne indendørs i forbindelse med fyring. De viser, at der i huse med brændeovn kan konstateres et mærkbart bidrag til sodforureningen inde i huset, og at denne forurening primært opstår, når der tændes op i brændeovnen (Olesen et al., 2010; Miljøstyrelsen, 2012; Det Økologiske Råd, 2012).

### 6.3 Hidtidig regulering af brændeovne

Det er Miljø- og Fødevareministeriet som regulerer forurening fra brændeovne mv., og det er kommunerne, som er miljøtilsynsmyndighed. Brændeovnsbekendtgørelsen fra 2008 var den første miljøregulering af brændeovne og stillede bl.a. krav til udledningen af partikler til luften fra brændeovne og kedler, som omfattede nye brændeovne og kedler fra 1. juni 2008 (10 gram pr. kg træ for brændeovne). Dette er siden skærpet til 5 g/kg gældende fra 31. december 2015 med den reviderede bekendtgørelse fra 2015, og blev yderligere sat ned til 4 g/kg gældende fra 31. december 2017 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2015).

Fra 2022 overgår regulering af brændeovne fra national lovgivning til EU regulering via Ecodesign-direktivet (EU, 2009). Fra 2022 skal alle nye brændeovne i hele EU for første gang leve op til de samme krav, hvad angår udledning af partikler. De nye krav til partikeludledning er 5 g/kg brænde, hvilket er et gram højere end de nuværende danske regler for 2018 på 4 g/kg. Isoleret set er Ecodesign-direktivets krav derfor en svækkelse i forhold til de danske krav, men til gengæld vil reguleringen reducere emissionen fra alle nye brændeovne i EU, hvilket vil reducere den langtransporterede partikelforurening til Danmark.

Svanemærket er en frivillig ordning, hvor et produkt skal leve op til en defineret miljøstandard, således at det Svanemærkede produkt er blandt de bedste på markedet. Svanemærkets krav til partikeludledning for brændeovne er blevet skærpet over tid og startede i 2004 med 10 g/kg og blev skærpet til 5 g/kg i 2010. De seneste skærpelse er til 3 g/kg fra 1/7-2014 til 30/6-2017, og 2 g/kg gældende fra 1/7-2017 til 30/6-2019 (Nordisk Miljømærkning, 2015). I 2018 er Svanemærkets krav (2 g/kg) således halvdelen af brændeovnsbekendtgørelsens krav (4 g/kg). Langt hovedparten af nysalgte har været Svanemærkede brændeovne med 9 ud af 10 solgte brændeovne ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)), og det er også en væsentlig grund til, at den nationale partikelemission fra brændeovne mv. generelt er faldet siden 2007.

Brændeovnsbekendtgørelsen giver vide beføjelser til kommunalbestyrelsen. Den kan regulere skorstenshøjde, fyringsadfærd, brændelskvalitet samt fastsætte yderligere emissionsbegrænsende foranstaltninger inden for et geografisk afgrænset område gennem kommunale forskrifter, og der er bødemuligheder. En del kommuner har benyttet sig af muligheden for at udarbejde en kommunal forskrift for borgernes brug af brændeovne i bestemte områder ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)).

Miljøstyrelsen har via diverse puljer gennem årene støttet udvikling af mere miljøeffektiv brændefyringsteknologi gennem en række forskellige projekter.

Miljøstyrelsen har tidligere haft en pulje med tilskud til skrotning af gamle brændekedler. Senest er en skrotningsordning rettet mod brændeovne fra før 1990 lanceret af Miljøstyrelsen i november 2015. Der blev givet en skrotningspræmie på 2.150 kr. pr. skrottet ovn, og ejeren var ikke forpligtet til at købe en ny ovn. Der blev afsat en pulje på ca. 45 mio. kr., som rakte til skrotning af omkring 21.000 brændeovne. Puljen er nu opbrugt.

Miljøstyrelsen har også tidligere gennemført oplysningskampagne for renere fyring med top-down fyring, som også blev understøttet af skorstensfejerne. Miljøstyrelsen skønner, at der kan opnås en partikelreduktion på mellem 50 - 80 % i selve optændingsfasen i forhold til den traditionelle optænding fra bunden ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk); Miljøstyrelsen, 2017b).

Miljøstyrelsen har også opbygget en brændefyringsportal, som er en hjemmeside med en lang række oplysninger, vejledninger og anbefalinger om brænderøg rettet mod borgere og kommuner samt fagfolk ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)). Herunder er der bl.a. en vejledning om regulering af luftforurening fra brændefyring, der primært henvender sig til kommunale miljøsagsbehandlere.

Der har for år tilbage været forsøgt at indføre en afgift på brænde, men dette lykkedes ikke, bl.a. pga. administrative og praktiske vanskeligheder ved at administrere en sådan afgift.

Den hidtidige regulering har derfor fokuseret på emissionsregulering og miljøtilsyn, økonomiske tilskud til skrotning, information samt støtte til forskning og udvikling.

#### **6.4 Tidligere foreslåede virkemidler**

I det følgende gives en kort oversigt over virkemidler, som er foreslået inden for de seneste år af forskellige aktører, hvoraf nogle af virkemidlerne også er konsekvensvurderet.

**Tabel 6.5.** Forskellige forslag til virkemidler overfor brændeovne mv. fra forskellige aktører.

---

**Miljøstyrelsen 2007**

---

Bekendtgørelsesscenarium

Partikelfilterscenarium

Partikelfilterscenarium kun i byer over en vis størrelse

---

**Fællesudspil fra DAPO, Det Økologiske Råd, Astma-Allergi Danmark, Skorstensfejlerlaug i 2014**

---

Brændsel og anden fyring:

1. Forbud mod at fyre med kul og petrokoks i fastbrændselsanlæg

2. Standardiseret kvalitetsmærkning for brænde og briketter

---

Tiltag vedrørende værktøjer og støtte til kommuner:

3. Kommunale retningslinjer for anvendelse af brændeovne, brændekedler mv.

4. Fælleskommunale brændefyringsnævn til afgørelse af tvister i kommunale klagesager

---

Tiltag vedrørende ejerskifte og plan for udskiftning af brændeovne:

5. Miljøattest for brændeovne ved ejerskifte af boliger

6. Samlet plan for gradvis udskiftning af ældre brændeovne og brændekedler

7. Kursus til brændeovnsbrugere ved nyinstallation eller indflytning i bolig med eksisterende brændeovn, brændekedel mv.

8. Systematisk indberetning af viden om godkendte brændeovne og brændekedler

9. Partnerskab om fælles informationsportal vedrørende brændeovne

10. Etablering af forskningspulje om Bedre Brændefyring

11. Energimærkning af brændeovne mv.

---

*Forbrugsbaseret afgift på brændeovne og andre fyringsenheder (Fællesudspil uden konsensus)*

*Skrotningspræmie for udfasning af ældre brændeovne, brændekedler mv. (Fællesudspil uden konsensus)*

---

**De Økonomiske Råd i 2016**

---

Økonomiske virkemidler:

Differentierede afgifter på brug af brændeovne

Forbud mod ældre brændeovne

Totalt forbud mod brændeovne

En skrotningspræmie

---

**Overborgmester, Københavns Kommune 2017**

---

Forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme

Ved udskiftning skal der skiftes til Svanemærket brændeovn.

Skrotpræmie på 5.000 kr. for brændeovne med fjernvarme uden opsætning af ny ovn

Skrotpræmie på 5.000 kr. for brændeovne uden fjernvarme ved udskiftning til Svanemærket ovn

---

**Miljøstyrelsen 2007**

Forud for brændebekendtgørelsen i 2008 gennemførte Miljøstyrelsen en undersøgelse af forskellige scenarier: basisscenarium, bekendtgørelsesscenarium, partikelfilterscenarium samt partikelfilterscenarium kun i byer over en vis størrelse (Miljøstyrelsen, 2007). Scenarierne blev vurderet mht. emission og velfærdsøkonomi.

Den største reduktion ses for filterscenariet, hvor PM<sub>2,5</sub> emissionerne i 2020 forventes reduceret med 96 % i forhold til 2005. For basisscenariet reduceres PM<sub>2,5</sub> emissionerne omkring 16 % og brændebekendtgørelsesscenariet med 37 %. Dette skal ses i forhold til, at der i samme periode forudses en stigning i brænde og træpilleforbruget på 22 %. Rapporten bemærker, at filterscenariet

vil kræve yderligere 1-2 års udviklingsarbejde førend filtrene vil være teknologisk realistiske at bruge i Danmark. Som vi skal se senere, arbejdes der fortsat på at udvikle effektive filtre, og de er endnu ikke kommercielt tilgængelige.

Den velfærdsøkonomiske analyse viste, at filterscenarioet klart gav det største velfærdsøkonomiske overskud, selvom filterscenarioet kræver de største investeringer af brugerne, men de sparede skadesomkostninger vedr. luftforurening er tilsvarende større. Ses der derimod på effektiviteten af at investere i de forskellige scenarier, opnås den største emissionsreduktion pr. investerede kr. ved bekendtgørelsesscenarioet, som er 2,5 gange større end for de to filterscenarioer.

#### **Fællesudspil 2014**

DAPO (Foreningen af Danske Leverandører af Pejse og Brændeovne), Det Økologiske Råd, Astma-Allergi Danmark, samt Skorstensfejerlauget udarbejdede i 2014 et fællesudspil om brændefyring med mulige indsatser til reduktion af partikeludledning og gener fra brændefyring (DAPO et al., 2014).

Der er en kort begrundelse for de enkelte forslag, men ikke nogen konsekvensvurdering i forhold til emission eller velfærdsøkonomi.

#### **De Økonomiske Råd 2016**

De Økonomiske Råd (DØRS) gennemførte i 2016 en samfundsøkonomisk analyse af forbud og økonomiske virkemidler til regulering af brændeovne (De Økonomiske Råd, 2016):

- Differentierede afgifter på brug af brændeovne
- Forbud mod ældre brændeovne
- Totalt forbud mod brændeovne
- En skrotningspræmie

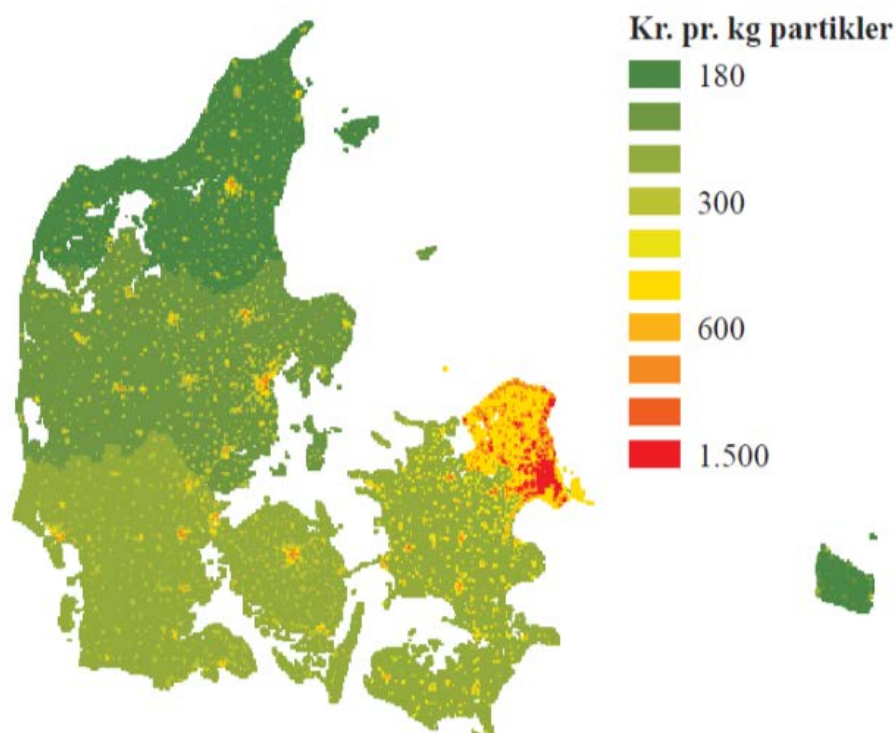
Differentierede afgifter på brug af brændeovne er oprindeligt et forslag fremført af Økologisk Råd. Ideen er, at der pålægges en afgift pr. time ovnen er i brug, som afspejler de eksterne helbredsomkostninger ved normalt brug. Det antages, at der kan sættes en temperaturmåler i skorstenen, som kan måle, hvor mange timer brændeovnen er i brug. Helbredsomkostningerne og dermed afgifterne afhænger af ovnens type (emissionsfaktor) og geografiske placering. Afgiften vil give et incitament til både at fyre mindre og til at udskifte en gammel brændeovn med en nyere eller eventuelt helt ophøre med at have brændeovn. Der er dog også en del administrative omkostninger ved en sådan afgift.

Der er flere scenarier for et forbud. Forbud mod ovne før 1990, før 2008, ikke Svanemærkede ovne samt et total forbud.

I 2015 blev en skrotningsordning for brændeovne fra før 1990 lanceret. Samme forudsætninger om 2.000 kr. i skrotningspræmie er antaget for ovne før 1990, men uden noget puljeloft.

Analysen var baseret på opdaterede helbredsomkostninger pr. kg PM<sub>2,5</sub>-emission fra danske brændeovne ud fra beregninger gennemført af DCE af helbredsomkostninger med EVA-systemet (Brandt et al., 2016) og opdaterede nye værdier af statistisk liv og tabte leveår af De Økonomiske Råd, se Figur 6.1. Som det ses har Region Hovedstaden de største helbredsomkostninger pr.

kg udledt partikler fra brændeovne i forhold til andre regioner grundet højere befolkningstæthed.



**Figur 6.1.** Helbredsomkostninger pr. kg  $PM_{2.5}$  udledt fra danske brændeovne. Baseret på beregninger af DCE af helbredsomkostninger (Brandt et al. 2016), men opdateret med nye værdier af statistisk liv og tabte leveår af De Økonomiske Råd. Figur gengivet fra De Økonomiske Råd (2016).

De Økonomiske Råd beregnede endvidere helbredsomkostningerne pr. time ved brændefyring for forskellige geografiske områder og forskellige brændeovnsteknologier som illustreret ved et eksempel i .

**Tabel 6.6.** Eksempler på helbredsomkostning ved normal brug af en brændeovn. Tabel gengivet fra De Økonomiske Råd (2016).

	<b>København</b>	<b>Bornholm</b>
	Kr. pr. times fyring	Kr. pr. times fyring
Ovn fra før 1990	41	5
Ny Svanemærket ovn fra 2015	7	1

Tabel 6.7 opsummerer de samfundsøkonomiske gevinster ved de forskellige virkemidler.



**Tabel 6.7.** Totale samfundsøkonomiske gevinster ved forskellige virkemidler over for brændeovne. Tabel gengivet fra De Økonomiske Råd (2016).

Virkemiddel	Ovntyper	Hele landet	Kun byer
		Mia. kr. pr. år	Mia. kr. pr. år
Afgifter på brug	Alle	3,1	2,4
Forbud, delvist	Før 1990	1,1	0,8
Forbud, delvist	Før 2008	2,5	1,9
Forbud, delvist	Ikke-Svanemærket	2,8	2,1
Totalt forbud	Alle	1,9	1,8
Skrotning	Før 1990	1,0	0,8
Skrotning	Før 2008	2,4	1,8

De totale samfundsøkonomiske gevinster ved at regulere brændeovne i Danmark er beregnet til mellem 1 og 3 mia. kr. pr. år afhængig af virkemiddel, og hovedparten af gevinsterne ligger i byerne (over 100 indbyggere pr. km<sup>2</sup>). Den største gevinst fås ved differentierede afgifter på brug af brændeovne.

Gevinsten ved delvist forbud er mellem 1,1 til 2,8 mia. kr. om året afhængig af, hvor omfattende forbuddet er.

Ved et total forbud er gevinsten dog kun 1,9 mia. kr. om året, hvilket bl.a. skyldes, at mange nye ovne forbydes ved et totalt forbud samt, at det ikke er muligt at købe en ny ovn. Da nye ovne forurener væsentligt mindre end de øvrige typer ovne, giver et forbud mod disse ikke så stor en helbredsgevinst for samfundet. Tabet for forbrugerne af de nye ovne opvejes derfor ikke af de opnåede ekstra helbredsgevinster ved dette forbud.

Gevinsten ved skrotning ligger mellem 1,1 og 2,4 mia. kr. om året afhængig af alderskrav til brændeovnene.

Helbredsomkostninger, antal brændeovne og reducerede antal for tidlige dødsfald er vist i tabel 6.8 for de forskellige virkemidler. Det ses, at der kan spares mellem omkring 100 og 400 for tidlige dødsfald afhængig af virkemiddel.

**Tabel 6.8.** Helbredsomkostninger, antal brændeovne og reducerede for tidlige dødsfald. Tabel gengivet fra De Økonomiske Råd (2016).

	Ovntyper	Helbredsom-	Antal ovne	Reducerede
		kostninger	*1000	dødsfald
		Mia. kr. pr. år		Pr. år
Uden regulering		4,1	750	-
Afgifter på brug	Alle	0,6	268	337
Forbud, delvist	Før 1990	3,0	688	103
Forbud, delvist	Før 2008	1,5	574	247
Forbud, delvist	Ikke-Svanemærket	1,1	527	282
Totalt forbud	Alle	0,0	0	391
Skrotning	Før 1990	3,0	688	103
Skrotning	Før 2008	1,6	574	236

Ovenstående vurderinger af virkemidler er for hele Danmark. Region Hovedstaden har både et højt befolkningstal og høj befolkningstæthed, så regionens andel af de samlede potentielle effekter ved de forskellige virkemidler er relativt høj i forhold til andre regioner.

### Overborgmester i København 2017

I forbindelse med den kommunale valgkamp i 2017 fremsatte overborgmesteren for Københavns Kommune Frank Jensen en række forslag til kommunal regulering af brændeovne (<https://frank-jensen.dk/ren-luft-i-byen>):

- Forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme
- Ved udskiftning skal der skiftes til Svanemærket brændeovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger med fjernvarme uden opsætning af ny ovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger uden fjernvarme ved udskiftning til Svanemærket ovn

Der er ikke fremlagt nogen konsekvensvurdering i forhold til emission eller velfærdsøkonomi af disse forslag.

### 6.5 Potentialer i forskellige typer af virkemidler

I det følgende vil vi diskutere potentialet i forskellige virkemidler grupperet på følgende måde:

- Virkemidler i forhold til mængde og type af brændsel
- Teknologiske virkemidler
- Virkemidler over for brug af brændeovne og brugerens fyringsadfærd
- Kommunernes miljøtilsyn og miljøplanlægning

Under teknologiske virkemidler grupperes alle virkemidler, som har til formål at regulere, hvor forurenende brændeovne er, og hvilke typer der anvendes. Gruppen omfatter derfor mange typer af virkemidler, som fx emissionskrav, forbud, økonomiske incitamenter og røgrensning.

Vi vil tage udgangspunkt i de allerede listede virkemidler samt tilføje enkelte andre virkemidler. Potentiale vurderingerne er især kvalitative, da der kun foreligger få kvantificeringer af virkemidlernes effekt for emission, helbredsomkostninger mv.

Endvidere diskuteres kort forskellige aktørers rolle i forhold til de forskellige virkemidler.

### 6.6 Virkemidler over for brændslet

I det følgende diskuteres en række virkemidler, som kan påvirke mængde og type af brændsel.

Energiindholdet i brænde anvendt i boliger er 24.751 TJ i 2015. Det samlede energiforbrug i boliger til opvarmning er 150.608 TJ ifølge Energistatistikken for 2015 (Energistyrelsen, 2016), når motorbenzin, bygas og el til elapparater er fratrukket. Brændefyring til boliger dækker derfor omkring 16% af varmforsyningen til boliger.

#### Reducere opvarmningsbehov gennem efterisolering af boligen

Et reduceret opvarmningsbehov i boliger med brændefyring vil alt andet lige reducere partikeludledning, da mindre træ, skal bruges til opvarmning.

Der er omkring 122.000 pillefyr og omkring 47.000 kedler i Danmark i 2015, jævnfør tabel 6.1, og boliger med disse anlæg må formodes at have deres primære opvarmning fra brænde/træpiller. For disse boliger er efterisolering et virkemiddel, som ville kunne reducere varmebehovet, og dermed også brug af brændefyring, hvis denne opvarmningsform bibeholdes.

For boliger med de 750.000 brændeovne vil en del have individuel opvarmning med olie- eller gasfyr eller el, og de vil have størst økonomisk incitament til at bruge brændeovn. Andre boliger vil være tilsluttet kollektiv varmforsyning, hvor det økonomiske incitament er mindre pga. forholdet mellem faste og variable omkostninger ved fjernvarme, og her vil efterisolering også reducere varmebehovet. Da denne gruppe har enten individuel eller kollektiv opvarmning, er det mere sandsynligt, at brændeovne bruges som supplerende varme og hygge, og det er mere vanskeligt at vurdere, hvad effekten vil være for brændeforbruget af efterisolering af boligen.

### **Fremme varmepumper til individuel opvarmning**

De nuværende politiske mål er at udfase oliefyr senest i 2050, hvor al varmforsyning skal være baseret på vedvarende energi (Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet (2014).

Ifølge den politiske aftale for den danske energipolitik 2012-2020 (Regeringen, 2012a;b)) indføres et stop for installering af olie- og naturgasfyr i nye bygninger fra 2013. Fra 2016 er det ikke længere muligt at installere oliefyr i eksisterende bygninger i områder med fjernvarme eller naturgas.

Energistyrelsen vurderer, at der er op mod 300.000 boliger, som opvarmes med oliefyr. Det er sandsynligt, at de fleste af disse boliger er uden for kollektiv varmforsyning, og at mange har brændeovn som betydelig supplement til opvarmningen.

Nogle få vil kunne tilsluttes fjernvarme, mens hovedparten har valget mellem varmepumpe eller pillefyr eller alternativt brændeovn til rumopvarmning suppleret med brugsvand opvarmet med el, hvis der ikke er centralvarme. I forhold til partikeludledning vil fjernvarme og varmepumpe have minimale emissioner. Pillefyr vil være det næstbedste alternativ mht. partikeludledning, men stadigvæk have mange gange større partikelemissioner end strøm til varmepumper produceret på et miks af vind, sol og biomasse. Anvendes fortsat brændeovn vil partikelemissionen være endnu større i forhold til disse alternativer, jævnfør emissionsfaktorerne i tabel 6.3, selv med anvendelse af Svanemærket ovn.

### **Renere brændsel**

Brændeovnsbekendtgørelsen fra 2015 kræver allerede, at der kun må benyttes rent og tørt træ, og der må således ikke fyres med malet træ, affald, mv.

Forbruget af kul og koks har været nul eller tæt på i en del år, men der har dog været et mindre forbrug af petrokoks (Nielsen et al., 2016).

Fællesudspillet forslag fra 2014 (DAPO et al., 2014) om forbud mod at fyre med kul og petrokoks (biprodukt fra olieraffinering) i fastbrændselsanlæg (forslag 1) ser ud til at blive imødekommet vedr. petrokoks i nyt udkast til brændeovnsbekendtgørelsen, som var i høring i december 2017 (<https://ho->

[eringsportalen.dk/Hearing/Details/61305](https://eringsportalen.dk/Hearing/Details/61305)). Ud over at petrokoks er luftforurenende, bidrager det også som et fossil brændsel til klimagasser. Da forbruget er lille vil det kun have betydning helt lokalt, hvor det bruges.

Fællesudspillet forslag fra 2014 (DAPO et al., 2014) har ligeledes stillet et forslag om Standardiseret kvalitetsmærkning for brænde og briketter (forslag 2). Udover at bidrage til produktoplysning kunne forslaget også have en betydning for partikeludledningen, hvis eksempelvis for vådt træ sælges.

Som tidligere nævnt har træpiller væsentligt lavere partikeludledning i forhold til brændeovne, der fyres med rænde, men det kræver et pillefyr med centralvarme eller pilleovn allé en brændeovn beregnet til træpiller.

En helt anden mulighed er at skifte til flydende biobrændstof (bioethanol), som afbrændes i biopejs. Disse kan fås i mange udgaver både pejse- og brændeovns-lignende. Flammerne er synlige på samme måde som i brændeovn, og bidrager dermed til hyggen, om end den knitrende lyd fra brændende træ mangler. Varmeafgivelsen fra en biopejs er dog betydelig mindre end for en brændeovn, og dermed er hovedformålet ikke opvarmning, men hygge. En biopejs har en varmeeffekt på 2-4 kW, mens en brændeovn har 4-8 kW ([www.biopeiser-shop.no](http://www.biopeiser-shop.no)).

Bioethanol brænder meget rent, og der er ikke krav om skorstenstilslutning. Soddannelse er givet meget lille, men der vil dannes noget NO<sub>x</sub> pga. de høje temperaturer. Dog bør det undersøges, om en biopejs forringer luftkvaliteten indendørs. Andre varmekilder til rumopvarmning, som benyttes indendørs uden aftræk, er fx gasvarmere.

Biopejse har ingen partikelemission til udeluften og vil derfor reducere partikeludledningen med 100%, hvis en brændeovn skiftes ud med en biopejs, hvilket bør være en mulighed for de personer, for hvem hyggen er vigtigere end opvarmningen. De kunne således være særligt velegnede i velisoleret nybyggeri, hvor varmebehovet er begrænset, og hvor en brændeovn oftest varmemæssigt er overdimensioneret.

### **Afgifter på brænde**

Brænde er ikke pålagt energiafgifter ligesom el og andre brændsler, hvilket gør brænde relativt billigt i forhold til andre mindre forurenende brændsler. Det forrykker fx priskonkurrencen mellem varmepumper og pillefyr/brændeovn.

Den tidligere regering fremlagde i 2013 et lovforslag om afgift på både brænde og træpiller, hvilket dog ikke blev vedtaget.

Ud fra en miljøøkonomisk synsvinkel bør afgifter indrettes således, at de afspejler de eksternalitetsomkostninger i form af helbredsomkostninger mv., som forskellige brændsler og teknologier giver anledning til. Teorien er så, at prissignalerne på markedet over for forbrugerne vil fremme forbrug og teknologi, som er mindre miljøskadelig.

En måde er at afgiftsbelægge selve brændslet, en anden måde er, at afgiftsbelægge brugen af brændeovn, som beskrives senere.

## 6.7 Teknologiske virkemidler

### Skærpe Ecodesign-direktivet

Som tidligere nævnt har brændeovnsbekendtgørelsens emissionskrav til brændeovne mv. og den løbende skærpelse heraf sammen med skærper af Svanemærkets emissionskrav ført til en teknologisk udvikling, som har reduceret emissionsfaktorer for nye brændeovne væsentligt i forhold til ældre modeller.

Regulering af forureningen af brændeovne overgår fra national til EU regulering fra 2022 med Ecodesign-direktivet. Fra 2018 gælder et emissionskrav på 4 g/kg i brændeovnsbekendtgørelsen, som bliver til 5 g/kg fra 2022 med Ecodesign-direktivet. Det er ikke sandsynligt, at brændeovnsbekendtgørelsen skærpes yderligere frem mod 2022, hvorefter alle ovne, som opfylder emissionskravet i Ecodesign-direktivet, kan sælges i Danmark. Efter 2022 skal yderligere skærper af emissionskravene derfor foregå gennem internationalt samarbejde i EU.

### Fremme aktiv forbrændingsoptimering

Indtil videre har den teknologiske udvikling især handlet om en passiv optimering af forbrændingen gennem design af forbrændingskammer og efterforbrænding. Der er grænser for, hvor langt man kan komme ad denne vej til fortsat reduktion af partikeludledningen.

Nogle få producenter tilbyder allerede brændeovne med aktiv optimering af forbrændingsprocessen med mekanisk og elektronisk styring af lufttilførslen inkl. iltmåler (lambdasonde) ([www.hwam.dk](http://www.hwam.dk)). Dette er med til at sikre en renere forbrænding med lav partikeludledning samtidig med, at forbrændingsprocessen ikke er så afhængig af brugerens fyringsteknik og adfærd.

### Røgrensning

Næste teknologiske trin for at sikre væsentligt lavere partikeludledning er rensning af røgen på en effektiv måde, som det kendes fra udstødningen fra dieslbiler, som renses med partikelfilter. For biler har disse en effektivitet på mindst 90%.

Miljøstyrelsen har gennem årene finansieret en række laboratorietest og demonstrationsforsøg af partikelfiltre. I et studie fra 2011 blev der undersøgt 5 forskellige elektrofiltre (Miljøstyrelsen, 2011). Den overordnede konklusion fra dette studie var dog, at effektiviteten af de undersøgte filtre var meget lav, og langt større partikelreduktioner kunne opnås ved at udskifte ældre brændeovne med nye end at installere nogen af de afprøvede teknologier.

Som alternativ til filtre skal et nyt projekt over 2 år startende fra 2018 undersøge, om man med kold plasma kan fjerne gas- og partikelemissioner fra brænderøg på en effektiv og billig måde. Plasma er ioniseret gas, der dannes, når luft udsættes for et højt spændingsfelt, og som er i stand til at reducere både partikel- og gasemission. Forventningen er, at det kan fjerne halvdelen af udledningen af partikler og gasser, og bruges både på gamle og på nye ovn. Plasmaet får partiklerne til at klumpe sammen, så de lettere kan fjernes. Nogle af de sammenklumpede partikler bliver så tunge, at de falder tilbage i flammerne, mens andre kan fjernes ved hjælp af en cyklon eller andre renseteknologier. Projektet er støttet af Miljøstyrelsens Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) (<http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2018/jan/nyt-projekt-skal-fjerne-partikler-og-gasser-fra-braendeovns-roeg/>).

Røgrensningsteknologi er således stadigvæk på udviklings- og forsøgsstadiet, og der er endnu ikke effektive og billige teknologier kommercielt til rådighed, som kan dokumentere stor reduktion i partikeludledningen. Der er derfor fortsat brug for støtte til forskning og teknologiudvikling inden for dette område.

Hvis målet er, at brændefyring skal have partikeludledning på niveau med andre opvarmningsformer er udfordringen enorm, og kræver et teknologisk tigerspring. De nyeste Svanemærkede brændeovne har en partikelemission på 155 g/GJ og pilleovn/fyr på 29 g/GJ. Til sammenligning har et individuelt oliefyr (5 g/GJ), mens gasfyr er langt lavere (0,1 g/GJ), og varmepumpe ligger mellem disse yderpunkter afhængig af energimiks. Ved kollektiv varmforsyning med træpiller har et kraftværk 5 g/GJ, mens fjernvarmeverker har 10 g/GJ. De nyeste Svanemærkede brændeovne skal således forbedres en faktor 15-30 (reducere partikeludledningen med 94-97%) og et pillefyr/ovn med en faktor 3-5 (reducere partikeludledningen med 65%-83%) for at nå et niveau på hhv. 5 g/GJ og 10 g/GJ. Dette vil givet kræve både aktiv styring af forbrændingsprocessen og efterfølgende røgrensning.

### **Skrotningspræmie og forbud**

Brændeovne har en meget lang levetid og kan holde 30 år eller meget længere. Det betyder også, at der er en meget langsom udskiftning, hvor ældre mere forurenende ovne udskiftes med nye renere ovne. Sammenlignes med biler sker denne udskiftning for biler langt hurtigere, da levetiden for biler er omkring 15 år.

Derfor kan partikeludledningen reduceres kraftigt ved forbud mod ældre brændeovne eller økonomiske incitamenter i form af skrotningspræmie for at skrotte ældre brændeovns. Gevinsterne herved har De Økonomiske Råd gennemregnet for forskellige scenarier, se tidligere tabel 6.7 og tabel 6.8.

I forbindelse med skrotningspræmie kan der være en såkaldt dødvægt, som består i at gamle brændeovne, som ikke bruges eller bruges meget lidt, skrottes. I de tilfælde vil emissionsgevinsten ikke er stor, mens den vil være stor, hvis gamle ovne, som bruges meget, skrottes.

### **Udfasning af ældre brændeovne, kedler mv.**

Fællesudspillet har et forslag om en samlet plan for gradvis udskiftning af ældre brændeovne og brændekedler mv. (forslag 6). En samlet plan foreslås over en årrække at bringe den danske bestand af brændeovne, brændekedler mv. fra før 2008 i overensstemmelse med kravene i den nye Brændeovnsbekendtgørelse. Der fastlægges en gradvis indfasning af ordningen, så de ældste ovne, kedler mv. først bringes i overensstemmelse med gældende krav eller udskiftes med nye ovne mv.

Forslaget vurderes at have en effekt på linje med DØRS scenarium om delvis forbud af brændeovne mv. fra før 2008, men gevinsten vil tage længere tid om at indtræffe.

### **Ejerafgifter på brændeovn**

En muligt virkemiddel er en årlig ejerafgift på brændeovne, som kunne differentieres på type af brændeovn efter partikeludledningen samt på land og by for at afspejle forskelle i helbredsomkostninger. Økologisk Råd har tidligere i 2012 fremsat forslag om en årlig ejerafgift, hvor forslaget var 4.000 kr. for Svanemærkede brændeovne og 8.000 kr. for andre brændeovne. En sådan afgift

ville givetvis betyde, at mindre brugte brændeovne blev skrottet og mere brugte brændeovne blev udskiftet til Svanemærkede modeller. Men virkemidlet påvirker ikke selve brugen af en brændeovn, og afgiften er lige stor uafhængig af, hvor meget brænde, der forbrændes med tilhørende partikeludledning. Den maksimale effekt af den forslåede årlige ejerafgift ville være, at alle skiftede til Svanemærkede. Effekten kunne derfor være i størrelsesordenen med DØR's scenarium om delvis forbud, hvor alle andre brændeovne andre end Svanemærkede forbydes, scenarium benævnt "ikke-Svanemærkede" i tabel 6.8. Mindre brugte ovne bliver givetvis skrottet, og gamle ovne bliver erstattet af Svanemærkede ovne. Men man kan også forestille sig, at nogle ville øge forbruget af brændeovn for at få mere ud af den årlige ejerafgift, som skal betales under alle omstændigheder.

### **Afgifter på brug af brændeovn**

Ved differentierede afgifter på selve brugen af brændeovne pålægges en afgift pr. time ovnen er i brug som differentieres ud fra ovnens type (emissionsfaktor) og geografiske placering for at afspejle forskelle i de eksterne helbredsomkostninger. Det forudsætter en temperaturmåler i skorstenen, som kan måle, hvor mange timer brændeovnen er i brug. Afgiften vil give et incitament til både at fyre mindre og til at udskifte en gammel brændeovn med en nyere eller eventuelt helt ophøre med at have brændeovn. Dette virkemiddel var det, som gav den største samfundsøkonomiske gevinst i sammenligning med delvise forbud, total forbud samt skrottningspræmie i scenarierne udført af De Økonomiske Råd, se tidligere tabel 6.7 og tabel 6.8. Denne afgiftsmodel er Økologisk Råds nuværende anbefaling om afgifter på brændeovne.

