



# KILDEOPGØRELSE, HELBREDSEFFEKTER OG EKSTERNE OMKOSTNINGER AF LUFTFORURENING I KØBENHAVN

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 217

2017



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# KILDEOPGØRELSE, HELBREDSEFFEKTER OG EKSTERNE OMKOSTNINGER AF LUFTFORURENING I KØBENHAVN

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 217

2017

Steen Solvang Jensen  
Jørgen Brandt  
Marlene Schmidt Plejdrup  
Ole-Kenneth Nielsen

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 217
- Titel: Kildeopgørelse, helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i København
- Forfattere: Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen & Mikael Skou Andersen
- Institution: Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©  
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: August 2017
- Redaktion afsluttet: August 2016
- Faglig kommentering: Ole Hertel
- Kvalitetssikring, DCE: Vibeke Vestergaard Nielsen
- Finansiel støtte: Københavns Kommune.
- Bedes citeret: Jensen, S.S., Brandt, J., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. & Andersen, M.S. (2017): Kildeopgørelse, helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 59 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 217 <http://dce2.au.dk/pub/SR217.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Abstrakt: Rapporten opdaterer kildeopgørelsen for alle kilder i København fra 2010 til 2013 data, og den betydning dette har for helbredseffekter og eksterne omkostninger. I opdateringen indgår en nyere kortlægning af emissioner fra brændeovne, som er mere detaljeret for København end tidligere opgørelse, og som giver væsentligt lavere emissioner end tidligere metode. Kildernes bidrag til bybaggrundskoncentrationen i København og relaterede helbredseffekter og eksterne omkostninger opdateres. Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune beregnes ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution). EVA-systemet beregner sundhedseffekter 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 sundhedseffekter samt værdisætning af sundhedseffekterne, også kaldet eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter fra luftforurening.
- Emneord: Kildeopgørelse, koncentrationsbidrag, bybaggrundskoncentration, helbredseffekter, eksterne omkostninger, luftforurening, København, Frederiksberg.
- Foto forside: Colourbox. View over Københavns tage.
- ISBN: 978-87-7156-249-1  
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 59
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <http://dce2.au.dk/pub/SR217.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
<b>3</b>	<b>EVA-systemet</b>	<b>12</b>
3.1	Beskrivelse af EVA-systemet	12
3.2	Emissionsopgørelse og geografisk fordeling	17
3.3	Koncentration og befolkningseksposering	19
3.4	Helbredseffekter	24
3.5	Eksposerings-respons funktioner og enhedspriser	24
<b>4</b>	<b>Kildeopgørelse for bybaggrundsluften i København</b>	<b>26</b>
4.1	Emissionsopgørelse for København	26
4.2	Kildernes bidrag til bybaggrundsforurening i København	27
<b>5</b>	<b>Helbredseffekter i Hovedstadsregionen og København</b>	<b>37</b>
5.1	Helbredseffekter i Hovedstadsregionen fra alle kilder	37
5.2	Helbredseffekter i Hovedstadsregionen som skyldes lokale kilder fra København	40
5.3	Helbredseffekter i København fordelt på lokale kilder fra København	41
<b>6</b>	<b>Eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og København</b>	<b>43</b>
6.1	Totale eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og i København	43
6.2	Eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen fra lokale emissionskilder i København	44
6.3	Eksterne omkostninger i København fra lokale emissionskilder i København	45
6.4	Værdisætningen af statistisk liv og leveår – alternative værdier	47
6.5	Følsomhedsberegninger af de totale eksterne omkostninger	49
<b>7</b>	<b>Diskussion af usikkerheder</b>	<b>51</b>
7.1	Hovedelementerne i impact-pathway metoden	51
7.2	De enkelte emissionskilder i København	53
7.3	Farlighed af partikler	54
7.4	Geografisk opløsning	55
	<b>Referencer</b>	<b>56</b>

*[tom side]*

# 1 Indledning

Formålet med projektet bag denne rapport er at opdatere kildeopgørelsen for alle luftforureningskilder i København fra 2010 til 2013 data, og beregne den betydning dette har for helbredseffekter og eksterne omkostninger. I opdateringen indgår en nyere kortlægning af emissioner fra brændeovne, som er mere detaljeret for København end tidligere opgørelse, og som giver en reduktion på omkring 80% for partikler i forhold til tidligere metode. Kildernes bidrag til bybaggrundskoncentrationen i København og relaterede helbredseffekter og eksterne omkostninger opdateres. Arbejdet har ligeledes omfattet en opdatering af kildernes bidrag til bybaggrundskoncentrationen i København og relaterede helbredseffekter og eksterne omkostninger opdateres ligeledes. Helbredseffekter og eksterne omkostninger beregnes ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution) udviklet af DCE under Aarhus Universitet.

Kapitel 2 giver en sammenfatning af rapportens resultater. Kapitel 3 beskriver EVA-systemet og tilhørende input data. I kapitel 4 beskrives, hvor meget de enkelte luftforureningskilder bidrager til bybaggrundskoncentrationen (over tagniveau eller i parker og baggårde) i København. Kapitel 5 opgør de tilhørende helbredseffekter, og kapitel 6 de tilhørende helbredsomkostninger i form af eksterne omkostninger. Kapitel 7 præsenterer en diskussion af usikkerhederne ved resultaterne.

Målgruppen for rapporten er teknikere, planlæggere og sagsbehandlere i Københavns Kommune, Frederiksberg Kommune, Miljøstyrelsen, rådgivere inden for området, men også interesserede borgere og interesseorganisationer inden for miljøområdet.

Projektets kontaktperson i Københavns Kommune er Faris Salim Abdali, Center for Miljø, og projektet er finansieret af Københavns Kommune.

## 2 Sammenfatning

### 2.1 Baggrund og formål

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

Formålet med projektet bag denne rapport er at beregne, hvor meget forskellige luftforureningskilder bidrager til bybaggrundsluften i København. 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 fx gadekoncentrationer, hvor også det direkte bidrag fra trafikken i den pågældende gade er inkluderet.

I rapporten opdateres tidligere kildeopgørelse (Jensen et al., 2013) for alle kilder i København, som var fra 2010. Dette opdateres til 2013 data. I opdateringen indgår en nyere kortlægning af emissioner fra brændeovne, som er mere detaljeret end tidligere anvendte metode (Andersen, 2015; Jensen et al., 2015). Den nye opgørelse er baseret på det samlede antal brændeovne i Københavns Kommune opgjort af kommunens skorstensfejermestre, samt oplysninger om aldersfordeling og enhedsforbrug fra undersøgelsen foretaget af Teknologisk Institut (TI) for Københavns Kommune. Den nye opgørelsesmetode har ført til en omkring 80% mindre estimeret emission i forhold til den hidtidige metode, som var baseret på en geografisk fordeling af den nationale emissionsopgørelse (Jensen et al., 2015).

De relaterede helbredseffekter og eksterne omkostninger opdateres ligeledes i forhold til tidligere rapport (Brandt et al., 2013) fra 2010 til 2013.

### 2.2 Undersøgelsen

Der er først gennemført en opdateret kildeopgørelse, og beregnet hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til bybaggrundskoncentrationen i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Disse to kommuner betegnes i det følgende som København.

Dernæst er helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger beregnet for den totale luftforurening i Hovedstadsregionen (inkl. København) og med en særskilt opgørelse for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. I den totale luftforurening indgår bidrag fra kilder i Hovedstadsregionen og bidrag fra alle øvrige kilder i Danmark og udlandet. Dette giver et billede af, hvad al luftforurening bidrager til sundhedsmæssigt uanset om den stammer fra lokale kilder eller øvrige kilder.

Endvidere er beregningerne gennemført for hver hovedkildetype i København. Det giver mulighed for at opgøre bidraget fra de kilder, som Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune har mulighed for at regulere.

Der er gennemført fire beregninger af helbredseffekterne og de tilhørende eksterne omkostninger. Disse dækker forskellige områder hhv. Hovedstadsregionen og København, og betydningen af forskellige kilder hhv. alle danske og udenlandske kilder og kun kilder i København. De forskellige beregninger er opsummeret i Tabel 2.1.



**Table 2.1.** Beregninger af helbredseffekter og eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og København

Beregning	Område	Emissioner
Helbredseffekter og omkostninger fra al luftforurening i Hovedstadsregionen	Hovedstadsregionen	Alle inden- og udenlandske kilder
Helbredseffekter og omkostninger fra al luftforurening i Kbh. Kom. og Frk. Kom.	Kbh. Kom. og Frk. Kom.	Alle inden- og udenlandske kilder
Helbredseffekter og omkostninger i Hovedstadsregionen fra emissioner i Kbh. Kom. og Frk. Kom.	Hovedstadsregionen	Kun emissioner i Kbh. Kom. og Frk. Kom.
Helbredseffekter og omkostninger i Kbh. Kom. og Frk. Kom. fra emissioner i Kbh. Kom. og Frk. Kom.	Kbh. Kom. og Frk. Kom.	Kun emissioner i Kbh. Kom. og Frk. Kom.

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. Modelsystemet har til formål at opgøre helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra luftforureningen samt estimere, hvordan de eksterne omkostninger er fordelt på luftforureninger og emissionssektorer. EVA-systemet beregner sundhedseffekter 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 sundhedseffekter samt værdisætning af sundhedseffekterne, også kaldet eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter fra luftforurening. Beregningerne foretages således for de eksterne omkostninger ved de negative sundhedseffekter af luftforurening.

Beregningerne af den regionale luftforurening er baseret på den regionale luftforureningsmodel DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) med en opløsning på 167 km x 16,7 km for Danmark. Denne opløsning er imidlertid for grov i forhold til en vurdering for København og Frederiksberg, og derfor er der anvendt en version af EVA-systemet, som også omfatter baggrundsmodellen UBM (Urban Background Model) med en opløsning på 1 km x 1 km i bybaggrunden for Hovedstadsregionen. Dette er en unik høj geografisk opløsning i international sammenhæng. UBM er koblet til DEHM således at bidraget fra både lokale kilder og langtransport medtages i beregningerne.

Beregningsåret er 2013, som er det seneste år, for hvilken der findes opdaterede emissioner for Danmark på 1 km x 1 km opløsning.

## 2.3 Hovedkonklusioner

### For tidlige dødsfald og sygelighed

For tidlig død som følge af luftforurening beregnes ud fra antal tabte leveår, hvor et for tidligt dødsfald svarer til 10,6 tabte leveår.

Det totale årlige antal for tidlige dødsfald i hele Hovedstadsregionen (modelområdet) er ca. 1700, hvoraf ca. 550 er indenfor København i 2013 på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder.

I 2010 var de tilsvarende tal 1500 og 540 (Brandt et al. 2013). Ændringen skyldes en kombination af en række forskellige faktorer, som både peger på flere og færre for tidlige døde. Generelt lavere forureningsniveauer af især partikler giver færre kroniske dødsfald. Dog stiger ozonkoncentrationerne, som giver flere akutte dødsfald. Ozonkoncentrationerne stiger pga. lavere NO<sub>x</sub> emissioner (NO+NO<sub>2</sub>), hvorved der er mindre NO til at reagere med

ozon med det resultat, at ozon stiger. En større befolkning giver flere dødsfald, men alderssammensætningen har også betydning. En ændret beregningsmetode giver væsentligt mindre beregnet brænderøgsemission i København, som giver færre dødsfald. Derudover har de skiftende meteorologiske forhold fra år til år betydning for helbredseffekterne, da meteorologien påvirker luftforureningsniveauerne. Ud over en større befolkning ændrer befolkningssammensætningen sig også med generelt flere ældre for Danmark som helhed. Her afviger København ved at have en yngre demografisk sammensætning og lavere gennemsnitsalder end landsgennemsnittet, og antallet af fx ældre over 65 år er faldet både relativt og i absolutte tal. I beregningerne af for tidlige dødsfald er det antallet af personer over 30 år, som betyder mest for antallet af kronisk døde relateret til PM<sub>2.5</sub> forurening, og denne befolkningsgruppe er steget i København.

I den tidligere undersøgelse for 2010 var befolkningsdata fra 2000, mens det i nærværende rapport er fra 2008 fremskrevet til 2013 med landsgennemsnittet for befolkningsvækst. I EVA-forudsætningerne stiger befolkningstallet med 5,3% fra 2000 til 2013, hvilket alt andet lige vil give flere beregnede for tidlige døde og højere helbredsomkostninger i 2013 i forhold til 2000. Befolkningen over 30 år stiger med 6,5% fra 2000 til 2013, og stiger dermed mere end befolkningstallet for alle aldersgrupper til sammen (5,3%). Dette betyder flere for tidlige døde relateret til kronisk død, som samlet betyder mest for de samlede helbredsomkostninger.

I EVA-forudsætningerne falder befolkningen over 65 år med 12% fra 2000 til 2013, hvilket alt andet lige giver færre for tidlige døde for denne aldersgruppe, og også færre indlæggelser for denne aldersgruppe, hvor ældre over 65 år er særligt sårbare. Faldet i antallet af ældre over 65 år opvejer dog ikke at antallet af personer over 30 år er steget, hvilket har betydning for antallet af for tidlige døde.

De beregnede for tidlige dødsfald er helt overvejende kroniske dødsfald dvs. dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af luftforurening i modsætning til akutte dødsfald, som forårsages af kortere tidsperioder med forhøjede koncentrationer (episoder).

De personer som dør for tidligt pga. luftforurening er især ældre svagelige, samt personer som i forvejen lider af hjertekarsygdomme og luftvejslidelser. Dødsfald blandt spædbørn udgør en meget lille del.

Ud over for tidlige dødsfald er der mange tilfælde af sygelighed. Det gælder kronisk bronkitis og gener for børn og voksne med astma (brug af bronkodialator, hoste, og luftvejssymptomer), hospitalsindlæggelser i forbindelse med luftvejslidelser og blodprop i hjernen, tilfælde af hjertesvigt, lungekræft, samt mange tilfælde med nedsat aktivitet (sygedage).

### **Helbredseffekter i Hovedstadsregionen og København fordelt på lokale emissionskilder**

Det er undersøgt, hvor meget de lokale emissionskilder i København bidrager til helbredseffekterne i Hovedstadsregionen (inkl. København). I beregningerne er inddraget afstande op til ca. 30 km fra København. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i København betyder for helbredseffekterne i Hovedstadsregionen.

Lokale emissionskilder i København bidrager til omkring 36 for tidlige dødsfald i Hovedstadsregionen inden for 30 km af København, mens al luftforurening i Hovedstadsområdet (fra danske og udenlandske kilder) bidrog til omkring 1700 for tidlige dødsfald. I den tidligere undersøgelse for 2010 var der 80 for tidlige dødsfald (Brandt et al., 2013). Faldet skyldes især, at bidraget fra brændeovne reduceres fra 50 for tidlige dødsfald i 2010 til 13 i 2013. Dette fald svarer til en reduktion på omkring 75%. Dette skyldes primært overgang til den nye mere detaljerede metode for emissionsopgørelse for brændeovne.

De vigtigste lokale kilder i København til de omkring 36 for tidlige dødsfald i Hovedstadsregionen er ikke-industriel forbrænding, som primært omfatter udledningerne relateret til forbrænding fra brændeovne (13 for tidlige dødsfald) samt vejtrafik (11 for tidlige dødsfald). Det samme mønster ses for sygelighed.

Tilsvarende er det blevet undersøgt i hvilket omfang forskellige lokale emissionskilder i København bidrager til helbredseffekterne i København. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i København betyder for helbredseffekterne i København.

De lokale emissionskilder i København bidrager til omkring 28 for tidlige dødsfald i disse to kommuner, mens kilder i København bidrog til omkring 36 for tidlige dødsfald i Hovedstadsområdet (inkl. København), som beskrevet ovenfor. Dvs. at København bidrager med omkring 8 for tidligere dødsfald til omegnskommunerne inden for en afstand af omkring 30 km fra København.

Såfremt de 28 for tidlige dødsfald fra lokale kilder i København sættes i forhold til de omkring 550 for tidlige dødsfald pga. al luftforurening i København (fra danske og udenlandske kilder), så bidrager lokale emissionskilder i København til omkring 5% af de samlede for tidlige dødsfald i København.

Der er sket et markant fald i antallet af for tidlige dødsfald pga. kilder i København mellem beregningerne for 2010 og 2013. Dette fald skyldes primært reduktionen i bidraget fra brænderøg i København og Frederiksberg, som i data for 2013 er estimeret med en mere detaljeret metode, som fører til væsentligt lavere partikelemissioner. Antallet af for tidlige dødsfald er bl.a. pga. af denne metodeændring blevet reduceret fra 67 i 2010 til 28 i 2013, når man ser på bidraget fra lokale kilder i København og Frederiksberg. Tilsvarende er den procentandel som lokale emissionskilder i København og Frederiksberg bidrager til de samlede for tidlige dødsfald i København og Frederiksberg faldet fra 12% i 2010 til 5% i 2013.

