



KILDEBIDRAG TIL SUNDHEDSSKADELIG LUFTFORURENING I KØBENHAVN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 57

2013



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

KILDEBIDRAG TIL SUNDHEDSSKADELIG LUFTFORURENING I KØBENHAVN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 57

2013

Steen Solvang Jensen
Jørgen Brandt
Matthias Ketzel
Marlene Plejdrup



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 57
Titel:	Kildebidrag til sundhedsskadelig luftforurening i København
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Matthias Ketzel, og Marlene Plejdrup
Institution:	Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dmu.au.dk
Udgivelsesår:	24. juni 2013
Redaktion afsluttet:	18.05.2013
Projektperiode:	09.01.2013 – 01.03.2013
Faglig kommentering:	Thomas Ellermann
Finansiel støtte:	Københavns Kommune
Bedes citeret:	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
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning	Projektets formål er at udarbejde en kildeopgørelse for NO _x , NO ₂ , PM ₁₀ og PM _{2.5} samt antal partikler for luftforureningen i bybaggrund og på gadeniveau i København, således at der skabes et overblik over hvor meget de forskellige kilder bidrager med. Fokus i projektet er således på bidrag til den sundhedsskadelige del af luftforureningen.
Emneord:	Kildeopgørelse, emission, luftkvalitet, København.
Layout:	Majbritt Ulrich
Foto forside:	Københavns Kommune
ISBN:	978-87-7156-004-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	85
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://www2.dmu.dk/Pub/SR57.pdf
Supplerende oplysninger:	En ændret organisationsstruktur ved Aarhus Universitet indebærer, at AU/DCE fra den 1. juli 2011 er trådt i stedet for det hidtidige Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) som indgang for myndigheder, erhverv og offentlighed til Aarhus Universitets faglige miljøer inden for natur, miljø og energi.

Indhold

1	Indledning	5
2	Sammenfatning	6
2.1	Baggrund og formål	6
2.2	Undersøgelsen	6
2.3	Hovedkonklusioner og projektræsults	8
2.4	Diskussion af usikkerheder	14
3	Summary in English	16
3.1	Background and objectives	16
3.2	The study	16
3.3	Main Conclusions and Project Results	18
3.4	Discussion of uncertainties	23
4	Metode for kildeopgørelsen	25
4.1	Kildeopgørelse for bybaggrund	27
4.2	Kildeopgørelse på gadeniveau	27
4.3	Luftkvalitetsmodellering	28
4.4	Data til DEHM model	29
4.5	Data til UBM model	30
4.6	Data til OSPM	31
4.7	SPREAD – model til fordeling af emissioner til luft med høj rumlig opløsning	33
4.8	Kildeopgørelse for modelleret regional baggrund ud fra eksterne omkostninger	40
4.9	Kildeopgørelse for partikler ud fra receptormodellering	41
5	Koncentrationer i regional baggrund, bybaggrund og gade	42
6	Kildeopgørelse for bybaggrundsluften	44
6.1	Emissionsopgørelse for København	44
6.2	Kildernes bidrag til bybaggrundsforurening i København	51
6.3	Kildeopgørelse for modelleret regionalt bidrag ud fra eksterne omkostninger	59
7	Kildeopgørelse for gadeluften	65
7.1	Kildeopgørelser for 99 gader i København	65
7.2	Kildeopgørelse for H.C. Andersens Boulevard	70
	Referencer	78
	Bilag 1: 99 gader i København	81
	Bilag 2: Indregistreringsdatoer for Euroemissionsnormer	84

1 Indledning

Der er skabt et overblik over, hvor meget de forskellige kilder til luftforurening (NO_x , NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ samt antallet af partikler) bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer i hhv. bybaggrund og på gadeniveau (i mikrogram pr. kubikmeter og i procent) i København og på Frederiksberg. Fokus i projektet er således på bidrag til den sundhedsskadelige del af luftforureningen.

Kapitel 2 og 3 er hhv. den danske og engelske sammenfatning.

Kapitel 4 gør rede for metoden for kildeopgørelsen, som er baseret på anvendelse af forskellige luftkvalitetsmodeller og emissionsdata for kilderne for at kunne beregne bidraget fra de forskellige kilder til luftkvaliteten. Endvidere præsenteres en allerede udført kildeopgørelse for partikler i gaderum, som er baseret på receptormodellering.

Kapitel 5 giver et overblik over kildebidragene fra regional baggrund, bybaggrund og gade for de forskellige stoffer, således at størrelsesordenen af disse bliver illustreret.

Kapitel 6 detaljerer kildebidragene til bybaggrundsforureningen, som består dels af det regionale bidrag og en underopdeling af bidraget for forskellige emissionskilder.

Kapitel 7 detaljerer kildebidragene til gadeforureningen, som består dels af bybaggrundsbidraget og en underopdeling af bidraget fra trafikken. Dette er illustreret for 99 trafikerede gader i København og på Frederiksberg og yderligere detaljeret for H.C. Andersens Boulevard, som er en gade, hvor grænseværdien for NO_2 som årsmiddelværdi var overskrevet i 2011.

Dette kapitel viser også resultater fra en tidligere kildeopgørelse for partikler baseret på receptormodellering, hvor analyse af luftkvalitetsdata i kombination med kildeprofiler fører til en opgørelse af kildebidrag. Disse resultater stammer fra det såkaldte Partikelforskningsprojekt (Massling et al. 2011).

Målgruppen for rapporten er teknikere, planlæggere og sagsbehandlere i Københavns Kommune, andre myndigheder, rådgivere inden for området, men også den interesserede borger og interesseorganisationer inden for miljø.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af:

Faris Salim Abdali, Købehavns Kommune (formand)
Greta Nedergaard, Købehavns Kommune
Anders Brix Thomsen, Købehavns Kommune
Thøger Lund-Sørensen, Købehavns Kommune
Anders Edstrand, Købehavns Kommune
Catrine Biering, Købehavns Kommune
Tanja Ballhorn Provstgaard, Købehavns Kommune
Melissa Holmes, Købehavns Kommune
Jørgen Brandt, AU/DCE
Steen Solvang Jensen, AU/DCE
Matthias Ketzal, AU/DCE
Marlene S. Plejdrup, AU/DCE

2 Sammenfatning

2.1 Baggrund og formål

Som grundlag for at regulere luftforurening er det vigtigt at have information om, hvor meget de enkelte kilder bidrager til luftforureningen. Koncentrationen af luftforureninger og befolkningens eksponering har betydning for luftforureningens sundhedseffekter.

Luftforureningen i København er både påvirket af lokale kilder i byen og kilder uden for byen i Danmark og i Europa. Der er således et regionalt bidrag af luftforurening, som er langtransporteret, og som ikke kan reguleres lokalt.

Kildeopgørelsen giver information om størrelsen af det regionale bidrag for de forskellige luftforureninger, samt hvor meget de lokale kilder i byen bidrager med, herunder hvor meget trafik i gader bidrager med. Kildeopgørelser giver også information om det potentiale, som en reduktion af en given kilde vil have for forbedring af luftkvaliteten.

Projektets formål er at udarbejde en kildeopgørelse for kvælstofoxider (NO_x), kvælstofdioxid (NO_2), PM_{10} (partikler under 10 mikrometer) og $\text{PM}_{2.5}$ (partikler under 2,5 mikrometer) samt antal partikler i bybaggrund og på gadeniveau i København, således at der skabes et overblik over hvor meget de forskellige kilder bidrager med. Opgørelsen vil således vise, hvor meget de forskellige kilder bidrager til koncentrationen i hhv. bybaggrund og gade (i mikrogram pr. kubikmeter og i procent). Fokus i projektet er således på bidrag til den sundhedsskadelige del af luftforureningen.

2.2 Undersøgelsen

Det er valgt at fokusere på NO_x , NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ samt antal partikler.

NO_x og NO_2 er gode indikatorer for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. Der er sundhedsrelaterede grænseværdier for NO_2 , hvor grænseværdien som årsmiddelværdi på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er overskredet ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København.

PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ har en lang række kilder og langtransporteret luftforurening spiller en stor rolle. Der er sundhedsrelaterede grænseværdier for PM_{10} på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddelværdi og for $\text{PM}_{2.5}$ på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddelværdi, som ikke er overskredet på målestationer i København. På trods af at grænseværdierne ikke er overskrevet, er der stor sundhedsbelastning knyttet til PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$. Der findes ikke grænseværdier for luftkvaliteten af antal partikler, og sundhedsbelastningen samt kildeopgørelsen for antal partikler er usikker pga. mangelfuldt videngrundlag.

Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – i dette tilfælde Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, samt det regionale bidrag. 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. Bybaggrunds-koncentrationer afskiller sig således fra gadekoncentrationer, hvor også det direkte bidrag fra trafikken i den pågældende gade er inkluderet.

Luftforureningen i en gade er bestemt af trafikilderne i gaden og gadens geometri samt bidraget fra bybaggrundsforureningen. Gadekoncentrationer vil således være højere end bybaggrundsforureningen.

Disse forskellige bidrag er beregnet med luftkvalitetsmodeller på baggrund af emissionsdata og meteorologiske data samt topologiske data. Regional luftforurening beregnes med DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model), bybaggrundsforureningen beregnes med UBM (Urban Background Model) og gadeforureningen beregnes med OSPM (Operational Street Pollution Model). For Danmark anvendes SPREAD emissionsmodellen (Spatial High Resolution Emission to Air Distribution Model), som har en geografisk opløsning på 1 km x 1 km. Kildeopgørelsen er gennemført for 2010, som er seneste år for emissionsdata. UBM modellen tager hensyn til emissioner, som ligger inden for 20 km fra receptorpunkterne. Bybaggrunds-koncentrationerne er beregnet for alle gitterceller på 1 km x 1 km, som udgør Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, og kildebidragene hertil er beregnet. Der er herefter taget et gennemsnit heraf, således at præsenterede kildebidrag for bybaggrund repræsenterer et gennemsnit.

Bidraget til luftforureningsniveauerne af NO_x, NO₂, PM₁₀ og PM_{2.5} er beregnet ved at slukke hver af kilderne i modellen. Bidraget for hver kategori bliver beregnet, som forskellen mellem modelresultatet, hvor alle kilder er medtaget, og modelresultaterne, hvor de enkelte kilder er slukket. På den måde tages der hensyn til ikke-lineær atmosfærisk kemi i beregningerne, som har betydning for beregning af NO₂, som indgår i reaktioner mellem NO, NO₂ og O₃.

DEHM modellen 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, som bl.a. formodes at være vand bundet til partiklerne. Det er gjort for at den samlede beregnede masse skal passe med målinger af den samlede masse for hhv. PM₁₀ og PM_{2.5}.

I modelsystemet er kildeopgørelsen for bybaggrundsforureningen delt op i følgende bidrag – et regionalt bidrag og et lokalt bidrag.

Det regionale bidrag repræsenterer den luftforurening, som blæser ind over den ydre kommunegrænse for Københavns Kommune. Det regionale bidrag består af et bidrag fra DEHM modellen (og for partikler også SOA og ukendt masse) samt bidragene fra nabokommuner, hvor nabokommuner er defineret ved afstanden op til 20 km væk fra Københavns Kommunes ydre kommunegrænse. Endvidere er medtaget bidraget fra den internationale skibstrafik i Øresund, som en del af det regionale bidrag, hvor det lokale bidrag fra Øresund er defineret i en afstand op til 20 km væk fra kommunegrænsen. Bidraget fra afstande over 20 km er beregnet med den regionale model, mens bidrag under 20 km er beregnet med UBM. De lokale kilder er emissioner opdelt på SNAP¹ koder 1-9 inden for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune på 1 km x 1 km gitterceller.

I det anvendte model-setup kan DEHM resultater ikke umiddelbart sammenlignes med fx den regionale baggrundstation Lille Valby/Risø, da DEHM leverer opstrømskoncentrationer til UBM, som efterfølgende inddra-

¹ SNAP er en forkortelse af Selected Nomenclature for source of Air Pollution. Dvs. et system til gruppering af emissioner og aktiviteter.

ger bidraget fra lokale kilder indenfor en afstand af 20 km af et givent beregningspunkt. Endvidere inkluderer DEHM modellen endnu ikke sekundære organiske partikler (SOA). Derfor er det DEHM modelleret bidrag kun omkring halvdelen af målte værdier på fx målestationen Lille Valby/Risø.

Kildeopgørelsen for gader er gennemført for 99 trafikerede gader i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, hvor kildeopgørelsen underopdeler på køretøjskategorier for 2010. For en enkelt gade – H.C. Andersens Boulevard – er der givet en mere detaljeret kildeopgørelse for NO_x , hvor køretøjskategorierne er yderligere underopdelt på Euroemissionsklasser og brændstoftype (benzin/diesel). Her repræsenterer kildeopgørelsen 2015.

Ud over at kildebidragene er bestemt for luftforureningen er den relative fordeling af sundhedsrelaterede eksterne omkostningerne for de forskellige kildebidrag også beregnet med EVA-systemet (Economic Valuation of Air pollution) for hele Danmark. Denne beregning danner grundlag for kildeopgørelsen i den regionale baggrund. EVA-systemet er et integreret modelsystem, som ud fra kildeopgørelsen i den regionale baggrund (DEHM) kan beregne de sundhedsrelaterede omkostninger fra luftforurening og estimere, hvordan de eksterne omkostninger er fordelt på de forskellige luftforureningskilder og emissionssektorer. Beregningerne repræsenterer 2008.

2.3 Hovedkonklusioner og projektræsultater

2.3.1 Hovedbidragene

Det regionale bidrag til NO_x og NO_2 er relativt lille. NO_x og NO_2 er således domineret af lokale kilder, dvs. kilder i byen og trafikskilder i gaden. Det forholder sig omvendt for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$, hvor det regionale bidrag er dominerende, og de lokale kilder betyder mindre. Det regionale bidrag stammer fra kilder i Danmark og Europa uden for Københavns Kommunes ydre kommunegrænse. Målte koncentrationer af antallet af partikler følger mønstret for NO_x og NO_2 , dvs. at det regionale bidrag er relativt lille og luftforureningen med ultrafine partikler er således domineret af lokale kilder, dvs. kilder i byen og trafikskilder i gaden.

2.3.2 Kildebidragene til bybaggrundsforureningen

NO_x forurening domineret af lokale kilder

Som forventet er koncentrationen af NO_x større end koncentrationen af NO_2 , da NO_x indeholder både NO og NO_2 .

Det regionale modellerede DEHM bidrag til NO_x forureningen i bybaggrund er relativt lille (omkring $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 25% af bybaggrund).

Bidraget fra nabokommunerne er omkring $4\text{--}5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 25-27% af bybaggrund og er af samme størrelse som vejtrafikken inden for Københavns Kommune og Frederiksberg. Bidraget fra nabokommunerne er domineret af vejtrafik.

Tidligere vurderinger af skibstrafikken i de danske farvande og dens bidrag til 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). Den internationale skibstrafik i Øresund bidrager heraf med $0,6\text{--}0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (omkring 4% af bybaggrund), mens resten er en del af den regionale luftforurening. Øgede emissionskrav for NO_x under International Maritime Organization (IMO), og forventet øget skibstrafik forventes at opveje hinanden, så

bidraget fra skibstrafikken i absolutte tal er nogenlunde lige meget i 2007 og i 2020.

Hvis vi ser på de regionale 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 hhv. omkring 55% for NO_x og 60% for NO_2 af bybaggrundsforureningen i København.

NO_x forureningen er således domineret af lokale kilder i og umiddelbart omkring København med omkring 75% af bybaggrund, hvor den største kilde er vejtrafik omkring $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 26-28% af bybaggrund. De lokale kilder omfatter her også nabokommuner (primært trafik), skibstrafik i Øresund samt alle kilder inden for Københavns ydre kommunegrænse.

Andre lokale kilder inden for Københavns ydre kommunegrænse af en vis betydning er kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg ($1-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 8-10% af bybaggrund), industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner ($0,4-0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 2-3%) og ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service domineret af brænderøg ($0,2-0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller knap 2%).

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 tilsvarende til ozondannelsen på stor skala sammen med europæiske kilder, mens de danske kilder samlet bidrager til en reduktion af ozonniveauerne i Danmark. DEHM modellen beregner det regionale baggrundsniveau for ozon til omkring $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette niveau modificeres af NO_x emissionen fra lokale kilder, som omdanner ozon til NO_2 i reaktion med NO, således at ozonkoncentrationen i bybaggrund ender med at blive omkring $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Partikelforurening domineret af regionalt bidrag

Det regionale koncentrationsbidrag er dominerende for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$. Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa uden for Københavns Kommunes ydre kommunegrænse. Som forventet er den regionale koncentration af PM_{10} lidt større end $\text{PM}_{2.5}$, da PM_{10} også indeholder massen af partikler med diameter fra 2,5 til 10 mikrometer. Det regionale bidrag består bl.a. af bidraget modelleret med DEHM, SOA og ukendt masse. For PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ er det regionale bidrag hhv. $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ud af den målte bybaggrund på hhv. $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det regionale bidrag for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ udgør således hhv. 89% og 86% af bybaggrund.

Nabokommunerne bidrager også med et mindre bidrag på omkring $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (omkring 3%), mens International skibstrafik i Øresund indenfor 20 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 plus SOA og ukendt masse, nabokommuner og skibstrafik i Øresund. Sammenlagt udgør disse bidrag omkring 92% af PM_{10} og 89% af $\text{PM}_{2.5}$ af bybaggrundsforureningen i København.

De lokale kilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune udgør sammenlagt omkring $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (omkring 8% af bybaggrundsforureningen), og er helt overvejende ikke-industriel forbrænding (fx forbrænding i husholdninger og handel og service) og vejtrafikken, hvor ikke-industriel forbrænding bidrager med omkring dobbelt så meget som vejtrafikken. Ikke-industriel forbrænding bidrager med omkring $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og vejtrafikken med omkring $0,3\text{-}0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Emissioner fra 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. Særligt vedrørende brændeovne og -kedler er, at både beregning og den geografiske kortlægning af emissioner er forbundet med stor usikkerhed, da den er baseret på Energistyrelsens opgørelse af træforbrug i husholdninger per kommune. Det betyder, at emissioner fra træfyring i husholdninger er fordelt på kommuneniveau, og at emissionen i en given kommune er fordelt jævnt på hele kommunens areal. Fordelingen antages at lede til en overestimering af emissionerne fra træfyring i husholdninger i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

Øvrige kilder som fx kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg (SNAP 1), og Industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner (SNAP 0808) bidrager meget lidt. Bemærk at international skibstrafik uden for Øresund er indeholdt i det regionale modellerede bidrag med DEHM.

De forskellige kilders koncentrationsbidrag til bybaggrundsluftforureningen er vist i Tabel 2.1.

Tabel 2.1. Koncentrationsbidrag til den totale bybaggrundsluftforurening i 2010 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed %)

Procent af total		NO _x	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃
SNAP1	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	9,9	8,3	0,2	0,2	-2,1
SNAP2	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	1,8	1,5	4,6	6,7	-0,4
SNAP3	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,5	0,5	0,0	0,0	-0,1
SNAP4	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP5	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
SNAP6	Anvendelse af produkter	0,1	0,0	0,3	0,4	0,0
SNAP7	Vej transport	28,4	25,8	2,3	2,6	-6,5
SNAP802	Jernbaner	1,4	1,2	0,0	0,1	-0,3
SNAP0803	Flodtransport	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0805	Luffart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	2,6	2,2	0,2	0,3	-0,6
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,3	0,2	0,1	0,1	-0,1
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
Urban BG	Nabokommuner	24,7	26,9	2,6	3,4	-7
SNAP INT SHIP	International skibstrafik, Øresund	4,0	3,6	0,1	0,1	-0,9
DEHM	Regional baggrund (model)	26,4	29,6	35,6	41,8	117,9
OM (regional)	Sekundære organiske partikler (målt)			17,5	25,5	
Ukendt (regional)	Ukendt masse (rest ud fra målinger)			36,3	18,6	
Total		100	100	100	100	100

Kildebidrag til sundhedsrelaterede eksterne omkostninger

I Tabel 2.2 er bidraget i procent fra danske emissionssektorer fordelt efter de sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark fra samme kilder beregnet med EVA-systemet. Beregningerne er for 2000 og 2008. Kildeopgørelsen er således baseret på de eksterne omkostninger og ikke direkte på en kildeopgørelse, som beregner koncentrationsbidraget fra de forskellige kilder, som i Tabel 2.1. I EVA-systemet beregnes også et koncentrationsbidrag fra en kilde men derefter beregnes befolkningseksposeringen og sundhedseffekter ud fra eksponerings-respons sammenhænge og til sidst sker en pris-sætning ud fra omkostninger pr. sundhedseffekt.

De dominerende bidragydere fra danske emissionssektorer er i 2008: 1) Landbrug, 2) ikke-industriel forbrænding, og 3) vejtransport. De eksterne omkostninger i EVA systemet er domineret af antallet af tabte leveår, som igen er domineret af partikelmassen. Landbruget er en af de væsentligste bidragydere pga. bidraget til de i atmosfæren dannede sekundære uorganiske partikler ammoniumsulfat og ammoniumnitrat på baggrund af landbrugets udledninger af ammoniak. Der er pt. ikke viden nok til at kunne adskille sundhedseffekten fra de uorganiske sekundære partikler og fra primære partikler som fx sod og derfor er der i disse beregninger antaget at sundhedseffekterne er de samme fra alle typer af partikler. Vi har dog også lavet en følsomhedsanalyse, hvor primære partikler antages at være mere sundhedsskadelige end sekundære og denne analyse viser at sundhedsomkost-

ningerne for brændeovne og vejtrafik vil stige i forhold til emissioner fra landbruget under denne antagelse.

Den største ændring fra 2000 til 2008 er at ikke-industriel forbrænding er steget markant, hvilket kan tilskrives stigning i antal brændeovne og kedler og deres brug.

Tabel 2.2. Bidrag i % fra danske emissionssektorer fordelt efter bidrag til de sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark fra samme kilder. Beregningsåret er år 2000 for meteorologi og årene 2000 og 2008 for emissioner. Tallene i parentes i 2008 er beregnet under forudsætning af at sundhedsskadeligheden af primære partikler er 1,3 gange gennemsnittet og skadeligheden af sekundære uorganiske partikler er 0,7 gange gennemsnittet.

SNAP kategori		Emissionsår	
		2000	2008
SNAP1	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	5,7	4,4 (3,4)
SNAP2	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdn., handel og service	16,3	29,9 (39,1)
SNAP3	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	4,3	4,3 (3,6)
SNAP4	Industrielle processer	3,1	2,4 (1,9)
SNAP5	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie	2,3	1,8 (1,4)
SNAP6	Anvendelse af produkter	2,5	2,0 (1,5)
SNAP7	Vej transport	19,3	16,3 (17,7)
SNAP8	Andre mobile kilder	7,2	5,4 (5,6)
SNAP9	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,4 (0,3)
SNAP10	Landbrug	39,4	33,2 (25,5)
Sum SNAP1 - SNAP10		100	100 (100)

2.3.3 Kildeopgørelse for gadebidraget

Ud af gadekoncentrationen er bybaggrundsbidraget større end gadebidraget for PM₁₀ og PM_{2,5}, mens det er mindre for NO_x og NO₂.

Gadebidraget er det koncentrationsbidrag som trafikken i gaden giver anledning til. Summen af gadebidraget og bybaggrundsbidraget (som er inkl. det regionale bidrag) giver til sammen gadekoncentrationen.

Den gennemsnitlige køretøjsfordeling for de 99 gader er 80% personbiler, 16% varebiler, og 4% lastbiler og busser. Da køretøjsfordelingen er forskellig fra gade til gade vil der også være forskelle i kildefordelingen fra gade til gade.

Som forventet er gadebidraget større for NO_x end for NO₂, da NO_x er summen af NO og NO₂. Det modellerede gadebidrag for NO_x er op til omkring 65 µg/m³ og for NO₂ op til omkring 30 µg/m³. Ved vurdering af NO_x skal det således tages med i betragtning at modelberegningerne undervurderer gadebidraget til NO_x, som ved H.C. Andersens Boulevard måles til omkring 110 µg/m³. Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden og gadegeometrien.

Hvis vi betragter gadebidraget er det generelle billede for NO_x og NO_2 , at personbiler bidrager mest. Herefter bidrager hver af køretøjskategorierne: varebil, lastbil og bus med omtrent lige meget, men det svinger fra gade til gade afhængig af køretøjsfordelingen for den tunge trafik. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager samlet typisk mere end varebiler, og lastbiler bidrager typisk mere end busser. På trods af at lastbiler og busser kun udgør 4% af trafikken bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er omkring 10 gange højere end for person- og varebiler. Hvis det antages at antallet af partikler er proportionalt med NO_x er kildefordelingen for antallet af partikler den samme som beskrevet ovenfor.

Som forventet er gadebidraget større for PM_{10} end for $\text{PM}_{2.5}$, da PM_{10} indeholder en større andel af ikke-udstødning, som er vej-, dæk- og bremseslid og ophvirvling heraf. Gadebidraget for PM_{10} er op til omkring $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og for $\text{PM}_{2.5}$ op til omkring $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gadebidraget for antal partikler er op til omkring 12.000 partikler pr. cm^3 . Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden og gadegeometrien.

Generelt bidrager personbiler mest efterfulgt af varebiler til PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$. Person- og varebiler bidrager i gns. hhv. 62% og 22% til PM_{10} og hhv. 57% og 28% for $\text{PM}_{2.5}$. Den tunge trafik bidrager generelt mindre end varebiler, og busser bidrager generelt mindre end lastbiler. Lastbiler bidrager i gns. med 11% til PM_{10} og 10% til $\text{PM}_{2.5}$ og busser bidrager i gns. 7% til både PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$. Grunden til at person- og varebiler bidrager relativt mere til PM_{10} end til NO_x i forhold til den tunge trafik er pga. ikke-udstødningsbidraget. På trods af at ikke-udstødningsbidraget er mindre for person- og varebiler pr. køretøj i forhold til tunge køretøjer, bidrager person- og varebiler relativt mere til PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ pga. det store antal person- og varebiler. Endvidere har miljøzonen reduceret PM udstødningen fra den tunge trafik.

Den gennemsnitlige kildeopgørelse for gadebidraget for de forskellige stoffer for de 99 gader er vist i Tabel 2.3.

Tabel 2.3. Gennemsnitlig kildeopgørelse af gadebidraget på køretøjskategori for de 99 gader i 2010.

Luftforurening	Personbiler	Varebiler	Lastbiler	Lastbiler	Busser	Total
			< 32t	> 32t		
NO_x	43	21	14	8	15	100
NO_2	44	21	14	8	15	100
PM_{10}	62	22	6	3	7	100
$\text{PM}_{2.5}$	57	28	6	2	7	100
Pt. antal	43	21	14	8	15	100

Kildeopgørelsen for NO_x på H.C. Andersens Boulevard fordelt på Euro-emissionsklasser og benzin og diesel i 2015 viste at omkring 84% af NO_x emissioner kommer fra dieselskøretøjer, og at omkring 29% kommer fra ældre køretøjer til og med Euro 3.

2.4 Diskussion af usikkerheder

Kildeopgørelsen er i høj grad baseret på luftkvalitetsmodeller. Der er usikkerheder forbundet med selve modellernes 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 på er at sammenligne modelresultater med måleresultater, hvilket også er gennemført i denne undersøgelse. Sammenligning mellem model og målinger i bybaggrund viser god overensstemmelse for NO_x og NO₂, og for PM₁₀ og PM_{2.5} men kun grundet korrektion for SOA og ukendt masse. For gadekoncentrationer underestimerer modellen i forhold til målinger for især NO_x, men viser relativ god sammenhæng for NO₂.

DEHM inkluderer endnu ikke sekundære organiske partikler (SOA). Derfor er bidraget fra SOA lagt til ud fra målinger. SOA er skønnet ud fra målt organisk stof (OM). En stor del af dette formodes at være SOA, og i nærværende rapports kildeopgørelser er det antaget at alt OM er SOA. Endvidere er der lagt et bidrag til for ukendt masse for at den samlede masse passer med målinger af den samlede masse for hhv. PM₁₀ og PM_{2.5}. Havsalt som heller ikke er inkluderet i modellen er derfor en del af ukendt masse i denne sammenhæng. En væsentlig del af ukendt masse formodes at være vand bundet til partiklerne. SOA og ukendt masse udgør omkring 150% af DEHM bidraget. Såfremt disse bidrag var inkluderet i emissionssektorerne kunne det tænkes at give en anden fordeling mellem emissionssektorerne. På den anden side er kildeopgørelsen for regional baggrund lavet ud fra antropogene emissioner, og SOA og ukendt masse (vand mv.) er primært fra naturlige emissioner, så måske vil inddragelse heraf ikke lave meget om på den relative fordeling mellem sektorerne.

Det samme gør sig gældende for beregning af de sundhedsrelaterede omkostninger med EVA-systemet, som også er baseret på DEHM. Det er endvidere forudsat at de sundhedsrelaterede eksterne omkostningers fordeling i København er som for Danmark som helhed, hvilket er en tilnærmelse. En væsentlig forudsætning er, at primære og sekundære partikler er lige sundhedsskadelige, og en følsomhedsanalyse hvor det er forudsat at sundhedsskadeligheden af primære partikler er 1,3 gange gennemsnittet og skadeligheden af sekundære partikler er 0,7 gange gennemsnittet, viste også at fordelingen mellem de forskellige emissionssektorer var påvirket heraf. Denne følsomhedsanalyse viser, at ikke-industriel forbrænding (primært brændeovne og kedler), som er direkte emitterede partikler, får større vægt, mens landbrugets andel bliver mindre, da bidraget her hovedsageligt er relateret til de sekundære partikler, ellers er der kun mindre ændringer i de indbyrdes bidrag fra sektorerne. EVA-systemet beregner endvidere sundhedsrelaterede eksterne omkostninger på baggrund af regionale koncentrationer, hvor en yderligere geografisk opløsning kunne tænkes at øge bidragene fra lokale bynære kilder som vejtrafik og brændeovne.