### **National database med informationer om brændeovne mv.**

Fællesudspillet har et forslag om Systematisk indberetning af viden om godkendte brændeovne og brændekedler (forslag 8). Det anbefaler, at der udvikles et fælles nationalt elektronisk indberetningssystem med de relevante oplysninger om eksisterende brændeovne, idet der ikke hidtil har eksisteret et nationalt register, men oplysninger fordelt på skorstensfejerdistrikt. Miljøstyrelsen har et projekt omkring dette, og det vil skabe bedre datagrund for nationale emissionsopgørelser samt regulering af brændeovne fremover, men bidrager i sig selv ikke til mindre partikelforurening.

### **Bedre fortynding gennem højere skorstenshøjde mv.**

Skorstenen bidrager ideelt til at sprede røgen fra en brændeovn, sådant at emissionen fortyndes så meget, at koncentrationerne ikke giver anledning til røg og lugtgener for naboer. Dette gøres optimalt ved at røgfanen holdes fri af de hvirvelzoner, der dannes i læ af det tilhørende hus og de øvrige huse, der ligger omkring det. Skorstenen skal også have et godt skorstenstræk ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)).

Brændeovnsbekendtgørelsen stiller krav om placering og højde på skorstenen. Disse krav vil ikke under alle forhold forhindre røg- og lugtgener for naboer, og kommunen har derfor mulighed for at give brændeovneejere påbud om at ændre og forhøje skorstenen, hvis kommunen konstaterer væsentlig forurening eller ulempe fra brændeovnen ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)).

Der er forskellige tekniske muligheder for at øge fortyndingen yderligere ved både at øge skorstenstrækket og den efterfølgende fortynding. Det kan fx

være en roterende røghætte monteret øverst på skorstenen, som øger skorstenstræk og fortynding, når det blæser, eller en elektrisk drevet røgsuger monteret på skorstenen.

Dette reducerer ikke emission som sådan, men gennem øget fortynding kan det helt lokalt reducere røg- og lugtgener for naboer.

### **Etablering af forskningspulje om Bedre Brændefyring**

Fællesudspillet har et forslag om etablering af en forskningspulje om bedre brændefyring (forslag 10), som skulle øge viden inden for konsekvenserne af forskellige former for fyring, forskellene i partikeludledning ved ældre og nyere ovne, effekt af korrekt optænding og fyring i forhold til forbrænding og partikeludledning mv.

Hvis sådan viden omsættes til indsatser kan det på sigt være med til at reducere partikeludledningen.

## **6.8 Virkemidler over for brugeren**

Mange brændeovne forurener imidlertid langt mere end de burde gøre på grund af brugerens adfærd. Almindelige fejl er brug af uhensigtsmæssig brændsel, dårlig optændingsteknik, dårlig fyringsteknik og fejl ved aftræks- og skorstensforhold. Dette betyder, at uhensigtsmæssig fyringsadfærd i høj grad er med til at bestemme middelemmissionen, og effekten af fyringsadfærd kan således langt overskygge forskellen mellem moderne ovne og andre ovne (Olesen et al., 2010).

Brugeren af en brændeovn er i praksis på en umulig opgave, hvis personen gennem konstant regulering af luftindtag skal forsøge at optimere forbrændingsprocessen alene ud fra, hvordan forbrændingen ser ud og ud fra røgdudvikling fra skorstenen. Brugersens varmekov og forbrænding med luftoverskud for at give så lav partikeludledning som mulig er ikke altid sammenfaldende. Eksempelvis kan brugeren skrue meget ned for lufttilførslen for at reducere varmedannelsen eller strække forbrændingsperioden med forhøjede partikeludledning til følge.

### **Oplysningskampagne om top-down fyring**

Miljøstyrelsen har siden 2010 gennemført en oplysningskampagne for renere fyring med top-down fyring, som Miljøstyrelsen skønner kan reducere partikelreduktion på mellem 50 - 80 % i optændingsfasen i forhold til den traditionelle optænding fra bunden ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk); Miljøstyrelsen, 2017b). I henhold til effektmålinger, som Miljøstyrelsen har gennemført, er andelen af brugere, der altid bruger top-down optænding steget fra 23% til 31% i perioden 2012-2015 (Miljøstyrelsen, 2015b; Levander & Bodin, 2014).

Kampagnen har altså tilsyneladende haft en vis succes. Det er sandsynligt, at en bruger, som først har tillagt sig top-down fyring som fyringsvane også vil fortsætte med at benytte denne teknik. Det er dog svært at kvantificere den faktiske effekt på partikelemmissionen.

Fællesudspillet havde et forslag om partnerskab om fælles informationsportal vedrørende brændeovne (forslag 9), hvilket i store træk vurderes at være opfyldt med Miljøstyrelsens brændefyringsportalen.



Da indendørs eksponering, som følge af brugerens egen brug af brændeovn især er knyttet til optændingen men også løbende påfyld, bør informationskampagner også disse forhold. Disse forhold er kort beskrevet på brændefyringsportalen (<http://braendefyringsportalen.dk/borger/problemer-med-roeg/helbred-og-luftforurening/indeklimate/>).

#### **Skorstensfejerens årlige syn**

Skorstensfejerens årlige besøg er primært at forbygge skorstensbrand ved at rense skorsten, hvis der er meget sodbelægning. Dette kan være tegn på dårlig brænde og fyringsadfærd, hvor skorstensfejeren kan rådgive om korrekt brug og fyring, og dermed medvirke til mindre partikeludledning.

#### **Home party med vejledning om brændefyring**

Skorstensfejeren kan også komme til et såkaldt Home Party og oplyse om korrekt fyring, hvis der er mindst 10 personer ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)). Dette kan også bidrage til at mindre partikeludledning og bidrage til løsning af lokale røg- og luftgener.

#### **Krav om obligatorisk brændefyringskursus ved nyinstallation eller indflytning**

Fællesudspillet har foreslået obligatorisk kursus om korrekt brændefyring til brændeovnsbrugere ved nyinstallation eller indflytning i bolig med eksisterende brændeovn, brændekedel mv. ved besøg af en skorstensfejer efter nyinstallationer eller ved indflytning i boliger med et eksisterende fyringsanlæg (forslag 7). Dette vil have en vis effekt, da det vil øge viden om top-down optænding mv., som kan mindske partikeludledningen.

#### **Miljøattest for brændeovne ved ejerskifte af boliger**

Fællesudspillet anbefaler, at der udvikles en miljøattest for brændeovne, brændekedler mv., der kan anvendes af sælgere og/eller købere i forbindelse med ejerskifte for at vurdere fyringsenhedens miljøprofil i forhold til kravene i Brændeovnsbekendtgørelsen (forslag 5). Dette vil primært øge informationsniveauet ved køb/salg, og kun have en miljøeffekt, hvis det giver anledning af udskiftning til renere ovn.

#### **Energimærkning af brændeovne mv.**

Fællesudspillet har et forslag om Energimærkning af brændeovne mv. (forslag 11), hvor de anbefaler, at der indføres en mærkningsordning for nye brændeovne, helt tilsvarende ordningerne for hårde hvidevarer, biler og ejendomme, f.eks. mærkning på en skala fra A til G. Da det må formodes, at en mere energieffektiv ovn, alt andet lige, har lavere partikelemissioner, kan dette have en reducerende effekt på partikeludledningen, hvis forbrugerne vælger de mest energieffektive ovne. Da nye ovne i forvejen skal opfylde brændeovnsbekendtgørelsens emissionskrav, og andre hensyn som pris, design mv. også indgår i valg af brændeovn, vurderes forslaget næppe at få meget stor betydning i betragtning af, at omkring 90% af nysalget i forvejen er Svanemærkede ovne.

Da brugeren er meget vigtig for emissionerne, vil der kunne opnås langt højere reduktioner af partikelemissionen, hvis brugeren i højere grad erstattes af elektronisk og mekanisk styring af luftindtag mv.

## 6.9 Virkemidler inden for kommunal miljøtilsyn og miljøplanlægning

Kommunen er miljø- og tilsynsmyndighed i forhold til mindre træfyrede anlæg.

### Miljøtilsyn

Brændeovnsbekendtgørelsen giver kommunerne mulighed for at stille forskellige krav til brændeovnsbrugere i forbindelse med at løse naboklager over lokale røg- og lugtgener. Klager over brændefyring skal rettes til kommunen, som er miljø- og tilsynsmyndighed. Det kan dog være vanskeligt for kommunen at dokumentere og monitorere eventuelle krav. Blandt andet derfor har Miljøstyrelsen gennemført et projekt med det formål at udvikle analysemetoder til sod- og askeprøver samt udvikling af en opsamler, som kunne give kommunerne en simpel metode til detektering af ulovlig affaldsafbrænding i private brændeovne (Miljøstyrelsen, 2016).

For at understøtte kommunernes tilsynsopgave er der bl.a. udarbejdet en vejledning til brændeovnsbekendtgørelsen samt brændefyringsportalen.

Kommunen kan bruge skorstensfejeren til faglig rådgivning i forbindelse med behandling af røg- og lugtgener.

Fællesudspillet vedr. kommunale retningslinjer for anvendelse af brændeovne, brændekedler mv. (forslag 3) anbefaler, at Miljøstyrelsen sammen med Kommunernes Landsforening udarbejder et fælles sæt af retningslinjer for fyring i brændeovne, brændekedler mv. Dette er som modvægt til at mange kommuner har udarbejdet meget enslydende men dog forskellige forskrifter.

Fællesudspillet vedr. Fælleskommunale brændefyringsnævn til afgørelse af tvister i kommunale klagesager (forslag 4) handler om at få en formel ordning, der giver en entydig proces i klagesager.

Ovenstående vurderes primært at have effekt helt lokal fokuseret på røg- og lugtgener, og ikke nogen større samlet effekt på partikeludledning.

### Miljøplanlægning

Brændeovnsbekendtgørelsen giver kommunerne mulighed for at udarbejde en kommunal forskrift om brændefyring (Miljø- og Fødevareministeriet, 2015): "Kommunalbestyrelsen kan i en forskrift fastsætte bestemmelser om forureningsbegrænsende foranstaltninger, over for fyringsanlæg til fyring med fast brændsel, i nærmere klart angivne områder i kommunen, hvor det er tilstrækkeligt konkret miljømæssigt begrundet". Det er ikke nærmere beskrevet i brændeovnsbekendtgørelsen, hvad en forskrift kan og ikke kan omfatte.

Et eksempel på en forskrift er fra Frederiksberg Kommune, hvor formålet primært er at oplyse om korrekt brug af ovne til fast brændsel, og forhindre lokale røg- og lugtgener (Frederiksberg Kommune, 2015). Formålet med andre kommunale forskrifter synes at være det samme ud fra eksempler givet på brændefyringsportalen ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)). Denne type af regulering kan bidrage til at reducere lokale røg- og lugtgener, men har ikke større effekt på den samlede partikeludledning.

Overborgmesteren for Københavns Kommune Frank Jensen fremførte i 2017 en række forslag til kommunal regulering af brændeovne:

- Forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme
- Ved udskiftning skal der skiftes til Svanemærket brændeovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger med fjernvarme uden opsætning af ny ovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger uden fjernvarme ved udskiftning til Svanemærket ovn

Da forslaget kombinerer forbud, skrotningspræmie og krav om nye Svane-mærkede ovn vil effekten af forslaget på langt sigt svare til De Økonomiske Råds scenarium om delvis forbud (ikke-Svanemærket), hvor kun Svanemærkede ovne er tilladte.

En kommunal forskrift kan ikke påklages til anden myndighed, så det er i givet fald domstolene, som skal tage stilling til om en forskrift er inden for lovens rammer eller ej.

## 6.10 Sammenfatning

I tabel 6.9 er der foretaget en overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne ved at gennemføre de forskellige virkemidler for PM<sub>2.5</sub>-partikeludledning og klima (BC klimaeffekt), og involverede aktører er også listet. Virkemidlerne er inddelt i følgende brede kategorier: (a) Virkemidler i forhold til mængde og type af brændsel, (b) Teknologiske virkemidler, (c) Virkemidler over for brug af brændeovne og brugerens fyringsadfærd, og (d) Kommunernes miljøtilsyn og miljøplanlægning.

**Tabel 6.9.** Kvalitativ konsekvensvurdering af fremtidige virkemidler over for brændeovne mv. for PM<sub>2,5</sub> og klima (BC klima-effekt). "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor. Primære aktører i forhold til virkemiddel er også indikeret.

Virkemiddel	PM <sub>2,5</sub> Klima		Aktør					
	EU	Stat	Region	Kommune	Skorstensfejer	Bruger	Industri	F&U
<b>Mængde og type af brændsel:</b>								
Efterisolering af boliger	X	X	X			X		
Fremme varmepumper til individuel opvarmning	XX	XX	X	X		X		
Forbud mod petrokoks	X	X	X					
Kvalitetsmærkning for brænde og briketter	X	X	X				X	
Pillefyr/ovn i stedet for brændeovn	XX	XX	X	X		X		
Biopejs på bioethanol som erstatter brændeovn	XX	XX	X	X		X		
Afgifter på brænde og træpiller	XXX	XXX	X					
<b>Teknologiske virkemidler</b>								
Skærpe Ecodesign direktivet	XX	XX	X	X				
Fremme aktiv forbrændingsoptimering				X	X	X	X	X
Røgrensning (filtre mv.)	XXXX	XXXX	X		X	X	X	X
Afgifter på brug	XXXXXXXXXX		X		X	X	X	
Forbud, delvis, Før 1990	XXX	XXX	X					
Forbud, delvis, Før 2008	XXXX	XXXX	X					
Forbud, delvis, Ikke-Svanemærket	XXXXXXXXXX		X					
Total forbud	XXX	XXX	X					
Skrotningspræmie, før 1990	XXX	XXX	X					
Skrotningspræmie, før 2008	XXXX	XXXX	X					
Udfasning af ældre brændeovn, kedler mv.	XXXX	XXXX	X					
Ejerafgifter på brændeovn mv.	XXXX	XXXX	X					
National database med informationer om brændeovn.	X	X	X		X			
Højere skorstenshøjde mv.	X	X		X	X	X		
Forskningspulje om Bedre Brændefyring	X	X					X	X
<b>Virkemidler over for brugeren</b>								
Oplysningskampagne om top-down fyring	XX	XX	X			X		
Skorstensfejerens årlige syn	X	X			X	(X)		
Home party med vejledning om brændefyring	X	X			X	X		
Obligatorisk brændefyringskursus	XX	XX	X			X		
Miljøattest for brændeovne ved ejerskifte af boliger	X	X	X			X		
Energimærkning af brændeovne	X	X	X			X		
<b>Kommunal miljøtilsyn og miljøplanlægning</b>								
Bedre dokumentation og monitorering ved naboklager	X	X		X		X	X	
Vejledning til kommunerne	X	X		X				
Fælles retningslinjer for fyring i brændeovne mv.	X	X		X	X			
Fælleskommunal nævn til klagesager	X	X		X	X			
Forskrift om forbud, præmie og krav om Svanemærk.	XXXX	XXXX		X		X		

## Referencer

Abhijith, K.V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R, Pilla,f., Broderick, B., Sabatino, S.D., Pulvirenti, B. (2017): Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments. A review. *Atmospheric Environment* 162 (2017) 71-86.

Andersen, Z.J., Nazelle, A.D., Mendez, M.A, Garcia-Aymerich, J., Hertel, O., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., Nieuwenhuijsen, M.J. (2015): A Study of the Combined Effects of Physical Activity and Air Pollution on Mortality in Elderly Urban Residents: The Danish Diet, Cancer, and Health Cohort. *Environmental Health Perspectives*, Volume 123, Number 6, June 2015.

Auken et al., 2017: Forslag til folketingsbeslutning om opdatering af reglerne for miljøzoner i Danmark. Fremsat den 15. december 2017 af Ida Auken (RV), Morten Østergaard (RV), Maria Reumert Gjerding (EL), Henning Hyllested (EL), Roger Courage Matthisen (ALT), Christian Poll (ALT), Pia Olsen Dyhr (SF) og Trine Torp (SF). Beslutningsforslag nr. B 53 Folketinget 2017-18.

Bond, T.C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Bernsten, T., DeAngelo, B. J., Flanner, M. G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P. K., Sarofim, M. C., Schultz, M. G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikunda, S. K., Hopke, P. K., Jacobson, M. Z., Kaiser, J. W., Klimont, Z., Lohmann, U., Schwarz, J. P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S. G., Zender, C. S., 2013, Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment', *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*.

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

Brandt, J., Winther, M., Ellermann, T., Jensen, S.S., Hertel, O. (2017): Den miljø- og sundhedsmæssige betydning af snyd med lastbilers luftrensning. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato, 6. Juni 2017.

Christensen, L., Kveiborg, O., Klauenberg, J., Rudolph, C. (2016): Suitability of commercial transport for a shift to electric mobility. ISSN 1603-9696. [www.trafikdage.dk/artikelarkiv](http://www.trafikdage.dk/artikelarkiv).

Glasius, M., Ketzler, M., Wåhlin, P. ., Jensen, B., Mønster, J. Berkowicz, R., Palmgren, F. (2006): Impact of wood combustion on particle levels in a residential area in Denmark. *Atmospheric Environment* 40 (2006) 7115-7124.

COWI (2018): Økonomiske konsekvenser af virkemidler til reduktion af luftforurening. COWI notat. 9 s.

DAPO et al. (2014): Fælles udspil om brændefyring - Mulige indsatser til reduktion af partikeludledning og gener fra brændefyring. DAPO, Det Økologiske Råd, Astma-Allergi Danmark, Skorstensfejerlauget. Juli 2014.

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketznel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G. and Omstedt, G. (2013a). A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: road dust loading and suspension modelling. *Atmos. Environ.* 77, 283-300. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.069>

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketznel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Kauhaniemi, M. and Omstedt, G. (2013b). A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 2: surface moisture and salt impact modelling. *Atmos. Environ.*, 81, 485-503. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.003>

Denby, B.R., M. Ketznel, T. Ellermann, A. Stojiljkovic, K. Kupiainen, J.V. Niemi, M. Norman, C. Johansson, M. Gustafsson, G. Blomqvist, S. Janhäll, I. Sundvor, 2016. Road salt emissions: A comparison of measurements and modelling using the NORTRIP road dust emission model, *Atmospheric Environment*, Volume 141, September 2016, Pages 508-522, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.027>

Det Økologiske Råd (2012): Indeklimaforurening fra brændefyring i Allerød.

Det Økologisk Råd (2014): Forurening fra brændefyring. 27 s.

De Økonomiske Råd (2016): Værdi af statistisk liv, Luftforurening, Danmark fossilfri 2050.

Ea Energianalyse (2016): Brændeforbrug i Danmark 2015. Undersøgelse af brændeforbruget og antallet af brændeovne, pejse, masseovne og brændekedler i danske boliger og fritidshuse. 23-11-2016.

Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet (2014): Lov om Klimarådet, klimapolitisk redegørelse og fastsættelse af nationale Klimamålsætninger. Ministerium: Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet. LOV nr 716 af 25/06/2014.

Ellermann, T., Brandt, J., Jensen, S.S., Hertel, O., Løfstrøm, P., Ketznel, M., Olesen, H.R. & Winther, M. 2014. Undersøgelse af de forøgede koncentrationer af NO<sub>2</sub> på H.C. Andersens Boulevard. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 100 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 111 <http://dce2.au.dk/pub/SR111.pdf>

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M., Massling, A., Bossi, R. & Jensen, S.S. 2017. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2016. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 78 pp. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 234. <http://dce2.au.dk/pub/SR234.pdf>.

Energikommissionen (2017): Baggrundsnotat om elbiler. 28. februar 2017. 7 s.

Energistyrelsen (2012): Alternative drivmidler. Udarbejdet af COWI for Energistyrelsen. 28. februar 2012.

Energistyrelsen (2016): Energistatistik 2015. Data, tabeller, statistikker og kort.

EU (2009): EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2009/125/EF af 21. oktober 2009 om rammerne for fastlæggelse af krav til miljøvenligt design af energirelaterede produkter (omarbejdning).

Fisher, J.E., Loft, S., Ulrik, C.S., Raaschou-Nielsen, O., Hertel, O., Tjønneland, A., Overvad, K., Nieuwenhuijsen, M.J., Andersen, Z.J. (2016): Physical Activity, Air Pollution, and the Risk of Asthma and Chronic Obstructive Pulmonary Disease. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, Volume 194, Number 7, October 1 2016.

Folketinget (2006): Lov nr. 1570 af 20/12/2006. Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse. Partikelfiltre på køretøjer i kommunalt fastlagte miljøzoner m.v.

Folketinget (2010): Forslag til Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse. Lov nr. 210L af 4. juni 2010.

Folli, A., Strøm, M., Madsen, T.P., Henriksen, T., Lang, J., Emenius, J., Klevebrant, T., Nilsson, Å (2015): Field study of air purifying paving elements containing TiO<sub>2</sub>. *Atmospheric Environment* 107 (2015) 44-51.

Frank Jensen, 2017: <https://frank-jensen.dk/ren-luft-i-byen/>

Frederiksberg Kommune (2015): Forskrift for brug af fastbrændselsovne (brændeovne m.v.) i Frederiksberg Kommune.

Ingeniøren (2017): <https://ing.dk/artikel/svensk-undersogelse-produktion-elbilers-batterier-udleder-tonsviis-co2-200080>. Besøgt 3.1.2018.

IPPC (2013): Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1535 p.

IRENA (2017): Electric Vehicles. Technology Brief. The International Renewable Energy Agency (IRENA). February 2017.

IVL (2017): The Life Cycle Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions from Lithium-Ion Batteries. A Study with Focus on Current Technology and Batteries for light-duty vehicles. Swedish Environmental Research Institute, No. C 243, May 2017.

Jensen, S.S., Ketznel, M., & Andersen, M.S. 2010: Road pricing, luftforurening og eksternalitetsomkostninger. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. -Faglig rapport fra DMU Nr. 770. <http://www.dmu.dk/pub/FR770.pdf>

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

Jensen, S.S., Ketzel, M., Brandt, J., Winther, M. 2012a: Luftkvalitetsvurdering af ren-luftzone i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 25. <http://www.dmu.dk/Pub/SR25.pdf>.

Jensen, S.S., Ketzel, M., Winther, M. (2012b). Luftkvalitetsvurdering af trængselsafgifter i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 16 <http://www.dmu.dk/Pub/SR16.pdf>

Jensen, S.S., Brandt, J., Ketzel, M., Plejdrup, M. 2013a: Kildebidrag til sundhedsskadelig luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 85 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 57. <http://www.dmu.dk/Pub/SR57.pdf>

Jensen, S.S., Ketzel, M., Brandt, J., Martinsen, L., Becker, T. 2013b: Ren-luftzone i København og sparede eksterne omkostninger ved sundhedsskadelig luftforurening. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 59 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 58 <http://www.dmu.dk/Pub/SR58.pdf>

Jensen, S.S. & Ketzel, M. 2014. Effekt af ren-luftzoner for luftforurening med sodpartikler. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 80 <http://dce2.au.dk/pub/SR80.pdf>.

Jensen, S.S., Ketzel, M., Ellermann, T., Winther, M., 2016. Luftkvalitetsvurdering af SCRT på bybusser i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 192. <http://dce2.au.dk/pub/SR192.pdf>

Jensen, S.S., Winther, M., Jørgensen, U., Møller, H.B. (2017): Scenarios for use of biogas for heavy-duty vehicles in Denmark and related GHG emission impacts. Conference Proceeding Paper. 20 p. Trafikdage på Aalborg Universitet, 28.-29. August 2017. Traffic Conference at Aalborg University. Conference Proceeding Paper. [http://www.trafikdage.dk/td/papers/papers17/483\\_SteenSolvangJensen.pdf](http://www.trafikdage.dk/td/papers/papers17/483_SteenSolvangJensen.pdf)

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

Kupiainen K., Denby B.R., Gustafsson M., Johansson C., Ketzel M., Kukkonen J., Norman M., Pirjola L., Sundvor I., Bennet C., Blomqvist G., Janhäll S., Karpinen A., Kauhaniemi M., Malinen A., Stojiljkovic A., 2017: Road dust and PM10 in the Nordic countries- Measures to Reduce Road Dust Emissions from Traffic. Nordic Council of Ministers, DOI: 10.6027/ANP2016-790.

Københavns Kommune (2012): KBH 2025. Klimaplanen.

Københavns Kommune (2017): Trafikken i København 2016. Trafikken over kommunegrænsen og søsnittet.



Levander, T. & Bodin, S. (2014): Controlling Emissions from Wood Burning. Legislation and Regulations in Nordic Countries to Control Emissions from Residential Wood Burning. An examination of Past Experience. TemaNord 2014:517. Published with financial support by the Nordic Council of Ministers.

Meister, K., Johansson, C., Forsberg, B., 2012. Estimated Short-Term Effects of Coarse Particles on Daily Mortality in Stockholm, Sweden. Environ Health Persp., 120, 431-436.

Miljø- og Fødevareministeriet (2015): Bekendtgørelse om regulering af luftforurening fra fyringsanlæg til fast brændsel under 1 MW. BEK nr 1461 af 07/12/2015 (Gældende).

Miljøstyrelsen (2007): Brændeovne og små kedler - partikelemissioner og reduktionstiltag. Forfattere: Jytte Boll Illerup, Thomas Capral Henriksen, Thomas Lundhede, Christina van Breugel, Nadia Zøllner Jensen. Miljøprojekt Nr. 1164 2007.

Miljøstyrelsen (2011): Test of technologies for flue gas cleaning and combustion improvement for existing residential wood burning appliances. Schleicher, O., Fuglsang, K., Wählin, P., Olesen, H.R., Nøjgaard, J.K., Bjerrum, M., Miljøprojekt 1393, 2011.

Miljøstyrelsen (2012): Boligopvarmning ved brændefyring. Energieffektivitet og indeklima. Projekt under tilskudsordningen til miljøeffektiv brændefyringsteknologi. Miljøprojekt nr. 1435, 2012.

Miljøstyrelsen (2015a): Luftkvalitetsplan for kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>) I København, Miljøprojekt nr. 1660, 2015, Miljøstyrelsen, Danmark, <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2015/03/978-87-93283-93-0.pdf>.

Miljøstyrelsen (2015b): Evaluering af kampagne om korrekt brændefyring 2014-15 Miljøprojekt nr. 1663, 2015.

Miljøstyrelsen (2016): Kontrol med Afbrænding af Affald. Miljøprojekt nr. 1870, 2016.

Miljøstyrelsen (2017a): <http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2017/nov/ny-teknologi-skal-afdaekke-lastbilers-nox-snyd/>. Hjemmeside besøgt 20.12.2017.

Miljøstyrelsen (2017b): Laboratoriemålinger af emissioner fra brændeovne ved forskellige fyringsteknikker. Miljøprojekt nr. 1969, November 2017.

Monks et al. 2016: Paints and Surfaces for the Removal of Nitrogen Oxides. By Air Quality Expert Group prepared for Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), UK; Scottish Government; Welsh Government; and Department of the Environment in Northern Ireland. 19 p.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K.H., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2017. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2015. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 475 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 222 <http://dce2.au.dk/pub/SR222.pdf>.

Nordisk Miljømærkning (2015): Svanemærkning af Lukkede ildsteder. Version 4.1 gældende for 11. juni 2014 - 30. juni 2019. 18. november 2015.

Nordstrøm, Claus; Ellermann, Thomas; Ketzel, Matthias, 2010: The effect on PM<sub>10</sub> of new road pavement on a heavily trafficked road, H.C.A. Boulevard (HCAB), Copenhagen, Denmark. Poster session presented at Road dust - Health effects and abatement strategies, Stockholm, Sweden.

Olesen, H.R., Wåhlin, P. & Illerup, J.B. (2010): Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 71 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 779. <http://www2.dmu.dk/Pub/FR779.pdf>

Olesen, H.R., Winther, M., Plejdrup, M.S., Brandt, J., Ketzel, M., Ellermann, T., (2013): Luftforurening fra mobile ikke-vejgående maskiner i byområder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 65 <http://www.dmu.dk/Pub/SR65.pdf>

Photocat (2013): PowerPoint præsentation fra en konference om 'Fotokatalytiske Materialer i Byrummet' arrangeret af Dansk Selskab for Materialeteknologi den 17. oktober 2013 (12 slides).

Photocat (2017): Miljøprojekt med fokus på NO<sub>x</sub> forurening på Skt. Peder/Skt. Ols Stræde Parkeringsplads og Bønnelyckes Parkeringsplads. Afslutningsrapport (31/08/2017). 76 s.

Poulsen, S. L., Svec, O. M., & Folli, A. (2016). Assessment of the air quality after the execution of the photocatalytic structures. FP7-ENV-2011-ECO-INNO-TwoStage-283062-Light2CAT-DL-DTI-D5.3. 10.03.2016.

Regeringen (2008): Bæredygtig transport - bedre infrastruktur. December 2008.

Regeringen (2011): Et Danmark, der står sammen. Regeringsgrundlag. Oktober 2011.

Regeringen (2012a): Regeringens energi- og klimapolitiske mål – og resultaterne af Energiaftalen i 2020.

Regeringen (2012b): Aftale mellem regeringen (Socialdemokraterne, Det Radikale Venstre, Socialistisk Folkeparti) og Venstre, Dansk Folkeparti, Enhedslisten og Det Konservative Folkeparti om den danske energipolitik 2012-2020. Den 22. marts 2012.

Regeringen (2013): Regeringens klimaplan. På vej mod et samfund uden drivhusgasser. August 2013.

Regeringen (2015): Aftale mellem regeringen (V) og Socialdemokratiet, Dansk Folkeparti og Radikale Venstre om de fremtidige afgiftsvilkår for elbiler og brændselsceller. 9. oktober 2015.

Regeringen (2017): Aftale mellem regeringen (V, LA, K), Socialdemokratiet og Radikale Venstre om justering af aftalen om de fremtidige afgiftsvilkår for elbiler og brændselsceller af 9. oktober 2015 (nye lempelser for elbiler). 18. april 2017.

Region Hovedstaden (2012): Klimastrategi for hovedstadsregionen. April 2012.

Region Hovedstaden (2015): Virkemidler på vej mod et fossilfrit energi- og transportsystem i 2050. Sammenfattende overblik.

Rojas-Rueda, D., Nazelle, A.D, Andersen, Z.J., Braun-Fahrländer, C., Bruha, J., Bruhova-Foltynova, H., Desqueyroux, H., Praznocy, C., Ragetti, M.S., Tainio, M., Nieuwenhuijsen, M.J (2016): Health Impacts of Active Transportation in Europe. PLOS ONE. DOI:10.1371/journal.pone.0149990 March 1, 2016.

Sadler Consultants (2010): Low Emission Zones in Europe for the UK Department for Transport. February 2010.

Siemens (2015): eHighway. Innovative electric road freight transport.

Skatteministeriet (2017): Lov om ændring af registreringsafgiftsloven, brændstofforbrugsafgiftsloven, lov om afgift af elektricitet og forskellige andre love. LOV nr 687 af 08/06/2017.

Transport of London (2017): <https://tfl.gov.uk/modes/driving/ultra-low-emission-zone>. Besøgt 20.12.2017

Transport- og Bygningsministeriet (2015): Bekendtgørelse om energi- og miljøkrav til taxier m.v.1). BEK nr 1085 af 11/09/2015 (Gældende) Udskriftsdato: 16. september 2015.

Transportstyrelsen (2017): Miljözoner för lätta fordon Redovisning av regeringsuppdrag. 2016-11-22.

Trængselskommissionen (2013). Mobilitet og Fremkommelighed i Hovedstaden. Betænkning 1539. September 2013. Hovedrapport.

Vejdirektoratet (2017): [http://www.vejdirektoratet.dk/DA/vi-den\\_og\\_data/temaer/Selvkoerendebiler/Sider/default.aspx](http://www.vejdirektoratet.dk/DA/vi-den_og_data/temaer/Selvkoerendebiler/Sider/default.aspx). Hjemmeside besøgt 21.12.2017.

WHO, 2013 /2014; <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/>

Winther, M. (2015): Danish emission inventories for road transport and other mobile sources: Inventories until the year 2013. <http://dce2.au.dk/pub/SR148.pdf>

## Bilag 1

# ØKONOMISKE KONSEKVENSER AF UDVALGTE VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF LUFTFORURENING

Dette bilag er udarbejdet af COWI.

## 0. Baggrund og formål

Dette kapitel har til hensigt at skabe oversigt over de økonomiske konsekvenser af udvalgte tiltag til reduktion af luftforureningen. I gennemgangen af konsekvenserne af de enkelte tiltag vil fokus derfor være på at belyse de budgetøkonomiske omkostninger for borgere, som vil blive berørt af tiltagene, samt eventuelle omkostninger for staten. De fordele som opnås ved en begrænsning af luftforureningen er søgt kvantificeret andetsteds i rapporten.

## 1. Oversigt over udvalgte virkemidler

Dette notat fokuserer på tre specifikke kategorier af virkemidler:

- 1 Tiltag til at reducere emissioner fra person-og varebiler i København. Udgangspunktet er MST/COWI rapporten " Opdatering af 2009 projekt om renluftzoner " 2015
- 2 Tiltag til reduktion af partikelforurening fra brændeovne – udgangspunktet er analysen fra DØRS 2016
- 3 Tiltag til fremme af elbiler – her afsøges den eksisterende litteratur for analyser som søger at opgøre de økonomiske konsekvenser af at fremme brugen af el-biler

## 2. Emissionskrav til person-og varebiler i København

I forbindelse med Miljøprojekt nr.1666, som var en opdatering til projektet om renluftzoner i København, analyserede COWI de økonomiske konsekvenser af en udvidelse af miljøzonen til også at omfatte person-og varebiler. Det specifikke tiltag som blev undersøgt var at forbyde biler med en vis alder at køre ind i København.

### Forbud mod ældre person-og varebiler i Københavns miljøzone

Ved dette tiltag får person og varebiler af en vis alder forbud mod at køre i København. For personbiler gælder forbuddet benzinbiler fra 1990 og ældre og dieslbiler fra 2005 og ældre. For varebiler gælder forbuddet benzinbiler fra 1994 og ældre og dieslbiler fra 2006 og ældre. De ældre dieslbilerne kan dog få tilladelse til at køre i København, hvis de forsynes med partikelfilter. Der arbejdes med to scenarier for miljøzonen i rapporten, "Berlinmodellen" og "Skærpet miljøzone", hvor den sidste omfatter flest biler. Overordnet vurderes tiltaget at omfatte 15-20% af omfattede biler på landsplan – for den samlede bilpark udgør dette 2% af personbiler og 6% af varebiler.