De to vigtigste lokale emissionskilder i København til for tidlige dødsfald indenfor København er ikke-industriel forbrænding, som primært består af forbrænding fra brændeovne (10 dødsfald) og vejtrafik (9 dødsfald). Det samme mønster ses for sygelighed.

Brændeovne og vejtrafik bidrager derfor omtrent lige meget til for tidlige dødsfald i 2013, mens brændeovne bidrog omkring to en halv gang mere end vejtrafik i den tidligere opgørelse for 2010 (Brandt et al, 2013).

### **Eksterne omkostninger pga. af luftforurening**

De totale eksterne omkostninger i Hovedstadsområdet pga. af luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 13,5 milliarder kr., heraf omkring 4,5 milliarder kr. i København i 2013. Tidligere beregninger for 2010 viste hhv. 12 og 4 mia. kr. (Brandt et al. 2013). Stigningen på omkring 10% skyldes en kombination af lavere forureningsniveauer, større befolkning, lavere brænderøgsemissioner samt højere enhedspriser på helbredseffekterne (opjusteret fra 2006 priser til 2013 priser).

De eksterne omkostninger er næsten alene relateret til partikler.

De eksterne omkostninger relateret til ozon ( $O_3$ ) er omkring 570 millioner kr. i Hovedstadsregionen heraf omkring 200 millioner kr. i København. Ozon er ikke direkte emitteret men dannes i atmosfæren ud fra emissioner af  $NO_x$  (kvælstofoxider), kulbrinter og CO (kulmonoxid).  $O_3$  er direkte helbredsskadeligt, og er derfor også forbundet med ekstern omkostning.

Bidrag fra CO til de eksterne omkostninger er meget lille med omkring 3 millioner kr. i Hovedstadsregionen heraf knap 1 mio. kr. i København.

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

### **Eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen fra emissionskilder i København**

Det er undersøgt, hvor meget de forskellige lokale emissionskilder i København bidrager til helbredseffekterne i Hovedstadsregionen (inkl. København).

De totale eksterne omkostninger er omkring 260 mio. kr. i Hovedstadsregionen (op til 30 km fra kommunegrænsen) pga. emissionskilder i København i 2013. De totale eksterne omkostninger i hele Hovedstadsområdet pga. af luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder var omkring 13,5 milliarder kr. Tidligere beregninger for 2010 viste 600 mio. kr. (Brandt et al. 2013). Faldet skyldes primært overgang til ny metode for beregning af brænderøgsemissioner. Denne sammenligning er dog ikke helt reel, da vi kun medtager eksterne omkostninger i op til 30 km fra kommunegrænsen og sammenligner dette med de totale eksterne omkostninger indenfor Hovedstadsregionen, hvor vi burde sammenligne med de totale eksterne omkostninger inden for de 30 km. Dette er dog ikke pt. muligt pga. af den måde modellen er sat op.

De eksterne omkostninger skyldes næsten udelukkende  $PM_{2,5}$ , som for de lokale kilder kun er primært emitteret  $PM_{2,5}$ , da sekundære partikler ikke når at dannes på de korte transportafstande inden for Hovedstadsregionen.

Bidraget til de eksterne omkostninger relateret til ozon fra kilder i København er negative i Hovedstadsområdet (-43 mio. kr.) og København (-37 mio. kr.), hvilket i denne sammenhæng viser, at de eksterne omkostninger i relation til ozon tæller positivt. Det skyldes, at lokale emissioner af kvælstofoxider ( $NO_x=NO+NO_2$ ) i København bidrager til en reduktion af  $O_3$  niveauerne indenfor og omkring byen ( $NO$  går sammen med  $O_3$  og danner  $NO_2$ ), og derfor er der også en "positiv" effekt af  $NO_x$ , da det helbredsskadelige  $O_3$  reduceres. I beregningerne er det forudsat, at der ikke er lokale helbredseffekter af  $NO_2$ .

Bidraget fra de eksterne omkostninger relateret til CO er helt ubetydelige i forhold til de andre stoffer, og derfor er CO ikke medtaget i emissionsopgørelsen, som ligger til grund for kildeopgørelsen for København.

I forhold til de eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen er de vigtigste lokale kilder i København : ikke-industriell forbrænding (som primært består af forbrænding fra brændeovne), som står for omkring 40% af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 30%. Andre kildertyper som giver et vist bidrag er Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding med 11%, og anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og brug af produkter) med omkring 10% samt mobile kilder (ikke-vejgående maskiner mv.) med knap 4%.

I forhold til den tidligere undersøgelse for 2010 (Brandt et al., 2013) har forholdet mellem bidraget fra brændeovne i forhold til vejtrafik ændret sig markant. Tidligere var bidraget omkring tre gange større for brændeovne i forhold til trafik for eksterne omkostninger, mens data for 2013 viser, at brændeovne er omkring en tredjedel større end vejtrafik. Ændringen skyldes primært overgang til ny metode for beregning af brænderøgsemissioner, som giver lavere partikelemissioner.

#### **Eksterne omkostninger i København fra emissionskilder i København**

Tilsvarende er undersøgt de eksterne omkostninger for København i 2013 pga. lokale emissioner i København.

De totale eksterne omkostninger er omkring 200 mio. kr. i København i 2013 pga. emissionskilder i København. De totale eksterne omkostninger i København pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder var omkring 4,5 milliarder kr., dvs. at lokale emissioner i København kun bidrager med omkring 200 mio. kr. i København svarende til omkring 5%. Det betyder omvendt, at omkring 95% af alle eksterne omkostninger relateret til luftforurening i København skyldes emissioner uden for København.

I tidligere undersøgelse for 2010 var de eksterne omkostninger 500 mio. kr. og lokale emissioner i København bidrog til 11% af omkostningerne i København (Brandt et al., 2013). Forskellen mellem de to opgørelser skyldes primært ændret metode til opgørelse af udledningerne fra brændeovne.

Hvis vi sammenligner de totale eksterne omkostninger i hele Hovedstadsregionen (260 mio. kr.) med de tilsvarende omkostninger for København (202 mio. kr.), så finder vi en forskel på 60 mio. kr. Dvs. at emissionskilder i København bidrager til eksterne omkostninger i størrelsesordenen 60 mio. kr. uden for København og i afstande op til omkring 30 km herfra. Det tilsvarende tal var 100 mio. kr. i 2010 (Brandt et al., 2013).

Bidraget fra de lokale kilder i København til eksterne omkostninger i København fordeler sig stort set på samme måde som tidligere beskrevet for bidraget fra lokale kilder i København til de eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen.

### 3 EVA-systemet

Dette kapitel beskriver EVA-systemet, de metoder og data det hviler på, samt hvad det kan anvendes til. Endvidere beskrives hvordan det er videreudviklet med henblik på højere geografisk opløsning velegnet til beskrivelse af forholdene i en by som København.

#### 3.1 Beskrivelse af EVA-systemet

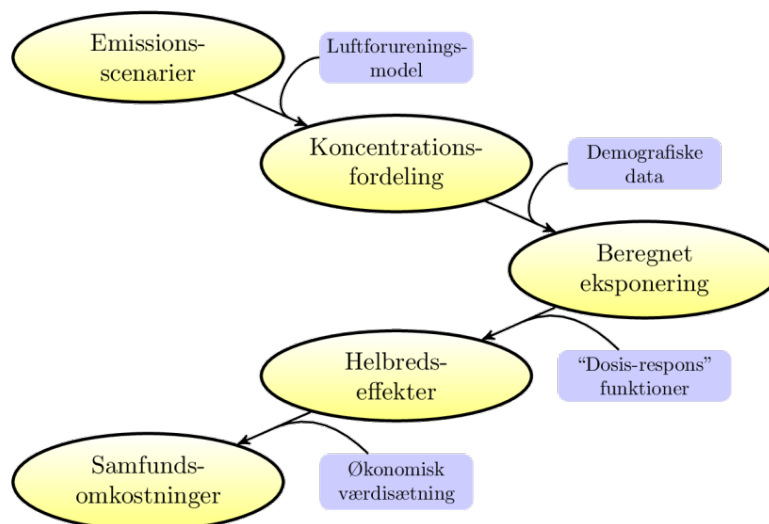
##### Anvendelse

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) er baseret på den såkaldte "impact-pathway" metode, og har til formål at kunne 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 3.1) baseret på den bedst tilgængelige viden.



**Figur 3.1.** 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 f.eks. sygdom, for tidlige dødsfald eller sygedage med deraf tabt arbejdsfortjeneste eller omkostninger for samfundet i form af tabt omsætning eller øgede sygehusomkostninger.

### **Udvikling af højere geografisk opløsning**

Beregningerne er udført ved en videreudvikling af EVA-systemet, som hidtil var baseret på resultater fra den regionale luftforureningsmodel DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) med en opløsning på 16,7 km x 16,7 km for Danmark. Denne opløsning er imidlertid for grov i forhold til en vurdering for København. Der er foretaget en væsentlig videreudvikling af EVA-systemet til også at omfatte bybaggrundsmodellen UBM (Urban Background Model) med input fra den regionale luftforureningsmodel DEHM, sådan at beregninger kan udføres på 1 km x 1 km opløsning i bybaggrunden. Dvs. der beregnes en koncentration af luftforureningen i byen inden for et kvadrat på 1 km x 1 km. Med denne videreudvikling er der opnået en unik høj geografisk opløsning i international sammenhæng for denne type beregninger.

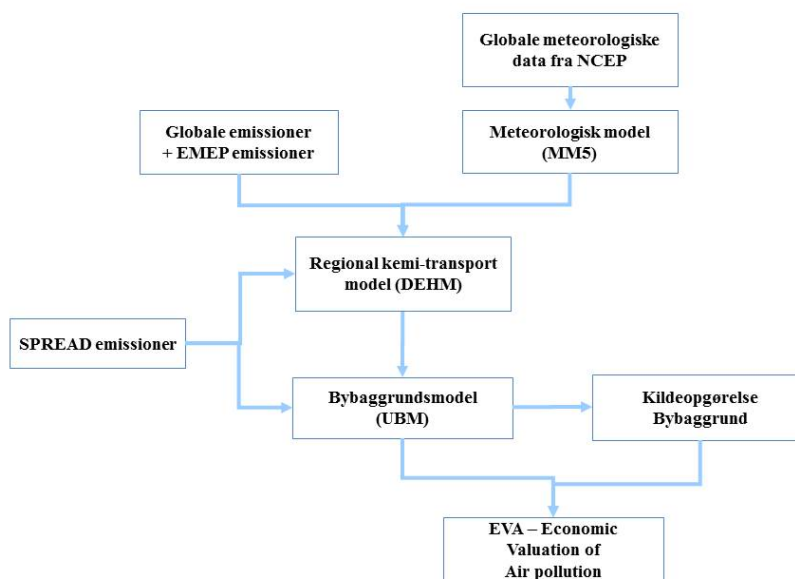
Modelsetup i EVA-systemet med høj geografisk opløsning er vist i Figur 3.2.

Som det fremgår af Figur 3.2 kræver DEHM og UBM input data om emission og meteorologi. Danske emissioner er tilvejebragt på baggrund af nationale emissioner, som er fordelt via forskellige geografiske fordelingsnøgler med SPREAD (Spatial High Resolution Emission to Air Distribution). Europæiske emissioner er baseret på EMEP (The European Monitoring and Evaluation Programme) emissionsdatabase og øvrige emissioner for forskellige globale emissionsdatabaser, heriblandt også databaser og modeller for naturlige emissioner. Meteorologiske data er fra den meteorologiske model MM5.

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

I nærværende projekt anvendes modelsystemet til at beregne den totale luftforurening i København, dvs. inkl. både kilder i København 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 København, således at det er muligt at opgøre bidraget fra de enkelte kilder med udledninger i København, som

er de kilder som Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune har mulighed for at regulere.

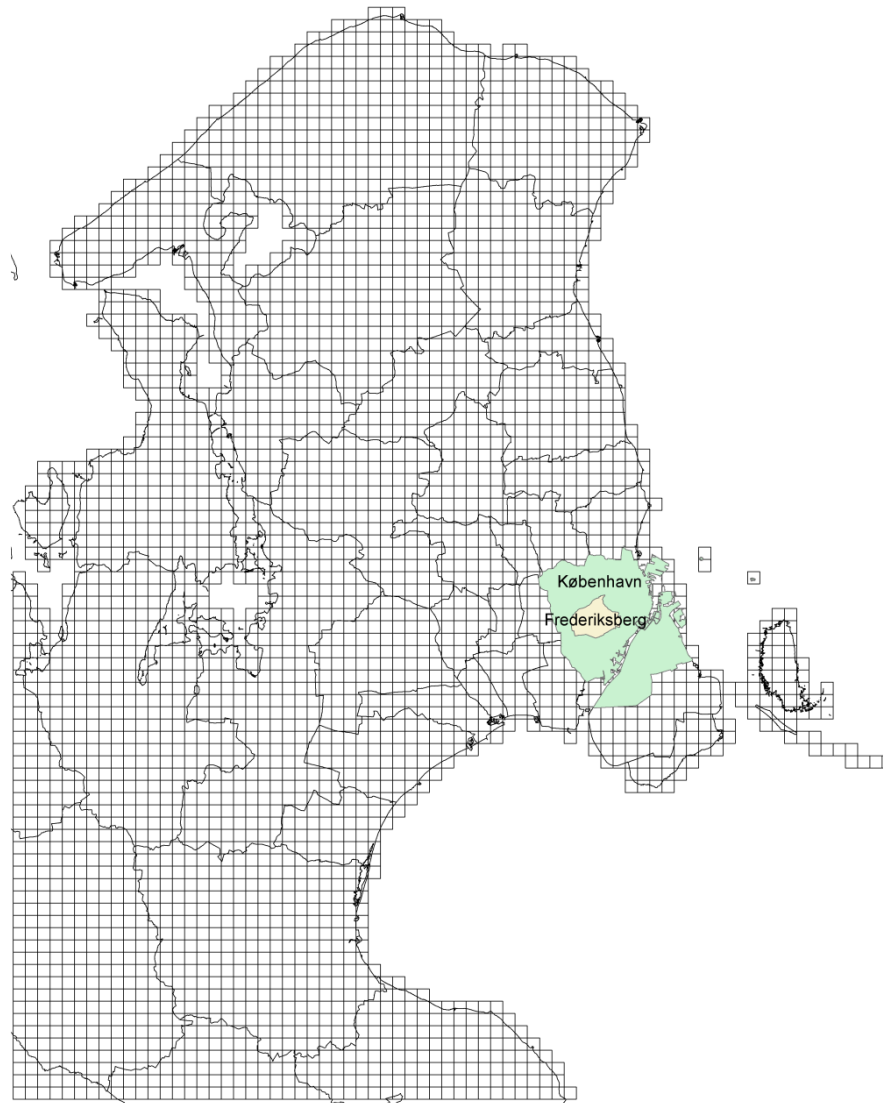


**Figur 3.2.** Overordnet illustration af modelsystem til beregning af helbredseffekter og helbredsrelaterede eksterne omkostninger med høj geografisk opløsning.

### Modelområde for nærværende projekt

I Figur 3.3 er modelområdet visualiseret, som de samlede helbredseffekter og eksterne omkostninger bliver gjort op på i nærværende projekt. Der er dels hele Hovedstadsregionen, som i dette projekt er defineret som det pågældende 1x1 km<sup>2</sup> gitternet, som er lagt ned over dele af Sjælland. Udstrækningen af gitternettet er 90x90 km<sup>2</sup>, hvor kun gitterceller på land er visualiseret i Figur 3.3, men det strækker sig også ud i fx Øresund. Derudover er der en underopdeling på Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, som dog bliver betragtet under ét. Der bor omkring 1,9 million mennesker i Hovedstadsregionens modelområde heraf omkring 550.000 i Københavns Kommune og 100.000 i Frederiksberg Kommune, dvs. i alt omkring 650.000 personer i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.





**Figur 3.3.** Modelområdet i projektet inkluderer Hovedstadsregionen (gitternet) med en underopdeling for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune under ét.

I det efterfølgende gøres der mere detaljeret rede for hvilke luftforureninger, som indgår i EVA-systemet, og de enkelte delelementer af modelsystemet.

### Luftforureninger

Helbredseffekter for de kemiske stoffer, som er medtaget i EVA-systemet er: De primært emitterede partikler  $PM_{2.5}$ , de sekundært dannede uorganiske partikler  $SO_4^{2-}$  (sulfatpartikler),  $NO_3^-$  (nitratpartikler) og  $NH_4^+$  (ammoniumpartikler), samt gasserne  $SO_2$  (svovldioxid), CO (kulilte) og  $O_3$  (ozon). For nuværende er det kun helbredseffekter, der er medtaget i EVA-systemet.

$SO_2$  og CO er ikke medtaget i den emissionsopgørelse, som er lavet i projektet "Brændeovnes bidrag til luftforurening i København" (Jensen et al. 2015), og som ligger til grund for EVA-beregninger for bidragene fra kilder i København, og helbredseffekterne kan derfor ikke umiddelbart beregnes for disse stoffer, men pga. de lave emissioner af  $SO_2$  og de lave eksterne omkostninger fra CO vurderes det, at effekterne for disse stoffer vil være minimale.