Bybaggrund er modelleret med UBM og indeholder bidrag fra DEHM (og for partikler også SOA og ukendt masse), samt bidrag fra nabokommuner, international skibstrafik i Øresund samt alle emissioner inden for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

Der er især knyttet usikkerheder til størrelsen af ikke-industriel forbrænding, som er domineret af brændeovne og kedler. Ikke-industriel forbrænding bidrager med 5-7% af bybaggrundsforureningen af partikelmassen. Brændefyring er formentligt den kildetype, hvor der er størst usikkerhed på

emissionerne, idet både brændselsforbrug og emissionsfaktorer (gram forurening per kilo brændsel) er behæftet med stor variation og dermed usikkerhed. I praksis afhænger emissionsfaktorer ikke blot af anlæggets type, men også af installationen og i høj grad af brugerens betjening af brændeovnen. Beregningerne er baseret på en emissionsopgørelse, der opdeler brændeovne og -fyr i ti forskellige klasser, som hver er tildelt en gennemsnitlig emissionsfaktor. Emissionerne er opgjort på kommuneniveau, og brænde-forbruget er taget fra en opgørelse, som Energistyrelsen har udarbejdet på baggrund af spørgeskemaundersøgelser. Dette er de samme forudsætninger som indgår i den nationale emissionsopgørelse. 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 partikelkoncentrationerne, som stammer fra brændefyring, men der findes p.t. ikke det nødvendige videngrundlag til at afgøre hvor meget. Yderligere diskussion heraf er i Olesen et al. (2010) og Seljeskog et al. (2013).

Der er også knyttet usikkerheder til ikke-vejgående maskiner (arbejdsmaskiner, entreprenørmaskiner, tog mv.), men bidraget fra ikke-vejgående maskiner er meget beskedent med 0,2-0,3% for partikelmassen. Der pågår en udredning for Miljøstyrelsen bl.a. om yderligere kvantificering af bidragene fra denne kilde. Delrapportering herfra vedr. tog viser at bidraget fra tog er beskedent (MST, 2013).

Der er en væsentlig usikkerhed forbundet med en opgørelse for partikelantal i bybaggrunden, da denne parameter ikke indgår i modellen pt, og der heller ikke forsøgt udarbejdet en kildefordeling for antal partikler. De væsentligste kilder til partikelantal i bybaggrunden antages at være fra trafik og ikke-industriel forbrænding. Derfor vil en antaget sammenhæng kun mellem NO_x og partikelantal være utilstrækkelig i bybaggrunden, og en kildeopgørelse for partikelantal i bybaggrunden forventes at ligge mellem kildeopgørelserne for NO_x og $\text{PM}_{2.5}$. Det er ikke muligt pt. at kvalificeret dette yderligere pga. manglende videngrundlag.

Kildeopgørelsen for gadebidraget modelleret med OSPM vurderes at være relativt godt bestemt, da det kun er bestemt af trafikken som kilde, og der er relativ god viden om emissionsforholdene. Dette gælder dog ikke for antallet af partikler. Her er kildefordelingen på køretøjskategorier baseret på en god sammenhæng mellem målt gadebidrag af NO_x og koncentration af partikelantal, men fordelingen på de enkelte køretøjskategorier er mere usikker, da den antages at være proportional med den beregnede NO_x emission for de enkelte køretøjskategorier. Som en følsomhedsvurdering på denne antagelse er der også gennemført beregninger, hvor det antages at partikelantallet er proportionalt med den modellerede partikeludstødning, hvilket giver et noget andet billede af de relative bidrag fra de forskellige køretøjskategorier.

3 Summary in English

3.1 Background and objectives

As a basis for regulation of air pollution, it is important to have information about how much each source contributes to the concentration of air pollutants, population exposure and the related health impacts.

Source apportionment provides information about the potential for improvement of air quality due to emission reductions of a given source.

Air pollution in Copenhagen is influenced by local sources in the city and sources outside the city in Denmark and Europe. Thus, there is a regional contribution of air pollution that is transported over long distances which can't be controlled locally. Source apportionment provides information on the size of the regional contribution of the different air pollutants, and how much the city contributes, and how much traffic in the streets contributes.

The aim of the project is to prepare a source apportionment for nitrogen oxides (NO_x), nitrogen dioxide (NO_2), PM_{10} (particles less than 10 microns) and $\text{PM}_{2.5}$ (particles less than 2.5 microns) and number of particles for urban background concentrations and street concentrations in Copenhagen to estimate how much the different sources contribute. The source apportionment will show how much the different sources contribute to the concentration, respectively, for urban background and street concentrations (in micrograms per cubic meter and in percentage). The focus of the project is on air pollutants that are harmful to public health.

3.2 The study

The study focuses on NO_x , NO_2 , PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ and number of particles. NO_x and NO_2 are good indicators of combustion where traffic is a dominant source. There are health-related air quality limit values for NO_2 where the air quality limit as an annual average is $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ which is exceeded at the air quality measuring station at H.C. Andersens Boulevard in Copenhagen. PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ have a variety of sources and long range transport of air pollution plays a major role. There are health-related air quality limit values for PM_{10} of $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ as annual mean value and for $\text{PM}_{2.5}$ of $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ as an annual mean which are not exceeded at measurement stations in Copenhagen. Although the limits are not exceeded there are great health impacts associated with PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$. There is no air quality limit values for number of particles, and health impacts as well as source inventory for the number of particles are uncertain due to lack of knowledge.

Urban background concentrations are determined by the sources in the city - in this case the Municipalities of Copenhagen and Frederiksberg, and the regional contribution. Air pollution in a street is determined by traffic sources in the street as well as the contribution of urban background concentrations. These different contributions are calculated with air quality models based on emission data, meteorological data and topological data. Regional air pollution is calculated with DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model). Urban background pollution is calculated with UBM (Urban Background Model) and street pollution is calculated with OSPM (Operational Street Pollution Model). For Denmark, the SPREAD emission

model (Spatial High Resolution Emissions to Air Distribution Model) is used which has a spatial resolution of 1km x 1km. Source apportionment calculations are carried out for 2010, the latest year for emissions data. The UBM model takes into account the emissions that are within 20 km from the receptor points. Urban background concentrations are calculated for all grid cells of 1kmx1km covering the Municipalities of Copenhagen and Frederiksberg, and source contributions are calculated. An average has been calculated to represent the source contributions to urban background pollution.

The contribution to air pollution levels of NO_x, NO₂, PM₁₀ and PM_{2.5} is calculated by turning off each of the sources in the model and the contribution of each emission category is calculated as the difference between the model results when all sources are included and model results where each source is turned off. This approach takes into account non-linear atmospheric chemistry in the calculations which are important for the calculation of NO₂ as it involves reactions between NO, NO₂ and O₃.

DEHM does not currently include secondary organic particles (SOA). Therefore, the contribution of SOA is added based on analysis of measurements. Furthermore, a contribution is added for 'unknown mass' to make the total mass fit with measurements for PM₁₀ and PM_{2.5}. Unknown mass is, among others, likely to include water bounded in the particles. In the model system the source apportionment for the urban background concentrations is divided into the following contributions - a regional contribution and a local contribution.

The regional contribution represents the air pollution that blows over the outer municipal boundary of the Municipality of Copenhagen. The regional contribution is calculated with the DEHM model (and for particles also including SOA and unknown mass) with contributions from neighboring municipalities. Neighboring municipalities are defined as the area within a distance of up to 20 km away from Copenhagen's outer municipal boundary. Furthermore, the contribution from ship traffic in Øresund (sound between Zealand and Sweden) is included where the local contribution from Øresund is defined at a distance up to 20 km away from the municipal boundary. The contribution from distances greater than 20 km is calculated with the DEHM model and the local contribution with the UBM model. The local emission sources are broken down by SNAP codes 1-9 in the Municipalities of Copenhagen and Frederiksberg Municipality on a 1kmx1km grid.

In the current model setup, DEHM results can't be compared directly with e.g. concentration levels from the regional background measurement station Lille Valby/Risø outside Copenhagen, as DEHM delivers upstream concentrations to UBM which subsequently calculates the contribution from local sources within a distance of up to 20 kilometers of a given calculation point. DEHM modeled concentrations are about half the measured values of the measurement station Lille Valby/Risø.

Source apportionment for the above represents the year 2010.

Source apportionment for streets has been completed for 99 busy streets in Copenhagen and Frederiksberg, where the source apportionment is subdivided into vehicle categories for 2010. For a single street - H.C.

Andersens Boulevard - a more detailed inventory of sources of NO_x has been given where vehicle categories are further subdivided in Euro emission classes and types of fuel (gasoline/diesel). Here, the source apportionment is for 2015 based on a previous study.

In addition the relative distribution of the health-related external costs of the different sources is provided with the EVA-system (Economic Valuation of Air pollution). These calculations represent source apportionment for the regional background concentrations. The EVA-system is an integrated model system that applies the regional background model DEHM, dose-response relationships and pricing of health effects to calculate the external costs of air pollution and to estimate how the external costs are allocated to the different emission sectors. The calculations represent 2008 based on a previous study.

3.3 Main Conclusions and Project Results

3.3.1 Main Contributions

The regional contribution to NO_x and NO_2 are relatively small and NO_x and NO_2 are dominated by local sources i.e. sources in the city and traffic sources in the streets. The opposite is true for PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ where the regional contribution is dominant, and local sources mean less. The regional contribution originates from sources in Denmark and Europe outside the outer municipal boundary of Copenhagen. Measured concentrations of the number of particles follows the pattern of NO_x and NO_2 , that is, the regional contribution is relatively small and air pollution with ultrafine particles is dominated by local sources as sources in the city and traffic sources in the streets.

3.3.2 Source Contributions to Urban Background Concentrations

NO_x pollution dominated by local sources

As expected, the concentration of NO_x exceeds NO_2 as NO_x includes NO and NO_2 . The regional modeled DEHM contribution to NO_x pollution in the urban background is relatively small (about $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ or 25% of urban background).

The contribution from neighboring municipalities is about $4\text{--}5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ or 25–27% of urban background and the same size as road traffic within the City of Copenhagen and Frederiksberg, and the contribution from neighboring communities are also dominated by road traffic.

Previous assessments of ship traffic in Danish waters and its contribution to NO_2 urban background pollution in Copenhagen with the DEHM model estimated about $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in 2007 (Olesen et al. 2009; Jensen et al. 2010). The ship traffic in Øresund contributes with $0.6\text{--}0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (about 4% of urban background) while the rest is from regional air pollution. Emission control requirements under the International Maritime Organization (IMO) for NO_x and expected increase in ship traffic is likely to offset one another leading to a contribution from ship traffic that is roughly the same in 2007 and 2020 in absolute terms.

The contribution that blows over the outer municipal boundary of Copenhagen includes the modeled DEHM contribution, the contribution from neighboring municipalities and the contribution from ship traffic in

Øresund. Together these contributions constitute around 55% for NO_x and 60% for NO₂ of urban background pollution.

NO_x pollution is dominated by local sources in and just around Copenhagen that contribute to 75% of urban background concentrations, where the main source is road traffic with around 5 µg/m³ or 26-28% of urban background. Local sources include here also neighboring municipalities (mainly traffic), ship traffic in Øresund and all sources in Copenhagen within the outer municipal boundary.

Other local NO_x sources in Copenhagen of any significance is combined heat and power plants and district heating plants, including waste incineration plants (1-2 µg/m³ or 8-10% of urban background), industry - including non-road mobile machinery (0.4 - 0.5 µg/m³ or 2-3%) and non-industrial combustion, for example, combustion in households and commercial and service, dominated by wood smoke (0.2-0.3 µg/m³ or about 2%).

Ozone pollution dominated by European sources

Ozone is formed from emissions of nitrogen and hydrocarbon compounds and also depending on sunlight and temperature. Danish sources contribute to ozone formation on a large scale together with European sources while the Danish sources actually contribute to reduction of ozone levels in Denmark. For example, DEHM calculates the regional background level for ozone to about 61 µg/m³. This level is modified by NO_x emissions from local sources which converts ozone to NO₂ in reaction with NO. The result is that the ozone concentration in the urban background air ends up being about 52 µg/m³.

Particle pollution dominated by regional contribution

The regional concentration contribution is dominant for the pollutants PM₁₀ and PM_{2.5}. The regional contribution is determined by emission sources in Denmark and Europe outside Copenhagen outer municipal boundary. As expected, the regional concentration contribution of PM₁₀ is slightly higher than for PM_{2.5} as PM₁₀ also contains the mass of particles with a diameter between 2.5 and 10 microns. The regional contribution consists of the contributions from DEHM, SOA and unknown mass. The regional contributions for PM₁₀ and PM_{2.5} are 17 µg/m³ and 11 µg/m³ of the urban background, respectively, compared to the measured urban background of 19 µg/m³ and 13 µg/m³, respectively. The regional contribution for PM₁₀ and PM_{2.5} constitutes 89% and 86% of urban background, respectively.

Neighboring municipalities also contribute with a smaller contribution of about 0.5 µg/m³ (about 3%) while ship traffic in Øresund within 20 km from the municipal boundary contributes very little. The contribution that blows over the outer municipal boundary of the Municipality of Copenhagen includes the modeled DEHM contribution plus SOA and unknown mass, neighboring municipalities and ship traffic in Øresund. Together these contributions are about 92% of PM₁₀ and 89% of PM_{2.5} of urban background concentrations in Copenhagen. The local sources of Copenhagen and Frederiksberg contribute about 1.5 µg/m³ (about 8% of urban background) and is predominantly non-industrial combustion (mainly wood stoves) and road traffic where non-industrial combustion contributes about twice as

much as road traffic. Non-industrial combustion contributes about 0.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and road traffic about 0.3-0.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Emissions from non-industrial combustion are dominated by emissions from combustion sources. The main sources of emissions of particles from households are wood stoves, wood boilers and wood pellet boilers. The uncertainty is high on the estimation of emissions from especially stoves and boilers. The uncertainty is related to both the level of emissions and the geographic distribution. The Danish Energy Agency estimates wood consumption per municipality. This means that emissions from residential wood combustion are evenly distributed throughout the municipal area. The distribution is assumed to lead to an overestimation of emissions from residential households in the City of Copenhagen and Frederiksberg. Other sources such as combined heat and power plants and district heating plants, including waste incineration plants (SNAP 1), and industry - including non-road mobile machinery (SNAP 0808) contribute very little. Note that ship traffic outside Øresund is included in the regional DEHM modeled contribution.

The contribution from different emissions sources to urban background concentrations is shown in Table 3.1.

Table 3.1. Contribution from different emission sources to urban background concentrations in 2010 (Units %)

Procent af total		NO _x	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃
SNAP1	CHP and district heating plants, including waste incinerators	9,9	8,3	0,2	0,2	-2,1
SNAP2	Non-industrial combustion, mainly combustion in households (wood stove and wood boilers)	1,8	1,5	4,6	6,7	-0,4
SNAP3	Manufacturing and construction	0,5	0,5	0,0	0,0	-0,1
SNAP4	Industrial processes	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP5	Emissions associated with the extraction, processing, storage and transportation of oil and gas	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
SNAP6	Use of products	0,1	0,0	0,3	0,4	0,0
SNAP7	Road transport	28,4	25,8	2,3	2,6	-6,5
SNAP802	Railways	1,4	1,2	0,0	0,1	-0,3
SNAP0803	River transport	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080402	National ship traffic	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	National fishery	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0805	Aviation	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Industry - including non-road mobile machinery	2,6	2,2	0,2	0,3	-0,6
SNAP0809	Machines and tools in garden / household	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Machines and tools in trade and service	0,3	0,2	0,1	0,1	-0,1
SNAP09	Waste treatment, exclusive waste incineration	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
Urban BG	Neighboring municipalities	24,7	26,9	2,6	3,4	-7
SNAP INT SHIP	Ship traffic, Øresund	4,0	3,6	0,1	0,1	-0,9
DEHM	Regional background (model)	26,4	29,6	35,6	41,8	117,9
OM (regional)	Secondary organic particles (measured)			17,5	25,5	
Unknown (regional)	Unknown mass (residual from measurements)			36,3	18,6	
Total		100	100	100	100	100

Source Contribution to Health-related External Costs in Denmark

In Table 3.2, the contribution to health-related external costs in Denmark is given as a percentage for the Danish emission sectors calculated with the EVA- system. The calculations are for 2000 and 2008.

The dominant contributors from Danish emissions sectors in 2008 are in the following order 1) Agriculture, 2) non-industrial combustion, and 3) road transport.

The external cost is dominated by the number of years of life lost which in turn is dominated by the particle mass. Agriculture is one of the main contributors due to the contribution to atmospheric formation of secondary inorganic particles (ammonium sulfate and ammonium nitrate) due to agricultural emissions of ammonia.

There is currently not enough knowledge to separate the health effects from the inorganic secondary particles and from primary particles such as soot. In these calculations it is assumed that health effects are the same for all types of particles. However, a sensitivity analysis was performed in which primary particles are assumed to be more harmful to health than secondary particles and this analysis shows that external costs for stoves and road traffic will increase compared to emissions from agriculture under this assumption.

Non-industrial combustion has increased significantly from 2000 to 2008 due to increase in number of wood stoves and wood boilers and their use.

Table 3.2. Contributions as percentage of Danish emissions sectors to health-related external costs in Denmark. Calculation year is 2000 for meteorology and 2000 and 2008 for emissions. The figures in brackets in 2008 are estimated on the assumption that primary particles are 1.3 times more harmful to health on average and secondary inorganic particles are 0.7 times less harmful on the average

SNAP category		Emission year	
		2000	2008
SNAP1	CHP and district heating plants, including waste incinerators	5,7	4,4 (3,4)
SNAP2	Non-industrial combustion, mainly wood stove and wood boilers	16,3	29,9 (39,1)
SNAP3	Manufacturing and construction	4,3	4,3 (3,6)
SNAP4	Industrial processes	3,1	2,4 (1,9)
SNAP5	Emissions associated with the extraction, processing, storage and transportation	2,3	1,8 (1,4)
SNAP6	Use of products	2,5	2,0 (1,5)
SNAP7	Road transport	19,3	16,3 (17,7)
SNAP8	Other mobile sources	7,2	5,4 (5,6)
SNAP9	Waste treatment, exclusive waste incineration	0,1	0,4 (0,3)
SNAP10	Agriculture	39,4	33,2 (25,5)
Sum SNAP1 - SNAP10		100	100 (100)

3.3.3 Source Apportionment for Street Contribution

Street concentrations include the contribution from the urban background as well as the contribution from street emissions for the specific street. The urban background contribution to street concentrations is larger for PM₁₀ and PM_{2.5} than for NO_x and NO₂.

The average vehicle distribution for the 99 streets examined in Copenhagen is: 80% passenger cars, 16% vans and 4% for trucks and buses. As vehicle distribution is different from street to street there will also be differences in the source apportionment from street to street.

As expected, the street contribution is higher for NO_x than for NO₂ since NO_x is the sum of NO and NO₂. The modeled street contribution for NO_x is up to about 65 µg/m³ and for NO₂ up to about 30 µg/m³. In the assessment of the contribution of NO_x it should be kept in mind that modeled calculations underestimate the street contribution to NO_x as the street contribution for H.C. Andersens Boulevard is measured to about 110 µg/m³. The size of the street contribution mainly depends on annual average daily traffic but also on vehicle distribution, travel speed and street geometry.

Passenger cars contribute the most to the street contribution of NO_x and NO₂. Vans, trucks and buses contribute about equally but it varies from street to street depending on vehicle distribution especially for heavy-duty vehicles. The heavy-duty vehicles (trucks and buses) typically contribute more than vans, and trucks typically contribute more than buses. Despite the fact that trucks and buses account for only about 4% of traffic they contribute relatively much as emission factors for trucks and buses are about 10 times higher than for passenger cars and vans. If it is assumed that the number of particles is proportional to NO_x emissions then the distribution of number of particles is the same as described above.

As expected, the street contribution is higher for PM₁₀ than for PM_{2.5} as PM₁₀ includes a higher proportion of non-exhaust which is road, tire and brake wear and re-suspension. The street contribution for PM₁₀ is up to about 9 µg/m³ and for PM_{2.5} up to about 4 µg/m³. The street contribution for the number of particles is up to about 12,000 particles per cm³. The size of the street contribution mainly depends on annual average daily traffic but also on vehicle distribution, travel speed and street geometry.

Passenger cars contribute the most to the street contribution for PM₁₀ and PM_{2.5} followed by vans. Passenger cars and vans contribute on average, respectively, 62% and 22% for PM₁₀, and 57% and 28% for PM_{2.5}. The heavy-duty traffic generally contributes less than vans, and buses generally contribute less than trucks. Trucks contribute on average 11% for PM₁₀ and 10% for PM_{2.5} and buses contribute on average 7% for both PM₁₀ and PM_{2.5}. The reason that passenger cars and vans contribute relatively more to PM₁₀ than to NO_x compared to heavy-duty traffic is due to the non-exhaust contribution. Despite the fact that non-exhaust contribution is less for passenger cars and vans per vehicle compared to heavy-duty vehicles, the contribution from passenger cars and vans is relatively higher for PM₁₀ and PM_{2.5} due to the large number of passenger cars and vans. Furthermore, the existing low emission zone reduced PM exhaust from the heavy-duty traffic.

The average source apportionment for the street contribution for the different air pollutants for the 99 busy streets is shown in Table 3.3.

Table 3.3. Average source apportionment for the street contribution for the different air pollutants for the 99 busy streets in Copenhagen in 2010 (Units %)

Air pollutant	Passenger		Trucks		Buses	Total
	cars	Vans	< 32t	> 32t		
NO _x	43	21	14	8	15	100
NO ₂	44	21	14	8	15	100
PM ₁₀	62	22	6	3	7	100
PM _{2.5}	57	28	6	2	7	100
No. of particles	43	21	14	8	15	100

Source apportionment for NO_x for H.C. Andersens Boulevard by Euro emission classes and by fuel type (gasoline and diesel) in 2015 showed that about 84% of NO_x emissions come from diesel vehicles, and about 29% come from older vehicles up to and including Euro 3.

3.4 Discussion of uncertainties

The source apportionment is largely based on air quality modeling. There are uncertainties associated with the models' description of the physical and chemical processes, and uncertainties related to the input data used especially emission data. A general way to assess the uncertainties in the models is to compare model results with measurements. Comparison between model and measurements in urban background show good agreement for NO_x and NO₂, and for PM₁₀ and PM_{2.5} but only due correction for SOA and unknown mass. The model underestimates street concentrations especially for NO_x but shows good correlation for NO₂.

Currently, DEHM does not include secondary organic particles (SOA). Therefore, the contribution of SOA is added based on analysis of measurements. SOA is estimated from measured organic matter (OM). A large part of this is supposed to be SOA, and in the present report it is assumed that all OM is SOA. Furthermore, unknown mass is added as a residual contribution to fit model results to measurements of the total mass of PM₁₀ and PM_{2.5}. Additionally, sea salt is not presently included in the model and therefore part of the unknown mass is sea salt. A substantial part of unknown mass is supposed to be water bound to the particles. SOA and unknown mass are around 150% of the modeled DEHM contribution. If these contributions were included in the emissions sectors it might give a different allocation between emissions sectors. On the other hand, the source apportionment for the regional background is based on anthropogenic emissions, and SOA and unknown mass are primarily from natural emissions. Therefore, the relative distribution between emissions sectors may not change even if SOA and unknown mass were encountered for in the model.

There are also uncertainties on the calculation of the health-related external costs modeled with the EVA-system which is also based on DEHM. It is assumed that the external costs is the same for Copenhagen as for Denmark as a whole which is an approximation. An important assumption is that the primary and secondary particles are equally harmful to health. A sensitivity analysis was carried out assuming primary particles to be 1.3 times more harmful on average and secondary particles 0.7 times less harmful on average. This sensitivity analysis shows that non-industrial combustion (primarily wood stoves and boilers) which is directly emitted particles have greater weight while the share of agriculture becomes less as the contribution here is mainly related to the secondary particles, otherwise there are only minor

changes in the contribution from the different emissions sectors. The EVA-system calculates external costs on the basis of regional concentrations. However, increased spatial resolution might increase the contributions from local urban sources such as road traffic and stoves.

Urban background concentrations are modeled with UBM and include contributions from DEHM (and also SOA and unknown mass) as well as contributions from neighboring municipalities, ship traffic in Øresund and all emissions sources within the Municipalities of Copenhagen and Frederiksberg.

In particular, uncertainties are related to the amount of non-industrial combustion which is dominated by wood stoves and boilers. Non-industrial combustion accounts for 5-7% of urban background pollution for particle mass.

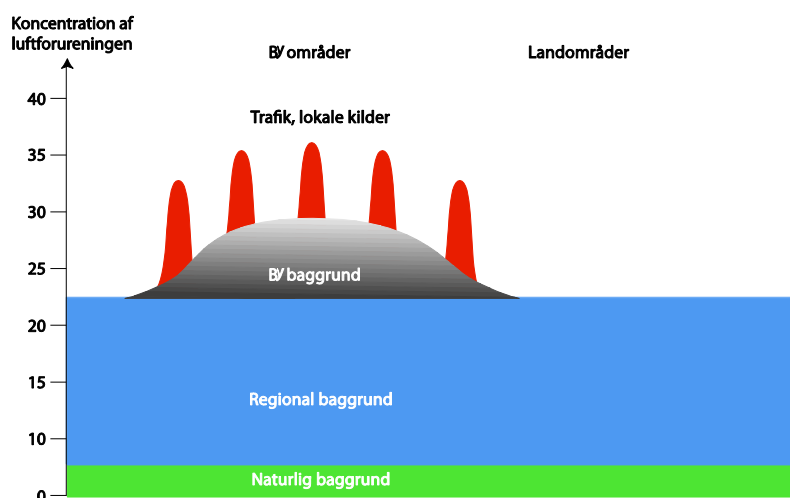
There are also uncertainties for other mobile sources (construction machinery, trains etc.) However, the contribution from non-road mobile machinery is very modest with 0.2-0.3% for particle mass. There is an ongoing investigation by the Danish Environmental Protection Agency to further quantify the contribution from this source. A sub-report on trains shows that the contribution from trains is very limited (Miljøstyrelsen, 2013).

There is considerable uncertainty associated with the contribution of particle numbers in urban background since number of particles is not included in the model at present, and no attempt was made to establish a source apportionment for number of particles. The main sources of number of particles in the urban background are assumed to be traffic and non-industrial combustion (wood stoves and boilers). It is not possible at present to qualify this further due to lack of knowledge.

The source apportionment for the street contribution modeled with OSPM is considered to be relatively well estimated since it is only determined by the traffic source, and there is fairly good knowledge about road emissions. However, this does not apply to the number of particles where the distribution on vehicle categories is based on a good correlation between the measured street contribution of NO_x and particle numbers. However, the distribution on individual vehicle categories is more uncertain as it is assumed that particle numbers are proportional to calculated NO_x emissions for the individual vehicle categories. A sensitivity analysis was carried out assuming that particle numbers are proportional to modeled particulate emissions, giving a somewhat different picture of the relative contributions of the different vehicle categories.

4 Metode for kildeopgørelsen

De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 4.1. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – i dette tilfælde Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, samt det regionale bidrag. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafikskilderne i gaden samt bidraget fra bybaggrundsforureningen. Disse forskellige bidrag kan beregnes med luftkvalitetsmodeller på baggrund af emissionsdata og meteorologiske data samt topologiske data.



Figur 4.1. Koncentrationen i en gade består af et regionalt bidrag, samt et bybaggrunds- og et gadebidrag. Hvert af disse bidrag beregnes med forskellige luftkvalitetsmodeller hhv. DEHM, UBM og OSPM. AirGIS systemet understøtter beregninger på mange lokaliteter. Naturlig baggrund indgår som en del af regional baggrund i nærværende studie.

Målet er at udarbejde en kildeopgørelse for NO_x (kvælstofoxider), NO_2 (kvælstofdioxid), PM_{10} (partikler under 10 mikrometer i diameter) og $\text{PM}_{2.5}$ (partikler under 2,5 mikrometer i diameter) for luftkvaliteten i bybaggrund og på gadeniveau i København, således at der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige kilder fordelt på bl.a. industri, boligopvarmning, trafik mv. bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer i hhv. bybaggrund og gade (i mikrogram pr. kubikmeter og i procent). Det er første gang, at denne type kildeopgørelse beregnes for bybaggrund i København. Målt koncentrationen af antal partikler er også illustreret for regional baggrund (svarende til koncentrationen, der måles uden for byen), bybaggrund (svarende til koncentrationen, der f.eks. måles på taget af et hus i København) og gade (svarende til koncentrationen, der f.eks. måles på en vej), og en fordeling på køretøjskategorier for gadebidraget er foreslået.

Det er valgt at fokusere på NO_x , NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ samt antal partikler. NO_x og NO_2 er gode indikatorer for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. Der er sundhedsrelaterede grænseværdier for NO_2 , hvor grænseværdien som årsmiddelværdi på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er overskredet ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København (Ellermann et al. 2012). PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ består af en lang række kilder og lang-transporteret luftforurening spiller en stor rolle. Der er sundhedsrelaterede grænseværdier for

PM₁₀ på 40 µg/m³ som årsmiddelværdi og for PM_{2.5} på 25 µg/m³ som årsmiddelværdi, som ikke er overskredet på målestationer i København.

Antal partikler skønnes også i det omfang det er muligt, idet der ikke eksisterer emissionsopgørelser for antal partikler på samme måde som for de andre forureninger. Antallet af partikler omfatter i princippet alle partikler uanset størrelse. Disse er helt overvejende domineret af de mindste partikler, som vejer meget lidt. Måleinstrumentet spiller en stor rolle for det målte partikelantal. I Danmark anvendes måleudstyr, som måler partikler fra omkring 6 og op til 700 nanometer i størrelse. Ultrafine partikler (UFP) er defineret ved partikler op til 100 nanometer (0,1 mikrometer).

