



# LUFTKVALITETSVURDERING AF TRÆNGSELSAFGIFTER I KØBENHAVN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 16

2012



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# LUFTKVALITETSVURDERING AF TRÆNGSELSAFGIFTER I KØBENHAVN

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 16

2012

Steen Solvang Jensen  
Matthias Ketzel  
Morten Winther

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 16
Titel:	Luftkvalitetsvurdering af trængselsafgifter i København
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Matthias Ketzel, Morten Winther
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab (ENVS)
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dmu.au.dk">http://dmu.au.dk</a>
Udgivelsesår:	Januar 2012
Redaktion afsluttet:	06.01.2012
Faglig kommentering:	Helge Rørdam Olsen, Jørgen Brandt (eksterne omkostninger)
Finansiel støtte:	Vejdirektoratet
Bedes citeret:	Jensen, S.S., Ketzel, M., Winther, M. (2012). Luftkvalitetsvurdering af trængselsafgifter i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 16 <a href="http://www.dmu.dk/Pub/SR16.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/SR16.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport beskriver en luftkvalitetsvurdering af alternative forslag til en trængselsafgift i København. Luftkvalitetsvurderingen omfatter en beskrivelse af konsekvenserne for emission og luftkvalitet. Endvidere belyses eksternalitetsomkostningerne relateret til sundhedseffekter for de forskellige alternativer. Erfaringerne fra Stockholm og London, hvor der er etableret trængselsafgifter, opsummeres kort.
Emneord:	Trængselsafgifter, emission, luftkvalitet, eksterne omkostninger, sundhedseffekter
Foto forside:	Vejdirektoratet
ISBN:	978-87-92825-30-8
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	48
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://www.dmu.dk/Pub/SR16.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/SR16.pdf</a>
Supplerende oplysninger:	En ændret organisationsstruktur ved Aarhus Universitet indebærer, at 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

<b>1</b>	<b>Indledning</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>3</b>	<b>Metode og datagrundlag</b>	<b>14</b>
3.1	Forslag til trængselsafgifter	14
3.2	OTM trafikmodel	15
3.3	Luftkvalitetsmodellering	16
3.4	Modelsystem og forudsætninger	16
<b>4</b>	<b>Luftkvalitetsvurdering af trængselsafgifter</b>	<b>23</b>
4.1	Trafikalt grundlag	23
4.2	Samlet emission	24
4.3	Luftkvalitet	31
4.4	Samfundsøkonomiske omkostninger ved luftforurening	38
4.5	Erfaringer fra Stockholm og London	42
	<b>Referencer</b>	<b>45</b>

*[Tom side]*

# 1 Indledning

Vejdirektoratet forestår en miljøvurdering af forskellige alternativer for etablering af en trængselsafgift i København. Vejdirektoratet afrapporterer miljøvurderingen i en selvskilt rapport.

I den forbindelse har Vejdirektoratet henvendt sig til DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet omkring vurdering for luftkvalitet som input til ovenstående rapport om miljøvurderingen. Luftkvalitetsvurderingen er udført med Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet som udførende institut.

Formålet med nærværende rapport er at foretage en luftkvalitetsvurdering af alternative forslag for en trængselsafgift i København. Luftkvalitetsvurderingen omfatter en beskrivelse af konsekvenserne for emission og luftkvalitet. Endvidere belyses eksternalitetsomkostningerne relateret til sundhedseffekter for de forskellige alternativer. Erfaringerne fra Stockholm og London, hvor der er indført trængselsafgifter, opsummeres kort.

Alternative modeller for en trængselsafgift vurderes i forhold til et referencescenarie uden trængselsafgift. Der er undersøgt 4 alternative forslag til placering af en trængselsafgift:

- Ring 2
- Københavns Kommunegrænse (forkortet KbhKomGr)
- Københavns Kommunegrænse og Amager (forkortet KomGrAmager)
- Motorring 3.

Trafikdata stammer fra OTM trafikmodellen, og de er leveret af Tetraplan.

## 2 Sammenfatning

### Formål

Formålet med nærværende rapport er at foretage en luftkvalitetsvurdering af alternative forslag til en trængselsafgift i København. Luftkvalitetsvurderingen omfatter en beskrivelse af konsekvenserne for emission og luftkvalitet. Endvidere belyses eksternalitetsomkostningerne relateret til sundhedseffekter for de forskellige alternativer. Erfaringerne fra Stockholm og London, hvor der er indført trængselsafgifter, opsummeres kort.

### Metode

Alternative forslag til en trængselsafgift vurderes i forhold til et reference-scenarie uden en trængselsafgift. Der er undersøgt 4 alternative forslag til placering af en trængselsafgift:

- Ring 2
- Københavns Kommunegrænse (forkortet KbhKomGr)
- Københavns Kommunegrænse og Amager (forkortet KomGrAmager)
- Motorring 3.

Hvordan trafikken bliver påvirket af den geografiske udstrækning af de forskellige forslag til trængselsafgifter og tilhørende takststruktur, er modelleret med OTM trafikmodellen af Tetraplan.

I forbindelse med nærværende projekt er der foretaget modelberegninger af emission og luftkvalitet for 2016 for referencescenariet og de fire alternativer for trængselsafgifter. Luftkvaliteten er beregnet for 138 gader i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Den anvendte metode er tilnærmelsesvis konsistent med de seneste luftkvalitetsberegninger for vurdering af miljøzonerne i 2010, 2015 og 2020 i miljøzoneprojektet (Jensen et al. 2011). De koblede luftkvalitetsmodeller: DEHM for regionale baggrundskoncentrationer, UBM for bybaggrundskoncentrationer og OSPM for gadekoncentrationer, er anvendt.

Luftkvalitetsberegninger er gennemført for kvælstofdioxid ( $\text{NO}_2$ ),  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  (partikler med en diameter under hhv. 2,5 og 10 mikrometer).  $\text{NO}_2$  er valgt, da der er problemer med overholdelse af grænseværdierne i København, og  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  er valgt, da partikler udgør en stor sundhedsbelastning. Emission omfatter kvælstofoxider ( $\text{NO}_x$ ),  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$ , kulilte (CO), svovldioxid ( $\text{SO}_2$ ), flygtige organiske forbindelser (VOC) og kuldioxid ( $\text{CO}_2$ ).

### Samlede emissioner

Det samlede trafikarbejde (kørte km) og emissioner er i Tabel 2.1 opsummeret som et indeks, hvor referencesituationen er sat til 100. Central kommunerne er Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.



**Tabel 2.1.** Trafikarbejde og emission i 2016 fordelt på kommuner, hvor referencescenariet er sat til 100.

<b>KomGrAmager</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
Inden for Ring 2	85	92	89	88	88	89	90	92	92	88
Centralkom. uf. Ring 2	77	88	84	86	84	83	83	88	88	81
København	81	90	86	87	87	86	86	90	90	85
Frederiksberg	84	88	86	85	86	86	86	88	88	86
Dragør	92	112	110	109	110	110	110	112	112	94
Gentofte	87	91	89	90	89	89	89	91	91	89
Gladsaxe	94	96	96	96	95	95	95	96	96	95
Herlev	99	99	98	97	98	99	99	99	99	100
Hvidovre	87	93	91	94	92	90	89	93	93	90
Rødovre	93	94	93	93	93	93	93	94	94	94
Tårnby	90	94	93	95	93	92	91	94	94	92
Øvrig Hovedstadsomr.	96	98	98	98	98	97	97	98	98	97
I alt	93	96	95	96	96	95	95	96	96	94
<b>KbhKomGr</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
Inden for Ring 2	85	90	87	86	87	87	88	90	90	88
Centralkom. uf. Ring 2	77	85	81	82	81	80	80	85	85	81
København	80	88	84	84	84	84	84	88	88	84
Frederiksberg	84	87	85	84	84	85	85	87	87	86
Dragør	88	108	106	105	106	107	107	108	108	90
Gentofte	84	86	84	84	83	83	84	86	86	86
Gladsaxe	94	92	92	92	92	91	91	92	92	95
Herlev	99	96	96	95	95	97	97	96	96	100
Hvidovre	92	93	93	96	94	92	91	93	93	93
Rødovre	93	91	89	89	89	90	90	91	91	94
Tårnby	96	95	94	94	94	94	94	95	95	97
Øvrig Hovedstadsomr.	96	97	97	98	97	97	96	97	97	97
I alt	93	95	94	95	94	94	94	95	95	95
<b>Ring 2</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
Inden for Ring 2	75	84	79	77	79	80	80	84	84	80
Centralkom. uf. Ring 2	87	94	92	92	92	91	91	94	94	89
København	82	90	86	86	86	86	86	90	90	85
Frederiksberg	74	82	77	76	77	78	78	82	82	78
Dragør	94	113	113	112	112	113	113	113	113	96
Gentofte	88	92	90	90	90	90	90	92	92	90
Gladsaxe	97	98	98	99	98	98	97	98	98	97
Herlev	101	99	99	98	99	100	100	99	99	101
Hvidovre	100	99	99	98	99	100	100	99	99	100
Rødovre	99	98	98	97	98	99	99	98	98	99
Tårnby	97	98	98	99	99	98	98	98	98	97
Øvrig Hovedstadsomr.	98	99	99	99	99	99	99	99	99	98
I alt	95	97	97	97	97	96	96	97	97	96

**Tabel 2.2.** Trafikarbejde og emission i 2016 fordelt på kommuner, hvor referencescenariet er sat til 100 (**fortsat**).

<b>Motoring 3</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
Inden for Ring 2	91	96	94	93	94	94	94	96	96	93
Centralkom. uf. Ring 2	85	94	91	92	91	90	90	94	94	88
København	88	95	93	93	93	92	92	95	95	90
Frederiksberg	91	94	92	91	92	92	92	94	94	92
Dragør	92	112	110	109	110	111	111	112	112	94
Gentofte	82	87	85	85	85	84	85	87	87	85
Gladsaxe	85	90	88	89	88	87	87	90	90	87
Herlev	88	91	90	91	90	89	89	91	91	90
Hvidovre	83	90	89	92	89	87	86	90	90	86
Rødovre	83	88	86	86	86	85	85	88	88	87
Tårnby	89	93	92	94	92	91	91	93	93	91
Øvrig Hovedstadsomr.	93	96	95	96	95	95	95	96	96	95
I alt	91	95	94	94	94	93	93	95	95	93

Det ses, at emissionerne i store træk følger trafikarbejdet. Der er dog mindre forskelle som skyldes, at de forskellige emissioner har lidt forskellige sammenhænge mellem hastigheder og emission, og at der er forskelle mellem bidraget fra de forskellige køretøjskategorier afhængig af de forskellige emissioner. Endvidere kan samme trafikarbejde dække over forskelligheder i hastighed og køretøjs sammensætning. Som den eneste kommune stiger emissionen i alternativerne i Dragør på trods af faldende trafikarbejde, hvilket skyldes at den mest trafikerede strækning i Dragør (andraget mere end 80% af trafikarbejdet) er modelleret til at få en mindre stigning i absolutte tal for varebiler og tung trafik, hvorved emissionen bliver større trods reduktion i antal personbiler.

Scenariet afgrænset ved kommunegrænsen for Københavns Kommune plus Amager, nedsætter emissionerne med 10-15% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 4-6%.

Scenariet afgrænset ved kommunegrænsen for Københavns Kommune nedsætter emissionerne med 10-19% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 4-6%.

Ring 2 scenariet nedsætter emissionerne med 10-24% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 3-4%.

Motoring 3 scenariet nedsætter emissionerne med 5-10% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 5-7%.

Det ses, at der er en tendens til at den største reduktion i emissionerne i Københavns Kommune og Frederiksberg kommune fås jo tættere trængselsafgiften placeres på København Centrum. Omvendt vil en trængselsafgift af-

grænset ved Motorring 3 medføre at trafikarbejdet og dermed emissionen ikke blive reduceret så meget, da der vil være meget intern trafik indenfor Motorring 3, som ikke er påvirket af trængselsafgifterne. Den modsatte tendens ses for reduktionen i de samlede emissioner for hele Hovedstadsområdet, hvor de samlede emissioner bliver mindre jo tættere trængselsafgiften placeres på Københavns Centrum, hvilket vil medføre en stor lokal effekt, men at mindre trafik samlet set bliver påvirket af trængselsafgifterne.

Der er kun lille forskel i de samlede emissioner mellem scenariet Københavns Kommunes kommunegrænse inkl. hele Amager og scenariet kun Københavns Kommunes kommunegrænse.

### **Betydende faktorer for emission**

Nedenfor er de faktorer, som har betydning for emissionen opsummeret i forhold til de trafikale forhold, som bliver påvirket af en trængselsafgift:

- *Effekten af trængselsafgifter på trafikarbejdet.* En trængselsafgift giver mindre trafik som - alt andet lige - vil give mindre emission.
- *Effekten af trængselsafgifter på forskellige køretøjsgrupper.* De forskellige køretøjsgrupper har forskellig emission pr. kørt km, således at tunge køretøjer (lastbiler og busser) og varebiler har højere emissioner end personbiler. En trængselsafgift reducerer mest personbiltrafikken, og emissionsreduktionen bliver derfor mindre end den procentvise reduktion i trafikken som helhed. For strækninger, hvor det absolute antal varebiler og lastbiler stiger som følge af en trængselsafgift, vil emissionen fra disse køretøjer stige, og den samlede emission for strækningen falder kun, hvis faldet i personbiltrafikken modsvarer stigningen for varebiler og lastbiler.

En trængselsafgift reducerer personbiltrafikken, da nogle ture undlades, flere vil køre sammen, og nogle vil skifte til gang, cykel, og kollektiv trafik. OTM trafikmodellen beregner overflytning fra personbiltrafik til kollektiv trafik bl.a. som antal ture, men på en måde så det antages, at den kollektive trafik har tilstrækkelig kapacitet dvs. der kommer ikke flere kørt kilometre med kollektiv trafik. Emissionsberegningerne afspejler derfor ikke, at den kollektive trafik skal udbygges for at opsuge noget af overflytningen fra persontrafik til kollektiv trafik. Hvorvidt overflytningen fra persontrafik til kollektiv trafik giver mere eller mindre emission afhænger af kapacitetsudnyttelse og emissionsforhold for hhv. personbiler og kollektiv. Dette forhold er derfor illustreret gennem et regneeksempel inkl. miljøzonekravene, som viser, at der er en gevinst for NO<sub>x</sub> emissionen, hvis der er mere end 10 personer i bussen i forhold til 1 i en bil, hvilket der typisk også vil være. For at have en emissionsgevinst for partikeludstødning skal der være mere end 7 personer i bussen i forhold til 1 i en bil, hvilket der også typisk vil være. Kommunerne har endvidere mulighed for at stille yderligere miljøkrav i forbindelse med udbud af busdrift ud over, hvad de allerede gør i dag. Med yderligere skærpede miljøkrav vil man opnå den størst mulige gevinst for luftforureningen ved overflytning fra personbil til bus.