Hovedeffekten af tiltaget er et værditab for de biler som omfattes af forbuddet, da de ikke længere kan benyttes til kørsel i miljøzonen. Ejere af nyere biler har mulighed for at foretage en afværgeforanstaltning og påmontere et partikelfilter på deres bil. For ejere af ældre biler vil dette ikke kunne betale sig og de vil blive tvunget til enten at afstå fra at køre i deres egen bil i miljøzonen, eller helt afstå fra at køre ind i miljøzonen. Der vil ligeledes være et nyttetab for de bilejere som tvinges til at fremrykke et køb af en nyere bil og omvendt vil disse ejere få en nyttegevinst ved brugen af en nyere bil. I scenarierne antages det at nyttetabet overskygger nyttegevinsten, da ejerne ellers ville have foretaget et skift til en nyere bil. For de bilejere som rammes af forbuddet, men i stedet for udskiftning foretager adfærdsændringer, vil der være et nyttetab forbundet med adfærdsændringen.

Det samlede omkostning ved værditabet vil være i størrelsesordenen 2-12% af bilernes værdi inden tiltaget og vurderes samlet for begge scenarier at udgøre mellem 44 (Skærpet miljøzone) og 134 mio.kr. (Berlinmodellen). Staten vil opleve et provenutab i form da eftermontering af partikelfiltre nedsætter vægtafgiften - denne vil udgøre mellem 86 (Berlinmodellen) og 160 mio.kr. (Skærpet miljøzone).

### **3. Tiltag for brændeovne**

Den eksisterende regulering af brændeovne er begrænset, og sammenholdt med at luftforurening fra brændeovne er udpeget som en af de tre store danske kilder til luftforurening (DØRS 2016), er der et stort potentiale for tiltag på området. Dette afsnit søger at klarlægge de økonomiske konsekvenser som er forbundet med tiltag på området. Udgangspunktet for er de fire tiltag udpeget i DØRS (2016), som behandles nedenfor.

Grundlæggende sigter alle fire tiltag mod at minimere brugen af ældre brændeovne. En afledt effekt af et skift i brændeovnstype, er at forbruget af brænde vil blive nedsat, da den tekniske effektivitet er højere i nye brændeovne<sup>1</sup>. Det vil alt andet lige medføre en lavere udgift til brænde for brændeovneejere der skifter til en nyere brændeovnstype. Det antages i rapporten at der findes 750.000 brændeovne på landsplan.

#### **Differentieret afgifter på brugen af brændeovne**

Dette tiltag forudsætter at der kan påmonteres en temperaturmåler på hver enkel skorsten, som kan måle antallet af timer skorstenen er i brug. Den differentieret afgift pålægger en økonomisk omkostning per time brændeovnen er i brug, og omkostningen fastsættes ud fra de eksterne helbredsomkostninger som normal brug af brændeovnen vil medføre, under skelen til ovnens type og geografiske placering. En øget omkostning ved at fyre i en gammel brændeovn vil give ejerne incitament til at udskifte deres gamle brændeovn til en ny.

De økonomiske omkostninger forbundet med sådan en ordningen er udgifter til opsætning af temperaturmåler, samt administrering af afgiftsordningen, som forventes at blive betalt af brændeovneejere. Ydermere vil brugerne have investeringsomkostningerne til en ny brændeovn, som anslås til at udgøre 10.000 kr. og for nogle ejere vil disse omkostninger falde før end forventet. Der vil også opstå et nyttetab for de ejere som grundet den højere økonomiske omkostninger forbundet med brugen af en brændeovn i tæt befolkede byområder, samt brændeovne af ældre dato, bliver tvunget til at udskifte eller ophøre med at bruge brændeovn. Resultaterne af analysen viser at dette scenarie genererer de største samfundsøkonomiske gevinster under en række følsomhedsanalyser.

#### **Forbud mod ældre brændeovne**

Et forbud vil tvinge ejere af ældre brændeovne til at udskifte eller afskaffe deres brændeovn. DØR's beregninger er opdelt på ovne fra før 1990, 2008 og 2015 som ikke lever op til emissionskravet for partikelforurening<sup>2</sup>. De økonomiske omkostninger udgøres af de samme som nævnt ovenfor, hvor man må formode at især det nyttetab brændeovns ejere vil opleve hvis de bliver tvunget til at handle på måder de ellers ikke ville have gjort, vil veje tungt i et forbudstiltag. Tiltaget estimeres til at resultere i de næsthøjeste samfundsøkonomiske gevinster.

#### **Totalt forbud mod brændeovne**

Med samme effekt som ovenfor, dog vil et total forbud tvinge alle ejere af brændeovne til at afskaffe deres brændeovn. Her må vurderes et betragtelig nyttetab for alle brændeovneejere som oplever at blive tvunget til at ophøre med at bruge brændeovn. Resultaterne fra DØRS peger på at dette tiltag resulterer i den laveste samfundsøkonomiske gevinst, samt at denne gevinst er usikker, da tiltaget er meget følsomt overfor grundlæggende model antagelser. På lang sigt vil et total forbud mod brændeovne give anledning til samfundsøkonomiske omkostninger i omegnen af 1. mia. kr. pr. år (DØRS 2016).

#### **Skrottingspræmie**

En skrottingsordning vil give ejere af fortrinsvis ældre brændeovne et incitament til at skrotte deres brændeovn og her skelnes der til samme opdeling som i afsnit 0. Omkostningerne for dette tiltag rammer staten, som vil have udgifter til at opretholde skrottingsordningen, hvor skrottingspræmien antages at udgøre 2.000 kr. per ovn.

#### **Alternative tiltag: Trinvis udfasning samt tilskud til udskiftning af brændeovne**

<sup>1</sup> Dog påvirker fyringsmetoden, kvaliteten af brænde osv. også effektiviteten af den pågældende brændeovn

<sup>2</sup> Der er tale om det emissionskrav som stilles til svanemærkede ovne i perioden op til 2015.

De to tiltag hviler på samme basisantagelse om at antallet af ovne er 750.000 og at dette tal er konstant over tid<sup>3</sup>. Ved den trinvisse udfasning antages det at alle ovne fra før 1990 er udfaset i 2016 og at ovne fra før 2005 er udfaset i 2021. Tiltaget er gennemføres ved et forbud og er derved sammenligneligt med analysen fra DØRS (2016). I tilskudssceneriet yder staten et tilskud på 2.000 kr. til alle ejere af en brændeovn fra før 2005 som vælger at udskifte deres ovn.

I en analyse fra 2013 finder Miljøstyrelsen at disse to tiltag generer et samfundsøkonomisk overskud (MST 2013). Bag dette estimat ligger at omkostningerne bæres af borgerne, dvs. ejerne af brændeovne. De forventes at skulle betale 13.000 kr. for en ny ovn. Af gener for brændeovnejerne medregnes meromkostninger ved anskaffelse af en ny brændeovn tidligere end ventet, samt den tidsmæssige gene som ejerne pålægges ved at skulle anskaffe en ny brændeovn, som vurderes til at opgøre 1.245 kr.<sup>4</sup> pr. brændeovn. Der vil desuden være udgifter til en kontrolordning som gennemføres af skorstensfejere men hvor udgiften afholdes af brændeovnejeeren og denne estimeres til at udgøre 100 kr. pr. ovn. For tiltaget hvor staten øger et tilskud til udskiftning af brændeovne, vil staten bære omkostningerne til tilskuddet. Analysen medtager ikke de positive nytteeffekter som ejerne vil opleve ved at have en ny fremfor en gammel brændeovn. Det samlede positive overskud generes af de sundhedsmæssige gevinster forbundet lavere emissioner af NMVOC og PM2.5.

#### 4. Tiltag for fremme af elbiler

Hvis en større andel af bilparken udgøres af elbiler, vil niveauet af luftforurening falde alt andet lige falde. Det er derfor relevant at undersøge de økonomiske konsekvenser af tiltag til at fremme brugen af elbiler. Gennem et mindre litteraturstudie af eksisterende analyser på området er følgende 4 tiltag udvalgt;

- › afgiftsfritagelse,
- › beskatning af firmabiler,
- › krav til offentlig udbud og
- › etableringen af renluftzoner.

De fire tiltag fokuserer på indgreb i forbindelse med købet af en elbil, men det bør bemærkes at der også er erfaringer fra andre lande med tiltag inden for *anvendelsen* af elbilen, såsom gratis parkering, billigere bomafgifter osv. (ENK 2017). Overordnet set fokuseres der på analyser i en dansk kontekst, men der inddrages også betragtninger fra analyser i andre lande, som f.eks. Norge og Holland, som begge har en højere andel af elbiler i deres bilflåde end Danmark<sup>5</sup>. Det bør her nævnes at det norske transportøkonomiske institut i en rapport fra 2015 fremfører, at en væsentlig vækst i andelen af elbiler vil medføre store omkostninger for staten, heriblandt også den indirekte effekt af at konventionelle køretøjer som betaler brændstofafgift fortrænges til fordel for elbiler som ikke skal betale denne afgift (TØI 2015).

Det påpeges i en analyse fra Dansk Energi (2017) at konventionelle biler vil være billigere end elbiler (undtaget er elbiler med kort batterirækkevidde) frem til 2020, hvorefter billedet begynder at vende til fordel for elbiler. Der må derfor formodes at være dynamiske omkostningseffekter over tid, som påvirker folks valg om at købe en elbil, men der abstraheres fra sådanne effekter i den følgende gennemgang af de fire tiltag.

##### Afgiftsfritagelse

Et væsentligt tiltag for at fremme brugen af el-biler er en afgiftsfritagelse. Dansk Elbil Alliance vurderer at en afgiftsfritagelse vil være positiv for optaget og udbredelsen af elbiler (DEA 2013) og det er da også et tiltag som benyttes i både Norge og Holland som begge har en højere udbredelse af elbiler (ENK 2017). I oktober 2015 indgik et bredt flertal en aftale om at gradvist indfase afgifter på elbiler, som frem mod 2020 vil øge afgiftssatsen til 100% i 2020. Købere som overvejer elbiler vil efter 2020 stadig modtage et fradrag i registreringsafgiften grundet elbilens høje energieffektivitet, være undtaget brændstofafgifter samt have tilgang til mere fordelagtige forsikringer (ENK 2017). Dansk Energis analyse fra 2017 indeholder et regneeksempel for en bestemt bilmodel og deres beregning viser at en fuld indfasning af registreringsafgiften vil betyde en afgiftsforøgelse for den valgt bilmodel på ca. 30.000 kr. i 2020 (DE 2017). I en analyse er en forsat afgiftsfritagelse i perioden 2016-2018 estimeret til at medføre et provenutab for staten på 51 mio. kr. pr. år, mens bilere vil få en gevinst på 9 mio. kr. pr. år (TMA 2013).

##### Beskatning af firmabiler

<sup>3</sup> Studiet benytter samme analyse fra DCE som rapporten fra DØRS også benytter.

<sup>4</sup> Incentive's egen vurdering af et tidsforbrug på 15 timer, værdisat til 83 kr. per time i 2013.

<sup>5</sup> Dansk Elbil Alliance har udarbejdet et oversigtsark over eksisterende tiltag i Danmark og en række omkringliggende lande: <http://www.danskelbilalliance.dk/Viden%20om%20elbiler/Elbiler%20i%20Europa.aspx>

Et tiltag som skaber en mere favorabel beskatning af el-firmabiler er nævnt af flere aktører som en oplagt mulighed til at fremme andelen af elbiler (DEA 2013, ICCT 2016). En grøn firmabilskat, struktureret omkring at sænke skatten på fri bil for medarbejdere som ejer grønne drivmidler nævnes i DE's analyse fra 2017 (DE 2017), og Energikommission peger på at det største incitament til den høje indfasning af elbiler i Holland nok skyldes den lave beskatning af firmabiler (ENK 2017). Der findes umiddelbart ikke omkostningsanalyser for sådan et tiltag, men man må forvente et provenutab for staten i form af lavere indtægter fra afgifter.

### **Krav til offentligt udbud**

Andelen af elbiler vil kunne øges hvis der stilles krav til kommuner og regioners offentlige udbud på området (DEA 2013). I et direktiv forslag fra EU Kommissionen fra 2017<sup>6</sup>, forslås der f.eks. emissionsgrænser for offentligt ejede personbiler, som reelt kun kan indfries af elbiler eller andre grønne køretøjer. Hvis sådanne krav indføres kan det medføre øgede omkostninger for kommune og regioner i perioden frem til at anskaffelsesomkostningerne for elbiler er nedbragt. I en analyse for Region Hovedstaden nuanceres dette billede dog, da det for visse kommuner kan betale sig at udskifte en del af deres bilpark til elbiler allerede nu, da det medfører lavere totalomkostninger, da elbiler typisk vil være billigere i drift. Der vil dog være stor variation på potentialet mellem kommuner, hvor især landkommuner kan have krav til elbilers rækkevidde som begrænser potentialet (COWI 2014).

### **Ren-luftzoner**

Ved indførelse af ren-luftzoner, også kaldet miljøzoner, vil man kunne forestille sig at skærpede krav til emissionsniveauer, vil kunne øge andelen af elbiler på markedet og derfor nævnes miljøzoner som et tiltag til at fremme andelen af elbiler (DEA 2013). De økonomiske omkostninger ved sådan et tiltag i København er klargjort i afsnit 0, hvor omkostningerne ved at skifte til en elbil dog ikke blev vurderet. Hvis man antager at folk skifter til en elbil frem for en nyere benzin-el. dieselbil, vil det formodentlig medføre en højere omkostning for bilejeren, i at med elbiler må betragtes som værende dyrere i anskaffelsespris end benzin-og dieselbiler på nuværende tidspunkt. Som nævnt ovenfor forventes dette dog at ændre sig over tid og i tillæg til dette er driftsomkostninger for nogle elbiler lavere end for deres konventionelle modparter. Ligeledes må staten formodes at lide et provenutab, eftersom et højere optag af elbiler fortrænger benzin-og dieselbiler og derved den afgift som staten stod til at tjene på disse biler.

## **5. Konklusion**

Tabel 10 nedenfor opsummerer de økonomiske konsekvenser ved de udvalgte tiltag indenfor de tre kategorier; person-og varebiler, brændeovne og elbiler. For visse af tiltagene er de estimeret omkostninger et samlet beløb, mens de for andre udgøres af enhedsomkostninger.

---

<sup>6</sup> COM(2017) 653 final, "Forslag til ændring af direktiv 2009/33/EF om fremme af renere og mere energieffektive køretøjer til vejtransport.

Tabel 10 Opsummering af økonomiske konsekvenser for udvalgte tiltag til reduktion af luftforurening

Kategori	Type af tiltag	Antal berørte	Estimeret omkostning - Kvalitativ	Estimeret omkostning - Kvantitativ
Person-og varebiler	Forbud betinget på køretøjets alder	15-20% af biler omfattet af forbuddet. 2% af personbiler og 6% af varebiler på landsplan	Private bilejere - værditab	Samlet 44 - 134 mio.kr.
			Staten - provenutab	Samlet 86 - 160 mio.kr.
			Ikke kvantificerbare nytteeffekter: fremrykket udskiftning af køretøj	NA
Brændeovne	Fuldt el. delvist forbud	Forbud mod ovne fra 1990 og før: 62.500 Forbud mod ovne fra 2008 og før: 176.000 Forbud mod ikke svanemærket: 223.000 Total forbud: 750.000	Ikke kvantificerbare nytteeffekter: fremrykning af udskiftning, op-hør med brug af brændeovn	NA
			Besparelse for ejere i omkostninger til brænde v. ny svanemærket ovn	- 0,7 kr. pr. time
			Investering i ny ovn	10.000 kr. pr. ovn
	Skrotningspræmie	62.500 ovne fra før 1990 176.000 ovne fra perioden 1990-2008	Udgift for staten v. udbetaling af skrotningspræmie	2.000 kr. per ovn.
	Afgifter	268.000 <sup>7</sup> brændeovne i hele DK vil betale afgift	Administrationsomkostninger - båret af brændeovneejere	500 kr. pr. år
			Afgiftsbetalinger af løbende forbrug, båret af brændeovneejere	NA
	Trinvis udfasning af ældre ovne	Frem mod 2021 udfases mellem 20-90.000 ovne per år	Brændeovneejere - udgift til ny ovn, kontrolordning samt geneudgifter	Samlet 245-296 mio. kr. pr. år
			Ikke kvantificerbare nytteeffekter: fremrykning af udskiftning, op-hør med brug af brændeovn	NA
	Tilskud til udskiftning af ældre ovn	Frem mod 2021 udfases mellem 20-70.000 ovne per år	Brændeovneejere - udgift til ny ovn, samt geneudgifter	Samlet 198 mio. kr. pr. år
			Tilskudsudgift for staten	Samlet 53 mio. kr. pr. år
Elbiler	Afgiftsfritagelse	Afgiftsfritagelsen vil føre til et mersalg i perioden 2016-18 på 10.000 elbiler	Provenutab for staten	Samlet 51 mio. kr. pr. år
			Gevinst for bilejere	Samlet 9 mio. kr. pr. år.
	Beskatning af firmabiler	Ifølge Danmarks Statistik er der ca. 30.000 familier der har firmabil i Danmark	Provenutab for staten	NA
	Krav til offentligt udbud	?? 11 kommuner i Region Hovedstaden	Omkostninger for kommune og regioner grundet højere anskaffelsespris	NA
			Totalomkostningsbesparelse for del af bilparken	1.6 mio. kr. pr. år.
	Ren luft zoner	"Berlinmodellen" vil berøre 27.600 personbiler og 25.200 varebiler. "Skærpet miljøzone" vil berøre 21.000 personbiler og 12.300 varebiler	Provenutab for staten	NA
			Højere anskaffelsespris for bilejeren	NA

Noter: En negativ omkostning svarer til den økonomiske gevinst der vil skabe med et tiltag

<sup>7</sup> I basisscenariet vil der efter indførelse af differentieret afgift være 268.000 ovne tilbage i DK som kan betale afgift. Se s. 25 i kapitel II, DØRS (2016).



## Kilder

Copenhagen Economics, " En grøn omlægning af bilbeskatning", Dansk Elbil Alliance, september 2012

DEA, Dansk Elbil Alliance, " Fra plan til handling", november 2013

DE, Dansk Energi, " Lad energisektoren løfte Danmarks klimaindsats – Bidrag til opfyldelse af klimamål 2021-30 ved grøn omstilling af transport, erhverv og opvarmning", Analyse nr. 28, oktober 2017

DØRS, De Økonomiske Råds, "Økonomi og Miljø 2016, Kapitel II, februar 2016

COWI, " El-biler – vejen til økonomiske besparelser og grønne gevinster. En analyse af kommunernes potentiale for omstilling til elbiler i Region Hovedstaden", december 2014, COWI, Designskolen Kolding og EV-Test

ENK, Energikommissionen, " Baggrundsnotat om elbiler", 28. februar 2017

ICCT, The International Council on Clean Transportation, " Principles for effective electric vehicle incentive design", White paper, June 2016

KR, Klimarådet, " Afgifter der forandrer – forslag til klimavenlige afgiftsomlægninger, juni 2016

MST, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1666 " Opdatering af 2009 projekt om renluftzoner", COWI, 2015

MST, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1514 " Virkemiddelkatalog for NO<sub>x</sub>, PM2.5, NMVOC og NH<sub>3</sub>", Incentive og Force Technology, 2013

TMA, Tværministeriel arbejdsgruppe, " Virkemiddelkatalog – Potentialer og omkostninger for klimatiltag", august 2013

TØI, Transportøkonomisk Institut, " E-vehicle policies and incentives – assessment and recommendations", 2015, TØI Report 1421

*[Tom side]*

## VIRKEMIDDELKATALOG FOR LUFTFORURENING I REGION HOVEDSTADEN

Denne rapport er et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm), og foretager en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Fokus er på emissioner, dvs. muligheder for reduktion af luftforurening, herunder overholdelse af grænseværdier (luftkvalitet) og beregninger af helbredsomkostninger. I det omfang der er eksisterende samfundsøkonomiske analyser (cost-benefit) for de forskellige virkemidler, er disse også inddraget. Der er lagt særlig vægt på virkemidler inden for brændeovne og trafik, da disse er de to største lokale emissionskilder.



## Bilag C Kortlægningsrapport – Støj



APRIL 2017  
REGION HOVEDSTADEN

# Kortlægning af støjs helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden

RAPPORT



**COWI**





APRIL 2017  
REGION HOVEDSTADEN

# Kortlægning af støjs helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden

RAPPORT

PROJEKTNR. DOKUMENTNR.  
A093520-003 A093520-003-01

VERSION	UDGIVELSESDATO	BESKRIVELSE	UDARBEJDET	KONTROLLERET	GODKENDT
2.2	10-04-2018	Kortlægning af støjs helbreds- og miljøeffekter	LGJ, LFL, JEJ	LRVI	MMK



# INDHOLD

1	Indledning	7
2	Sammenfatning	9
2.1	Baggrund og formål	9
2.2	Kortlægning	10
2.3	Samfundsøkonomiske omkostninger	11
3	Støjkortlægning	13
3.1	Støjkortlægningens omfang	13
3.2	Støjkortlægningsmetode	14
3.3	Støjbelastningstal SBT	16
3.4	Støjkortlægningens resultater	16
4	Samfundsøkonomiske omkostninger ved støj	23
4.1	Afgrænsning	23
4.2	Sundhedssektoromkostninger	24
4.3	Samfundsøkonomiske omkostninger ved for tidlig død	27
4.4	Boligers værditab som følge af vej- og togstøj	31
4.5	Opsummerende tabel for samfundsøkonomiske omkostninger som følge af støj	39
5	Diskussion af usikkerheder	42
5.1	Kortlægning af vejstøj	42
5.2	Samfundsøkonomiske omkostninger	43

Bilag A: Referencer

Bilag B: Vejstøj      Antal boliger  $L_{den} > 41$  dB

Bilag C: Jernbanestøj      Antal boliger  $L_{den} > 48$  dB og  $L_{Amax} > 69$  dB



# 1 Indledning

Region Hovedstaden har i den Regionale Vækst og Udviklingsstrategi (ReVUS) formuleret mål om en generel reduktion af støj- og luftforureningen, og en reduktion med 40% inden 2025 af støj- og luftforurening fra transportsektoren i Region Hovedstaden.

Som led i opnåelse af disse mål, har Region Hovedstaden igangsat en analyse af luft- og støjforurening i Region Hovedstaden. I forbindelse hermed gennemføres en kortlægning af luft- og støjforureningen, belysning af de samfundsøkonomiske omkostninger af denne forurening, herunder helbreds- og miljøeffekter, og der udarbejdes et virkemiddelkatalog for både støj- og luftforurening.

Denne rapport beskriver den kortlægning der er udført af støjs helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm). Tilsvarende kortlægning af luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm) er behandlet i særskilt rapport.

Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til vej- og jernbanestøj i Region Hovedstaden beregnes på grundlag af internationale undersøgelser.

Kapitel 2 omfatter en sammenfatning. Kapitel 3 beskriver den gennemførte kortlægnings omfang, metode og resultater. Kapitel 4 opgør støjens hhv. helbreds-effekter og tilhørende eksterne omkostninger. Kapitel 5 diskuterer usikkerheder på resultaterne.

Målgruppen for rapporten er teknikere, planlæggere og sagsbehandlere i Region Hovedstaden, Miljøstyrelsen og rådgivere inden for området, men også den interesserede borger og interesseorganisationer inden for miljø.

Projektet er ledet af COWI, som står for støjdelen i projektet, mens DCE står for luftdelen. Første dele af projektet er kortlægning af luftforurening og støj i Region Hovedstaden, hvoraf støjdelen afrapporteres i nærværende rapport. Anden del af projektet er analyse af virkemidler til reduktion af luftforurening og støj.

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

Marie Ridley Pryn, Region Hovedstaden  
Kåre Albrechtsen, Region Hovedstaden  
Jakob Villien, Region Hovedstaden  
Gro Iversen, Miljøstyrelsen  
Brian Kristensen, Miljøstyrelsen  
Faris Salim, Københavns Kommune  
Mette Sørensen, Kræftens Bekæmpelse  
Zorana Andersen, Københavns Universitet  
Kirstine Hjorth Lorenzen, Gate21  
Torben Holm Petersen, Delta/FORCE  
Kåre Press Kristensen, Det Økologiske Råd  
Jørgen Magner, Dansk Miljøteknologi  
Steen Solvang Jensen, DCE  
Jørgen Brandt, DCE  
Claus W. Nielsen, COWI (Afløst af Mette Quaade, COWI pr. 1. oktober 2017)  
Lars Grue, COWI  
Jens Erik B. Jensen, COWI

I forbindelse med projektet har der været nedsat en arbejdsgruppe til diskussion af projektets faglige del. Følgende har deltaget i arbejdsgruppen:

Marie Ridley Pryn, Region Hovedstaden  
Brian Kristensen, Miljøstyrelsen  
Mette Sørensen, Kræftens Bekæmpelse  
Zorana Andersen, Københavns Universitet  
Kirstine Hjorth Lorenzen, Gate21  
Torben Holm Petersen, Delta/FORCE  
Allan Jensen, Rambøll  
Lars Grue, COWI  
Jens Erik B. Jensen, COWI

## 2 Sammenfatning

### 2.1 Baggrund og formål

Støj har negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, og dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser.

I den Regionale Vækst og Udviklingsstrategi (ReVUS) er der formuleret et mål om, at støj- og luftforureningen generelt skal reduceres, samt at støj- og luftforurening fra transportsektoren skal reduceres med 40% inden 2025 i Region Hovedstaden.

Som konsekvens af denne målsætning har Region Hovedstaden i 2015 fået lavet en analyse af luftforureningen fra trafikken i hovedstadsregionen, udført af COWI. I denne analyse var fokus på trafikale emissioner, og data blev indsamlet fra eksisterende datakilder.

Region Hovedstadens regionsråd har besluttet, at datagrundlag, analyser og konklusioner skal uddybes og videreudviklet til også at indeholde øvrige sektorer og kilder til luftforurening, samt i det omfang, det er relevant at indeholde støjforureningskilder. Fokus er på udarbejdelsen af et virkemiddelkatalog for både støj- og luftforurening i Region Hovedstaden. Ligeledes inddrages relevant forskning som videreudvikles om muligt.

Opgaven er opdelt i 3 delopgaver:

- < Opdateret datagrundlag, samt forskningsrelevante indsatser på støj- og luftforureningsområdet, med fokus på relevante indsatsområder (Kortlægning).
- < En belysning af de samfundsøkonomiske omkostninger, der er forbundet med både luftforurening- og støjniveau, samt opdateret datagrundlag (Samfundsøkonomiske omkostninger).
- < Forslag til hvilke konkrete initiativer regionen selv kan igangsætte eller støtte (Virkemiddelkatalog).

Denne rapport omfatter de to førstnævnte delopgaver, hvor "Kortlægningen" afdækker støjpåvirkningen fra vej- og jernbanetraffic i Region Hovedstaden i dag (2014) og i fremtiden (2025) og "Samfundsøkonomiske omkostninger" afdækker helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til støjpåvirkningen i Region Hovedstaden i dag (2014) og i fremtiden (2025).

## 2.2 Kortlægning

Der er gennemført en kortlægning af støjpåvirkningen i Region Hovedstaden i dag (2014) og i fremtiden (2025) for såvel vej- som jernbanetraffic. EU-Støjkortlægning 2017 for lokalbaner har vist få eller ingen støjbelastede boliger, hvorfor disse jernbaner er udeladt af støjkortlægningen.

Støjudbredelsen er beregnet ved brug af beregningsmetoden NORD2000. Støjniveauer er beregnet som årsmiddelværdien  $L_{den}$ , som er en sammenvejning af støjen i perioderne dag (kl. 07-19), aften (kl. 19-22) og nat (kl. 22-07) hver for sig, hvor støjen i natperioden er tillagt 10 dB, og støjen i aftenperioden er tillagt 5 dB.

### 2.2.1 Vejstøj

Antallet af boliger påvirket af støj fra vejtraffic er kortlagt på et overordnet niveau.

Støj fra vejtraffic er beregnet omkring den anvendte trafikmodels vejnet ved hjælp af en simpel støjmodel opbygget i SoundPLAN.

Kortlægningen omfatter knap 900.000 boliger, svarende til ca. 1,8 mio. mennesker. Kortlægningen viser at knap 500.000 af disse boliger er påvirket af støj over den vejledende grænseværdi i såvel 2014 som 2025. Ved en sammenligning af kortlægningsresultaterne for de to år, er der således kun en forskel på lidt over et par tusinde boliger, svarende til ca. 5.000 mennesker.

Det skal bemærkes, at der er en relativ stor usikkerhed på opgørelsen af antallet af boliger belastet med støj fra vejtraffic (se afsnit 5). De opgjorte antal støjbelastede boliger kan således ikke tages som udtryk for det faktiske antal støjbelastede boliger i Region Hovedstaden. Grundet usikkerheden ved kortlægningsmetoden vurderes det faktiske antal støjbelastede boliger at ligge i intervallet 350.000 – 475.000 boliger. Dette skøn er vurderet på baggrund af resultater fra tidligere kortlægninger, herunder den i 2012 gennemførte EU-støjkortlægning af 14 kommuner i Region Hovedstaden. Undersøgelsens resultat kan dog bruges til at vurdere forskellen i antallet af støjbelastede boliger i år 2025 i forhold til år 2014, den relative effekt af støjbegrænsende tiltag samt de heraf afledte helbredseffekter og eksterne omkostninger.

### 2.2.2 Jernbanestøj

Antallet af boliger påvirket af støj fra jernbanetraffic er kortlagt med udgangspunkt i den landsdækkende kortlægning som Banedanmark gennemførte i 2012. Resultaterne herfra er brugt som grundlag for kortlægning af støj fra jernbane i 2014 og 2025.



De tidligere resultater for boliger i Region Hovedstaden er korrigeret for ændring i togmængder og toghastigheder for 2014 og togmængder, toghastigheder og retrofitting for 2025.

Omfanget af støjpåvirkede boliger fra jernbanetrafik er langt mindre end for vejtrafik. Således omfatter kortlægning ca. 90.000 boliger, svarende til ca. 180.000 mennesker.

Af disse er ca. 3.400 boliger belastet over de vejledende grænseværdier i 2014 og ca. 3.300 i 2025. Antallet af støjbelastede boliger falder således med lidt over 100 boliger, svarende til ca. 250 mennesker.

Dette skyldes primært ibrugtagningen af den nye jernbane mellem København og Ringsted, som betyder en støjmæssig aflastning af jernbanen mellem København og Roskilde videre til Ringsted. En anden årsag er at det forventes at støjpåvirkningen fra godstog, som er særligt støjende, bliver reduceret som følge af det forbud mod støbejernsbremseklodser som Tyskland indfører pr. lov i december 2022.

Langt hovedparten af de godsvogne der kører i Danmark er transitgods der også kører i Tyskland, hvorfor Danmark også får støjmæssig gavn af det tyske forbud.

## 2.3 Samfundsøkonomiske omkostninger

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger relateret til trafikstøj kan for Region Hovedstaden opgøres til 2,4 mia. kr. i 2014. Den største omkostningskategori udgøres af de årlige geneomkostninger fra vejstøj (her defineret som boligmassens værditab som følge af støjpåvirkning), som er estimeret til 1,4 mia. kr. årligt, svarende til 57 procent af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Den næststørste omkostningskategori er omkostninger til for tidligt døde. I 2014 udgjorde denne kategori 971 million kr. eller 41 procent. Da bruttonationalproduktet (BNP) for Region Hovedstaden i 2014 er opgjort til 784.518 millioner kr., så svarer de estimerede omkostninger på 2.392 million kr. for Region Hovedstaden til 0,3 procent af BNP.

Uden specifikke tiltag til reduktion af støj forventes de samfundsøkonomiske omkostninger relateret til trafikstøj for Region Hovedstaden at stige med 7 procent fra 2,4 mia. kr. til 2,6 mia. kr. i 2025 på grund af ændret trafikmønster og øget trafikmængde.

I 2025 er støjbelastningen af boligmassen set i forhold til 2014 fordelt anderledes på høje og lave støjniveauer. Dette kan f.eks. være afledt af, at trafikken flyttes fra veje med mindre trafik til hovedvejsnettet, hvor der i forvejen er meget trafik, og man får derfor en relativt lille forøgelse af støjen, hvorimod der rent støjmæssigt sker en relativ større reduktion på de veje hvor trafikken reduceres. Samtidig er der omkring hovedvejsnettet kun få boliger, mens der langs de mindre veje, hvor trafikken reduceres, er flere boliger, som derved får en mindre støjpåvirkning.

Der er en sammenhæng mellem eksponering af trafikstøj og diabetes. Men der findes kun et enkelt studie med sammenhængen mellem støjforurening og dia-

betes, hvorfor relationen ikke er fuldt dokumenteret og er derfor ikke medtaget i denne undersøgelse. Det samme gør sig gældende med børns indlæringsevne, kræft og fedme der er negativt relateret til støjniveauet. Men der foreligger ingen data der dokumenterer sammenhængen, hvorfor disse omkostninger ikke er medtaget i denne undersøgelse.

Hvis det havde været muligt at estimere omkostninger for støjbelastningen af rekreative områder, for sammenhængen mellem trafikstøj diabetes, kræft og fedme, børns indlæringsevne der er negativt relateret til støjniveauet, tab af livskvalitet som følge af udsættelse af trafikstøj og tab af arbejdsproduktivitet, så ville de samfundsøkonomiske omkostninger som følge af trafikstøj være større end de omkostninger, der er estimeret i denne rapport.

## 3 Støjkortlægning

### 3.1 Støjkortlægningens omfang

Den gennemførte støjkortlægning omfatter alle regionens kommuner bortset fra Bornholm.

De omfattede kommuner fremgår af Tabel 3-1.

Tabel 3-1 Omfattede kommuner – Kommunenummer og -navn

Kommune		Kommune	
Nr.	Navn	Nr.	Navn
101	København	183	Ishøj
147	Frederiksberg	185	Taarndby
151	Ballerup	187	Vallensbæk
153	Brøndby	190	Furesø
155	Dragør	201	Allerød
157	Gentofte	210	Fredensborg
159	Gladsaxe	217	Helsingør
161	Glostrup	219	Hillerød
163	Herlev	223	Hørsholm
165	Albertslund	230	Rudersdal
167	Hvidovre	240	Egedal
169	Høje-Taastrup	250	Frederikssund
173	Lyngby-Taarbæk	260	Halsnæs
175	Rødovre	270	Gribskov

De omfattede kommuner fremgår ligeledes af den efterfølgende Figur 3-1. Bornholms kommune er ikke omfattet af kortlægningen.