UFP omfatter hovedparten af antallet af partikler, og i denne rapport bruger vi derfor koncentrationen af antallet af partikler som UFP, selvom der principielt er en forskel. Da der har vist sig at være god sammenhæng mellem målt NO_x og målt UFP som gadebidrag (Massling et al. 2011) er kildeopgørelsen for UFP baseret på denne sammenhæng. Der er beregnet faktorer, som kan ganges på modelleret NO_x for at få partikelantallet ud fra måledata fra 2010. Der bruges én faktor for gadebidraget (gadekoncentration minus bybaggrund) (H.C. Andersens Boulevard). Der anvendes således samme faktor for alle gader og samme faktor for alle køretøjskategorier, hvilket giver en grov tilnærmelse. Der er derfor større usikkerhed på kildeopgørelsen for køretøjskategorierne for antal partikler end for de øvrige luftforureninger.

NO_x (kvælstofmonooxid (NO)+kvælstofdioxid (NO₂)) dannes i forbindelse med forbrændingsprocesser, hvor høj temperatur sammen med ilt oxiderer luftens frie kvælstof (N₂) til NO og NO₂. Den del som emitteres som NO₂ betegnes direkte emitteret NO₂. NO kan i atmosfæren omdannes til NO₂ i reaktioner med ozon. NO₂ er således både en direkte emitteret og en sekundær dannet luftforurening.

NO₂ dannes fotokemisk i udeluften i reaktioner med NO og ozon (O₃). Udover at NO₂ emitteres direkte dannes det også i atmosfæren, og er således også en sekundær dannet luftforurening, hvor det sidste er afhængigt af ozon i luften. Lavere ozonniveauer ville således kunne medvirke til lavere NO₂ koncentrationer.

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 skala sammen med europæiske kilder, men danske kilder har lille indflydelse på det generelle ozonniveau. Endvidere vurderes det, at der er meget lille netto produktion af ozon under danske klimatiske forhold. Ozonniveauerne i Danmark er derfor primært "importeret". Faktisk stiger ozon over Danmark i luftkvalitetsberegninger, hvor danske emissionskilder er fjernet, så danske emissionskilder bidrager faktisk til en reduktion i ozon over Danmark, men til en stigning i afstande over 500 km væk fra Danmark. Grunden til at ozonniveauerne i Danmark ville stige, hvis NO_x (NO+NO₂) emissioner reduceres er, at NO reagerer med ozon under dannelse af NO₂, og mindre NO vil derfor give højere ozonkoncentrationer under danske forhold.

Der er fokus på den del af luftforureningen, som er sundhedsskadelig. Kildeopgørelsen omhandler således ikke CO₂ forurening, som bidrager til klimaforandringer. Københavns Kommune har en målsætning om at blive

CO₂-neutral i 2025, og en klimaplan, som viser vejen mod dette mål. Denne plan indeholder også en kildeopgørelse for CO₂ for Københavns Kommune (Københavns Kommune 2012). I 2020 er omkring halvdelen af CO₂ udledningen knyttet til elforbrug og omkring en fjerdedel til fjernvarme og en omkring en fjerdedel til trafikken. Mange af de tiltag, som er beskrevet i klimaplanen, vil også bidrage til at reducere den sundhedsskadelige luftforurening.

4.1 Kildeopgørelse for bybaggrund

Kildeopgørelsen for bybaggrunden tager udgangspunkt i den nuværende kildeopgørelse for året 2010, som er det sidste år, hvor der er lavet en fuld emissionsopgørelse. Den geografiske opløsning af danske emissioner er på 1 km x 1 km baseret på SPREAD emissionsmodellen (Spatial High Resolution Emissions to Air Distribution Model) udviklet af Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet (ENVS/AU) (Plejdstrup & Gyldenkerne, 2011).

Bidraget til luftforureningsniveauerne af luftforureningerne vil blive beregnet med bybaggrundsmodellen UBM (Urban Background Model) ligeledes på 1 km x 1 km geografisk opløsning. Hver af hovedkilderne bliver slukket hver for sig for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i modellen, og bidraget for hver kategori beregnes, som forskellen mellem modelresultatet, hvor alle kilder er medtaget og modelresultaterne, hvor de enkelte kilder er slukket. På denne måde tages der hensyn til ikke-lineær atmosfærisk kemi i beregningerne, som har betydning for beregning af NO₂, som indgår i reaktioner mellem NO, NO₂ og O₃.

UBM kræver som input koncentrationer af den regionale luftforurening, dvs. luftforureningen betragtet på regional skala, hvor bidragene kommer fra danske og udenlandske kilder. Dette input foreligger som time-middelværdier beregnet med den hemisfæriske model, DEHM (Danske Eulerske Hemisfæriske Model) for år 2010 ved rapportering indenfor NOVANA (Det Nationale Overvågningsprogram for VAndmiljøet og NATuren). Den beregnede meteorologi er baseret på den meteorologiske model MM5v3.

4.2 Kildeopgørelse på gadeniveau

Kildeopgørelse for NO_x, NO₂, PM₁₀, og PM_{2.5} i gadeniveau for de 99 gader i København, der normalt indgår i NOVANA (Ellermann et al. 2012) beregnes med OSPM (Operational Street Pollution Model), hvor bidraget i selve gaden opdeles yderligere på personbiler, varebiler, lastbiler og busser. I forhold til partikeldelen fordeles yderligere i udstødning og ikke udstødning. Der laves desuden en opgørelse for en typisk gade som middel over alle gader, samt specifikt for H.C. Andersens Boulevard, hvor der er problemer med overskridelse af grænseværdien for NO₂ som årsmiddelværdi.

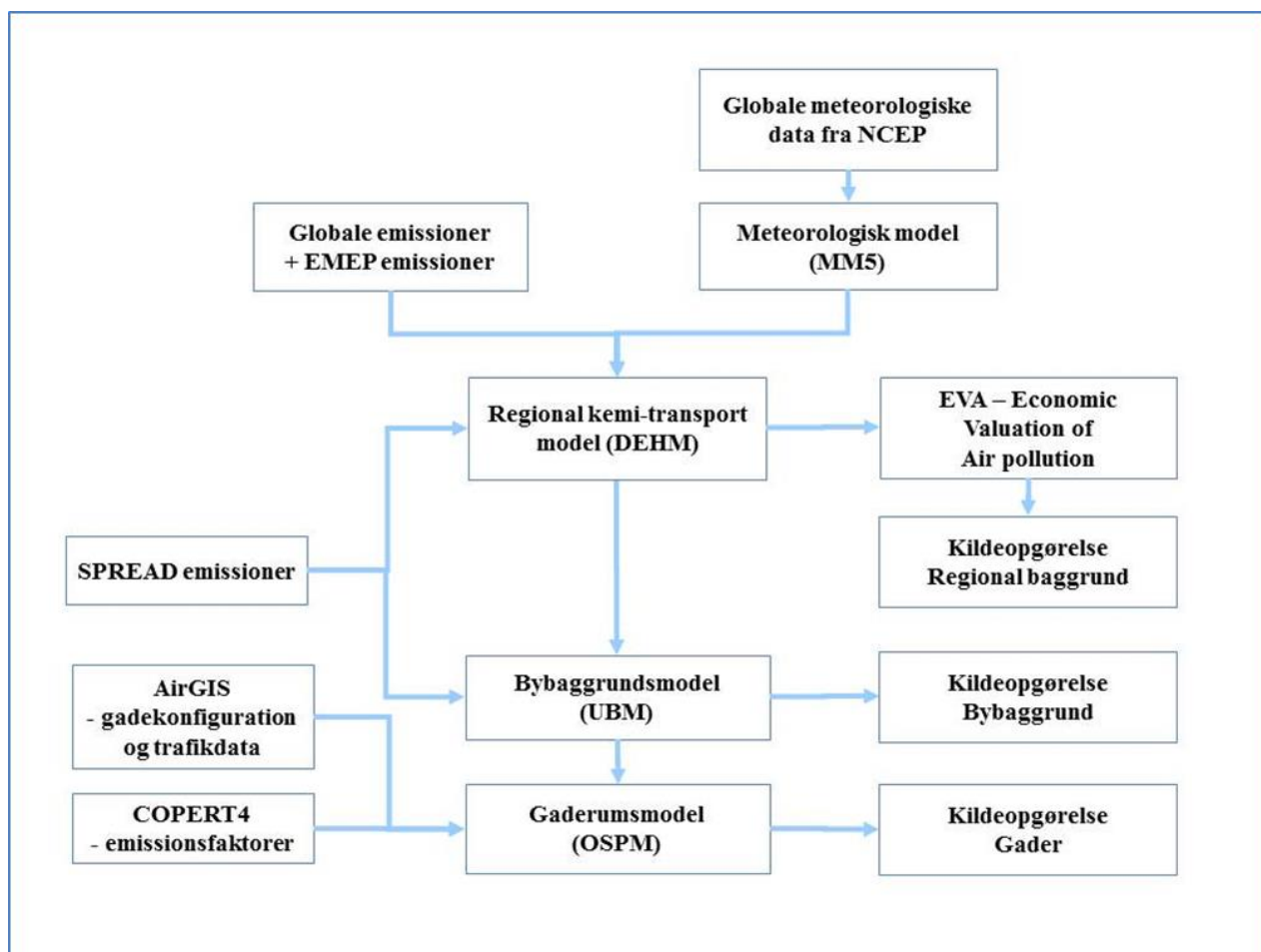
Kildeopgørelsen skønner endvidere ultrafine partikler. De ultrafine partikler er ikke inkluderet i alle modellerne pt., men et estimat er lavet på baggrund af korrelation med gadebidraget af målt NO_x koncentrationer og partikelantal. Korrelationen er baseret på aktuelle målinger af partikelantal på to målestationer inden for NOVANA (H.C. Andersens Boulevard og H.C. Ørsted Instituttet), og én faktor mellem NO_x og antal partikler er beregnet, som bruges til at beregne bidragene fra de forskellige køretøjskategorier ud fra NO_x emissionen. Der er også lavet en følsomhedsvurdering, hvor modelleret partikeludstødning er anvendt i stedet for NO_x emissionen.

I det følgende beskrives de forskellige luftkvalitetsmodeller og SPREAD emissionsmodellen mere detaljeret.

4.3 Luftkvalitetsmodellering

Modelsystem for luftkvalitetsberegninger

Luftkvalitetsberegninger til kildeopgørelsen foregår i tre trin, som illustreret i oversigten over modelsystemet i Figur 4.2.



Figur 4.2. Overordnet illustration af modelsystem til kildeopgørelsen.

Illustration af modelsystemet der ligger til grund for kildeopgørelsen på regional baggrund, bybaggrund og gader. Det centrale element i systemet er de tre luftforureningsmodeller, DEHM, der beregner regional skala, UBM, der beregner bybaggrunden og OSPM, der bruges til beregninger i gaderum. Alle luftforureningsmodellerne drives af meteorologiske data fra den meteorologiske model MM5, som drives af globale meteorologiske data fra NCEP (National Center for Environmental Prediction) i USA. Input af emissioner til DEHM er fra globale emissionsdatabaser, EMEP databasen (The European Monitoring and Evaluation Programme), der dækker Europa og SPREAD, der dækker Danmark. SPREAD emissioner benyttes også i UBM modellen. Gaderumsmodellen OSPM skal bruge gadekonfigurationsdata og trafikdata, der genereres af AirGIS modellen ud fra vejnet med trafikdata, bygningstema med bygningshøjder og beregningspunkter. OSPM skal endvidere bruge emissionsfaktorer fra trafik-emissionsmodellen COPERT 4. Den regionale kildeopgørelse er i dette tilfælde lavet ud fra de eksterne omkostninger med EVA modelsystemet, som får data fra DEHM.

I det følgende beskrives modellerne DEHM, UBM og OSPM lidt mere i detaljer, og de anvendte data. EVA-systemet er beskrevet i afsnit 6.3.

Først beregnes den regionale luftforurening med Danish Eulerian Hemispheric Model (DEHM) (Christensen, 1997; Brandt et al. 2012) som input til en bybaggrundsmodel. Den regionale baggrund repræsenterer koncentrationerne i landområder. Modellen beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder NO_x , NO_2 , O_3 , CO , SO_2 , NH_3 , VOC, mv. Den totale $\text{PM}_{2.5}$ og PM_{10} i DEHM modellen består af summen af de følgende stoffer: primært emitteret mineralsk støv, sod (black carbon (fresh (friske) og aged (ældede))), organisk kulstof, og de sekundære uorganiske partikler i form af sulfater og nitrater (H_2SO_4 , NO_3^- , NH_4NO_3 , NH_4HSO_4 og $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). Modellen er ved at blive videreudviklet til også at inkludere sekundære organiske partikler (SOA) og havsalt, men de er ikke inkluderet i modellen pt.

Bybaggrundsforureningen repræsenterer den generelle forurening i byerne og er beregnet med Urban Background Model (UBM) (Berkowicz, 2000a; Brandt et al., 2001a; 2001b; 2001c; 2003). DEHM- og UBM-beregningerne foregår i en koblet proces, således at UBM modellen får input om beregnede opstrøms regionale koncentrationer time for time fra DEHM. Bybaggrunds-koncentrationerne er herefter input til gadeberegningerne. Modellen inkluderer simpel fotokemi (NO_x , NO_2 , O_3) og øvrige stoffer, som ikke indgår heri, spredes blot.

Gadekoncentrationerne beregnes med Operational Street Pollution Model (OSPM) (Berkowicz, 2000b). Modellen inkluderer simpel fotokemi (NO_x , NO_2 , O_3) og øvrige stoffer, som ikke indgår heri, spredes blot. AirGIS systemet er blevet brugt til automatisk at generere gadegeometri og trafikinput til OSPM ud fra digitale kort, og muliggør derfor effektiv beregning for mange lokaliteter (Jensen et al., 2001; 2009; Ketzel et al. 2011) (airgis.dmu.dk).

Hele koblingen mellem DEHM, UBM og OSPM er en del af THOR systemet, som er valideret og testet i Brandt et al., (2001a; 2001b; 2001c; 2003). Desuden danner modelsystemet grundlag for luftforureningsprognoserne, som dagligt leveres til Københavns Kommune.

4.4 Data til DEHM model

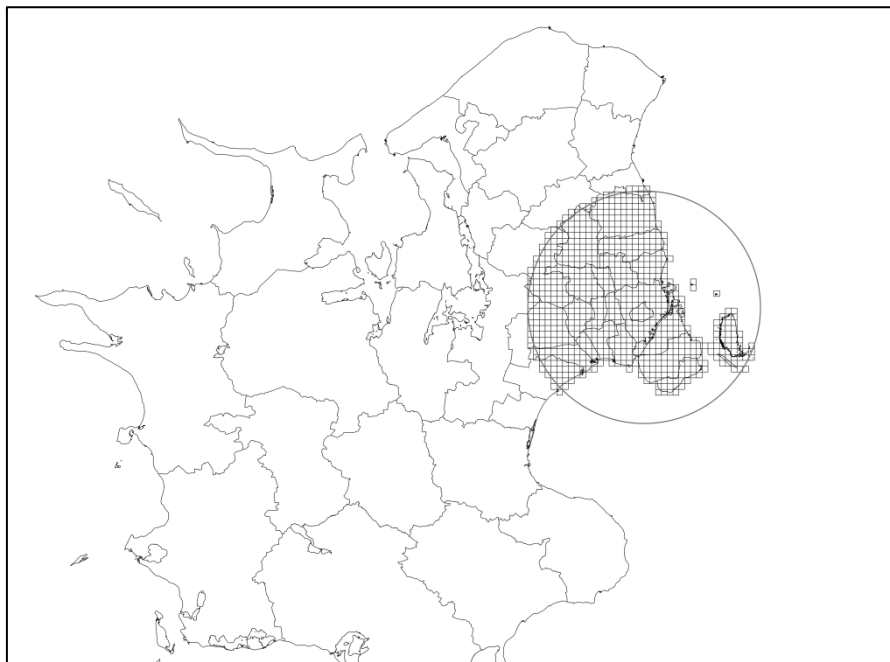
Der anvendes modellerede meteorologiske data fra den meteorologiske model MM5v3 for 2010, som køres rutinemæssigt på ENVIS/AU som en del af NOAVANA programmet.

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) for året 2008, som har været anvendt til beregningerne for 2010 i NOVANA. For Danmark er DEHM beregninger baseret på $1 \times 1 \text{ km}^2$ emissionsdata for Danmark for alle emissionsklasser for 2010 baseret på SPREAD emissionsmodellen (Plejdstrup & Gyldenkerne, 2011). Der indgår en del naturlige emissioner i DEHM, bl.a. isopren fra vegetation, som er nødvendig for beregninger af ozon, NO_x 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).

4.5 Data til UBM model

UBM beregninger er baseret på 1x1 km² emissionsdata for Danmark for alle emissionskilder fra SPREAD emissionsmodellen. UBM beregningerne foregår for den præcise geografiske placering af de 99 udvalgte gader (x-y koordinater).

For et givet UBM beregningspunkt indgår de danske emissioner med 1x1 km² opløsning, som ligger inden for en afstand af 20 km. Modellen muliggør forskellige afstande. De 20 km er valgt, da beregninger med op til 50 km fra receptorpunkterne viste lille forskel i forhold til 20 km. Princippet er vist i Figur 4.3 for et enkelt punkt.



Figur 4.3. Eksempel på emissionsgitternet (kvadrater) inden for en afstand af 20 km fra et receptorpunkt ca. i midten af Københavns Kommune (kvadrater) for et beregningspunkt for UBM (center af emissionsgitternet). Kommunegrænser (sorte streger) i Hovedstadsområdet. Kun landgitterceller er visualiseret, men celler over vand indgår også inden for 20 km.

Sekundære organiske partikler og ukendt masse

Den regionale langtransportmodel, DEHM, leverer det regionale bidrag til UBM modellen. DEHM modellen inkluderer endnu ikke sekundære organiske partikler (SOA). Derfor er bidraget fra sekundære organiske partikler (SOA) i kildeopgørelsen lagt til ud fra målinger. 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 3,3 µg/m³ (Ellermann et al. 2012). Det er samme niveau på begge stationer, så det antages at være et regionalt bidrag, så det samme niveau antages for bybaggrund i København. Organiske partikler kan indeholde både primære og sekundære organiske partikler, men størstedelen formodes 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. PM₁₀ og PM_{2.5} i 2011 baseret på målinger fra NOVANA (Ellermann et al. 2012). Det er skønnet til hhv. omkring 6,9 µg/m³ og 2,4 µg/m³ for PM₁₀ og PM_{2.5}.

Sammenligning af målinger og modelberegninger for bybaggrund i 2010

UBM beregninger for bybaggrundsstationen på H.C. Ørsted Institutttet viser generel god overensstemmelse for 2010 mellem målinger og beregninger, som det fremgår af Tabel 4.1. For PM₁₀ og PM_{2.5} indgår ovenfor beskrevne bidrag fra SOA og ukendt masse.

Tabel 4.1. Sammenligning mellem målinger og UBM beregninger for 2010 for H.C. Ørsted Institutttet i København (µg/m³)

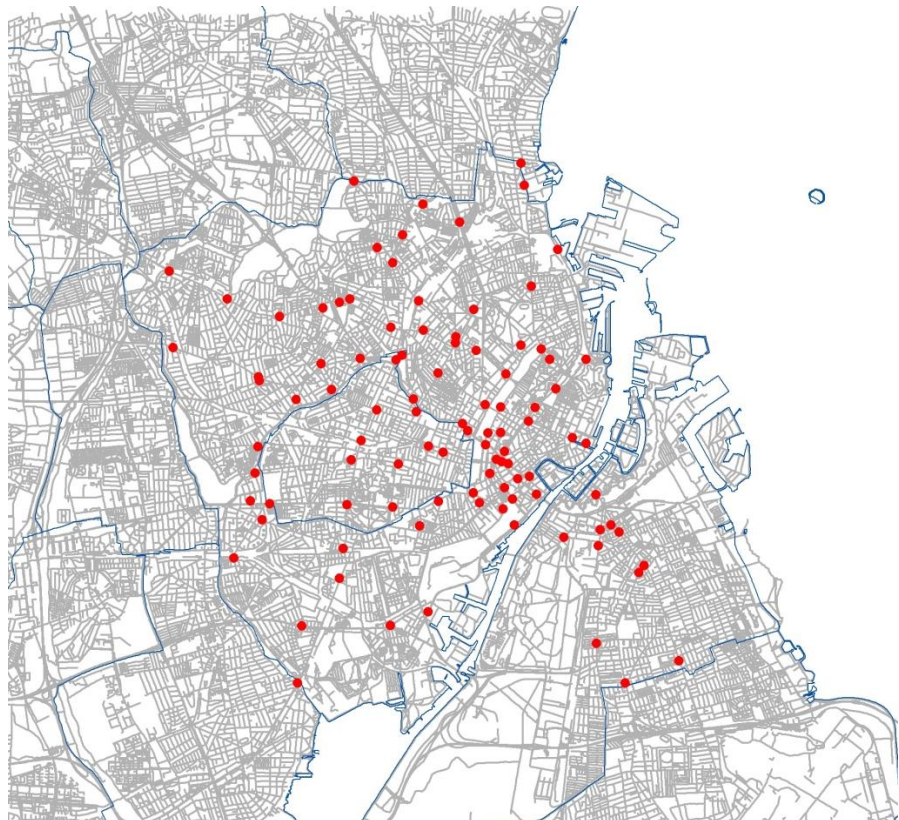
	Måling	Model
NO ₂	17	19
NO _x	21	22
O ₃	56	49
PM _{2.5}	13	13 (7,7)
PM ₁₀	19	20 (9,3)

Note: Tal i parentes angiver regionalt bidrag med DEHM model, samt bidrag fra primært emitterede partikler i bybaggrunden, men uden bidrag fra SOA og ukendt masse. Der er en lille forskel mellem målt og beregnet for PM₁₀. Det skyldes at ukendt masse er justeret ind som forskellen mellem gennemsnittet af UBM beregninger for alle receptorpunkter over København (plus SOA) og målingerne på H.C. Ørsted Institutttet. Selve modelberegningen for H.C. Ørsted Institutttet afviger lidt fra dette gennemsnit.

4.6 Data til OSPM

99 udvalgte gader

Placeringen af de 99 udvalgte gader er vist i Figur 4.4. Beregningspunkterne på gaderne er placeret samme sted som en trafiktællestation på samme strækning, dog ikke for H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej, hvor gademålestationer for luftkvalitet er placeret.



Figur 4.4. Placering af 99 beregningspunkter (røde prikker) i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Kommunegrænser (blå streger) og større veje (grå streger).

De 10 trafiktællestationer med den højeste trafik er alle repræsenteret ved beregningspunkter, og de udvalgte beregningspunkter er således dækkende for de steder i København, hvor der er talt mest trafik.

De 99 gader er alle trafikerede gader og de fleste gader er gadeslugter dvs. med etagebygninger på hver side af gaden.

Beregningshøjde

Beregningshøjden er sat til 2 m, og koncentrationen beregnes ved husfacaden på begge sider af vejen, hvor den største værdi af disse anvendes som koncentrationens værdi for gaden. Ved ensidet bebyggelse er det koncentrationen ved husfacaden.

Trafikoplysninger for 99 gader

OSPM kræver, at trafikdata fra en vejstrækning beskrives ved årsdøgntrafikken (ÅDT), køretøjsfordelingen (person-, vare-, lastbiler og busser), rejsehastigheden og trafikdens døgnfordeling samt koldstarts-andele. Herudover kræves oplysninger om gadegeometrien. Forudsætningerne herfor er som i den seneste NOVANA rapport (Ellermann et al. 2012) og i rapport om ren-luftzoner (Jensen et al 2012). De trafikale forudsætninger er opsummeret i Bilag 1, og de repræsenterer 2011 niveau.

Trafikken på H.C. Andersens Boulevard

Der blev i seneste NOVANA rapport (Ellermann et al. 2012) og rapport om ren-luftzoner (Jensen et al 2012) gjort en ekstra indsats for at tilvejebringe det bedste trafikale grundlag for H.C. Andersens Boulevard, da denne vej har en målestation, hvor grænseværdien for NO₂ er overskredet. Der eksisterer ikke løbende trafikmålinger direkte ud for luftkvalitetsmålestationen, så trafikniveau og køretøjsfordeling er sammenstykket af trafikmålinger på tilstødende gader samt tidligere manuel tælling. De nærmere forudsætninger er nærmere beskrevet i disse rapporter. ÅDT og køretøjsfordelingen er opsummeret i Tabel 4.2.

Tabel 4.2. ÅDT og køretøjsfordelingen (%) for H.C. Andersens Boulevard i 2011

Køretøjskategori	Fordeling (%)
Personbil	76,4
Taxi	7,5
Varebil	11,4
Lastbil < 32 t	2,6
Lastbil 2 > 32 t	0,35
Bus	1,7
I alt	100,0
Tungandel	4,7
ÅDT	51.500

Gadekonfiguration

AirGIS anvendes til at beregne gadekonfigurationsdata for alle beregningspunkterne, som redegjort for i rapport om ren-luftzoner (Jensen et al 2012).

COPERT 4 emissionsmodel

COPERT 4 emissionsmodul er implementeret i OSPM. COPERT 4 er en Europæisk emissionsmodel, som i Danmark og mange andre EU medlemslande benyttes til beregning af nationale emissioner. Forudsætninger omkring bilpark, dieselandele og direkte NO₂ andele (andel af direkte emitteret NO₂ ud af NO_x emission (NO+NO₂)) er beskrevet i rapport om ren-luftzoner (Jensen et al 2012), og er repræsentativt for 2011.

Sammenligning af målinger og modelberegninger for gader i 2010

Sammenligning mellem OSPM beregninger og målinger for 2010 for H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej er vist i Tabel 4.3.

Tabel 4.3. Sammenligning mellem målinger og model for gader i 2010.

Luftforurening	H. C. Andersens Boulevard		Jagtvej	
	Målt	Model	Målt	Model
NO _x	133	83	86	63
NO ₂	56	48	39	39
PM ₁₀	28	27	27	25
PM _{2.5}	17	17	18	16

For partikler ses en god sammenhæng mellem model og målinger, hvilket til dels skyldes at modellen er kalibreret med målingerne i bybaggrund med inddragelse af SOA og ukendt masse.

NO₂ stemmer godt overens for Jagtvej, mens målinger er væsentligt højere for H.C. Andersens, som sandsynligvis skyldes ændringer i trafikken og vejbanelayout, som endnu ikke afspejles i modellen. Modellen underestimerer væsentligt NO_x især for H.C. Andersens Boulevard, hvilket ovenstående forhold sandsynligvis bidrager til, men der er også en generel undervurdering af NO_x for Jagtvej.

4.7 SPREAD – model til fordeling af emissioner til luft med høj rumlig opløsning

Institut for Miljøvidenskab (ENVS) ved Aarhus Universitet (AU) udarbejder de årlige nationale emissionsopgørelser for drivhusgasser og luftforurenende stoffer i henhold til Danmarks forpligtelser til internationale konventioner, herunder FN's klimakonvention, UNFCCC og konventionen om langtransporteret luftforurening, CLRTAP. Som del af forpligtelsen under CLRTAP skal Danmark hvert femte år rapportere emissionsopgørelsen fordelt på 50x50 km EMEP gitter. Seneste rapportering af rumligt fordelte emissioner var i 2012, for emissionsårene 2005 og 2010.

Rumlige emissionsdata anvendes fx til modelberegning af luftkvalitet, der igen tjener som input til vurdering og evaluering af virkninger for sundheden. Til disse formål efterspørges fordelinger med høj rumlig opløsning, og til bl.a. til dette formål har ENVS udviklet modellen SPREAD til fordeling af emissioner til luft med høj opløsning (1 km x 1 km). SPREAD er en forkortelse for Spatial High Resolution Emission to Air Distribution Model (Plejdstrup & Gyldenkerne, 2011). Modellen opfylder de internationale krav til rapportering af rumligt fordelte emissioner til CLRTAP.

SPREAD er bygget op om separate fordelingsmodeller for sektorerne i det danske opgørelsessystem; stationær forbrænding, mobile kilder, flygtige emissioner fra brændsler, industrielle processer, opløsningsmidler og anvendelse af andre stoffer, landbrug og affald. Derved er det muligt at tilføje en rumlig komponent for såvel nationale total emissioner samt for emissioner fra enkelte sektorer, en række delsektorer og separate kilder.

Modellen omfatter en lang række stoffer, hvor kun nogle er relevante for nærværende rapport. Modellen inkluderer drivhusgasserne: kuldioxid (CO_2), metan (CH_4), lattergas (N_2O) og F-gasser: hydrofluorcarboner (HFCs), perfluorcarboner (PFCs) og svovlhexafluorid (SF_6) og emissioner af de luftforurenende komponenter svovldioxid (SO_2), total nitrogenoxider (NO_x), ikke-flygtige organiske forbindelser (NMVOC), kulilte (CO), ammoniak (NH_3), svævestøv (TSP), partikler med en aerodynamisk diameter mindre end 10 mikrometer (PM_{10}), partikler med en aerodynamisk diameter på under 2,5 mikrometer ($\text{PM}_{2,5}$), arsen (As), cadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), kviksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), selen (Se), zink (Zn), dioxiner og furaner (PCDD / F), hexachlorbenzen (HCB) og polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er): benzo (b) flouranthene, benzo (k) flouran-thene, benzo (a) pyren og indeno(1,2,3-c,d)pyren. Modellen opdateres årligt i overensstemmelse med de senest rapporterede emissionsopgørelser. Versionen der er anvendt i indeværende projekt er opdateret jf. 2012 rapporteringen til UNFCCC (Nielsen et al., 2012a) og CLRTAP (Nielsen et al., 2012b), og omfatter emissioner i året 2010.

4.7.1 Metode for geografisk fordeling

SPREAD er opbygget som en GIS- og database-baserede model. Opsætning af fordelingsnøglerne foretages i GIS (ArcMap) mens beregning af rumlige emissioner er databasebaseret (MS Access).