- *Effekten af trængselsafgifter på hastigheden.* Emissionerne er højest ved lave rejsehastigheder og ved høje rejsehastigheder, og har et minimum ved omkring 60-70 km/t. Trængselsafgifter reducerer "stop and go" trafik og resulterer i mere glidende trafik og højere ha-

stigheder, og dermed reduceret emission. OTM modellerer også en stigende hastighed, og dette fører til en reduktion i emissionerne, idet emissionerne er faldende ved stigende hastigheder op til omkring 60 km/t. Emissionsmodellen afspejler dette, idet emissionen er afhængig af rejsehastigheden. Emissionsmodellen inkluderer ikke emission fra stillestående trafik (tomgang) eller køkørsel ("stop and go" trafik), og trafikmodellen leverer ikke oplysninger herom. Gevinsten ved trængselsafgiftens reduktion af stillestående trafik og køkørsel bliver derfor ikke til fulde afspejlet i emissionsberegningerne, hvilket ville kræve mere detaljerede trafikinformationer og en anden emissionsmodel.

- *Effekten af trængselsafgiften på trafikens døgnvariation.* Emissionen er højest i morgen- og eftermiddagsmyldretiderne, da trafikken er højest her, samtidig med at hastighederne er reduceret pga. trængsel. Da taksterne er højest i myldretiden er det også i disse perioder, at der opnås den største reduktion i trafikken, emissionen og koncentrationen ved trængselsafgifterne.

### Luftkvalitetsvurdering for NO<sub>2</sub>

Resultaterne af luftkvalitetsmodelleringen er opsummeret i Tabel 2.3 for NO<sub>2</sub> for 138 gader mht. de gennemsnitlige koncentrationer i gaderne og i bybaggrund ved gaderne. Bybaggrundskoncentrationer repræsenterer luftkvaliteten i tagniveau. Koncentrationerne for H.C. Andersens Boulevard (HCAB) og bybaggrund for H.C. Ørsted Institutet (HCØ) er også angivet særskilt, fordi der her findes målestationer. HCAB er en af de mest trafikerede bygader i Danmark.

**Tabel 2.3.** NO<sub>2</sub> gade- og bybaggrundskoncentrationer for 138 gader samt for HCAB og HCØ i 2016.

Scenario	Gadekoncentration NO <sub>2</sub>			Bybaggrund NO <sub>2</sub>	
	HCAB	Alle138	Antal>40 µg/m <sup>3</sup>	HCØ	Alle138
	(µg/m <sup>3</sup> )	(µg/m <sup>3</sup> )	(Antal)	(µg/m <sup>3</sup> )	(µg/m <sup>3</sup> )
Reference	40,9	30,7	11	14,8	13,9
KomGrAmager	39,8	29,0	6	14,1	13,2
KbhKomGr	39,4	29,0	6	14,0	13,1
Ring 2	37,0	28,7	5	13,8	13,0
Motorring 3	40,4	29,8	7	14,3	13,4

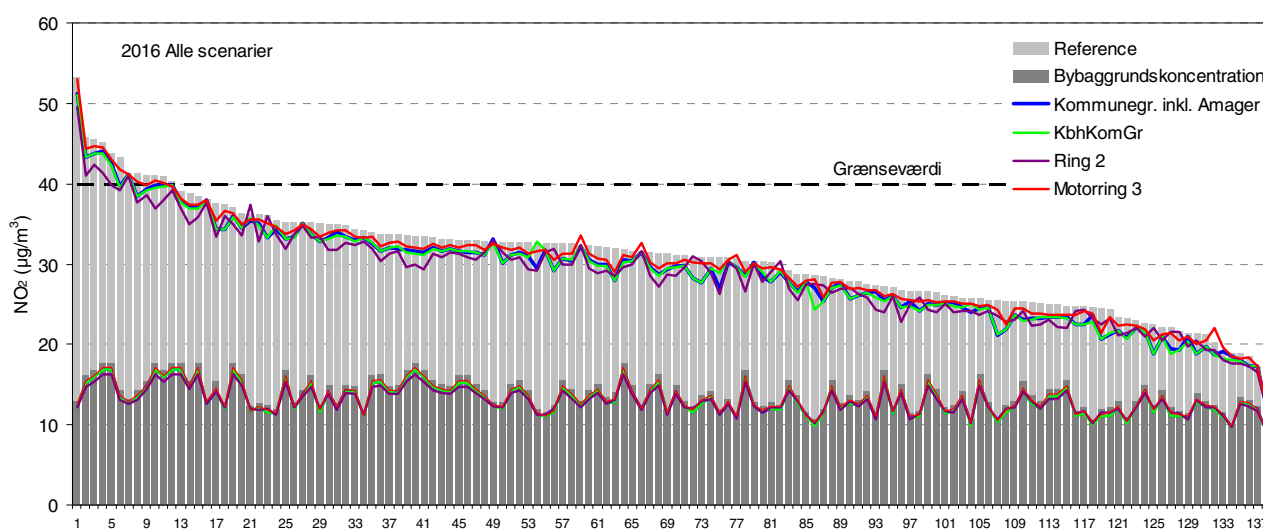
Den gennemsnitlige NO<sub>2</sub> gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,9-2,0 µg/m<sup>3</sup> (3-7%) i alternativerne. Reduktionen i NO<sub>2</sub> bybaggrundskoncentrationerne er 0,5-0,9 µg/m<sup>3</sup> (4-6% i forhold til bybaggrundskoncentrationen). Den procentvise reduktion i NO<sub>2</sub> koncentrationen er mindre end den procentvise reduktion i NO<sub>x</sub> emissionen, da det regionale baggrundsniveau er konstant, og ikke er påvirket af et lokalt tiltag som trængselsafgifter. Endvidere er der ikke en lineær sammenhæng mellem reduktion i NO<sub>x</sub> emission og NO<sub>2</sub> koncentration, da dannelse af NO<sub>2</sub> er begrænset af tilstedeværelsen af ozon.

Antallet af overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien er 11 i referencesituationen i 2016. NO<sub>2</sub> grænseværdien er 40 µg/m<sup>3</sup> og skal være overholdt i 2010. Da grænseværdien er opgivet som et heltal, defineres en overskridelse ved at værdien 40,5 er overskredet. Antallet af overskridelser på 11 i referencesitua-

tionen i 2016 er større end modelleret i miljøzoneprojektet, hvor antallet af overskridelser var 6 i 2015 (Jensen et al. 2011). Dette skyldes forskelle i metoden og data, som rapporten redegør for. Det ses, at de forskellige forslag til trængselsafgifter reducerer antallet af overskridelser fra 11 til 5-7 afhængig af alternativ. Der er usikkerhed på det absolutte antal af overskridelser, da små ændringer i koncentrationsniveauet for de gader, som er tæt på grænseværdien, kan føre til enten færre eller flere overskridelser, når en overskridelse er defineret ud fra en bestemt tærskelværdi.

NO<sub>2</sub> gadekoncentrationen for H.C. Andersens Boulevard (HCAB) reduceres med 0,5-3,9 µg/m<sup>3</sup> i alternativerne. Reduktionen i NO<sub>2</sub> bybaggrundskoncentrationen på HCØ er 0,5-1,0 µg/m<sup>3</sup>.

Resultaterne er grafisk illustreret for de 138 gader mht. NO<sub>2</sub> koncentrationer i gaderne og i bybaggrund i Figur 2.1.



**Figur 2.1.** Grafisk illustration af gade- og bybaggrundskoncentrationer for NO<sub>2</sub> for 138 gader i København og på Frederiksberg for referencescenarie og alternativerne til en trængselsafgift.

### Luftkvalitetsvurdering for partikler

Resultaterne af luftkvalitetsmodelleringen er opsummeret i Tabel 2.4 for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> for de 138 gader mht. de gennemsnitlige koncentrationer i gaderne og i bybaggrund. Koncentrationerne for H.C. Andersens Boulevard er også givet.

**Tabel 2.4.** PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> gade- og bybaggrundskoncentrationer for 138 gader samt for HCAB (µg/m<sup>3</sup>).

Scenario	Gadekonc. gennemsnit 138		Gadekonc. HCAB		Bybaggrund gennemsnit 138	
	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
Reference	24,0	17,0	26,6	18,0	19,6	15,2
KomGrAmager	23,3	16,7	26,0	17,8	19,5	15,2
KbhKomGr	23,3	16,7	25,8	17,7	19,4	15,2
Ring 2	23,2	16,7	24,9	17,3	19,4	15,1
Motorring 3	23,6	16,8	26,2	17,9	19,5	15,2

Den gennemsnitlige PM<sub>10</sub> gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,4-0,8 µg/m<sup>3</sup> (2-3%) i alternativerne. Reduktionen i PM<sub>10</sub> bybaggrundskoncentrationerne er 0,1-0,2 µg/m<sup>3</sup> (0,5-1% i forhold til bybaggrundskoncentrationen). Den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub> koncentrationen er mindre end den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub> emissionen, da det regionale baggrundsniveau er konstant og dominerende i forhold til det lokale bidrag. Den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub> koncentrationen bliver derfor også mindre end den procentvise reduktion i NO<sub>2</sub>. PM<sub>2,5</sub> følger samme mønster som PM<sub>10</sub>.

Grænseværdien for PM<sub>10</sub> (40 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddelværdi gældende fra 2005) og grænseværdien for PM<sub>2,5</sub> (25 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddelværdi gældende fra 2015) er ikke overskredet i 2016.

### Eksterne omkostninger

I et nyligt publiceret studie har Center for Energi, Miljø og Sundhed (CEEH) – hvori Institut for Miljøvidenskab (ENVS) indgår – foretaget detaljerede beregninger af de eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter af luftforurening, baseret på det såkaldte EVA-system (Economic Valuation of Air Pollution). På baggrund af data fra dette studie kan de samlede eksterne omkostninger (2006 priser) ved de forskellige trængselsafgiftsscenerier overslagsmæssigt estimeres ud fra de samlede emissioner i scenarierne. Resultaterne er vist i Tabel 2.5.

**Tabel 2.5.** Eksterne omkostninger i 2016 (2006-priser) (mio. kr. pr år).

Scenarie	PM <sub>2,5</sub>	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	I alt	Sparede eksterne omk. (mio. kr. pr. år)
Reference	100	368	9	477	
KomGrAmager	95	355	8	458	19
KbhKomGr	93	350	8	452	25
Ring 2	96	359	9	464	13
Motorring 3	93	350	8	451	25

Trængselsafgifterne sparer således sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i størrelsesordenen 19 mio. kr. årligt for scenariet Københavns Kommune grænse inkl. Amager, 25 mio. kr. årligt for KbhKomGr, 13 mio. kr. årligt for Ring 2 og 25 mio. kr. årligt for Motorring 3. Der er tale om estimerede overslag, da der er betydelig usikkerhed på metoden.

De samlede eksterne omkostninger er ikke kun relateret til Hovedstadsområdet, hvor emissionen finder sted, men også til det øvrige Danmark og Europa pga. spredning af luftforureningen.

De sparede årlige sundhedseffekter er vist i Tabel 2.6. Der er tale om estimerede overslag, da der er betydelig usikkerhed på metoden i form af et skøn baseret på tidligere beregninger for hele Danmark.

**Table 2.6.** Sparede årlige sundhedseffekter (antal tilfælde) i de forskellige alternativer.

Sundhedseffekt	KomGrAmager	KbhKomGr	Ring 2	Motoring 3
Kronisk bronchitis	2	3	2	3
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	2297	3085	1608	3089
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	0,1	0,2	0,1	0,2
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser	0,3	0,4	0,2	0,4
Tilfælde af hjertesvigt	0,1	0,2	0,1	0,2
Lungecancer	0,3	0,5	0,2	0,5
Brug af bronkodilatatorer blandt børn og voksne	499	670	349	671
Episoder med hoste blandt børn og voksne	690	928	483	929
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn og voksne	250	336	175	337
Akutte tabte leveår (YOLL)	0,1	0,2	0,1	0,1
Kroniske tabte leveår (YOLL)	25	34	17	34
Dødsfald blandt spædbørn	0,0	0,0	0,0	0,0

I forbindelse med Clean Air for Europe (CAFE) blev der opstillet en konverteringsfaktor mellem tabte leveår og for tidlige dødsfald. Faktoren er 10,6, således at antal tabte leveår skal divideres med denne faktor for at få antal for tidlige dødsfald (Watkiss et al. 2005). Med denne faktor vil KomGrAmager spare omkring 2,4 for tidlige dødsfald, KbhKomGr 3,2 for tidlige dødsfald, Ring 2 vil spare 1,6 for tidlige dødsfald og Motoring 3 vil spare 3,2 for tidlige dødsfald. Herudover ses et stort antal sparede sygedage, brug af bronkodilatatorer og episoder med hoste og nedre luftvejssymptomer.

#### Trængselsafgifter i Stockholm og London

De beregnede reduktioner i trafikarbejde og emissioner som følge af trængselsafgifter i Stockholm svarer ganske godt til beregninger af effekten af de danske forslag til trængselsafgifter i København i nærværende rapport, mens antallet af beregnede for tidligere dødsfald i Stockholm ligger væsentligt højere (27). Grunden til at der beregnes et højere antal sparede for tidlige dødsfald i Stockholm, kan være at den absolutte emissionsreduktion er større i Stockholm omkring 2007 end den er i København i 2016, da bilparken løbende bliver mindre og mindre forurenende. Niveaue af trængselsafgifterne i Stockholm svarer rimelig godt til de foreslåede danske trængselsafgifter.

De beregnede reduktioner i trafikarbejde som følge af trængselsafgifter i London er totalt set på linje med beregnede effekter for trafikarbejdet som følge af trængselsafgifter i København, men køretøjsfordelingen er noget forskellig. I London er der en større reduktion i personbiltrafikken, og varebiler og lastbiler reduceres, mens de omvendt stiger lidt i København. I OTM modellen er trafikarbejdet for busser holdt konstant, og taxier indgår ikke særskilt i OTM modellen. Grundet disse forskelle bliver reduktionen i emission større i London end beregnet for de danske forslag til trængselsafgifter. Takststrukturen er også væsentligt anderledes i London, da der er en en-hedstakst, hvor visse køretøjstyper dog er undtaget (fx taxier, busser).