Figur 3-1 Kort over Region Hovedstaden



## 3.2 Støjkortlægningsmetode

### 3.2.1 Vejstøj

Antallet af boliger påvirket af støj fra vejtrafik er kortlagt på et overordnet niveau idet formålet med undersøgelsen primært er, at fastlægge den relative forskel i antallet af støjbelastede boliger i år 2025 i forhold til år 2014, samt at belyse de heraf afledte helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Støj fra vejtrafik er beregnet omkring trafikmodellens vejnet ved hjælp af en simpel støjmodel opbygget i SoundPLAN. Beregningsområdet udstrækning er fastlagt som en "bufferzone" omkring de enkelte vejstrækninger med en udstrækning på 500 m for landeveje og byveje, og 1500 m for motorveje. For at simplificere støjmodellen og derved begrænse beregningstiden er der i støjmodellen ikke medtaget terræn, bygninger eller andre afskærmende objekter. Dette betyder, at skærmende virkning af bebyggelse langs veje ikke er medtaget i beregningen, men omvendt er reflekterede støjbidrag fra bygningsfacader, som kan øge støjen imellem bygninger, heller ikke indregnet.

I boligområder med tæt bebyggelse langs vejen og stor udstrækning bag første husrække, vil støjubredelsen være overestimeret. Ved boligbebyggelse i tætte bycentre og langs bygader med randbebyggelse, hvor boligmassen er koncentreret i første husrække vurderes det beregnede støjniveau at være mere korrekt. Støjen er beregnet på et overordnet niveau og resultatet af støjkortlægningen kan derfor betragtes som et meget konservativt estimat.

Støjudbredelsen er beregnet ved brug af beregningsmetoden NORD2000. Støjniveauet er beregnet som årsmiddelværdien  $L_{den}$ , som er en sammenvejning af støjen i perioderne dag (kl. 07-19), aften (kl. 19-22) og nat (kl. 22-07) hver for sig, hvor støjen i natperioden er tillagt 10 dB, og støjen i aftenperioden er tillagt 5 dB. Hensigten er, at den beregnede middelværdi for hele døgnet skal afspejle, at støj om aftenen og om natten er mere generende end støj om dagen.

Trafikmængder og hastigheder er jf. trafikmodellen for henholdsvis år 2014 og fremskrevet til år 2025. Fremskrivningen af trafikken foregår i trafikmodellen ud fra en række bagvedliggende data omkring bl.a. antal bosiddende, arbejdspladser, studiepladser, aldersfordeling og bilejerskab mv. Antallet af bosiddende er fremskrevet med 15 %, antallet af arbejdspladser med 13 % og antallet af studiepladser med 20 %. Det samlede antal bilture er fremskrevet med 18 %.

Ud fra fremskrivningen i disse data beregner trafikmodellen hvor meget den samlede transportefterspørgsel stiger. Derudover indeholder modellen i det fremtidige scenarie en række udbygninger i vejnettet og i det kollektive net (f.eks. letbane og nye metrolinjer). På baggrund af den fremtidige efterspørgsel og den udbyggede infrastruktur, beregner modellen hvordan de enkelte rejser vil fordele sig på de forskellige transportmidler, samt hvordan trafikken fordeler sig på f.eks. vejnettet.

Fordeling af køretøjer på de tre trafik kategorier samt fordeling på døgnerperioderne dag, aften og nat foretages i beregningssoftwaren baseret på vejtype. Vejtypen er for de enkelte vejstrækninger fastlagt som "local road inside town" ved hastigheder under 50 km/t og som "national country road outside town" for hastigheder over 50 km/t. Der er på alle veje forudsat en standard asfaltbelægning SMA11.

Støjniveauet er beregnet i et net af punkter (grid) placeret med en indbyrdes afstand på 25 m og med beregningshøjde 1,5 meter over terræn. Efterfølgende er de beregnede støjniveauer interpoleret til støjniveaunkonturer til brug for kortlægning af støjbelastede boliger.

Ved brug af GIS med digitale adressepunkter tilknyttet BBR-oplysninger<sup>1</sup> og støjniveaunkonturer optegnet i 1 dB intervaller fra 58 til 73 dB, er hvert enkelt adressepunkt påtrykt værdien af det støjinterval hvori dette ligger. Efterfølgende er adressepunkter grupperet pr. kommune og antallet af støjbelastede boliger i de enkelte intervaller er optalt fordelt på bygningsanvendelse.

### 3.2.2 Jernbane

Støjen er beregnet ved brug af beregningsmetoden NORD2000 og bestemmes som årsmiddelværdien ( $L_{den}$ ) og maksimalværdien ( $L_{Amax}$ ).

$L_{den}$  er en sammenvejning af støjen beregnet i perioderne dag, aften og nat, hvor støjen i aftenperioden er tillagt 5 dB og støjen i natperioden er tillagt 10 dB. Hensigten er, at den beregnede middelværdi for hele døgnet skal afspejle, at

---

<sup>1</sup> Digitale adressepunkter tilknyttet BBR-oplysninger på enhedsniveau således at hvert punkt repræsenterer én bolig.

støj om aftenen og om natten er mere generende end støj om dagen. Maksimalværdien  $L_{Amax}$  for støj fra forbi kørende tog er et udtryk for det maksimale støjniveau ved én tog passage.

Støjberegningerne er baseret på en topografisk 3D-model, som dækker 500 m på hver side af jernbanen. Bygninger, banetracé, støjskærme og andre relevante objekter som har betydning for støjens udbredelse og afskærmning er indarbejdet i beregningsmodellen.

Støjen ( $L_{den}$  og  $L_{Amax}$ ) er beregnet som facadestøjniveauer i punkter fordelt langs facaden og for hver etage på alle bygninger med anvendelse til boligformål.

Optælling af antallet af støjbelastede boliger dvs. boliger, der belastes med støjniveauer over årsmiddelværdien 64 dB ( $L_{den}$ ) eller maksimalværdien 85 dB ( $L_{Amax}$ ), er baseret på de beregnede facadestøjniveauer.

Hvert resultatpunkt knyttes via bygningen til BBR-oplysninger og via en række databaserutiner udtrækkes det maksimale beregnede støjniveau (resultatpunkt) pr. bolig. Antallet af støjbelastede boliger summeres og opgøres i 1 dB intervaller fordelt på bygningsanvendelse.

### 3.3 Støjbelastningstal SBT

Den samlede støjgene i et boligområde fra såvel vej som jernbane kan beskrives ved det såkaldte støjbelastningstal (SBT). SBT er en vægtet sum af antallet af boliger, der udsættes for støj over den vejledende grænseværdi i et givet område, hvor de mest støjbelastede boliger vejer tungest. Til vægtningen benyttes en genefaktor<sup>2</sup>, som afhænger af støjniveauet ( $L_{den}$ ) beregnet ved den enkelte bolig. Genefaktoren er et indeks, der udtrykker hvor generende et givet støjniveau føles for beboerne ved brug af have, altan, åbning af vinduer, telefonsamtaler, almindelig samtale og brug af radio og fjernsyn. SBT kan bruges til at sammenligne den støjmæssige konsekvens af forskellige alternativer eller i forskellige områder, men bruges også til at fastsætte f.eks. værditab af ejendomme afhængig af støjen i området.

### 3.4 Støjkortlægningens resultater

Støjkortlægningens overordnede resultater fremgår af Tabel 3-2.

---

<sup>2</sup> For støj fra vejtrafik beregnes genefaktoren som  $0,01 * 4,22^{((L_{den}-44)/10)}$  og for støj fra togtrafik beregnes genefaktoren som  $0,01 * 4,22^{((L_{den}-50)/10)}$ .

Tabel 3-2 Antal kortlagte og støjbelastede (over vejledende grænseværdier) boliger og mennesker i Region Hovedstaden

Kortlægning	Vej		Jernbane	
	2014	2025	2014	2025
Kortlagte boliger	~895.000		~90.000	
Kortlagte personer	~1.800.000		~180.000	
Støjbelastede boliger $L_{den}$ (> 58/64 dB)	477.000	480.000	2.300	1.850
Støjbelastede boliger $L_{Amax}$ (> -/85 dB)	-	-	1.125	1.450
<b>Samlet antal</b>	<b>477.000</b>	<b>480.000</b>	<b>3.425</b>	<b>3.300</b>
Støjbelastede personer $L_{den}$ (> 58/64 dB)	964.000	969.000	4.650	3.750
Støjbelastede personer $L_{Amax}$ (> -/85 dB)	-	-	2.275	2.900
<b>Samlet antal</b>	<b>964.000</b>	<b>969.000</b>	<b>6.925</b>	<b>6.650</b>

Det fremgår at langt hovedparten af de støjbelastede boliger og mennesker skyldes vejtrafik. Lidt over halvdelen af boligerne i Region Hovedstaden er støjbelastede over de vejledende grænseværdier. Det fremgår ligeledes at antal støjbelastede boliger og mennesker i 2014 og 2025 stort set er næsten ens, trods fremskrivning af vejtrafikken og ændringer i jernbanetrafikken.

Kortlægningen af vejstøj omfatter en stor del af alle boliger i Region Hovedstaden afgrænset af områder langs trafikmodellens vejnet, mens kortlægningen af jernbanestøj grundet jernbanenettets udstrækning kun omfatter en mindre del af alle boliger i Region Hovedstaden. I en række tilfælde kan boliger være udsat for såvel vej- som jernbanestøj – særligt hvor veje og jernbaner krydser hinanden.

Det bemærkes at de vejledende grænseværdier er gældende for ny bebyggelse langs eksisterende veje og jernbaner (vej >58 dB og jernbane >64 dB/85 dB). Der eksisterer ingen vejledende grænseværdier for nye veje og jernbaner, men typisk vælges de samme som er gældende for ny bebyggelse, fastlagt gennem anlægslove og anden planlægning.

Det skal bemærkes, at der er en relativ stor usikkerhed på opgørelse af antallet af boliger belastet med støj fra vejtrafik (se afsnit 5). De opgjorte antal støjbelastede boliger kan således ikke tages som udtryk for det faktiske antal støjbelastede boliger i Region Hovedstaden. Grundet usikkerheden ved kortlægningsmetoden vurderes det faktiske antal støjbelastede boliger at ligge i intervallet 350.000 – 475.000 boliger. Dette skøn er vurderet på baggrund af resultater fra tidligere kortlægninger, herunder den i 2012 gennemførte EU-støj kortlægning af 14 kommuner i Region Hovedstaden. Undersøgelsens resultat kan dog bruges til at vurdere forskellen i antallet af støjbelastede boliger i år 2025 i forhold til år 2014, den relative effekt af støjbegrænsende tiltag samt de heraf afledte helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Det bemærkes ligeledes at usikkerheden på opgørelse af antallet af boliger belastet af jernbanetrafik er mindre end for vejtrafik. Dette skyldes at kortlægningen af støj fra jernbanetrafik er baseret en kortlægning fra 2011, hvor støjniveaue er beregnet for hver boligenhed. Kortlægning er korrigeret for ændringer fra 2011 til 2014 i togmængder, toghastigheder og generelle ændringer for jernbanetrafikken.

I de følgende afsnit fremgår mere detaljerede resultater opdelt på vej og jernbane.

### 3.4.1 Vejstøj

Støjkortlægningens resultater for vejtrafik fremgår af Tabel 3-3. Tabellen er opdelt på etageboliger og parcelhuse/andre boliger, der skal bruges til beregninger af helbreds- og miljøeffekter.

Tabel 3-3 Antal vejstøjbelastede (over vejledende grænseværdier) boliger i Region Hovedstaden i år 2014 og 2025, samt procentvis ændring fra 2014 til 2025 opdelt på etageboliger og parcelhuse/andre boliger

Lydtrykniveau dB	Støjbelastede boliger 2014			Støjbelastede boliger 2025			Ændring - Δ %		
	Parcel/Andet	Etageboliger	SUM	Parcel/Andet	Etageboliger	SUM	Parcel/Andet	Etageboliger	SUM
<58 dB	230.593	186.846	417.439	227.918	187.274	415.192	-1,2	0,2	-0,5
58 - 59 dB	13.276	46.665	59.941	14.385	50.011	64.396	8,4	7,2	7,4
59 - 60 dB	12.783	45.468	58.251	13.893	46.594	60.487	8,7	2,5	3,8
60 - 61 dB	11.770	43.002	54.772	12.958	43.604	56.562	10,1	1,4	3,3
61 - 62 dB	10.784	37.521	48.305	11.674	38.309	49.983	8,3	2,1	3,5
62 - 63 dB	10.328	29.135	39.463	10.522	30.556	41.078	1,9	4,9	4,1
63 - 64 dB	9.387	26.450	35.837	9.342	25.640	34.982	-0,5	-3,1	-2,4
64 - 65 dB	8.661	21.600	30.261	8.383	20.645	29.028	-3,2	-4,4	-4,1
65 - 66 dB	6.851	19.115	25.966	6.859	16.763	23.622	0,1	-12,3	-9,0
66 - 67 dB	5.808	14.727	20.535	5.869	14.851	20.720	1,1	0,8	0,9
67 - 68 dB	5.031	13.670	18.701	4.820	12.491	17.311	-4,2	-8,6	-7,4
68 - 69 dB	4.269	10.695	14.964	4.029	11.104	15.133	-5,6	3,8	1,1
69 - 70 dB	3.667	9.900	13.567	3.494	10.300	13.794	-4,7	4,0	1,7
70 - 72 dB	2.893	9.362	12.255	2.889	8.630	11.519	-0,1	-7,8	-6,0
71 - 72 dB	2.499	8.086	10.585	2.436	6.915	9.351	-2,5	-14,5	-11,7
72 - 73 dB	2.209	5.883	8.092	1.906	5.139	7.045	-13,7	-12,6	-12,9
>73 dB	7.746	18.247	25.993	7.178	17.546	24.724	-7,3	-3,8	-4,9
<b>Sum &gt;58 dB</b>	<b>117.962</b>	<b>359.526</b>	<b>477.488</b>	<b>120.637</b>	<b>359.098</b>	<b>479.735</b>	<b>2,3</b>	<b>-0,1</b>	<b>0,5</b>
<b>Samlet antal</b>	<b>348.555</b>	<b>546.372</b>	<b>894.927</b>	<b>348.555</b>	<b>546.372</b>	<b>894.927</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>

Det fremgår af tabellen at den samlede forøgelse i antal støjbelastede boliger fra 2014 til 2025 alene er parcelhuse/andre boliger, og at der sker et lille fald i antal etageboliger. Det fremgår ligeledes at antallet af boliger med et højt lydtryk-niveau reduceres, hvorimod antallet af støjbelastede boliger lige over de vejledende grænseværdier øges.

Den undersøgelse der lægges til grund for beregning af sundheds- og miljøeffekter er baseret på kendskab til antallet af støjbelastede boliger mellem 48 og 58 dB. For at kunne opdele antal støjbelastede boliger i dette interval er der benyttet samme procentvise fordeling, som er fundet i den undersøgelse<sup>3</sup> Kræftens Bekæmpelse gennemførte i 2010.

<sup>3</sup> "Road Traffic Noise and Incident Myocardial Infarction: A Prospective Cohort Study", juni 2012, Mette Sørensen, Zorana J. Andersen, Rikke B. Nordsborg, Steen S. Jensen, Kenneth G. Lillelund, Rob Beelen, Erik B. Schmidt, Anne Tjønneland, Kim Overvad, Ole Raaschou-Nielsen



Baseret herpå er resultaterne i Tabel 3 fordelt på 1 dB intervaller >41 dB, samt <41 dB. Denne fordeling er vedlagt i bilag B.

Til brug for beregning af værditab af ejendomme afhængig af støjen i Region Hovedstaden er støjbelastningstal for vejtrafikken i 2014 og 2025 vist i Tabel 3-4.

Tabel 3-4 Støjbelastningstal (SBT) for vejtrafik i Region Hovedstaden i år 2014 og 2025, samt ændring fra 2014 til 2025

Lydtrykniveau dB	Støjbelastning (SBT) 2014			Støjbelastning (SBT) 2025			Ændring - Δ SBT		
	Parcel/Andet	Etageboliger	SUM	Parcel/Andet	Etageboliger	SUM	Parcel/Andet	Etageboliger	SUM
<58 dB	0	0	0	0	0	0	-	-	-
58 - 59 dB	997	3.503	4.499	1.080	3.754	4.834	83	251	334
59 - 60 dB	1.108	3.942	5.050	1.204	4.039	5.244	96,2	97,6	193,8
60 - 61 dB	1.178	4.305	5.484	1.297	4.365	5.663	118,9	60,3	179,2
61 - 62 dB	1.247	4.338	5.585	1.350	4.429	5.779	102,9	91,1	194,0
62 - 63 dB	1.379	3.890	5.269	1.405	4.080	5.485	25,9	189,7	215,6
63 - 64 dB	1.448	4.079	5.526	1.441	3.954	5.394	-6,9	-124,9	-131,8
64 - 65 dB	1.542	3.847	5.389	1.493	3.677	5.169	-49,5	-170,1	-219,6
65 - 66 dB	1.409	3.931	5.340	1.411	3.448	4.858	1,6	-483,7	-482,1
66 - 67 dB	1.379	3.498	4.877	1.394	3.527	4.921	14,5	29,5	43,9
67 - 68 dB	1.380	3.750	5.130	1.322	3.426	4.748	-57,9	-323,4	-381,3
68 - 69 dB	1.352	3.388	4.740	1.276	3.517	4.794	-76,0	129,6	53,5
69 - 70 dB	1.342	3.622	4.963	1.278	3.768	5.046	-63,3	146,3	83,0
70 - 72 dB	1.222	3.955	5.178	1.221	3.646	4.867	-1,7	-309,3	-310,9
71 - 72 dB	1.219	3.945	5.165	1.189	3.374	4.562	-30,7	-571,3	-602,1
72 - 73 dB	1.245	3.315	4.560	1.074	2.896	3.970	-170,7	-419,2	-590,0
>73 dB	5.041	11.874	16.915	4.671	11.418	16.089	-369,6	-456,2	-825,8
<b>Sum SBT</b>	<b>24.488</b>	<b>69.181</b>	<b>93.669</b>	<b>24.105</b>	<b>67.318</b>	<b>91.423</b>	<b>-1,6</b>	<b>-2,7</b>	<b>-2,4</b>

Tabellen viser at den samlede støjbelastning reduceres fra 2014 til 2025, med fald for såvel Parcelhuse som etageboliger.

### 3.4.2 Jernbane

Jernbanetraffic udvikler sig anderledes end vejtrafik. På vejnettet stiger trafikken mere eller mindre jævnt hen over året. På jernbanenettet sker ændringer i forbindelse med køreplansskift typisk en gang om året.

Der eksisterer ikke oplysninger om fremtidig togtrafik ud over den prognose Trafik- og Byggestyrelsen udgav i maj 2016. Prognosen omfatter togtrafikken i 2014 og 2030. I 2030 forventes flere store anlægsprojekter og andre generelle tiltag gennemført.

Kortlægningen af jernbanestøj i 2025 er baseret på den togtrafik der forventes i 2030, idet det vurderes at der ikke forventes større ændringer i perioden 2025 - 2030. Således forventes den nye jernbane mellem København og Ringsted færdiggjort og åbnet i december 2018. Den nye jernbane vil aflaste især jernbanen mellem København og Ringsted over Roskilde for primært godstogstrafik, men også persontogstrafik. Overflytningen af togtrafik sker ikke 100% ved åbningen af den nye jernbane, men vil gradvist ske frem mod 2024, og således være fuldt gennemført i 2025.

En anden generel ændring er at Tyskland ved lov har indført et forbud mod godsvogne med støbejernsbremseklodser fra december 2022. Idet langt hovedparten af de godsvogne der kører i Danmark også kører i Tyskland vil denne ændring have effekt i Danmark. Forbuddet mod støbejernsbremseklodser betyder at disse skal være udskiftet med kompositbremseklodser (herefter retrofitting), som medfører at støjuddannelsen fra godstog reduceres med 8 dB.

Det betyder dog ikke at støjniveauet generelt falder med 8 dB. Hvor meget støjniveauet falder afhænger af hvor stor en andel godstogene udgør af det samlede støjniveau.

I 2012 gennemførte Banedanmark en landsdækkende kortlægning, og resultaterne herfra er brugt som grundlag for kortlægning af støj fra jernbane i 2014 og 2025. De tidligere resultater for boliger i Region Hovedstaden er korrigeret for ændring i togmængder og toghastigheder for 2014 og togmængder, toghastigheder og retrofitting for 2025.

Antallet af kortlagte boliger  $L_{den}$ , der bruges til beregninger af helbreds- og miljøeffekter fremgår af Tabel 3-5. Tabellen er opdelt på etageboliger og parcelhuse/andre boliger.

Tabellen viser at antallet af støjbelastede boliger  $L_{den} > 64$  dB reduceres med ca. 20 %, primært ved en reduktion i antal parcelhuse/andre boliger.

Støjkortlægningens resultater ( $L_{den}$  og  $L_{Amax}$ ) for jernbanetraffic fremgår bilag C. Af bilag C fremgår at antallet af støjbelastede boliger (over de vejledende grænseværdier)  $L_{den} > 64$  dB og  $L_{Amax} > 85$  dB samlet set reduceres med knap 5 %, fordelt med en forøgelse af antal støjbelastede  $L_{Amax} > 85$  dB på knap 30 % og en reduktion af antal støjbelastede  $L_{den} > 64$  dB på ca. 20%.

Tabel 3-5 Antal jernbanestøjbelastede (over vejledende grænseværdi) boliger og boliger >48 dB i Region Hovedstaden i år 2014 og 2025, samt procentvis ændring fra 2014 til 2025 opdelt på etageboliger og parcelhuse/andre boliger

Interval L <sub>den</sub>	Antal L <sub>den</sub> 2014			Antal L <sub>den</sub> 2025			Ændring Δ %		
	Etageboliger	Parcel/Andet	SUM	Etageboliger	Parcel/Andet	SUM	Etageboliger	Parcel/Andet	SUM
48 - 49	2.728	872	3.600	3.930	1.555	5.485	44,1	78,3	52,4
49 - 50	3.275	947	4.222	4.238	1.796	6.034	29,4	89,7	42,9
50 - 51	3.878	1.186	5.064	3.737	1.869	5.606	-3,6	57,6	10,7
51 - 52	4.086	1.528	5.614	3.686	1.631	5.317	-9,8	6,7	-5,3
52 - 53	4.802	1.655	6.457	3.088	1.333	4.421	-35,7	-19,5	-31,5
53 - 54	4.002	1.637	5.639	3.257	1.147	4.404	-18,6	-29,9	-21,9
54 - 55	3.594	1.526	5.120	2.984	957	3.941	-17,0	-37,3	-23,0
55 - 56	3.072	1.266	4.338	2.840	776	3.616	-7,6	-38,7	-16,6
56 - 57	2.946	998	3.944	2.280	617	2.897	-22,6	-38,2	-26,5
57 - 58	2.468	799	3.267	2.055	599	2.654	-16,7	-25,0	-18,8
58 - 59	2.361	656	3.017	2.173	462	2.635	-8,0	-29,6	-12,7
59 - 60	1.794	512	2.306	1.703	366	2.069	-5,1	-28,5	-10,3
60 - 61	1.431	504	1.935	1.240	360	1.600	-13,3	-28,6	-17,3
61 - 62	1.479	341	1.820	1.079	289	1.368	-27,0	-15,2	-24,8
62 - 63	972	251	1.223	918	258	1.176	-5,6	2,8	-3,8
63 - 64	638	209	847	522	199	721	-18,2	-4,8	-14,9
64 - 65	597	124	721	613	121	734	2,7	-2,4	1,8
65 - 66	502	62	564	499	83	582	-0,6	33,9	3,2
66 - 67	397	50	447	177	47	224	-55,4	-6,0	-49,9
67 - 68	116	22	138	92	32	124	-20,7	45,5	-10,1
68 - 69	88	24	112	52	14	66	-40,9	-41,7	-41,1
69 - 70	77	13	90	41	10	51	-46,8	-23,1	-43,3
70 - 71	47	8	55	4	12	16	-91,5	50,0	-70,9
71 - 72	45	5	50	6	10	16	-86,7	100,0	-68,0
72 - 73	40	5	45	1	7	8	-97,5	40,0	-82,2
73 - 74	8	7	15	3	4	7	-62,5	-42,9	-53,3
74 - 75	6	13	19	18	1	19		-92,3	0,0
75 - 76		5	5	10		10		-100,0	100,0
76 - 77	3	8	11				-100,0	-100,0	-100,0
77 - 78	19	0	19				-100,0		-100,0
78 - 79	10	1	11						
>79									
<b>Over grænseværdier</b>									
> 64 dB	1.955	347	2.302	1.516	341	1.857	-22,5	-1,7	-19,3
<b>Kortlagte</b>									
Samlet > 48 dB	45.481	15.234	60.715	41.246	14.555	55.801	-9,3	-4,5	-8,1

Til brug for beregning af værditab af ejendomme afhængig af støjen i Region Hovedstaden er støjbelastningstal for jernbanetrafikken i 2014 og 2025 vist i Tabel 3-6.

Tabel 3-6 Støjbelastningstal (SBT) for jernbanetrafik i Region Hovedstaden i år 2014 og 2025, samt ændring fra 2014 til 2025

Interval L <sub>den</sub>	SBT 2014			SBT 2025			Ændring - Δ SBT		
	Etage	Andre	SUM	Etage	Andre	SUM	Parcel/Andet	Etageboliger	SUM
< 64	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-
64 - 65	48,2	10,0	58,2	49,4	9,8	59,2	1,3	-0,2	1,0
65 - 66	46,8	5,8	52,5	46,5	7,7	54,2	-0,3	2,0	1,7
66 - 67	42,7	5,4	48,1	19,0	5,1	24,1	-23,7	-0,3	-24,0
67 - 68	14,4	2,7	17,1	11,4	4,0	15,4	-3,0	1,2	-1,7
68 - 69	12,6	3,4	16,1	7,5	2,0	9,5	-5,2	-1,4	-6,6
69 - 70	12,8	2,2	14,9	6,8	1,7	8,5	-6,0	-0,5	-6,5
70 - 71	9,0	1,5	10,5	0,8	2,3	3,1	-8,2	0,8	-7,5
71 - 72	9,9	1,1	11,1	1,3	2,2	3,5	-8,6	1,1	-7,5
72 - 73	10,2	1,3	11,5	0,3	1,8	2,0	-10,0	0,5	-9,4
73 - 74	2,4	2,1	4,4	0,9	1,2	2,1	-1,5	-0,9	-2,4
74 - 75	2,0	4,4	6,5	6,1	0,3	6,5	4,1	-4,1	0,0
75 - 76	0,0	2,0	2,0	3,9	0,0	3,9	3,9	-2,0	2,0
76 - 77	1,4	3,6	5,0	0,0	0,0	0,0	-1,4	-3,6	-5,0
77 - 78	10,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	-10,0	0,0	-10,0
78 - 79	6,1	0,6	6,7	0,0	0,0	0,0	-6,1	-0,6	-6,7
>79	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>SUM SBT</b>	<b>228,4</b>	<b>46,1</b>	<b>274,5</b>	<b>154,0</b>	<b>38,0</b>	<b>192,0</b>	<b>-32,6</b>	<b>-17,6</b>	<b>-30,1</b>

Tabellen viser at den samlede støjbelastning reduceres fra 2014 til 2025 med et fald for såvel Parcelhuse som etageboliger.

## 4 Samfundsøkonomiske omkostninger ved støj

Vejstøj har betydelige samfundsøkonomiske omkostninger. Størrelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger hersker der derimod en del tvivl om. I denne rapport er vurdering af størrelsen af omkostningerne baseret på dels videnskabelige undersøgelser og dels baseret på forskellige antagelser.

Trafikstøj påvirker menneskers helbred negativt, hvorfor det medfører omkostninger for samfundet blandt andet på grund af for tidlig død, tabt livskvalitet og øgede udgifter i sundhedsvæsenet. Trafikstøj påvirker ligeledes boligejere negativt.

Trafikstøjens direkte omkostninger betales af boligejerne da støjbelastede boliger oplever et værditab på boligen. Støjbelastning af rekreative områder betyder at disse områders anvendelighed forringes, hvilket er et værditab for samfundet. Kommuner og regioner betaler for behandling af sygdomstilfældene. Samfundet mister derudover arbejdsindtægter pga. fravær ved sygdom, samt af antallet af for tidlige dødsfald. Støj har også indflydelse på børns indlæring, arbejdsproduktivitet og tab af livskvalitet.

Overordnet kan de samfundsøkonomiske omkostninger af vej- og togstøj inddeles i forskellige kategorier:

- > Sundhedssektoromkostninger
- > Omkostninger ved for tidligt døde
- > Boliger og rekreative områders værditab som følge af vej- og togstøj
- > Børns indlæringsvanskeligheder
- > Arbejdsproduktivitet
- > Tab af livskvalitet

### 4.1 Afgrænsning

Der er en række områder der ikke er behandlet i denne rapport selv om de har en indflydelse på de samfundsøkonomiske omkostninger af trafikstøj. Støjbelastning af rekreative områder burde indgå i den samlede vurdering af de samfundsøkonomiske omkostninger. Dette vil dog kræve en stor arbejdsindsats og

er ikke er medtaget her, idet der ikke er lavet en dækkende undersøgelse af værditab som følge af støjbelastning i rekreative områder.

Flere studier har indikeret en sammenhæng mellem eksponering af trafikstøj og diabetes. Da antallet af studier der har undersøgt dette dog stadig er få, hvorfor relationen ikke er fuldt dokumenteret, er diabetes ikke medtaget i denne undersøgelse. Det samme gør sig gældende for børns indlæringssevne, kræft og fedme for hvilke få studier har peget på en negativ sammenhæng med støjniveauet.

Tab af livskvalitet som følge af udsættelse af trafikstøj er ligeledes ikke medtaget i denne undersøgelse. Tab af arbejdsproduktivitet er ligeledes ikke medtaget, da der ikke eksisterer veldokumenterede sammenhænge. Kunne disse relationer estimeres, ville de samlede samfundsøkonomiske omkostninger af trafikstøj være højere end estimeret i denne rapport. Der er generelt brug for yderligere forskning inden for disse områder for at få dokumenteret den præcise sammenhæng mellem trafikstøj og diabetes, kræft, fedme, værditab af rekreative områder, indlæringssevne, tab af livskvalitet, arbejdsproduktivitet, osv.

## 4.2 Sundhedssektoromkostninger

Dette afsnit behandler de sundhedssektoromkostningerne som følge af eksponering af trafikstøj i Region Hovedstaden.

### 4.2.1 Medicinudgifter

I lighed med DORS(2011) fremskrives medicinudgifterne fundet af Vejstøjgruppen(2003) til 2014 priser. Medicinudgifterne blev af Vejstøjgruppen estimeret til 18,5 mio. kr. Fremskrives denne til 2014 niveauet, kan medicinudgifterne estimeres til 22,8 mio. kr.

Tilsvarende tal kan estimeres for 2025 ved anvendelse af befolkningsfremskrivningen for 2025 for Region Hovedstaden på 10,2 %. Udover at korrigere med befolkningsvæksten korrigeres også for den anden støjbelastning af boligmassen i 2025<sup>4</sup>. De samlede omkostninger til medicin i Region Hovedstaden i 2025 vil derfor udgøre 24,4 mio. kr.

### 4.2.2 Praktiserende læger

I forhold til at opgøre omkostningerne til de praktiserende læger der er relateret til trafikstøj, har det ikke været muligt at få tilstrækkelige oplysninger om de forskellige omkostninger fordelt på de enkelte sygdomskategorier hos de praktiserende læger.

---

<sup>4</sup> I 2014 var der 447.488 støjbelastede boliger i Region Hovedstaden mod forventet 479.735 støjbelastede boliger i 2025. Da der sker en forskydning af de støjbelastede boliger imellem de forskellige dB intervaller fra et samlet støjbelastningstal på 93.669 i 2014 til 91.423, så kan en reduceret støjbelastning af boligmassen i Region Hovedstaden udregnes til -2.85 %.

Der tages derfor i denne rapport udgangspunkt i samme metode som Vejstøjgruppen anvendte i 2003, men justeret for kendskabet til de samlede omkostninger for de praktiserende læger i 2014 og at omkostningerne til lægebesøg som følge af karsygdomme i hjernen skal med. Omkostningen til denne sygdomskategori er estimeret på baggrund af omkostningen til de iskæmiske sygdomme som så er estimeret ved en antagelse om at lægebesøg for karsygdomme i hjernen og åreforkalkning følger de ambulante besøg for de to sygdomme som vist i Tabel 4-5.

Med et samlet budget på 7 milliarder kr. for den almene praksis og lægevagten, og en antagelse om at proportionalitet mellem dem der går til læge i hele Danmark og i Region Hovedstaden, så fremkommer de samlede omkostninger til de praktiserende læger som følge af at befolkningen i Region Hovedstaden er eksponeret til trafikstøj.

Tabel 4-1 Omkostninger til praktiserende læger som følge af trafikstøj

Sygdom	Mio. Kr.
Åreforkalkning	4,1
Karsygdomme i hjernen	3,7
Blodtryksforøgelse	3,3
<b>I alt</b>	<b>11,0</b>

Kilde: Vejstøjgruppen (2003) korrigeret for 2014 budget for de praktiserende læger samt omkostninger til støjrelaterede karsygdomme i hjernen.

Det ses af Tabel 4-1 at de samlede omkostninger hos de praktiserende læger som følge af støjeksponering i 2014 kan estimeres til omkring 11 mio. kr. årligt.

Dette tal kan fremskrives til 2025 ved anvendelse af befolkningsfremskrivningen for 2025 for Region Hovedstaden på 10,2 %. Udover at korrigerer med befolkningens væksten korrigeres også for den anden støjbelastning af boligmassen i 2025 – jf. fodnote 4. De samlede omkostninger for lægebesøg i Region Hovedstaden i 2025 vil derfor udgøre 11,8 mio. kr.

### 4.2.3 Sygehus – somatiske afdelinger

I dette afsnit estimeres omkostningerne for sygehusbesøg der er støjrelateret. I Tabel 4-2 er antallet af ambulante besøg, sengedage og udskrivinger relateret til blodtryksforhøjelse i Region Hovedstaden angivet for årene 2013 til 2015 samt et gennemsnit for de 3 år.

Tabel 4-2 Ambulante besøg, sengedage og udskrivinger relateret til blodtryksforhøjelse (herunder blodtryksforhøjelse med hjertesygdom og nyresygdom) i Region Hovedstaden

Type	2013	2014	2015	Gennemsnit
Ambulante besøg i året	16.572	17.166	16.373	16.704
Sengedage, indlagte	4.019	4.088	3.764	3.957
Udskrivinger, indlagte	1.855	1.913	1.703	1.824

Kilde: [http://www.esundhed.dk/sundhedsregistre/LPR/Sider/LPR02\\_Tabel.aspx#](http://www.esundhed.dk/sundhedsregistre/LPR/Sider/LPR02_Tabel.aspx#)

Der var således omkring 16.700 ambulante besøg og knap 4.000 sengedage relateret til blodtryksforhøjelse i Region Hovedstaden.

I Tabel 4-3 er antallet af ambulante besøg, sengedage og udskrivinger relateret til karsygdomme i hjernen i Region Hovedstaden angivet for årene 2013 til 2015, samt et gennemsnit for de 3 år.