### Sekundære organiske partikler og ukendt masse

DEHM modellen inkluderer endnu ikke sekundære organiske partikler (SOA). Derfor er bidraget fra sekundære organiske partikler (SOA) i den totale luftforurening lagt til ud fra kemisk analyse af målinger i 2013. Der findes målinger af organisk kulstof (OC) på både Lille Valby/Risø og H.C. Andersens Boulevard (gade), og organiske partikler (OM) kan skønnes til omkring  $2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Ellermann et al., 2015). Det er omtrent samme niveau på begge stationer, som derfor antages at være et regionalt bidrag, og det samme niveau antages for bybaggrund i København. Organiske partikler kan indeholde både primære og sekundære organiske partikler, men størstedelen antages at være de sekundære organiske partikler (SOA), og SOA er derfor anvendt i denne rapport til at beskrive denne del.

Endvidere er der lagt et bidrag til for "ukendt masse" sådan at den samlede masse passer med målinger af den samlede masse for hhv.  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  i 2013 baseret på målinger fra NOVANA (Ellermann et al., 2015). Målingerne på bybaggrundsstationen i København viste  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  og  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{2.5}$  i 2013. Ukendt masse er herved skønnet til hhv. omkring  $3,37 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $-0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ , se Tabel 3.1. Ukendt masse formodes bl.a. at være vand bundet til partiklerne. For  $\text{PM}_{2.5}$  bliver bidraget for ukendt masse på denne måde negativt ( $-0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mens det burde være et positivt tal for ukendt masse. Der kan være flere grunde til at ukendt masse for  $\text{PM}_{2.5}$  bliver negativt. I nærværende beregninger for 2013 er havsalt inkluderet i det regionale bidrag fra DEHM, og forskellen mellem målinger og DEHM modelberegninger bliver derved mindre end tidligere. Endvidere kan der være usikkerhed på det målte SOA bidrag, ligesom der også er usikkerheder i DEHM modellen og anvendt input data.

SOA og ukendt masse er lagt til det modellerede DEHM bidrag helt parallelt med, hvordan det blev gjort i forbindelse med rapporten "Kortlægning af forskellige kilders bidrag til luftforureningen i København" (Jensen et al., 2013). Opgørelsen af helbredseffekterne og de tilhørende eksterne omkostninger er derfor baseret på det samlede partikelbidrag (DEHM modelleret plus SOA og ukendt masse). Dette har dog kun betydning for beregningerne for den totale luftforurening og ikke for bidraget fra de enkelte emissionssektorer i København, da SOA og ukendt masse er et regionalt bidrag, og således ikke stammer fra kilder i København.

Modellen underestimerer lidt i forhold til målinger for  $\text{NO}_x$  (10%),  $\text{NO}_2$  (2%) og ozon (3%), mens der ikke er forskel på model og målinger pga. kalibrering med SOA og ukendt masse for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ .

**Tabel 3.1.** Sammenligning mellem modelberegninger og målinger på bybaggrundsstationen i København i 2013. HCØ er H.C. Ørstedinstitutet.

Enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{NO}_x$	$\text{NO}_2$	$\text{O}_3$	$\text{PM}_{10}$	$\text{PM}_{2.5}$
Målinger (HCØ)	20,3	16,3	57,4	16,9	11,0
DEHM/UBM model (HCØ)	18,3	16,0	55,5	10,6	8,27
SOA (tillæg)				2,9	2,9
Ukendt masse (tillæg)				3,37	-0,17
Forskel måling og model	1,96	0,32	1,88	0	0
Forskel måling og model (%)	10	2	3	0	0

### **EVA-beregninger**

Stofferne beskrevet ovenfor, indgår alle i beregningen af helbredseffekterne fra den totale luftforurening i København og Frederiksberg kommuner.

I beregningen af de enkelte kilders bidrag fra emissioner inden for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune til helbredseffekterne i Hovedstadsregionen og indenfor disse kommuner, 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 København og på Frederiksberg bidrager til en reduktion af O<sub>3</sub> niveauerne i byen (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 Hovedstadsregionen og København før de er dannet. De er derfor ikke relevante, når bidraget til helbredseffekterne i København fra emissioner i København skal opgøres, men bidrager til helbredseffekter og eksterne omkostninger langt fra København. Det langtransporterede bidrag fra København af disse stoffer er ikke medtaget i beregningerne.

## **3.2 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 året 2013, som har været anvendt til beregningerne for 2013 i NOVANA.

Der indgår en del naturlige emissioner i DEHM, bl.a. isopren fra vegetation, som spiller en rolle for beregninger af ozon, samt NO<sub>x</sub> emissioner fra lyn og jord i relation til nitrifikation og denitrifikation, partikler fra skovbrande, mv. 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 2013 baseret på SPREAD emissionsmodellen (Plejdrup & Gyldenkerne, 2011).

De nationale emissionsopgørelser omfatter summen af emissioner udledt i hele Danmark for en lang række kilder underopdelte 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-vejpgående maskiner i industrien. For hver enkelt kilde eller gruppe af kilder er der udviklet en nøgle til fordeling af de nationale emissioner ud fra de disponible geografiske data, fx arealanvendelse, befolkningstæthed, infrastruktur og trafikdata.

Den følgende opdeling af emissionskilderne fra SPREAD modellen er pt. implementeret i UBM modellen, se Tabel 3.2.

**Tabel 3.2.** 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 f.eks. 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-vejpgående maskiner
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødnings
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget

SNAP kategori 0202 omfatter boligopvarmning, hvor emissionen er domineret af brændeovne.

I nærværende rapport er anvendt en opdateret emissionsopgørelse for brændeovne, som beskriver 2013 mod tidligere 2010, og der er anvendt en helt ny metode til emissionsopgørelse for København. Den nye opgørelse er nu baseret på det samlede antal brændeovne i Københavns Kommune opgjort af kommunens skorstensfejermestre, samt oplysninger om aldersfordeling og enhedsforbrug fra undersøgelsen foretaget af Teknologisk Institut

(TI) for Københavns Kommune (Andersen, 2015). Den nye metode betegnes i det følgende som en bottom-up metode. Den nye opgørelsesmetode har ført til væsentligt mindre estimeret emission i forhold til den hidtidige metode, som var baseret på en geografisk fordeling af den nationale emissionsopgørelse (Jensen et al., 2015). Disse emissioner er fordelt på 1 km x 1 km gitternet ud fra brændeovnenes faktiske placering. Resultaterne viser, at emissionerne er 77% mindre for NO<sub>x</sub> og 78% mindre for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> i forhold til den gamle emissionsopgørelse for 2010 baseret på de nye mere detaljerede informationer omkring brændeovne (Jensen et al. 2015).

I den tidligere emissionsopgørelse for brændeovne for 2010 var den geografiske fordeling af brændeovne meget simpel. Den geografiske fordeling var baseret på en opgørelse af brændselsforbruget til individuel opvarmning på kommuneniveau foretaget af Energistyrelsen. Denne opgørelse er baseret på en række antagelser, som ikke er blevet revurderet i en årrække. Som en konsekvens er udledningerne fra opvarmning i private hjem jævnt fordelt over hele kommunen. Den tidligere metode betegnes i det følgende som en top-down metode.

Mht. bidraget fra skibstrafikken (SNAP 0804) har det ikke været muligt indenfor rammerne af dette projekt at opdele bidraget i krydstogtskibe, Øresundstrafik, Østersø, mv. Bidraget fra skibstrafikken er derfor beregnet under ét og kun i en afstand op til 30 km fra København. Det væsentligste bidrag fra skibstrafikken består desuden af sekundære stoffer, som er langtransporteret.

#### **Meteorologiske data**

Udover emissionsdata kræver beregninger med luftkvalitetsmodellerne også adgang til meteorologiske data. Der anvendes modellerede meteorologiske data fra den meteorologiske model MM5v7 for 2013 (Grell et al., 1995), som køres rutinemæssigt på ENVS/AU, som er en del af NOVANA programmet.

#### **Beregningsår**

Da danske emissionsdata og også meteorologiske data er fra 2013, afspejler de beregnede koncentrationer og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger situationen i 2013.

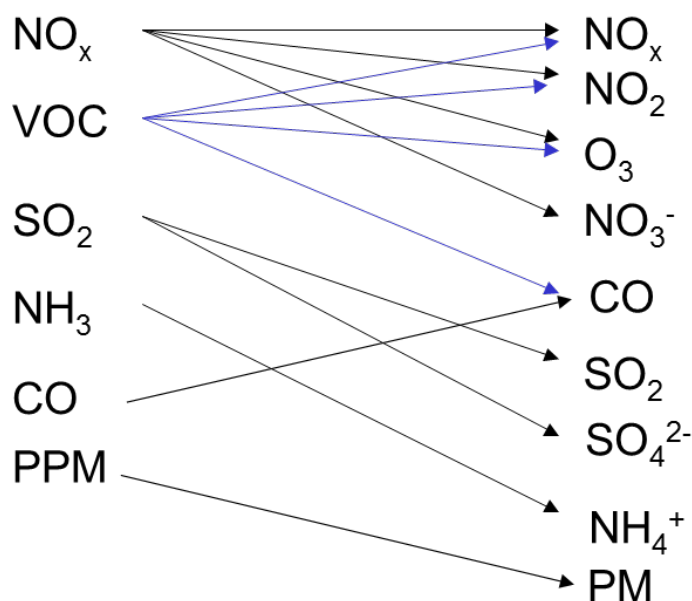
### **3.3 Koncentration og befolkningseksponering**

#### **Regional luftkvalitetsmodel**

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

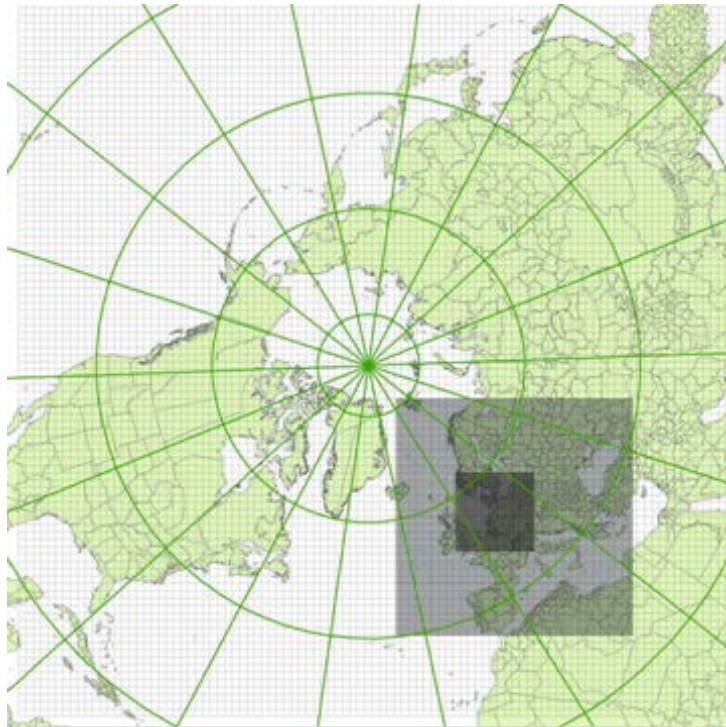
Modellen beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, VOC, mv. Den totale PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub> i DEHM modellen består af summen af de følgende stoffer: primært emitteret mineralsk støv, sod (black carbon (fresh (friske) og aged (ældede))), organisk kulstof, og de sekundære uorganiske partikler i form af ammonium, sulfater og nitrater (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>HSO<sub>4</sub> og (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Modellen inkluderer havsalts bidrag til partikelmassen. Modellen er ved at blive videreudviklet til også at inkludere sekundære organiske partikler (SOA), men dette er pt. ikke inkluderet i modellen, og dette bidrag er derfor lagt til ud fra målinger.

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 3.4.



**Figur 3.4.** Forsimplet 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).

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 nest (områder i modeldomænet hvor opløsningen er højere end i resten af domænet). Modeldomænet og de to første "nests" er vist i Figur 3.5. 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)). Derudover inkluderer DEHM kemisk omdannelse af 67 stoffer i atmosfæren.



**Figur 3.5.** DEHM beregningsområdet med to nest – et over Europa (50 km x 50 km) og et over Danmark og tilstødende områder (16,7 km x 16,7 km). Uden for Europa er opløsningen 150 km x 150 km. Modellen indbefatter desuden et nest over Danmark med 5,6 km x 5,6 km opløsning (ikke vist i figuren).

### Bybaggrundsmodel

Bybaggrundsforureningen repræsenterer den generelle forurening i byerne og er beregnet med Urban Background Model (UBM) version 9.1 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 heri spredes blot uden kemisk omdannelse.

UBM modellen tager i den nuværende version hensyn til emissioner, som ligger inden for 30 km fra receptorpunkterne fx i København. Endvidere er medtaget bidraget fra den internationale skibstrafik i Øresund (SNIP INT), hvor det lokale bidrag fra Øresund er defineret i en afstand op til 30 km. Bidraget fra afstande over 30 km er således beregnet med DEHM. I EVA-systemet anvendes 16,67 km x 16,67 km for Danmark og 1 km x 1 km for UBM.

### Deltakoncentrationer

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

I nærværende projekt gennemføres sådanne beregninger for de forskellige emissionskilder inden for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune for at kvantificere bidragene fra de forskellige kilder til helbredseffekter og eksterne omkostninger forårsaget af kilder, som 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). Det har ikke været muligt inden for projektets rammer at skaffe et nyt CPR udtræk fra 2013. Eksisterende CPR data for år 2008 danner grundlag for befolkningsdata i EVA for Danmark, som er fremskrevet til 2013. For at få CPR data overført til et geografisk gitter på 1 km x 1 km, er modelgitterne for den regionale og lokale model overlejret på CPR datasættet ved hjælp af et GIS værktøj med udgangspunkt i den koordinatsatte adresse. For hver gittercelle i de to modelleres beregningsområde er antallet af personer fordelt på køn og alder efterfølgende opsummeret til de aldersklasser, der svarer til forudsætningerne for de anvendte dosis-respons funktioner. På europæisk skala (det vil sige uden for Danmark) anvendes et tilsvarende, men knap så geografisk detaljeret, datasæt fra EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme; [www.emep.int](http://www.emep.int)).

Befolkningsdata i undersøgelsen for 2010 (Brandt et al., 2013) var baseret på CPR data fra 2000. Befolkningstal blev ikke fremskrevet dengang og repræsenterer altså 2000 selvom emissionsdata og andet data var fra 2010.

I nærværende rapport er befolkningsdata fra 2008 fremskrevet til 2013 med den gennemsnitlige befolkningstilvækst på 2,3% i Danmark som helhed fra 2008 til 2013 for alle aldersgrupper.

Helbredseffekter og tilhørende omkostninger afhænger af antallet af personer eksponeret og af alderssammensætningen. Jo større befolkning jo flere helbredseffekter, og jo ældre befolkning jo flere helbredseffekter. For antal for tidlige døde betyder kronisk død mest, hvilket afhænger af antallet af personer over 30 år, se Tabel 3.5 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 kronisk død.

I Tabel 3.3 og Tabel 3.4 er forudsætningerne om befolkningstal i EVA-beregningerne sammenlignet med befolkningsdata fra Danmarks Statistik for årene 2000, 2008 og 2013 med underopdeling på hhv. over 30 år (dog 25 år for Danmarks Statistik, da anvendte kilde ikke underopdelte ved 30 år) og over 65 år.