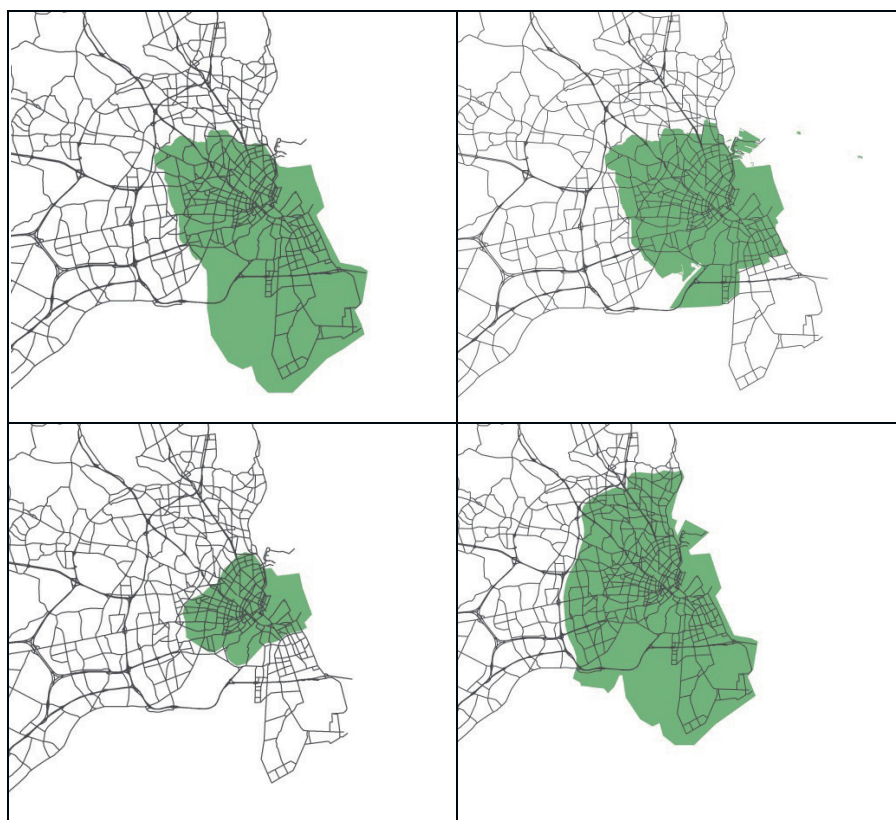
### 3 Metode og datagrundlag

#### 3.1 Forslag til trængselsafgifter

Alternative forslag til en trængselsafgift vurderes i forhold til et reference-scenarie uden en trængselsafgift. Der er undersøgt 4 alternative forslag til placering af en trængselsafgift:

- Ring 2
- Københavns Kommunegrænse
- Københavns Kommunegrænse og Amager
- Motorring 3.

Den geografiske udstrækning af de alternative forslag til trængselsafgifter er visualiseret i Figur 3.1.



**Figur 3.1.** Geografisk udstrækning af alternative forslag til trængselsafgifter ved København. Venstre øverst: Scenarie - Københavns Kommunes kommunegrænse inkl. Amager (KomGrAmager). Højre øverst: Kommunegrænse for Københavns Kommune (KbhKomGr). Venstre nederst: Afgrænsning med Ring 2 inkl. nordlige del af Amager. Højre nederst: Afgrænsning med Motorring 3 inkl. Amager. Dele af vejnettet i OTM trafikmodellen er også vist.



Der er forudsat en takststruktur, svarende til S-SF's politiske udspil fra august 2011. Afgiften for at passere en betalingsportal er vist i Tabel 3.1. Taksterne er gældende for person- og varebiler, og lastbiler betaler 25 kroner højere takster i myldretidsperioderne (Tetraplan 2011).

**Tabel 3.1.** Takster for passage af betalingsportal, kr. prisniveau 2012

Tidsperiode	Takst 2016
Kl. 21-5	0
Kl. 5-7	25
Kl. 7-8	25
Kl. 8-9	25
Kl. 9-15	15
Kl. 15-18	25
Kl. 18-21	10
Weekend kl. 10-17	10

### 3.2 OTM trafikmodel

Konsekvenserne for trafikken af de forskellige forslag til trængselsafgifter og tilhørende takststruktur er modelleret med OTM trafikmodellen af Tetraplan. Forudsætningerne herfor er nærmere beskrevet i Tetraplans rapport "Trængselsafgifter i Hovedstaden. Trafikmodelberegninger. November 2011" (Tetraplan 2011).

Trafikdata for 2016 er leveret til ENV5 i form af et GIS vejnet, som omfatter alle større veje i Hovedstadsområdet (Figur 3.2).



**Figur 3.2.** Venstre: Visualisering af trafikmodelvejnet i OTM trafikmodellen for Hovedstadsområdet. Højre: Generaliseret trafikmodelvejnet (sort) og geografisk korrekt vejnet fra Kort- og Matrikelstyrelsen (KMS) i det centrale København (grå).

Tetraplan har leveret trafikdata for hvert vejsegment som omfatter: ÅDT (årsdøgntrafik), køretøjsfordeling (personbiler, varebiler, lastbiler, busser) samt rejsehastighed.

Beregning af trafikarbejdet (kørte km) er baseret på ÅDT og vejlængder for hvert vejsegment, og indgår i beregning af emission. De vejlængder, som er benyttet er beregnet ud fra GIS vejnettet. OTM trafikmodelvejnettet er et generaliseret vejnet, dvs. at det er ikke helt geografisk korrekt. Dette introducerer en lille forskel mellem den sande længde og den beregnede vejlængde ud fra det generaliserede vejnet. Tetraplan har også særskilt leveret de rigtige vejlængder, og sammenligning mellem disse og de beregnede vejlængder viser, at GIS vejnettet kun er 0,5% større.

OTM trafikmodellen opererer også med zoneintern trafik, som er trafik inden for en af de mange zoner, som trafikmodellen er bygget op af. Den zoneinterne trafik bliver ikke fordelt på vejnettet. Tetraplan har beregnet at den zoneinterne trafik kun udgør 0,05% af det samlede biltrafikarbejde, så det er stort set uden betydning for det samlede trafikarbejde.

Udover den zoneinterne trafik er der også et bidrag fra trafik på zoneophængene, som er det bidrag som trafik mellem zonepar giver, inden den når frem til den første knude i trafikmodelvejnettet. Det er ikke med i det GIS-baserede trafikmodelvejnet, da der er tale om fiktive strækninger. Bidraget fra zoneophængene er på ca. 6,7% af det samlede trafikarbejde. Det er valgt at se bort fra dette bidrag i beregningerne af trafikarbejdet, da det er vanskeligt at placere geografisk, og fokus i analysen er forskelle mellem referencen og alternativerne.

### **3.3 Luftkvalitetsmodellering**

Der er foretaget modelberegninger af emission og luftkvalitet for 2016 for referencescenariet og de fire forslag til trængselsafgifter. Luftkvaliteten er beregnet for 138 gader i København og Frederiksberg. Alle 138 gader ligger inden for KomGrAmager, KbhKomGr og Motorring 3, mens ikke alle ligger inden for Ring 2. Der er tale om genbrug af 138 gader, som har været anvendt i en række tidligere luftkvalitetsvurderinger. Den anvendte metode er tilnærmelsesvis konsistent med de seneste luftkvalitetsberegninger for vurdering af miljøzonerne i 2010, 2015 og 2020 (Jensen et al. 2011).

Luftkvalitetsberegninger er gennemført for NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>. NO<sub>2</sub> er valgt, da der er problemer med overholdelse af grænseværdierne i København, og PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er valgt, da partikler udgør en stor sundhedsbelastning.

### **3.4 Modelsystem og forudsætninger**

#### **Modelsystem for luftkvalitetsberegninger**

Luftkvalitetsberegninger foregår i tre trin. Først beregnes den regionale luftforurening med Danish Eulerian Hemispheric Model (DEHM) (Christensen et al. 1997; Brandt et al. 2001) som input til en bybaggrundsmodel. Den regionale baggrund repræsenterer koncentrationerne i landområder.

Bybaggrundsforureningen repræsenterer den generelle forurening i byerne og er beregnet med Urban Background Model (UBM) (Berkowicz, 2000a). 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. Bybaggrundskoncentrationerne er herefter input til gadeberegningerne.

Gadekoncentrationerne beregnes med Operational Street Pollution Model (OSPM) (Berkowicz 2000b). ENVIS's AirGIS system er blevet brugt til automatisk at generere gadegeometri og trafikinput til OSPM modellen ud fra digitale kort, og muliggør derfor effektiv beregning for mange lokaliteter (Jensen et al., 2001,2009c; Ketzal et al. 2011) ([airgis.dmu.dk](http://airgis.dmu.dk)).

De forskellige bidrag er skematisk illustreret i Figur 3.3.

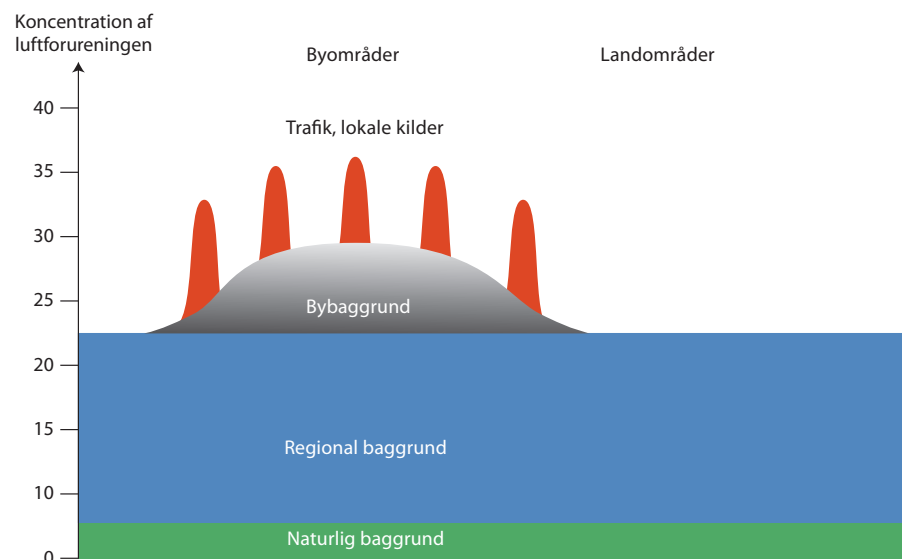
#### Data til DEHM model

Der anvendes modellerede meteorologiske data fra den meteorologiske model MM5. Emissionsdata til DEHM er baseret på en række europæiske og globale emissionsopgørelser.

De regionale koncentrationer er baseret på tidsserier fra DEHM fra 2010, og det er således forudsat, at den regionale baggrund er uændret fra 2010 til 2016.

Der kan forventes en faldende tendens for koncentrationen af NO<sub>2</sub> i regional baggrund, idet NO<sub>2</sub> koncentrationen på den regionale baggrundsstation ved Lille Valby uden for Roskilde har vist et gennemsnitligt fald på 0,25 µg/m<sup>3</sup> per år over de sidste knap 20 år (Miljøstyrelsen, 2010).

DCE vil for Miljøstyrelsen i et kommende partikelprojekt foretage beregninger af udviklingen i de regionale baggrundskoncentrationer frem til 2020 baseret på forskellige antagelser om emissionsreduktion på europæisk plan. I nærværende projekt har det imidlertid ikke været muligt at inddrage dette.



**Figur 3.3.** 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.

### Data til UBM model

Trafikemissioner til UBM i 2016 er beregnet ud fra trafikdata fra OTM trafikmodellen og COPERT4 emissionsmodul implementeret i OML-Highway modellen (Jensen et al. 2010a). OML-Highway modellen er her alene anvendt til at beregne trafikemissioner for hvert vejsegment, som efterfølgende er opsummeret på et 1x1 km<sup>2</sup> gitternet (Danske Kvadrantet). Emissionsmodulet kræver oplysninger for hver vejstrækning om: ÅDT, køretøjsfordelingen (person-, vare-, lastbiler og busser) og rejsehastighed, som fås fra OTM trafikmodellen. Endvidere kræves oplysninger om KMS vejtyper (Jensen et al. 2009a), som i dette tilfælde er fastsat ud fra rejsehastigheden i OTM trafikmodellen. KMS vejtyper er de vejtyper som Kort- og Matrikelstyrelsen (KMS) benytter i KORT10.

Det emissionsgitternet på 28x29 km<sup>2</sup>, som er anvendt til bybaggrundsberegningerne er vist i Figur 3.4. Kommunegrænserne anvendt ved opsummering af de totale emissioner er ligeledes vist i Figur 3.4.



**Figur 3.4.** Kommunegrænser (blå streger) i Hovedstadsområdet. Emissionsgitternet på 28x29 km<sup>2</sup> er også vist.

Det var ikke været muligt i dette projekt at skabe fuldstændig konsistens med tidligere UBM beregningerne i miljøzoneprojektet (Jensen et al. 2011) for 2015 for bybaggrunds-koncentrationerne. Der er to forhold som har givet anledning til at vælge en anden tilgang i dette projekt:

(1) I Miljøzoneprojektet blev emissioner til UBM i 2010 baseret på en ny emissionsdatabase, som DCE havde opstillet, og som foretager en geografisk fordeling af nationale emissioner på et 1km x 1km gitternet (SPREAD emissionsmodel). Denne database indeholder emissioner fra alle kilder (trafik, industri, energi mv.) men kun for 2008. Da der ikke forelå emissionsdata for 2015 for alle danske kilder fordelt på 1x1 km<sup>2</sup>, blev der valgt en lidt anderledes tilgang til beregning af bybaggrundskoncentrationerne i 2015. Den regionale baggrund blev baseret på tidsserier fra DEHM fra 2010, og det er således forudsat, at den regionale baggrund er uændret fra 2010 til 2015. Med dette regionale input er der foretaget UBM beregninger med trafikemissioner baseret på OSPM's emissionsmodul og DCE's vej- og trafikdatabase for 2015. Der ligger en indirekte antagelse heri om, at øvrige ikke-trafikemissioner reduceres på samme måde som trafikemissioner. De relative beregnede bybaggrundsbidrag fra 2010-2015 blev brugt til at estimere bybaggrundskoncentrationerne i 2015 med udgangspunkt i DEHM-UBM beregningerne for 2010, idet det er antaget at det regionale niveau er uændret. De beregnede bidrag til bybaggrundskoncentrationer omfattede kun NO<sub>2</sub>, og ozonkoncentrationen blev ikke justeret, hvorfor ozonkoncentrationerne følgelig blev antaget til at være for lave i de efterfølgende gadeberegninger. Ozon bidrager til dannelse af NO<sub>2</sub> ud fra emission af NO<sub>x</sub> (NO+NO<sub>2</sub>).