Tabel 4-3 Ambulante besøg, sengedage og udskrivinger relateret til karsygdomme i hjernen i Region Hovedstaden

Type	2013	2014	2015	Gennemsnit
Ambulante besøg i året	8.607	8.032	6.987	7.875
Sengedage, indlagte	32.080	29.905	26.317	29.434
Udskrivinger, indlagte	5.713	5.654	5.764	5.710

Kilde: [http://www.esundhed.dk/sundhedsregistre/LPR/Sider/LPR02\\_Tabel.aspx#](http://www.esundhed.dk/sundhedsregistre/LPR/Sider/LPR02_Tabel.aspx#)

Der var således knap 7.900 ambulante besøg og knap 29.500 sengedage relateret til karsygdomme i Region Hovedstaden.

I Tabel 4-4 er antallet af ambulante besøg, sengedage og udskrivinger relateret til åreforkalkning i Region Hovedstaden angivet for årene 2013 til 2015, samt et gennemsnit for de 3 år.

Tabel 4-4 Ambulante besøg, sengedage og udskrivinger relateret til åreforkalkning i Region Hovedstaden

Type	2013	2014	2015	Gennemsnit
Ambulante besøg i året	2.482	1.978	2.033	2.164
Sengedage, indlagte	5.435	5.342	5.370	5.382
Udskrivinger, indlagte	763	724	783	757

Kilde: [http://www.esundhed.dk/sundhedsregistre/LPR/Sider/LPR02\\_Tabel.aspx#](http://www.esundhed.dk/sundhedsregistre/LPR/Sider/LPR02_Tabel.aspx#)

Der var således omkring 2.150 ambulante besøg og knap 5.400 sengedage relateret til åreforkalkning i Region Hovedstaden.

Ved at anvende de i Tabel 4-8 angivne andele af sygdomskategorierne der er støjrelateret, kan antallet af ambulante besøg og antal sengedage der er relateret til trafikstøj beregnes. Disse er gengivet i Tabel 4-5.

Tabel 4-5 Ambulante besøg, antal sengedage og udskrivinger på grund af støjeksponering fordelt på de tre sygdomskategorier

Type	Blodtryksforhøjelse	Karsygdomme i hjernen	Åreforkalkning	I alt
Ambulante besøg i året	1.398	121	110	1.629
Sengedage, indlagte	331	454	273	1.058
Udskrivinger, indlagte	153	88	38	279

Kilde: [http://www.esundhed.dk/sundhedsregistre/LPR/Sider/LPR02\\_Tabel.aspx#](http://www.esundhed.dk/sundhedsregistre/LPR/Sider/LPR02_Tabel.aspx#)

Der har således været 1.630 ambulante besøg på sygehusene der kan relateres til trafikstøj. Herudover har der været 1.058 sengedage.

Der anvendes i denne undersøgelse en enhedspris på 1.350 kr. per ambulante besøg. Denne svarer overens med den enhedspris som blev anvendt af Vejstøjgruppen i 2003.

For omkostninger ved sengedage foreligger ingen specifikke data, hvorfor der er anvendt en gennemsnitspris på 13.500 kr. per sengedag. Dette er en gennem-



snitspris af udvalgte DRG takster<sup>5</sup>, som er afhængig af hvilken sygdom der er tale om og hvilken behandling der gives behandling for. Disse takster er efterfølgende korrigeret med antal sengedage.

Herved fremkommer der en gennemsnitspris per sengedøgn per udvalgt sygdomskategori. Gennemsnittet af disse anvendes så som enhedsprisen per sengedag. Denne enhedspris er 30% lavere en den gennemsnitspris der blev anvendt af Vejstøjgruppen i 2003. Til gengæld opereres der i denne rapport med støjrelaterede karsygdomme i hjernen, som der ikke blev gjort af Vejstøjgruppen.

De samlede årlige omkostninger på de somatiske afdelinger på sygehusene i Region Hovedstaden er opsummeret i Tabel 4-6.

Tabel 4-6 Årlig omkostning - sygehus - somatiske afdelinger

Type	Årlig omkostning (mio. kr.)
Ambulante besøg i året	2,2
Sengedage, indlagte	14,3
<b>I alt</b>	<b>16,5</b>

Det fremgår af Tabel 4-6, at de samlede årlige omkostninger til sygehuse i 2014 relateret til støj i Region Hovedstaden, kan opgøres til 16,5 mio. kr.

Dette tal kan fremskrives til 2025 ved anvendelse af befolkningsfremskrivningen for 2025 for Region Hovedstaden på 10,2 %. Udover at korrigere med befolkningens væksten korrigeres også for den anden støjbelastning af boligmassen i 2025 – jf. fodnote 4. De samlede omkostninger for sygehusbesøg i Region Hovedstaden i 2025 vil derfor udgøre 17,6 mio. kr.

### 4.3 Samfundsøkonomiske omkostninger ved for tidlig død

Dette afsnit behandler de samfundsøkonomiske omkostninger af for tidligt døde som følge af eksponering af trafikstøj i Region Hovedstaden.

#### 4.3.1 Dødsfald

Antallet af døde i perioden fra 2013 til 2015 registreret indenfor følgende tre sygdomskategorier, som kan være relateret til støjeksponering:

- > Iskæmisk hjertesygdomme (Åreforkalkning)
- > Karsygdomme i hjernen
- > Blodtryksforhøjelse

er vist i Tabel 4-7

<sup>5</sup> <http://ny.sundhedsdatastyrelsen.dk/sds/da/afregning-og-finansiering/takster-drg/takster-2017>

Tabel 4-7 Dødsfald for mænd og kvinder i 2013 til 2015

Sygdomskategori relateret til støj	2013	2014	2015	Gennemsnit
B-057 Iskæmiske hjertesygdomme	4.291	3.998	3.915	4.068
B-061 Karsygdomme i hjernen	3.458	3.397	3.512	3.456
B-058 Blodtryksforhøjelse	909	872	997	926
<b>I alt</b>	<b>8.658</b>	<b>8.267</b>	<b>8.424</b>	<b>8.450</b>

Kilde: Dødsårsagsregistret 2015, side 32 og 33.

I henhold til Dødsårsagsregistret (2015) døde der i perioden 2013 til 2015 i gennemsnit på landsplan 4.068 personer af iskæmiske hjertesygdomme, 3.456 personer af karsygdomme i hjernen og 926 personer af blodtryksforhøjelse. I alt svarer det til 8.450 personer, der døde af disse sygdomme.

### 4.3.2 Værdi af statistisk liv

Den væsentligste omkostning relateret til trafikstøj er omkostningen ved for tidlig død. En for tidlig død på grund af støjrelateret sygdom fører til et velfærdstab for samfundet. Standardmetoden til at beregne et estimat for velfærdstab er beskrevet i Box I.5 i DORS (2011). Grundlæggende opgøres omkostningen ved dette velfærdstab ud fra varigheden af perioden fra påvirkningen til personens død (latensperioden) og antallet af tabte leveår målt ved den forventede restlevetid på dødstidspunktet. Den er i DORS (2011) sat til 10 år, hvilket også benyttes her.

I DORS (2016) er værdien af et fuldt statistisk liv bestemt til 31 mio. kr. Anvendes denne opdaterede værdi af et fuldt statistisk liv, så kan værdien af et tabt leveår udregnes til at være 930.000 kr. pr. tabt leveår.

### 4.3.3 Relative risikofaktorer for sygdomme og død ved vejstøj

I en undersøgelse fra Schweiz<sup>6</sup> blev følgende relative risikofaktorer estimeret på baggrund af en række metastudier:

- > Iskæmisk hjertesygdomme (Åreforkalkning): 1,046
- > Karsygdomme i hjernen: 1,014
- > Blodtryksrelateret: 1,076

Disse tal angiver den procentuelle forøgelse af de tre sygdomme og dødelighed ved 10 dB forøgelse af støj over 48 dB. I denne kortlægning af de samfundsmæssige økonomiske omkostninger af trafikstøj, anvendes de seneste forskningsmæssige resultater vedrørende sammenhængen mellem trafikstøj og sygdomme og dødsfald.<sup>7</sup> De relative risikofaktorer anvendes til at estimere antallet af for tidligt døde og antallet af ambulante patienter såvel som patienter der indlægges på sy-

<sup>6</sup> "Years of life lost and morbidity cases attributable to transportation noise and air pollution: A comparative health risk assessment for Switzerland in 2010" publiceret i International Journal of Hygiene and Environmental Health (2015).

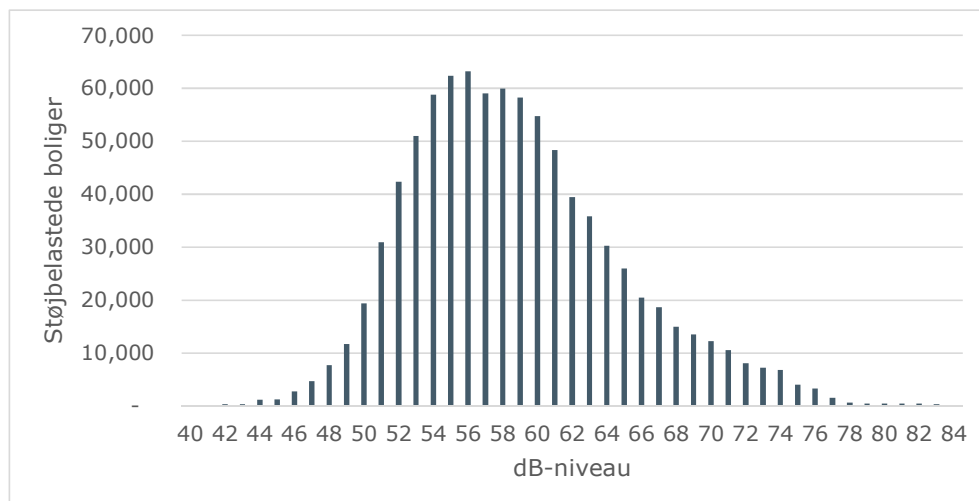
<sup>7</sup> Det er første gang, i forbindelse med kortlægning af de samfundsmæssige omkostninger af trafikstøj i dansk sammenhæng, at denne forskningsbaserede tilgang er anvendt.

gehuse som følge af de tre sygdomskategorier, hvor der er estimeret en relativ risikofaktor som følge af udsættelse af trafikstøj.

### 4.3.4 Støjbelastede boliger i Region Hovedstaden

Fordelingen af antallet af boliger der er vejstøjbelastet i Region Hovedstaden er vist i Figur 4-1.

Figur 4-1 *Vejstøjbelastede boliger i Region Hovedstaden*



Kilde: Bilag B.

Baseret på fordelingen af boliger der er vejstøjbelastet kan det gennemsnitlige støjniveau i Region Hovedstaden udregnes til 59 dB. Det svarer til 11 dB over et støjniveau på 48 dB, som er det støjniveau der i den schweiziske undersøgelse hvor under støj ikke vurderedes at udgøre nogen sundhedsrisiko.

I selvsamme undersøgelse vurderedes det, at der i Schweiz var en støjbelastning på 8,74 dB støj fra vej over de 48 dB. I Region Hovedstaden er det generelle niveau således over niveauet i Schweiz, hvilket også er forventeligt på grund af befolkningskoncentrationen i Region Hovedstaden sammenlignet med hele Schweiz.

Anvendes de estimerede risikofaktorer i Schweiz, jf. afsnit 4.3.3 ovenfor, og justeres der for det generelle støjniveau i Region Hovedstaden ift. den schweiziske undersøgelse, fås følgende faktorer eller andele af sygdomskategorierne der er støjrelateret.

Tabel 4-8 *Andele af sygdomskategorierne der er støjrelateret*

Sygdomskategori relateret til støj	Procentuel andel
B-057 Iskæmiske hjertesygdomme	5,07%
B-061 Karsygdomme i hjerne	1,54%
B-058 Blodtryksforhøjelse	8,37%

Kilde: COWI beregninger baseret på de relative risikofaktorer fundet i den schweiziske undersøgelse og korrigeret for støjniveauet i Region Hovedstaden.

Antallet af døde, jf. Tabel 4-7, hhv. antallet af syge som følge af støjpåvirkning fra vejstøj kan estimeres ved hjælp af de estimerede andele af sygdomskategoriene i Tabel 4-8, der kan være vejstøjrelaterede.

I 2014 var jf. Statistikbanken 31% af alle boliger i Danmark placeret i Region Hovedstaden. Betragtes antallet af personer bosat i Region Hovedstaden, så udgjorde de også ca. 31%, under antagelse af at der bor lige mange personer i hver husstand. Antallet af for tidligt døde i Region Hovedstaden relateret til trafikstøj og omkostningen for Region Hovedstaden ved for tidlig død af vejstøj kan nu udregnes, og er vist i Tabel 4-9.

Tabel 4-9 For tidligt døde og samfundsøkonomiske omkostninger som følge af vejstøj (2014)

Sygdomskategori relateret til støj 2014	For tidligt døde 1) på landsplan	For tidligt døde i Region Hovedstaden	Støjrelateret andel Region Hovedstaden	Døde af støj i Region Hovedstaden	Omkostning (mio. kr.)
Åreforkalkning	4.068	1.261	5,07%	64	594
Karsygdomme i hjerne	3.456	1.071	1,54%	17	154
Blodtryksforhøjelse (herunder blodtryksforhøjelse med hjertesygdom og nyresygdom)	926	287	8,37%	24	224
<b>I alt</b>	<b>8.450</b>	<b>2.619</b>	-	<b>105</b>	<b>972</b>

Kilde: Dødsårsagsregistret, Tal og analyse, Sundhedsdatastyrelsen, 2015.

<sup>1</sup>Gennemsnit af antal døde i 2014-2016, jf. Tabel 4-7.

Der er således en årlig omkostning for Region Hovedstaden som følge af for tidligt døde på i alt 972 millioner kr. på grund af vejstøj. Dette beløb er sammensat af 594 millioner kr. fra dødsfald pga. åreforkalkning, 154 millioner kr. fra karsygdomme i hjernen og 224 millioner kr. fra blodtryksforhøjelse.

I Tabel 4-10 er vist befolkningen i Danmark og Region Hovedstaden i 2014 og den estimerede befolkning i 2025.

Tabel 4-10 Befolkningsudvikling i Region Hovedstaden og Danmark

Befolkningsudvikling	2014	2025	Vækst
Danmark	5.639.285	5.975.231	6,0%
Region Hovedstaden	1.756.532	1.935.007	10,2%
Andel	31,1%	32,4%	-

Kilde: <https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1366>

Der forventes således en befolkningsvækst i Region Hovedstaden på 10,2% fra 1,76 million i 2014 til 1,94 million i 2025, mens der på landsplan forventes en befolkningsvækst på 6 %.

Skaleres antallet af døde som følge af eksponering til vejstøj i 2014 med befolkningsvæksten fra 2014 til 2025 samt ændringen i støjbelastningen af boligmassen i 2025, jf. fodnote 4, fra 2014 til 2025 fås en opgørelse over omkostningerne ved for tidligt døde i 2025 i Tabel 4-11. Dette er under antagelse af, at der ikke sker en teknologisk udvikling ift. at behandle patienter der får åreforkalkning, karsygdomme i hjernen eller forhøjet blodtryk, samt at værdien af et tabt liv forbliver uændret.

Tabel 4-11 For tidligt døde og samfundsøkonomiske omkostninger som følge af trafikstøj (2025)

Sygdomskategori relateret til støj 2025	For tidligt døde i Region Hovedstaden	Støjrelateret andel Region Hovedstaden	Døde af støj i Region Hovedstaden	Omkostning (mio. kr.)
Åreforkalkning	1.350	5,07%	68	636
Karsygdomme i hjjerne	1.146	1,54%	18	164
Blodtryksforhøjelse (herunder blodtryksforhøjelse med hjertesygdom og nyresygdom)	307	8,37%	26	239
<b>I alt</b>	<b>2.803</b>	-	<b>112</b>	<b>1.040</b>

Der vil således være en årlig omkostning for Region Hovedstaden som følge af for tidligt døde på i alt 1.040 millioner kr. på grund af trafikstøj. Dette beløb er sammensat af 636 millioner kr. fra dødsfald pga. åreforkalkning, 164 millioner kr. fra karsygdomme i hjernen og 239 millioner kr. fra blodtryksforhøjelse. Det ses af Tabel 4-11 at de samlede omkostninger på grund af for tidligt døde forventes at stige fra 971 million kr. til 1.040 million kr.

## 4.4 Boligers værditab som følge af vej- og togstøj

Dette afsnit behandler boligejernes værditab som følge af eksponering af trafikstøj i Region Hovedstaden.

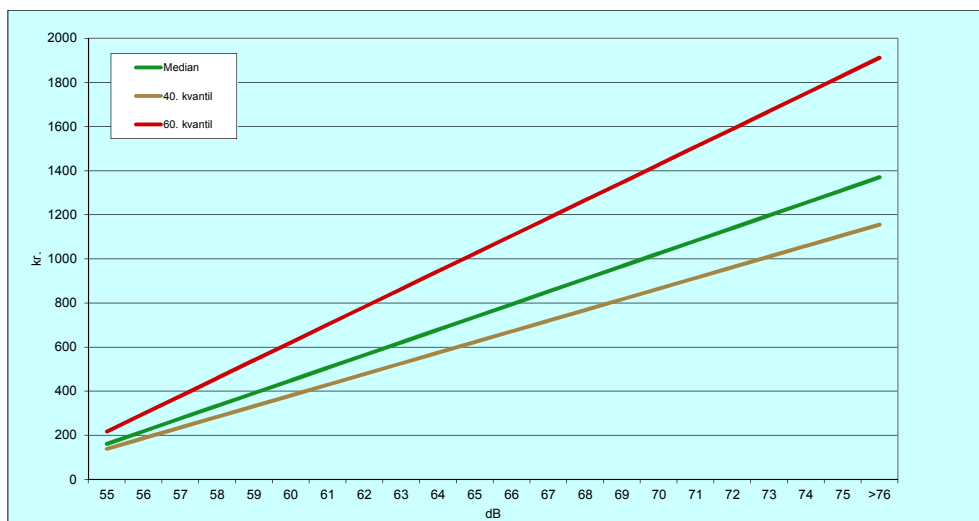
### 4.4.1 Geneomkostninger: Boligers værditab som følge af vejstøjsbelastning

Vej- og togstøj påvirker huspriserne negativt. Størrelsen af omkostningen er der en vis usikkerhed omkring, da det ikke kan måles præcist, og omkostningen kun kan estimeres. Boligejerne betaler prisen af støjbelastningen gennem boligens værditab. Det betyder også, at kommunerne mister indtægter på grund af lavere ejendomsskatter.

I DORS (2011) er der undersøgt en relation mellem husstandes betalingsvilje for at undgå støj for forskellige husstande. Der er estimeret en efterspørgselsfunktion for husstande bosat i lejligheder og en efterspørgselsfunktion for husstande bosat i parcel- og rækkehuse. Ud fra efterspørgselsfunktionen beregnes husstandens betalingsvilje for at opnå en reduktion af støjniveauet med én dB ved forskellige støjniveauer. Betalingsviljen pr. dB for fraværet af vejstøj er vist for husstanden med medianstøj (50. percentil), samt for 40. og 60. percentil.

Den årlige marginale betalingsvilje i kr. pr. dB støjreduktion er gengivet for henholdsvis **parcel- og rækkehuse** i Figur 4-2 og for lejligheder i Figur 4-4.

Figur 4-2 Årlig marginal betalingsvilje i kr. pr. dB vejstøj – parcel- og rækkehuse

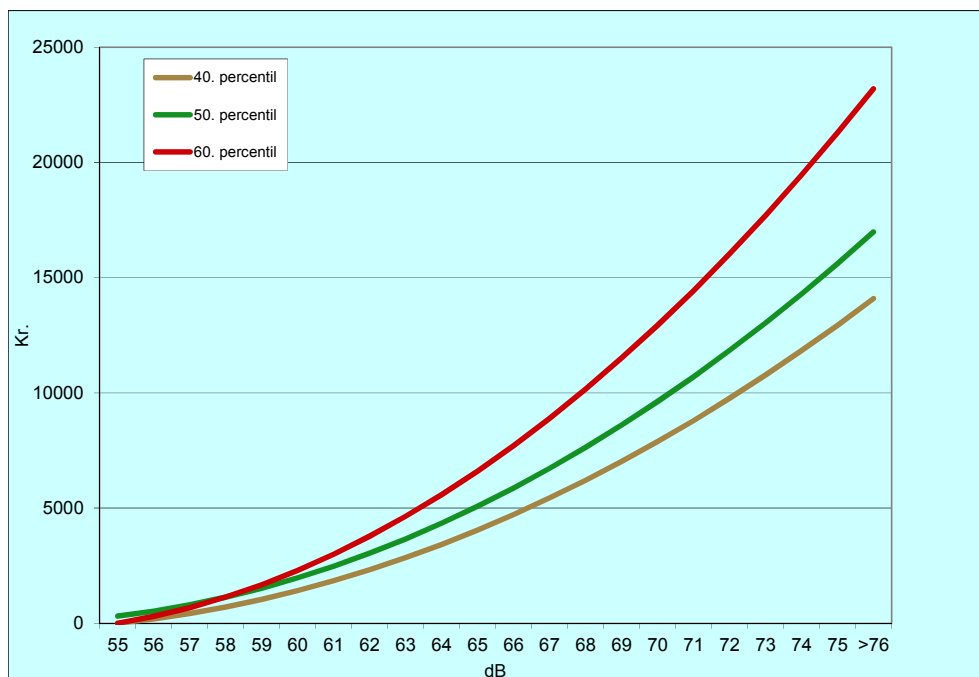


Kilde: DORS (2011).

Den marginale betalingsvilje i kr. i Figur 4-2 viser hvad en husstand er villig til at betale for en reduktion af støjniveauet på 1 dB. Hædningskoefficienten af den marginale betalingsvilje udtrykker hvad en familie er villig til at betale for at reducere støjen med 1 dB.

Den akkumulerede betalingsvilje i kr. for støjrreduktion er for parcel- og rækkehuse gengivet i Figur 4-3.

Figur 4-3 Akkumuleret årlig betalingsvilje i kr. – parcel- og rækkehuse

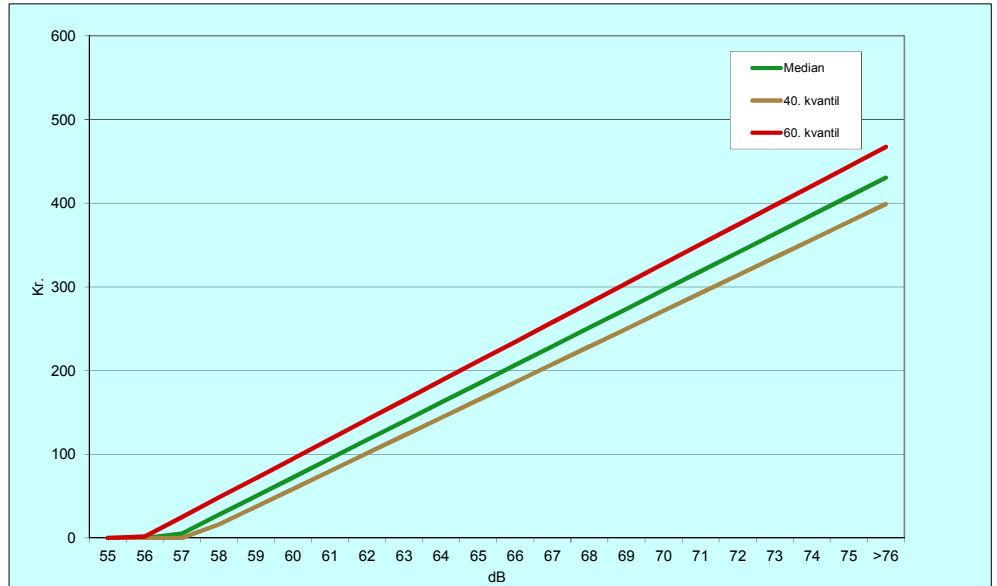


Kilde: DORS (2011).

Figur 4-3 viser for 50-percentilen, at en husstand der oplever et støjniveau på f.eks. 71 dB, er villig til årligt at betale 10.000 kr. for at støjen reduceres til grænseværdien på 58 dB.

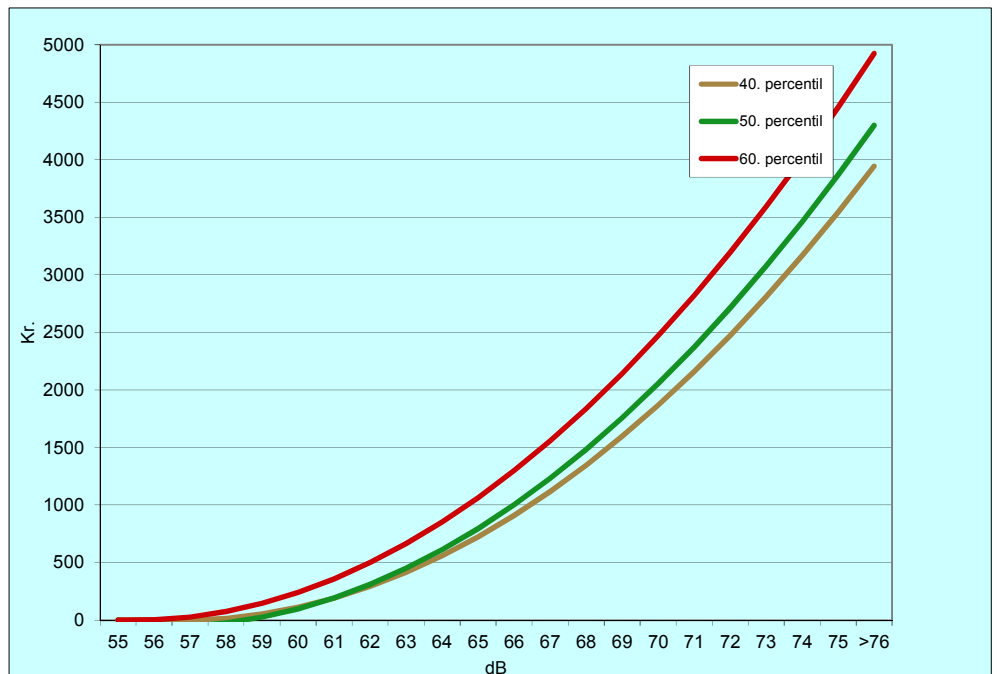
Den tilsvarende marginale betalingsvilje i kr. pr. dB vejstøj for **lejligheder** er vist i Figur 4-4 og den akkumulerede betalingsvilje er vist i Figur 4-5.

Figur 4-4 Årlig marginal betalingsvilje i kr. pr. dB vejstøj - lejligheder



Kilde: DORS (2011).

Figur 4-5 Akkumuleret årlig betalingsvilje i kr.- lejligheder



Kilde: DORS (2011).

Det fremgår af figurene ovenfor, at betalingsviljen er lavere for personer bosat i lejligheder end for husstande bosat i parcel- og rækkehus. På baggrund af betalingsviljerne for at reducere støjen med 1 dB kan det beregnes, hvad den enkelte husstands betalingsvilje om året er for at reducere støjen ved boligen til støjniveauet på 55 dB. Den akkumulerede betalingsvilje udtrykker dermed det sam-

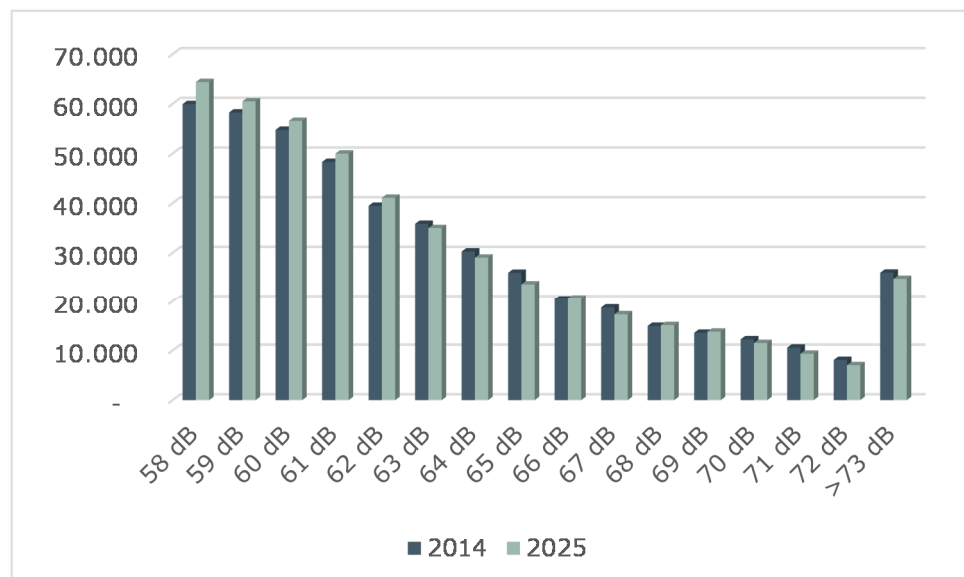
lede tab af boligens værdi og dermed den samlede geneomkostning som følge af at støjniveauet ligger over 55 dB.

For et hus ved 60 dB giver det anledning til et værditab på godt 1.825 kr. om året beregnet ud fra medianhusstandens betalingsvilje. Omregnet med en rente på 3% svarer det til et samlet værditab på huset på godt 60.000 kr. i forhold til salgsprisen på et tilsvarende hus, som er udsat for baggrundstøj svarende til 55 dB.

#### 4.4.2 Støjbelastede boliger i Region Hovedstaden

Nedenfor i Figur 4-6 er vist antal kortlagte støjbelastede boliger i Region Hovedstaden i 2014 og 2025.

Figur 4-6 Antal støjbelastede boliger i Region Hovedstaden i 2014 og 2025

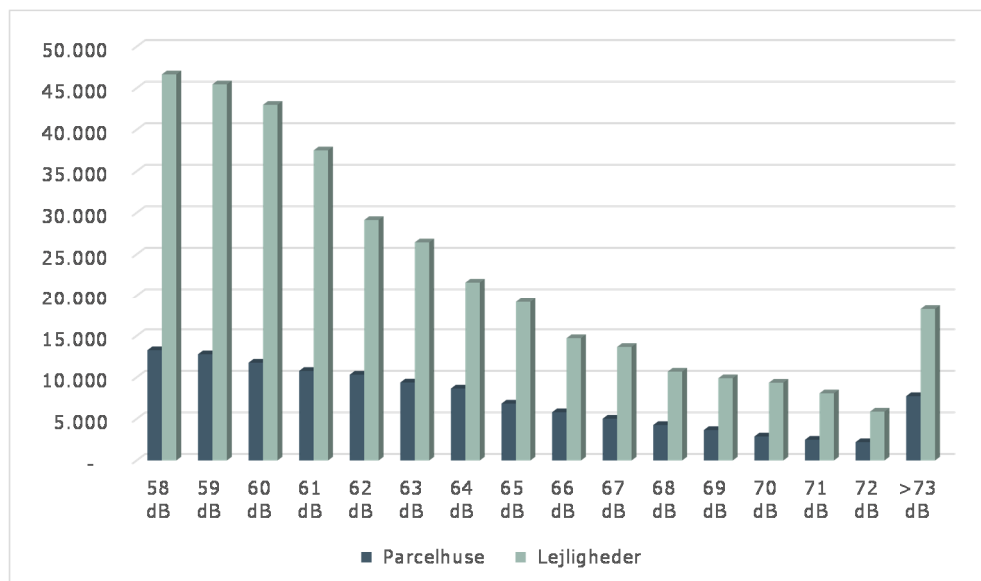


Kilde: COWI støjkortlægning.

Der er 894.927 boliger i Region Hovedstaden. Der er samlet set i 2014 477.488 boliger, der er belastet med vejstøj i 2014 over 58 dB, hvilket svarer til at 53.3 % af boligmassen er støjbelastet af vejstøj over 58 dB. Dette tal stiger uden indgreb til 479.735 støjbelastede boliger i 2025 eller 53.6 % af boligmassen. Da betalingsvilligheden for at undgå vejstøj jf. afsnit 4.1.1 er lavere for husstande i lejligheder end i almindelige parcel- og rækkehuse, er boligmassen opdelt på hhv. parcel- og rækkehuse og lejligheder. Dette er gjort i Figur 4-7.



Figur 4-7 Fordeling af huse og lejligheder for boligmassen i Region Hovedstaden over 58 dB vejstøj (2014)



Kilde: COWI støjbelastning.

Af de 477.488 vejstøjbelastede boliger i Region Hovedstaden i 2014 var 359.526 eller 75% af boligerne lejligheder, mens 117.962 eller 25% af boligerne var almindelige parcel- og rækkehuse. Da den samlede boligmasse af lejligheder er på 546.372 lejligheder og 359.526 lejligheder er vejstøjbelastede med over 58 dB, så indebærer det, at 66% af alle lejligheder i Region Hovedstaden er støjbelastet. Tilsvarende er 34 % af alle parcelhusene i Region Hovedstaden støjbelastet.

#### 4.4.3 Samlet geneomkostning ved vejstøj

Ud fra de beregnede akkumulerede betalingsviljer ved forskellige støjniveauer, kan de samlede geneomkostninger ved vejstøj beregnes i Region Hovedstaden. Da DORS analyse er fra 2011 inflationskorrigeres betalingsvilligheden til 2017 priser med en antagelse om en gennemsnitlig prisinflation på 1% om året. Det årlige værditab samt det samlede værditab af boligmassen ved anvendelse af landsplandata<sup>8</sup> er opgjort i Tabel 4-12.

Tabel 4-12 Samlet geneomkostning og værditab af boligmassen (Inflationskorrigeret i 2014)

Værditab 2014 (mio. kr.) Inflationskorrigeret	Parcelhuse	Lejligheder	I alt
Årligt værditab	572	287	859
Samlet værditab	18.890	9.469	28.359

Kilde: COWI beregninger baseret på Figur 4-3, Figur 4-5 og Figur 4-6.

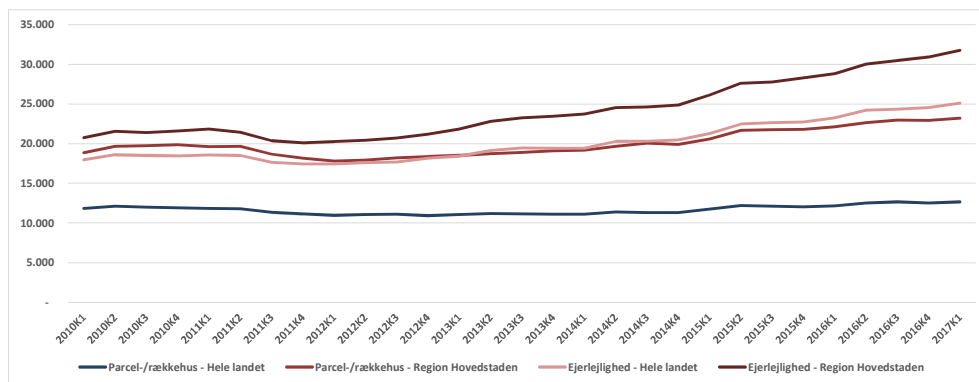
I alt giver det en årlig geneomkostning ved trafikstøj på 859 mio. kr. knyttet til de 117.962 parcelhuse og 359.526 lejligheder i Region Hovedstaden der er støjbelastede. Det samlede værditab af boligmassen kan opgøres til 28,4 mia. kr.