**Table 3.3.** Sammenligning mellem befolkningstal i EVA-beregningerne og befolkningstal fra Danmarks Statistik med underopdeling af befolkning over 30 år for EVA-beregninger og 25 år for Danmarks Statistik

Årstal	EVA forudsætninger på Kbh. gitternet			Danmarks Statistik			Danmarks Statistik			Danmarks Statistik		
	Kbh. og Frederiksberg			Kbh. og Frederiksberg			Kbh. Kommune			Frederiksberg Kommune		
	Total (Antal)	>=30 (Antal)	>=30 (%)	Total (Antal)	>=25 (Antal)	>=25 (%)	Total (Antal)	>=25 (Antal)	>=25 (%)	Total (Antal)	>=25 (Antal)	>=25 (%)
2000	642266	380130	59.2	586026	426907	72.8	495699	356903	72.0	90327	70003	77.5
2008	661076	395800	59.9	603305	433334	71.8	509861	363531	71.3	93444	69803	74.7
2013	676281	404904	59.9	661475	462582	69.9	559446	388815	69.5	102029	73767	72.3
2000-2008 (%)	2,9	4,1		2,9	1,5		2,9	1,9		3,5	-0,3	
2008-2013 (%)	2,3	2,3		9,6	6,7		9,7	7,0		9,2	5,7	
2000-2013 (%)	5,3	6,5		12,9	8,4		12,9	8,9		13,0	5,4	

Kilde til befolkningstal fra Danmarks Statistik er fra [www.noegle.dk](http://www.noegle.dk)

**Table 3.4.** Sammenligning mellem befolkningstal i EVA-beregningerne og befolkningstal fra Danmarks Statistik med underopdeling for den ældre befolkning over 65 år

Årstal	EVA forudsætninger på Kbh. gitternet			Danmarks Statistik			Danmarks Statistik			Danmarks Statistik		
	Kbh. og Frederiksberg			Kbh. og Frederiksberg			Kbh. Kommune			Frederiksberg Kommune		
	Total (Antal)	>=65 (Antal)	>=65 (%)	Total (Antal)	>=65 (Antal)	>=65 (%)	Total (Antal)	>=65 (Antal)	>=65 (%)	Total (Antal)	>=65 (Antal)	>=65 (%)
2000	642266	93771	14,6	586026	83764	14,3	495699	67415	13,6	90327	16349	18,1
2008	661076	80651	12,2	603305	69600	11,5	509861	54555	10,7	93444	15044	16,1
2013	676281	82506	12,2	661475	74711	11,3	559446	58182	10,4	102029	16529	16,2
2000-2008 (%)	2,9	-14,0		2,9	-16,9		2,9	-19,1		3,5	-8,0	
2008-2013 (%)	2,3	2,3		9,6	7,3		9,7	6,6		9,2	9,9	
2000-2013 (%)	5,3	-12,0		12,9	-10,8		12,9	-13,7		13,0	1,1	

Kilde til befolkningstal fra Danmarks Statistik er fra [www.noegle.dk](http://www.noegle.dk)

EVA-beregningerne foregår på et 1 km x 1 km gitternet. Befolkningstallet for København og Frederiksberg er summeret for alle de gitterceller, som berører den geografiske udstrækning af Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. På denne måde kommer der personer med fra nabokommunerne, hvor Københavns Kommune på sin ydre kommunegrænse deler gitterceller med nabokommuner. Derfor indgår der også et lidt højere befolkningstal (knap 10%) i EVA-beregningerne i 2000 og 2008 end det tilsvarende befolkningstal fra Danmarks statistik, selvom de er baseret på samme CPR oplysninger.

I EVA-forudsætningerne stiger befolkningstallet med 5,3% fra 2000 til 2013, hvilket alt andet lige vil give flere beregnede helbredseffekter og helbredsomkostninger i 2013 i forhold til 2000. Befolkningstallet stiger 12,9% ifølge Danmarks Statistik i samme periode. Stigningen i befolkningstallet i EVA-forudsætningerne er mindre, fordi den gennemsnitlige befolkningstilvækst på 2,3% i Danmark blev lagt til grund for fremskrivning fra 2008 til 2013, mens stigningen i København har været på knap 10%. I absolutte tal er forskellen dog ikke så stor i 2013 mellem EVA-forudsætningerne og Danmarks Statistik, da EVA-forudsætningerne har større befolkningstal i udgangspunktet. I 2013 er EVA-forudsætningerne for befolkningstallet kun 2% højere end i Danmarks Statistik.

I EVA-forudsætningerne stiger befolkningen over 30 år med 6,5% fra 2000 til 2013, og stiger dermed mere end befolkningstallet for alle aldersgrupper til sammen (5,3%). Dette betyder flere for tidlige døde relateret til kronisk død, som samlet betyder mest for de samlede helbredsomkostninger.

I EVA-forudsætningerne falder befolkningen over 65 år med 12% fra 2000 til 2013, hvilket alt andet lige giver færre for tidlige døde for denne aldersgruppe, og også færre indlæggelser for denne aldersgruppe, hvor ældre over 65 år er særligt sårbare.

### 3.4 Helbredseffekter

De helbredseffekter som pt. 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 luftvejssymptomer blandt børn
- Episoder med nedre luftvejssymptomer 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).

### 3.5 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 dosis-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 3.5) er derfor tilpasset til danske betingelser. For referencer vedrørende eksponerings-respons funktionerne og enhedspriser, se Brandt et al. (2011; 2013a).

**Tabel 3.5.** 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

## 4 Kildeopgørelse for bybaggrundsluften i København

### 4.1 Emissionsopgørelse for København

Ud fra de nationale rumligt fordelte emissioner fra SPREAD modellen er der til indeværende projekt lavet et udtræk for området defineret ved Københavns Kommunes ydre grænse inklusiv Frederiksberg Kommune. For gitterceller, der ligger indenfor området, er samtlige emissioner inkluderet i udtrækket. For de gitterceller, der rækker ud over kommunegrænsen, er en andel af gittercellens emissioner medregnet, svarende til den andel af cellens areal der ligger inden for kommunegrænsen. Emissioner fra punktkilder (inklusiv store punktkilder - LPS) er behandlet særskilt så det er punktkildens eksakte placering der bestemmer hvor den fulde emission fra kilden medregnes. Dvs. at punktkilder, der ligger i gitterceller der rækker ud over kommunegrænsen medregnes, hvis kilden er lokaliseret indenfor kommunegrænsen med den fulde emission, mens emissionen ikke medregnes hvis punktkilden er lokaliseret indenfor gittercellen men udenfor kommunegrænsen.

Emissioner fra sektoren Ikke-industriel forbrænding er domineret af emissioner fra forbrænding i husholdninger. Den vigtigste kilde til emissioner af fx partikler fra husholdninger er små træfyrede anlæg som brændeovne, pejse, brændekedler og træpillefyr. I København vurderer skorstensfejerne dog at der ikke er flere brændekedler tilbage i København.

I nærværende rapport er anvendt en opdateret emissionsopgørelse for brændeovne, som beskriver 2013 mod tidligere 2010, og der er anvendt en helt ny metode til emissionsopgørelse for brændeovne for København. I opdateringen indgår en nyere kortlægning af emissioner fra brændeovne baseret på en mere detaljeret bottom-up metode (Jensen et al. 2015), som giver omkring 80% lavere emissioner end tidligere top-down metode (Brandt et al., 2013).

Emissionerne af  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013 er vist i Tabel 4.1.

Emissionerne er faldet væsentlig fra 2010 til 2013.  $\text{NO}_x$  emissionerne er faldet med 34%,  $\text{PM}_{2.5}$  med 52% og  $\text{PM}_{10}$  med 56%. For især  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  skyldes en væsentlig del af reduktionen den nye metode for brændeovne.

I den nye emissionsopgørelse for 2013 er  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  emissioner omtrent lige store for brændeovne og vejtrafik, mens brændeovne havde langt højere emissioner i opgørelsen for 2010 grundet top-down metoden.

Partikelemissionen fra kraftværker mv. er væsentligt højere i 2013 i forhold til 2010. Dette hænger sammen med at emissionerne varierer årligt afhængigt af brændselstype, indfyrede mængder samt ændringer af røggasrensningsteknologi og rensningseffektivitet.

Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding er også væsentlig højere i 2013 i forhold til 2010. Emissioner fra affaldsbehandling omfatter affaldsbortskaffelse på land, rensningsanlæg, krematorier, forbrænding af biler,

brænde, samt kompost produktion. For affald er der anvendt den samme geografiske fordelingsnøgle for begge opgørelser i 2010 og 2013 til fordeling af den nationale opgørelse, og forskellen bundes alene i genberegninger i de nationale emissionsopgørelser. Den største ændring bundes i en opdatering af emissionsfaktorer for bygningsbrænde. Emissionerne fra flere affaldskilder, herunder bygningsbrænde, fordeles geografisk efter befolkning, hvilket medfører at en ændring af den totale nationale emission bliver mere markant i København end i områder med lavere befolkningstæthed.

Emissioner fra mobile kilder i handel og service er væsentligt lavere i 2013 i forhold til 2010. Ændringen skyldes opdatering af fordelingsnøglen fra tidligere at være baseret på befolkning til nu at være fordelt efter forekomsten af teknikarealer, sportsarealer, rekreative områder, krat/bevoksning og kirkegårde.

**Tabel 4.1.** NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> emissioner for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune sektorvis og totalt i 2013 (ton)

SNAP	Kilde	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
0100	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	928,34	44,18	35,56
0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	22,85	3,18	3,01
0202 <sup>1</sup>	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	18,22	97,24	94,88
0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug, skovbrug og gartneri	0,71	0,96	0,90
0300	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	49,93	3,84	2,12
0500	Udledninger fra lagring og transport af kul, olie og gas		11,10	1,11
0600	Anvendelse af produkter	1,94	27,08	24,15
0700	Vej transport	1621,82	136,58	100,84
0802	Jernbaner	86,01	2,56	2,56
0804	Søfart inkl. småbåde	2,05	0,05	0,05
0805	Luffart	20,83	0,07	0,07
0806	Mobile kilder i landbrug	0,49	0,04	0,04
0807	Mobile kilder i skovbrug	0,02	0,00	0,00
0808	Mobile kilder i industri, inklusiv ikke-vejgående maskiner	172,77	14,21	14,21
0809	Mobile kilder, maskiner og redskaber i have/hushold	0,57	0,09	0,09
0811	Mobile kilder, maskiner og redskaber i handel og service	8,10	2,48	2,48
0900	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	9,97	25,99	25,99
10 (3B)	Landbrug, husdyrgødning	0,26	0,20	0,11
10 (3D)	Landbrug, landbrugsjorde		0,38	0,03
10 (3F-I)	Landbrug, øvrigt	0,01	0,02	0,02
	<b>Total</b>	<b>2945</b>	<b>370</b>	<b>308</b>

<sup>1</sup> Emissionen fra denne kategori indeholder udover brændeovne også små bidrag fra øvrig individuel opvarmning i husholdninger, f.eks. naturgasfyr og oliefyr (se Jensen et al., 2015).

## 4.2 Kildernes bidrag til bybaggrundsforurening i København

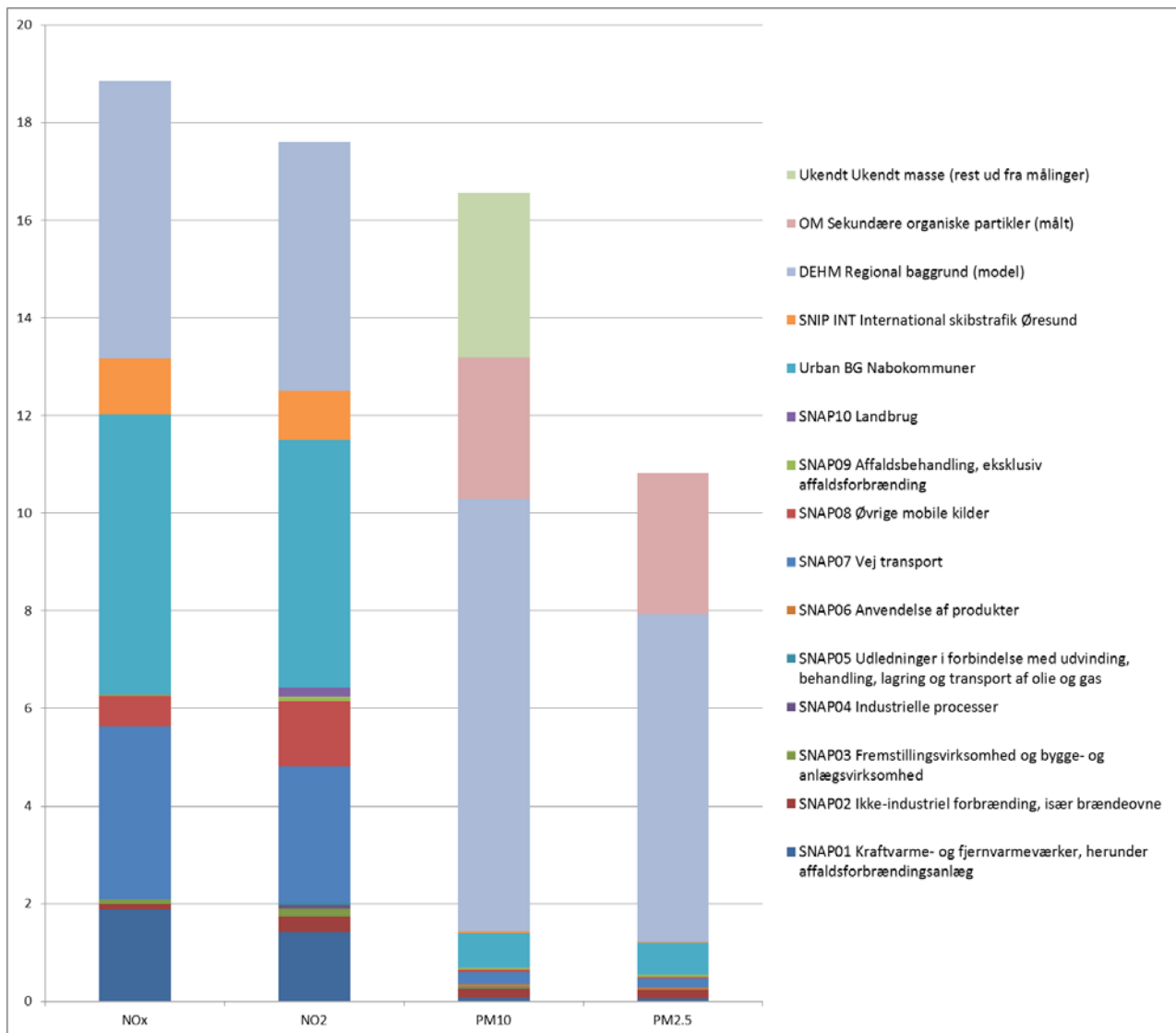
I de efterfølgende figurer og tabeller vises kildeopgørelsen for bybaggrundsforureningen i København.

I Figur 4.1 er vist det gennemsnitlige koncentrationsbidrag for bybaggrundsforureningen for NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, som forskellige kilder bidrager med. De bagvedliggende tal til figuren er vist i Tabel 4.2.

Det bidrag som emissioner inden for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune giver anledning til i 2013 er vist (SNAP koder 1-10 beskrevet i forrige afsnit). Endvidere er vist bidraget for nabokommuner defineret ved 1 km x 1 km gitterceller indenfor op til 30 km væk fra Københavns Kommunes ydre kommunegrænse. Bidraget fra den internationale skibstrafik i Øresund er også medtaget. Øresund er ligeledes defineret som 1 km x 1 km gitterceller inden for 30 km af kommunegrænsen. Alle tre bidrag er beregnet med UBM.

Endvidere er vist det regionale bidrag beregnet med DEHM modellen. DEHM modellen inkluderer endnu ikke sekundære organiske partikler. Derfor er bidraget fra sekundære organiske partikler (SOA) lagt til ud fra målinger. Endvidere er der lagt et bidrag til for ukendt masse for at den samlede masse passer med målinger af den samlede masse for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> i 2013 (Ellermann et al., 2015).

For bybaggrund er der ikke gjort et forsøg på at opdele koncentrationen af antal partikler (ultrafine partikler) på kilder, da videngrundlaget hertil endnu er mangelfuldt for alle de forskellige kildetyper. Det er kun indenfor vejtrafik, at der eksisterer valide data om fx sammenhængen mellem NO<sub>x</sub> og antal partikler, som beretter til underopdeling af vejtrafik ud fra denne sammenhæng. Hvis man antog samme forhold for alle andre kilder, som bidrager til bygrundsforureningen ville fordelingen blot være den samme som for NO<sub>x</sub>. Imidlertid kunne fordelingen af antal partikler også tænkes at følge partikelforureningen af PM<sub>2.5</sub>, og fordelingen i bybaggrund ville så blive en helt anden.