(2) Samtidig baseres emissioner (1x1km<sup>2</sup> gitter) til bybaggrundsregninger i miljøzoneprojektet på trafikarbejde fra ENVS's vejdatabase, som også omfatter mindre veje (Se Figur 3.2 højre), og emissioner fra andre sektorer end vejtrafik (SPREAD emissionsmodel), som kun findes for 2008 niveau. Emissioner i bybaggrund beregnet for 2016 med OTM trafikmodellens trafikarbejde er dermed for lave, da de kun omfatter vejtrafik og ikke har alle veje med.

For at løse de to problemstillinger (manglende emissioner for mindre veje og øvrige kilder og for lave ozonkoncentrationer) og for at kunne beregne effekten af trængselsafgiftsforslagene for bybaggrundskoncentrationerne blev der valgt følgende metode, som anses for at være den mest korrekte i den givne situation for vurdering af effekten af trængselsafgifter.

Der blev foretaget en kalibreringsberegning med UBM for 2015 for at ramme koncentrationsniveauet på bybaggrundsstationen på H.C. Ørstedsinstitut, som baseres på 2015 emissionsfaktorer og trafikarbejde fra OTM trafikmodellen. Her blev der bestemt en skaleringsfaktor for trafikemissionerne for at kompensere for de manglende emissioner for at ramme samme niveau i bybaggrund som i miljøzonerapporten. Denne skaleringsfaktor blev efterfølgende brugt i alle 2016 scenarier. Tabel 3.2 illustrerer situationen for bybaggrund i 2015 og 2016. Koncentrationen er givet for H.C. Ørsted Institut (HCØ) og som gennemsnit for de i alt 58 gitterceller, hvor de 138 gader er placeret.

**Tabel 3.2.** Baggrundskoncentrationer (µg/m<sup>3</sup>) for NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> i 2015 og 2016.

År / Scenario	NO <sub>2</sub> (HCØ) NO <sub>2</sub> gns. O <sub>3</sub> (HCØ)		
	58 celler		
2015 Miljøzoneprojekt	15,9	15,4	48,1
2015 Trængselsafgift, Reference (skaleret emis.)	15,8	-	53,1
2016 Trængselsafgift, Reference (skaleret emis.)	14,9	13,9	53,7

Det ses af Tabel 3.2, at NO<sub>2</sub> bybaggrundskoncentrationen på HCØ i 2015 i nærværende rapport kun afviger 0,1 µg/m<sup>3</sup> fra miljøzoneprojektet, men ozonkoncentrationen er 5,0 µg/m<sup>3</sup> højere, hvilket skyldes forskelle i metoden, som beskrevet ovenfor. De højere ozonkoncentrationer vil give anledning til lidt højere NO<sub>2</sub> gadekoncentrationer i nærværende rapport, da der er mere ozon til stede for omdannelse af NO fra trafikken til NO<sub>2</sub> koncentrationer. Den resulterede forskel i gadekoncentrationer for NO<sub>2</sub> er omkring 1 µg/m<sup>3</sup>, og ligger dermed under den generelle usikkerhed forbundet med modelberegningerne.

#### Data til OSPM

For de 138 gader er der taget udgangspunkt i at trafikken i referencescenariet i 2016 er den samme som i Miljøzonerapporten (Jensen et al. 2011). Dette er valgt for at opnå størst mulig konsistens med tidligere luftkvalitetsberegninger for de 138 gader. Trafikken for de 138 gader i Miljøzonerapporten var baseret på trafikoplysninger fra Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, og det er antaget at trafikniveauet er det samme i 2010 og 2016, da trafikniveauet er næsten konstant. Placeringen af de 138 gader er vist i Figur 3.5. For et givet scenarie for trængselsafgift er trafikken estimeret ved at gange med en faktor (OTM scenarie/OTM reference). Herved afspejles de ændringer i trafikken som OTM trafikmodellen forudsiger for de forskellige scenarier. Denne fremgangsmåde er anvendt for både ÅDT og køretøjsfordelingen. For køretøjsfordelingen er forholdet mellem OTM scenarie og OTM reference beregnet som absolutte tal for varebiler, lastbiler og busser, og den procentvise fordeling af køretøjskategorierne er afstemt for personbilerne, så køretøjsfordelingen summer op til 100%.



**Figur 3.5.** Placering af 138 beregningspunkter (røde prikker) i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Kommunegrænser (blå streger) og OTM vejnet (grå streger).

OSPM kræver, at trafikdata fra en vejstrækning beskrives ved årsdøgntrafikken (ÅDT), køretøjsfordelingen (person-, vare-, lastbiler og busser), rejsehastigheden og trafikdens døgnfordeling samt koldstarts-andele.

ÅDT, køretøjsfordeling og rejsehastighed estimeres af OTM trafikmodellen. Trafikkens døgnfordeling samt koldstartsandele er baseret på standard fordelinger herfor ud fra gadetypen (Jensen et al. 2009a).

Data om gadegeometrien til OSPM er den samme, som er anvendt i Miljøzoneprojektet (Jensen et al. 2011).

#### **COPERT4 emissionsmodel**

COPERT4 emissionsmodul er implementeret i OML-Highway modellen og i OSPM modellen. COPERT4 er en Europæisk emissionsmodel, som i Danmark og mange andre EU medlemslande benyttes til beregning af nationale emissioner. Denne model kræver information om bilparken og dens fordeling på køretøjskategorier, brændstoftype, og emissionsnormer. Den seneste revision af COPERT 4 er implementeret i emissionsmodulet baseret på referencen EEA (2009). Ved denne revision er der sket en yderligere underopdeling af emissionsklasserne i vægtstørrelser for busser og lastbiler i forhold til den tidligere udgave beskrevet i EEA (2007). Busser er gået fra 2 til 5 vægtkategorier, og lastbiler er gået fra 4 til 14 vægtkategorier. Tilsvarende er ny statistik for bilparkens sammensætning på disse vægtkategorier implementeret i emissionsmodulet baseret på national statistik om bilparken.

Disse forudsætninger er konsistente med Miljøzonerapporten (Jensen et al. 2011), og det er forudsat at miljøzoneforudsætninger er gældende i hele Hovedstadsområdet. Effekten af miljøzonekravene, som slog fuldt ud igennem i 2010, mindskes med tiden, da miljøzonekravene svarer til at fremrykke euroemissionsnormer for tunge køretøjer nogle få år. Effekten af de nuværende miljøzonekrav i forhold til en situation uden miljøzonekrav i 2016 er derfor kun ca. 4% forskel i NO<sub>x</sub> emissioner samt 1% , 3% og 8% forskel for hhv. PM<sub>10</sub> (summen af bidrag fra udstødning og ikke-udstødning), PM<sub>2.5</sub> (summen af bidrag fra udstødning og ikke-udstødning) og partikeludstødning.

I partikelemissionen er inkluderet både partikeludstødningen og ikke-udstødningen for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>. Ikke-udstødning omfatter dæk-, vej-, bremseslid og ophvirvling af støv. Vejsalt er ikke inkluderet i modellen.

#### **Øvrige emissioner**

Emissioner af følgende stoffer kan beregnes med emissionsmodulet: NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, PM udstødning, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>, og CO. Emissionerne for SO<sub>2</sub> og VOC indgår ikke i emissionsmodulet og er derfor beregnet på følgende forenkede måde ud fra fremskrivning af den nationale emissionsopgørelse for vejtransport for NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> og VOC i 2016 (Nielsen et al. 2012a). I 2016 udgør SO<sub>2</sub> 0,27 % af NO<sub>x</sub> og VOC 39,9 % af NO<sub>x</sub>. Disse forholdstal er anvendt til at beregne total emission af SO<sub>2</sub> og VOC ud fra den beregnede NO<sub>x</sub> emission i 2016.

#### **CO<sub>2</sub> emission**

COPERT4 emissionsmodulet beregner CO<sub>2</sub> emissionen ud fra brændstofforbruget. Brændstofforbruget er en del af emissionsmodellen COPERT4. COPERT4 har brændstofforbruget knyttet til de forskellige Euroemissionsklasser, men der er et problem ved COPERT4, idet de nyere emissionsklasser stort set ikke har lavere brændstofforbrug end ældre emissionsnormer.

Det betyder, at der i henhold til COPERT4 er meget lidt udvikling i energieffektivitet frem mod 2016, hvilket ikke er sandsynligt.

Beregning af udviklingen i CO<sub>2</sub> emissionen er derfor baseret på en metode opstillet af ENVIS (Nielsen et al. 2012b). Denne metode har følgende forudsætninger:

CO<sub>2</sub> emissionsfaktorerne inkluderer reduktioner pga. den øgede iblanding af biobrændstoffer i vejtrafikkens benzin og diesel i fremtiden for alle køretøjstyper. Elbiler er ikke inkluderet, da der er meget stor usikkerhed om den fremtidige udbredelse af elbiler.

Derudover indregnes forventede forbedringer i brændstoføkonomi for nysolgte personbiler, således at det vægtede salg af nye personbiler i 2020 når EU målet på 95 gram CO<sub>2</sub>/km. Denne CO<sub>2</sub> faktor omregnes til et vægtet tal for brændstoføkonomi i 2020. Dette gøres også for 2015, hvor EU målet er 130 gram CO<sub>2</sub>/km. Der laves en lineær interpolation mellem 2010 og 2015, og mellem 2015 og 2020 til dannelse af vægtede brændstoføkonomier for nysolgte køretøjer i disse år.

Aftrapningen af de vægtede brændstoføkonomier mellem 2010-2015 og mellem 2015-2020 benyttes på de laboratoriemålte forbrugsfaktorer for den virkelige kørsel for Euro 4 biler, og dermed dannes nye Euro 5 og 6 forbrugsfaktorer. Euro 5 og 6 indeholder hhv. nyregistreringsårene 2011-2014 og 2015+.

CO<sub>2</sub> emissionsfaktorerne er opsummeret i Tabel 3.3.

**Tabel 3.3.** CO<sub>2</sub> emissionsfaktorer for vejtrafikken (g/km).

Køretøjskategori	2010	2015	2016	2020
Personbiler	172	155	153	139
Varebiler	216	203	203	202
Lastbiler	809	753	751	747
Busser	744	697	696	692

#### Øvrige forudsætninger om bilparken

Dieselandelen har været stigende de seneste år, og i den nationale statistik og fremskrivning antages det, at dieselandelen for personbiler er 23% i 2010, 34% i 2015 (36% i 2016) og 42% i 2020 og for varebiler 89% i 2010, 93% i 2015, (93% i 2016) og 96% i 2020.

For et tiår siden var den andel af NO<sub>x</sub> (summen af NO og NO<sub>2</sub>), der udsendes fra den samlede biltrafik i form af NO<sub>2</sub> ("den direkte NO<sub>2</sub> fraktion"), på et niveau omkring 5-10%. Den direkte NO<sub>2</sub> fraktion har været stigende de seneste år. Dette er en af grundene til, at NO<sub>2</sub> koncentrationen i gader ikke falder selvom emissionen af NO<sub>x</sub> er reduceret væsentligt. Stigningen i den direkte NO<sub>2</sub> fraktion skyldes stigningen i dieseldrevne person- og varebiler, som er udstyret med oxidative katalysatorer, som reducerer "diesellugten" fra udstødningen, men som samtidig oxiderer NO til NO<sub>2</sub>. Endvidere bidrager visse typer af partikelfiltre til øget direkte NO<sub>2</sub> udslip. Den direkte NO<sub>2</sub> fraktion er implementeret i emissionsmodulet med separate værdier for de enkelte køretøjskategorier og emissionsklasser.



## 4 Luftkvalitetsvurdering af trængselsafgifter

### 4.1 Trafikalt grundlag

I Tabel 4.1 er opsummeret det totale trafikarbejde i hele OTM vejnettet for de forskellige scenarier samt den gennemsnitlige køretøjsfordeling. Trafikarbejdet er opsummeret med udgangspunkt i et gitternet med en opløsning på 1x1 km<sup>2</sup>. Det ses, at trafikarbejdet falder i alle alternativerne for en trængselsafgift. Når hele trafikmodelvejnettet betragtes sker der kun mindre ændringer i køretøjsfordelingen, men det dækker over at de største ændringer sker inden for eller tæt på trængselsringen.

**Tabel 4.1.** Trafikarbejdet fra OTM trafikmodellen for de forskellige scenarier i 2016 .

	Reference	KomGrAmager	KbhKomGr	Ring 2	Motorring 3
	mio. km pr. år	mio. km pr. år	Mio. km pr. år	mio. km pr. år	mio. km pr. år
Personbiler	9,9	9,1	9,1	9,3	8,8
Varebiler	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
Lastbiler og busser	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
I alt	11,7	10,9	10,9	11,1	10,7
Personbiler (%)	84	83	83	84	83
Varebiler (%)	11	11	11	11	12
Lastbiler og busser (%)	5	5	5	5	5
I alt	100	100	100	100	100

I Tabel 4.2 er gennemsnitligt ÅDT og antal køretøjer for de forskellige køretøjskategorier opsummeret for de 138 udvalgte gader i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Alle 138 gader ligger inden for KomGrAmager, KbhKomGr og Motorring 3, mens ikke alle ligger inden for Ring 2. Det ses, at ÅDT falder i alle alternativerne (9-20%), og at hastigheden stiger (1-2%). Det er især personbiltrafikken som falder (13-25%), mens varebiler stiger lidt (3-4%) og lastbiler stiger også lidt (5-6%). Som forventet er busser ens i reference og alle alternativer, da bustrafikken holdes konstant i OTM trafikmodellen.

**Tabel 4.2.** Gennemsnitlig trafikdata i 2016 for 138 gader (absolutte tal øverst, indeks nederst).

Absolutte tal	ÅDT	Hastighed	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Bus
Reference	22420	44,0	17938	3336	481	186	480
KomGrAmager	18403	44,9	13800	3421	507	195	480
KbhKomGr	18241	44,9	13624	3435	507	196	480
Ring 2	17977	45,0	13378	3422	503	194	480
Motorring 3	20325	44,6	15683	3460	508	194	480
Indeks	ÅDT	Hastighed	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Bus
Reference	100	100	100	100	100	100	100
KomGrAmager	82	102	77	103	106	105	100
KbhKomGr	81	102	76	103	105	105	100
Ring 2	80	102	75	103	105	104	100
Motorring 3	91	101	87	104	106	105	100

Tetraplan vurderer, at stigningen i vare- og lastbiltrafik på de 138 udvalgte gader skyldes forbedret fremkommelighed på indfaldsvejene og de overordnede trafikveje i København, som gør at vare- og lastbiltrafikken forbliver på de mest direkte og højklassede ruter. Da de udvalgte 138 gader primært ligger på det overordnede vejnet, virker det derfor logisk at vare- og lastbiltrafikken stiger i scenarierne på disse veje.