Modellen omfatter:

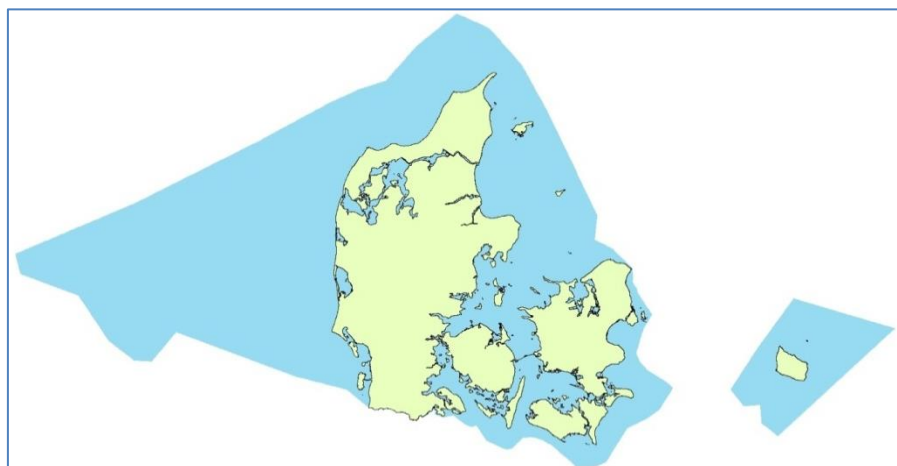
- 10 delmodeller (Figur 4.5),
- > 15 databaser,
- > 30 fordelingsnøgler,
- > 50 separate emissionsfordelinger,
- et modul til udtræk af resultatdata for:
 - alle eller udvalgte forureningskomponenter
 - alle eller udvalgte kilder
 - individuelt tilpasset aggregeringsniveau
- et modul til visualisering af rumlige emissioner i GIS



Figur 4.5. Oversigtsdiagram indeholdende de 10 delmodeller der indgår i SPREAD.

Fordelingen i SPREAD er lavet på SNAP kategorier for at sikre den mest nøjagtige fordeling af emissionerne. Det er prioriteret at anvende det mest dis-aggregerede SNAP niveau (SNAP 3), men for nogle kategorier og sektorer er SNAP 2 eller SNAP 1 niveau er anvendt på grund af mangel på detaljerede rumlige oplysninger. En undtagelse er landbrugssektoren, som ikke behandles på SNAP-niveau i det nationale emission-database system, men i stedet håndteres per NFR og CRF kategori. Denne kategorisering er ligeledes anvendt i SPREAD.

Fordelingsnøglerne er baseret på en række rumlige data, herunder dele af Geodatastyrelsens kortværk KORT10 (industriarealer og områder med lav bebyggelse), befolkningstæthed samt den nationale vej- og trafikdatabase. For en række punktkilder er det muligt at beregne emissioner separat for de enkelte kilder og ekstrahere de eksakte geografiske koordinater via fx Energiproducenttællingen, Generelt LandbrugsRegister/Centralt Husdyrbrugs-Register (GLR/CHR) og Det Centrale Virksomhedsregister (CVR). Opsætning af fordelingsnøgler er foretaget ved brug af standardværktøjer i GIS, fx intersection. Hver fordelingsnøgle indeholder data for hvor stor en andel af den samlede emission for en given kilde/ sektor, der allokeres til hver 1 km x 1 km gittercelle defineret ved det danske kvadrat net (DKN). SPREADs geografiske afgrænsning er defineret ved den eksklusive økonomiske zone (EEZ) og dækker dermed både land- og farvandsarealer (Figur 4.6).



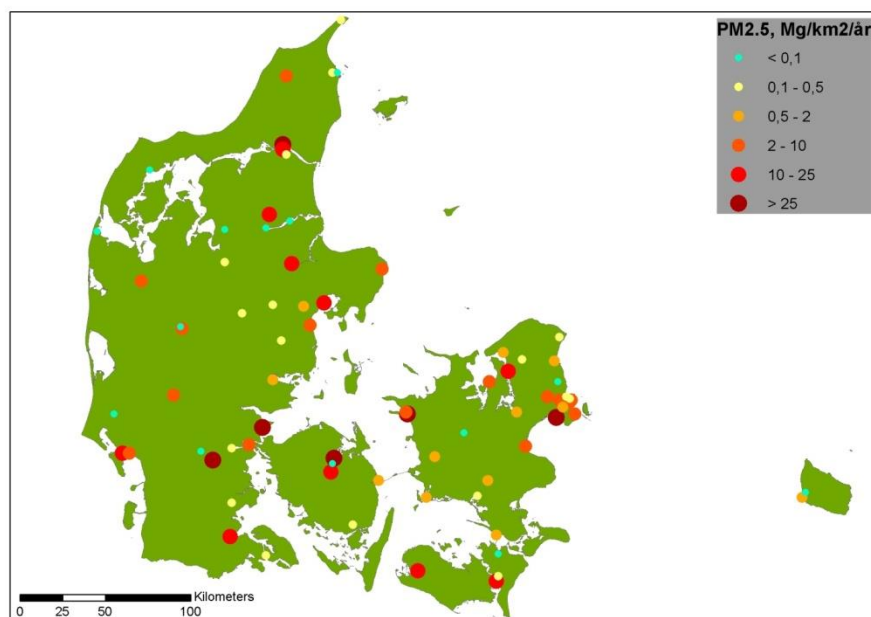
Figur 4.6. Geografisk afgrænsning af SPREAD er defineret ved Danmarks kystlinje (landareal) samt den eksklusive økonomiske zone, EEZ (farvandsareal).

4.7.2 Rumlig fordeling for udvalgte sektorer

De danske emissionsopgørelser omfatter et stort antal kilder med meget forskelligartede karakteristika, både hvad angår aktiviteter, emissioner og rumlig fordeling. Derfor er det nødvendigt at behandle kilderne separat eller gruppevis både i forbindelse med emissionsberegning og rumlig fordeling. Det er for omfattende at beskrive metoderne bag den rumlige fordeling for samtlige kilder her, hvorfor kun udvalgte eksempler er medtaget i denne rapport. De følgende afsnit beskriver metoderne bag den rumlige fordeling af emissioner fra store punktkilder (LPS), for mindre virksomheder samt for mobile kilder. For en mere fyldestgørende metodebeskrivelse henvises til rapporten *Plejdstrup & Gyldenkerne* (2011).

Store punktkilder

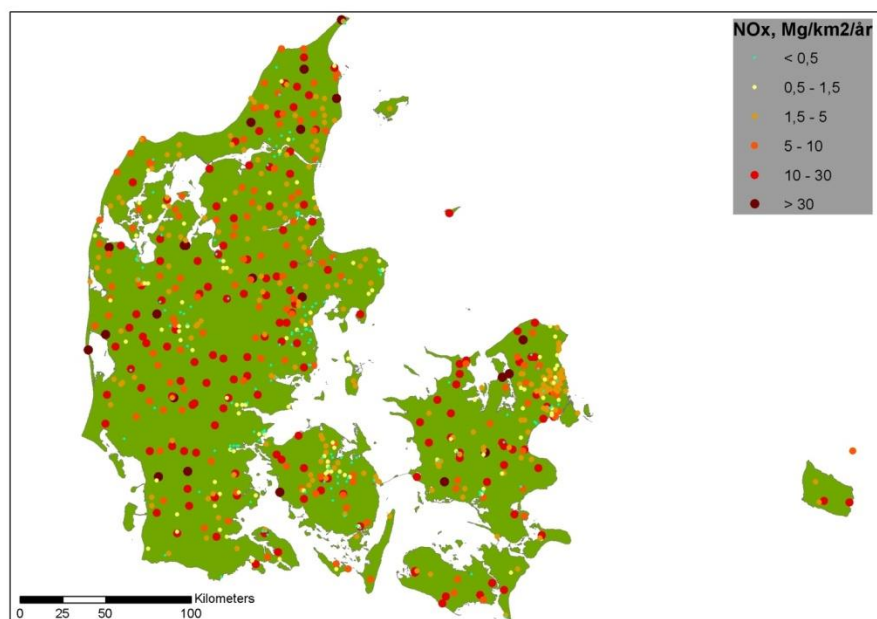
En række anlæg behandles som store punktkilder (LPS) i den danske emissionsdatabase. LPS er kendetegnet ved at der er mere detaljerede oplysninger om brændstofforbrug, emissionsfaktorer og/eller emissioner til rådighed, herunder anlæg- eller processpecifikke data. Emissioner fra alle LPS behandles i LPS delmodellen i SPREAD. LPS omfatter emissioner på alle SNAP 1 kategorier med undtagelse af vejtrafik (SNAP 07). Punktkilder indenfor landbrugssektoren indgår i en særskilt del af emissionsdatabasen, der alene omfatter landbrug og de er derfor ikke inkluderet i LPS delmodellen i SPREAD (Figur 4.7).



Figur 4.7. Rumlig fordeling af PM_{2.5} emissioner fra store punktkilder (LPS) i 2010.

Stationær forbrænding fra mindre punktkilder

Punktkilderne i delmodellen for stationær forbrænding dækker emissioner fra stationær forbrænding fra punktkilder (PS). Her indgår et større antal mindre virksomheder, for hvilke der ikke er data tilgængeligt på samme detaljeringsniveau som for LPS (Store punktkilder). Fælles for disse virksomheder er, at det alligevel er muligt at beregne emissionerne for hver enkelt virksomhed og placere emissionerne på virksomhedens adresse, ud fra oplysninger om brændstofforbrug på virksomhedsplan. En række af de mindre virksomheder producerer og leverer el- og varme til det offentlige net. Disse virksomheder skal årligt indberette oplysninger om deres brændselsforbrug til Energistyrelsen, jf. Lov om varmforsyning og Lov om elforsyning. Emissionerne beregnes på baggrund af energiforbrug og andre oplysninger om virksomheden. Disse emissioner placeres geografisk på virksomhedens adresse. Endelig er der forskellige andre kilder, hvorfra det er muligt at beregne emissionerne separat på baggrund af miljødata fra fx grønne regnskaber, miljørapporter og årsregnskaber (Figur 4.8).



Figur 4.8. Rumlig fordeling af NO_x emissioner fra stationær forbrænding for punktkilder (PS) eksklusiv store punktkilder (LPS) i 2010.

Mobile kilder

Mobile kilder omfatter vejtransport, jernbane, søfart og luftfart, samt brug af arbejdsmaskiner i industri, byggeri, servicesektoren, husholdninger, landbrug, skovbrug og militær. Fælles for disse kilder er, at det ikke er muligt præcist at stedfæste emissionerne geografisk. De nationale emissioner kan alligevel beregnes for de enkelte kilder på et detaljeret niveau ud fra oplysninger om antallet samt typer af køretøjer/maskiner, motorstørrelser og driftstid.

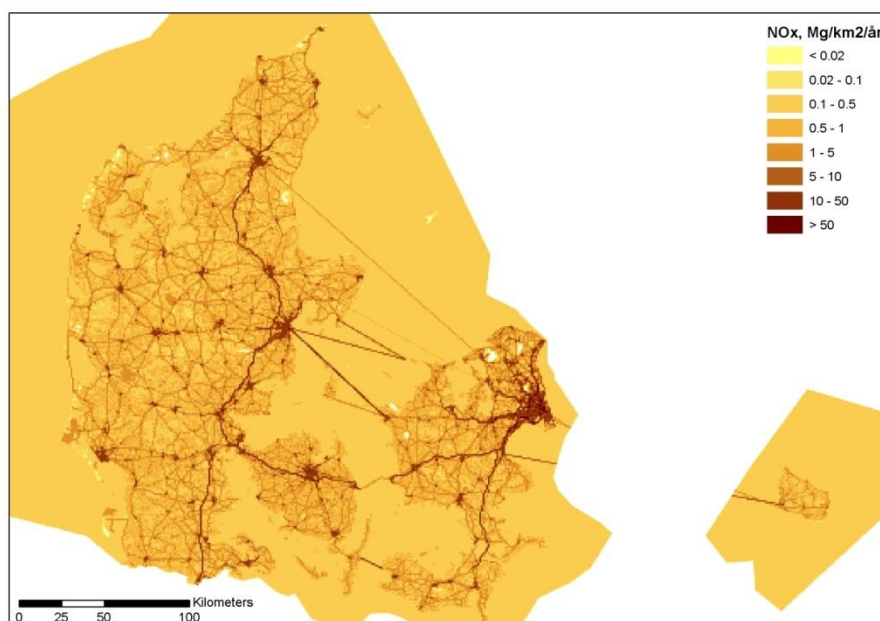
Den rumlige fordeling af emissionerne er foretaget særskilt for hver kilde. Emissioner fra vejtransport er fordelt efter en model for trafikarbejdet (antal kørte kilometer årligt per vejstrækning fordelt på køretøjskategorier) på danske veje. For yderligere beskrivelse henvises til rapporten *Jensen et al.* (2008). I forhold til de andre kilder vurderes vejtrafikkens geografiske fordeling at være godt bestemt.

Emissionerne fra jernbanetransport er fordelt jævnt over jernbanenettet, mens emissioner fra arbejdsmaskiner er fordelt på arealerne med industri, lav bebyggelse, landbrug, skov og militære øvelsesterræner. Miljøstyrelsen har et igangværende projekt, som forsøger at kvantificere koncentrationsbidraget fra mobile ikke-vejgående maskiner (SNAP 0808) til gadekoncentrationen, da disse kilder i forbindelse med de mange byggeaktiviteter i København kunne tænkes at bidrage til gadekoncentrationen. Delrapportering for tog viser meget beskedent bidrag fra disse (Miljøstyrelsen, 2013).

Emissioner fra fly er fordelt jævnt over fugleflugtslinjer mellem Københavns lufthavn og de 9 næststørste lufthavne i Danmark. I UBM er kun inkluderet lufthavnsemissioner, men ovenstående indenrigs flyemissioner hovedsageligt sker over grænselaget (over opblandingslaget i atmosfæren) og således ikke bidrager til luftforureningen ved overfladen.

Emissioner fra nationale færger er fordelt over fugleflugtslinjer mellem de aktuelle havne. Øvrig søfart er fordelt på det danske farvand afgrænset ved EEZ (farvandsareal) dvs. at emissionerne fra lystsejlad, fiskeri og internati-

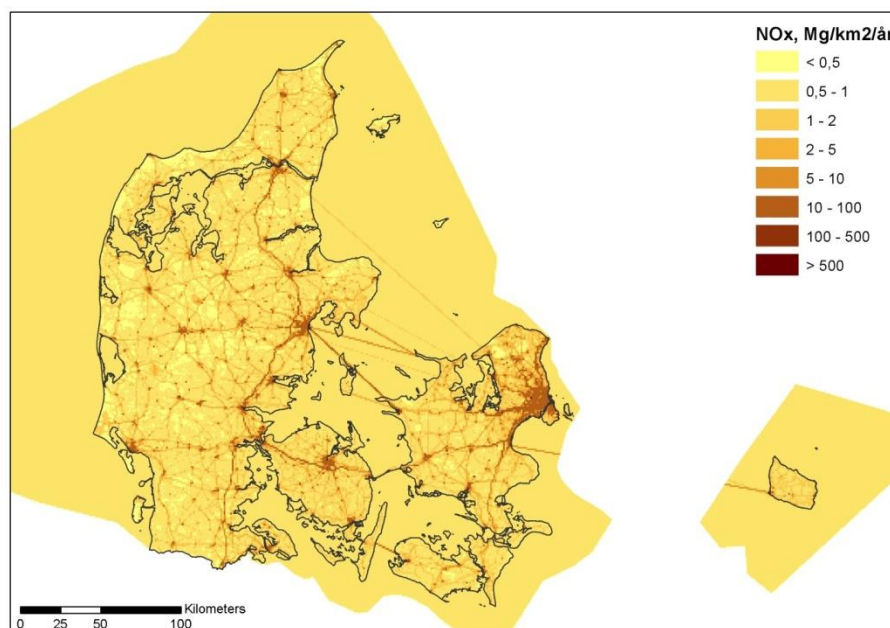
onal skibstrafik fordeles jævnt over EEZ. Der laves ikke en særskilt emissionsberegning for havnebusserne i København, men de er inkluderet i opgørelsen, da emissionsberegningerne er baseret på det samlede brændselsforbrug for søfart. Emissioner fra international skibsfart (ekskl. Øresund) er inkluderet i DEHM (Figur 4.9). I indeværende projekt er fordelingen af emissioner fra international søfart erstattet med den geografiske fordeling, der blev udarbejdet i projektet "Skibsfartens bidrag til luftforurening i Danmark" udarbejdet for Miljøstyrelsen (Olesen et al., 2009). Denne fordeling er baseret på AIS data, der er positionsdata for de enkelte skibe i farvandet, inklusiv detaljerede oplysninger om det enkelte skib, fx skibstype og motorstørrelse (Figur 4.9).



Figur 4.9. Rumlig fordeling af NO_x emissioner fra mobile kilder (vejtransport og andre mobile kilder) i 2010.

Nationale totaler

Summen af emissioner fra alle danske kilder kaldes den nationale total emission. I SPREAD er indbygget et modul der summerer emissionerne fra alle kilder baseret på de separate rumlige fordelinger i delmodellerne. Det varierer for de forskellige stoffer hvilke(n) kilde(r) der er mest dominerende og dermed vil være mest fremtrædende i den rumlige. Vejtransport og andre mobile kilder udgør en væsentlig del af den nationale NO_x emission, hvilket kan ses på Figur 4.10, hvor vejnettet samt fly- og færgeruter træder tydeligt frem.



Figur 4.10. Rumlig fordeling af den nationale totale NO_x emission i 2010.

4.8 Kildeopgørelse for modelleret regional baggrund ud fra eksterne omkostninger

Kildeopgørelsen i den regionale baggrund er baseret på resultater med det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution) (Brandt et al., 2011a; 2011b), der kan bruges til at beregne de sundhedsrelaterede omkostninger fra luftforurening og estimere, hvordan omkostningerne er fordelt på de forskellige luftforureningskilder og emissionssektorer for at kunne understøtte politiske beslutninger med henblik på regulering af emissioner.

Det grundlæggende princip bag EVA-systemet er at bruge de bedst mulige videnskabelige metoder og den bedst tilgængelige viden i alle leddene af "impact-pathway"-kæden, der dækker alle leddene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen og beregning af helbredseffekter til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter.

Den økonomiske værdisætning af effekter kaldes også for indirekte eller eksterne omkostninger. De indirekte omkostninger er knyttet til for eksempel sygdom, for tidlige dødsfald eller sygedage med deraf tabt arbejdsfortjeneste eller omkostninger for samfundet i form af tabt omsætning eller større sygehusomkostninger.

De kemiske stoffer, som er medtaget i EVA-systemet mht. helbredseffekter er: primært emitterede partikler PM_{2,5} (som bl.a. indbefatter sod, organisk kulstof og mineralsk støv), de sekundært dannede uorganiske partikler, der indeholder sulfat, nitrat og ammonium samt gasserne SO₂ (svovldioxid), CO (kulilte) og O₃ (ozon). For nuværende er kun sundhedseffekter af disse gasser og partikelbundne forbindelser medtaget i EVA-systemet og således inkluderer systemet p.t. ikke effekter af sekundære organiske partikler og "ukendt" masse. Ukendt masse er forskellen mellem model (inkl. SOA) og målinger, og en væsentlig del heraf formodes at være vand indeholdt i partiklerne.

Systemet kan bruges til at undersøge bidraget fra forskellige kilder til luftforureningen og relaterede sundhedseffekter og kan derfor bruges som beslutningsstøtteværktøj ved prioritering af indsatsen mod luftforurening. Fordelen ved at beregne den indirekte omkostning er, at effekterne fra forskellige typer af kilder kan sammenlignes på baggrund af en fælles enhed (penge). Desuden kan de samlede eksterne omkostninger indgå i overordnede politiske prioriteringer – dvs. sættes i forhold til andre samfundsmæssige omkostninger.

Systemet er dokumenteret i en rapport, der er udarbejdet i CEEH – Centre for Energy, Environment and Health (Brandt et al., 2011a). Desuden findes der en mere populærvidenskabelig beskrivelse af systemet med fokus på effekterne fra brændeovne i år 2000 i tidsskriftet Miljø og Sundhed (Brandt et al., 2011b).

Den følgende kildeopgørelse på regional niveau, adskiller sig derved fra de andre kildeopgørelser (opgjort for bybaggrund og gaderum) i denne rapport, ved at fordelingen er fundet ud fra bidraget fra de 10 overordnede emissionssektorer til den samlede sundhedsrelaterede eksterne omkostning for hele Danmark og ikke som bidraget til de totale koncentrationer som middel over fx Københavns og Frederiksberg kommuner. Resultaterne i tabellerne giver en opgørelse for hele Danmark af bidraget fra de enkelte kilde typer. Pga. den korte projektperiode til udarbejdelsen af denne rapport, var det ikke muligt at trække resultater på kildeopgørelse på regionalt niveau ud for Københavns og Frederiksberg kommuner alene, men det vurderes at der ikke vil være den store forskel.

4.9 Kildeopgørelse for partikler ud fra receptormodellering

En helt anden metode til kildeopgørelse er receptormodellering, hvor analyse af partikelmålinger sammen med antagelser om kildeprofiler muliggør en kildeopgørelse. Metoden er relativt følsom overfor antagelserne om kildeprofiler, og der er således en betydelig usikkerhed forbundet med metoden. Metoden giver ikke de samme typer af resultater, som modellering af koncentrationsbidrag med luftkvalitetsmodeller, som beskrevet ovenfor, men er et supplement til disse beregninger og til forståelsen af kildeopgørelsen.

I forbindelse med det såkaldte Partikelforskningsprojekt finansieret af Miljøstyrelsen har DCE bl.a. gennemført måling af PM₁₀, PM_{2.5} og partikelstørrelsesfordeling for H.C. Andersens Boulevard og Lille Valby/Risø (regional baggrund ca. 30 vest for København) samt gennemført analyse af den kemiske sammensætning af PM_{2.5} og PM₁₀ målt under to månedlige feltkampagner i 2008 og 2009. Receptormodellering ved hjælp COPREM modellen blev anvendt til at bestemme kilderne til de målte kemiske bestanddele af partikelmassen. Resultaterne herfra vil blive opsummeret (Massling et al. 2011).

5 Koncentrationer i regional baggrund, bybaggrund og gade

I dette kapitel gøres der overordnet rede for koncentrationerne i: regional baggrund, bybaggrund og gade. I de efterfølgende kapitler gives en detaljeret kildeopgørelse, som viser koncentrationsbidragene for de forskellige kilder for disse koncentrationer.

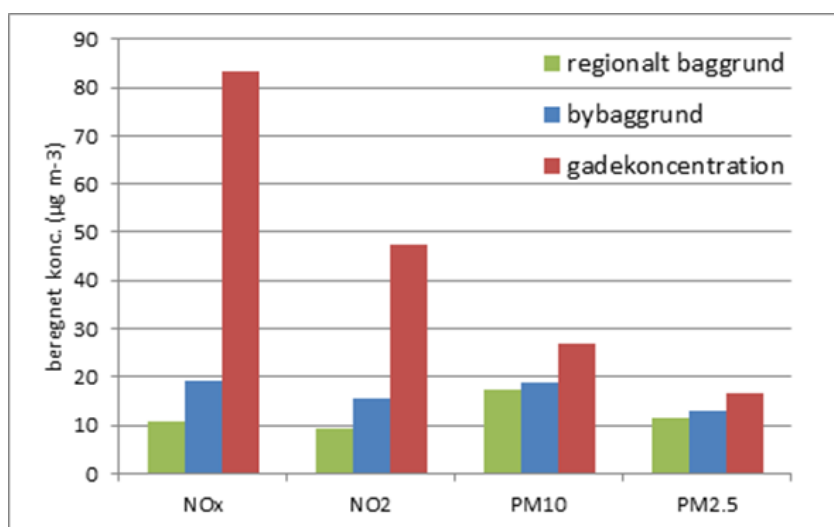
Figur 5.1 viser koncentrationerne for NO_x , NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$.

Den viste gadekoncentration NO_x , NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ er modelleret med OSPM modellen for H.C. Andersens Boulevard dvs. for en af de mest trafikerede gader i København, og også en af de højeste modellerede gadekoncentrationer i København. Gadekoncentrationen indeholder også baggrundskoncentrationen (regionalt bidrag og bybaggrundsbidrag).

Bybaggrundskoncentrationen er et gennemsnit modelleret med UBM modellen over alle 1 km x 1 km gitterceller i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Bybaggrundskoncentrationen indeholder også de regionale koncentrationer.

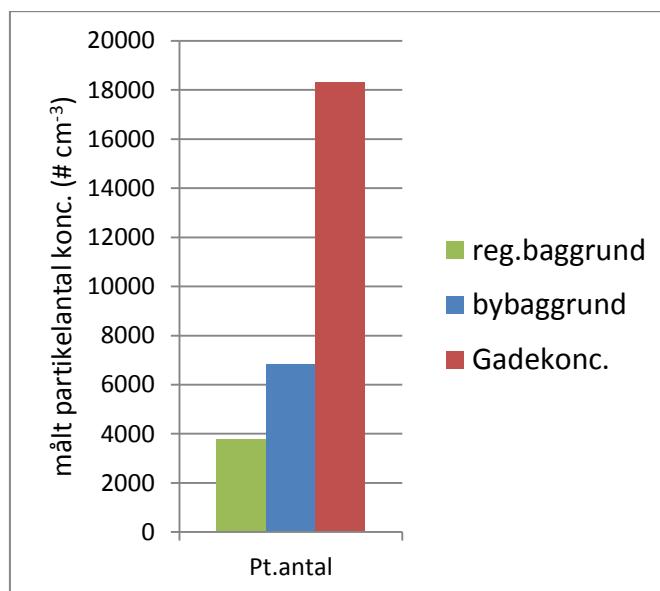
Regional baggrund er i nærværende projekt defineret som den luftforurening, som blæser ind over den ydre kommunegrænse for Københavns Kommune. Den består af følgende bidrag. Der er et bidrag fra DEHM modellen, et bidrag fra nabokommuner og et bidrag fra skibstrafik i Øresund. For PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ indgår tillige bidrag fra sekundære organiske partikler (SOA) samt "ukendt" partikelmasse, som beskrevet tidligere.

Det regionale bidrag til NO_x og NO_2 forureningen er relativt lille og NO_x og NO_2 forureningen er således domineret af lokale kilder dvs. kilder i byen og trafikklender i gaden. Det forholder sig omvendt for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$, hvor det regionale bidrag er dominerende, og de lokale kilder betyder mindre. Det regionale bidrag stammer fra kilder i Danmark og Europa.



Figur 5.1. Hovedbidragene: regionalt baggrundsbidrag, bybaggrundsbidrag og gadebidrag for NO_x , NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ i 2010.

Koncentrationen af partikler som antal i 2010 er vist i Figur 5.2. Antal partikler er målt regionalt baggrundsbidrag (ved Lille Valby/Risø uden for Roskilde), målt bybaggrundsforurening (H.C. Ørsted Institut) og målt gadeforurening (H.C. Andersens boulevard). Bemærk at regional baggrund for antal partikler her repræsenterer Lille Valby/Risø, mens de regionale modellerede niveauer for de andre stoffer repræsenterer luftforureningen, som blæser ind over Københavns Kommunes ydre kommunegrænse.



Figur 5.2. Koncentrationer af partikler som antal pr. cm³: målt regional baggrundsforurening (Lille Valby/Risø), bybaggrundsforurening (H.C. Ørsted Institut) og gadeforurening (H.C. Andersens Boulevard) i 2010 (Ellermann et al. 2011).

Koncentrationen af antallet af partikler følger mønsteret for NO_x og NO₂ dvs. at det regionale bidrag er relativt lille og luftforureningen med ultrafine partikler er således domineret af lokale kilder dvs. kilder i byen og trafikklender i gaden.

6 Kildeopgørelse for bybaggrundsluften

6.1 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. Emissionerne af NO_x , PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune er vist i Tabel 6.1 per sektor og som sum af alle sektorer.

Emissioner fra 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. Særligt vedrørende brændeovne og -kedler er, at både størrelsen og den geografiske kortlægning af emissioner er forbundet med stor usikkerhed. Emissionerne beregnes på basis af brændselsforbrug og emissionsfaktorer for relevante forureningskomponenter, begge bestemt ud fra en række antagelser, da der ikke findes detaljerede statistikker for hhv. træforbrug i husholdninger eller antal og typer af varmeproducerende anlæg. Energistyrelsens opgørelse over træforbrug i husholdninger på kommuneniveau, baseret på salgstal og spørgeundersøgelser, anvendes til emissionsberegningerne. Emissionen afhænger af typen af anlæg og fyringspraksis (brændsels og adfærd). Anlægsbestanden er baseret på fremskrivning af en undersøgelse fra 2006 udført af Teknologisk Institut og Force Technology, og emissionsfaktorer baseres på målinger, grænseværdier og internationale guidelines for emissionsopgørelser. Fyringspraksis må forventes at variere meget både rumligt og tidsligt, og er en faktor, som ikke er mulig at kvantificere. Den geografiske fordeling i SPREAD af emissioner fra træfyring i husholdninger er baseret på Energistyrelsens opgørelse af træforbrug i husholdninger per kommune fra 2005 baseret på data fra BBR registret.

Tabel 6.1. NO_x, PM₁₀ og PM_{2,5} emissioner for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune sektorvis og total
(Enhed: Mg = Mega gram = ton).