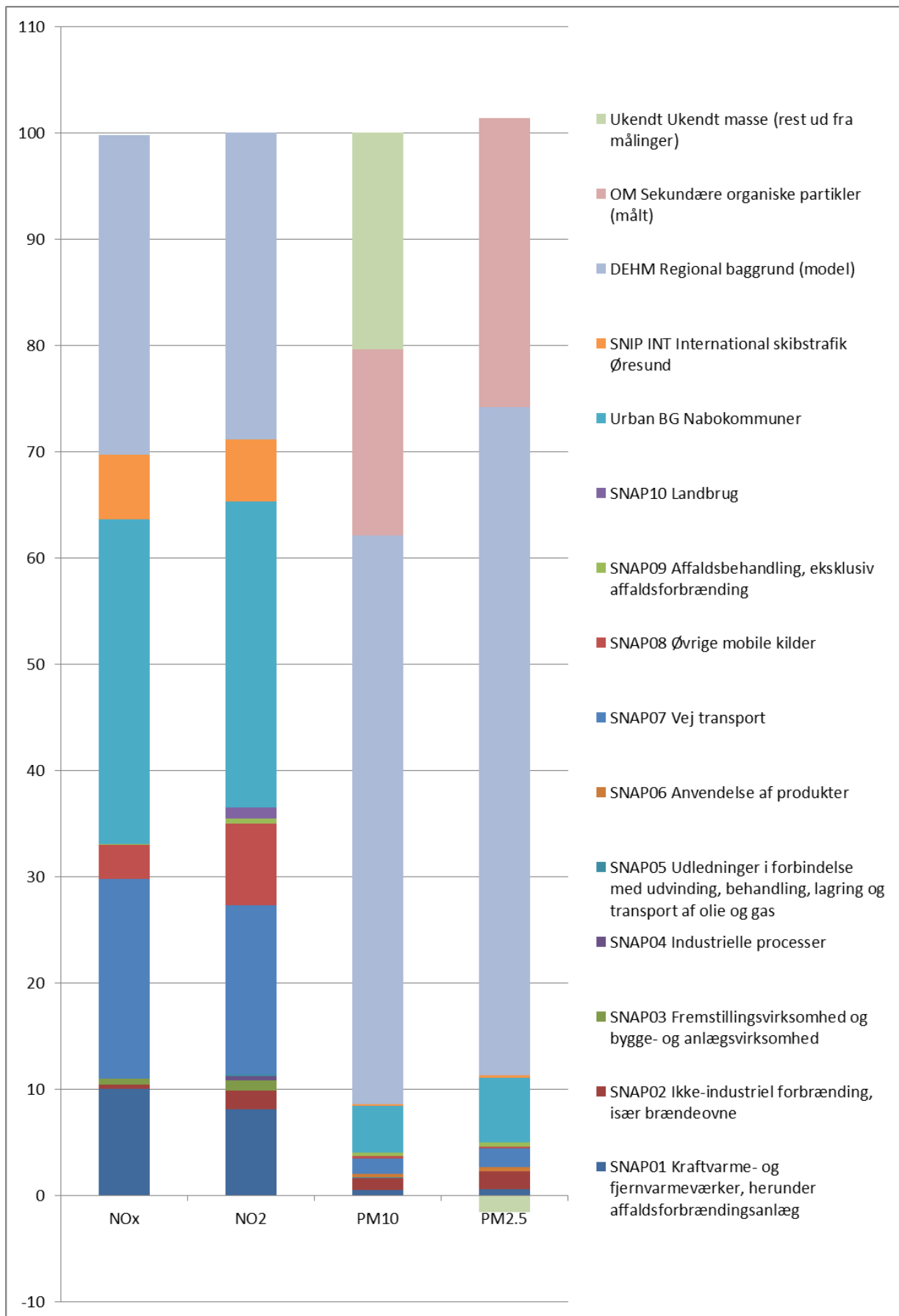
**Figur 4.1.** Bybaggrundsluftforureningen i København i 2013 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Bybaggrundsluftforureningen er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Undersektorer er samlet i hovedsektorer i signaturforklaring, men kan ses i Tabel 4.2.

**Tabel 4.2.** Koncentrationsbidrag til bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns kommune og Frederiksberg kommune i 2013 og forskellige kilders bidrag hertil (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 fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	1,89	1,42	-1,46	0,08	0,06
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,05	0,11	-0,16	0,01	0,00
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	0,04	0,08	-0,23	0,18	0,18
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, landbrug, skovbrug og gartneri	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,11	0,16	-0,14	0,01	0,00
SNAP04	Industrielle processer	0,00	0,07	-0,14	0,00	0,00
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,04	-0,27	0,02	0,00
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	-0,41	0,05	0,04
SNAP07	Vej transport	3,54	2,80	-2,94	0,25	0,19
SNAP0801	Militær	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,19	0,17	-0,32	0,01	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,08	-0,13	0,00	0,00
SNAP080403	National fiskeri	0,00	0,07	-0,27	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,00	0,06	-0,14	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,00	0,06	-0,13	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,05	0,10	-0,23	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,00	0,06	-0,12	0,00	0,00
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,00	0,06	-0,13	0,00	0,00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0,37	0,36	-0,31	0,03	0,03
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,00	0,10	-0,15	0,00	0,00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,02	0,10	-0,21	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,02	0,09	-0,23	0,05	0,05
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,06	-0,28	0,00	0,00
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,00	0,01	-0,32	0,00	0,00
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,00	0,11	-0,07	0,00	0,00
Urban BG	Nabokommuner	5,74	5,08	-4,90	0,72	0,65
SNIP INT	International skibstrafik Øresund	1,15	1,01	-0,96	0,03	0,02
DEHM	Regional baggrund (model)	5,68	5,10	65,30	8,85	6,70
OM	Sekundære organiske partikler (målt)				2,9	2,9
Ukendt	Ukendt masse (rest ud fra målinger)				3,37	-0,17
<b>SUM</b>		<b>18,85</b>	<b>17,61</b>	<b>50,66</b>	<b>16,54</b>	<b>10,65</b>

I Figur 4.2 og Tabel 4.3 er ovenstående figur og tabel givet i procent af de totale koncentrationer i bybaggrunden.



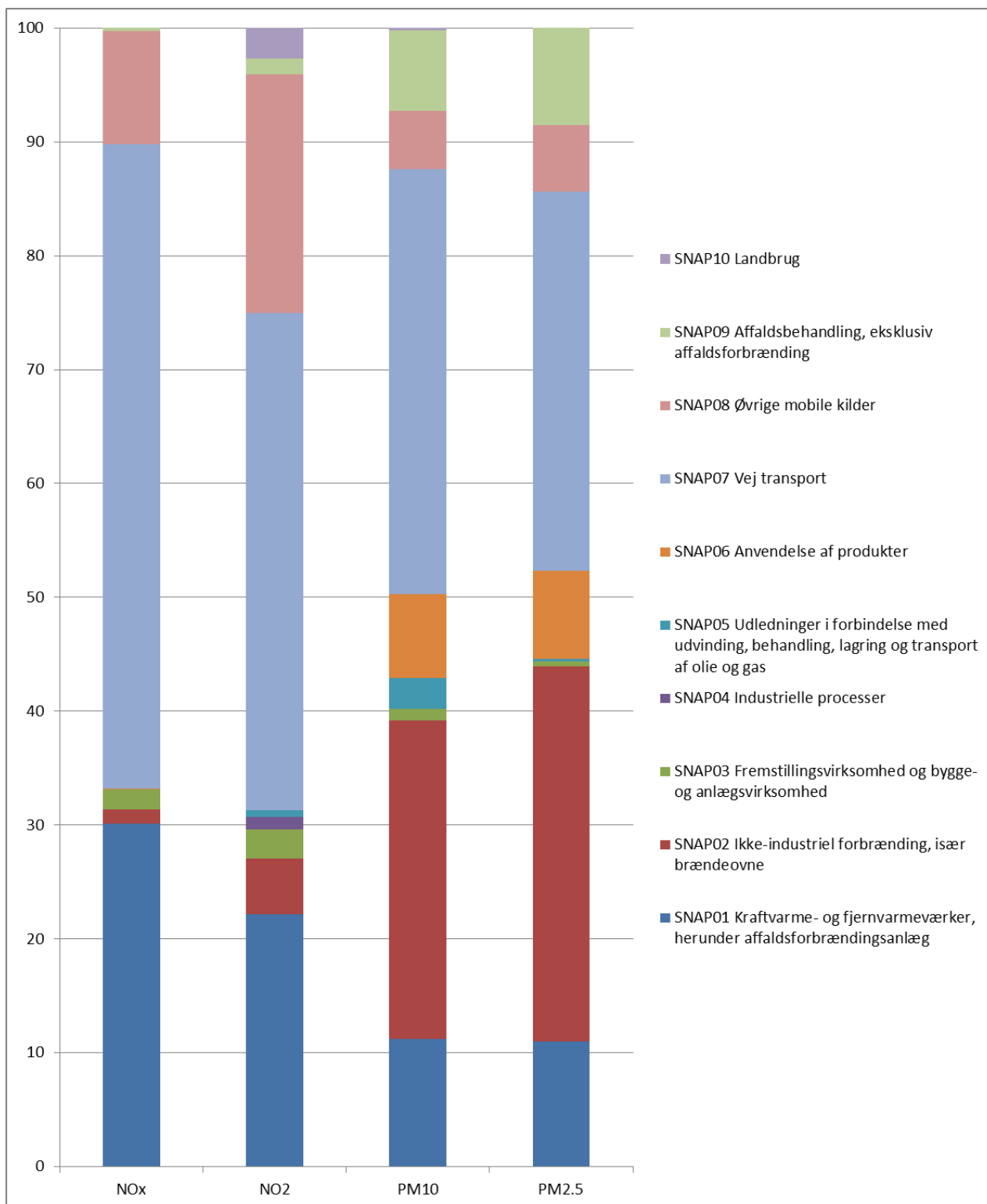


**Figur 4.2.** Koncentrationsbidrag til den totale bybaggrundsluftforurening i 2013 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed %). Undersektorer er samlet i hovedsektorer i signaturforklaring, men kan ses i Tabel 4.3..

**Tabel 4.3.** Koncentrationsbidrag til bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns kommune og Frederiksberg kommune i 2013 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed %).

<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	10,0	8,1	-2,9	0,5	0,6
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,2	0,6	-0,3	0,0	0,0
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	0,2	0,5	-0,5	1,1	1,7
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, landbrug, skovbrug og gartneri	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,6	0,9	-0,3	0,0	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,0	0,4	-0,3	0,0	0,0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,2	-0,5	0,1	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	-0,8	0,3	0,4
SNAP07	Vej transport	18,8	15,9	-5,8	1,5	1,7
SNAP0801	Militær	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	1,0	1,0	-0,6	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,5	-0,2	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,0	0,4	-0,5	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,0	0,4	-0,3	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,0	0,4	-0,3	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,2	0,6	-0,4	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,0	0,3	-0,2	0,0	0,0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,3	-0,3	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	1,9	2,0	-0,6	0,2	0,2
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,5	-0,3	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,1	0,6	-0,4	0,0	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,5	-0,5	0,3	0,4
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,3	-0,5	0,0	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,0	0,1	-0,6	0,0	0,0
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	0,6	-0,1	0,0	0,0
Urban BG	Nabokommuner	30,5	28,8	-9,7	4,4	6,1
SNIP INT	International skibstrafik Øresund	6,1	5,8	-1,9	0,2	0,2
DEHM	Regional baggrund (model)	30,1	28,9	128,9	53,5	62,9
OM	Sekundære organiske partikler (målt)				17,5	27,2
Ukendt	Ukendt masse (rest ud fra målinger)				20,4	-1,6
SUM		100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Figur 4.3 og Tabel 4.4 hhv. visualiserer og giver tallene for koncentrationsbidrag til bybaggrundsforureningen, hvor der kun er medtaget bidrag fra kilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune (enhed %).



**Figur 4.3.** Koncentrationsbidrag til bybaggrundsluftforureningen i 2013 hvor der kun er medtaget bidrag fra kilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune (enhed %). Undersektorer er samlet i hovedsektorer i signaturforklaring, men kan ses i Tabel 4.4.

**Tabel 4.4.** Koncentrationsbidrag til bybaggrundsluftforureningen i 2013 hvor der kun er medtaget bidrag fra kilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune (enhed %). Bemærk at for O<sub>3</sub> er der tale om en procent af en reduktion.

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	30,1	22,2	16,6	11,2	11,0
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,7	1,7	1,9	0,7	0,7
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	0,6	1,3	2,7	27,0	32,0
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, landbrug, skovbrug og gartneri	0,0	1,9	0,0	0,3	0,2
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1,7	2,5	1,6	1,0	0,5
SNAP04	Industrielle processer	0,0	1,1	1,6	0,0	0,0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,6	3,0	2,7	0,2
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,1	0,0	4,7	7,4	7,7
SNAP07	Vej transport	56,5	43,6	33,5	37,2	33,3
SNAP0801	Militær	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	3,0	2,7	3,6	0,7	0,7
SNAP080402	National søfart	0,0	1,3	1,4	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,1	1,1	3,1	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,0	1,0	1,5	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,0	1,0	1,4	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,7	1,5	2,6	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,0	0,9	1,4	0,0	0,0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,9	1,5	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejbåede maskiner	5,8	5,6	3,6	3,8	4,5
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	1,5	1,8	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,3	1,6	2,4	0,6	0,7
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,3	1,4	2,6	7,1	8,5
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødnings	0,0	0,9	3,1	0,1	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,0	0,1	3,6	0,1	0,0
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	1,7	0,8	0,0	0,0
SUM		100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

#### NO<sub>x</sub> forurening domineret af lokale kilder

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 relativt lille (omkring 6 µg/m<sup>3</sup> eller omkring 30% af bybaggrund). 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 (Eilermann et al., 2010; Jensen et al., 2010). For Sjælland bidrager danske kilder i gennemsnit med omkring 42% af de regionale NO<sub>2</sub> koncentrationer, og udenlandske NO<sub>x</sub> kilder bidrager dermed med 58%. 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, da DEHM leverer opstrømskoncentrationer til UBM, som efterfølgende indtager bidraget fra lokale kilder indenfor en afstand af 30 km. Det DEHM

modelleret bidrag er omkring halvdelen af målte værdier på fx målestationen Lille Valby/Risø.

Bidraget fra nabokommunerne er ligeledes omkring  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  eller omkring 30% af bybaggrund. En stor del heraf er vejtrafik og derfor lokale kilder.

Vejtrafikken inden for Københavns Kommune og Frederiksberg bidrager med omkring  $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_x$  og  $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  af bybaggrundsforureningen svarende til 19% og 16%.

International skibstrafik i Øresund bidrager med omkring  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  eller omkring 6% af bybaggrund i 2013. Herudover vil der være et bidrag fra anden international skibstrafik, som vil være indeholdt i beregningerne med DEHM. Tidligere vurderinger af skibstrafikken i de danske farvande og dens bidrag til  $\text{NO}_2$  bybaggrundsforureningen i København er med DEHM modellen beregnet til omkring  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 2007 (Olesen et al. 2009; Jensen et al. 2010).

Andre lokale kilder i København af en vis betydning er kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg ( $1,4$ - $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller 8-10% af bybaggrund). Endvidere maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner (omkring  $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller 2%). Denne kilde kan være underestimeret for København grundet den måde nationale emissioner er fordelt på. I SPREAD modellen er emissionerne fordelt efter industriarealer inde i byen, som formodes at undervurdere betydningen, da der er relativt få rene klassificerede industriarealer i København, men industri kan indgå i blandet arealanvendelse.

Brændefyring i husholdninger bidrager kun med omkring  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller 0,2% og 0,5% for hhv.  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$ .

Hvis vi ser på de bidrag der blæser *ind over* den ydre kommunegrænse af Københavns Kommune omfatter det modelleret DEHM bidrag, nabokommuner og skibstrafik i Øresund. Sammenlagt udgør disse bidrag omkring 67% af  $\text{NO}_x$  og 64% af  $\text{NO}_2$  af bybaggrundsforureningen i København. Omvendt bidrager kilder inden for Københavns ydre grænse med tilsvarende 33% af  $\text{NO}_x$  og 34% af  $\text{NO}_2$  af bybaggrundsforureningen i København.

Bidraget fra de lokale kilder *indenfor* Københavns ydre grænse er domineret af vejtrafik, som bidrager med 57% af  $\text{NO}_x$  og 44% af  $\text{NO}_2$  af den del af bybaggrundsforureningen i København, som stammer fra kilder i København. Det næst største lokale bidrag er fra kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg med 30% af  $\text{NO}_x$  og 22% af  $\text{NO}_2$ . Den tredje største er maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner, som bidrager med 5,8% af  $\text{NO}_x$  og 5,6% af  $\text{NO}_2$ . Brændeovne bidrager kun omkring 0,6% af  $\text{NO}_x$  og 1,3% af  $\text{NO}_2$ .

#### **Partikelforurening domineret af regionalt bidrag**

Som det fremgår af Figur 4.1 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. Det regionale bidrag består af bidraget modelleret med DEHM, SOA og ukendt masse. For  $\text{PM}_{10}$  og

PM<sub>2.5</sub> er det regionale bidrag hhv. 15 µg/m<sup>3</sup> og 9,5 µg/m<sup>3</sup> ud af den målte bybaggrund på hhv. 17 µg/m<sup>3</sup> og 11 µg/m<sup>3</sup>. Det regionale bidrag for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> udgør således hhv. 91% og 89% af bybaggrund.

Nabokommunerne bidrager også med et synligt bidrag på omkring 0,7 µg/m<sup>3</sup> (omkring 4-6%), mens International skibstrafik i Øresund op til 30 km fra kommunegrænsen bidrager meget lidt.

Hvis vi ser på de bidrag, der blæser *ind over* den ydre kommunegrænse af Københavns Kommune, omfatter det modelleret DEHM bidrag, nabokommuner og skibstrafik i Øresund. Sammenlagt udgør disse bidrag omkring 96% af PM<sub>10</sub> og 95% af PM<sub>2.5</sub> af bybaggrundsforureningen i København.

De lokale kilder i København udgør sammenlagt omkring 0,67 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub> og 0,55 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2.5</sub> (omkring 4-5% af bybaggrundsforureningen).

Vejtrafikken og brændeovne bidrager omtrent lige meget i 2013. Vejtrafikken med 0,19-0,25 µg/m<sup>3</sup> og brændeovne med 0,18 µg/m<sup>3</sup>. Dette forhold har ændret sig markant fra den tidligere opgørelse for 2010 (Jensen et al., 2013), hvor brændeovne bidrog med omkring dobbelt så meget som vejtrafikken. Ændringen skyldes, at emissionsopgørelsen for 2013 er baseret på ny metode med lavere emissioner end den tidligere metode. Bidraget fra brændeovne var i 2010 omkring 0,87-0,88 µg/m<sup>3</sup> med den gamle metode og er i 2013 opgjort til 0,18-0,19 µg/m<sup>3</sup> med den nye metode.