<sup>8</sup> Med "landsplandata" menes, at de marginale og akkumulerede betalingsvilligheder er baseret på et bredt udsnit i Danmark og ikke specifikt i Region Hovedstaden.

Selvom der indgår 359.526 støjbelastede lejligheder og 117.962 almindelige parcel- og rækkehuse, så er værditabet for parcel- og rækkehuse større end for lejligheder. Dette skyldes, at den marginale betalingsvilje for at undgå vejstøj er betydeligt større for parcel- og rækkehuse end for lejligheder.

I Figur 4-8 er illustreret udviklingen i ejendomspriser på boligmarkedet efter priser på realiserede handler, ejendomskategori, område og tid fra 2010 til 2017.

Figur 4-8 Ejendomspriser på boligmarkedet efter priser på realiserede handler, ejendomskategori, område og tid (kr. pr. m<sup>2</sup>)



Kilde: <http://rkr.statistikbank.dk/201>

Det ses af Figur 4-8, at den gennemsnitlige salgspris for parcelhuse i hele landet i 2010 til 2011 var 11.747 kr. pr. m<sup>2</sup>, mens den tilsvarende pris i Region Hovedstaden var 19.291 kr. pr. m<sup>2</sup>. Det vil sige, at kvadratmeterprisen for et parcelrækkehus i Region Hovedstaden er 64% højere end landsgennemsnittet. De tilsvarende tal for lejligheder er, at den gennemsnitlige salgspris for lejligheder i hele landet i 2010 til 2011 var 18.217 kr. pr. m<sup>2</sup>, mens den tilsvarende pris i Region Hovedstaden var 21.141 kr. pr. m<sup>2</sup>. Det vil sige, at kvadratmeterprisen for en lejlighed i Region Hovedstaden er 16% højere end landsgennemsnittet.

### Årligt og samlet værditab tal for 2014

Korrigeres landsplantallene i DORS (2011) for placeringen i Region Hovedstaden med kvadratmeterprisen fra det foregående afsnit, fås følgende årlige og samlede værditab som følge af vejstøj i 2014 illustreret i Tabel 4-13.

Tabel 4-13 Samlet geneomkostning og værditab af boligmassen (Inflations- og placeringskorrigeret i 2014)

Værditab 2014 (mio. kr.) Inflations- og placeringskorrigeret	Parcelhuse	Lejligheder	I alt
Årligt værditab	1.012	351	1.363
Samlet værditab	33.384	11.591	44.975

Kilde: COWI beregninger baseret på Figur 4-3, Figur 4-5 og Figur 4-6.

I alt giver det en årlig geneomkostning i Region Hovedstaden ved trafikstøj på 1,4 milliard kr. knyttet til de 117.962 parcelhuse og 359.526 lejligheder i Region Hovedstaden. Det samlede værditab af boligmassen i Region Hovedstaden kan opgøres til 45,0 mia. kr.

### Årligt og samlet værditab tal for 2025

For Region Hovedstaden fås de tilsvarende årlige og samlede værditab tal for 2025 som følge af vejstøj illustreret i Tabel 4-14. 2025 tallene er ligeledes korri-

geret med befolkningsudviklingen under den antagelse at befolkningsvæksten finder sted ligeligt i den eksisterende boligmasse.

Tabel 4-14 Samlet geneomkostning og værditab af boligmassen (Inflations- og placeringskorrigeret i 2025)

Værditab 2025 (mio. kr.) Inflations- og placeringskorrigeret	Parcelhuse	Lejligheder	I alt
Årligt værditab	1.092	371	1.463
Samlet værditab	36.030	12.237	48.267

Kilde: COWI beregninger baseret på Figur 4-3, Figur 4-5 og Figur 4-6.

I alt giver det en årlig geneomkostning i Region Hovedstaden i 2025 ved trafikstøj på 1,5 milliard kr. knyttet til de 120.637 parcelhuse og 359.098 lejligheder i Region Hovedstaden. Det samlede værditab af boligmassen i Region Hovedstaden kan opgøres til 48,3 mia. kr.

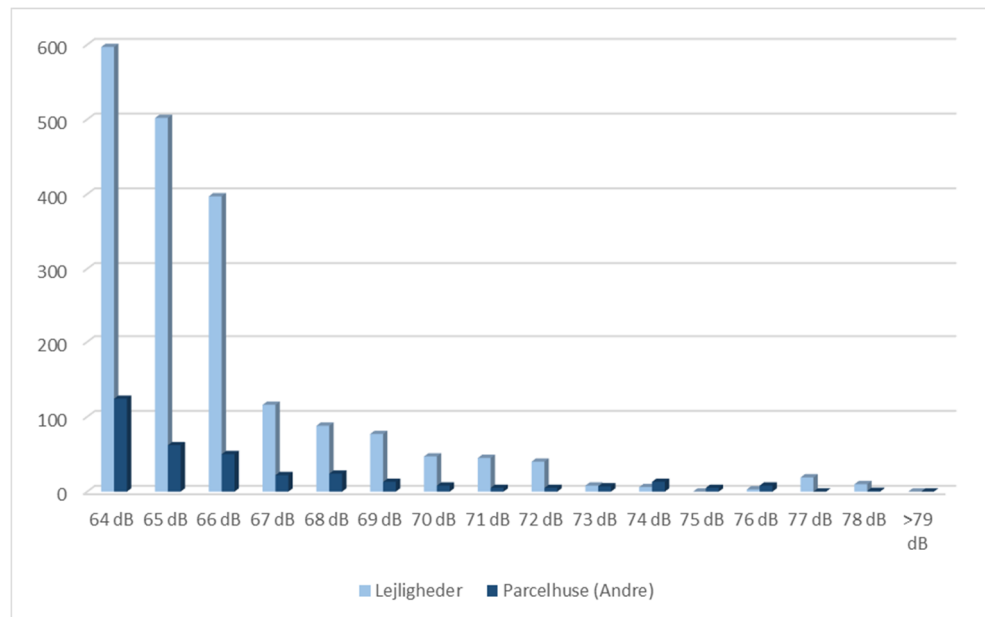
Det forventes således, at et marginalt mindre antal lejligheder (fra 359.526 til 359.098) vil være eksponeret af vejstøj, hvorfor det årlige og samlede værditab reduceres i forhold til 2014. Det forventes at antallet af støjeksponerede parcelhuse vil stige fra 117.962 til 120.637. Det årlige og samlede værditab forventes at stige, hvilket skyldes forskydning af parcelhusenes støjeksponering og befolkningsvæksten. Ca. 9% flere parcelhuse bliver eksponeret for støj i intervallet fra 58 til 61 dB, mens der forventes et fald på knap 6 % i parcelhusene der er eksponeret for støj over 67 dB.

#### 4.4.4 Geneomkostninger: Boligers værditab som følge af togstøj

Togstøj har ligeledes en negativ effekt på boligprisen. Der er dog langt færre huse og lejligheder, der er påvirket af togstøj end af vejstøj. DORS(2011) vurderer, at selvom spredningen af togstøj på husprisen er stor, er der en indikation af, at effekten kan være større end for vejstøj og dermed, at værditabet forbundet med togstøj er større end værditabet forbundet med vejstøj.

Antal lejligheder og parcel- og rækkehuse der er udsat for togstøj i Region Hovedstaden udtrykt i  $L_{den}$  er vist i Figur 4-9.

Figur 4-9 Antal lejligheder og parcel- og rækkehuse der er udsat for togstøj i Region Hovedstaden



Kilde: COWI beregninger.

Figur 4-9 viser meget tydeligt, at det dels er lejligheder der er ramt af togstøj, og at andelen af togstøjsramte boliger er begrænset i forhold til vejstøjsramte boliger. I 2014 var der 2.302 togstøjsramte boliger, hvoraf 1.955 eller 85% var lejligheder og 347 var parcelhuse eller 15 %.

Under antagelse af at de beregnede akkumulerede betalingsviljer ved forskellige støjniveauer, jf. Figur 4-3 og Figur 4-5 kan anvendes på støj fra togtrafik, kan de samlede værditab ved togstøj beregnes i Region Hovedstaden. Da DORS analyse er fra 2011 inflationskorrigeres betalingsvilligheden til 2017 priser med en antagelse om en gennemsnitlig prisinflation på 1% om året. Det årlige værditab samt det samlede værditab af boligmassen ved anvendelse af landsplandata er opgjort i Tabel 4-15.

Tabel 4-15 Samlet geneomkostning og værditab af boligmassen (Inflationskorrigeret i 2014)

Værditab 2014 (mio. kr.) Inflationskorrigeret	Parcelhuse	Lejligheder	I alt
Årligt værditab	2,5	2,5	5
Samlet værditab	81,8	81,8	164

Kilde: Egne beregninger baseret på Figur 4-3, Figur 4-5 og Figur 4-9.

I alt giver det en årlig geneomkostning ved togstøj på 5 mio. kr. knyttet til de 347 parcelhuse og 1.955 lejligheder i Region Hovedstaden. Det samlede værditab af boligmassen kan opgøres til 164 mio. kr.

#### Årligt og samlet værditab tal for 2014

Korrigeres landsplantallene i DORS (2011) for placeringen i Region Hovedstaden fås følgende årlige og samlede værditab illustreret i Tabel 4-16.

Tabel 4-16 Samlet geneomkostning og værditab af boligmassen (Inflations- og placeringskorrigeret og 2014)

Værditab 2014 (mio. kr.) Inflations- og placeringskorrigeret	Parcelhuse	Lejligheder	I alt
Årligt værditab	4,4	3,0	7
Samlet værditab	144,5	100,2	245

Kilde: Egne beregninger baseret på Figur 4-3, Figur 4-5 og Figur 4-9.

I alt giver det en årlig geneomkostning ved togstøj på 7 millioner kr. knyttet til de 347 parcelhuse og 1.955 lejligheder i Region Hovedstaden. Det samlede værditab af boligmassen som følge af togstøj kan opgøres til 245 millioner kr.

#### Årligt og samlet værditab tal for 2025

Den tilsvarende tabel for 2025 er illustreret i Tabel 4-17.

Tabel 4-17 Samlet geneomkostning og værditab af boligmassen (Inflations- og placeringskorrigeret og for 2025)

Værditab 2025 (mio. kr.) Inflations- og placeringskorrigeret	Parcelhuse	Lejligheder	I alt
Årligt værditab	4,3	2,1	6
Samlet værditab	142,2	68,8	211

Kilde: Egne beregninger baseret på Figur 4-3, Figur 4-5 og Figur 4-9.

I alt giver det en årlig geneomkostning ved togstøj på 6,4 millioner kr. knyttet til de 341 parcelhuse og 1.516 lejligheder i Region Hovedstaden der vurderes at være støjbelastet af togstøj i 2025. Det samlede værditab af boligmassen som følge af togstøj i 2025 kan opgøres til 211 millioner kr.

## 4.5 Opsummerende tabel for samfundsøkonomiske omkostninger som følge af støj

Ovenstående resultater er opsummeret i nedenstående tabel der viser de samfundsøkonomiske omkostninger for Region Hovedstaden af vej- og togstøj i 2014 og i 2025.

Tabel 4-18 Samfundsøkonomiske omkostninger i forbindelse med vej- og togstøj i millioner kr.

Samfundsøkonomiske omkostninger (mio. kr.)	Region Hovedstaden (2014)	Region Hovedstaden (2025)	Vækst
<b>Sundhedsudgifter</b>			
Medicinudgifter	23	24	6,2%
Praktiserende læge	11	12	6,2%
Sygehus – somatiske afdelinger	16	18	6,2%
<b>I alt</b>	<b>50</b>	<b>53</b>	<b>6,2%</b>
<b>For tidligt døde</b>			
B-057 Iskæmiske hjertesygdomme	594	631	6,2%
B-061 Karsygdomme i hjerne	154	163	6,2%
B-058 Blodtryksforhøjelse	224	237	6,2%
<b>I alt</b>	<b>971</b>	<b>1.032</b>	<b>6,2%</b>
<b>Værditab – Vejstøj</b>			
Parcelhuse	1.012	1.092	7,9%
Lejligheder	351	371	5,6%
<b>I alt</b>	<b>1.363</b>	<b>1.463</b>	<b>7,3%</b>
<b>Værditab – Togstøj</b>			
Parcelhuse	4	4	-6,6%
Lejligheder	3	2	-31,5%
<b>I alt</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>-16,8%</b>
<b>TOTAL</b>	<b>2.392</b>	<b>2.554</b>	<b>6,8%</b>

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger relateret til trafikstøj kan for Region Hovedstaden opgøres til 2,4 mia. kr. i 2014. Den største omkostningskategori udgøres af de årlige geneomkostninger fra vejstøj (her defineret som boligmassens værditab som følge af støjpåvirkning), som er estimeret til 1,4 mia. kr. årligt, svarende til 57 procent af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Den næststørste omkostningskategori er omkostninger til for tidligt døde. I 2014 udgjorde denne kategori 971 million kr. eller 41 procent.

Da bruttonationalproduktet (BNP) for Region Hovedstaden i 2014 er opgjort til 784.518 millioner kr., så svarer de estimerede omkostninger på 2.392 million kr. for Region Hovedstaden til 0,3 procent af BNP.

Uden specifikke tiltag til reduktion af støj forventes de samfundsøkonomiske omkostninger relateret til trafikstøj for Region Hovedstaden at stige med 7 procent fra 2,4 mia. kr. til 2,6 mia. kr. i 2025 på grund af ændret trafikmønster og øget trafikmængde.

I 2025 er støjbelastningen af boligmassen set i forhold til 2014 fordelt anderledes på høje og lave støjniveauer. Dette kan f.eks. være afledt af, at trafikken flyttes fra veje med mindre trafik til hovedvejsnettet, hvor der i forvejen er meget trafik, og man får derfor en relativt lille forøgelse af støjen, hvorimod der rent støjmæssigt sker en relativ større reduktion på de veje hvor trafikken reduceres. Samtidig er der omkring hovedvejsnettet kun få boliger, mens der langs de mindre veje, hvor trafikken reduceres, er flere boliger, som derved får en mindre støjpåvirkning.

Der er en sammenhæng mellem eksponering af trafikstøj og diabetes. Men der findes kun et enkelt studie med sammenhængen mellem støjforurening og diabetes, hvorfor relationen ikke er fuldt dokumenteret og er derfor ikke medtaget i denne undersøgelse. Det samme gør sig gældende med børns indlæringsevne, kræft og fedme der er negativt relateret til støjniveauet. Men der foreligger ingen data der dokumenterer sammenhængen, hvorfor disse omkostninger ikke er medtaget i denne undersøgelse.

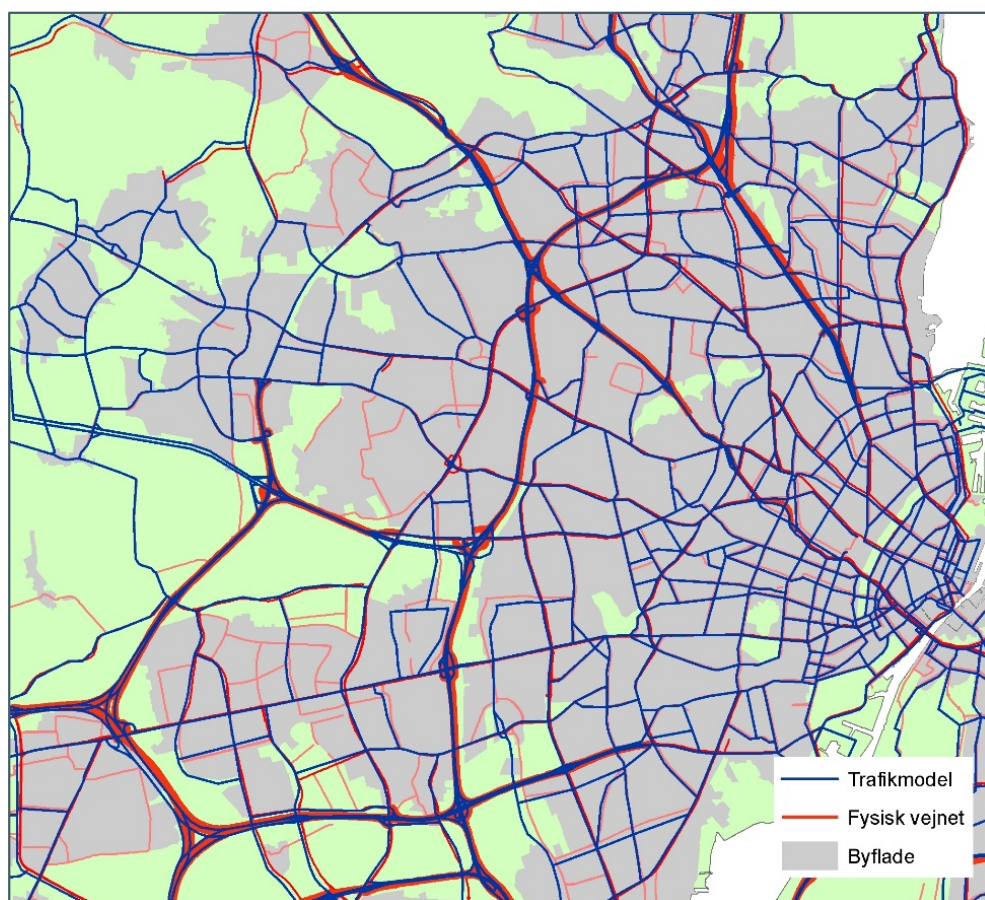
Hvis det havde været muligt at estimere omkostninger for støjbelastningen af rekreative områder, for sammenhængen mellem trafikstøj diabetes, kræft og fedme, børns indlæringsevne der er negativt relateret til støjniveauet, tab af livskvalitet som følge af udsættelse af trafikstøj og tab af arbejdsproduktivitet, så ville de samfundsøkonomiske omkostninger som følge af trafikstøj være større end de omkostninger, der er estimeret i denne rapport.

## 5 Diskussion af usikkerheder

### 5.1 Kortlægning af vejstøj

Placering af trafikmodellens vejstrækninger er ikke alle steder sammenfaldende med det fysiske vejnet. I nedenstående Figur 5-1 er vist et udsnit af vejnettet og som det ses er der nogle steder overensstemmelse mens der andre steder er afvigelser.

Figur 5-1 Udsnit af trafikmodellens veje og det fysiske vejnet



Der findes for trafikmodellens vejstrækninger ikke data, som gør det muligt umiddelbart at knytte trafikdata til strækninger i det fysiske vejnet. En manuel påtrykning af trafikmodellens data på det fysiske vejnet vil være en uoverkom-



melig opgave og at oprette en "automatisk" tilknytning ligger uden for rammerne af nærværende projekt.

At støjmodellen ikke omfatter bebyggelse og anden støjafskærmning medfører, at støjudbredelsen - og dermed antallet af støjbelastede boliger - overestimeres i tæt bebyggede områder.

Sammen med trafikmodellens unøjagtige placering af nogle vejstrækninger, og det forhold at ikke alle veje indgår i trafikmodellen, giver dette en relativ stor usikkerhed på beregning af støjen fra vejtrafik.

Usikkerheden på beregning af støj fra togtrafik svarer til, hvad der normalt forventes ved støjkortlægning af områder omkring jernbaner.

## 5.2 Samfundsøkonomiske omkostninger

Der er knyttet en del usikkerhed til beregningerne af de samfundsøkonomiske omkostninger der følger af trafikstøj. Denne usikkerhed er dog ikke mindre end i de tidligere studier der er foretaget af de samfundsøkonomiske omkostninger af trafikstøj.

Som nævnt i kapitel 4 svinger omkostningerne mellem 1,5 mia. kr. op til 13,6 mia. kr. om året. Der hersker således en stor usikkerhed omkring de totale omkostninger ved vejstøjen. Forklaringen på den store forskel bunder i metoden til estimeringen af omkostningerne. Der er ingen tvivl om, at metoden er blevet mere præcis gennem årene. Den bedst dokumenterede metode til estimering af de økonomiske omkostninger ved vejstøj er effekten af støjen på boligpriser. Det er også den vigtigste parameter i denne rapport.

I forhold til tidligere undersøgelser, anvendes der i denne rapport videnskabelige undersøgelser der dokumenterer sammenhængen mellem trafikstøj og for tidligt døde og sygdomstilfælde inden for åreforkalkning, karsygdomme i hjernen og blodtryksforhøjelse. Udover selve estimeringen af antallet af personer der rammes, er også enhedspriserne for dels en for tidligt død, dels for omkostningen til behandlingen af de sygdomsramte på sygehuse og dels for de praktiserende lægers behandling behæftet med usikkerhed.

## Bilag A Referencer

"Road Traffic Noise and Incident Myocardial Infarction: A Prospective Cohort Study", June 2012, Mette Sørensen, Zorana J. Andersen, Rikke B. Nordsborg, Steen S. Jensen, Kenneth G. Lillelund, Rob Beelen, Erik B. Schmidt, Anne Tjønneland, Kim Overvad, Ole Raaschou-Nielsen.

"Years of life lost and morbidity cases attributable to transportation noise and air pollution: A comparative health risk assessment for Switzerland in 2010", May 2015, Danielle Vienneau, Laura Perez, Christian Schindler, Christoph Lieber, Heini Sommer, Nicole Probst-Hensch, Nino Künzli, Martin Röösli.

Vejstøjgruppen (2003) Forslag til strategi for begrænsning af vejtrafikstøj, Vejstøjgruppen.

Transportministeriet (2010), Værdisætning af transportens eksterne omkostninger. Transportministeriet.

Det Økonomiske Råd (2011) Økonomi og miljø 2011. Trafikstøj, Energi- og miljøforskning, Afgifter og klimamål.

Det Økonomiske Råd (2016) Økonomi og miljø 2016. Værdi af statistisk liv. Luftforurening. Danmark fossilfri 2050.

Trafikstøj – et overset samfundsproblem (2016), En hvidbog om løsninger og udfordringer, maj 2016.

## Bilag B    Vejstøj

### Antal boliger $L_{den} > 41$ dB

Lydtrykniveau $L_{den}$	Antal boliger 2014			Antal boliger 2025		
	Parcel/Andet	Etage	SUM	Parcel/Andet	Etage	SUM
<41 dB	51	41	93	51	42	92
41 - 42 dB	64	52	116	63	52	115
42 - 43 dB	205	166	371	202	166	369
43 - 44 dB	205	166	371	202	166	369
44 - 45 dB	640	519	1.159	633	520	1.153
45 - 46 dB	679	550	1.228	671	551	1.222
46 - 47 dB	1.511	1.224	2.735	1.493	1.227	2.720
47 - 48 dB	2.599	2.106	4.705	2.569	2.111	4.680
48 - 49 dB	4.276	3.465	7.742	4.227	3.473	7.700
49 - 50 dB	6.479	5.250	11.728	6.403	5.262	11.665
50 - 51 dB	10.729	8.694	19.423	10.605	8.714	19.319
51 - 52 dB	17.093	13.850	30.943	16.895	13.882	30.776
52 - 53 dB	23.405	18.965	42.370	23.133	19.008	42.142
53 - 54 dB	28.181	22.834	51.015	27.854	22.887	50.741
54 - 55 dB	32.483	26.320	58.803	32.106	26.381	58.487
55 - 56 dB	34.455	27.918	62.372	34.055	27.982	62.037
56 - 57 dB	34.915	28.291	63.207	34.510	28.356	62.867
57 - 58 dB	32.624	26.434	59.058	32.245	26.495	58.740
58 - 59 dB	13.276	46.665	59.941	14.385	50.011	64.396
59 - 60 dB	12.783	45.468	58.251	13.893	46.594	60.487
60 - 61 dB	11.770	43.002	54.772	12.958	43.604	56.562
61 - 62 dB	10.784	37.521	48.305	11.674	38.309	49.983
62 - 63 dB	10.328	29.135	39.463	10.522	30.556	41.078
63 - 64 dB	9.387	26.450	35.837	9.342	25.640	34.982
64 - 65 dB	8.661	21.600	30.261	8.383	20.645	29.028
65 - 66 dB	6.851	19.115	25.966	6.859	16.763	23.622
66 - 67 dB	5.808	14.727	20.535	5.869	14.851	20.720
67 - 68 dB	5.031	13.670	18.701	4.820	12.491	17.311
68 - 69 dB	4.269	10.695	14.964	4.029	11.104	15.133
69 - 70 dB	3.667	9.900	13.567	3.494	10.300	13.794
70 - 71 dB	2.893	9.362	12.255	2.889	8.630	11.519
71 - 72 dB	2.499	8.086	10.585	2.436	6.915	9.351
72 - 73 dB	2.209	5.883	8.092	1.906	5.139	7.045
73 - 74 dB	2.158	5.083	7.240	1.999	4.887	6.887
74 - 75 dB	2.041	4.808	6.849	1.891	4.623	6.514
75 - 76 dB	1.215	2.862	4.077	1.126	2.752	3.878
76 - 77 dB	996	2.347	3.343	923	2.257	3.180
77 - 78 dB	457	1.076	1.533	423	1.035	1.458
78 - 79 dB	190	446	636	176	429	605
79 - 80 dB	146	343	489	135	330	465
80 - 81 dB	141	332	473	131	319	450
81 - 82 dB	146	343	489	135	330	465
82 - 83 dB	146	343	489	135	330	465
83 - 84 dB	102	240	342	95	231	326
>84 dB	10	23	33	9	22	31
<b>Sum &gt;58 dB</b>	<b>117.962</b>	<b>359.526</b>	<b>477.488</b>	<b>120.637</b>	<b>359.098</b>	<b>479.735</b>
<b>Samlet antal</b>	<b>348.555</b>	<b>546.372</b>	<b>894.927</b>	<b>348.555</b>	<b>546.372</b>	<b>894.927</b>

## Bilag C Jernbanestøj

### Antal boliger $L_{den} > 48$ dB og $L_{Amax} > 69$ dB

Interval		2014						2025					
$L_{den}$	$L_{Amax}$	Antal $L_{den}$			Antal $L_{Amax}$			Antal $L_{den}$			Antal $L_{Amax}$		
		Etageboliger	Parcel/Andet	SUM	Etageboliger	Parcel/Andet	SUM	Etageboliger	Parcel/Andet	SUM	Etageboliger	Parcel/Andet	SUM
48 - 49	69 - 70	2.728	872	3.600	3.154	895	4.049	3.930	1.555	5.485	3.142	939	4.081
49 - 50	70 - 71	3.275	947	4.222	2.910	840	3.750	4.238	1.796	6.034	2.882	873	3.755
50 - 51	71 - 72	3.878	1.186	5.064	2.533	817	3.350	3.737	1.869	5.606	2.544	839	3.383
51 - 52	72 - 73	4.086	1.528	5.614	2.427	711	3.138	3.686	1.631	5.317	2.391	693	3.084
52 - 53	73 - 74	4.802	1.655	6.457	2.124	613	2.737	3.088	1.333	4.421	2.189	621	2.810
53 - 54	74 - 75	4.002	1.637	5.639	2.010	503	2.513	3.257	1.147	4.404	2.019	506	2.525
54 - 55	75 - 76	3.594	1.526	5.120	1.692	494	2.186	2.984	957	3.941	1.751	490	2.241
55 - 56	76 - 77	3.072	1.266	4.338	1.458	437	1.895	2.840	776	3.616	1.397	440	1.837
56 - 57	77 - 78	2.946	998	3.944	1.223	387	1.610	2.280	617	2.897	1.274	378	1.652
57 - 58	78 - 79	2.468	799	3.267	945	312	1.257	2.055	599	2.654	950	317	1.267
58 - 59	79 - 80	2.361	656	3.017	563	351	914	2.173	462	2.635	619	382	1.001
59 - 60	80 - 81	1.794	512	2.306	614	328	942	1.703	366	2.069	576	339	915
60 - 61	81 - 82	1.431	504	1.935	378	273	651	1.240	360	1.600	378	280	658
61 - 62	82 - 83	1.479	341	1.820	251	217	468	1.079	289	1.368	243	228	471
62 - 63	83 - 84	972	251	1.223	199	165	364	918	258	1.176	201	168	369
63 - 64	84 - 85	638	209	847	177	153	330	522	199	721	198	150	348
64 - 65	85 - 86	597	124	721	100	113	213	613	121	734	133	114	247
65 - 66	86 - 87	502	62	564	112	132	244	499	83	582	127	120	247
66 - 67	87 - 88	397	50	447	121	113	234	177	47	224	112	111	223
67 - 68	88 - 89	116	22	138	96	86	182	92	32	124	95	97	192
68 - 69	89 - 90	88	24	112	50	50	100	52	14	66	97	67	164
69 - 70	90 - 91	77	13	90	38	33	71	41	10	51	68	50	118
70 - 71	91 - 92	47	8	55	22	30	52	4	12	16	54	47	101
71 - 72	92 - 93	45	5	50	2	11	13	6	10	16	36	19	55
72 - 73	93 - 94	40	5	45	3	7	10	1	7	8	36	17	53
73 - 74	94 - 95	8	7	15	1	2	3	3	4	7	28	6	34
74 - 75	95 - 96	6	13	19		1	1	18	1	19	1	2	3
75 - 76	96 - 97		5	5				10		10			
76 - 77	97 - 98	3	8	11									
77 - 78	98 - 99	19		19									
78 - 79	99 - 100	10	1	11		1	1					1	1
>79	>100												

**Over grænseværdier**

> 64 dB	> 85 dB	1.955	347	2.302	545	579	1.124	1.516	341	1.857	787	651	1.438	
<b>Samlet</b>								<b>3.426</b>						

**Kortlagte**

Samlet > 48/> 69 dB	45.481	15.234	60.715	23.203	8.075	31.278	41.246	14.555	55.801	23.541	8.294	31.835	
<b>Totalt</b>							<b>91.993</b>						

## Bilag D Virkemiddelkatalog - Støj



MARTS 2018  
REGION HOVEDSTADEN

# VIRKEMIDDELKATALOG FOR STØJ I REGION HOVEDSTADEN

RAPPORT



**COWI**





MARTS 2018  
REGION HOVEDSTADEN

# VIRKEMIDDELKATALOG FOR STØJ I REGION HOVEDSTADEN

RAPPORT

PROJEKTNR.

A093520-005

DOKUMENTNR.

A093520-005-01

VERSION

2,0

UDGIVELSESDATO

20-03-2018

BESKRIVELSE

Virkemiddelkatalog støj

UDARBEJDET

LGJ, JEJ

KONTROLLERET

LFL

GODKENDT

MMK



# INDHOLD

1	Indledning	7
2	Sammenfatning	9
2.1	Kortlægning	9
2.2	Virkemidler	10
2.3	Samfundsøkonomiske omkostninger	12
3	Virkemidler	13
3.1	Metode	13
3.2	Definitioner og fakta om støj	13
3.3	Beskrivelse og vurdering af virkemidler	15
3.4	Virkemiddeloversigt	27
4	Cost-benefit analyse af de opstillede virkemidler	29
4.1	Metode	29
4.2	Resultat af virkemidlernes effekt – Vej	31
4.3	Resultat af virkemidlernes effekt – Jernbane	34



# 1 Indledning

Region Hovedstaden har i den Regionale Vækst og Udviklingsstrategi (ReVUS) formuleret mål om en generel reduktion af støj- og luftforureningen, og en reduktion med 40% inden 2025 af støj- og luftforurening fra transportsektoren i Region Hovedstaden.

Som led i opnåelse af disse mål, har Region Hovedstaden igangsat en analyse af luft- og støjforurening i Region Hovedstaden. I forbindelse hermed gennemføres en kortlægning af luft- og støjforureningen, belysning af de samfundsøkonomiske omkostninger af denne forurening, herunder helbreds- og miljøeffekter, og der udarbejdes et virkemiddelkatalog for både støj- og luftforurening.

Denne rapport beskriver det virkemiddelkatalog der er udarbejdet i forhold til støjs helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm). Tilsvarende virkemiddelkatalog for luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm) er behandlet i særskilt rapport.

Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til vej- og jernbanestøj i Region Hovedstaden beregnes på grundlag af internationale undersøgelser.

Kapitel 2 omfatter en sammenfatning. Kapitel 3 beskriver de enkelte virkemidler og vurderinger af deres effekt i forhold: støj, sygdomme, søvn og ejendomspriser. Kapitel 4 viser resultatet af den gennemførte cost-benefit analyse og de samfundsøkonomiske beregninger. Kapitel 5 diskuterer usikkerheder på resultaterne.

Målgruppen for rapporten er teknikere, planlæggere og sagsbehandlere i Region Hovedstaden, Miljøstyrelsen og rådgivere inden for området, men også den interesserede borger og interesseorganisationer inden for miljø.

Projektet er ledet af COWI, som står for støjdelen i projektet, mens DCE står for luftdelen. Første del af projektet er kortlægning af luftforurening og støj i Region Hovedstaden, hvoraf støjdelen afrapporteres i nærværende rapport. Anden del af projektet er analyse af virkemidler til reduktion af luftforurening og støj.

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

Marie Ridley Pryn, Region Hovedstaden  
Kåre Albrechtsen, Region Hovedstaden  
Jakob Villien, Region Hovedstaden  
Gro Iversen, Miljøstyrelsen  
Brian Kristensen, Miljøstyrelsen  
Faris Salim, Københavns Kommune  
Mette Sørensen, Kræftens Bekæmpelse  
Zorana Andersen, Københavns Universitet  
Kirstine Hjorth Lorenzen, Gate21  
Torben Holm Petersen, Delta/FORCE  
Kåre Press Kristensen, Det Økologiske Råd  
Jørgen Magner, Dansk Miljøteknologi  
Steen Solvang Jensen, DCE  
Jørgen Brandt, DCE  
Claus W. Nielsen, COWI (Afløst af Mette Quaade, COWI pr. 1. oktober 2017)  
Lars Grue, COWI  
Jens Erik B. Jensen, COWI

I forbindelse med projektet har der været nedsat en arbejdsgruppe til diskussion af projektets faglige del. Følgende har deltaget i arbejdsgruppen:

Marie Ridley Pryn, Region Hovedstaden  
Brian Kristensen, Miljøstyrelsen  
Mette Sørensen, Kræftens Bekæmpelse  
Zorana Andersen, Københavns Universitet  
Kirstine Hjorth Lorenzen, Gate21  
Torben Holm Petersen, Delta/FORCE  
Allan Jensen, Rambøll  
Lars Grue, COWI  
Jens Erik B. Jensen, COWI

## 2 Sammenfatning

Støj kan have negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, og derfor væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser.