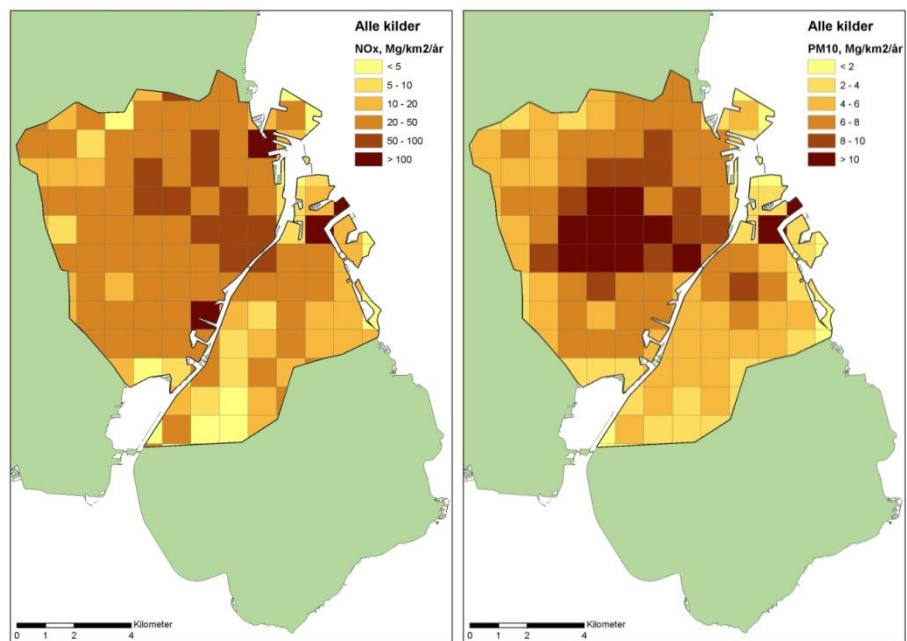
SNAPKilde	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}
01 Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	988,46	16,11	13,55
02 Ikke-industriel forbrænding, fx forbrænding i husholdninger og handel og service	179,51	451,55	444,87
03 Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	55,68	3,81	2,32
05 Udledninger i forb. med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas		17,37	1,74
06 Anvendelse af produkter	4,98	30,12	26,20
07 Vej transport	2769,86	219,53	170,08
0802 Jernbaner	137,10	4,62	4,62
0803 Lystsejlds	0,22	0,02	0,02
0804 Søfart	3,50	0,06	0,06
0805 Luftfart	19,35	0,08	0,08
0806 Mobile kilder i landbrug	1,47	0,11	0,11
0807 Mobile kilder i skovbrug	0,04	0,01	0,01
0808 Mobile kilder i industri, inklusiv ikke-vejgående maskiner	261,88	21,04	21,04
0809 Mobile kilder, maskiner og redskaber i have/hushold	0,91	0,15	0,15
0811 Mobile kilder, maskiner og redskaber i handel og service	26,49	8,13	8,13
09 Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	5,79	0,92	0,92
10 Landbrug		0,16	0,08
Total	4455,24	773,81	693,99

Eksempler på rumlig fordeling af emissioner i København

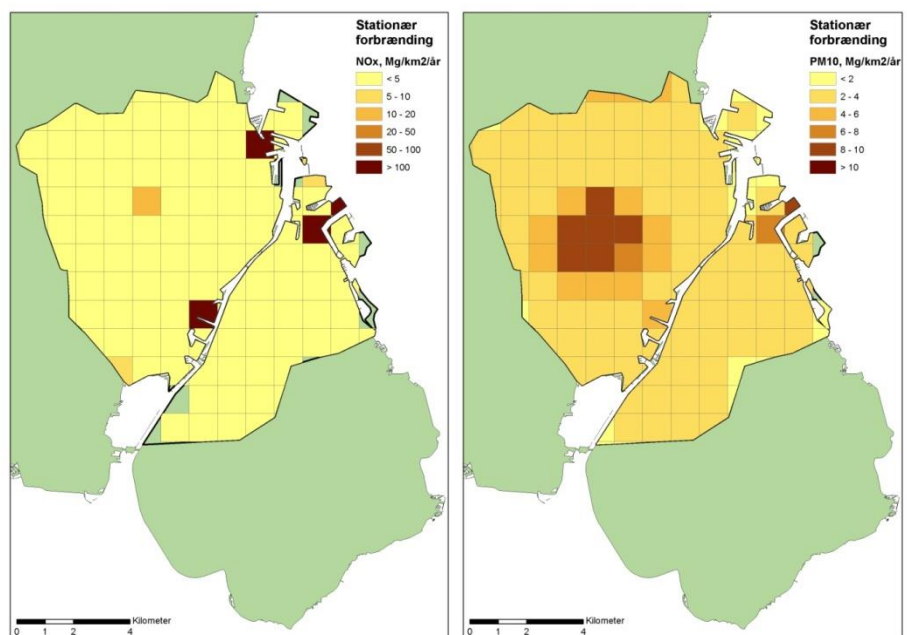
I det følgende er vist emissioner for udvalgte kilder og forureningskomponenterne NO_x og PM₁₀ for kommunerne København og Frederiksberg: alle kilder (Figur 6.1), stationær forbrænding (Figur 6.2) og mobile kilder (Figur 6.3). Ved at sammenligne figurene ses at mobile kilder er en større kilde til den samlede NO_x emission end stationær forbrænding.

NO_x fra stationær forbrænding stammer hovedsageligt fra et lille antal punktkilder, hvorfor der ses høje emissioner i enkelte gitterceller på Figur 6.2. Emissioner fra stationær forbrænding har større betydning for den samlede PM₁₀ emission end for NO_x, og emissionsmønsteret fra de stationære kilder afspejler sig i stor udstrækning i de totale emissioner for PM₁₀.

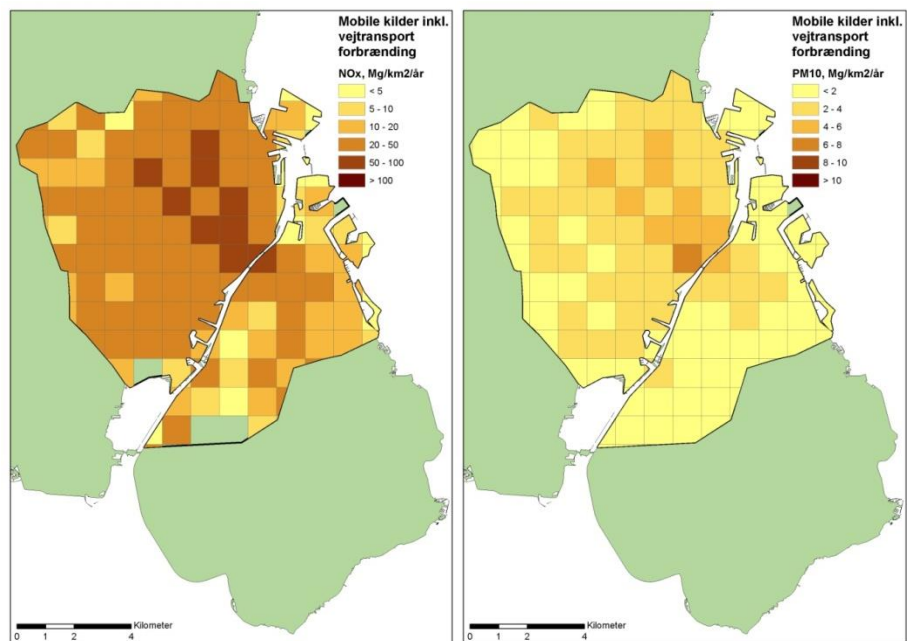
Emissionsmønsteret for PM_{2,5} svarer i høj grad overens med PM₁₀ og er derfor ikke medtaget. Den samlede PM_{2,5} emission for det udvalgte område er 10% lavere end den tilsvarende PM₁₀ emission.



Figur 6.1. Rumlig fordeling af emissioner for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune for 2010 for NO_x fra alle kilder (venstre), og PM_{10} fra alle kilder (højre).



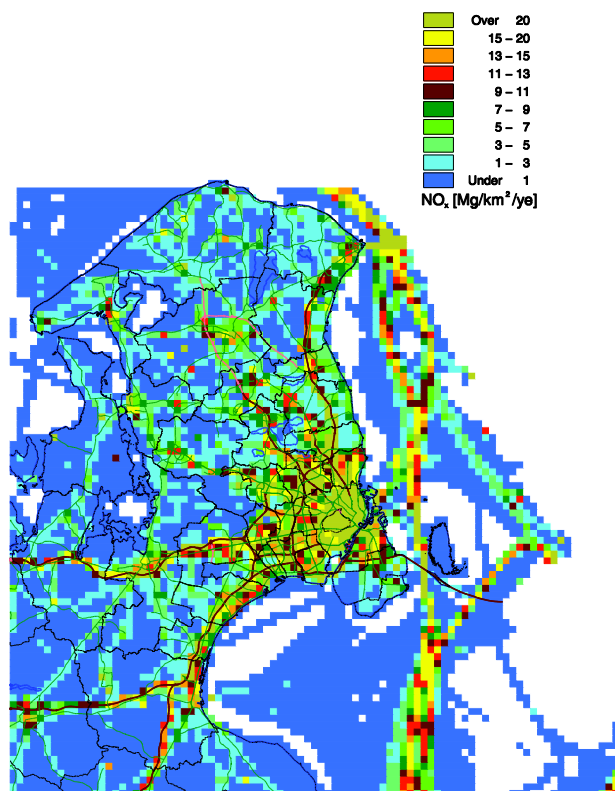
Figur 6.2. Rumlig fordeling af emissioner for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune for 2010 for NO_x fra stationær forbrænding (venstre) og PM_{10} fra stationær forbrænding (højre).



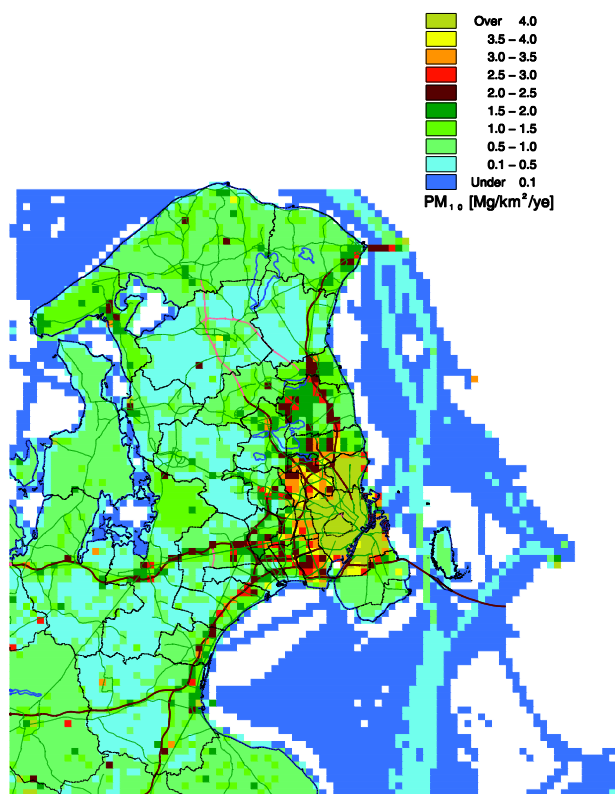
Figur 6.3. Rumlig fordeling af emissioner for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune for 2010 for NO_x fra mobile kilder (inkl. Vejtransport) (venstre) og PM₁₀ mobile kilder (inkl. Vejtransport) (højre).

Rumlig fordeling af emissioner i hele Hovedstadsområdet

I det følgende er visualiseret den geografiske variation af de SPREAD emissioner, som indgår i UBM modellen for beregning af bybaggrundsforureningen i København og omegn. Emissionerne for skibstrafikken i Øresund er således også vist. Som eksempler er vist NO_x og PM₁₀ emissionen i hhv. Figur 6.4, og Figur 6.5, da fordelingen af PM_{2.5} og PM₁₀ minder meget om hinanden.



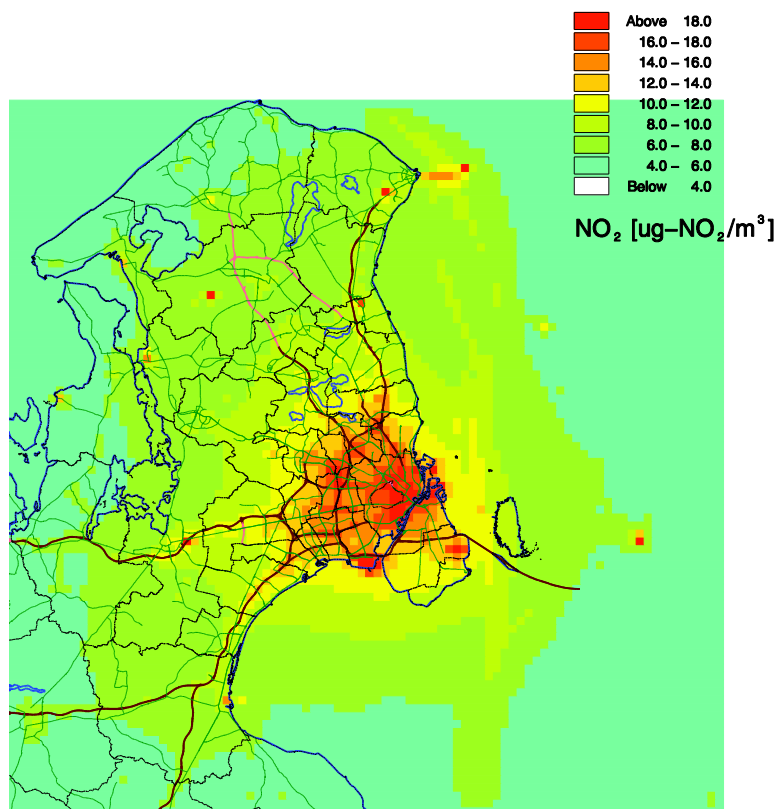
Figur 6.4. Den geografiske fordeling af NO_x emission på 1x1 km² i Hovedstadsområdet inkl. Øresund i 2010. Enhed (ton/km²/år).



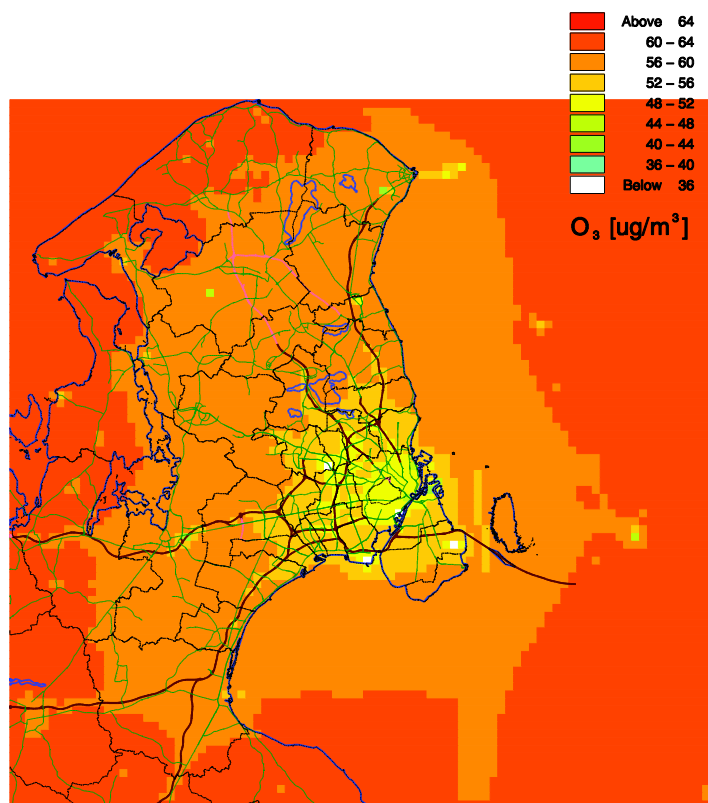
Figur 6.5. Den geografiske fordeling af PM₁₀ emission på 1x1 km² i Hovedstadsområdet inkl. Øresund i 2010. Enhed (ton/km²/år).

Rumlig fordeling af bybaggrundskoncentration i Hovedstadsområdet

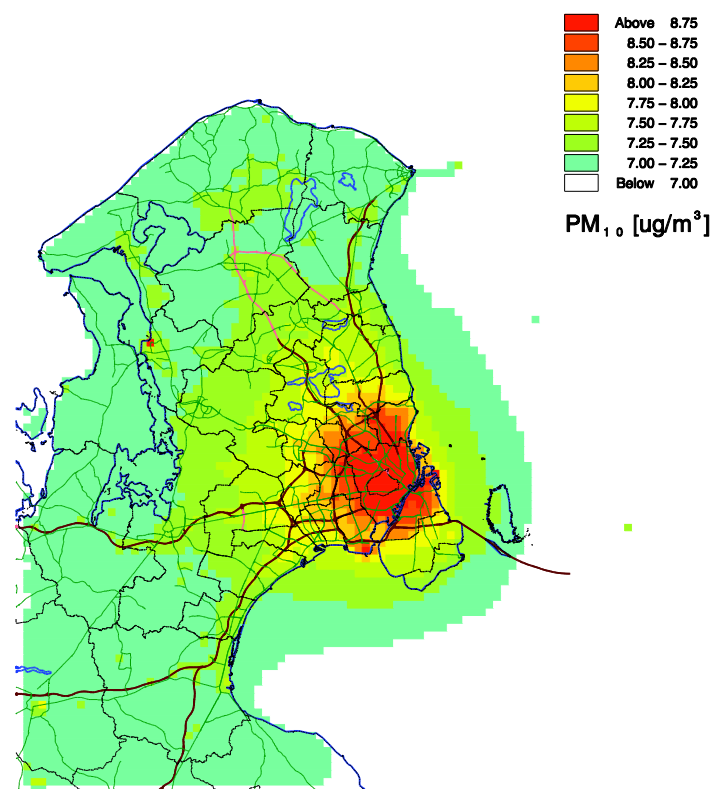
I det følgende er visualiseret den geografiske variation af bybaggrundskoncentrationen modelleret med UBM i Hovedstadsområdet. Bybaggrundskoncentrationen referer her til at koncentrationerne er beregnet med UBM, og koncentrationerne er også beregnet uden for byområder, da hele Hovedstadsområdet er vist. NO₂, O₃, og PM₁₀ koncentrationen er vist som eksempler i hhv. Figur 6.6, Figur 6.7, og Figur 6.8. Den geografiske fordeling af NO_x og NO₂ minder meget om hinanden og det samme gør sig gældende PM_{2.5} og PM₁₀.



Figur 6.6. Den geografiske fordeling af NO₂ beregnet med UBM på 1x1 km² i Hovedstadsområdet inkl. Øresund som årsmiddelværdi i 2010. Enhed (µg/m³).



Figur 6.7. Den geografiske fordeling af O_3 beregnet med UBM på $1 \times 1 \text{ km}^2$ i Hovedstadsområdet inkl. Øresund som årsmiddelværdi i 2010. Enhed ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).



Figur 6.8. Den geografiske fordeling af PM_{10} beregnet med UBM på $1 \times 1 \text{ km}^2$ i Hovedstadsområdet inkl. Øresund som årsmiddelværdi i 2010. Enhed ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). (Ekskl. SOA og ukendt masse).

6.2 Kildernes bidrag til bybaggrundsforurening i København

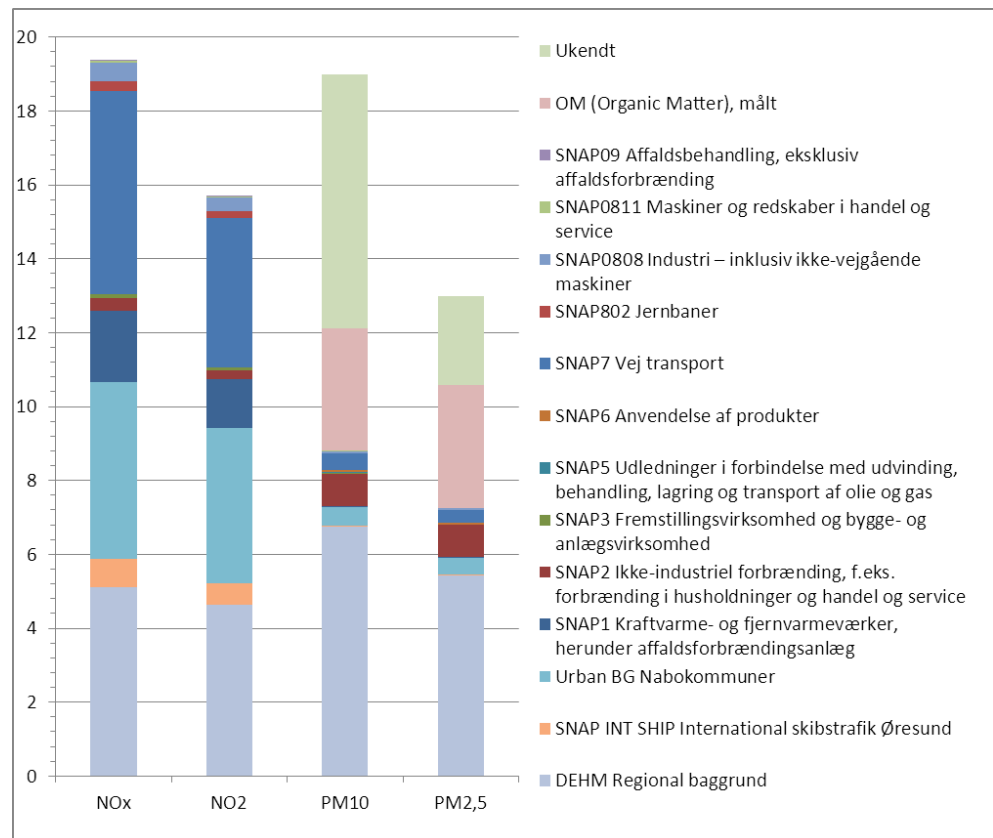
I de efterfølgende figurer og tabeller vises kildeopgørelsen for bybaggrundsforureningen i København.

I Figur 6.9 (NO_x , NO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$) er vist det gennemsnitlige koncentrationsbidrag for bybaggrundsforureningen, som forskellige kilder bidrager med. De bagvedliggende tal til figuren er vist i Tabel 6.2.

Det bidrag som emissioner inden for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune giver anledning til i 2010 er vist (SNAP koder 1-9 beskrevet i forrige afsnit). Endvidere er vist bidraget for nabokommuner defineret ved 1 km x 1 km gitterceller indenfor op til 20 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 20 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_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ i 2010 (Ellermann et al. 2011).

For bybaggrund er der ikke gjort et forsøg på at opdele koncentrationen af antal 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_x 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_x . Imidlertid kunne fordelingen af antal partikler også tænkes at følge partikelforureningen af $\text{PM}_{2.5}$, og fordelingen i bybaggrund ville så blive en helt anden.

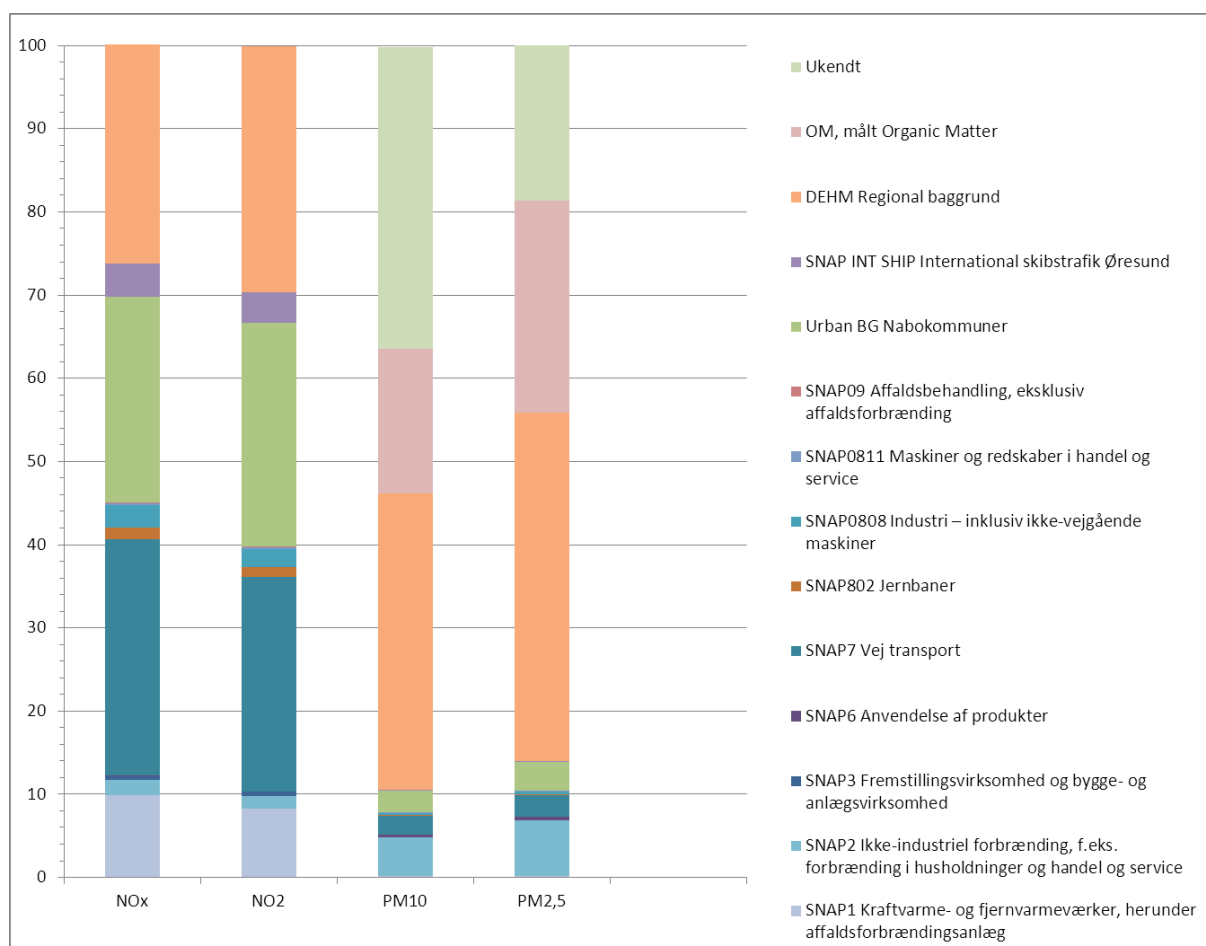


Figur 6.9. Bybaggrundsluftforureningen i København i 2010 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Bybaggrundsforureningen er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Sektorer, der ikke bidrager meget til den totale koncentration er fjernet fra legenden, men kan ses i Tabel 6.2.

Tabel 6.2. Koncentrationsbidrag til bybaggrundsluftforureningen i som middel over Københavns kommune og Frederiksberg kommune i 2010 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Koncentrationsbidrag opdelt på kildetyper i $\mu\text{g}/\text{m}^3$		NO_x	NO_2	PM_{10}	$\text{PM}_{2,5}$	O_3
SNAP1	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	1,92	1,31	0,03	0,03	-1,07
SNAP2	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,34	0,24	0,88	0,87	-0,2
SNAP3	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægs-virksomhed	0,11	0,07	0,01	0,0	-0,06
SNAP4	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP5	Udledninger i forbindelse med udvinding, be-handling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,03	0,0	0,0
SNAP6	Anvendelse af produkter	0,01	0,01	0,06	0,05	-0,01
SNAP7	Vej transport	5,49	4,05	0,44	0,34	-3,36
SNAP802	Jernbaner	0,27	0,19	0,01	0,01	-0,15
SNAP0803	Flodtransport	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0805	Luftfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0,5	0,35	0,04	0,04	-0,29
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,05	0,04	0,02	0,02	-0,03
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	0,0	0,0	-0,01
Urban BG	Nabokommuner	4,78	4,22	0,5	0,44	-3,66
SNAP INT SHIP	International skibstrafik Øresund	0,77	0,57	0,02	0,02	-0,48
DEHM (regional)	Regional baggrund (model)	5,12	4,64	6,76	5,44	61,3
OM (regional)	Sekundære organiske partikler (målt)			3,3	3,3	
Ukendt (regional)	Ukendt masse (rest ud fra målinger)			6,9	2,4	
Total		19,4	15,7	19,0	13,0	52,0

I Figur 6.10 og Tabel 6.3 er ovenstående figur og tabel givet i procent af de totale koncentrationer i bybaggrunden.

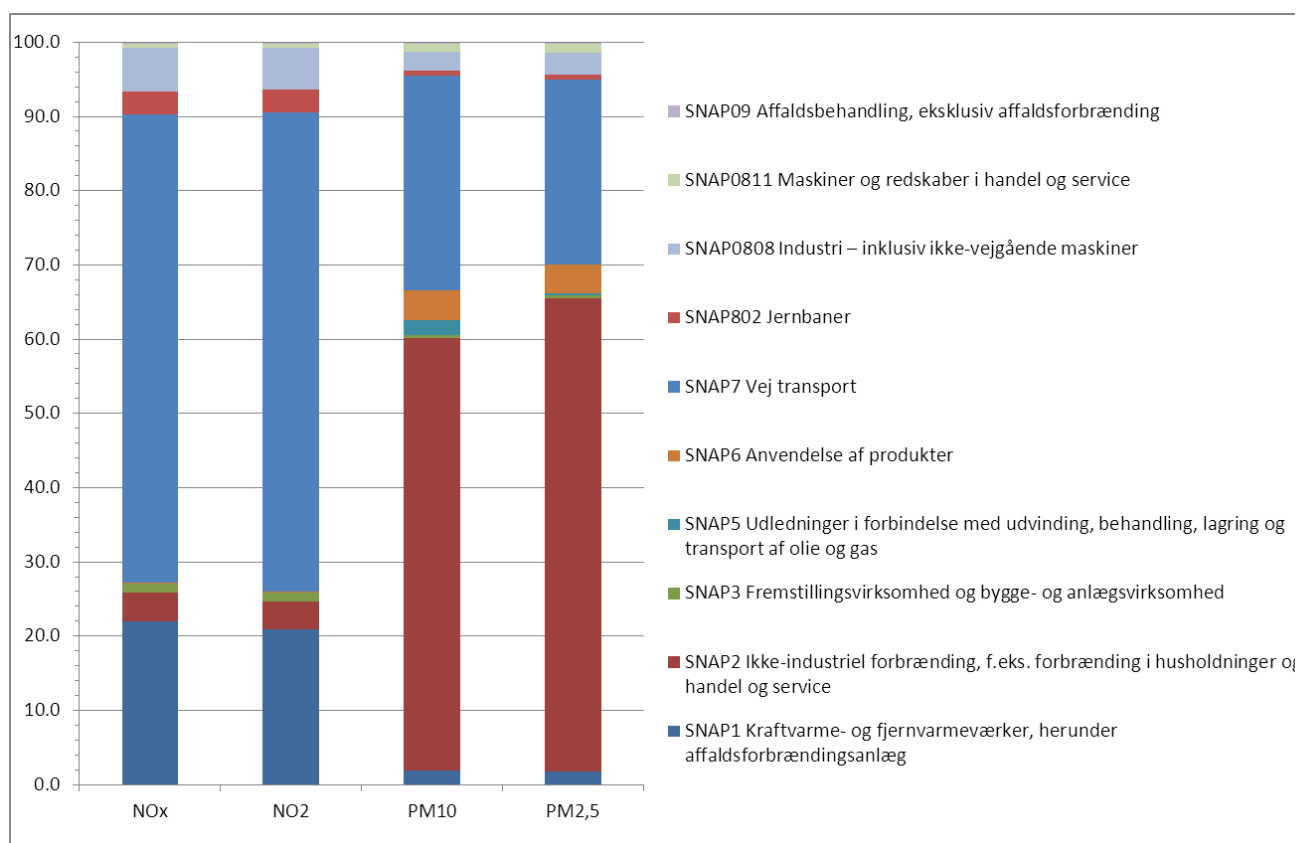


Figur 6.10. Koncentrationsbidrag til den totale bybaggrundsluftforurening i 2010 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed %)

Tabel 6.3. Koncentrationsbidrag til den totale bybaggrundsluftforurening i 2010 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed %)

Procent af total		NO _x	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃
SNAP1	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	9,9	8,3	0,2	0,2	-2,1
SNAP2	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	1,8	1,5	4,6	6,7	-0,4
SNAP3	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,5	0,5	0,0	0,0	-0,1
SNAP4	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP5	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
SNAP6	Anvendelse af produkter	0,1	0,0	0,3	0,4	0,0
SNAP7	Vej transport	28,4	25,8	2,3	2,6	-6,5
SNAP802	Jernbaner	1,4	1,2	0,0	0,1	-0,3
SNAP0803	Flodtransport	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0805	Luffart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	2,6	2,2	0,2	0,3	-0,6
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,3	0,2	0,1	0,1	-0,1
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
Urban BG	Nabokommuner	24,7	26,9	2,6	3,4	-7
SNAP INT SHIP	International skibstrafik, Øresund	4,0	3,6	0,1	0,1	-0,9
DEHM	Regional baggrund (model)	26,4	29,6	35,6	41,8	117,9
OM (regional)	Sekundære organiske partikler (målt)			17,5	25,5	
Ukendt (regional)	Ukendt masse (rest ud fra målinger)			36,3	18,6	
Total		100	100	100	100	100

Figur 6.11 og Tabel 6.4 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 6.11. Koncentrationsbidrag til bybaggrundsluftforureningen i 2010 hvor der kun er medtaget bidrag fra kilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune (enhed %).