## 4.2 Samlet emission

Det totale trafikarbejde og de samlede emissioner i 2016 er opsummeret for referencescenariet og de fire alternativer i Tabel 4.3. En tilsvarende tabel, hvor tallene er givet som indekstal, hvor referencescenariet er sat til 100 er givet i Tabel 4.4, og giver en oversigt over de procentvise ændringer mellem referencescenariet og alternativerne.

Trafikarbejdet i Tabel 4.3 er omkring 1% lavere end i Tabel 4.1, da trafikarbejdet (og emissionen) i Tabel 4.3 er opsummeret over hver strækning og ikke i gitterceller, som i Tabel 4.1. Den lille forskel skyldes metodeforskelle i OML-Highway. Emissioner er opsummeret for de kommuner, som ligger tættest på trængselsringen samt samlet for øvrige kommuner i Hovedstadsområdet. Trafikarbejde og emission er endvidere underopdelt inden for Ring 2 samt centralkommunerne Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune uden for Ring 2. Opdelingen svarer til den geografiske opdeling i *Tetraplan* (2011). Trafikarbejdet og dermed emissionerne er baseret på ÅDT og ikke hverdagsdøgntrafik som i *Tetraplan* (2011). Trafikarbejdets fordeling mellem scenarier og mellem kommuner er som forventet stort set identisk med fordelingen i *Tetraplan* (2011).

PM udstødning dækker over partikeludstødningen. PM<sub>2.5</sub> emissionen inkluderer partikeludstødning samt ikke-udstødningspartikler med en diameter under 2,5 mikrometer. Ikke-udstødning omfatter vejslid, dækslid, bremse- og ophvirvling heraf. PM<sub>10</sub> emissionen inkluderer partikeludstødning samt ikke-udstødningspartikler med en diameter under 10 mikrometer.

Sammenlignes de totale emissioner af NO<sub>x</sub> (NO+NO<sub>2</sub>) og NO<sub>2</sub> ses, at den direkte emitteret NO<sub>2</sub> andel er omkring 25% i 2016.

SO<sub>2</sub> emissioner er meget små i forhold til de øvrige emissioner, fordi indholdet af svovl i brændstoffet er meget lavt grundet regulering heraf.

Det ses, at emissionerne i store træk følger trafikarbejdet. Der er dog mindre forskelle som skyldes, at de forskellige emissioner har lidt forskellige sammenhænge mellem hastigheder og emission, og der er forskelle mellem bidraget fra de forskellige køretøjskategorier afhængig af de forskellige emissioner. Endvidere kan samme trafikarbejde dække over forskelligheder i hastighed og køretøjs sammensætning. Som den eneste kommune stiger emissionen i alternativerne i Dragør på trods af faldende trafikarbejde, hvilket skyldes at den mest trafikerede strækning i Dragør (andrer mere end 80% af trafikarbejdet) er modelleret til at få en lille stigning i absolutte tal for varebiler og tung trafik, hvorved emissionen bliver større trods reduktion i antal personbiler.

Scenariet kommunegrænse for Københavns Kommune plus Amager ned sætter emissionerne med 10-15% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 4-6%.

**Tabel 4.3.** Samlet trafikarbejde og emission i 2016 fordelt på kommuner i Hovedstadsområdet

<b>Reference i 2016</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2,5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
	<b>mio. vognkm/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>
Inden for Ring 2	828	348	81	409	9	23	58	139	0,94	156546
Centralkom. uf. Ring 2	858	328	80	440	9	22	55	131	0,89	159668
København	1518	610	145	767	16	40	101	243	1,65	285387
Frederiksberg	168	66	16	82	2	5	11	26	0,18	30828
Dragør	31	11	2	12	0	1	2	4	0,03	6028
Gentofte	390	150	38	211	4	10	26	60	0,41	69711
Gladsaxe	500	204	52	323	6	13	32	81	0,55	90948
Herlev	115	46	11	61	1	3	8	18	0,12	21290
Hvidovre	328	137	34	206	4	9	21	55	0,37	62222
Rødovre	258	109	26	158	3	7	17	43	0,29	48796
Tårnby	208	88	22	136	3	6	14	35	0,24	38448
Øvrig Hovedstadsomr.	8081	3299	812	5011	96	208	511	1317	8,93	1520817
I alt	11597	4719	1159	6967	135	301	743	1884	12,78	2174474
<b>KomGrænseAmager</b>										
<b>i 2016</b>	<b>mio. vognkm/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>
Inden for Ring 2	706	320	72	359	8	21	52	128	0,87	138517
Centralkom. uf. Ring 2	663	288	67	376	8	18	45	115	0,78	129554
København	1228	550	125	665	14	35	87	219	1,49	241437
Frederiksberg	141	59	14	69	1	4	10	23	0,16	26634
Dragør	28	12	3	13	0	1	2	5	0,03	5651
Gentofte	339	137	34	189	4	9	23	55	0,37	62090
Gladsaxe	472	195	50	309	6	13	31	78	0,53	86596
Herlev	114	45	11	60	1	3	8	18	0,12	21269
Hvidovre	286	127	31	194	4	8	19	51	0,34	55825
Rødovre	239	102	25	146	3	6	16	41	0,28	45833
Tårnby	187	83	20	128	2	5	13	33	0,22	35185
Øvrig Hovedstadsomr.	7754	3240	794	4934	94	202	497	1294	8,77	1471854
I alt	10789	4549	1106	6709	129	286	704	1816	12,32	2052374
<b>KbhKomGr</b>										
<b>i 2016</b>	<b>mio. vognkm/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>
Inden for Ring 2	700	314	71	351	7	20	51	126	0,85	137665
Centralkom. uf. Ring 2	658	279	65	359	7	18	44	111	0,75	128684
København	1218	535	122	642	13	34	85	214	1,45	239763
Frederiksberg	140	58	14	68	1	4	10	23	0,16	26586
Dragør	27	12	3	13	0	1	2	5	0,03	5450
Gentofte	327	129	32	176	4	9	21	51	0,35	60179
Gladsaxe	470	187	48	298	6	12	29	75	0,51	86269
Herlev	114	44	11	58	1	3	7	18	0,12	21255
Hvidovre	301	128	31	198	4	8	19	51	0,35	58034
Rødovre	240	98	24	140	3	6	15	39	0,27	45981
Tårnby	200	84	21	127	2	5	13	33	0,23	37347
Øvrig Hovedstadsomr.	7777	3211	787	4891	93	201	493	1282	8,69	1475272
I alt	10816	4486	1091	6612	127	282	695	1791	12,14	2056138

Tabel 4.3. Samlet trafikarbejde og emission i 2016 fordelt på kommuner i Hovedstadsområdet (fortsat)

<b>Ring 2 i 2016</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2,5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
	<b>mio. vognkm/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>
Inden for Ring 2	619	294	64	316	7	18	46	117	0,79	125205
Centralkom. uf. Ring 2	747	309	73	405	8	20	50	124	0,84	142371
København	1241	549	125	659	14	35	87	219	1,49	243378
Frederiksberg	125	54	12	62	1	4	9	22	0,15	24197
Dragør	29	12	3	14	0	1	2	5	0,03	5759
Gentofte	343	138	34	191	4	9	23	55	0,37	62559
Gladsaxe	484	200	51	320	6	13	31	80	0,54	88417
Herlev	116	45	11	60	1	3	8	18	0,12	21413
Hvidovre	329	136	33	202	4	9	21	54	0,37	62346
Rødovre	256	107	26	153	3	7	17	43	0,29	48482
Tårnby	202	87	22	134	3	6	13	35	0,23	37409
Øvrig Hovedstadsomr.	7892	3273	804	4985	95	205	505	1307	8,86	1492389
I alt	11018	4601	1122	6780	131	290	716	1837	12,46	2086349
<b>Motoring 3 i 2016</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2,5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
	<b>mio. vognkm/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>	<b>ton/år</b>
Inden for Ring 2	754	333	76	382	8	22	54	133	0,9	145669
Centralkom. uf. Ring 2	731	308	73	405	8	20	50	123	0,8	140174
København	1333	579	134	712	15	37	93	231	1,6	257467
Frederiksberg	152	62	15	75	2	4	11	25	0,2	28377
Dragør	28	12	3	13	0	1	2	5	0,0	5664
Gentofte	320	131	32	179	4	9	22	52	0,4	59181
Gladsaxe	425	183	46	288	6	11	28	73	0,5	79413
Herlev	101	42	10	56	1	3	7	17	0,1	19154
Hvidovre	272	124	30	190	4	7	18	50	0,3	53534
Rødovre	215	96	23	136	3	6	15	38	0,3	42248
Tårnby	186	82	20	127	2	5	13	33	0,2	34936
Øvrig Hovedstadsomr.	7531	3178	774	4797	91	197	486	1269	8,6	1438256
I alt	10563	4489	1086	6573	126	281	693	1792	12,2	2018229

Scenariet afgrænset ved kommunegrænsen for Københavns Kommune nedsætter emissionerne med 10-19% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 5-6%.

Ring 2 scenariet nedsætter emissionerne med 10-24% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 3-4%.

Motoring 3 scenariet nedsætter emissionerne med 5-10% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 5-7%.

**Tabel 4.4.** Samlet trafikarbejde og emission i 2016 fordelt på kommuner i Hovedstadsområdet. Procentvis i forhold til reference-scenariet, som er sat til 100.

<b>KomGrAmager</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
Inden for Ring 2	85	92	89	88	88	89	90	92	92	88
Centralkom. uf. Ring 2	77	88	84	86	84	83	83	88	88	81
København	81	90	86	87	87	86	86	90	90	85
Frederiksberg	84	88	86	85	86	86	86	88	88	86
Dragør	92	112	110	109	110	110	110	112	112	94
Gentofte	87	91	89	90	89	89	89	91	91	89
Gladsaxe	94	96	96	96	95	95	95	96	96	95
Herlev	99	99	98	97	98	99	99	99	99	100
Hvidovre	87	93	91	94	92	90	89	93	93	90
Rødovre	93	94	93	93	93	93	93	94	94	94
Tårnby	90	94	93	95	93	92	91	94	94	92
Øvrig Hovedstadsomr.	96	98	98	98	98	97	97	98	98	97
I alt	93	96	95	96	96	95	95	96	96	94
<b>KbhKomGr</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
Inden for Ring 2	85	90	87	86	87	87	88	90	90	88
Centralkom. uf. Ring 2	77	85	81	82	81	80	80	85	85	81
København	80	88	84	84	84	84	84	88	88	84
Frederiksberg	84	87	85	84	84	85	85	87	87	86
Dragør	88	108	106	105	106	107	107	108	108	90
Gentofte	84	86	84	84	83	83	84	86	86	86
Gladsaxe	94	92	92	92	92	91	91	92	92	95
Herlev	99	96	96	95	95	97	97	96	96	100
Hvidovre	92	93	93	96	94	92	91	93	93	93
Rødovre	93	91	89	89	89	90	90	91	91	94
Tårnby	96	95	94	94	94	94	94	95	95	97
Øvrig Hovedstadsomr.	96	97	97	98	97	97	96	97	97	97
I alt	93	95	94	95	94	94	94	95	95	95
<b>Ring 2</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
Inden for Ring 2	75	84	79	77	79	80	80	84	84	80
Centralkom. uf. Ring 2	87	94	92	92	92	91	91	94	94	89
København	82	90	86	86	86	86	86	90	90	85
Frederiksberg	74	82	77	76	77	78	78	82	82	78
Dragør	94	113	113	112	112	113	113	113	113	96
Gentofte	88	92	90	90	90	90	90	92	92	90
Gladsaxe	97	98	98	99	98	98	97	98	98	97
Herlev	101	99	99	98	99	100	100	99	99	101
Hvidovre	100	99	99	98	99	100	100	99	99	100
Rødovre	99	98	98	97	98	99	99	98	98	99
Tårnby	97	98	98	99	99	98	98	98	98	97
Øvrig Hovedstadsomr.	98	99	99	99	99	99	99	99	99	98
I alt	95	97	97	97	97	96	96	97	97	96

**Tabel 4.5.** Samlet trafikarbejde og emission i 2016 fordelt på kommuner i Hovedstadsområdet. Procentvis i forhold til reference-scenariet, som er sat til 100 (**fortsat**).

<b>Motorring 3</b>	<b>Trafikarbejde</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>CO</b>	<b>PM udstødning</b>	<b>PM<sub>2,5</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>
Inden for Ring 2	91	96	94	93	94	94	94	96	96	93
Centralkom. uf. Ring 2	85	94	91	92	91	90	90	94	94	88
København	88	95	93	93	93	92	92	95	95	90
Frederiksberg	91	94	92	91	92	92	92	94	94	92
Dragør	92	112	110	109	110	111	111	112	112	94
Gentofte	82	87	85	85	85	84	85	87	87	85
Gladsaxe	85	90	88	89	88	87	87	90	90	87
Herlev	88	91	90	91	90	89	89	91	91	90
Hvidovre	83	90	89	92	89	87	86	90	90	86
Rødovre	83	88	86	86	86	85	85	88	88	87
Tårnby	89	93	92	94	92	91	91	93	93	91
Øvrig Hovedstadsomr.	93	96	95	96	95	95	95	96	96	95
I alt	91	95	94	94	94	93	93	95	95	93

Det ses, at der er en tendens til at den største reduktion i emissionerne i Københavns Kommune og Frederiksberg kommune fås jo tættere trængselsafgiften placeres på Københavns Centrum. Fx vil en trængselsafgift afgrænset ved Motorring 3 medføre at trafikarbejdet og dermed emissionen vil blive reduceret relativt mindre, da der vil være meget intern trafik indenfor Motorring 3, som ikke er påvirket af trængselsafgifterne. Den modsatte tendens ses for reduktionen i de samlede emissioner for hele Hovedstadsområdet, hvor de samlede emissioner bliver mindre, jo tættere trængselsafgiften placeres på Københavns Centrum. Dette skyldes, at trængselsafgiften i dette tilfælde giver stor lokal effekt i centralkommunerne, men samlet set bliver mindre trafik påvirket af trængselsafgifterne.

Der er kun lille forskel i de samlede emissioner mellem scenariet Københavns Kommunes kommunegrænse inkl. hele Amager og kun Københavns Kommunes kommunegrænse.