I den Regionale Vækst og Udviklingsstrategi (ReVUS) er der formuleret et mål om, at støj- og luftforureningen generelt skal reduceres, samt at støj- og luftforurening fra transportsektoren skal reduceres med 40% inden 2025 i Region Hovedstaden.

Som konsekvens af denne målsætning har Region Hovedstaden i 2015 fået lavet en analyse af luftforureningen fra trafikken i hovedstadsregionen, udført af COWI. I denne analyse var fokus på trafikale emissioner, og data blev indsamlet fra eksisterende datakilder.

Region Hovedstadens regionsråd har besluttet, at datagrundlag, analyser og konklusioner skal uddybes og videreudvikles til også at indeholde øvrige sektorer og kilder til luftforurening, samt i det omfang, det er relevant at indeholde støjforureningskilder. Fokus er på udarbejdelsen af et virkemiddelkatalog for både støj- og luftforurening i Region Hovedstaden. Ligeledes inddrages relevant forskning som videreudvikles om muligt.

Opgaven er opdelt i 3 delopgaver:

- < Opdateret datagrundlag, samt forskningsrelevante indsatser på støj- og luftforureningsområdet, med fokus på relevante indsatsområder (Kortlægning).
- < En belysning af de samfundsøkonomiske omkostninger, der er forbundet med både luftforurening og støjpåvirkning, samt opdateret datagrundlag (Samfundsøkonomiske omkostninger).
- < Forslag til hvilke konkrete initiativer regionen selv kan igangsætte eller støtte (Virkemiddelkatalog).

Denne rapport omfatter den sidstnævnte delopgave, hvor virkemiddelkataloget afdækker de undersøgte virkemidlers effekter i forhold til det formulerede mål i den Regionale Vækst og Udviklingsstrategi (ReVUS) om, at støj- og luftforureningen generelt skal reduceres, samt at støj- og luftforurening fra transportsektoren skal reduceres med 40% inden 2025 i Region Hovedstaden

### 2.1 Kortlægning

Den gennemførte kortlægning af støjpåvirkningen i Region Hovedstaden i fremtiden (2025) for såvel vej- som jernbanetrafik viser følgende resultater:

Vejstøj: Ca. 350.000 – 475.000 boliger er påvirket af støj over den vejledende grænseværdi for vejstøj.

Jernbanestøj: Ca. 3.300 boliger er påvirket af støj over de vejledende grænseværdier for jernbanestøj.

Det skal bemærkes, at der er en relativ stor usikkerhed på opgørelsen af antallet af boliger belastet med støj fra vejtrafik. De opgjorte antal støjbelastede boliger kan således ikke tages som udtryk for det faktiske antal støjbelastede boliger i Region Hovedstaden.

Grundet usikkerheden ved kortlægningsmetoden vurderes det faktiske antal støjbelastede boliger at ligge i intervallet 350.000 – 475.000 boliger. Dette skøn er vurderet på baggrund af resultater fra tidligere kortlægninger, herunder den i 2012 gennemførte EU-støjkortlægning af 14 kommuner i Region Hovedstaden. Undersøgelsens resultat kan dog bruges til at vurdere den relative effekt af støjbegrænsende virkemidler, samt de heraf afledte helbredseffekter og eksterne omkostninger.

## 2.2 Virkemidler

De undersøgte virkemidler har været præsenteret og vurderet i referencegruppen og den for støj nedsatte arbejdsgruppe.

De omfattede virkemidler fremgår af Tabel 2-1.

Tabel 2-1 Omfattede virkemidler

Virkemiddel		Kilde	Støjreduktion
Nr.	Tiltag		
S.1	Støjskærme	Vej	Af støjdbredelse
		Bane	Af støjdbredelse
S.2	Lydisolering	Vej	Ved modtageren, kun indendørs
		Bane	Ved modtageren, kun indendørs
S.3	Støjsvag asfalt	Vej	Ved kilden
S.4	Reduceret hastighed	Vej	Ved kilden
S.5	Støjsvage dæk	Vej	Ved kilden
S.6	Eldrevne køretøjer	Vej	Ved kilden
S.7	Skinneslibning	Bane	Ved kilden
S.8	Planlægning	Vej	Ved kilden eller ved modtageren

De 3 viste virkemidler nederst har været undersøgt og vurderet: Eldrevne køretøjer, skinneslibning og planlægning. Disse virkemidler er meget komplekse, og af forskellige årsager har det ikke været mulig at beregne/vurdere de samlede effekter og kvantificere disse ud fra mere simple typetilfælde.

### 2.2.1 Beskrivelse og vurdering af virkemidler

Hvert virkemiddel er i det følgende beskrevet i forhold følgende parametre:



Effekt:	Virkemidlets effekt i forhold til at reducere støjniveauet, samt på sammenhængen mellem støj og sygdom, søvn og ejendomspriser
Støjkilder:	Hvilke støjkilder finder virkemidlet anvendelse overfor
Anvendelse:	Hvor kan virkemidlet anvendes
Kvantificering:	Virkemidlets støjreducerende effekt
Vurderet potentiale:	I hvilken udstrækning kan virkemidlet tages i anvendelse
Scenarier:	Hvilke scenarier ses der på.
Omkostninger:	Vurdering af: Anlægsomkostninger, vedligeholdelsesomkostninger og andre omkostninger.
Levetid:	Hvor lang tid der går før der skal ske udskiftning.
ΔSBT:	Ændring i samlet støjbelastning udtrykt ved SBT, defineret i afsnit 3.2.3.
Δ Antal boliger:	Reduktion i antal støjbelastede boliger over den vejledende grænseværdi $L_{den}$ (vej: 58 dB og jernbane: 64 dB).
ΔSBT/mio. kr.:	Ændring i SBT pr. samlet investering i støjbeskyttelse i perioden ind til 2025.

I perioden frem til 2025 sker der ændringer på jernbaneområdet som har indflydelse på antallet af støjbelastede boliger i Region Hovedstaden.

Ibrugtagningen af den nye jernbane mellem København og Ringsted, betyder en støjmæssig aflastning af jernbanen mellem København og Roskilde videre til Ringsted. Støjpåvirkningen fra godstog, som er særligt støjende, bliver reduceret som følge af det forbud mod støbejernsbremseklodser som Tyskland indfører pr. lov i december 2022. Langt hovedparten af de godsvogne der kører i Danmark er transitgods der også kører i Tyskland, hvorfor Danmark også får støjmæssig gavn af det tyske forbud.

For at opfylde Region Hovedstadens målsætning om en reduktion af antal støjbelastede boliger med 40 %, skal der reduceres med et antal boliger på ca. 190.000 boliger, hvilket kun er muligt med virkemidlet lydisolering scenarie 2, hvis alle boliger med et støjniveau > 62 dB lydisoleres (vurderet ud fra > 58 dB og > 63 dB). Det vurderes at kræve en investering på over 8 mia. kr. Det skal bemærkes at det kun er indendørs der sker en reduktion af støjen, idet lydisolering ikke har nogen støjmæssig effekt udendørs.

Det bemærkes at Region Hovedstaden ikke har direkte indflydelse på nogen af de undersøgte virkemidler. Alle virkemidlerne, bortset fra støjsvage dæk, skal iværksættes af enten stat eller kommuner. Region Hovedstaden har således kun indirekte indflydelse. Ved de støjsvage dæk kan Region Hovedstaden dog påvirke gennem en kampagne, der vurderes at være nødvendig hvis en stor af bilisterne skal tilskyndes til at købe støjsvage dæk.

## 2.3 Samfundsøkonomiske omkostninger

### 2.3.1 Virkemidler for vej

De samfundsøkonomisk mest effektive virkemidler i Region Hovedstaden er, at anvende "støjsvag asfalt" og "reducere hastigheden" på vejene. Dette skyldes, at den initiale investering er lille ift. den reduktion i støjniveauet, som virkemidlet forårsager. De beregnede Benefit-Cost (B/C)-ratioer for disse virkemidler er beregnet til at ligge mellem 54 og 95. Dvs. at for hver investeret krone i disse virkemidler, så kommer det samfundet til gode med 54 til 95 gange den investerede krone. Virkemidlet har en stor effekt på SBT per investeret kr. Den pæne B/C-ratio for den reducerede hastighed, forudsætter dog, at trafikken ikke finder alternative veje, hvor støjpåvirkningen af boliger så øges i stedet.

Det tredje mest effektive virkemiddel er, at få bilister til at køre på støjsvage dæk. Her falder B/C-ratioen til omkring 8, men det stadig er en rigtig god samfundsmæssig investering, at få bilister til at køre med støjsvage dæk.

Lydisolering af huse som følge af vejstøj har i de fleste tilfælde en B/C-ratio lige over 1, hvilket indikerer, at det samfundsmæssigt er fornuftigt at foretage investeringen. Hvis der på den anden side investeres i støjreduktioner i boligmassen ned til 58 dB, så bliver investeringen så stor ift. reduktionen af støjniveauet i boligmassen, at det ikke samfundsmæssigt kan svare sig at foretage investeringen.

Sluttelig viser analysen af virkemidlerne, at opsætning af støjskærme er en dyr løsning ift. at reducere støjen. B/C-ratios for de to analyserede scenarier for opsætning af støjskærme er begge under 1, hvilket indikerer, at det samfundsøkonomisk er en dyr løsning at opsætte støjskærme for at reducere støjniveauet. De taljerede resultater fremgår af Tabel 4-2.

### 2.3.2 Virkemidler for jernbane

De tre undersøgte virkemidler har en meget ringe samfundsmæssig værdi.

Det fremgår meget tydeligt af resultaterne i Tabel 4-3, at der ikke er de store årlige samfundsøkonomiske gevinster ved at reducere togstøjen ved hjælp af støjskærme og lydisolering af boligmassen. De samfundsøkonomiske besparelser er beregnet til at ligge mellem 0,1 mio. kr. for støjskærme, mens lydisolering af boligmassen giver en årlig samfundsmæssig besparelse på mellem 0,6 mio. kr. og 1,4 mio. kr. I forhold til den initiale investering og den annualiserede investering, så giver virkemidlerne en B/C-ratio der er langt under 1. Dette indikerer, at virkemidlerne er dyre set ud fra en samfundsmæssig betragtning.

Det er således mere hensigtsmæssigt at fokusere på reduktion af vejstøj, ud fra en samfundsmæssig synsvinkel.

## 3 Virkemidler

### 3.1 Metode

Den mest effektive metode til reduktion af støj sker ved kilden - tiltag som begrænser selve støjuddannelsen fra en kilde, idet den vil være virksom overalt i et givet område. Tiltag som begrænser støjuddannelsen opfattes oftest som værende mindre effektive, idet de typisk kun er tilstede overfor en del af et givet område. I hvilken grad dette er tilfældet afhænger dog af hvor stor en reduktion der kan opnås ved kilden, sammenlignet med udstrækningen af tiltag der begrænser støjuddannelsen.

De virkemidler der er relevante i forhold til støj er udvalgt efter opstilling og evaluering i den nedsatte arbejdsgruppe over to runder, med en mellemliggende præsentation i referencegruppen. De virkemidler der er fundet relevante at undersøge er vist i tabel 3-1.

De undersøgte virkemidler fremgår af Tabel 3-1.

Tabel 3-1 Omfattede virkemidler

Virkemiddel		Kilde	Støjreduktion
Nr.	Tiltag		
S.1	Støjskærme	Vej	Af støjuddannelsen
		Bane	Af støjuddannelsen
S.2	Lydisolering	Vej	Ved modtageren, kun indendørs
		Bane	Ved modtageren, kun indendørs
S.3	Støjsvag asfalt	Vej	Ved kilden
S.4	Reduceret hastighed	Vej	Ved kilden
S.5	Støjsvage dæk	Vej	Ved kilden
S.6	Eldrevne køretøjer	Vej	Ved kilden
S.7	Skinneslibning	Bane	Ved kilden
S.8	Planlægning	Vej	Ved kilden eller ved modtageren

Virkemidlerne er i det følgende beskrevet og vurderet i forhold til forskellige parametre. En af de vigtige parametre er hvor meget SBT reduceres, herunder hvor stor reduktionen er set i forhold til den nødvendige investering i de enkelt virkemidler.

For at forstå vurderingerne i det følgende er det vigtigt at have viden om nogle af de grundlæggende begreber omkring støj.

### 3.2 Definitioner og fakta om støj

Støj defineres normalt som uønsket lyd. Lyd måles i enheden decibel, forkortet dB. Støj fra vej- og jernbanetraffic er sammensat af dybe og høje toner, som det menneskelige øre ikke er lige følsomt overfor. Der tages ved opgørelse af støjen hensyn hertil ved at vægte de forskellige frekvenser svarende til, hvordan det

menneskelige øre opfatter støjen - kaldet A-vægtning. I denne rapport er anvendt enheden dB, selvom der er tale om det A-vægtede lydtrykniveau.

Decibel er en logaritmisk enhed. Dette indebærer, at hvis man adderer to lige store lydtryk, vil det give et resulterende lydtryk som er 3 dB højere. Dette betyder i praksis, at en fordobling eller en halvering af trafikmængden giver en forøgelse henholdsvis en reduktion af støjniveauet på 3 dB. En ændring af trafikmængden med 10 % vil medføre en ændring af støjniveauet på ca. 0,4 dB.

Den mindste ændring i lydtrykniveauet som det menneskelige øre kan opfatte, er en ændring på 1 dB når de to lydtrykniveauer sammenlignes umiddelbart efter hinanden. En ændring i lydtrykniveauet på 3 dB opfattes som tydeligt hørbar også efter længere tid. En reduktion af lydtrykniveauet på 8-10 dB opfattes som en halvering af støjen.

### 3.2.1 Støjindikatorer

Ved støj kortlægningen bestemmes støjniveauet med støjindikatoren  $L_{den}$ .

$L_{den}$  er årsmiddelværdien for en sammenvejning af støjen i tidsperioderne dag, aften og nat, idet der bruges et genetillæg på 5 dB til støjen i aftenperioden (kl. 19-22) og 10 dB til støjen i natperioden (kl. 22-07). Formålet er at tage højde for menneskers særlige følsomhed for påvirkning af støj om aftenen og natten. Når støjen bestemmes som  $L_{den}$ , vurderes det, at det beregnede støjniveau bedre svarer til befolkningens opfattelse af en given støjpåvirkning. Støjen i hver af perioderne bestemmes som det A-vægtede gennemsnit ( $L_{Aeq}$ ) i de pågældende perioder over et meteorologisk reference år, og betegnes henholdsvis  $L_{day}$ ,  $L_{evening}$  og  $L_{night}$ .

### 3.2.2 Definitioner

I denne rapport anvendes følgende definitioner og benævnelser:

Støj:	Generel betegnelse for støj fra vejtrafik, jernbaner, virksomheder og anlægsaktiviteter mv.
Støjpåvirkning:	Når støjen vurderes i forhold til boliger eller andre støjfølsomme områder
Støjniveau:	Om en konkret beregnet værdi af $L_{den}$ og med enheden dB
Maksimalniveau:	Om en konkret beregnet maksimal værdi $L_{Amax}$ for jernbanestøj og med enheden dB.
Støjbelastet	Hvis en bolig og/eller dens udendørs opholdsarealer udsættes for støj, der overstiger støjgrænsenværdien $L_{den}$ 58 dB for vejtrafik og $L_{den}$ 64 dB for jernbanetrafik, betragtes den som støjbelastet. Hvis en bolig udsættes for støj over $L_{den}$ 68 dB (vej) respektive $L_{den}$ 74 dB (jernbane) betragtes den som stærkt støjbelastet. For jernbanetrafik gælder der også en grænsenværdi for den maksimale støj $L_{Amax}$ 85 dB fra det mest støjende jævnlige forekommende tog på en strækning.

### 3.2.3 Støjbelastningstal

Den samlede støjbelastning – og dermed støjgene – i et område kan beskrives ved det såkaldte støjbelastningstal (SBT). SBT er en vægtet sum af antallet af boliger, der udsættes for støj over den vejledende grænseværdi i et givet område, hvor de mest støjbelastede boliger vejer tungest.

Til vægtningen benyttes en genefaktor, som afhænger af støjniveauet ( $L_{den}$ ) beregnet ved den enkelte bolig. Genefaktoren er et indeks, der udtrykker hvor generende et givet støjniveau føles for beboerne, og beregnes jf. notat<sup>1</sup> fra Miljøstyrelsen efter følgende formel for vejtrafik:  $G = 0,01 * 4,22^{((L_{den}-44)/10)}$ . For jernbanetraffic er den tilsvarende formel:  $G = 0,01 * 4,22^{((L_{den}-50)/10)}$ .

SBT kan bruges til at sammenligne støjgenen i forskellige områder baseret på genevirkningen i stedet for kun at opgøre antallet af støjbelastede boliger. F.eks. kan et område med mange boliger med et støjniveau lige over grænseværdien have samme SBT som et område med nogle få boliger med et meget højt støjniveau. SBT kan således bruges til objektivt at vurdere i hvilke områder boligerne er mest generet af støj fra vejtrafik. SBT kan ligeledes bruges til at vurdere effekten af forskellige støjbeskyttende foranstaltninger i forhold til de økonomiske omkostninger forbundet med etablering af disse.

## 3.3 Beskrivelse og vurdering af virkemidler

Hvert virkemiddel er i det følgende beskrevet i forhold følgende parametre:

Effekt:	Virkemidlets effekt i forhold til at reducere støjniveauet, samt på sammenhængen mellem støj og sygdom, søvn og ejendomspriser
Støjkilder:	Hvilke støjkilder finder virkemidlet anvendelse overfor
Anvendelse:	Hvor kan virkemidlet anvendes
Kvantificering:	Virkemidlets støjreducerende effekt
Vurderet potentiale:	I hvilken udstrækning kan virkemidlet tages i anvendelse
Scenarier:	Hvilke scenarier ses der på.
Omkostninger:	Vurdering af: Anlægsomkostninger, vedligeholdelsesomkostninger og andre omkostninger.
Levetid:	Hvor lang tid der går før der skal ske udskiftning.
$\Delta$ SBT:	Ændring i SBT.
$\Delta$ Antal boliger:	Reduktion i antal støjbelastede boliger over den vejledende grænseværdi $L_{den}$ (vej: 58 dB og jernbane: 64 dB).
$\Delta$ SBT/mio. kr.:	Ændring i SBT pr. samlet investering i støjbeskyttelse i perioden ind til 2025.

I perioden frem til 2025 sker der ændringer på jernbaneområdet som har indflydelse på antallet af støjbelastede boliger i Region Hovedstaden.

Ibrugtagningen af den nye jernbane mellem København og Ringsted, betyder en støj­mæssig aflastning af jernbanen mellem København og Roskilde videre til

<sup>1</sup> "Nyt støjbelastningstal til vurdering af vejtrafikstøj", MST-5100-00020, 5. februar 2010.

Ringsted. Støjpåvirkningen fra godstog, som er særligt støjende, bliver reduceret som følge af det forbud mod støbejernsbremseklodser som Tyskland indfører pr. lov i december 2022. Langt hovedparten af de godsvogne der kører i Danmark er transitgods der også kører i Tyskland, hvorfor Danmark også får støjmæssig gavn af det tyske forbud.

### 3.3.1 S.1 Støjskærme

Hvis der ses bort fra støjreduktion af kilden, er støjskærme en relativt effektiv måde at reducere støjen i et område med. Støjskærme kan anvendes ved både vej- og jernbanetraffic.

Støjskærme har effekt i forhold til sammenhængen mellem støj og sygdom, søvn og ejendomspriser, idet støjskærme har effekt såvel i forhold til det uden-dørs som det indendørs støjniveau.

Støjskærme kan anvendes på alle facadeløse veje (uden indkørsler eller andre vejadgange) og langs de fleste jernbanestrækninger. De opstilles jf. gældende praksis typisk hvor de vejledende grænseværdier er overskredet væsentligt og SBT derfor høj.

Den støjmæssige effekt vurderes typisk til 3 – 6 dB på grundlag af mangeårig erfaring med beregning af støjskærme. Idet der er tale om varierende bolig-tæthed og placering langs vej og jernbane, samt varierende afstand til kilden, er det her valgt at bruge en generel reduktion på 3 dB.

For veje kvantificeres den støjmæssige effekt ud fra modelberegninger. Antallet af støjpåvirkede boliger, hvor der opnås en given støjreduktion kvantificeres ved at skønne hvor mange km facadeløs vejstrækning det er muligt at opstille støjskærme langs, og ud fra en kombination med en gennemsnitlig bolig-tæthed langs disse veje at beregne hvor mange boliger og dermed mennesker der opnår en støjreduktion.

I forhold til de i Banedanmarks Støjprojektets regi anvendte kriterier for opstilling af støjskærme er der ikke behov for opstilling af yderligere støjskærme. Opstilling af yderligere støjskærme vil være en skærpelse af Støjprojektets støjbeskyttelsesniveau. Antallet af støjpåvirkede boliger der opnår en given støjreduktion kvantificeres ved at skønne hvor mange km jernbane det er muligt at opstille støjskærme på, og ud fra en kombination med en gennemsnitlig bolig-tæthed langs disse jernbaner at beregne hvor mange boliger og dermed mennesker der opnår en støjreduktion.

Det vurderes ud fra gennemførelse af mange kortlægninger, VVM redegørelser muligt at opstille støjskærme langs 2 – 4 % af veje i byområder og langs 10 – 25 % af jernbanestrækninger beliggende i byområder.

Støjskærme er undersøgt for to scenarier med opstilling af støjskærme i bymæssig bebyggelse:

1. Langs 2% af veje i byområder og ingen jernbaner (svarende til uændret støjbeskyttelsesniveau jernbane)

## 2. Langs 4% af veje i byområder og 15% jernbaner (skærpet støjbeskyttelsesniveau jernbane)

Anlægsomkostninger beregnes ud fra en skønnet pris for en standartstøjskærm opsat på den omfattede vej- og jernbanestrækning hvor opstilling er mulig. For veje anvendes erfaringspriser fra Vejdirektoratets projekter, og for jernbane anvendes erfaringspriser for en standart stålstøjskærm med højde på 2 m over skinneoverkant, idet Banedanmark sjældent tillader andre skærmtyper opstillet langs jernbanerne. I forhold til de opstillede scenarier er kan følgende anlægsomkostninger beregnes (mio. kr.):

Vej:	Scenarie 1:	360	Scenarie 2:	720
Jernbane:	Scenarie 1:	0	Scenarie 2:	229

I forhold til støjskærme langs veje kan det være vanskeligt at vurdere de gennemsnitlige vedligeholdelsesomkostninger, idet Vejdirektoratets støjskærme varierer meget i højde og materialevalg. Der er derfor set bort fra disse i undersøgelsen af støjskærme.

I forhold til Banedanmarks standart stålstøjskærm er der umiddelbart ingen vedligeholdelsesomkostninger.

Levetiden for Vejdirektoratets støjskærme varierer afhængigt af materialevalget, og er her vurderet til 25 år.

Banedanmarks standart stålstøjskærm forventes at have en levetid på 50 år.

Ændringen i SBT ( $\Delta$ SBT) og antal boliger (Reduceret antal) samt ændringen i SBT sat i forhold til investeringen ( $\Delta$ SBT/mio. kr.) er for de to undersøgte scenarier beregnet til:

### **$\Delta$ SBT (reduktion):**

Vej:	Scenarie 1:	881	Scenarie 2:	1.763
Jernbane:	Scenarie 1:		Scenarie 2:	11

### **Reduktion af antal boliger:**

Vej:	Scenarie 1:	3.345	Scenarie 2:	6.691
Jernbane:	Scenarie 1:		Scenarie 2:	105

### **$\Delta$ SBT/mio. kr.:**

Vej:	Scenarie 1:	-2,4	Scenarie 2:	-2,4
Jernbane:	Scenarie 1:	-	Scenarie 2:	-0,05

## 3.3.2 S.2 Lydisolering (vinduer, døre, udluftning, mv.)

Hvis der ses bort fra støjreduktion af kilden, er lydisolering en relativt effektiv måde at reducere det indendørs støjniveau i boliger med. Lydisolering som virkemiddel er kun effektivt i den tid personer opholder sig indendørs. Lydisolering har ingen effekt overfor det udendørs støjniveau.

I forhold til sammenhængen mellem sygdom og støj, kan denne ikke opdeles på hvor stor en andel der skyldes ophold udendørs og hvor stor en del indendørs. De fleste mennesker søger ofte indendørs for at få mere ro, hvorfor det er vurderet at hovedparten af den støjmæssige sammenhæng med sygdomme er relateret til indendørs ophold, og derfor kan forbedres ved lydisolering af boliger.

I forhold til søvn, har lydisolering i høj grad effekt.

Sammenhængen mellem ejendomspriser og støj er til stede i forhold til såvel indendørs som udendørs støjniveau. Det betyder at lydisolering kun delvist har indflydelse på støjafledte reduktioner i ejendomspriser. Det vurderes at ca. 25% af reduktion i ejendomspriser skyldes det indendørs støjniveau. Lydisolering kan i forhold til støj fra vej- og jernbanetraffic anvendes for alle boliger og andre bygninger med støjfølsom anvendelse. Sidstnævnte indgår dog ikke i denne undersøgelse.

Den støjmæssige effekt vurderes på grundlag af gennemførte lydisoleringsordninger typisk til 5 – 10 dB (kun effekt indendørs). I Banedanmarks Støjprojekt har der for at boligejerne kunne høre effekten af de støjreducerende tiltag været en minimumskrav på 3 henholdsvis 5 dB. De 3 dB af hensyn til at det er den mindste tydeligt hørbare ændring over tid. I de tilfælde hvor boligejerne selv betaler en del af lydisoleringsomkostningerne, har dette minimumskrav været øget til 5 dB, for at sikre at boligejerne i højere grad kunne høre at de fik støjreduktion for deres investering.

For veje og jernbaner kvantificeres den støjmæssige effekt ud fra modelberegninger. Antallet af støjpåvirkede mennesker der oplever en støjreduktion indendørs svarende til en given tærskelværdi kvantificeres ved at skønne hvor mange procent der opnår en reduktion af det indendørs støjniveau ned til kravet i bygningsreglementet på 33 dB. Boliger der allerede er lydisoleret er sorteret fra i forhold til jernbane, idet dette er registreret i BBR oplysningerne. For vej er der p.t. ikke kendskab til disse data og der er ingen registrering i BBR.

Der er undersøgt to scenarier med Lydisolering:

1. Tilskudsordning hvor boligejerne kan få: 50%, 75% og 90% tilskud til afholdelse af lydisoleringsomkostningerne afhængig af støjniveauet ved bygningsfacaden. Det skønnes ud fra erfaringer fra Banedanmark og Vejdirektoratet at der kan forventes en tilslutningsprocent 15 %.
2. Tilskudsordning hvor boligejerne ikke selv betaler nogen andel af lydisoleringsomkostningerne. Det skønnes ud fra erfaringer fra Banedanmark og Vejdirektoratet at der kan forventes en tilslutningsprocent 90 %.

Anlægsomkostning til lydisolering er skønnet ud fra en erfaringspris for lydisolering af et hus henholdsvis en etagebolig baseret på erfaringer fra Banedanmarks støjprojekt og Vejdirektoratet, samt den skønnede tilslutningsprocent fra disse projekter.

Idet der i forhold til vej er knap 500.000 støjbelastede boliger, er der set på forskellige alternativer i forhold til at reducere antallet af støjbelastede boliger, dels fordi omkostningerne til lydisolering af boliger hvor støjniveauet overstiger den



vejledende grænseværdi (> 58 dB) er meget store, og dels fordi det rent kapacitetsmæssigt (håndværkere og støjkonsulenter) vurderes vanskeligt at gennemføre lydisolering af op til ca. 430.000 boliger inden 2025.

Der er derfor lavet supplerende vurderinger af lydisolering, hvis den gennemføres ved andre støjniveaugrænser: grænseværdien +5 dB og +10 dB. Idet der stadig er mange støjbelastede boliger ved en grænseværdi +10 dB, er der også lavet en vurdering, hvor halvdelen af disse boliger lydisoleres inden 2025. Sidstnævnte er kun medtaget i forhold til scenarie 2.

Støjbelastede boliger med et støjniveau på grænseværdien +10 dB anses for at være stærkt støjbelastede.

<u>Vej:</u>	Scenarie 1(>68):	305	mio. kr.
	Scenarie 1(>63):	775	mio. kr.
	Scenarie 1(>58):	1.750	mio. kr.
	Scenarie 2(>68½):	1.435	mio. kr.
	Scenarie 2(>68):	2.870	mio. kr.
	Scenarie 2(>63):	7.330	mio. kr.
	Scenarie 2(>58):	16.645	mio. kr.
<u>Jernbane:</u>	Scenarie 1:	9	mio. kr.
	Scenarie 2:	85	mio. kr.

Idet der er tale om engangstilskud alene ved etableringen påhviler vedligeholdelse ejerne af de enkelte ejendomme. Der vil ikke være andre afledte omkostninger i perioden ind til 2025.

Levetiden skønnes til 25 - 40 år afhængig af hvilken træsort vinduer er lavet af, men idet der ikke er kendskab til dette er levetiden her fastsat til 25 år. Med en periode ind til 2025 på ca. 7 år må ca. 20 - 25 % formodes at skifte vinduer uanset en evt. lydisoleringsordning, så der i princippet kun skulle indregnes meromkostningen ved lydisoleringen, men idet der ikke er garanti for at de der alligevel vil udskifte vinduer også tilmelder sig ordningen, så er der set bort fra dette. Senere udskiftning påhviler ejerne af de enkelte ejendomme.

Banedanmark sikrer en registrering af de ejendomme der lydisoleres, således at det af BBR fremgår, at der er ydet tilskud til lydisolering. Informationen er primært registeret for at kommende ejere kan være opmærksomme på at der er udført særlige lydreducerende arbejder, som de bør/skal sørge for at bibeholde ved udskiftning af vinduer og døre, m.v.

Ændringen i SBT ( $\Delta$ SBT) og antal boliger (Reduceret antal) samt ændringen i SBT sat i forhold til investeringen ( $\Delta$ SBT/mio. kr.) er for de to undersøgte scenarier beregnet til:

<b><math>\Delta</math>SBT:</b>				
Vej:	-	Scenarie 2(>68½):	22.362	
	Scenarie 1(>68):	7.454	Scenarie 2(>68):	44.725
	Scenarie 1(>63):	11.499	Scenarie 2(>63):	68.993
	Scenarie 1(>58):	15.852	Scenarie 2(>58):	95.111

Jernbane:	Scenarie 1:	21	Scenarie 2:	126
<b>Reduktion af antal boliger:</b>				
Vej:			Scenarie 2(>68½):	36.705
	Scenarie 1(>68):	12.235	Scenarie 2(>68):	73.409
	Scenarie 1(>63):	31.084	Scenarie 2(>63):	186.506
	Scenarie 1(>58):	71.960	Scenarie 2(>58):	431.762
Jernbane:	Scenarie 1:	215	Scenarie 2:	1.291
<b>ΔSBT/mio. kr.:</b>				
Vej:	-		Scenarie 2(>68½):	15,6
	Scenarie 1(>68):	24,5	Scenarie 2(>68):	15,6
	Scenarie 1(>63):	14,9	Scenarie 2(>63):	9,4
	Scenarie 1(>58):	9,1	Scenarie 2(>58):	5,7
Jernbane:	Scenarie 1:	2,4	Scenarie 2:	1,5

Det bemærkes at lydisolering alene har effekt overfor det indendørs støjniveau, og at boligerne fortsat vil være støjbelastede på facaden og de udendørs opholdsarealer.

### 3.3.3 S.3 Støjsvag asfalt

Støjsvag asfalt er som virkemiddel støjreduktion ved kilden, hvilket betyder at alle støjniveauer reduceres, såvel indendørs som udendørs. Virkemidlet er alene rettet mod vejtrafik.

Støjsvag asfalt har en positiv effekt på sammenhængen mellem støj og sygdomme, samt på søvn og ejendomspriser.

Støjsvag asfalt kan i princippet anvendes overalt, men har den bedste effekt på veje i byområder med lidt højere hastighed (60-70 km/t). Den støjreducerende effekt af de typer støjsvag asfalt der er på markedet aftager med tiden, og skal fornyes/vedligeholdes ca. hvert 7. år for at have en rimelig støjreducerende effekt.

Af oversigt med "10 ways to combat Noise Pollution" fra EU Kommissionen fremgår at der ved støjsvag asfalt kan opnås 3 – 7 dB. Den støjmessige effekt er derfor fastsat til 2 – 4 dB vurderet ud fra bl.a. erfaringer fra Vejdirektoratet, EU Kommissionens "Noise abatement approaches" (april 2017), egne erfaringer, mv.

Antallet af støjpåvirkede boliger der opnår en given støjreduktion kvantificeres ud fra en vurdering af hvilket omfang støjsvag asfalt vil være anvendeligt i byområder. Det vurderes at støjsvag asfalt vil være anvendeligt på –op til 25% af veje i byområder (svarende til veje med hastigheder over 60-70 km/t).

Der er undersøgt to scenarier med støjsvag asfalt:

1. Støjsvag asfalt med en støjreducerende effekt på gns. 2 dB over hele levetiden anvendes på 10 % af veje i byområder.

2. Støjsvag asfalt med en støjreducerende effekt på gns. 4 dB (fremtidige typer) over hele levetiden anvendes på 25 % af veje i byområder.

Anlægsomkostning til støjsvag asfalt beregnes som en meromkostning på ca. 6 kr. pr. m<sup>2</sup> ekskl. moms ud fra en skønnet standartpris for støjreducerende asfaltbelægninger<sup>2</sup>.

Vej:            Scenarie 1:            6,1 mio. kr.            Scenarie 2:            15,2 mio. kr.

Støjsvage belægninger har grundet opbygningen generelt en noget kortere levetid end konventionelle belægningstyper.

Vedligeholdelsesomkostningerne er grundet den korte levetid sat til 0 kr.

Der skønnes ikke at være andre afledte omkostninger.

Baseret på at den støjreducerende effekt forventes<sup>3</sup> at være marginal efter 7 år, er den støjmæssige levetid fastsat til ca. 7 år.

#### **ΔSBT:**

Vej:            Scenarie 1:            3.170            Scenarie 2:            13.587

#### **Reduktion af antal boliger:**

Vej:            Scenarie 1:            11.514            Scenarie 2:            53.324

#### **ΔSBT/mio. kr.:**

Vej:            Scenarie 1:            521            Scenarie 2:            893

### 3.3.4 S.4 Reduceret hastighed

Reduceret hastighed er som virkemiddel støjreduktion ved kilden, hvilket betyder at alle støjniveauer reduceres, såvel indendørs som udendørs. Virkemidlet er anvendeligt overfor både vej- og jernbanetraffic. Af hensyn til overførsel af persontraffic fra vej til bane vurderes det ikke realistisk i relation til fremkommelighed/mobilitet for jernbanedriften at reducere hastigheden af støjhensyn.