Emissioner fra ikke-industriel forbrænding for husholdninger er domineret af emissioner fra træbrænding i brændeovne (Jensen et al., 2015). Den vigtigste kilde til emissioner af fx partikler fra husholdninger er små træfyrede anlæg som brændeovne, pejse og træpillefyr.

Øvrige kilder som fx kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg (SNAP 1) (0,06-0,08 µg/m<sup>3</sup>), Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding (0,05 µg/m<sup>3</sup>) og Industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner (SNAP 0808) (0,03 µg/m<sup>3</sup>) bidrager også noget.

Bemærk at international skibstrafik uden for Øresund er indeholdt i det regionale modellerede bidrag med DEHM.

#### **Ozonforurening domineret af europæiske kilder**

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 65 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 51 µg/m<sup>3</sup>.

## 5 Helbredseffekter i Hovedstadsregionen og København

Dette kapitel opsummerer luftforureningens helbredseffekter for hele Hovedstadsregionen (inkl. Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune) og særskilt for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. I det følgende er Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune kort refereret til som København.

Endvidere kvantificeres bidragene fra de forskellige emissionskategorier (SNAP kategorier) i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune til helbredseffekterne i hhv. Hovedstadsregionen og København. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i København betyder for helbredseffekterne i Hovedstadsregionen og i København. Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er beskrevet i det foregående kapitel.

### 5.1 Helbredseffekter i Hovedstadsregionen fra alle kilder

#### For tidlige dødsfald

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i hele Hovedstadsregionen (modelområdet) er ca. 1700, hvoraf ca. 550 er indenfor Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013 på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder (Figur 5.1). I 2010 var de tilsvarende tal 1500 og 540 (Brandt et al. 2013). Ændringen skyldes en kombination af en række forskellige faktorer, som både peger på flere og færre for tidlige dødsfald. Generelt lavere forureningsniveauer af især partikler giver færre kroniske dødsfald. Dog stiger ozonkoncentrationerne, som giver flere akutte dødsfald. Ozonkoncentrationerne stiger pga. lavere NO<sub>x</sub> emissioner (NO+NO<sub>2</sub>), hvorved der er mindre NO til at reagere med ozon med det resultat, at ozon stiger. En større befolkning giver flere dødsfald, men alderssammensætningen har også betydning. En ændret beregningsmetode giver væsentligt mindre beregnet brænderøgs-emission i København, som giver færre dødsfald. Derudover har de skiftende meteorologiske forhold fra år til år betydning for helbredseffekterne, da meteorologien påvirker luftforureningsniveauerne. Ud over en større befolkning ændrer befolkningssammensætningen sig også med generelt flere ældre for Danmark som helhed. Her afviger København ved at have en yngre demografisk sammensætning og lavere gennemsnitsalder end landsgennemsnittet, og antallet af fx ældre over 65 år er faldet både relativt og i absolutte tal. I beregningerne af for tidlige dødsfald er det antallet af personer over 30 år, som betyder mest for antallet af kronisk døde relateret til PM<sub>2.5</sub> forurening, og denne befolkningsgruppe er steget i København.

I en rapport til De Økonomiske Råd (DØR) er al luftforurening i Danmark beregnet til at forårsage omkring 3.750 for tidlige dødsfald i 2013 (Brandt et al., 2016). Disse beregninger er gennemført med samme model setup, som i nærværende rapport dog uden bottom-up metoden for brændeovne i København. Da Hovedstadsregionen (modelområdet) omfatter omkring 1,9 mio. indbyggere og hele Danmark har 5,6 mio. indbyggere giver dette omkring 1,275 for tidlige dødsfald ud fra en ren forholdsmæssig betragtning. Det faktiske antal for tidlige dødsfald er beregnet til noget mere ca. 1,700, da

koncentrationerne er højere i Hovedstadsregionen og især i København end i landet som helhed.

De for tidlige dødsfald svarer til et tab af tabte leveår på omkring 17.700 i Hovedstadsregionen heraf omkring 5.700 i København. For tidlige dødsfald skyldes næsten udelukkende såkaldte kroniske dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af luftforurening i modsætning til såkaldte akutte dødsfald, som skyldes kortere tidsperioder med forhøjede koncentrationer (episoder). Antallet af for tidlige dødsfald relateret til luftforurening beregnes ud fra tabte leveår divideret med en faktor for det typiske antal af tabte leveår i gennemsnit. I de nuværende EVA beregninger er denne faktor 10,6 år (Watkiss et al. 2005).

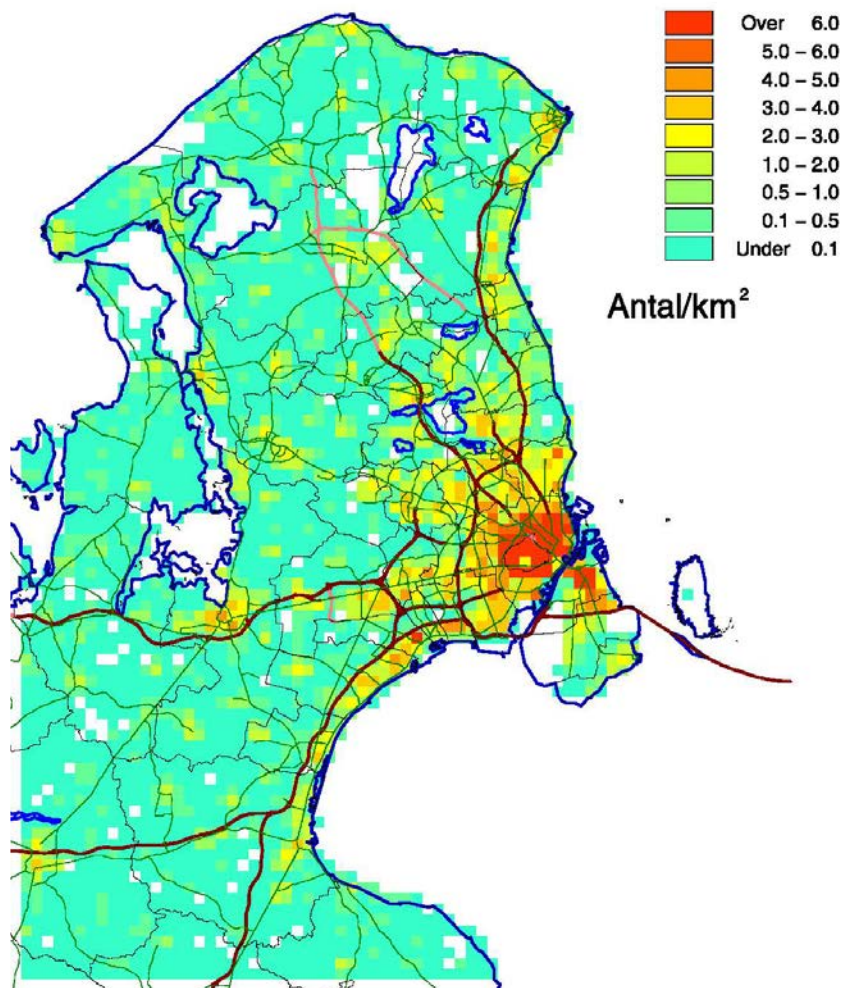
De personer, som dør for tidligt pga. luftforurening er især ældre svagelige, og personer, som i forvejen lider af hjertekarsygdomme og luftvejslidelser. Dødsfald blandt spædbørn udgør en meget lille del.

Et højt antal tilfælde af for tidlige dødsfald skyldes sammenfald af høj partikelforurening og høj befolkningstæthed, hvor denne kombination er højest i København i forhold til den øvrige Hovedstadsregion.

### **Sygelighed**

Ud over for tidlige dødsfald er der mange tilfælde af sygelighed. Det gælder kronisk bronkitis og gener for børn og voksne med astma (brug af bronkodialator, hoste, og luftvejssymptomer), hospitalsindlæggelser i forbindelse med luftvejslidelser og blodprop i hjernen, tilfælde af hjertesvigt, lungekræft, samt mange med nedsat aktivitet (sygedage).





**Figur 5.1.** Antal tilfælde af for tidlige dødsfald pr. km<sup>2</sup> i Hovedstadsregionen (modelområdet), beregnet med det integrerede modelsystem EVA for år 2013 for de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det samlede antal af for tidlige dødsfald i området er ca. 1.700. Den samlede befolkning i området er 1,9 mio. personer baseret på befolkningsdata fra 2008 og opskaleret til 2013.

**Tabel 5.1.** Helbredseffekter i hele modelområdet for alle SNAP kategorier dvs. både lokale og regionale kilder i 2013. København er vist separat og total for Hovedstadsregionen er inkl. København.

<b>Helbredseffekt:</b>	<b>Total Kbh. og Frk. kommuner (Antal tilfælde)</b>	<b>Total for Hovedstadsregionen (Antal tilfælde)</b>
Kronisk bronkitis	575	1610
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	588.000	1.650.000
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	29	84
Hospitalsindlæggelser for cerebro- vaskulære lidelser	70	205
Tilfælde af hjertesvigt	40	141
Lungecancer	88	247
Brug af bronkodilatatorer blandt børn	13.200	46.245
Brug af bronkodilatatorer blandt voksne	112.000	316.000
Episoder med hoste blandt børn	45.700	160.000
Episoder med hoste blandt voksne	116.000	325.000
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	17.600	61.700
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	41.800	117.000
Akutte dødsfald	13	37
Kroniske tabte leveår (YOLL)	5.700	17.700
For tidlige dødsfald	550	1.700
Dødsfald blandt spædbørn	1	2

## 5.2 Helbredseffekter i Hovedstadsregionen som skyldes lokale kilder fra København

Det er undersøgt, hvor meget de forskellige lokale emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune bidrager til helbredseffekterne i Hovedstadsregionen. I beregningerne er inddraget afstande op til 30 km fra København. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i København betyder for helbredseffekterne i Hovedstadsregionen, inkl. København. I Tabel 5.2 er vist helbredseffekterne i Hovedstadsregionen fordelt på de forskellige lokale emissionskilder i København.

Som der fremgår af bidrager de lokale emissionskilder i København til omkring 36 for tidlige dødsfald i Hovedstadsregionen inden for 30 km af København, mens al luftforurening i Hovedstadsområdet (fra danske og udenlandske kilder) bidrog til omkring 1.700 for tidlige dødsfald. I den tidlige undersøgelse for 2010 var der 80 for tidlige dødsfald. (Brandt et al., 2013). Faldet skyldes især, at bidraget fra brændeovne reduceres fra 50 for tidlige dødsfald i 2010 til 13 i 2013 svarende til en reduktion på omkring 75%. Dette skyldes primært overgang til ny metode for emissionsopgørelse for brændeovne.

De vigtigste lokale kilder i København til de 36 for tidlige dødsfald i Hovedstadsregionen er ikke-industriell forbrænding, som primært består af forbrænding fra brændeovne (13 for tidlige dødsfald) og vejtrafik (11 for tidlige dødsfald). Det samme mønster ses for sygelighed.

**Table 5.2.** Helbredseffekter i Hovedstadsregionen pga. lokale emissionskilder i København efter SNAP-kode i 2013 (kun emissionskilder i København samt søfart i Øresund). Enhed: antal tilfælde.

	1 Kraft- Varme mv.	2 Ikke- industri- el forbr. Mv.	3 Frem- Stilling mv.	5 Hånd- tering af olie og gas	6 Anv. af produkt	7 Vejtrans- port	802 Jern- bane	808 Ikke- vejgå- ende mask.	811 Mobile Kilder Handel og ser- vice	9 Affalds- behand- ling	Int. søfart i Øre- sund	Alle kilder i Kbh samlet
Kronisk bronkitis	2	14	0	0	4	14	0	1	0	4	2	40
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	2.310	13.900	207	57	3.900	14.400	296	1.470	253	4.230	2440	41.100
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser	0	2	0	0	1	2	0	0	0	1	0	5
Tilfælde af hjertesvigt	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Lungecancer	0	2	0	0	1	2	0	0	0	1	0	6
Brug af bronkodilatorer blandt børn	56	335	5	1	89	333	7	34	6	97	65	965
Brug af bronkodilatorer blandt voksne	443	2.660	40	11	746	2.750	57	281	48	810	464	7.870
Episoder med hoste blandt børn	192	1.160	17	5	307	1.150	24	119	21	334	226	3.340
Episoder med hoste blandt voksne	456	2.740	41	11	768	2.830	58	289	50	833	478	8.100
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	74	446	7	2	119	444	9	46	8	129	87	1.290
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	164	988	15	4	277	1.020	21	104	18	301	172	2.920
Akutte dødsfald	-1	0	0	0	0	-2	0	0	0	0	-1	-3
Kroniske tabte leveår (YOLL)	23	140	2	1	38	141	3	14	3	41	26	407
For tidlige dødsfald	2	13	0	0	3	11	0	1	0	4	2	36
Dødsfald blandt spædbørn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

### 5.3 Helbredseffekter i København fordelt på lokale kilder fra København

I Tabel 5.3 er vist helbredseffekterne for København fordelt på de forskellige lokale emissionskilder i København i 2013. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i København betyder for helbredseffekterne i København.

Som det fremgår af Tabel 5.3 bidrager de lokale emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune til omkring 28 for tidlige dødsfald i disse to kommuner, mens kilder i København bidrog til omkring 36 for tidlige dødsfald i Hovedstadsområdet, som beskrevet ovenfor (Tabel 5.2). Dvs. at Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune bidrager med omkring 8 for tidligere dødsfald til omegnskommunerne inden for en afstand af omkring 30 km fra København.

Såfremt de 28 for tidlige dødsfald fra lokale kilder i København sættes i forhold til de omkring 550 for tidlige dødsfald pga. al luftforurening i København (fra danske og udenlandske kilder), så bidrager lokale emissionskilder i København til omkring 5% af de samlede for tidlige dødsfald i København.

Der er sket et markant fald i antal for tidlige dødsfald fra 2010 til 2013 fra kilder i København primært pga. bidraget fra brænderøg i København i 2013

estimeres med en ny metode. Antal for tidlige dødsfald er pga. af denne metodeændring blevet reduceret fra 67 i 2010 til 28 i 2013 for tidlige dødsfald fra lokale kilder i København. Tilsvarende er den procentandel som lokale emissionskilder i København bidrager til de samlede for tidlige dødsfald i København faldet fra 12% i 2010 til 5% i 2013.

De to vigtigste lokale emissionskilder i København til for tidlige dødsfald er ikke-industriell forbrænding, som primært består af forbrænding fra brændeovne (10 dødsfald) og vejtrafik (9 dødsfald). Det samme mønster ses for sygelighed. Brændeovne og vejtrafik bidrager derfor omtrent lige meget til for tidlige dødsfald i 2013, mens brændeovne bidrog omkring to en halv gang mere end vejtrafik i den tidligere opgørelse for 2010 (Brandt et al, 2013).

**Tabel 5.3.** Helbredseffekter i København fordelt på de forskellige lokale emissionskilder i København efter SNAP-kode i 2013 (kun emissionskilder i København samt søfart i Øresund). Enhed: antal tilfælde.

	1 Kraft- Varme mv.	2 Ikke- industri- el forbr. Mv.	3 Frem- Stilling mv.	5 Hånd- tering af olie og gas	6 Anv. af produkt	7 Vejtrans- port	802 Jern- bane	808 Ikke- vejpgå- ende mask.	811 Mobile Kilder Handel og ser- vice	9 Affalds- behand- ling	Int. søfart i Øre- sund	Alle kilder i Kbh samlet
Kronisk bronkitis	2	11	0	0	3	12	0	1	0	4	1	33
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	1.660	11.000	161	39	3.300	11.800	251	1.160	201	3.580	1.030	33.200
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4
Tilfælde af hjertesvigt	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Lungecancer	0	2	0	0	1	2	0	0	0	1	0	5
Brug af bronkodilatorer blandt børn	36	248	4	1	71	255	6	25	4	77	23	726
Brug af bronkodilatorer blandt voksne	318	2.110	31	8	631	2.260	48	221	38	685	197	6.360
Episoder med hoste blandt børn	123	856	12	3	244	880	19	87	15	265	79	2.510
Episoder med hoste blandt voksne	327	2.170	32	8	650	2.330	50	228	40	705	203	6.550
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	48	330	5	1	94	340	7	33	6	102	31	968
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	118	784	11	3	234	839	18	82	14	254	73	2360
Akutte dødsfald	0	0	0	0	0	-2	0	0	0	0	0	-2
Kroniske tabte leveår (YOLL)	16	108	2	0	31	112	2	11	2	34	10	319
For tidlige dødsfald	1	10	0	0	3	9	0	1	0	3	1	28
Dødsfald blandt spædbørn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

## 6 Eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og København

Dette kapitel opsummerer først de totale eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen (inkl. København) og i København forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder.