#### **4.2.1 Emission i en konkret gade**

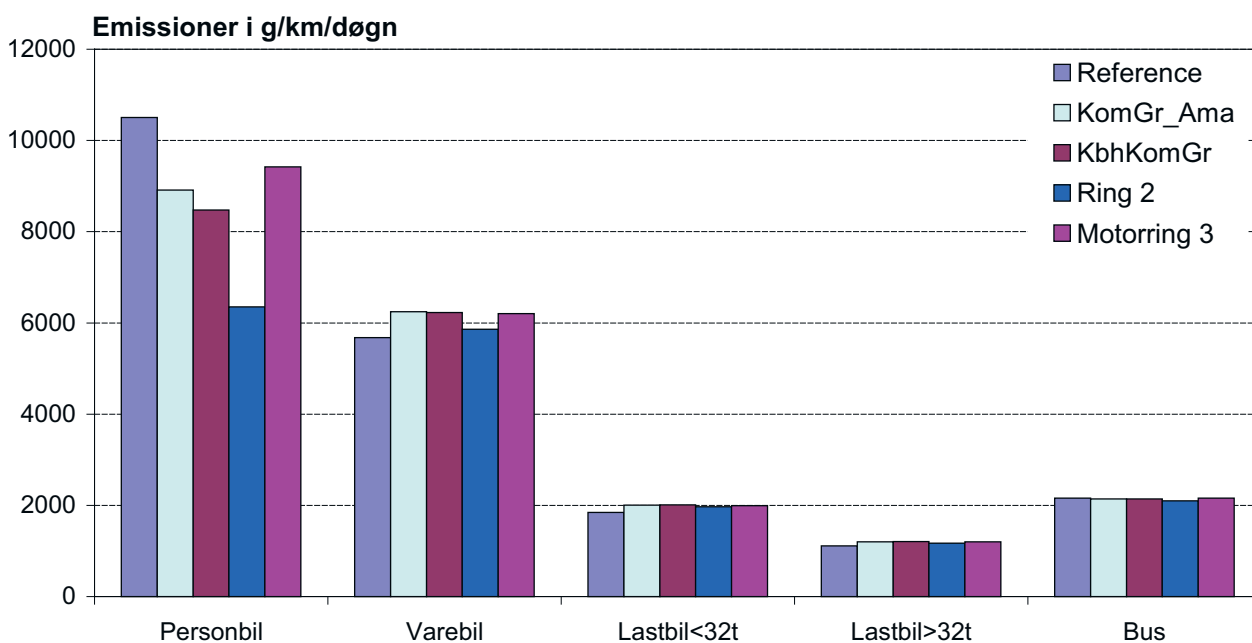
Emissionsforholdene er illustreret for H.C. Andersens Boulevard (HCAB) ved DCE's målestation. HCAB er en af de mest trafikerede bygader i Danmark.

Af Tabel 4.6 fremgår, at NO<sub>x</sub> emissionen falder for personbiler (10-40%) i de forskellige alternativer i forhold til referencen, da der bliver færre personbiler, mens der er en mindre stigning i NO<sub>x</sub> emissionen for varebiler (3-10%) og lastbiler (5-9%). NO<sub>x</sub> emissionerne for busser reduceres 0-3% i forhold til referencen, men dette skyldes højere hastighed, da antallet af busser er konstant. Samlet set reduceres NO<sub>x</sub> emissionen med 1-8% i de forskellige alternativer. Tallene er illustreret grafisk i Figur 4.1

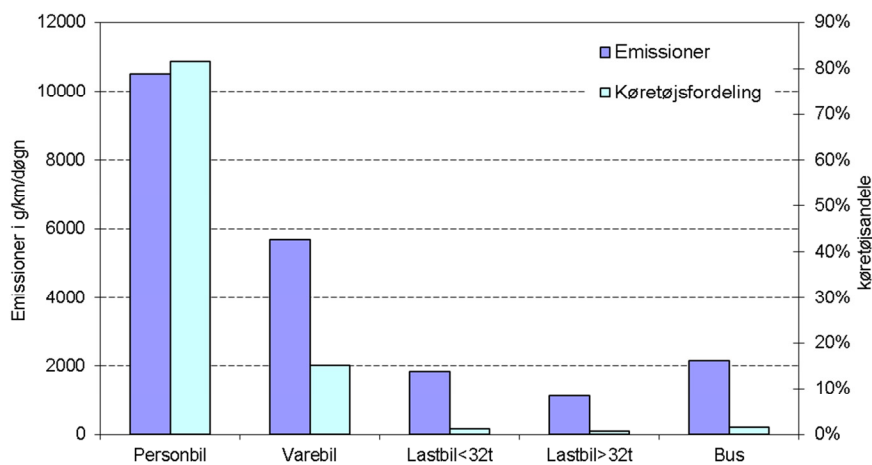
NO<sub>x</sub> emissioner og køretøjsfordelingen i referencesituationen i 2016 for H.C. Andersens Boulevard er illustreret i Figur 4.2.

**Tabel 4.6.** NO<sub>x</sub> emissioner i g/km/døgn for H.C. Andersens Boulevard i 2016.

	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Bus	Total
Reference	10505	5678	1846	1112	2159	21300
KomGrAmager	8911	6248	2004	1203	2139	20506
KbhKomGr	8477	6225	2012	1208	2139	20061
Ring 2	6353	5863	1967	1173	2103	17459
Motoring 3	9421	6204	1996	1202	2159	20982
Index	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Bus	Total
Reference	100	100	100	100	100	100
KomGrAmager	85	110	109	108	99	96
KbhKomGr	81	110	109	109	99	94
Ring 2	60	103	107	105	97	82
Motoring 3	90	109	108	108	100	99

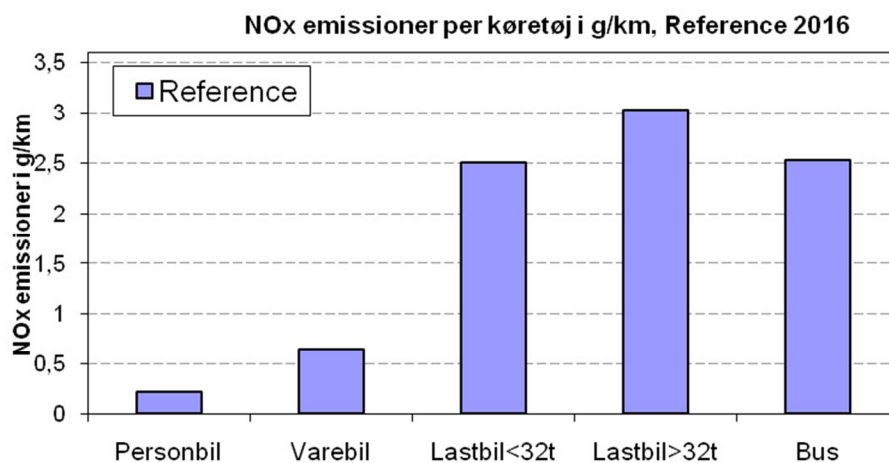


**Figur 4.1.** Totale NO<sub>x</sub> emissioner (g/km/døgn) på H.C. Andersens Boulevard i 2016 for reference og alternativer.



**Figur 4.2.** NO<sub>x</sub> emissioner og køretøjsfordelingen i referencesituationen i 2016 for H.C. Andersens Boulevard.

De kraftige reduktioner i personbiltrafikken slår ikke kraftigere igennem på den samlede emission, da personbiltrafikken har relativt lave emissionsfaktorer (gram per kørt km) i forhold til varebiler og lastbiler, som der bliver lidt flere af, og som har relativt høje emissionsfaktorer, se Figur 4.3.



Figur 4.3. NO<sub>x</sub> emissionsfaktorer for de forskellige køretøjskategorier.

#### 4.2.2 Betydende faktorer for emission

Nedenfor er de faktorer som har betydning for emissionen opsummeret i forhold til de trafikale forhold, som bliver påvirket af trængselsafgifter:

*Effekten af trængselsafgifter på trafikarbejdet.* En trængselsafgift giver mindre trafik som - alt andet lige - vil give mindre emission.

*Effekten af trængselsafgift på forskellige køretøjsgrupper.* De forskellige køretøjsgrupper har forskellig emission pr. kørt km, således at tunge køretøjer (lastbiler og busser) og varebiler har højere emissioner end personbiler. En trængselsafgift reducerer mest personbiltrafikken, og emissionsreduktionen bliver derfor mindre end den procentvise reduktion i trafikken som helhed. For strækninger, hvor det absolutte antal af varebiler og lastbiler stiger som følge af en trængselsafgift, vil emissionen fra disse køretøjer stige, og den samlede emission for strækningen falder kun, hvis faldet i personbiltrafikken modsvarer stigningen for varebiler og lastbiler.

En trængselsafgift reducerer personbiltrafikken, da nogle ture undlades, flere vil køre sammen, og nogle vil skifte til gang, cykel, og kollektiv trafik. OTM trafikmodellen beregner overflytning fra personbiltrafik til kollektiv trafik bl.a. som antal ture, men på en måde så det antages, at den kollektive trafik har tilstrækkelig kapacitet dvs. der kommer ikke flere kørte kilometre med kollektiv trafik. Emissionsberegningerne afspejler derfor ikke, at den kollektive trafik skal udbygges for at opsuge noget af overflytningen fra persontrafik til kollektiv trafik. Hvorvidt overflytningen fra persontrafik til kollektiv trafik giver mere eller mindre emission afhænger af kapacitetsudnyttelse og emissionsforhold for hhv. personbiler og kollektiv. Dette forhold er derfor illustreret gennem et regneeksempel inkl. miljøzonekravene, som viste, at der er en gevinst for NO<sub>x</sub> emissionen, hvis der er mere end 10 personer i bussen i forhold til 1 i en bil, hvilket der typisk også vil være. For at have en emissionsgevinst for partikeludstødning skal der være mere end 7 personer i bussen i forhold til 1 i en bil, hvilket der også typisk vil være. Kommunerne har endvidere mulighed for at stille yderligere miljøkrav i



forbindelse med udbud af busdrift ud over, hvad de allerede gør i dag. Med yderligere skærpede miljøkrav vil man opnå den størst mulige gevinst for luftforureningen ved overflytning fra personbil til bus.

*Effekten af trængselsafgift på hastigheden.* Emissionerne er højest ved lave rejsehastigheder og ved høje rejsehastigheder, og har et minimum ved omkring 60-70 km/t. Trængselsafgifter reducerer "stop and go" trafik og resulterer i mere glidende trafik og højere hastigheder, og dermed reduceret emission. OTM modellerer også en stigende hastighed, og dette fører til en reduktion i emissionerne, idet emissionerne er faldende ved stigende hastigheder under omkring 60 km/t. Emissionsmodellen afspejler dette, idet emissionen er afhængig af rejsehastigheden. Emissionsmodellen inkluderer ikke emission fra stillestående trafik (tomgang) eller køkørsel ("stop and go" trafik), og trafikmodellen leverer ikke oplysninger herom. Gevinsten ved trængselsafgiftens reduktion af stillestående trafik og køkørsel bliver derfor ikke til fulde afspejlet i emissionsberegningerne, hvilket ville kræve mere detaljerede trafikinformationer og en anden emissionsmodel.

*Effekten af trængselsafgiften på trafikens døgnvariation.* Emissionen er højest i morgen- og eftermiddagsmyldretiderne, da trafikken er højest her samtidig med at hastighederne er reduceret pga. trængsel. Da taksterne er højest i myldretiden er det også i disse perioder, at der forventes den største reduktion i trafikken, emissionen og koncentrationen ved trængselsafgifterne.

## 4.3 Luftkvalitet

### 4.3.1 NO<sub>2</sub> koncentrationer

Resultaterne af luftkvalitetsmodelleringen er opsummeret i Tabel 4.7 for NO<sub>2</sub> for de 138 gader mht. de gennemsnitlige koncentrationer i gaderne og i bybaggrund ved gaderne. Koncentrationerne for H.C. Andersens Boulevard (HCAB) og bybaggrund for H.C. Ørsted Institutet (HCØ) er angivet særskilt, fordi der her findes målestationer. HCAB er en af de mest trafikerede bygader i Danmark.

Den gennemsnitlige NO<sub>2</sub> gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,9-2,0 µg/m<sup>3</sup> (3-7%) i alternativerne. Reduktionen i NO<sub>2</sub> bybaggrundskoncentrationerne er 0,5-0,9 µg/m<sup>3</sup> (4-6% i forhold til bybaggrundskoncentrationen). Den procentvise reduktion i NO<sub>2</sub> koncentrationen er mindre end den procentvise reduktion i NO<sub>x</sub> emissionen, da det regionale baggrundsniveau er konstant og ikke bliver påvirket af et lokalt tiltag som en trængselsafgift. Endvidere er der ikke en lineær sammenhæng mellem reduktion i NO<sub>x</sub> emission og NO<sub>2</sub> koncentration, da dannelse af NO<sub>2</sub> i nogle situationer er begrænset af tilstedeværelsen af ozon.

Antallet af overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien er 11 i referencesituationen i 2016. NO<sub>2</sub> grænseværdien er 40 µg/m<sup>3</sup>, og den skal være overholdt i 2010. Da grænseværdien er opgivet som et heltal, defineres en overskridelse ved at værdien 40,5 er overskredet. Antallet af overskridelser på 11 i referencesituationen i 2016 er større end modelleret i miljøzoneprojektet, hvor antallet af overskridelser var 6 i 2015 (Jensen et al. 2011). Dette skyldes forskelle i metoden og data, som det er redegjort for i afsnit 3.4. Det ses, at trængselsafgiftsscenerierne reducerer antallet af overskridelser fra 11 til 5-7 afhængig af alternativ. Der er usikkerhed på det absolutte antal af overskridelser, da små ændringer i koncentrationsniveauet for de gader, som er tæt på grænsevæ-

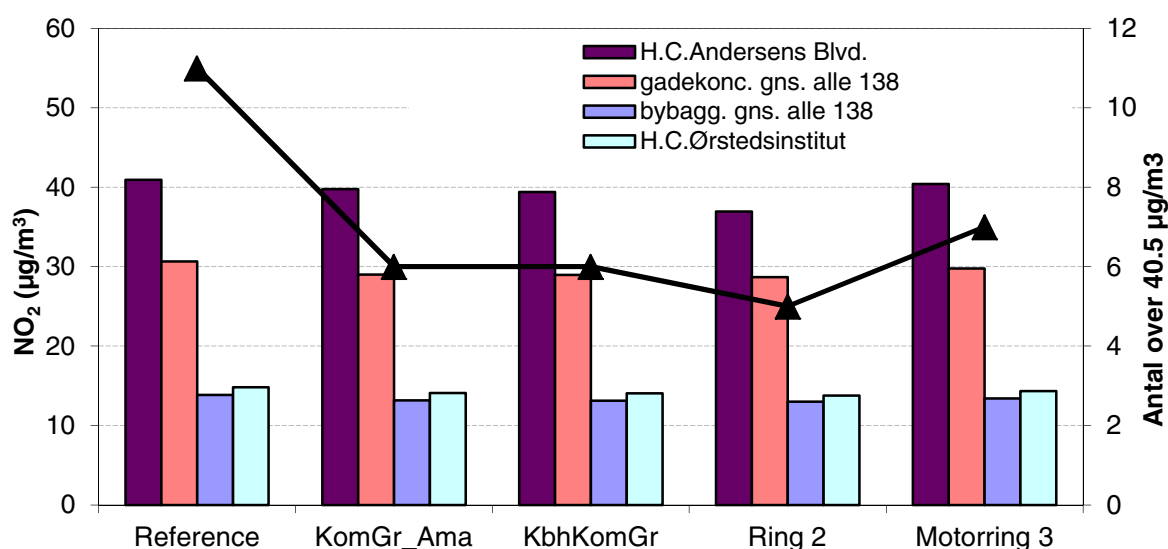
dien, kan føre til enten færre eller flere overskridelser, når en overskridelse er defineret ud fra en bestemt tærskelværdi.