Tabel 6.4. Koncentrationsbidrag til bybaggrundsluftforureningen i 2010 hvor der kun er medtaget bidrag fra kilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune (enhed %). Bemærk at for O₃ er der tale om en procent af en reduktion.

Procent af Københavns og Frederiksbergs eget samlede bidrag		NO _x	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃
SNAP1	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	22	21	1,9	1,8	21
SNAP2	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	3,9	3,8	58	64	3,8
SNAP3	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1,2	1,2	0,5	0,4	1,2
SNAP4	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP5	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	2,0	0,2	0,0
SNAP6	Anvendelse af produkter	0,1	0,1	4,0	3,9	0,1
SNAP7	Vej transport	63	65	29	25	65
SNAP802	Jernbaner	3,1	3,0	0,6	0,7	3
SNAP803	Flodtransport	0,0	0,0	0,0	0,0	0
SNAP80402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0
SNAP80403	Nationalt fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0
SNAP805	Luftfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0
SNAP808	Industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	5,8	5,6	2,6	3,0	5,5
SNAP809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0
SNAP811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,6	0,6	1,1	1,2	0,6
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
SNAP KBH ALL	Total København - inkl. alle ovenstående på én gang.	100	100	100	100	100

NO_x forurening domineret af lokale kilder

Som forventet er koncentrationsbidraget til NO_x større end til NO₂, da NO_x indeholder både NO og NO₂.

Det regionale modellerede DEHM bidrag til NO_x forureningen i bybaggrund er relativt lille (omkring 5 µg/m³ eller 25% af bybaggrund). Danske NO_x kilders bidrag til den regionale baggrundskoncentration af NO₂ er tidligere beregnet med DEHM modellen fordelt på Danmarks 5 regioner (Ellermann et al. 2010; Jensen et al. 2010). For Sjælland bidrager danske kilder i gennemsnit med omkring 42% af de regionale NO₂ koncentrationer, og udenlandske NO_x kilder bidrager dermed med 58%. I det model setup, som anvendes kan DEHM modellens resultater for NO_x og NO₂ ikke umiddelbart sammenlignes med fx den regionale baggrundsstation Lille Valby/Risø, da DEHM leverer opstrømskoncentrationer til UBM, som efterfølgende inddrager bidraget fra lokale kilder indenfor en afstand af 20 km. Det DEHM modelleret bidrag er omkring halvdelen af målte værdier på fx målestationen Lille Valby/Risø.

Bidraget fra nabokommunerne er omkring 4-5 µg/m³ eller 25-27% af bybaggrund og af samme størrelse som vejtrafikken inden for Københavns Kommune og Frederiksberg, og bidraget fra nabokommunerne er også domineret af vejtrafik.

Tidligere vurderinger af skibstrafikken i de danske farvande og dens bidrag til NO₂ bybaggrundsforureningen i København er med DEHM modellen beregnet til omkring 2 µg/m³ i 2007 (Olesen et al. 2009; Jensen et al. 2010). Den internationale skibstrafik i Øresund bidrager heraf med 0,6-0,8 µg/m³ (omkring 4% af bybaggrund) mens resten er en del af den regionale luftforurening. Øgede emissionskrav under International Maritime Organization (IMO) for NO_x og forventet øget skibstrafik forventes at opveje hinanden, så bidraget fra skibstrafikken i absolutte tal er nogenlunde lige meget i 2007 og i 2020.

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 55% af NO_x og 60% af NO₂ af bybaggrundsforureningen i København.

NO_x forureningen er således domineret af lokale kilder med omkring 75% af bybaggrund, hvor den største kilde er vejtrafik omkring 5 µg/m³ eller 26-28% af bybaggrund. De lokale kilder omfatter her nabokommuner (primært trafik), skibstrafik i Øresund samt alle kilder inden for Københavns ydre kommunegrænse.

Andre lokale kilder af en vis betydning er kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg (1-2 µg/m³ eller 8-10% af bybaggrund), industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner (0,4-0,5 µg/m³ eller 2-3%) og ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service domineret af brænderøg (0,2-0,3 µg/m³ eller knap 2%). De sidste to hovedkilder kan være underestimeret for København grundet den måde nationale emissioner er fordelt på.

Miljøstyrelsen har et igangværende projekt, som forsøger at kvantificere koncentrationsbidraget fra mobile ikke-vejgående maskiner (SNAP 0808) til gadekoncentrationen, da disse kilder i forbindelse med de mange byggeak-

tiviteter i København kunne tænkes at bidrage til gadekoncentrationen. Det drejer sig om de mange forskellige entreprenørmaskiner mv., som anvendes i denne forbindelse. I SPREAD modellen er emissionerne fordelt efter industriarealer inde i byen, som formodes at undervurdere betydningen, og i projektet undersøges, hvilken betydning det har at anvende andre fordelinger fx befolknings- og bebyggelsestæthed, og der indsamles supplerende oplysninger om aktiviteter. Delrapportering for tog viser meget beskedent bidrag fra disse (Miljøstyrelsen, 2013).

Ozonforurening domineret af europæiske kilder

Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinte-forbindelser på en stor skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor skala sammen med europæiske kilder. DEHM modellen beregner det regionale baggrunds niveau for ozon til omkring $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette niveau modificeres af NO_x emissionen fra lokale kilder, som omdanner ozon til NO_2 i reaktion med NO, således at ozonkoncentrationen i bybaggrund ender med at blive omkring $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Partikelforurening domineret af regionalt bidrag

Som det fremgår af Figur 6.9 og de tilhørende tabeller er det regionale koncentrationsbidrag dominerende for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$. Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa. Som forventet er koncentrationsbidraget for PM_{10} lidt større end $\text{PM}_{2.5}$, da 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 PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ er det regionale bidrag hhv. $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ud af den målte bybaggrund på hhv. $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det regionale bidrag for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ udgør således hhv. 89% og 86% af bybaggrund.

Nabokommunerne bidrager også med et synligt bidrag på omkring $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (omkring 3%), mens International skibstrafik i Øresund Øresund op til 20 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 92% af PM_{10} og 89% af $\text{PM}_{2.5}$ af bybaggrundsforureningen i København.

De lokale kilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune udgør sammenlagt omkring $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (omkring 8% af bybaggrundsforureningen), og er helt overvejende ikke-industriel forbrænding (fx forbrænding i husholdninger og handel og service) og vejtrafikken, hvor ikke-industriel forbrænding bidrager med omkring dobbelt så meget som vejtrafikken. Ikke-industriel forbrænding bidrager med omkring $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og vejtrafikken med omkring $0,3\text{-}0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Emissioner fra 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. Særligt vedrørende brændeovne og -kedler er, at både beregning og den geografiske kortlægning af emissioner er forbundet med stor usikkerhed, da den er baseret på Energistyrelsens opgørelse af træforbrug i husholdninger per kommune. Det betyder, at emissioner fra træfyring i husholdninger er fordelt på kommuneniveau, og at emissionen i en given kommune er fordelt jævnt på hele kommunens areal. Fordelingen

antages at lede til en overestimering af emissionerne fra træfyring i husholdninger i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

Øvrige kilder som fx kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg (SNAP 1), og Industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner (SNAP 0808) bidrager meget lidt. Bemærk at international skibstrafik uden for Øresund er indeholdt i det regionale modellerede bidrag med DEHM.

6.3 Kildeopgørelse for modelleret regionalt bidrag ud fra eksterne omkostninger

Kildeopgørelsen i den regionale baggrund er baseret på resultater med det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution) (Brandt et al., 2011a; 2011b), der kan bruges til at beregne de sundhedsrelaterede omkostninger fra luftforurening og estimere, hvordan omkostningerne er fordelt på de forskellige luftforureningskilder og emissionssektorer for at kunne understøtte politiske beslutninger med henblik på regulering af emissioner.

Kildeopgørelsen for det modellerede regional niveau med DEHM modellen, adskiller sig derved fra de andre kildeopgørelser (opgjort for bybaggrund og gaderum) i denne rapport, ved at fordelingen er fundet ud fra bidraget fra de 10 overordnede emissionssektorer til den samlede sundhedsrelaterede eksterne omkostning for hele Danmark og ikke som bidraget til de totale koncentrationer som middel over fx Københavns og Frederiksberg kommuner. Resultaterne i tabellerne giver en opgørelse for hele Danmark af bidraget fra de enkelte kildetyper. Pga. den korte projektperiode til udarbejdelsen af denne rapport, var det ikke muligt at trække resultater på kildeopgørelse på regionalt niveau ud for Københavns og Frederiksberg kommuner alene. Det vurderes at kildeopgørelsen på regionalt niveau for hele Danmark ikke adskiller sig væsentligt fra en kildeopgørelse for København og Frederiksberg.

EVA-systemet inkluderer pt. ikke SOA og ukendt masse. Såfremt disse bidrag var inkluderet i emissionssektorerne kunne det tænkes at give en anden fordeling mellem emissionssektorerne. På den anden side er kildeopgørelsen for regional baggrund lavet ud fra antropogene emissioner, og SOA og ukendt masse (vand mv.) er primært fra naturlige emissioner, så måske vil inddragelse heraf ikke lave meget om på den relative fordeling mellem sektorerne.

I Tabel 6.5 er vist bidraget i % fra Europæiske emissionssektorer dækkende hele Europa, fordelt efter bidrag til de sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark fra samme kilder. Udover de kilder, der er angivet i tabellen er der også bidrag fra naturlige emissioner, og interkontinental transport af luftforurening, samt bidrag fra den internationale skibstrafik, som er taget ud af SNAP8, i denne beregning og behandlet for sig selv. Beregningsåret er år 2000 både for meteorologi og emissioner. Baseret på disse beregninger, er det muligt at vurdere hvilke emissionssektorer i Europa, der har mest betydning for sundhedseffekter i Danmark, fordelt efter de samlede eksterne omkostninger for hver sektor. I disse beregninger er det antaget, at der er de samme sundhedseffekter fra alle typer af partikler. De dominerende bidragsydere på Europæisk skala er: 1) Landbrug, 2) vej transport, og 3) kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg. De eksterne omkostninger i EVA systemet er domineret af antallet af tabte leveår, som igen er domineret af partikelkoncentrationen. Landbruget er en af de væsentlig-

ste bidragydere pga. bidraget til de i atmosfæren dannede sekundære uorganiske partikler, der indeholder ammoniumsulfat og ammoniumnitrat, på baggrund af landbrugets udledninger af ammoniak. Der er pt. ikke viden nok til at kunne adskille sundhedseffekten fra de uorganiske sekundære partikler og fra primære partikler som fx sod og derfor er der i disse beregninger antaget at sundhedseffekterne er de samme fra alle typer af partikler.

Bidraget fra den internationale skibstrafik er af speciel interesse i Danmark og derfor beregnet for sig. Vi har i tidligere beregninger fundet at bidraget fra den samlede internationale skibstrafik på hele den nordlige hemisfære til de totale sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark (når alle antropogene og naturlige kilder regnes med) er på 18 %. Derudover har vi tidligere lavet en beregning for bidraget fra den internationale skibstrafik i Østersøen og Nordsøen tilsammen og fundet at bidraget udgør 14 % af de totale sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark. De to tal fra den internationale skibstrafik er ikke umiddelbart sammenlignelige med procenterne i tabellerne, da bidragene der er angivet som procent af antropogene kilder i Europa alene (dvs. uden bidraget fra den internationale skibstrafik og naturlige kilder).

Tabel 6.5. Bidrag i % fra Europæiske emissionssektorer fordelt efter bidrag til de sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark fra samme kilder. Beregningsåret er år 2000 for meteorologi og emissioner.

SNAP kategori		%
SNAP1	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	18,6
SNAP2	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	9,7
SNAP3	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	6,9
SNAP4	Industrielle processer	5,2
SNAP5	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	1,3
SNAP6	Anvendelse af produkter	2,2
SNAP7	Vej transport	22,9
SNAP8	Andre mobile kilder	6,8
SNAP9	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,8
SNAP10	Landbrug	25,6
Sum SNAP1 – SNAP10		100

I Tabel 6.6 er bidraget i procent fra danske emissionssektorer fordelt efter de sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark fra samme kilder. Beregningerne er gennemført både for 2000 og 2008.

Sammenlignes fordelingen af de sundhedsrelaterede eksterne omkostninger fra danske kilder med de eksterne omkostninger fra europæiske kilder, ses at for danske kilder bidrager kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg væsentligt mindre, vejtransport bidrager mindre, mens landbrug bidrager mere og ikke-industriel forbrænding bidrager meget mere. Det sidste skyldes emissioner fra brændeovne og kedler.

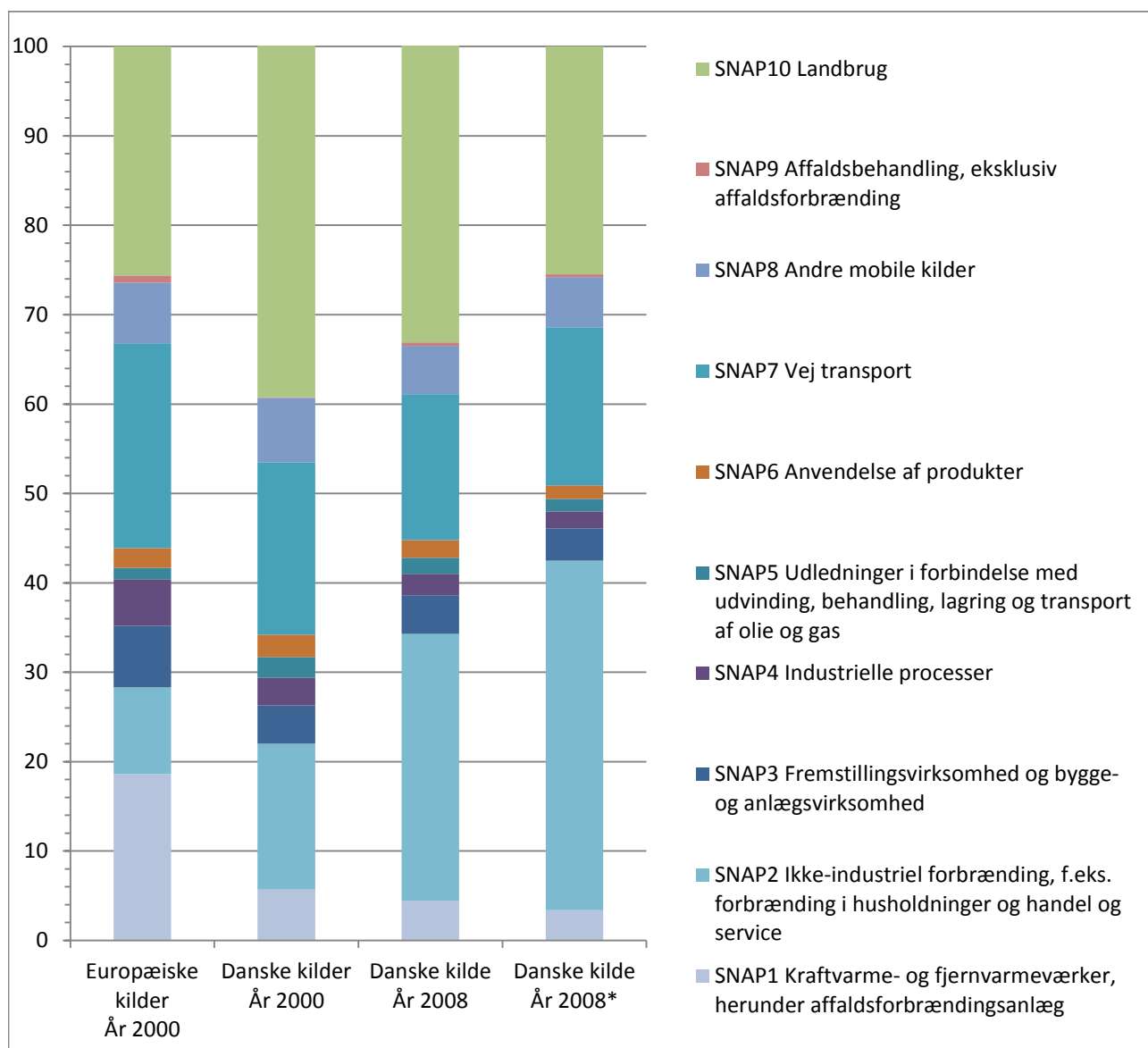
Den største ændring fra 2000 til 2008 er at ikke-industriel forbrænding er steget markant, hvilket kan tilskrives stigning i antal brændeovne og kedler og deres brug.

Som en følsomhedsanalyse for sundhedsskadeligheden af primære og sekundære partikler er der gennemført en beregning for 2008, hvor det er forudsat at sundhedsskadeligheden af primære partikler er 1,3 gange gennemsnittet og skadeligheden af sekundære partikler er 0,7 gange gennemsnittet. (Se parenteser i Tabel 6.6 for år 2008). Denne forudsætning bevirker at ikke-industriel forbrænding (primært brændeovne og kedler), som er direkte emitterede partikler, får større vægt, mens landbrugets andel bliver mindre, da bidraget her hovedsageligt er relateret til de sekundære partikler, ellers er der kun mindre ændringer i de indbyrdes bidrag fra sektorerne.

Tabel 6.6. Bidrag i % fra danske emissionssektorer fordelt efter bidrag til de sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark fra samme kilder. Beregningsåret er år 2000 for meteorologi og årene 2000 og 2008 for emissioner. Tallene i parentes i 2008 er beregnet under forudsætning af at sundhedsskadeligheden af primære partikler er 1,3 gange gennemsnittet og skadeligheden af sekundære uorganiske partikler er 0,7 gange gennemsnittet.

SNAP kategori		Emissionsår	
		2000	2008
SNAP1	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	5,7	4,4 (3,4)
SNAP2	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdn., handel og service	16,3	29,9 (39,1)
SNAP3	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	4,3	4,3 (3,6)
SNAP4	Industrielle processer	3,1	2,4 (1,9)
SNAP5	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie	2,3	1,8 (1,4)
SNAP6	Anvendelse af produkter	2,5	2,0 (1,5)
SNAP7	Vej transport	19,3	16,3 (17,7)
SNAP8	Andre mobile kilder	7,2	5,4 (5,6)
SNAP9	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,4 (0,3)
SNAP10	Landbrug	39,4	33,2 (25,5)
Sum SNAP1 - SNAP10		100	100 (100)

I Figur 6.12 er ovenstående to tabeller visualiseret.



Figur 6.12. Bidrag fra de forskellige sektorer til regional baggrund i Danmark (eksterne omkostninger i % beregnet med EVA-systemet) som 1) Bidrag fra europæiske kilder til Danmark for år 2000 (1. kolonne) 2) Bidrag fra danske kilder til Danmark for år 2000 (2. kolonne) 3) Bidrag fra danske kilder til Danmark for år 2008 (4. kolonne) 4) Bidrag fra danske kilde til Danmark for år 2008, hvor det er forudsat at skadeligheden af primære partikler er 1,3 gange gennemsnittet og skadeligheden af sekundære partikler er 0,7 gange gennemsnittet* (4. kolonne).

Kemisk sammensætning af regional baggrund ud fra receptormodellering

En helt anden metode til kildeopgørelse er receptormodellering, hvor analyse af partikelmålinger sammen med antagelser om kildeprofiler muliggør en kildeopgørelse. Receptormodellering ved hjælp af COPREM modellen blev anvendt til at bestemme kilderne til de målte kemiske bestanddele af partikelmassen for Lille Valby/Risø (regional baggrund ca. 30 vest for København) i forbindelse med Partikelforskningsprojektet (Massling et al. 2011).

Tabel 6.7. Kildeopgørelse ud fra receptormodellering med COPREM fra kampagnemålinger af PM₁₀ og PM_{2.5} i 2008-2009 ved Lille Valby/Risø fra Partikelforskningsprojektet (gengivet fra Massling et al. 2011).

	PM ₁₀ (µg m ⁻³)		PM _{2.5} (µg m ⁻³)		PM _{2.5} /PM ₁₀
PM modelleret	13,78		8,91		58 %
PM målt	16,65		13,15		78 %
Salt	1,42	15 %	0,09	2 %	12 %
NaNO ₃	1,07		0,22		
NH ₄ NO ₃	2,88	28 %	2,20	28 %	80 %
(NH ₄) ₂ SO ₄	1,28		1,20		
(NH ₄)HSO ₄	0,60		0,40		
Jordstøv	0,34	2 %	0,02	0,2 %	6 %
Kalksten	0,16	1 %	0,01	0,1 %	8 %
Biomasse	1,87	11 %	1,27	10 %	68 %
Olie	1,15	7 %	0,64	5 %	56 %
Kul	0,81	5 %	0,68	5 %	84 %
Køretøjer	0,29	2 %	0,09	0,7 %	31 %
SOA	1,92	11 %	2,10	16 %	109 %
Ukendt masse	3,28	19 %	4,43	33 %	165 %

Resultaterne fra receptormodellering kan ikke direkte sammenlignes med beregning af koncentrationsbidrag med luftkvalitetsmodeller for forskellige emissionskategorier, da receptormodellering er mere stofrelateret og kilder er identificeret ud fra sammensætningen af kemiske stoffer (som et slags fingeraftryk). Bidragene fra receptormodellering er heller ikke direkte sammenlignelige med bidrag beregnet ud fra eksterne omkostninger, da eksterne omkostninger udover koncentrationsbidraget fra en kilde også tager hensyn til befolkningseksposering, eksponerings-respons, sundhedseffekter og pris-sætning.

Hvad angår nitrater (NO₃) og sulfater (SO₄) beregner DEHM modellen dog disse særskilt og beregningerne er her i god overensstemmelse med målinger.

Salt indgår som en væsentlig del af PM₁₀ i receptormodellering, men indgår endnu ikke i DEHM modellen.

Receptormodellering estimerer sekundære organiske stoffer (SOA) til omkring 2 µg/m³ i kampagnemålinger af to gange en måneds varighed i 2008-2009, men dette bidrag indgår ikke i DEHM. I 2010 blev indholdet af organisk stof (OM) målt til 3,3 µg/m³ i PM_{2.5} (Ellermann et al. 2012). En stor del af dette formodes at være SOA, og i nærværende rapportes kildeopgørelser er det antaget at alt OM er SOA.

Receptormodellering efterlader en uidentificeret/ukendt masse på omkring 3-4 µg/m³ (20-30 %), hvoraf noget formodes at være vand i partiklerne. I luftkvalitetsmodelleringen er ukendt masse bestemt som forskellen mellem det som måles og det som modelleres. Det er noget større, idet ukendt masse for PM₁₀ er omkring 6,9 µg/m³ og for PM_{2.5} 2,4 µg/m³.

7 Kildeopgørelse for gadeluften

Dette kapitel beskriver en kildeopgørelse for de 99 gader i København, som indgår i de årlige beregninger af luftkvaliteten under NOVANA, og som også er anvendt til vurdering af en række reguleringstiltag. Kildeopgørelsen opdeler i køretøjskategorierne. Endvidere gives en mere detaljeret kildeopgørelse for H.C. Andersens Boulevard, hvor grænseværdien for NO₂ som årsmiddelværdi er overskredet.

7.1 Kildeopgørelser for 99 gader i København

Nedenstående figurer viser kildeopgørelsen i 2010 for 99 udvalgte gader i København. Bidragene til gadekoncentrationen vises for hhv. NO_x, NO₂, PM_{2.5}, PM₁₀, og antal partikler i Figur 7.1, Figur 7.2, Figur 7.3, Figur 7.4 og Figur 7.5.

Kildeopgørelsen er opdelt på person-, vare-, lastbiler samt busser. Lastbiler er yderligere underopdelt i lastbiler under 32 t og lastbiler over 32 t. De trafikale forudsætninger er de samme som i seneste NOVANA rapport (Ellermann et al. 2012) og ren-luftzone rapporten (Jensen et al. 2012). De trafikale forudsætninger er gengivet i bilag 1, hvor nummereringen af de enkelte gader er matchet med vejnavne. Sortering af gaderne er den samme som i ovenstående rapporter, og sorteringen er efter NO₂ koncentrationen. Da der kun foreligger oplysninger om taxi på få gader er taxi regnet som personbiler for alle gader. Beregninger er inkl. miljøzonekravene til tunge køretøjer gælder fra 1. juli 2010.

Bybaggrundsbidraget er også vist. Det varierer lidt fra gade til gade, da bybaggrunds-koncentrationen er beregnet med UBM for lokaliteten af den pågældende gade, og bybaggrundsforureningen varierer lidt over Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Kilderne til bybaggrundsbidraget blev detaljeret beskrevet i afsnit 6.2.

Kildeopgørelse for gadebidraget

Bybaggrundsbidraget er større end gadebidraget for PM₁₀ og PM_{2.5}, mens det er mindre for NO_x og NO₂.

Gadebidraget er det koncentrationsbidrag som trafikken i gaden giver anledning til. Summen af gadebidraget og bybaggrundsbidraget giver til sammen gadekoncentrationen.

Den gennemsnitlige køretøjsfordeling for de 99 gader er 80 % personbiler, 16 % varebiler, og 4 % lastbiler og busser. Da køretøjsfordelingen er forskellig fra gade til gade vil der også være forskelle i kildefordelingen fra gade til gade.

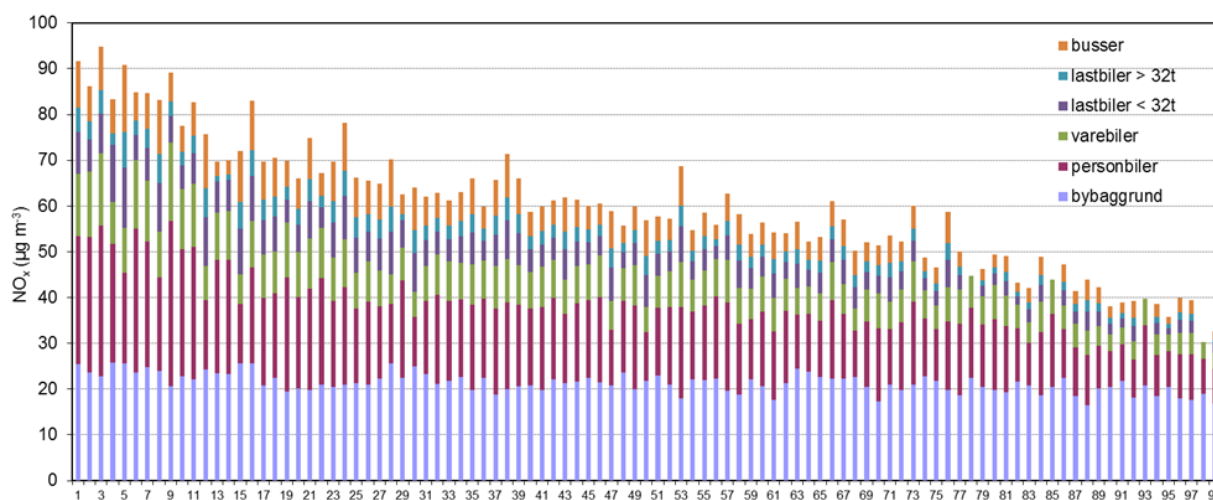
Som forventet er gadebidraget større for NO_x end for NO₂, da NO_x er summen af NO og NO₂. Det modellerede gadebidrag for NO_x er op til omkring 65 µg/m³ og for NO₂ op til omkring 30 µg/m³. Som tidligere nævnt er de modellerede niveauer lavere end de målte for H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej (Tabel 4.3). Ved vurdering af NO_x skal det således tages med i betragtning at modelberegningerne undervurderer gadebidraget til NO_x, som ved H.C. Andersens Boulevard måles til omkring 110 µg/m³ (Ellermann et

al. 2011). Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden og gadegeometrien.