Dernæst opsummeres luftforureningens helbredsrelaterede eksterne omkostninger for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og de samlede eksterne omkostninger for hele Hovedstadsregionen (inkl. disse to kommuner) af emissionerne i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

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). Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune betyder for de eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og i København.

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

### 6.1 Totale eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og i København

I Tabel 6.1 er de totale eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og i København vist, som er forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder.

**Tabel 6.1.** Totale eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og i København pga. al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2013 (2013-priser).

Område	Kilder	CO mio. kr.	O <sub>3</sub> mio. kr.	PM <sub>2.5</sub> mio. kr.	Total mio. kr.
Total i Hovedstadsregionen	Total luftforurening, inkl. langtransporterede og lokale kilder, og både antropogene og naturlige kilder	3,2	570	13.000	13.500
Total Kbh. og Frk. kommuner	Total luftforurening, inkl. langtransporterede og lokale kilder, og både antropogene og naturlige kilder.	0,9	196	4.270	4.460

De totale eksterne omkostninger i Hovedstadsområdet pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 13,5 milliarder kr., heraf omkring 4,5 milliarder kr. i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013. Tidligere beregninger for 2010 fik hhv. 12 og 4 mia. kr. (Brandt et al. 2013). Stigningen på omkring 10% skyldes resultatet af den samlede kombination af lavere forureningsniveauer (færre dødsfald), større befolkning (flere dødsfald), lavere brænderøgsemissioner (færre dødsfald) og højere enhedspriser på helbredoeffekterne (opjusteret fra 2006 til 2013). Desuden kan skiftende meteorologi mellem årene have betydning.

De eksterne omkostninger relateret til ozon er omkring 570 millioner kr. i Hovedstadsregionen heraf omkring 200 millioner kr. i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Ozon er ikke direkte emitteret men dannes i atmosfæren ud fra emissioner af NO<sub>x</sub>, kulbrinter og CO. O<sub>3</sub> er direkte helbredsskadeligt, og er derfor også forbundet med ekstern omkostning.

Bidrag fra CO til de eksterne omkostninger er meget lille med omkring 3 mio. kr. i Hovedstadsregionen heraf knap 1 mio. kr. i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

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

## 6.2 Eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen fra lokale emissionskilder i København

I Tabel 6.2 er de eksterne omkostninger for Hovedstadsregionen fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2.5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP kategorier) for de lokale emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Disse er således et udtryk for de eksterne omkostninger for Hovedstadsregionen pga. emissioner i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. CO er ikke medtaget, da bidragene er meget små, og CO ikke er medtaget i den detaljerede emissionsopgørelse for København.

**Tabel 6.2.** Eksterne omkostninger for Hovedstadsregionen pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013 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. DKK (2013-priser).

		O <sub>3</sub> mio. kr.	PM <sub>2.5</sub> mio. kr.	Total mio. kr.	Bidrag %
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	-7,6	17,3	9,6	3,7
SNAP02	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	-0,3	103,8	103,5	39,8
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,2	1,5	1,7	0,7
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	-0,5	0,4	-0,1	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	-2,3	28,4	26,1	10,0
SNAP07	Vej transport	-30,5	105,4	74,9	28,8
SNAP0802	Jernbaner	-0,3	2,2	1,9	0,7
SNAP0808	Industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	-0,6	10,8	10,2	3,9
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	-1,4	0,2	-1,2	-0,5
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	-2,0	1,9	-0,2	-0,1
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	-1,9	30,8	28,9	11,1
Int. søfart	International skibstrafik, Øresund	-12,3	18,9	6,6	2,5
Alle SNAP samlet	Alle ovenstående kilder samlet	-43	303	260	100

Af Tabel 6.2 fremgår, at de totale eksterne omkostninger er omkring 260 mio. kr. i Hovedstadsregionen pga. emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013. De totale eksterne omkostninger i Hovedstadsområdet pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder var omkring 13,5 milliarder kr. (Tabel 6.1). Dvs. at lokale emissioner i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune kun bidrager med

omkring 260 mio. kr. i Hovedstadsregionen svarende til omkring 2%. Tidligere beregninger for 2010 viste 600 mio. kr. og et bidrag på omkring 5% (Brandt et al. 2013). Faldet skyldes primært overgang til ny metode for beregning af brænderøgsemissioner.

De eksterne omkostninger skyldes næsten udelukkende  $PM_{2,5}$ , som for de lokale kilder kun er primært emitteret  $PM_{2,5}$ , da sekundære partikler ikke når at dannes på de korte transportafstande inden for Hovedstadsregionen.

Bemærk at for ozon er de eksterne omkostninger negative (-43 mio. kr.), hvilket i denne sammenhæng viser, at de eksterne omkostninger i relation til ozon tæller positivt. Det skyldes, at lokale emissioner af kvælstofoxider ( $NO_x=NO+NO_2$ ) i København og på Frederiksberg bidrager til en reduktion af  $O_3$  niveauerne i byen ( $NO$  går sammen med  $O_3$  og danner  $NO_2$ ), og derfor er der også en "positiv" effekt af  $NO_x$ , da det helbredsskadelige  $O_3$  reduceres. I EVA-beregningerne forudsættes der endnu ikke lokale helbredseffekter af  $NO_2$ , da der ikke har været konsensus omkring eksponerings-respons sammenhænge for  $NO_2$  som selvstændig effekt.

De eksterne omkostninger relateret til CO er helt ubetydelige i forhold til de andre, og er ikke beregnet.

De vigtigste lokale kilder i København til eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen er ikke-industriell forbrænding (som primært består af forbrænding fra brændeovne), som står for omkring 40% af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 30%. Andre kildertyper som giver et vist bidrag, er Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding med 11% og anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og brug af produkter) med omkring 10% og mobile kilder (ikke-vejgående maskiner mv.) med knap 4% og kraftværker mv. med knap 4%.

I forhold til den tidligere undersøgelse for 2010 (Brandt et al., 2013) har forholdet mellem bidraget fra brændeovne i forhold til vejtrafik ændret sig markant. Tidligere var bidraget omkring 3 gange større for brændeovne i forhold til trafik, mens data for 2013 viser, at brændeovne er omkring en tredje del større end vejtrafik. Ændringen skyldes primært overgang til ny metode for beregning af brænderøgsemissioner.

SNAP kategorier som bidrager meget lidt eller ingenting er udeladt af Tabel 6.2.

### **6.3 Eksterne omkostninger i København fra lokale emissionskilder i København**

I Tabel 6.3 er de eksterne omkostninger for København pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune fordelt på  $O_3$  og  $PM_{2,5}$  og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP kategorier). Det er således de eksterne omkostninger for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune pga. emissioner i disse to kommuner.

Af Tabel 6.3 fremgår, at de totale eksterne omkostninger er omkring 200 mio. kr. i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune pga. emissionskilder i disse to kommuner i 2013. De totale eksterne omkostninger i København pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder var omkring 4,5 milliarder kr. (Tabel 6.1). Dvs. at lokale emissioner i Køben-

havns Kommune og Frederiksberg Kommune kun bidrager med omkring 200 mio. kr. i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune svarende til omkring 5%. Det betyder omvendt, at omkring 95% af alle eksterne omkostninger relateret til luftforurening i København skyldes emissioner uden for København.

I tidligere undersøgelse for 2010 var de eksterne omkostninger 500 mio. og lokale emissioner i København bidrog til 11% af omkostningerne i København (Brandt et al., 2013). Ændringen skyldes primært overgang til ny metode for beregning af brænderøgsemissioner.

Hvis vi sammenligner forskellen mellem bidraget fra emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune for hhv. eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen (260 mio. kr. i Tabel 6.2) og i København (202 mio. kr. i Tabel 6.3) ses at denne forskel udgør omkring 60 mio. kr. Dvs. at emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune bidrager til eksterne omkostninger i størrelsesordenen 60 mio. kr. uden for disse to kommuner og i afstande op til omkring 30 km herfra. Det tilsvarende tal var 100 mio. kr. i 2010 (Brandt et al., 2013).

**Tabel 6.3.** Eksterne omkostninger for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013 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. DKK (2013-priser).

		O <sub>3</sub> mio. kr.	PM <sub>2,5</sub> mio. kr.	Total mio. kr.	Bidrag %
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	-5,7	12,0	6,3	3,1
SNAP02	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	-0,9	80,5	79,6	39,4
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	-0,2	1,2	1,0	0,5
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	-0,2	0,3	0,1	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	-1,2	23,5	22,3	11,0
SNAP07	Vej transport	-26,3	84,5	58,2	28,9
SNAP0802	Jernbaner	-0,6	1,8	1,2	0,6
SNAP0808	Industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	-1,0	8,3	7,3	3,6
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	-0,9	0,1	-0,8	-0,4
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	-1,2	1,4	0,3	0,1
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	-1,2	25,5	24,3	12,1
Int. søfart	International skibstrafik, Øresund	-6,2	7,5	1,2	0,6
Alle SNAP samlet	Alle ovenstående kilder samlet	-37,4	239,3	201,9	100,0

De vigtigste lokale kilder i København til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i København er ikke-industriel forbrænding (som primært består af forbrænding fra brændeovne), som står for omkring 40% af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med omkring 30%. Andre kildetyper som giver et vist bidrag er Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding med omkring 12% og anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og brug af produkter) med omkring 11%, mobile kilder (ikke-vejpgående maskiner mv.) med knap 4% og kraftværker mv. med omkring



3%. Fordelingen mellem disse kilder er derfor stort set den samme som i Tabel 6.2.

SNAP kategorier som bidrager meget lidt eller ingenting er udeladt af Tabel 6.3.

## **6.4 Værdisætningen af statistisk liv og leveår – alternative værdier**

### **Om metoden i EVA**

Værdien for et 'tabt leveår' er den centrale værdi for beregningerne i EVA, eftersom den anvendes til at værdisætte tabet af levetidsforventning ved en kronisk (langsigtet) eksponering overfor luftforurening. Desuden anvendes værdien for et 'statistisk liv' i relation til de relativt få akutte dødsfald, der kan henregnes til ændringer i eksponeringen. Denne fremgangsmåde følger anbefalingen i OECD's vejledning (2006). Som beskrevet i afsnit 3.5, anvendes i EVA-systemet en værdi for et tabt leveår på ca. 585.000 kr. og for et statistisk liv på 15,5 mio. kr. (2013-priser).

Værdien for et leveår stammer fra en undersøgelse gennemført af Alberini et al (2006), som specifikt adresserede betalingsviljen i relation til risikoen ved luftforurening. Undersøgelsen er gennemført som led i et EU-forskningsprojekt og resultatet er omregnet til danske forhold under hensyn til forskellen i indkomst (BNP) per indbygger samt forskelle i købekraftspariteter. Værdien er omregnet til 2013-priser; inflationskorrigeret.

Som led i et senere EU-projekt blev betalingsviljen hos danske respondenter specifikt ift. luftforurening afdækket, hvor der blev fundet et interval på 257.000 kr. - 771.000 kr. (korrigerede 2013-priser) (jf Nielsen, 2010). Nielsen bemærkede i et review af EVA-modellen, at den anvendte værdi i EVA befinder sig indenfor det relevante interval.

Værdien for statistisk liv (VSL - value of statistical life) er baseret på anbefalingen fra et internationalt økonomipanel for EU-kommissionen specifikt ift. luftforurening. Panelet lagde til grund den praksis der har været i bl.a. Storbritannien, og valgte at nedjustere værdien for alder, da der vurderes at være en overvægt af personer over 65 år som dør for tidligt på grund af luftforurening (se EEA, 2013). Spørgsmålet om aldersjustering er omstridt og derfor udeladt i EVA, hvor værdien flugter med resultaterne i en dansk undersøgelse vedrørende trafiksikkerhed (Kidholm, 1995). Justeringer i VSL har dog næsten ingen indflydelse på resultaterne i EVA, da beregningerne kun viser særdeles få af de akutte dødsfald, hvor VSL anvendes.

Værdierne for dødsfald og tab af levetid, der anvendes i EVA, er forholdsvis konservative, og selvom der ikke er tale om et minimumsskøn, kan de indebære en vis undervurdering af de faktiske samfundsøkonomiske omkostninger ved luftforureningen. Denne svaghed skal afvejes i forhold til risikoen for fejlinvesteringer ved at vurdere omkostningerne for højt.

### **Anbefaling fra De Økonomiske Råd**

De Økonomiske Råd (DØR) præsenterede i sin rapport fra foråret 2016 en ny undersøgelse om betalingsviljen for risiko-reduktioner i relation til dødsfald i trafikken blandt danskere og anbefalede på baggrund af denne og en gennemgang af den internationale litteratur at gennemføre en markant forhøjelse af værdien for statistisk liv set i relation til dansk praksis. Anbefalingen lyder på en VSL-værdi på 31 mio. kr.

DØR rapporten (2016:22) omtaler en metode fra litteraturen til på grundlag af VSL at udlede en leveårs-værdi (VOLY; value of life year). Ud fra denne metode udleder DØR en VOLY-værdi på 1,3 mio. kr.

Eftersom disse værdier er væsentligt højere end de anvendte værdier i EVA er der gennemført en følsomhedsberegning med udgangspunkt i disse.

Det er imidlertid nødvendigt at tage forbehold i relation til anbefalingen fra DØR. Risiko-ændringen, som er forsøgt belyst i DØR-undersøgelsen er så lille som 1/100.000 hhv. 2/100.000. Det er væsentligt mindre end den risiko-ændring på 5/1000, som er belyst hos Alberini et al. og som svarer til "risk"-ratioen for partikelforurening (som anvendes i EVA).

Litteraturen har vist betydelige metodiske problemer med at få respondenterne til at tage stilling til meget små risikoændringer, og i DØR undersøgelsen udgår mere end halvdelen af respondenterne, da også på grund af svar der ikke er konsistente, protestsvar m.v. Dertil kommer, at risiko-ændringen vedrører akutte dødsfald i trafikken og ikke den langsigtede risiko for tab af levetid som følge af luftforurening. Den forskellige kontekst kan muligvis have betydning, særligt forskellen mellem en akut og en kronisk risiko.

Når VOLY skal udledes indirekte fra VSL, får valget af diskonteringsrente endvidere stor betydning. Diskonteringsrenten anvendes til at omregne fremtidige omkostninger til nutid, og DØR anvender  $r=3\%$ . Når tidspræferencen ikke er belyst i selve undersøgelsen bliver der tale om at analytikeren må introducere dette valg i betalingsviljen. Det bemærkes bl.a. i OECD vejledningen (2006), at dette er uheldigt, og at det kan undgås ved at fokusere undersøgelser mere direkte på betalingsviljen set i relation til leveår, sådan som det netop blev gjort i undersøgelserne fra EU-projektet af Alberini m.fl., der lægges til grund i EVA.

### **Anbefalinger fra OECD og EU**

OECD (2012) har offentliggjort et omfattende meta-review af den internationale økonomiske litteratur angående værdien af statistisk liv (VSL) (se evt. omtalen hos DØR, 2016). OECD's værdier fremkommer på grundlag af en regressionsanalyse baseret på alle gode undersøgelser vedrørende trafik, sundhed og forurening i den internationale litteratur. OECD sonderer i den forbindelse ikke mellem akutte og kroniske dødsfald, og identificerer ikke en særlig VSL relateret til forureningsdødsfald, hvilket man bør tage notat om ved anvendelsen nedenfor. OECD's review finder en VSL for OECD-området på 3 mio. US dollar, med et interval fra 1,5 - 4,5 mio. US dollar. Endvidere angiver OECD en gennemsnitlig VSL for EU-lande på 3,6 mio US dollar.

Omregnet til danske forhold svarer OECD's resultater til en VSL i 2013 priser på 35,2 henholdsvis 42,2 mio. kr. - alt efter om der omregnes fra OECD-gennemsnittet eller EU-gennemsnittet - hvilket er noget over anbefalingen fra DØR.

På grundlag heraf kan der udledes en VOLY for danske forhold efter samme metode som hos DØR. VOLY udgør 1,093-1,311 mio. kr. (2013 priser), alt efter om der tages udgangspunkt direkte i OECD gennemsnittet eller i EU-gennemsnittet. På grund af usikkerheden ved omregningen fra OECD-gennemsnit til EU-gennemsnit tages der her udgangspunkt i omregningen direkte fra OECD til danske forhold. I henhold til EU's metoder for diskontering anvendes imidlertid en rente på 1% svarende til den rene tidspræference (EU-Kommissionen, 2008).

EU-Kommissionens Generalsekretariat henviser i sine guidelines (2015) for impact assessment og samfundsøkonomiske analyser til OECD's resultater for VSL.

Tabel 1 viser de forskellige værdier for VSL samt de værdier for VOLY, der kan beregnes ved de angivne diskonteringsrater for DØR og EU. Ved VOLY-beregningen er endvidere anvendt dødelighedstavlen fra Danmarks Statistik for 2014-15.