NO<sub>2</sub> gadekoncentrationen for HCAB reduceres med 0,5-3,9 µg/m<sup>3</sup> i alternativernej. Reduktionen i NO<sub>2</sub> bybaggrundskoncentrationerne er 0,5-1,0 µg/m<sup>3</sup>.

**Tabel 4.7.** NO<sub>2</sub> gade- og bybaggrundskoncentrationer for 138 gader samt for HCAB og HCØ i 2016.

Scenario	Gadekoncentration NO <sub>2</sub>			Bybaggrund NO <sub>2</sub>		Bybaggrund O <sub>3</sub>
	HCAB	Alle138	Antal>40	HCØ	Alle138	HCØ
	(µg/m <sup>3</sup> )	(µg/m <sup>3</sup> )	(Antal)	(µg/m <sup>3</sup> )	(µg/m <sup>3</sup> )	(µg/m <sup>3</sup> )
Reference	40,9	30,7	11	14,8	13,9	53,7
KomGrAmager	39,8	29,0	6	14,1	13,2	54,2
KbhKomGr	39,4	29,0	6	14,0	13,1	54,2
Ring 2	37,0	28,7	5	13,8	13,0	54,4
Ring3	40,4	29,8	7	14,3	13,4	54,0

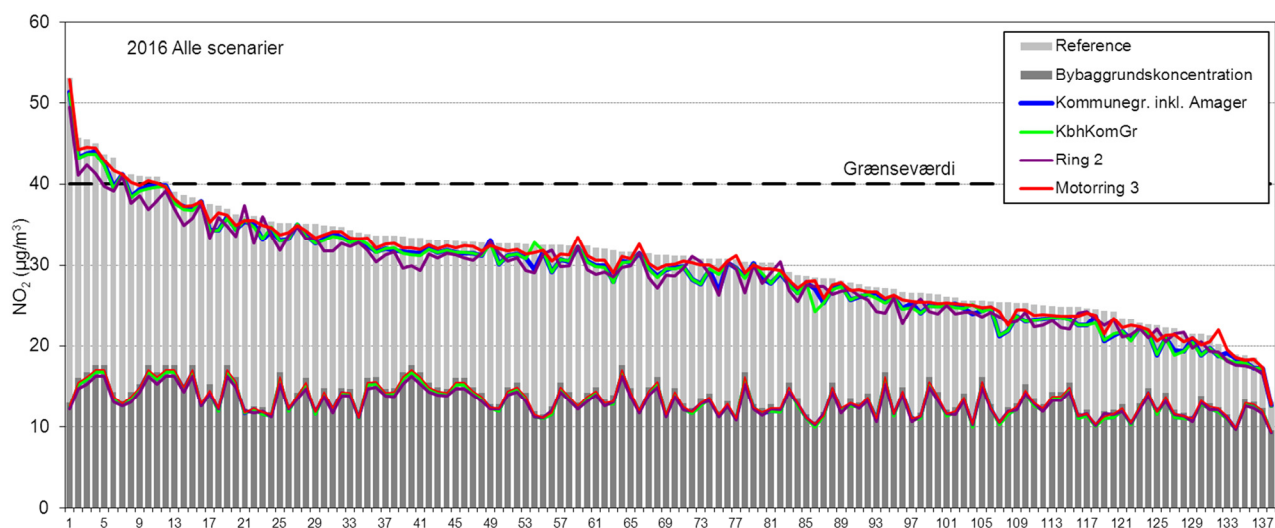
Resultaterne er grafisk illustreret i Figur 4.4.



**Figur 4.4.** NO<sub>2</sub> gade- og bybaggrundskoncentrationer for 138 gader samt for HCAB og HCØ i 2016 (akse til venstre). Antallet af overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien er også illustreret (akse til højre).

NO<sub>2</sub> koncentrationerne er vist i Figur 4.5 for alle de 138 gader i referencesituationen og i de fire alternativer for en trængselsafgift i 2016. I Figur 4.7 er NO<sub>2</sub> koncentrationerne vist for referencescenariet og hvert af alternativerne i Figur 4.8.

Gadenavnene er listet i Figur 4.6, hvor de er sorteret efter NO<sub>2</sub> koncentrationerne i referencesituationen.

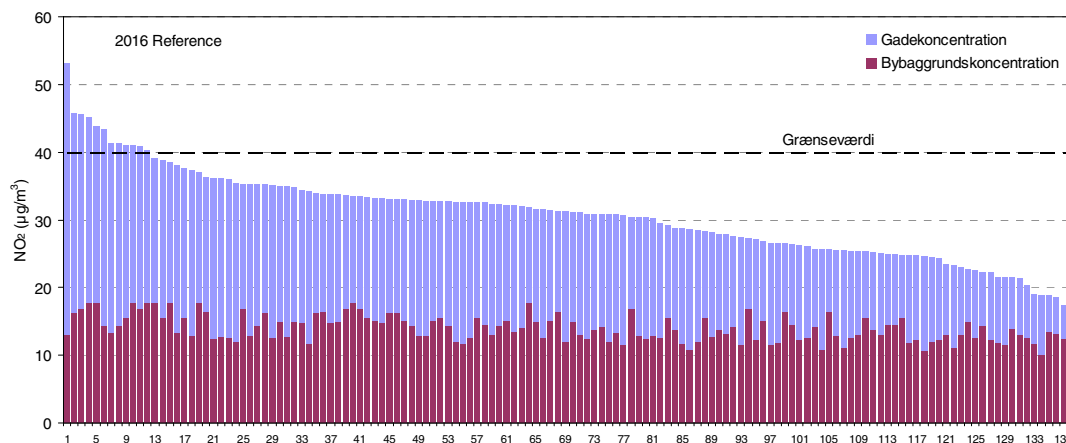


**Figur 4.5.** NO<sub>2</sub> koncentrationerne er vist for alle de 138 gader i referencesituationen og i de fire alternativer for en trængselsafgift i 2016. Gaderne er sorteret efter NO<sub>2</sub> koncentrationerne i referencesituationen.

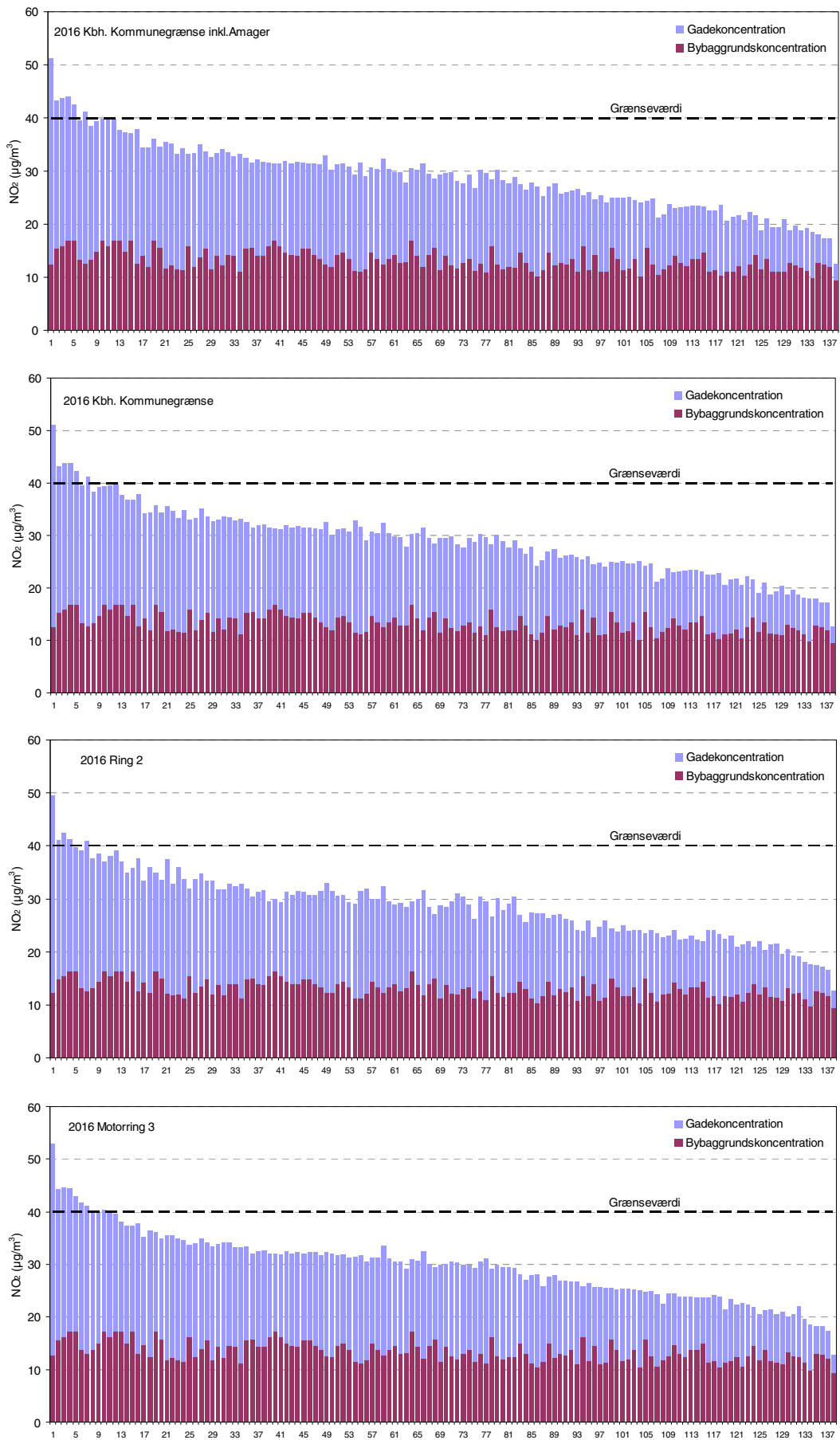
En tidligere rapport har vurderet effekten af trængselsafgifter i København, som en af flere forskellige virkemidler til reduktion af NO<sub>2</sub> koncentrationerne (Jensen & Ketzler 2009). Taksterne var dog højere, og trængselsafgifterne havde en anden geografisk udstrækning end de aktuelt foreslåede. Dette scenarie førte til, at trafikarbejdet (kørte km) blev reduceret med omkring 13% indenfor trængselsafgiften i scenarieåret 2010. Der blev udført luftkvalitetsberegninger for samme 138 gader. Her var antallet af overskridelse af NO<sub>2</sub> grænseværdien på 35 i referencesituationen i 2010. Dvs. 35 gader ud af de 138 gader overskred grænseværdien i 2010 uden trængselsafgift. Trængselsafgiften reducerede dette antal overskridelser til 25. Trængselsafgiften reducerede emissionerne med ca. 6% for NO<sub>x</sub> og 8% for PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> og CO<sub>2</sub> i 2010. I nærværende rapport modelleres en større reduktion i trafikarbejdet inden for trængselsafgiftsringen og dermed også en større reduktion i emissionen, men forholdet mellem reduktion i trafikarbejdet og reduktion i emissionen er stort set ens i den tidligere og nuværende vurdering.

Nr. Gadenavn	Nr. Gadenavn	Nr. Gadenavn
1 Sydhavnsgade	47 Vesterbrogade(3)	93 Amagerbrogade(1)
2 Ågade	48 Mimersgade	94 Rosenørns Alle
3 Nørre Søgade	49 Folke Bernadottes Allé	95 Frederikssundsvej(6)
4 H C Andersens Boulevard(3)	50 Tomsgårdsvej(1)	96 Vesterfælledvej
5 H C Andersens Boulevard(2)	51 Gammel Kongevej(1)	97 Englandsvej(1)
6 Lyngbyvej(2)	52 Falkoner Alle(1)	98 Vigerslevvej(2)
7 Toftegårds Allé(1)	53 Frederikssundsvej(1)	99 Nørre Voldgade(2)
8 Lyngbyvej(3)	54 Strandvejen(3)	100 Godthåbsvej(3)
9 Holmens Kanal	55 Frederikssundsvej(8)	101 Frederikssundsvej(4)
10* H C Andersens Boulevard(1)	56 Jyllingevej(2)	102 Tagensvej(1)
11 Gyldenløvesgade	57 Falkoner Alle(3)	103 Nordre Fasanvej(1)
12 Bernstorffsgade(2)	58 Nordre Fasanvej(5)	104 Strandvejen(2)
13 Stormgade	59 P Knudsens Gade(1)	105 Øster Voldgade(2)
14 Torvegade	60 Tagensvej(2)	106 Dag Hammarskjølds Allé
15 Bernstorffsgade(1)	61 Alhambravej	107 Frederiksborgvej(1)
16 Toftegårds Allé(2)	62 Nørrebrogade	108 Slotsherrensvej(2)
17 Borups Alle	63 Hareskovvej	109 Roskildevej(2)
18 Tuborgvej(3)	64 Tietgensgade	110 Hulgårdsvej(1)
19 Hammerichsgade	65 Jagtvej(2)	111 Godthåbsvej(1)
20 Nørre Voldgade(1)	66 P Knudsens Gade(2)	112 Peter Bangs Vej(2)
21 Folehaven(1)	67 H.C. Ørsteds Vej(2)	113 Hillerødgade(4)
22 Amagerbrogade(2)	68 Nørre Farimagsgade	114 Hillerødgade(3)
23 Jyllingevej(1)	69 Østerbrogade(4)	115 Rolighedsvej
24 Østerbrogade(3)	70 Tagensvej(4)	116 Vigerslevvej(1)
25 H.C. Ørsteds Vej(1)	71 Søndre Fasanvej(1)	117 Hulgårdsvej(2)
26 Frederikssundsvej(3)	72 Grøndals Parkvej	118 Amagerbrogade(3)
27 Bredgade	73 Rebildvej	119 Slotsherrensvej(1)
28 Jagtvej(4)	74 Smallegade	120 Tuborgvej(2)
29 Sallingvej(2)	75 Østerbrogade(2)	121 Peter Bangs Vej(1)
30 Tagensvej(3)	76 Søndre Fasanvej(2)	122 Frederiksborgvej(2)
31 Amagerfælledvej	77 Gammel Køge Landevej(1)	123 Kalvebod Brygge
32 Øster Søgade	78 Åboulevard(2)	124 Fredensgade
33 Vesterbrogade(2)	79 Øster Voldgade(1)	125 Bellahøjvej
34 Frederikssundsvej(5)	80 Østerbrogade(1)	126 Hillerødgade(1)
35 Nordre Fasanvej(3)	81 Tomsgårdsvej(2)	127 Tuborgvej(1)
36 Gothersgade(1)	82 Folehaven(2)	128 Ålholmvej(2)
37 Vester Farimagsgade	83 Bülowsvej(2)	129 Røde Mellemvej(1)
38* Jagtvej(1)	84 Godthåbsvej(2)	130 Ålholmvej(1)
39 Åboulevard(1)	85 Frederikssundsvej(7)	131 Roskildevej(1)
40 Vester Voldgade	86 Strandvejen(1)	132 Gammel Køge Landevej(2)
41 Åboulevard(3)	87 Frederikssundsvej(2)	133 Englandsvej(2)
42 Falkoner Alle(2)	88 Bülowsvej(1)	134 Røde Mellemvej(2)
43 Gammel Kongevej(2)	89 Amager Boulevard	135 Tagensvej(5)
44 Vesterbrogade(1)	90 Sallingvej(1)	136 Vigerslev Allé
45 Jagtvej(3)	91 Istedgade	137 Artillerivej
46 Nordre Fasanvej(4)	92 Nordre Fasanvej(2)	138 Strandvænget(2)