Reduceret hastighed og dermed reduceret støjudbredelse har en positiv effekt på sammenhængen mellem støj og sygdomme, samt på søvn og ejendomspriser.

Reduceret hastighed kan i princippet anvendes overalt, men har kun ringe effekt på reduktion af SBT uden for byområder, og på f.eks. boligveje. Effekten på boligvejene er begrænset, idet hastigheden på denne type veje i forvejen er lav,

<sup>2</sup> Meromkostningen er bl.a. vurderet ud fra: 'Forslag til strategi for begrænsning af vejtrafficstøj', november 2003, Vejstøjgruppen – tværministerielt samarbejde,

<sup>3</sup> Den støjreducerende effekt aftager med tiden. I EU Kommissionens "Noise abatement approaches" (april 2017) anføres en reduktion på 0,4 dB pr. år, dog afhængig af hastigheden.

og da de samtidig ikke indgår i trafikmodellen, er effekten ikke kvantificeret. Effekten af reduceret hastighed vurderes til 0 – 2 dB, alt afhængig af forholdene.

Reduktion af hastighed betyder længere rejsetid på den pågældende vejstrækning, men kan også medføre overflytning af vejtrafik til andre veje uden reduktion i hastigheden. Dette vil betyde højere støjniveauer langs de veje hvor vejtrafikken flyttes til. Derfor er der i undersøgelsen af dette virkemiddel anvendt en hastighedsreduktion på 10 km/t, idet det ikke vurderes at overflytte trafik i væsentlig grad. En overflytning af trafik til en vej hvor trafikken stiger med 10% som følge af overflytningen betyder en forøgelse af støjniveauerne med ca. 0,4 dB.

Undersøgelsen er baseret på en reduktion af hastigheden svarende til en reduktion af støjniveauet på 1 dB.

Der er undersøgt to scenarier med reduceret hastighed:

1. Reduceret hastighed svarende til en reduktion af støjniveauet med 1 dB på 10% af trafikmodellens veje i byområder (1.217 km).
2. Reduceret hastighed svarende til en reduktion af støjniveauet med 1 dB på 25% af trafikmodellens veje i byområder (1.217 km).

Anlægsomkostningen beregnes ud fra et skøn over omkostningerne til ny eller ændret skiltning.

Vej:            Scenarie 1:            6,1 mio. kr.            Scenarie 2:            15,2 mio. kr.

Normalt vil der ikke være vedligeholdelsesomkostninger inden 2025, medmindre der sker påkørsler eller overmaling med graffiti. Der kan være afledte omkostninger til længere rejsetid.

Skiltningens levetid er vurderet til 25 år.

#### **ΔSBT:**

Vej:            Scenarie 1:            1.713            Scenarie 2:            4.282

#### **Reduktion af antal boliger:**

Vej:            Scenarie 1:            5.941            Scenarie 2:            14.851

#### **ΔSBT/mio. kr.:**

Vej:            Scenarie 1:            281            Scenarie 2:            281

### 3.3.5 S.5 Støjsvage dæk

Støjsvage dæk er som virkemiddel støjreduktion ved kilden, hvilket betyder at alle støjniveauer reduceres, såvel indendørs som udendørs. Virkemidlet er alene rettet mod vejtrafik.

Støjsvage dæk har en positiv effekt på sammenhængen mellem støj og sygdomme, samt på søvn og ejendomspriser.

Støjsvage dæk fås både som sommerdæk og som helårsdæk. I denne undersøgelse er det forudsat at der køres med støjsvage dæk i sommerperioden og alm. vinterdæk i vinterperioden, der forudsættes at være ½ år. Ved hastigheder på op til 40-50 km/t er motorstøjen dominerende, og over denne hastighed er dækstøj dominerende, hvorfor støjsvage dæk har mindre effekt på veje med hastigheder under 40-50 km/t.

Hvis der ikke sideløbende laves en effektiv kampagne om brugen af støjsvage dæk kan effekten være begrænset, idet bilister ofte prioriterer pris og slidegenskaber frem for andre dækegenskaber.

Den støjmæssige effekt, der vurderes til 4 dB, er vurderet ud fra erfaringer fra Vejdirektoratet, information fra dækproducenter, og en analyse af udbuddet af dæktyper på det danske marked (<http://www.daeklabel.dk>). Analysen omfattede de mest anvendte dæktyper sommer (1.026) og vinter (569) i størrelsen: 175/70R14, 185/65R15, 195/65R15, 205/55R16, 205/60R16, 215/65R16 og 225/45R17. De mest støjsvage dæk – såkaldte Triple A dæk – med lav rullemodstand, godt vejgreb og lavt støjniveau, er ikke at finde blandt disse dæk, og der er ikke mange dæk med lavt støjniveau og gode/middelgode andre egenskaber.

Af de undersøgte dæk har 222 sommerdæk og 155 vinterdæk et lavt støjniveau. De fleste vinterdæk med lavt støjniveau har dårligt eller middelmådt vejgreb og rullemodstand. Det formodes at de fleste, der køber vinterdæk, køber dæktyper med godt vejgreb, hvorfor det vurderes at der ikke sælges mange vinterdæk med lavt støjniveau – disse er derfor udeladt i de undersøgte scenarier.

Der er nye typer støjsvage dæk under udvikling med forventede højere støjreducerende effekt, men der er p.t. ikke pålidelige data for disse. Over årene ses en stigende tendens til at biler sælges med stadig bredere dæk og at bilister tilsvarende køber bredere dæk, nogle gange bredere end de standartmonterede fra bilfabrikanternes side. Dette vil medvirke til at reducere den støjreducerende effekt, idet det forventes at et bredt dæk af samme type støjer mere end et smalt dæk.

Der er således brug for indsats fra såvel producenter/importører som andre interessenter for at øge brugen af de mest støjsvage dæk.

Antallet af støjpåvirkede boliger der opnår en given støjreduktion kvantificeres ud fra en vurdering af hvilket omfang bilister køber støjsvage dæk. Det vurderes at støjsvage dæk i fremtiden købes af 10% og 75% hvis der laves en målrettet og effektiv kampagne over for/information til dækkøbere, evt. med en præmiering af bilister der køber støjsvage dæk.

Der er undersøgt to scenarier med støjsvage dæk:

1. Støjsvage dæk med en støjreducerende effekt på 4 dB over hele levetiden anvendes af 10% bilister i sommerperioden, svarende til 5% af hele året.

2. Støjsvage dæk med en støjreducerende effekt på 4 dB over hele levetiden anvendes af 75% bilister i sommerperioden, svarende til 37,5% af hele året.

Anlægsomkostning til støjsvage dæk beregnes ud fra antal person- og varebiler, skøn over levetid baseret gennemsnitlig holdbarhed af sommer- vinter- og støjsvage dæk og gennemsnitligt trafikarbejde pr. køretøj i 2016, og en skønnet prisforskel for sommerdæk og støjsvage dæk på 10% ud fra indhentede priser, idet der ofte ikke sælges så mange dæk af denne type. Samlet beregnes en meromkostning på ca. 55 kr. pr. år ekskl. moms set i forhold til konventionelle dæktyper.

Vej:            Scenarie 1:        35    mio. kr.        Scenarie 2:        262    mio. kr.

Der vil normalt ikke være vedligeholdelsesomkostninger. I flg. en Hollandsk undersøgelse<sup>4</sup> omfattende såkaldte Triple A dæk, hvor ikke kun støjreduktionen er i top men også energiforbrug og vejgreb, vil der være afledte omkostninger i form af sparet brændstof og undgåede trafikuheld. Der er dog tale om en meget omfattende undersøgelse, der ligger uden for denne opgave.

Det vurderes ud fra tilgængelig information at den type støjsvage dæk der er eller kommer på markedet ikke har signifikant kortere eller længere levetid i forhold til "ikke-støjsvage" dæk.

**ΔSBT:**

Vej:            Scenarie 1:        2.963                Scenarie 2:        22.226

**Reduktion af antal boliger:**

Vej:            Scenarie 1:        11.571                Scenarie 2:        86.785

**ΔSBT/mio. kr.:**

Vej:            Scenarie 1:        85                      Scenarie 2:        85

### 3.3.6 S.6 Eldrevne køretøjer

Eldrevne køretøjer er som virkemiddel støjreduktion ved kilden, hvilket betyder at alle støjniveauer reduceres, såvel indendørs som udendørs. Virkemidlet er p.t. alene rettet mod vejtrafik og har en støjmæssig reducerende effekt ved hastigheder under 40-50 km/t hvor motorstøj er den dominerende støjkilde.

Eldrevne tog adskiller sig p.t. støjberegningsmæssigt ikke fra dieseldrevne tog. Accelerations-egenskaber er bedre, hvorfor eldrevne tog, grundet konstruktionen, kan være mere støjende end dieseltog i samme afstand fra station, pga. af højere hastighed. Der er batteridrevne tog under udvikling, der har den fordel at de kan anvendes på strækninger der ikke er elektrificerede. Som fremdrift baserer de sig ligesom eldrevne tog på banemotorer der udsender støj. Batteridrevne tog vil p.t. kun i begrænset omfang kunne tages i anvendelse inden 2025 på

<sup>4</sup> "Potential benefits of Triple-A tyres in the Netherlands", TNO juni 2014.

kortere strækninger med hastigheder på maksimalt 120 km/t, hvilket kunne være nogle regionale strækninger og private jernbaner. Idet antallet af boliger langs disse jernbaner samtidig er langt mindre end langs veje er der set bort fra denne mulighed.

Der vil være et signal i at offentlige myndigheder generelt investerer i eldrevne køretøjer som: Eldrevne busser, distributions- og affalds lastbiler, men omfanget af denne type køretøjer er langt mindre end antallet af person- og varebiler, hvorfor den støjmæssige reduktion vil være meget begrænset. For f.eks. affalds lastbiler vil håndteringen af affaldsbeholdere være langt mere generende end selve kørslen i et boligområde.

Eldrevne køretøjer vil have effekt tæt ved kryds og på strækninger hvor der køres med hastigheder under 40-50 km/t.

Der har af sikkerhedsmæssige grunde været tale om at udstyre eldrevne køretøjer med en lyd giver, særligt af hensyn til døve og svaghørende, hvorved effekten reduceres væsentligt.

Vi har ud fra nogle simplificerede forudsætning forsøgt at give en vurdering af effekten ved en øget andel af elbiler:

Hvis det forudsættes at der i byområder køres med en lav hastighed i 25% af tiden, så vil en andel på 10% elbiler svare til en reduktion af trafikken med 10% i 25% af tiden ~ 2,5% af trafikken "forsvinder støjmæssigt" svarende til en reduktion på ~ 0,1 dB.

Øges andelen af elbiler til 50%, så vil det svare til en reduktion af trafikken med 50% i 25% af tiden ~ 12,5% af trafikken "forsvinder støjmæssigt" svarende til en reduktion på ~ 0,5 dB.

Denne undersøgelse er baseret på konsekvensanalyser af virkemidler fordelt på 1 dB intervaller hvorfor det ikke vil være muligt at se en forskel med de nævnte reduktioner. Samtidigt er mange af krydsene hvor elbiler bl.a. vil have en effekt ikke med i den trafikmodel som ligger til grund for kortlægningen.

Af oversigt med "10 ways to combat Noise Pollution" fra EU Kommissionen fremgår at det støjreducerende potentiale ved elektriske biler er 1 dB. Af RVIM report "Effect of electric cars on traffic noise and safety" fra 2010, udført for det Hollandske Boligministerium, fremgår at elektriske biler op til 20 km/t er mere støjsvage end konventionelle biler, og at en fuldt elektrificeret bilpark vil være 3 til 4 dB mere støjsvag end den nuværende bilpark, samt at antallet af stærkt støjbelastede personer vil kunne reduceres med en tredjedel. En fuld elektrificeret bilpark vil tidligst være realiseret i 2030.

Det vurderes med baggrund i de nuværende danske bilafgifter at vare længere i Danmark.

### 3.3.7 S.7 Skinneslibning

Skinneslibning er som virkemiddel støjreduktion ved kilden, hvilket betyder at alle støjniveauer reduceres, såvel indendørs som udendørs. Virkemidlet er alene rettet mod jernbanetraffic.

Den støjmæssige effekt af skinneslibning, der omfatter forskellige typer slibning, afhænger af en række faktorer, og der kan være meget stor forskel på hvor hurtigt der er behov for at slibe igen. I et projekt i Banedanmarks regi arbejdes med en metode til, ud fra en måling af skinnernes ruhed og andre faktorer, at bestemme effekten af skinneslibning og dermed opnå en bedre udnyttelse af de midler Banedanmark anvender til vedligeholdelse af jernbaneskinne.

Det har vist sig vanskeligt at opstille typetilfælde, der ville kunne kvantificeres til at dække alle strækninger i Region Hovedstaden. Samtidig er antallet af boliger udsat for støj langs jernbaner langt mindre end langs veje, hvorfor der er set bort fra dette virkemiddel.

### 3.3.8 S.8 Planlægning

Planlægning kan som virkemiddel være støjreduktion ved kilden eller ved modtageren, hvilket betyder at alle støjniveauer reduceres, såvel indendørs som udendørs. Virkemidlet er rettet mod såvel vej- som jernbanetraffic.

For vejtraffic er der en række muligheder f.eks.: Etablering af nye veje, forbud mod gennemkørsel, forbud mod visse køretøjstyper, ensretning, nedsat hastighed, mv. Sidstnævnte er behandlet som virkemiddel S4 Reduceret hastighed.

For jernbanetraffic er der væsentlig færre muligheder. Af hensyn til en ønskelig overflytning af persontraffic fra vej til jernbane, vurderes det ikke realistisk at udnytte nogle af de muligheder der er for vejtraffic, f.eks. reduceret hastighed. Ved nyanlæg af jernbaner er der ingen vejledende grænseværdier, men der vil i den tilhørende anlægslov være indføjet hvorledes de støjmæssige forhold håndteres.

I forhold til nye boligområder er der restriktioner på hvor det er muligt at placere sådanne såvel i forhold til vej som til jernbane.

Ved indretning af boliger kan soveværelser/opholdsrum placeres så de vender ind mod en stille facade, f.eks. en gård, hvis en sådan facade findes. Det reducerer ikke antallet af støjbelastede boliger, men nedsætter genen for beboerne.

Det har vist sig vanskeligt at opstille typetilfælde, der ville kunne kvantificeres til at dække hele Region Hovedstaden, hvorfor der er set bort fra dette virkemiddel.



### 3.4 Virkemiddeloversigt

Reduktion af SBT pr. samlet investering i støjbeskyttelse ( $\Delta$ SBT/mio. kr.) er den bedste måde at sammenholde de forskellige virkemidler på. Populært sagt udtrykker det hvor meget støjbeskyttelse der fås for de investerede midler. Virkemidlerne rangeret efter  $\Delta$ SBT/mio. kr. er vist i Tabel 3-2.

Tabel 3-2 Undersøgte virkemidler for støj

Nr.	Virkemiddel	Vej/ jernbane	Scenarie	Omkost- ning mio. kr. mio. kr.	$\Delta$ SBT	Reduceret antal boliger stk.	$\Delta$ SBT/ mio. kr.
S3	Støjsvag asfalt	Vej	2: 25% byomr. 4 dB	15	13.587	53.324	893
S3	Støjsvag asfalt	Vej	1: 10% byomr. 2 dB	6	3.170	11.514	521
S4	Reduceret hastighed	Vej	2: 25% byomr. 1 dB	15	4.282	14.851	281
S4	Reduceret hastighed	Vej	1: 10% byomr. 1 dB	6	1.713	5.941	281
S5	Støjsvage dæk	Vej	2: 25% dæk 4 dB	262	22.226	86.785	85
S5	Støjsvage dæk	Vej	1: 10% dæk 2 dB	35	2.963	11.571	85
S2	Lydisolering (> 68 dB)	Vej	1: 15% tilm. Grad.%-ord	305	7.454	12.235	25
S2	Lydisolering (> 68½ dB)	Vej	2: 90% tilm. 100%-ord	1.435	22.362	36.705	16
S2	Lydisolering (> 68 dB)	Vej	2: 90% tilm. 100%-ord	2.870	44.725	73.409	16
S2	Lydisolering (> 63 dB)	Vej	1: 15% tilm. Grad.%-ord	775	11.499	31.084	15
S2	Lydisolering (> 63 dB)	Vej	2: 90% tilm. 100%-ord	7.330	68.993	186.506	9,4
S2	Lydisolering (> 58 dB)	Vej	1: 15% tilm. Grad.%-ord	1.750	15.852	71.960	9,1
S2	Lydisolering (> 58 dB)	Vej	2: 90% tilm. 100%-ord	16.645	95.111	431.762	5,7
S1	Støjskærme	Vej	2: 4% byomr. 3 dB	720	1.763	6.691	2,4
S1	Støjskærme	Vej	1: 2% byomr. 3 dB	360	881	3.345	2,4
S2	Lydisolering (> 64 dB)	Jernbane	1: 15% til Grad.%-ord	9	21	215	2,4
S2	Lydisolering (> 64 dB)	Jernbane	2: 90% til 100%-ord	85	126	1.291	1,5
S1	Støjskærme	Jernbane	2: 15% strækning	229	11	105	0,05

Vurdering af virkemidlerne på denne måde er dog ingen garanti for at der opnås en stor reduktion i antallet af støjbelastede boliger. Således opnås en reduktion i antallet af støjbelastede boliger mellem ca. 6. – 53.000 boliger for de 4 bedst rangerede, men til gengæld sker det med en relativ lille investering.

For at opfylde Region Hovedstadens målsætning om en reduktion af antal støjbelastede boliger med 40 %, skal der reduceres med et antal boliger på ca. 190.000 boliger, hvilket kun virkemidlet lydisolering scenarie 2, hvis alle boliger

med et støjniveau > 62 dB lydisoleres (vurderet ud fra > 58 dB og > 63 dB). Det vurderes at kræve en investering på over 8 mia. kr. Det skal bemærkes at det kun er indendørs der sker en reduktion, idet lydisolering ikke har nogen støjmæssig effekt udendørs.

Det bemærkes at Region Hovedstaden ikke har direkte indflydelse på nogen af de undersøgte virkemidler. Alle virkemidlerne, bortset fra støjsvage dæk, skal iværksættes af enten stat eller kommuner. Region Hovedstaden har således kun indirekte indflydelse. Ved de støjsvage dæk kan Region Hovedstaden dog påvirke gennem en kampagne, der vurderes at være nødvendig hvis en stor af bilisterne skal tilskyndes til at købe støjsvage dæk.

## 4 Cost-benefit analyse af de opstillede virkemidler

### 4.1 Metode

#### 4.1.1 Samfundsøkonomiske omkostninger i 2014 og 2025 uden yderligere indgreb

I rapporten "Kortlægning af støjs helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden" blev de samfundsmæssige omkostninger som følge af støj opgjort for både 2014 og 2025, såfremt der ikke blev foretaget yderligere indgreb. Resultaterne blev i rapporten præsenteret i Tabel 4-18, som er gengivet i Tabel 4-1 nedenfor.

Tabel 4-1 Samfundsøkonomiske omkostninger i forbindelse med vej- og togstøj i millioner kr.

Samfundsøkonomiske omkostninger (mio. kr.)	Region Hovedstaden (2014)	Region Hovedstaden (2025)	Vækst
<b>Sundhedsudgifter</b>			
Medicinudgifter	23	24	6,2%
Praktiserende læge	11	12	6,2%
Sygehus – somatiske afdelinger	16	18	6,2%
<b>I alt</b>	<b>50</b>	<b>53</b>	<b>6,2%</b>
<b>For tidligt døde</b>			
B-057 Iskæmiske hjertesygdomme	594	631	6,2%
B-061 Karsygdomme i hjerne	154	163	6,2%
B-058 Blodtryksforhøjelse	224	237	6,2%
<b>I alt</b>	<b>971</b>	<b>1.032</b>	<b>6,2%</b>
<b>Værditab – Vejstøj</b>			
Parcelhuse	1.012	1.092	7,9%
Lejligheder	351	371	5,6%
<b>I alt</b>	<b>1.363</b>	<b>1.463</b>	<b>7,3%</b>
<b>Værditab – Togstøj</b>			
Parcelhuse	4	4	-6,6%
Lejligheder	3	2	-31,5%
<b>I alt</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>-16,8%</b>
<b>TOTAL</b>	<b>2.392</b>	<b>2.554</b>	<b>6,8%</b>

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger<sup>5</sup> relateret til trafikstøj, kan for Region Hovedstaden i 2014 opgøres til 2,4 mia. kr. Det er primært de årlige

<sup>5</sup> Hvis det havde været muligt at estimere omkostninger for støjbelastningen af rekreative områder, for sammenhængen mellem trafikstøj og diabetes, børns indlæringssevne der er negativt relateret til støjniveauet, tab af livskvalitet som følge af udsættelse af trafikstøj og tab af arbejdsproduktivitet, så ville de samfundsøkonomiske omkostninger som følge af trafikstøj være større end de omkostninger, der er estimeret i denne rapport. Der er brug for yderligere forskning indenfor disse områder.

værditab på boligmassen pga. vejstøj, der udgør den største omkostningskategori. Denne er estimeret til 1,4 mia. kr. årligt eller 57% af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Denne er efterfulgt af omkostningerne til for tidligt døde der udgjorde 971 million kr. eller 41%.

Idet bruttonationalproduktet (BNP) for Region Hovedstaden i 2014 er opgjort til 784.518 millioner kr., så svarer de estimerede omkostninger for Region Hovedstaden på 2.391 million kr. til 0,3 % af BNP.

Udviklingen i de samfundsøkonomiske omkostninger frem mod 2025 er drevet af dels det ændrede trafikmønster, og de kendte indgreb der bliver foretaget og af den generelle befolkningsudvikling. Uden yderligere specifikke tiltag til reduktion af støj, så forventes de samfundsøkonomiske omkostninger relateret til trafikstøj for Region Hovedstaden at stige med 6,8 % fra 2,4 mia. kr. til 2,6 mia. kr. i 2025.

#### 4.1.2 Metode Virkemidler

Der er i kapitel 4 opstillet en række virkemidler til reduktion af støj. Et virkemiddel har den effekt, at støjen reduceres ved boligerne i Region Hovedstaden. Dvs. der sker en forskydning af boliger, der befinder sig i de forskellige støjniveauintervaller. Generelt set betyder implementering af de forskellige virkemidler, at støjniveauet ved boligerne reduceres og at antallet af boliger over de vejledende grænseværdier reduceres.

Populært sagt så rykker boliger med et givet støjniveau nedad, og ses på de forskellige støjniveauintervaller, så består antallet af boliger i de enkelte intervaller dels af en reduktion af antal boliger i intervallet som følge af virkemidlet og tillagt det antal boliger i intervallet lige over der er reduceret i støjniveau. Det kan derfor forekomme, at antallet af boliger i et specifikt støjniveauinterval er højere efter implementering af virkemidlet, men i langt de fleste tilfælde vil antallet blive reduceret. Samlet set vil antallet af boliger og den samlede SBT blive mindre.

Denne forskydning eller generelle reduktion af antallet af støjbelastede boliger udtrykt ved SBT har en række positive samfundsøkonomiske effekter. For det **første** har det en reducerende effekt på værditabet af boligmassen, da den er mindre støjbelastet.

For det **andet** så reducerer det den samlede SBT i Region Hovedstaden og dermed også andelen af befolkningen der bliver syge eller dør for tidligt pga. vejstøjen. I undersøgelsen fra Schweiz<sup>6</sup> blev følgende relative risikofaktorer estimeret på baggrund af en række metastudier:

---

<sup>6</sup> "Years of life lost and morbidity cases attributable to transportation noise and air pollution: A comparative health risk assessment for Switzerland in 2010" publiceret i International Journal of Hygiene and Environmental Health (2015).

- > Iskæmisk hjertesygdomme (Åreforkalkning): 1,046
- > Karsygdomme i hjernen: 1,014
- > Blodtryksrelateret: 1,076

Disse tal angiver den procentuelle forøgelse af de tre sygdomme og dødelighed ved 10 dB forøgelse af støj over 48 dB. Det skal bemærkes, at det må formodes at risikoen øges med støjniveauets størrelse, men denne sammenhæng har ikke kunnet udledes af andre undersøgelser. Undersøgelsen fra Schweiz der bygger på den omtalte sammenhæng der er lineær, er i flg. forskerne fra Kræftens Bekæmpelse og Københavns Universitet det bedste grundlag vi har, hvorfor resultaterne herfra er anvendt.

De relative risikofaktorer anvendes til at estimere antallet af for tidligt døde og antallet af ambulante patienter såvel som patienter, der indlægges på sygehuse indenfor de tre sygdomskategorier, hvor der er estimeret en relativ risikofaktor som følge af befolkningens udsættelse af trafikstøj.

Når det generelle støjniveau reduceres som følge af effekten af virkemidlet, så reduceres den procentuelle andel af befolkningen der er eksponeret for støj tilsvarende, hvilket ligeledes har en positiv samfundsmæssig effekt.

For det **tredje**, så reduceres medicinudgifter såvel som udgifter til praktiserende læger, idet antallet af syge som følge af den reducerede støjpåvirkning reduceres tilsvarende.

På baggrund af effekterne af disse tre faktorer kan de samlede samfundsøkonomiske benefits beregnes. Det vil sige, at hvert virkemiddels effekt ift. at opgøre de samfundsøkonomiske omkostninger, som i Tabel 4-1, er udregnet. Differencen i de samfundsmæssige omkostninger ift. 2025 i basisscenariet udgør således virkemidlets effekt.

## 4.2 Resultat af virkemidlernes effekt – Vej

Resultaterne af cost-benefit-analysen af virkemidlerne på vejstøj er illustreret i Tabel 4-2. I første kolonne er vist de beregnede benefit/cost ratios for hvert virkemiddel. B/C-ratioen udtrykker virkemidlets effektivitet. Jo større B/C-ratio jo større samfundsmæssig effekt har virkemidlet. Herefter følger i kolonne 2 den initiale investering, der er antaget, at blive investeret. Nogle investeringer har en levetid på 25 år, mens andre kun har en levetid på f.eks. 7 år.

For at kunne sammenligne omkostningen af virkemidlerne, er de initiale investeringer i kolonne 3 annualiserede ift. investeringens levetid. Det udtrykker således den årlige investering der skal til for at opnå den samfundsmæssige besparelse der følger af støjreduktionen. I kolonne 4 er den årlige samfundsøkonomiske benefit i 2025 udregnet. Tallet for virkemidlet udtrykker således den årlige effekt målt i sparede omkostninger for samfundet. I forhold til at udregne B/C-ratioen, så er de årlige samfundsøkonomiske benefits i kolonne 4 i investerin-

gens levetid tilbagediskonteret med den anvendte diskonteringsrate på 3%. Forholdet mellem nutidsværdien af de samfundsmæssige benefits og nutidsværdien af de samfundsmæssige omkostninger giver B/C-ratioen.

I Tabel 4-1 er vist de samfundsøkonomiske omkostninger af støj i 2025, såfremt der ikke foretages nogle indgreb (f.eks. implementering af virkemidler). Når der implementeres et virkemiddel, så har det en reducerende effekt på støjniveauet i Region Hovedstaden og dermed reducerer det sundhedsudgifterne til medicin, praktiserende læger og indlæggelse/ambulant besøg på sygehusene. Virkemidlets støjreducerende effekt reducerer desuden også antallet af for tidligt døde indenfor 1) iskæmiske hjertesygdomme, 2) karsygdomme i hjernen og 3) sfa. blodtryksforhøjelse der følger af den reducerede støjbelastning. Sluttelig indebærer reduktion af støjen et reduceret værditab på boligmassen. Summen af de reducerede sundhedsudgifter, værdien af det reducerede antal for tidligt døde og det reducerede værditab der opnås, giver virkemidlets årlige samfundsøkonomiske benefit.

I kolonne 5 er vist virkemidlets reduktion i SBT. Reduktionen i SBT er per initial investering og annualiserede investering vist i henholdsvis kolonne 6 og 7. Reduktionen i antal boliger der er støbelastet over 58 dB, er vist i kolonne 8, mens reduktionen i antal boliger i forhold til den initiale investering er illustreret i kolonne 9.

Det ses af Tabel 4-2, at de samfundsøkonomisk mest effektive virkemidler i Region Hovedstaden er, at anvende "støjsvag asfalt" og "reducere hastigheden" på vejene. Dette skyldes, at den initiale investering er lille ift. den reduktion i støjniveauet, som virkemidlet forårsager. B/C-ratioer for disse virkemidler er beregnet til at ligge mellem 54 og 95. Dvs. at for hver investeret krone i disse virkemidler, så kommer det samfundet til gode med 54 til 95 gange den investerede krone. Virkemidlet har en stor effekt på reduktionen i SBT per investeret kr. Den pæne B/C-ratio for den reducerede hastighed, forudsætter dog, at trafikken ikke finder alternative veje, hvor støjniveauet så øges der i stedet.

Tabel 4-2 Resultat af cost-benefit analysen af virkemidlerne på vej

Virkemiddel - Vej	Scenarie	Bene- fit/Cost (B/C)-ratio	Initial inve- stering (mio. kr.)	Annualise- ret investe- ring (Mio. kr.)	Årlig sam- fundsøko- nomisk be- nefit (mio. kr.)	Reduktion i SBT	Reduktion SBT/ Initial investering (mio.kr.)	Reduktion SBT/ Annu- aliseret in- vestering (mio.kr.)	Reduktion i antal boli- ger >58 dB/ >64 dB	Reduktion i antal boli- ger per ini- tial investe- ring	Reduktion i antal boli- ger per an- nualiseret investering
S1 Støjskærm Vej	1	0,72	360	20,7	14,4	881	2,4	43	3.345	9,3	162
S1 Støjskærm Vej	2	0,72	720	41,3	28,8	1.763	2,4	43	6.691	9,3	162
S2 Lydisolering Vej >58 dB	1	0,93	1.752	100,6	91,1	15.852	9,1	158	71.960	41,1	715
S2 Lydisolering Vej >63 dB	1	1,72	776	44,5	74,5	11.499	14,9	258	31.084	40,1	698
S2 Lydisolering Vej >68 dB	1	2,61	305	17,5	44,4	7.454	24,5	425	12.235	40,1	698
S2 Lydisolering Vej >58 dB	2	0,78	16.644	955,8	722,2	95.111	5,7	100	431.762	25,9	452
S2 Lydisolering Vej >63 dB	2	1,19	7.329	420,9	487,8	68.993	9,4	164	186.506	25,4	443
S2 Lydisolering Vej >68 dB	2	1,71	2.870	164,8	274,3	44.725	15,6	271	73.409	25,6	445
S2 Lydisolering Vej- >68½ dB	2	1,68	1.435	82,4	134,7	22.362	15,6	271	36.705	25,6	445
S3 Støjsvag asfalt vej	1	54,21	6	1,0	51,4	3.170	520,9	3.246	11.514	1.892,3	11.789
S3 Støjsvag asfalt vej	2	94,62	15	2,4	224,3	13.587	893,2	5.565	53.324	3.505,3	21.839
S4 Reduceret hastighed vej	1	80,33	6	0,3	27,3	1.713	281,4	4.901	5.941	976,3	17.000
S4 Reduceret hastighed vej	2	80,34	15	0,9	68,1	4.282	281,4	4.901	14.851	976,3	17.000
S5 Støjsvage dæk vej	1	8,35	35	6,6	52,2	2.963	85,0	446	11.571	331,8	1.742
S5 Støjsvage dæk vej	2	8,36	262	49,8	391,7	22.226	85,0	446	86.785	331,8	1.742

Det tredje mest effektive virkemiddel er, at få bilister til at køre på støjsvage dæk. Her falder B/C-ratioen til omkring 8, men det stadig er en rigtig god samfundsmæssig investering, at få bilister til at køre med støjsvage dæk.

Lydisolering af huse som følge af vejstøj har i de fleste tilfælde en B/C-ratio lige over 1, hvilket indikerer, at det samfundsmæssigt er fornuftigt at foretage investeringen. Hvis der på den anden side investeres i lydisolering af boligmassen ned til 58 dB, så bliver investeringen så stor ift. reduktionen i SBT, at det ikke samfundsmæssigt kan svare sig at foretage investeringen.

Sluttelig viser analysen af virkemidlerne, at opsætning af støjskærme er en dyr løsning ift. at reducere støjen. B/C-ratios for de to analyserede scenarier for opsætning af støjskærme er begge under 1, hvilket indikerer, at det samfundsmæssigt er en dyr løsning at opsætte støjskærme for at reducere støjniveaulet.

### 4.3 Resultat af virkemidlernes effekt – Jernbane

Resultaterne af cost-benefit-analysen af virkemidlerne på banestøj er illustreret i Tabel 4-3. Tabellen viser de samme kolonner som i Tabel 4-2 for de tre virkemidler der er undersøgt.

Tabellen viser at de tre undersøgte virkemidler har en meget ringe samfundsmæssig værdi.

Det fremgår meget tydeligt af resultaterne i Tabel 4-3, at der ikke er de store årlige samfundsmæssige gevinster ved at reducere togstøjen ved hjælp af støjskærme og lydisolering af boligmassen. De samfundsmæssige besparelser er beregnet til at ligge mellem 0,1 mio. kr. for støjskærme, mens lydisolering af boligmassen giver en årlig samfundsmæssig besparelse på mellem 0,6 mio. kr. og 1,4 mio. kr. I forhold til den initiale investering og den annualiserede investering, så giver virkemidlerne en B/C-ratio der er langt under 1. Dette indikerer, at virkemidlerne er dyre set ud fra en samfundsmæssig betragtning.

Det er således mere hensigtsmæssigt at fokusere på reduktion af vejstøj, ud fra en samfundsmæssig synsvinkel.



Tabel 4-3 Resultat af cost-benefit analysen af virkemidlerne på jernbane

Virkemiddel - Jernbane	Scenarie	Benefit/Cost (B/C)-ratio	Initial investering (mio. kr.)	Annualiseret investering (Mio. kr.)	Årlig samfundsøkonomisk benefit (mio. kr.)	Reduktion i SBT	Reduktion SBT/ Initial investering (mio.kr.)	Reduktion SBT/ Annualiseret investering (mio.kr.)	Reduktion i antal boliger >58 dB/ >64 dB	Reduktion i antal boliger per initial investering	Reduktion i antal boliger per annualiseret investering
S1 Støjskærm Jernbane	1	0,00	229	8,9	0,1	11	0	1	105	0,5	12
S2 Lydisolering (> 64 dB) Jernbane	1	0,07	8,43	0,5	0,6	21	2,5	43	215	25,5	444
S2 Lydisolering (> 64 dB) Jernbane	2	0,02	83,95	4,8	1,4	126	126	26	1.291	15,4	268