**Tabel 6.4:** De anvendte værdier for statistisk liv (VSL) og statistiske leveår (VOLY) i EVA, samt alternative værdier foreslået af De Økonomiske Råd og EU-Kommissionen (se teksten).

Mio. DKK (2013)	EVA	DØR	EU
VSL (akut)	15,5	30,4	42,2
VOLY	0,583	1,358	1,311

*For EU  $r=0,01$ ; ved DØR  $r=0,03$ ; se forklaringer i teksten*

Følsomhedsberegningen i næste afsnit med udgangspunkt i DØR og EU må fortolkes som de eksterne omkostninger, der fremkommer såfremt betalingsvilligheden for at nedsætte risikoen for dødsfald som følge af luftforureningen må vurderes at være den samme som for dødsfald i trafikken.

## 6.5 Følsomhedsberegninger af de totale eksterne omkostninger

I Tabel 6.5 er de totale eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og i København vist, som er forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder, baseret på værdier for statistisk liv (VSL) og statistiske leveår (VOLY) i EVA, samt alternative værdier foreslået af De Økonomiske Råd (DØR) og EU-Kommissionen (EU). De eksterne omkostninger for CO er ens i de tre tilfælde, da CO kun bidrager til hospitalsindlæggelser, og derfor ikke er påvirket af ændringer i prissætningen af statistisk liv og tabte leveår. Der er her anvendt forudsætningerne fra EVA omkring hospitalsindlæggelser.

**Table 6.5.** Totale eksterne omkostninger i Hovedstadsregionen og i København pga. af luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2013 (2013-priser), baseret på den økonomiske værdisætning af VSL og VOLY i EVA, samt alternative værdisætninger baseret på DØR og EU (se afsnit 6.4 for yderligere forklaringer).

<b>Værdisætning af VSL og VOLY</b>	<b>Område</b>	<b>Kilder</b>	<b>CO mio. kr.</b>	<b>O<sub>3</sub> mio. kr.</b>	<b>PM<sub>2.5</sub> mio. kr.</b>	<b>Total mio. kr.</b>
<b>EVA</b>	Total i Hovedstadsregionen	Total luftforurening, inkl. langtransporterede og lokale kilder, og både antropogene og naturlige kilder	3,2	570	13.000	13.500
	Total Kbh. og Frk. kommuner	Total luftforurening, inkl. langtransporterede og lokale kilder, og både antropogene og naturlige kilder.	0,9	196	4.270	4.460
<b>DØR</b>	Total i Hovedstadsregionen	Total luftforurening, inkl. langtransporterede og lokale kilder, og både antropogene og naturlige kilder	3,2	1.130	26.700	27.800
	Total Kbh. og Frk. kommuner	Total luftforurening, inkl. langtransporterede og lokale kilder, og både antropogene og naturlige kilder.	0,9	395	8.690	9.080
<b>EU</b>	Total i Hovedstadsregionen	Total luftforurening, inkl. langtransporterede og lokale kilder, og både antropogene og naturlige kilder	3,2	1.560	25.900	27.500
	Total Kbh. og Frk. kommuner	Total luftforurening, inkl. langtransporterede og lokale kilder, og både antropogene og naturlige kilder.	0,9	550	8.420	8.970

## 7 Diskussion af usikkerheder

### 7.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden

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

#### Emission

De væsentligste usikkerheder er 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 forureningskomponenter. 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.

#### Luftkvalitet og befolkningseksponering

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, hvilket også tidligere er gennemført for det datagrundlag, som er anvendt i nærværende undersøgelse (Jensen et al., 2013). Sammenligning mellem model og målinger i bybaggrund viser god overensstemmelse for  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$ , og for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  efter korrektion baseret på målinger af SOA og ukendt masse.

Modellen inkluderer havsalts bidrag til partikelmassen. Den regionale model (DEHM) inkluderer endnu ikke sekundære organiske partikler (SOA). Derfor er bidraget fra SOA lagt til ud fra målinger. Endvidere er der lagt et bidrag til for ukendt masse, for at den samlede masse passer med målinger af den samlede masse for hhv.  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ . En væsentlig del af ukendt masse formodes at være vand bundet til partiklerne, samt ophvirvling af partikler, vejstøv, mv., specielt for  $\text{PM}_{10}$ . SOA og ukendt masse udgør omkring 40% for  $\text{PM}_{2.5}$  og omkring 70% for  $\text{PM}_{10}$  af DEHM bidraget. SOA og ukendt masse er lagt til DEHM beregningerne således at man opnår et så godt bud på, hvad de samlede helbredseffekter og eksterne omkostninger er af al luftforurening.

SOA og ukendt masse har kun betydning for beregninger vedrørende den totale luftforurening og ikke på bidragene fra de forskellige emissionssektorer. Bybaggrundskoncentrationerne er modelleret med UBM og indeholder bidrag fra DEHM (og for partikler også SOA og ukendt masse), samt bidrag fra emissioner i Hovedstadsregionen samt international skibstrafik i Øresund. Når man sammenligner de beregnede bybaggrundskoncentrationer med luftkvalitetsmålinger giver det gode resultater (Jensen et al., 2013).

I de nuværende beregninger indgår ikke bidraget til helbredseffekterne og relaterede eksterne omkostninger fra emissionerne i København på regional skala, dvs. uden for Hovedstadsregionen. Emissioner af luftforurening vil

spredes over større afstande og vil derfor give en eksponering af befolkningen længere væk – både i form af de primært emitterede stoffer som  $PM_{2,5}$  og de sekundært dannede nitratpartikler fra emissioner af  $NO_x$  i København. Dette ville have krævet en tilbagekobling fra bybaggrundsmodellen UBM til den regionale model DEHM, og denne kobling har det ikke været muligt at udvikle indenfor rammerne af dette projekt. Specielt  $NO_x$  emissioner givet et stort bidrag til dannelsen af nitratholdige partikler, samt dannelsen af ozon på regional skala.

Usikkerheden på befolkningsdata i Danmark er meget lille, da data er baseret på CPR registeret og geografisk fordelt efter koordinatsatte adresser. Den tidligere undersøgelse var baseret på CPR data fra 2000, mens nærværende opdaterede undersøgelse er baseret på 2008, som er fremskrevet til 2013 ud fra landsgennemsnittet på 2,3%. Som det fremgår af afsnit 3.3 vurderes dette at undervurdere befolkningstallet for Københavns Kommune med omkring 8%, da den faktiske stigning har været højere ud fra tal fra Danmarks Statistik. Alderssammensætningen har kun ændret sig lidt fra 2008 til 2013.

### **Eksposterings-respons og helbredseffekter**

Sammenhængen mellem befolkningseksponering og helbredseffekter er baseret på international litteratur, som er anerkendt af verdenssundhedsorganisationen (WHO). Specielt har man fundet en stærk sammenhæng imellem koncentrationer af  $PM_{2,5}$  i bybaggrunden (her repræsenteret ved resultaterne fra bybaggrundsmodellen UBM) og helbredseffekter. Den anvendte sammenhæng man har fundet for fx dødelighed er en stigning på 6% for en stigning i  $PM_{2,5}$  på  $10 \mu g/m^3$  som årsmiddelværdi. I nærværende resultater er det antaget, at alle partikler er lige skadelige jvf. den bedste viden på området pt.

Usikkerheden ligger i, at det kun afspejler kendt viden, som også til stadighed udvikles.

I beregningerne er det endvidere forudsat, at der ikke er lokale helbredseffekter af  $NO_2$ , men videngrundlaget peger i stigende grad på, at der er selvstændige lokale helbredseffekter af  $NO_2$ .

### **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.; 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.

DØR anbefaler 900.000 kr. for et tabt leveår, men der i EVA-systemet forudsættes omkring 585.000 kr.

Det er imidlertid nødvendigt at være opmærksom på at DØR/EU/OECD anbefalinger refererer til undersøgelser der er generelle og ikke er specielt møntet på de særlige forhold ved forureningsrelaterede dødsfald, hvor der statistisk set tabes færre leveår end ved dødsfald i trafikken, og hvor der er en væsentlig tidsforskydning mellem eksponering og effekt (se også omtalen i afsnit 6.4.).

## **7.2 De enkelte emissionskilder i København**

### **Brændeovne**

Den vigtigste lokale kilde i København i forhold til eksterne omkostninger i København er ikke-industriell forbrænding (som primært består af forbrænding fra brændeovne), som står for omkring 40% af de eksterne omkostninger, efterfulgt af trafik med omkring 30%.

Usikkerheden på emissionsopgørelsen for brændefyring i København er blevet væsentligt reduceret med den mere detaljerede bottom-up metode i modsætning til tidligere top-down metode. Opgørelsen er nu baseret på det samlede antal brændeovne i Københavns Kommune opgjort af kommunens skorstensfejermestre, samt oplysninger om aldersfordeling og enhedsforbrug fra undersøgelsen foretaget af Teknologisk Institut (TI) for Københavns Kommune (Andersen, 2015).

I beregningerne er betydningen af dannelsen af sekundære organiske partikler fra udledning af NMVOC (andre flygtige organiske forbindelser end metan) fra brændeovne ikke medtaget. Hvis de medtages, så vil dette betyde en stigning i partikkelkoncentrationerne, som stammer fra brændefyring, men der findes p.t. ikke det nødvendige videngrundlag til at afgøre hvor meget. Der sker en dannelse af SOA af NMVOC emissioner fra brændeovne. Noget af omdannelsen sker så hurtigt (fx indenfor 30 meter fra skorstenen) at de næsten kan betragtes som en primær udledning, mens anden SOA dannelsen sker meget mere langsomt på regional skala og de er ikke med i DEHM. NMVOC emissioner og NMVOC kemi med i DEHM for ozondannelse, men der er endnu ikke et operationelt modul for dannelse af SOA. Noget af SOA bliver taget med som primære emissioner pga. målemetoden for brændeemissioner, men en anden del er ikke med, og som bliver dannet på større skala. Yderligere diskussion heraf er i Olesen et al. (2010) og Seljeskog et al. (2013).

### **Vejtrafik**

Den anden vigtigste lokale kilde i København i forhold til eksterne omkostninger i København er vejtrafik, som står for omkring 30% af de eksterne omkostninger.

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 rimelig overensstemmelse.

### **Anvendelse af produkter**

Anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og brug af produkter) i København står for omkring 11% af de eksterne omkostninger.

Der er også knyttet væsentlige usikkerheder til emissioner fra anvendelse af produkter, men bidraget er ikke så stort.

### **Ikke-vejpgående maskiner**

Mobile kilder (ikke-vejpgående maskiner mv.) i København står for omkring 4% af de eksterne omkostninger.

Der er også knyttet væsentlige usikkerheder til emissioner fra ikke-vejpgående maskiner, men bidraget fra ikke-vejpgående maskiner 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.

Bidraget fra denne kilde er under alle omstændigheder beskedent.

## **7.3 Farlighed af partikler**

Der er stor usikkerhed om, hvilken typer 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 af partikler har samme helbredseffekt uanset størrelse og kemisk sammensætning.

Pt. mangler der specielt viden omkring betydningen på helbredseffekter af ultrafine partikler 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 København til helbredseffekterne indenfor København vil blive større end de nuværende 5%, 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 dog på (Rohr & Wyzga 2012), at de kulstofholdige partikler (fx primært emitteret fra vejtrafik og brændeovne) er mere helbreds-skadelige 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, og hvis dette viser sig at være rigtigt, vil det betyde, at de lokale kilder indenfor København vil få et større bidrag til helbredseffekter og de relaterede eksterne omkostninger i København end de nuværende 5%. Det vil dog ikke ændre på konklusionen, at træfyring og vejtrafik vil udgøre de største bidragydere til helbredseffekterne i København fra kilder indenfor København, da disse to emissionssektorer allerede er de primære kilder til kulstofholdige 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-industriell forbrænding (primært 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).

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

#### **7.4 Geografisk opløsning**

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 givet 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 for at tage højde for dette er der udviklet en højere geografisk opløsning i modellen, hvor den er øget fra en opløsning på 16,7 km x 16,7 km til 1 km x 1 km for Hovedstadsregionen ved at integrere bybaggrundsmodellen UBM i EVA-systemet. Herved er der gjort en indsats i nærværende studie for at reducere denne usikkerhed.

Befolkningseksponering er nu bestemt med en opløsning på 1 km x 1 km med bybaggrundskoncentrationen som indikator, men det kunne tænkes, at endnu højere geografisk opløsning som adressen med tilhørende højere opløsning i koncentrationsberegningerne (fx integration af gademodell) ville give endnu mere pålidelige resultater. 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 hjerte-lunge relaterede sygdomme (Hoek et al. 2002). På nuværende tidspunkt er videngrundlaget mht. til eksponeringsrespons sammenhænge dog ikke fuldstændigt til at kvantificere alle de helbredseffekter for en befolkning på grundlag af eksponering på adresseniveau, selvom der er lavet en del studier med adressen som indikator for eksponering.

Det har ikke været muligt inden for rammerne af nærværende projekt mere systematisk at undersøge betydningen af at øge den geografiske opløsning yderligere for beregnede helbredseffekter og eksterne omkostninger.

## Referencer

Alberini, A., Hunt, A. and Markandya, A., (2006): Willingness to pay to reduce mortality risks: evidence from a three-country contingent valuation study, *Environmental & Resource Economics* 33: 251-264.

Andersen, J.S. (2015): Undersøgelse om brug af brændeovne i Københavns Kommune. Teknologisk Institut, 2015.

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 helbredseffekter 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*, Vol. 13, pp. 7725-7746, 2013. [www.atmos-chem-phys.net/13/7725/2013/](http://www.atmos-chem-phys.net/13/7725/2013/), doi:10.5194/acp-13-7725-2013.

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

Brandt, J., Jensen, S.S., Plejdrup, M. (2013): Sundhedseffekter og relaterede eksterne omkostninger af luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 64 <http://www.dmu.dk/Pub/SR64.pdf>.

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>.

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

DØR (2016): Diskussionsoplæg. Værdi af statistisk liv. Luftforurening. Danmark fossilfri 2050. Udarbejdet af formandskabet for De Økonomiske Råd til møde i Det Miljøøkonomiske Råd tirsdag den 1. marts 2016. [http://www.dors.dk/files/media/rapporter/2016/M16/m16\\_disk.pdf](http://www.dors.dk/files/media/rapporter/2016/M16/m16_disk.pdf)

EEA (European Environment Agency) 2013. Road user charges for heavy goods vehicles (HGV). Tables with external costs of air pollution. EEA Technical report No 1, Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. Jansen, S., Massling, A. & Jensen, S.S. 2015. 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>.

European Commission, 2008, Guide to cost-benefit analysis of investment projects, Luxembourg.

European Commission, 2015. Better regulation guidelines (with toolbox), SWD(2015)111 final.

Grell, G. A., Dudhia, J., Stauffer, D. R. (1995): "A Description of the Fifth-Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5)", NCAR/TN-398+STR, NCAR Technical Note, pp. 122. Mesoscale and Microscale Meteorology Division. National Center for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, June 1995.

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., Brandt, J., Ketzel, M., Plejdrup, M. (2013): 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., Brandt, J., Plejdrup, M., Kenneth-Nielsen, O. (2015): Brændeovnes bidrag til luftforurening i København. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 17. august 2015. 21 s.

Kidholm K., (1995): Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker, Odense Universitet: Center for Helsetjenesteforskning og socialpolitik.

Nielsen JS, 2010. Approaching the value of a lifeyear, Nationaløkonomisk Tidsskrift 148:67-85.

OECD, 2006. Cost-benefit analysis and the environment: recent developments, Paris.

OECD, 2012. Mortality risk valuation in environment, health and transport policies, Paris.

Olesen, H.R., Winther, M., Ellermann, T., Christensen, J., Plejdrup, M. (2009): Ship emissions and air pollution in Denmark Present situation and future scenarios. Miljøprojekt Nr. 1307.

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., 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>

Miljøstyrelsen (2015): Bekendtgørelse om regulering af luftforurening fra fyringsanlæg til fast brændsel under 1 MW. BEK nr 1461 af 07/12/2015.

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>

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.

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://ec.europa.eu/environment/archives/cape/activities/pdf/cba\\_baseline\\_results2000\\_2020.pdf](http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/activities/pdf/cba_baseline_results2000_2020.pdf)

## KILDEOPGØRELSE, HELBREDSEFFEKTER OG EKSTERNE OMKOSTNINGER AF LUFTFORURENING I KØBENHAVN

Rapporten opdaterer kildeopgørelsen for alle kilder i København fra 2010 til 2013 data, og den betydning dette har for helbredseffekter og eksterne omkostninger. I opdateringen indgår en nyere kortlægning af emissioner fra brændeovne, som er mere detaljeret for København end tidligere opgørelse, og som giver væsentligt lavere emissioner end tidligere metode. Kildernes bidrag til bybaggrunds-koncentrationen i København og relaterede helbredseffekter og eksterne omkostninger opdateres. Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune beregnes ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution). EVA-systemet beregner sundhedseffekter 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 sundhedseffekter samt værdisætning af sundhedseffekterne, også kaldet eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter fra luftforurening.