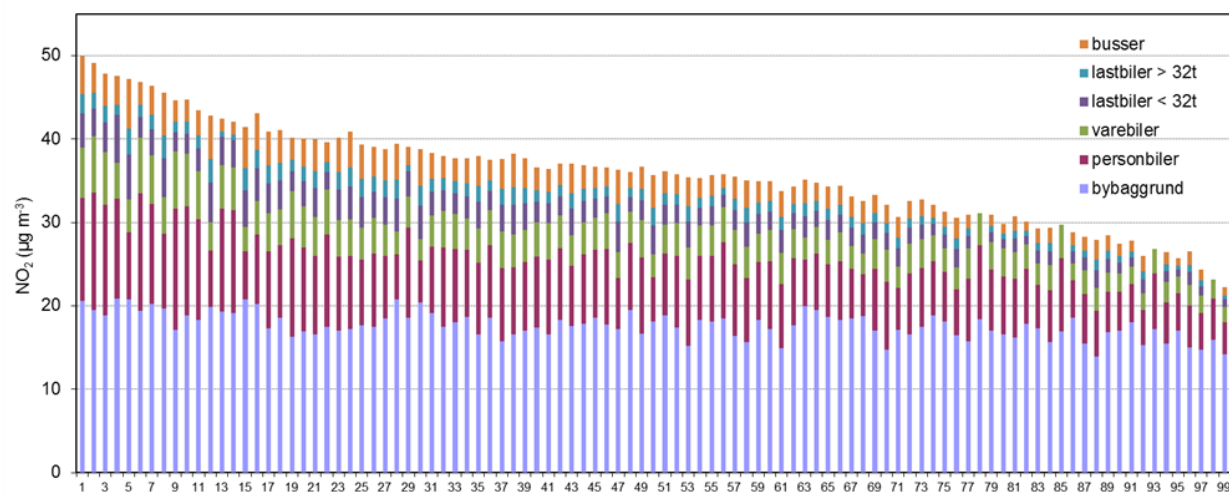
Hvis vi betragter gadebidraget er det generelle billede for NO_x og NO_2 , at personbiler bidrager mest med hhv. 43% og 44%. Herefter bidrager hver af køretøjskategorierne: varebil, lastbil og bus med omtrent lige meget, men det svinger fra gade til gade afhængig af køretøjsfordelingen for den tunge trafik. Varebiler bidrager med gns. 21%, lastbiler med 22% og busser med 15%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager samlet typisk med lidt mere end varebiler, og lastbiler bidrager typisk mere end busser. På trods af at lastbiler og busser kun udgør 4% af trafikken bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er omkring 10 gange højere end for person- og varebiler. Da antallet af partikler er antaget at være proportionalt med NO_x er kildefordelingen for antallet af partikler den samme som beskrevet ovenfor.

Som forventet er gadebidraget større for PM_{10} end for $\text{PM}_{2.5}$, da PM_{10} indeholder en større andel af ikke-udstødning, som er vej-, dæk- og bremseslid og ophvirvling heraf. Gadebidraget for PM_{10} er op til omkring $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og for $\text{PM}_{2.5}$ op til omkring $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gadebidraget for antal partikler er op til omkring 13.000 partikler pr. cm^3 . Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden og gadegeometrien.

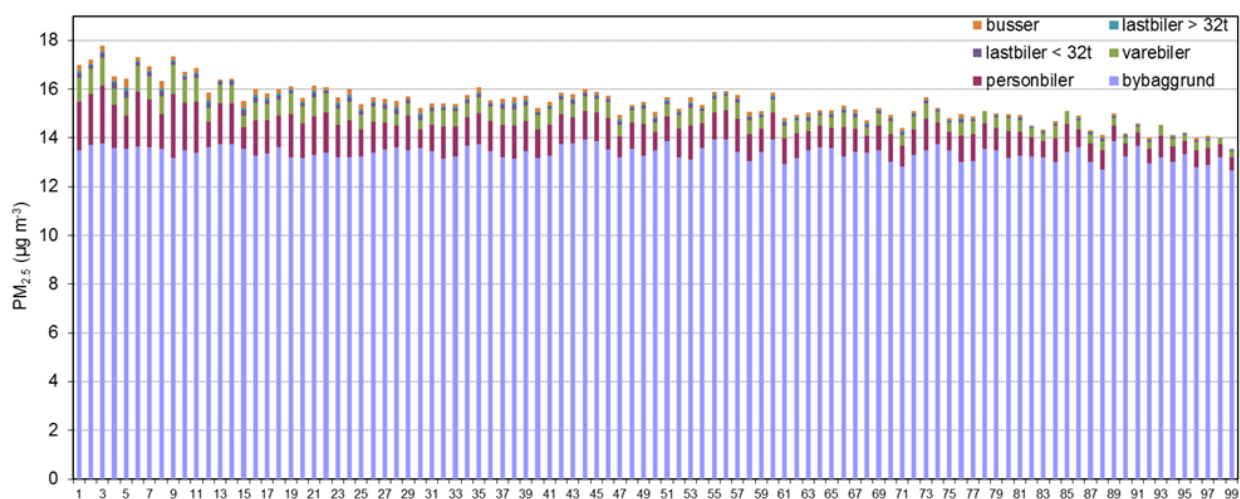
Generelt bidrager personbiler mest efterfulgt af varebiler for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$. Person- og varebiler bidrager i gns. hhv. 62% og 22% for PM_{10} og 57% og 28% for $\text{PM}_{2.5}$. Den tunge trafik bidrager generelt mindre end varebiler, og busser bidrager generelt mindre end lastbiler. Lastbiler bidrager i gns. med 11% for PM_{10} og 10% for $\text{PM}_{2.5}$ og busser bidrager i gns. 7% for både PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$. Grunden til at person- og varebiler bidrager relativt mere for PM_{10} end for NO_x i forhold til den tunge trafik er pga. ikke-udstødningsbidraget. På trods af at ikke-udstødningsbidraget er mindre for person- og varebiler pr. køretøj i forhold til tunge køretøjer, bidrager person- og varebiler relativt mere til for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ pga. det store antal person- og varebiler. Endvidere har miljøzonen reduceret PM udstødningen fra den tunge trafik.



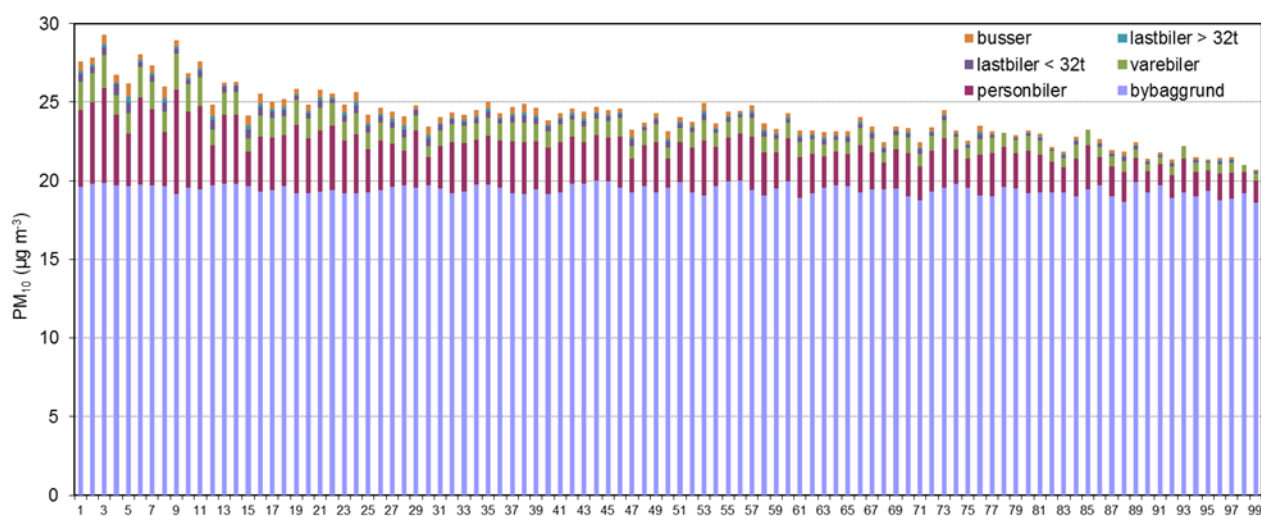
Figur 7.1. Kildebidrag til NO_x koncentrationen fordelt på køjetøjskategorier for 99 gader i København i 2010. Modellen under-vurderer gadebidraget for NO_x .



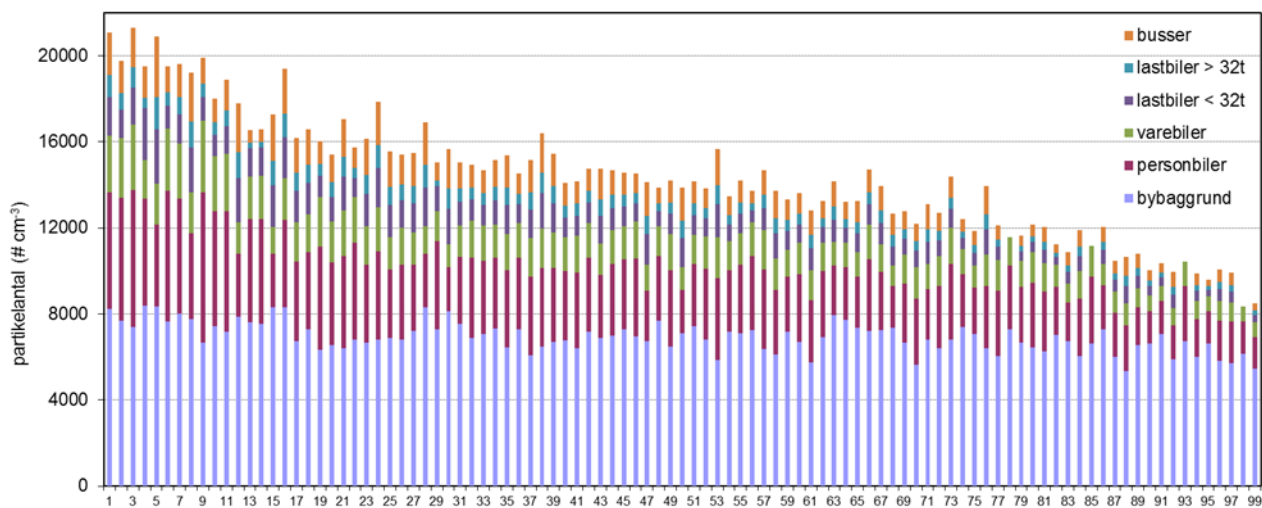
Figur 7.2. Kildebidrag til NO_2 koncentrationen fordelt på køjetøjskategorier for 99 gader i København i 2010.



Figur 7.3. Kildebidrag til $\text{PM}_{2.5}$ koncentrationen fordelt på køjetøjskategorier for 99 gader i København i 2010.

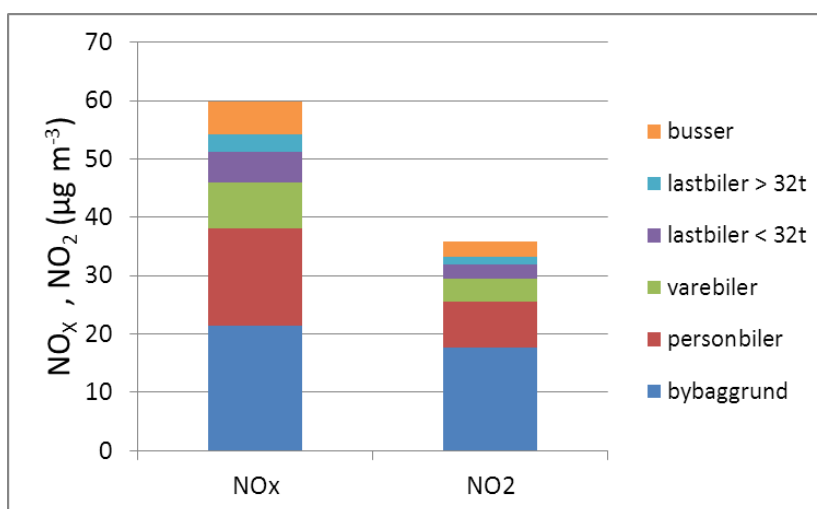


Figur 7.4. Kildebidrag til PM_{10} koncentrationen fordelt på køjetøjskategorier for 99 gader i København i 2010.

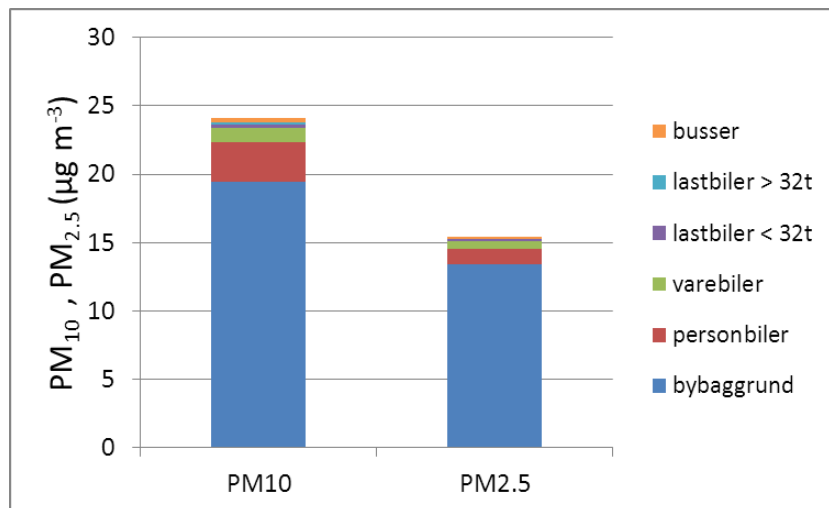


Figur 7.5. Kildebidrag til koncentrationen af antal partikler fordelt på køjetøjskategorier for 99 gader i København i 2010.

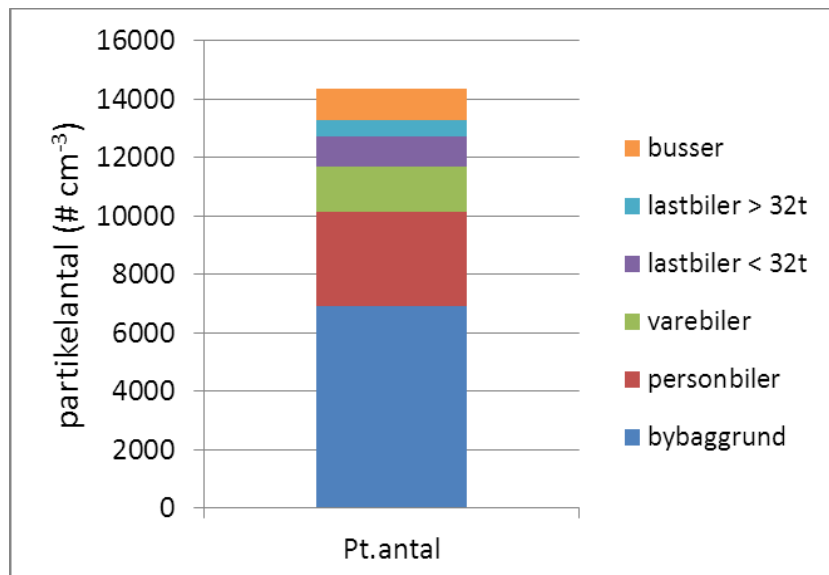
I Figur 7.6, Figur 7.7, og Figur 7.8 er vist den gennemsnitlige kildeopgørelse for de 99 gader for hhv. kvælstofoxider, partikelmasse og antal partikler.



Figur 7.6. Gennemsnitligt kildebidrag for de 99 gader for kvælstofoxider i 2010.



Figur 7.7. Gennemsnitligt kildebidrag for de 99 gader for partikelmasse i 2010.



Figur 7.8. Gennemsnitligt kildebidrag for de 99 gader for antal partikler i 2010, hvor antal partikler er antaget at være proportionalt med NO_x emissionen.

Den gennemsnitlige kildeopgørelse for gadebidraget fordelt på køretøjskategori for de forskellige stoffer for de 99 gader er vist i Tabel 7.1.

Tabel 7.1. Gennemsnitlig kildeopgørelse af gadebidraget fordelt på køretøjskategori for de 99 gader i 2010.

Luftforurening	Personbiler	Varebiler	Lastbiler		Busser	Total
			< 32t	> 32t		
NO _x	43	21	14	8	15	100
NO ₂	44	21	14	8	15	100
PM ₁₀	62	22	6	3	7	100
PM _{2.5}	57	28	6	2	7	100
Pt. antal	43	21	14	8	15	100

7.2 Kildeopgørelse for H.C. Andersens Boulevard

I det følgende gives en mere detaljeret kildeopgørelse for H.C. Andersens Boulevard. Ud over kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning, og det vises også hvordan kildeopgørelsen kan yderligere underopdeles efter brændstoftype og Euroemissionsklasse.

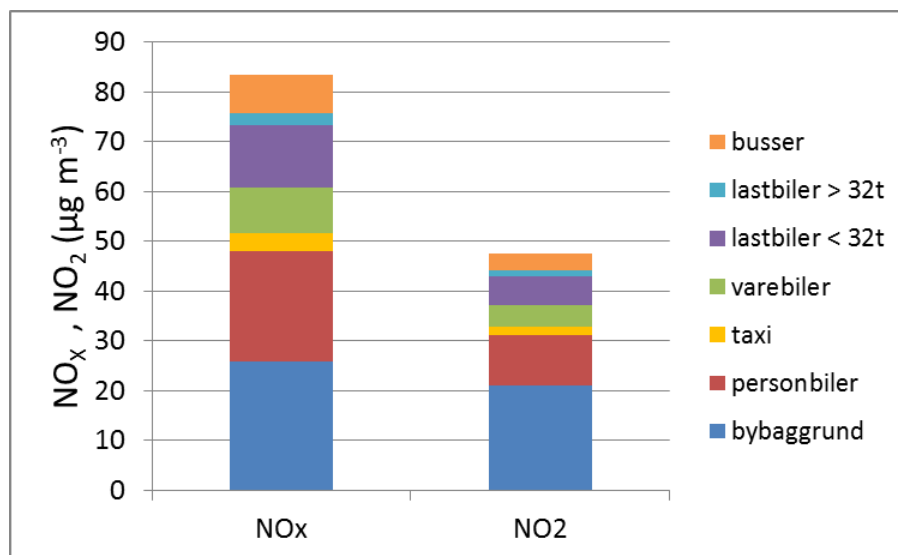
Kildeopgørelse for køretøjskategorierne

Køretøjsfordelingen er 76,4% personbiler, 7,5% taxi, 11,4% varebiler, 2,6% lastbiler < 32 t, 0,35% lastbiler > 32t, og 1,7% busser. Tungandelen er således 4,7%. Årsdøgntrafikken er 51.500. H.C. Andersens Boulevard er en af de få gader, hvor der foreligger oplysninger om andelen af taxi.

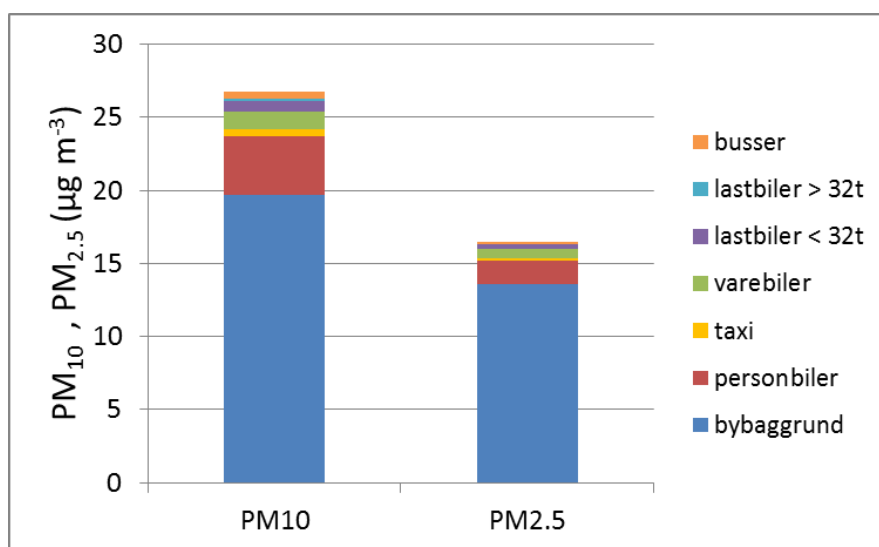
Kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne er vist for kvælstofoxider i Figur 7.9, for partikelmasse i Figur 7.10 og for partikelantal i Figur 7.11. Modelleret NO_x underestimerer målt NO_x betydeligt mens modelleret NO_2 passer godt med målt NO_2 . For PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ indeholder bybaggrundsbidraget også SOA og ukendt masse, som beskrevet i forrige kapitel.

Antallet af partikler er beregnet under to forskellige forudsætninger i Figur 7.11. Til venstre i figuren er antal partikler proportionalt med NO_x emissionen, idet analyse af målinger på gadeplan af antal partikler viser god sammenhæng mellem trafikens NO_x gadebidrag beregnet med COPERT og målt gadebidrag af antal partikler. Målt gadebidrag er målt gadekoncentration minus bybaggrundskoncentration. Til højre i figuren er som en følsomhedsanalyse antaget at antal partikler er proportionalt med partikeludstødningen, hvor partikeludstødningen er beregnet med COPERT som masse ($\text{PM}_{2.5}$). Man kan ikke måle partikeludstødningen i luften som gadebidrag, da en måling vil indeholde både partikeludstødning og ikke-udstødning, og man kan derfor heller ikke som for NO_x teste, om der er god sammenhæng mellem partikeludstødning som masse og målt gadebidrag af antal partikler. De to forskellige antagelser giver noget forskellige kildefordeling på køretøjsgrupperne. En markant relativ forskel er fx for taxier, hvor kildefordelingen ud fra PM udstødning er flere gange lavere end for NO_x , hvilket skyldes at alle taxier pga. grønne taxi lovgivningen er Euro 6 i 2015 dvs. med partikelfilter.

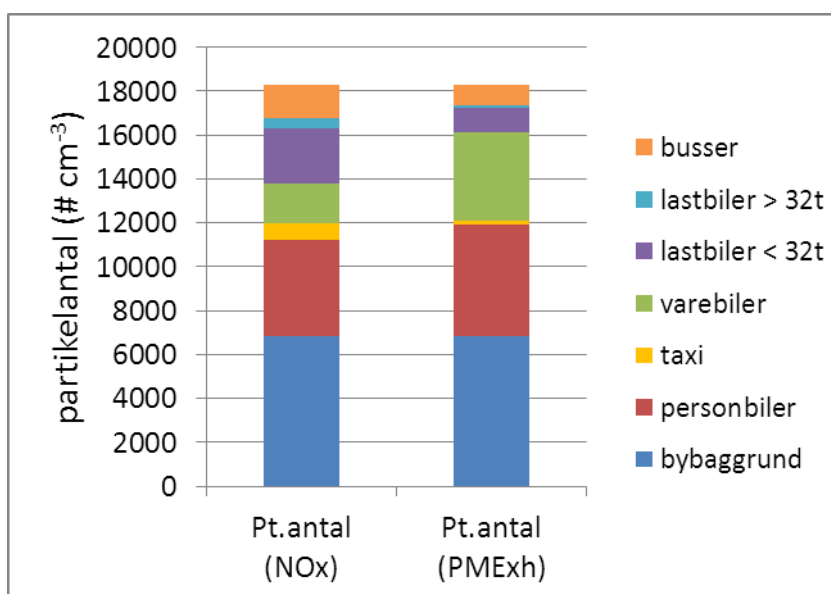
Kildeopgørelsen for hovedkøretøjskategorierne følger i hovedtræk samme mønster som for de 99 gader.



Figur 7.9. Kildebidrag for NO_x og NO_2 for H.C. Andersens Boulevard i 2010. Modelleret NO_x underestimerer målt NO_x betydeligt (målt $133 \mu\text{g}/\text{m}^3$) mens modelleret NO_2 passer rimelig godt med målt NO_2 ($56 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



Figur 7.10. Kildebidrag for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ for H.C. Andersens Boulevard i 2010, hvor bybaggrundsbidraget også indeholder SOA og ukendt masse. Til sammenligning er målte værdier $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2.5}$.



Figur 7.11. Kildebidrag for antal partikler for H.C. Andersens Boulevard i 2010 under to forskellige forudsætter: Venstre: antal partikler er proportionalt med NO_x emissionen og Højre: antal partikler er proportionalt med partikeludstødningen. Bybaggrundsbidraget er målt på H.C. Ørsted Institutet og gadekoncentrationen er målt på H.C. Andersens Boulevard. Fordelingen af antal partikler er forudsat at være proportional med NO_x emissionen for de enkelte køretøjskategorier.

Kildeopgørelse for udstødning og ikke-udstødning

I Tabel 7.2 er vist en kildeopgørelse i procent for H.C. Andersens Boulevard, hvor bidraget for de forskellige køretøjskategorier er yderligere opdelt i udstødningsbidrag og ikke-udstødningsbidrag for PM₁₀ og PM_{2.5}.

Tabel 7.2. Kildeopgørelse for gadebidraget til NO_x og partikler for H.C. Andersens Boulevard i 2010 (%)

	Personbiler	Taxi	Varebiler	Lastbiler < 32t	Lastbiler > 32t	Busser	Totalt
NO _x	38,5	6,3	16,0	21,8	4,3	13,1	100,0
PM udstødning	7,5	0,2	6,0	1,6	0,2	1,4	17,0
PM ₁₀ Ikke-udstødning	49,6	6,7	11,4	8,7	1,3	5,3	83,0
PM ₁₀ totalt	57,2	6,9	17,4	10,3	1,5	6,7	100,0
PM udstødning	18,0	0,6	14,4	3,8	0,5	3,3	40,6
PM _{2.5} Ikke-udstødning	36,6	4,8	8,2	5,6	1,0	3,4	59,4
PM _{2.5} totalt	54,6	5,4	22,6	9,4	1,4	6,7	100,0

For trafikken som helhed bidrager partikeludstødning (PM udstødning) med omkring 40% og ikke-udstødning med 60% for PM_{2.5}. For PM₁₀ er forholdet hhv. 17% og 83%, da andelen af ikke-udstødning udgør en større del af PM₁₀ i forhold til PM_{2.5}.

Grunden til at den tunge trafik ikke bidrager så meget med PM udstødning er pga. miljøzonen, som regulerer den tunge trafik (Jensen et al. 2011).

En grov tilnærmelse er at antage at bidragene til partikelantal fordeler sig på samme måde som NO_x. Sammenhængen mellem NO_x og antal partikler er imidlertid også påvirket af anvendte emissionsbegrænsende teknologi. Ek-

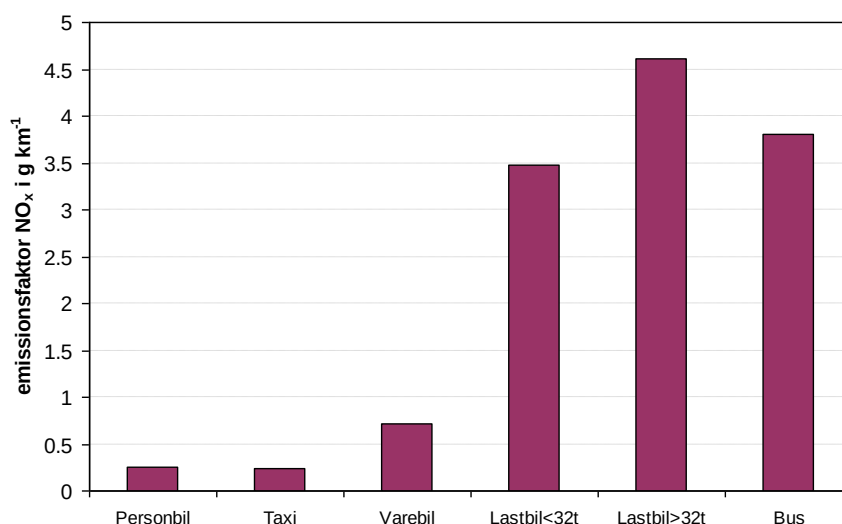
sempelvis vil eftermontering af partikelfilter næsten fjerne alle partikler, mens NO_x er upåvirket. Modsat vil montering af NO_x katalysator (SCR) kraftigt reducere NO_x, mens antal partikler er upåvirket.

NO_x kildeopgørelse for Euroemissionsklasser og brændstoftyper

I det følgende er vist et eksempel på kildeopgørelse for NO_x, hvor køretøjskategorier er yderligere underopdelt på Euroemissionsklasser og brændstoftype (benzin/diesel). De forskellige bidrag er beskrevet i 2015 på basis af referencescenariet (1A) i ren-luftzone rapporten (Jensen et al. 2012).

Bemærk at kildeopgørelsen tager udgangspunkt i 2015, mens data præsenteret i nærværende rapport er fra 2010. Emissionsfaktorer vil således være lavere i 2015 i forhold til 2010, da emissionsfaktorerne løbende bliver reduceret pga. den løbende udskiftning af bilparken, hvor nyere Euroemissionsnormer indføres med skærpede emissionsnormer, mens ældre køretøjer med højere emissionsfaktorer skrottes. Indregistreringsdatoer for de forskellige Euroemissionsnormer er beskrevet i Bilag 2.

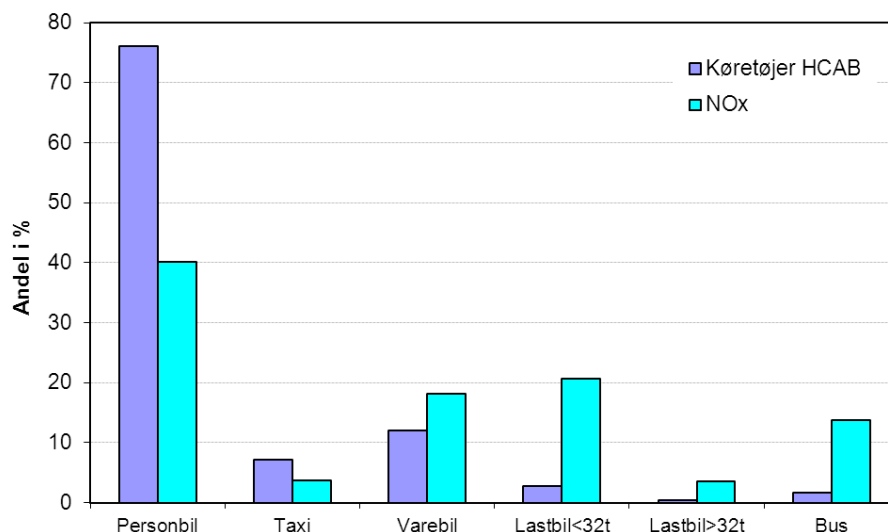
Emissionsfaktorerne (NO_x udledning per kørt km) er meget forskellige for de forskellige køretøjskategorier, som det fremgår af Figur 7.12.



Figur 7.12. NO_x emissionsfaktorer for de forskellige køretøjskategorier på H.C. Andersens Boulevard i 2015 i referencescenariet (1A).

Figur 7.12 viser, at NO_x emissionen er omkring 10 gange så høj per kørt km for de tunge køretøjer i forhold til personbiler og taxier. Varebiler har omkring 3 gange så høje emissionsfaktorer som personbiler og taxier.

Det samlede bidrag til NO_x emissionen afhænger ud over af emissionsfaktorerne også af køretøjssammensætningen, som det fremgår af Figur 7.13



Figur 7.13. Køretøjsfordeling og køretøjskategoriernes bidrag til NO_x emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015 i referencescenariet (1A).

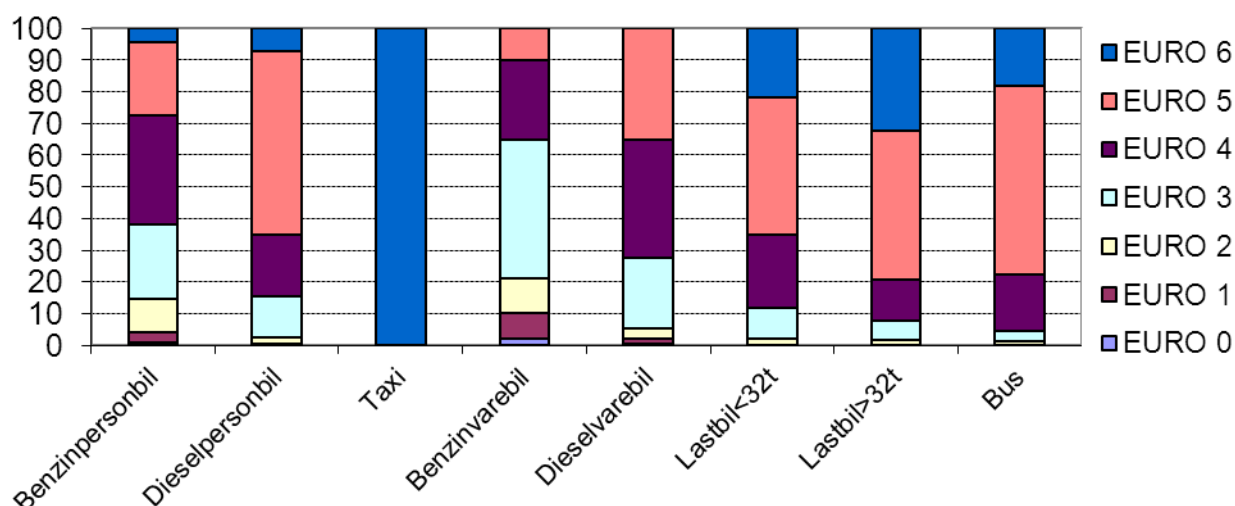
Køretøjsfordelingen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 76,4% personbiler, 7,5% taxier, 11,4% varebiler og 4,7% tunge køretøjer. Køretøjskategoriernes bidrag til NO_x emissionen er omkring 40% for personbiler, 4% for taxier, 18% for varebiler og 38% for de tunge køretøjer. For de tunge køretøjer står lastbiler for omkring 24% og busser for 14%.

Busser andrager 14% af NO_x emissionen. Hvis vi antager at fordelingen på H.C. Andersens Boulevard er som det nationale gennemsnit dvs. 71% rutebusser og 29% turistbusser, og tager hensyn til at bybusser ifølge COPERT 4 har omkring 20% højere NO_x emission i forhold til turistbusser får vi, at rutebusser bidrager med omkring 10% og turistbusser med omkring 4%.

I forhold til tidligere vurderinger i Miljøzoneprojektet (Jensen et al. 2011) bidrager de tunge køretøjer mere til NO_x emissionen, da emissionen fra Euro 5 ved bykørsel regnes højere i den opdaterede version af COPERT 4 end tidligere, og Euro 5 andrager en betydelig del af de tunge køretøjer i 2015.

De enkelte køretøjskategorier består af forskellige Euroemissionsklasser med forskellige emissionsfaktorer, og er yderligere opdelt på benzin og diesel, se Figur 7.14.

Sammensætning af Euroklasser i København (%)



Figur 7.14. Fordeling af Euroklasser på de forskellige køretøjskategorier i 2015 i København.

I 2015 forventes der omkring 66% benzpersonbiler og 34% dieselpersonbiler. Andelen af Euro 5 og 6 er større for dieselpersonbiler end benzpersonbiler, da en stigende del af nysalget de seneste år har været dieselbiler. Der er ikke indregnet elbiler, da de forventes at udgøre en meget lille andel af bilparken i 2015.

Taxier er kun Euro 6 i 2015 pga. af loven om grønne taxier.

Fordelingen mellem varebiler i 2015 er, at benzin kun udgør omkring 7% og diesel 93%. Der er ligeledes flere Euro 4 og 5 dieselvarebiler end benzinvarebiler, da en stigende del af nysalget har været dieselbiler.

Fordelingen af Euroklasser for de tunge køretøjer er påvirket af de nuværende miljøzoner og for rutebusser tillige af miljøkrav i forbindelse med udbud af busservice. De nuværende miljøzoneregler kræver at de tunge køretøjer er mindst Euro 4 eller at ældre Euroklasser har eftermonteret et partikelfilter. Andelen af Euro 4 og nyere er derfor meget stor for de tunge køretøjer i forhold til person- og varebiler.

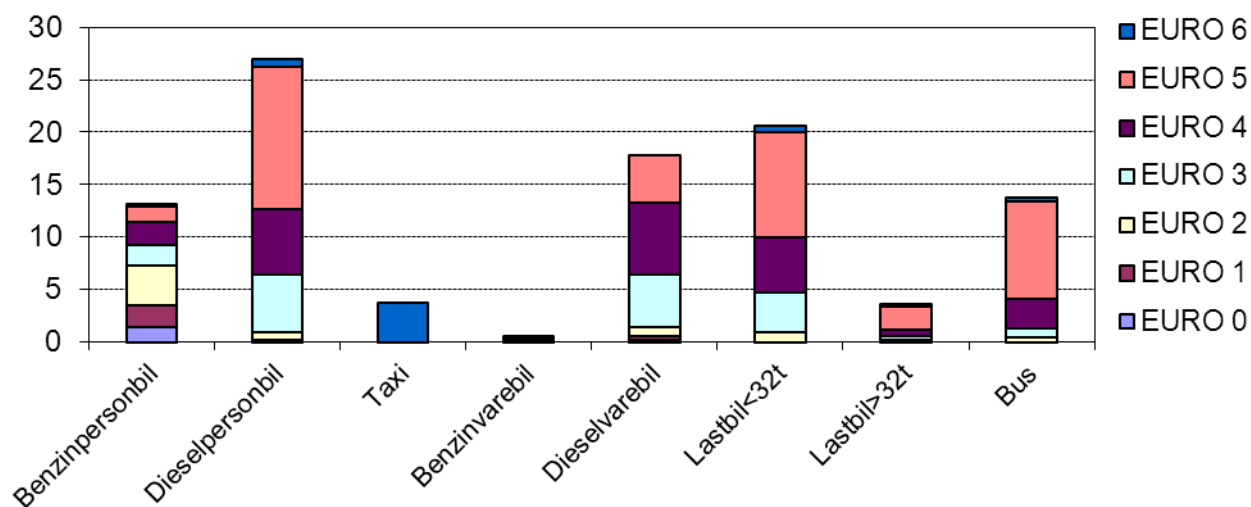
Den procentvise fordeling af de forskellige Euroklasser er som supplement også vist i tabelform i Tabel 7.3.

Tabel 7.3. Den procentvise fordeling af de forskellige Euroklasser i 2015 i København

Euroklasse	Personbil	Personbil	Taxi	Varebil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Bus
	benzin	diesel	diesel	benzin	diesel	diesel	diesel	diesel
EURO 0	0,7	0,1	0,0	2,1	0,3	0,0	0,0	0,0
EURO 1	3,4	0,3	0,0	7,8	1,6	0,0	0,0	0,0
EURO 2	10,7	1,9	0,0	11,1	3,3	2,0	1,5	1,2
EURO 3	23,5	13,3	0,0	43,9	22,3	9,9	6,1	3,4
EURO 4	34,2	19,3	0,0	24,8	37,4	22,9	13,1	17,9
EURO 5	23,0	57,8	0,0	10,3	35,1	43,4	47,1	59,3
EURO 6	4,5	7,3	100,0	0,0	0,0	21,8	32,3	18,2
Sum	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

I Figur 7.15 er vist bidraget fra de forskellige køretøjskategorier og Euroklasser til NO_x emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015. Det ses, at for personbilernes vedkommende kommer omkring 2/3 fra diesel køretøjerne, og for varebilerne er det helt overvejende dieselskøretøjer, som bidrager. Alt i alt kommer 84% af NO_x emissionen fra dieselskøretøjer. Ligeledes ses at fx omkring 29% af NO_x emissionen kommer fra ældre køretøjer til og med Euro 3.

Bidrag til NO_x emissioner i København (%)



Figur 7.15. Bidraget fra de forskellige køretøjskategorier og Euroklasser til NO_x emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015.

Den procentvise fordeling af bidraget fra de forskellige køretøjskategorier og Euroklasser til NO_x emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015 er som supplement også vist i tabelform i Tabel 7.4.

Tabel 7.4. Bidraget fra de forskellige køretøjskategorier og Euroklasser til NO_x emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015 i (%).

Euroklasse	Personbil benzin	Personbil diesel	Taxi diesel	Varebil benzin	Varebil diesel	Lastbil<32t diesel	Lastbil>32t diesel	Bus diesel
EURO 0	1,37	0,05	-	0,09	0,13	-	-	-
EURO 1	2,08	0,10	-	0,12	0,44	-	-	-
EURO 2	3,79	0,72	-	0,06	0,87	0,89	0,13	0,40
EURO 3	1,97	5,51	-	0,08	5,00	3,82	0,46	0,91
EURO 4	2,19	6,28	-	0,02	6,79	5,29	0,61	2,81
EURO 5	1,48	13,52	-	0,01	4,59	10,04	2,22	9,30
EURO 6	0,29	0,76	3,71	-	-	0,59	0,18	0,34
Sum	13,18	26,94	3,71	0,38	17,82	20,62	3,60	13,75

Referencer

- Berkowicz, R. (2000a): A Simple Model for Urban Background Pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* Vol. 65, Issue 1/2, pp. 259-267.
- Berkowicz, R. (2000b): OSPM - A parameterised street pollution model, *Environmental Monitoring and Assessment*, Volume 65, Issue 1/2, pp. 323-331.
- Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Palmgren, F., Berkowicz, R., Zlatev, Z. (2001a): Operational air pollution forecasts from European to local scale. *Atmospheric Environment*, Vol. 35, Sup. No. 1, pp. S91-S98, 2001.
- Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn and R. Berkowicz, 2001b: "Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 1: system description", *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 781-786, 2001.
- Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn, 2001c: "Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 2: performance evaluation", *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 825-830, 2001.
- Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn and R. Berkowicz, 2003: "Air pollution forecasting from regional to urban street scale - implementation and validation for two cities in Denmark". *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 28, pp. 335-344, 2003.
- Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn, (2011a): Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System. CEEH Scientific Report No 3, Centre for Energy, Environment and Health Report series, March 2011, p. 98.
- Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. H. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn, (2011b): EVA- en metode til kvantificering af sundhedseffekter og eksterne omkostninger. Temanummer om helbreds-effekter 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
- Christensen, J.H. (1997): The Danish Eulerian Hemispheric Model - a three-dimensional air pollution model used for the Arctic. *Atmospheric Environment*, 31, 4169-4191.
- EEA (2010): EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009, updated June 2010. Passenger cars, light-duty trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles. 129 p.

Ellermann, Nordstrøm, C., T., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. & Jensen, S.S. (2010): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2009. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 61 pp. -NERI Technical Report No. 799. The report is available in electronic format (pdf) at NERI's website <http://www.dmu.dk/Pub/FR799.pdf>.

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. & Jensen, S.S. (2011): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2010. National Environmental Research Institute, Aarhus University. 55 pp. -NERI Technical Report No. 836. <http://www.dmu.dk/Pub/FR836.pdf>.

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. & Jensen, S. S. (2012): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2011. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy. No. 37. 63 pp. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR37.pdf>

Jensen, S. S., Berkowicz, R., Hansen, H. S. and Hertel, O. (2001): A Danish decision-support GIS tool for management of urban air quality and human exposures. Transportation Research Part D-Transport and Environment 6, 229-241.

Jensen, S.S., Hvidberg, M., Petersen, J., Storm, L., Stausgaard, L., Becker, T., Hertel, O. (2008): GIS-baseret national vej- og trafikdatabase 1960-2005. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 74s - Faglig rapport fra DMU nr. 678.

Jensen, S.S., Larson, T., Kaufman, J., Kc, D. (2009): Modeling Traffic Air pollution in Street Canyons in New York City for Intra-urban Exposure Assessment in the US Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis. Atmospheric Environment 43 (2009) 4544-4556. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.042>.

Jensen, S.S., Ellermann, T., Christensen, J. (2010): Information om forureningens oprindelse for NO_x som input til luftkvalitetsplan for NO₂. Danmark Miljøundersøgelser, 10. november 2010. Notat til Miljøstyrelsen. 20 s.

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

Jensen, S.S., Ketzel, M., Brandt, J., Winther, M. (2012): Luftkvalitetsvurdering af ren-luftzone i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 25 <http://www.dmu.dk/Pub/SR25.pdf>

Ketzel, M., Berkowicz, R., Hvidberg, H., Jensen, S.S., Raaschou-Nielsen, O. (2011): Evaluation of AirGIS - A GIS-Based Air Pollution And Human Exposure Modelling System. Int. J. of Environment and Pollution. Vol. 47, Nos. 1/2/3/4, 2011.

Københavns Kommune (2012): KBH 2025 Klimaplanen - En grøn, smart og CO₂-neutral by.

Olesen, H.R., Winther, M., Ellermann, T., Christensen, J., Plejdrup, M. (2009): Ship emissions and air pollution in Denmark Present situation and future scenarios. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Environmental Project No. 1307, 2009.

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>.

Massling, A., Nøjgaard, J. K., Ellermann, T., Ketzel, M. & Nordstrøm, C. (2011): Particle project report 2008 - 2010. National Environmental Research Institute, Aarhus University. 62 pp. -NERI. Technical Report No. 837. <http://www.dmu.dk/Pub/FR837.pdf>

Miljøstyrelsen (2013): Luftforurening fra togdrift i byområder. Miljøprojekt nr. 1484, 2013.

Nielsen, O.-K., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkerne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Bastrup-Birk, A., Vesterdal, L., Møller, I.S., Rasmussen, E., Arfaoui, K., Baunbæk, L. & Hansen, M.G. (2012a): Denmark's National Inventory Report 2012. Emission Inventories 1990-2010 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 1167 pp. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 19. <http://www.dmu.dk/Pub/SR19.pdf>

Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K. & Bruun, H.G. (2012b): Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2010. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 669 pp. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 18 <http://www.dmu.dk/Pub/SR18.pdf>

Plejdrup, M.S. & Gyldenkerne, S. (2011): Spatial distribution of emissions to air - the SPREAD model. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 72 pp. - NERI. Technical Report no. FR823. <http://www.dmu.dk/Pub/FR823.pdf>

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

Bilag 1: 99 gader i København

Oversigt over de vigtigste trafik- og gadekonfigurationsinformationer for 99 udvalgte gader i København

Gade	Gadenavn	Trafiktællenr	ÅDT	Lastbil %	Hastighed	Døgnvariation	Bygnings-højde	Gadebredde
1	H C Andersens Boulevard(2)	29	55433	4.2	40	.\\Type_F.trf	23	48
2	Gyldenløvesgade	724	67600	3.1	40	.\\Type_F.trf	28	60
3	Ågade	481	57000	3.5	51	.\\Type_F.trf	15	32
4	H C Andersens Boulevard(1)	-	51500	4.7	45	HCAB_new_Renluft_2011_AADT.trf	22	60
5	Bernstorffsgade(2)	697	19800	8.8	40	.\\Type_D.trf	21	20
6	Nørre Søgade	170	30400	2.3	41	.\\Type_F.trf	19	20
7	H C Andersens Boulevard(3)	1	51033	3.4	41	.\\Type_F.trf	17	44
8	Nørre Voldgade(2)	34	22833	7	40	.\\Type_D.trf	22	30
9	Lyngbyvej(2)	31	65567	2.1	51	.\\Type_F.trf	13	28
10	Øster Søgade	60	25033	2.5	40	.\\Type_F.trf	22	20
11	Fredensgade	69	45633	3.1	51	.\\Type_F.trf	14	30
12	Hammerichsgade	276	11600	9.2	40	.\\Type_D.trf	24	16
13	Åboulevard(1)	61	38233	2.5	51	Aaboule- vard_New_MZ2010_AA DT.trf	22	34
14	Åboulevard(3)	61	38233	2.5	51	Aaboule- vard_New_MZ2010_AA DT.trf	20	34
15	Stormgade	191	12600	10	40	.\\Type_D.trf	24	17
16	Scandiagade	683	29100	6.3	40	.\\Type_D.trf	13	32
17	Tagensvej(2)	671	21300	5.1	40	.\\Type_F.trf	24	27
18	Vesterbrogade(1)	603	14900	5.2	40	.\\Type_F.trf	23	16
19	Tuborgvej(2)	48	33033	2.7	40	.\\Type_F.trf	18	37
20	Østerbrogade(4)	59	23800	3.9	40	.\\Type_F.trf	25	35
21	Jyllingevej(1)	638	29600	4.8	40	.\\Type_F.trf	15	23
22	Tomsgårdsvej(2)	204	32500	2.5	40	.\\Type_F.trf	20	30
23	Amagerbrogade(2)	551	21400	5.3	40	.\\Type_F.trf	22	25
24	P Knudsens Gade(2)	605	29800	5.7	40	.\\Type_F.trf	13	29
25	Øster Voldgade(1)	731	11000	6.4	40	.\\Type_D.trf	25	16
26	Frederikssundsvej(3)	723	18100	4.7	40	.\\Type_F.trf	21	28
27	Frederikssundsvej(1)	117	17367	5.7	40	.\\Type_F.trf	21	24
28	Bernstorffsgade(1)	726	21500	9.4	40	.\\Type_D.trf	14	38
29	Jagtvej(1)	-	23500	3.1	42	Jagt- vej_New_MZ2010_AAD T.trf	22	25
30	Vester Voldgade	218	9050	10.3	40	.\\Type_D.trf	24	20
31	Gothersgade(1)	270	14000	4.8	40	.\\Type_D.trf	23	22
32	Torvegade	86	24333	3.6	40	.\\Type_D.trf	23	25
33	Bredgade	3	13733	3.7	40	.\\Type_F.trf	24	16
34	Nordre Fasanvej(3)	636	15600	4.7	40	.\\Type_D.trf	21	19
35	Søndre Fasanvej(2)	713	15300	5.2	40	.\\Type_D.trf	19	19
36	Tagensvej(3)	479	20000	3.3	40	.\\Type_F.trf	21	29
37	Frederikssundsvej(8)	120	18800	4.8	40	.\\Type_F.trf	20	20
38	Folehaven(1)	488	38000	5.7	40	.\\Type_F.trf	13	45
39	Toftegårds Allé(1)	203	28400	5.4	40	.\\Type_D.trf	19	29

Gade	Gadenavn	Trafiktællenr	ÅDT	Lastbil %	Hastighed	Døgnvariation	Bygnings- højde	Gadebredde
40	Østerbrogade(1)	232	20400	3.8	40	.\\Type_F.trf	22	33
41	Tagsensvej(1)	46	18700	3.5	40	.\\Type_F.trf	20	26
42	Enghavevej	613	12800	3.8	40	.\\Type_D.trf	20	15
43	Vesterbrogade(3)	902	15500	5.6	40	.\\Type_F.trf	20	20
44	Gammel Kongevej(1)	904	12000	4.3	40	.\\Type_D.trf	21	15
45	Falkoner Alle(2)	913	15900	3.9	40	.\\Type_D.trf	21	19
46	Hulgårdsvej(2)	138	25300	3	40	.\\Type_F.trf	16	33
47	Amager Boulevard	92	14400	7.4	40	.\\Type_F.trf	23	31
48	Nørre Farimagsgade	577	16200	3.1	40	.\\Type_D.trf	21	34
49	Gammel Køge Landevej(1)	123	23200	3.4	40	.\\Type_F.trf	21	32
50	Nørrebrogade	5	9500	8.3	40	.\\Type_F.trf	23	22
51	H.C. Ørstedes Vej(2)	901	12100	4.5	40	.\\Type_D.trf	22	18
52	Amagerfælledvej	604	17800	3.6	40	.\\Type_D.trf	23	24
53	Frederikssundsvej(5)	626	23900	5.1	40	.\\Type_F.trf	10	23
54	Jagtvej(3)	23	18367	3.8	40	.\\Type_D.trf	22	43
55	Godthåbsvej(3)	905	13500	4	40	.\\Type_D.trf	19	18
56	Bülowsvej(2)	900	12300	2.2	40	.\\Type_D.trf	21	17
57	Grøndals Parkvej	18	20000	3.6	40	.\\Type_F.trf	13	22
58	Amagerbrogade(1)	94	12900	5	40	.\\Type_F.trf	21	18
59	Tagsensvej(4)	614	16200	4.4	40	.\\Type_F.trf	21	35
60	Nordre Fasanvej(1)	912	17100	3.8	40	.\\Type_D.trf	21	25
61	Strandvejen(1)	194	18667	4.6	40	.\\Type_F.trf	22	33
62	Toldbodgade	157	11300	3.5	40	.\\Type_C.trf	22	17
63	Ingerslevsgade	72	9867	6.3	40	.\\Type_D.trf	15	24
64	Vester Farimagsgade	53	13333	4	40	.\\Type_D.trf	23	32
65	Istedgade	602	9900	5.2	40	.\\Type_D.trf	23	16
66	Kalvebod Brygge	25	44400	3.7	40	.\\Type_F.trf	8	59
67	Jagtvej(2)	617	19200	5.1	40	.\\Type_D.trf	9	36
68	Øster Voldgade(2)	91	17800	6.3	40	.\\Type_D.trf	18	48
69	Roskildevej(1)	384	20267	3.5	40	.\\Type_F.trf	19	35
70	Frederiksborgvej(1)	13	16433	3.2	40	.\\Type_F.trf	19	28
71	Strandvænget(2)	195	18700	5.6	40	.\\Type_F.trf	8	31
72	Slotsherrensvej(2)	184	13400	3.4	40	.\\Type_F.trf	15	24
73	Rebildvej	176	23000	3.3	40	.\\Type_F.trf	7	19
74	Hillerødgade(3)	21	18433	2.8	40	.\\Type_F.trf	14	38
75	Halmetgade	275	12600	3.9	40	.\\Type_D.trf	21	26
76	Folke Bernadottes Allé	68	20300	5.2	40	.\\Type_F.trf	6	18
77	Slotsherrensvej(1)	40	17433	2.6	40	.\\Type_F.trf	13	26
78	Vesterfælledvej	684	12600	0	40	.\\Type_D.trf	20	19
79	Peter Bangs Vej(1)	501	12100	2.4	40	.\\Type_D.trf	19	24
80	Tuborgvej(1)	49	31067	2.1	40	.\\Type_F.trf	8	42
81	Ålholmvej(2)	210	12000	3.2	40	.\\Type_D.trf	15	22
82	Artillerivej	645	13800	2.2	40	.\\Type_D.trf	21	34
83	Dag Hammarskjølds Allé	65	15600	3.9	40	.\\Type_F.trf	19	59
84	Frederikssundsvej(2)	14	20633	3.5	40	.\\Type_F.trf	10	32
85	Ålholmvej(1)	242	17450	0	40	.\\Type_F.trf	14	27
86	Hillerødgade(1)	635	11600	4.3	40	.\\Type_D.trf	6	22

Gade	Gadenavn	Trafiktællenr	ÅDT	Lastbil %	Hastighed	Døgnvariation	Bygnings- højde	Gadebredde
87	Englandsvej(1)	643	9900	3.3	40	.\\Type_F.trf	20	22
88	Amagerbrogade(3)	62	11500	4.9	40	.\\Type_F.trf	15	29
89	Peter Bangs Vej(2)	907	13500	4.7	40	.\\Type_D.trf	16	38
90	Blegdamsvej	255	8100	4	40	.\\Type_D.trf	22	39
91	Godthåbsvej(2)	549	6500	3.6	40	.\\Type_D.trf	17	29
92	Strandvejen(2)	43	25133	5.1	40	.\\Type_F.trf	13	82
93	Røde Mellemvej(1)	245	14000	0	40	.\\Type_D.trf	8	27
94	Vigerslevvej(2)	56	15867	3.6	40	.\\Type_F.trf	16	50
95	Bellahøjvej	99	10400	2.7	40	.\\Type_D.trf	14	42
96	Gammel Køge Landevej(2)	16	16367	3.8	40	.\\Type_F.trf	14	48
97	Røde Mellemvej(2)	179	11900	3.7	40	.\\Type_D.trf	7	24
98	Frederiksborgvej(2)	677	6400	0	40	.\\Type_F.trf	14	24
99	Englandsvej(2)	8	14567	3	51	.\\Type_F.trf	10	38

Bilag 2: Indregistreringsdatoer for Euroemissionsnormer

Første indregistreringsdato er opsummeret for de forskellige Euroemissionsklasser i nedenstående tabeller for hhv. personbiler, varebiler og lastbiler/busser (Winther 2012). Alle solgte biler skal opfylde den pågældende Euronorm efter første indregistreringsdato. Euronormerne træder derfor juridisk i kraft ved denne dato.

Eksempelvis er første indregistreringsdato for en Euro 3 dieseldreven personbil 1.1.2001 dvs. alle solgte biler efter 1.1.2001 skal være Euro 3, og Euro 3 kan sælges frem til 1.1.2006, hvor Euro 4 starter. I 2014 vil Euro 3 dieseldreven personbiler derfor kunne være omkring 9-14 år.

En given Euroklasse skal senest typegodkendes et år tidligere end første indregistreringsdato. Det betyder i praksis at en given Euroklasse også sælges før første indregistreringsdato. I de oplysninger om bilparken, som ligger til grund for efterfølgende emissionsberegninger er der taget hensyn til dette.

Table 1. Overview of the existing EU emission directives for road transport vehicles.

Vehicle category	Emission layer	EU directive	First reg. date
Passenger cars (gasoline)	PRE ECE	-	-
	ECE 15/00-01	70/220 - 74/290	1972 ^a
	ECE 15/02	77/102	1981 ^b
	ECE 15/03	78/665	1982 ^c
	ECE 15/04	83/351	1987 ^d
	Euro I	91/441	1.10.1990 ^e
	Euro II	94/12	1.1.1997
	Euro III	98/69	1.1.2001
	Euro IV	98/69	1.1.2006
	Euro V	715/2007	1.1.2011
	Euro VI	715/2007	1.9.2015
Passenger cars (diesel and LPG)	Conventional	-	-
	ECE 15/04	83/351	1987 ^d
	Euro I	91/441	1.10.1990 ^e
	Euro II	94/12	1.1.1997
	Euro III	98/69	1.1.2001
	Euro IV	98/69	1.1.2006
	Euro V	715/2007	1.1.2011
	Euro VI	715/2007	1.9.2015
Light duty trucks (gasoline and diesel)	Conventional	-	-
	ECE 15/00-01	70/220 - 74/290	1972 ^a
	ECE 15/02	77/102	1981 ^b
	ECE 15/03	78/665	1982 ^c
	ECE 15/04	83/351	1987 ^d
	Euro I	93/59	1.10.1994
	Euro II	96/69	1.10.1998
	Euro III	98/69	1.1.2002
	Euro IV	98/69	1.1.2007
	Euro V	715/2007	1.1.2012
	Euro VI	715/2007	1.9.2016
Heavy duty vehicles	Euro 0	88/77	1.10.1990
	Euro I	91/542	1.10.1993
	Euro II	91/542	1.10.1996
	Euro III	1999/96	1.10.2001
	Euro IV	1999/96	1.10.2006
	Euro V	1999/96	1.10.2009
	Euro VI	595/2009	1.1.2014
Mopeds	Conventional	-	-
	Euro I	97/24	2000
	Euro II	2002/51	2004
Motor cycles	Conventional	-	-
	Euro I	97/24	2000
	Euro II	2002/51	2004
	Euro III	2002/51	2007

a,b,c,d: Expert judgement suggest that Danish vehicles enter into the traffic before EU directive first registration dates. The effective inventory starting years are a: 1970; b: 1979; c: 1981; d: 1986.

e: The directive came into force in Denmark in 1991 (EU starting year: 1993).

KILDEBIDRAG TIL SUNDHEDSSKADELIG LUFTFORURENING I KØBENHAVN

Projektets formål er at udarbejde en kildeopgørelse for NO_x , NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ samt antal partikler for luftforureningen i bybaggrund og på gadeniveau i København, således at der skabes et overblik over hvor meget de forskellige kilder bidrager med. Fokus i projektet er således på bidrag til den sundhedsskadelige del af luftforureningen.