**Figur 4.6.** Gadenavne for 138 gader sorteret efter NO<sub>2</sub> koncentrationerne i referencesituationen. \* markerer gader med målestationer. Et tal i parentes angiver, at vejnavnet optræder flere gange i tabellen og henviser til forskellige vejstrækninger.



**Figur 4.7.** NO<sub>2</sub> koncentrationerne for de 138 gader i 2016 for reference scenariet.



Figur 4.8.  $\text{NO}_2$  koncentrationerne for de 138 gader i 2016 for de enkelte alternativer.

### 4.3.2 Partikkelkoncentrationer

Resultaterne af luftkvalitetsmodelleringen er opsummeret i Tabel 4.8 for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> for de 138 gader mht. de gennemsnitlige koncentrationer i gaderne og i bybaggrund (gns. ved de 138 gader). Koncentrationerne for H.C. Andersens Boulevard er også givet.

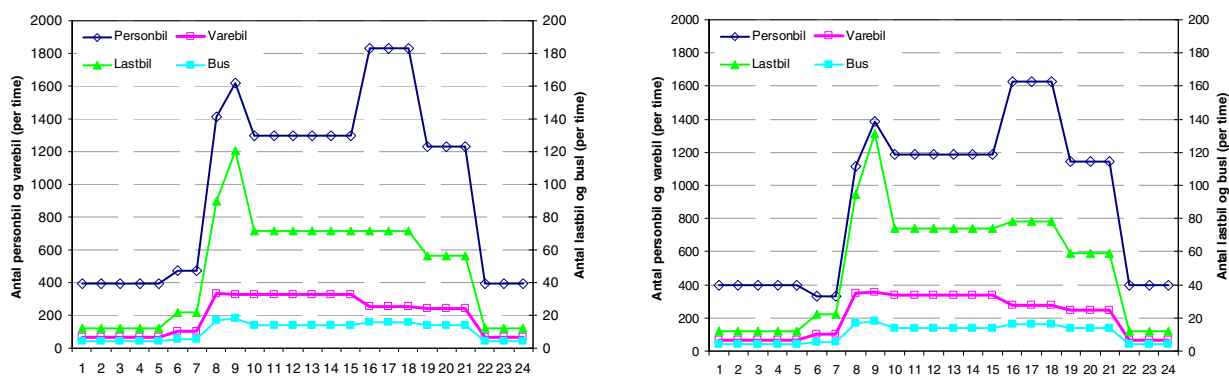
**Tabel 4.8.** PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> gade- og bybaggrundskoncentrationer for 138 gader samt for HCAB (µg/m<sup>3</sup>).

Scenario	Gadekonc. gennemsnit 138		Gadekonc. HCAB		Bybaggrund gennemsnit 138	
	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
	Reference	24,0	17,0	26,6	18,0	19,6
KomGrAmager	23,3	16,7	26,0	17,8	19,5	15,2
KbhKomGr	23,3	16,7	25,8	17,7	19,4	15,2
Ring 2	23,2	16,7	24,9	17,3	19,4	15,1
Motorring 3	23,6	16,8	26,2	17,9	19,5	15,2

Den gennemsnitlige PM<sub>10</sub> gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,4-0,8 µg/m<sup>3</sup> (2-3%) i alternativerne. Reduktionen i PM<sub>10</sub> bybaggrundskoncentrationerne er 0,1-0,2 µg/m<sup>3</sup> (0,5-1% i forhold til bybaggrundskoncentration). Den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub> koncentrationen er meget mindre end den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub> emissionen, da det regionale baggrundsniveau er konstant og meget højt i forhold til det lokale bidrag. Den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub> koncentrationen bliver derfor også mindre end den procentvise reduktion i NO<sub>2</sub>. PM<sub>2.5</sub> følger samme mønster som PM<sub>10</sub>. Grænseværdien for PM<sub>10</sub> (40 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddelværdi gældende fra 2005) og grænseværdien for PM<sub>2.5</sub> (25 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddelværdi gældende fra 2015) er ikke overskredet i 2016.

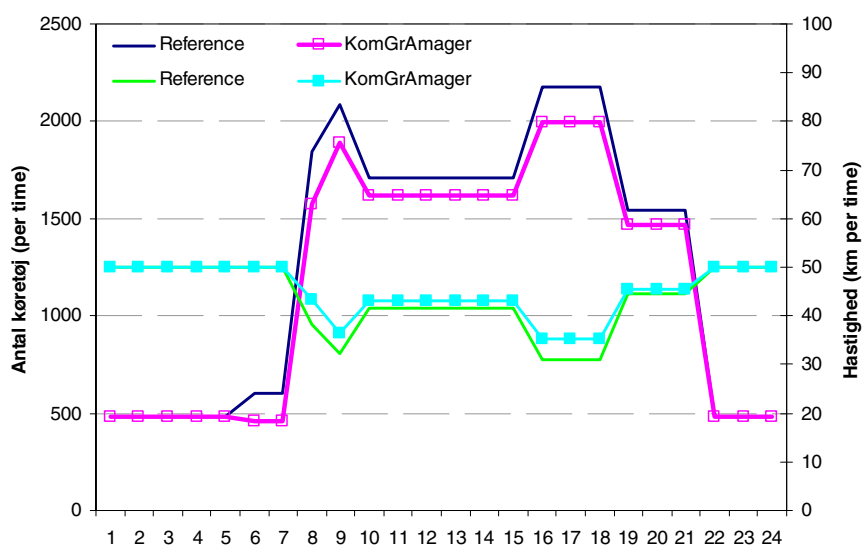
### 4.3.3 Betydning af ændret døgnfordeling

I det følgende har vi illustreret, hvad de mindre ændringer i døgnfordelingen af trafikken betyder for døgnfordelingen af NO<sub>2</sub> koncentrationen for en konkret gade, hvor Jagtvej i København er valgt (samme lokalitet som målestation). Referencesituationen er sammenlignet med scenariet KomGrAmager. Tetraplan har leveret trafiktal for forskellige tidsintervaller for alle vejstrækning i OTM, hvor Jagtvej er udvalgt, se Figur 4.9.



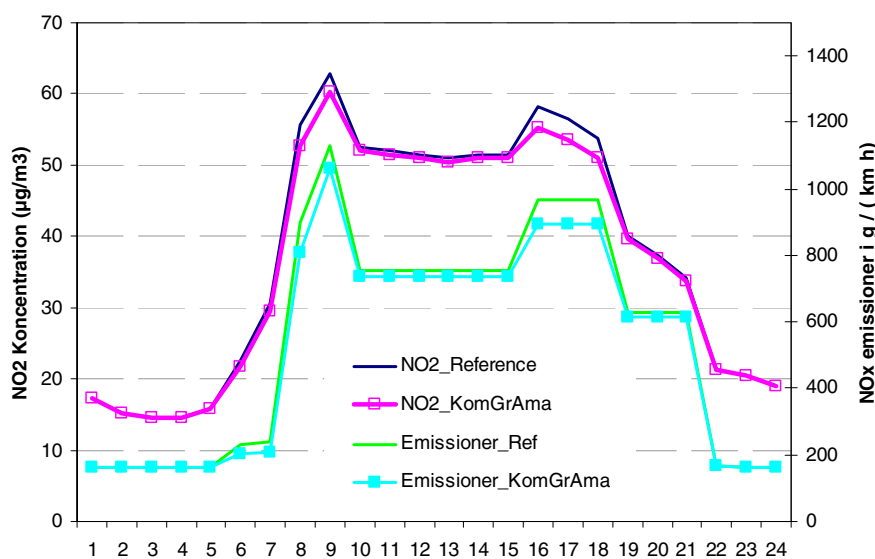
**Figur 4.9.** Trafikkens døgnfordeling på Jagtvej i 2016 i referencesituationen (venstre) og scenarie KomGrAmager (højre).

Døgnvariationen af den samlede trafik og af hastigheden er illustreret i Figur 4.10.



**Figur 4.10.** Døgnvariationen på Jagtvej af den samlede trafik og af hastigheden for reference og scenariet KomGrAmager. Kurverne for hastighed ligger mellem 30 og 50 km/t, hvor grøn kurve er for referencescenarie og blå kurve er for scenariet KomGrAmager..

Døgnfordelingen af emissionen og NO<sub>2</sub> koncentrationen mellem reference og KomGrAmager er illustreret i Figur 4.11.



**Figur 4.11.** Døgnfordelingen på Jagtvej af NO<sub>x</sub> emissionen og NO<sub>2</sub> koncentrationen for referencescenariet og scenariet KomGrAmager.

Det ses, at NO<sub>x</sub> emissionen er højest i morgen- og eftermiddagsmyldretiderne, da trafikken er højest her, samtidig med at hastighederne er reduceret pga. trængsel. Da taksterne er højest i myldretiden, er det også i disse perioder, at der opnås en mærkbar reduktion i trafikken, emissionen og koncentrationen ved trængselsafgifterne.

Man kunne forestille sig, at trængselsafgifterne, som er størst i myldretiden, ville give anledning til en vis forskydning af trafikken, således at noget af trafikken flyttede væk fra den eksisterende myldretid. OTM modellen kan dog ikke modellere denne mulige effekt.

#### 4.3.4 Betydning af overflytning fra privat til kollektiv trafik

En trængselsafgift reducerer personbiltrafikken mest, da nogle ture undlades, flere vil køre sammen, og nogle vil skifte til gang, cykel, og kollektiv trafik. OTM trafikmodellen modellerer overflytning fra personbiltrafik til kollektiv trafik bl.a. som antal ture, men på en måde så det antages, at den kollektive trafik har tilstrækkelig kapacitet dvs. der kommer ikke flere kørt km med kollektiv trafik. Emissionsberegningerne afspejler derfor ikke, at den kollektive trafik skal udbygges for at opsuge noget af overflytningen fra persontrafik til kollektiv trafik. Hvorvidt overflytningen fra persontrafik til kollektiv trafik giver mere eller mindre emission afhænger af kapacitetsudnyttelse og emissionsforhold for hhv. personbiler og kollektiv.

Problemstillingen omkring denne overflytning mellem privat vejtrafik og kollektiv trafik kan belyses ved at sammenligne emissionsfaktorer og forholde disse til kapacitetsudnyttelsen.

I forbindelse med evaluering af miljøzonerne (Jensen et al. 2011) har vi beregnet nogle gennemsnitlige emissionsfaktorer (partikeludstødning pr. kørt km) for hhv. personbiler og busser i miljøzonen i 2010. Her forurener en gennemsnitlig personbil med ca. 0,01 g/km, mens en gennemsnitlig bus forurener med ca. 0,07 g/km inden for miljøzonen. Dvs. der er en gevinst for partikeludstødning, hvis der er mere end 7 personer i bussen i forhold til 1 i en bil. Man kan derfor vurdere effekten, hvis man kender de aktuelle belægningsprocenter, som typisk er højere for den kollektive trafik end 7.

For  $\text{NO}_x$  er det tilsvarende billede, at her forurener en gennemsnitlig personbil med ca. 0,4 g/km mens en gennemsnitlig bus forurener med ca. 4,0 g/km inden for miljøzonen. Miljøzonen er beliggende indenfor alle 4 forslag til trængselsafgifter. Dvs. der er en gevinst for partikeludstødning, hvis der er mere end 10 personer i bussen i forhold til 1 i en bil, hvilket der typisk også vil være.

Kommunerne har endvidere mulighed for at stille yderligere miljøkrav i forbindelse med udbud af busdrift ud over, hvad de allerede gør i dag. Med yderligere skærpede miljøkrav vil man opnå den størst mulige gevinst for luftforureningen ved overflytning fra personbil til bus.

#### 4.4 Samfundsøkonomiske omkostninger ved luftforurening

De samfundsøkonomiske omkostninger (eksterne omkostninger) i transportsektoren består af følgende komponenter (Trafikministeriet, 2004):

- slid på infrastrukturen
- trængsel
- støj
- ulykker
- luftforurening
- klimapåvirkning.



Det tidligere DMU har for omkring 10 år siden vurderet de samlede eksterne omkostninger i vejtransportsektoren til at udgøre i størrelsesordenen 33 mia. kr. i 2000 (Birr-Pedersen 2002), hvilket svarede meget godt til den samlede afgiftsbelastning. Dette svarer til omkring 0,75 kr. per kørt km. Luftforurening stod for omkring 28% svarende til 9 mia. kr. eller 0,21 kr./km.

I et nyligt publiceret studie har Center for Energi, Miljø og Sundhed (CEEH) – hvori Institut for Miljøvidenskab (ENVS) indgår – foretaget detaljerede beregninger af de eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter af luftforurening, baseret på det såkaldte EVA-system (Economic Valuation of Air Pollution). De eksterne omkostninger fra alle landbaserede danske kilder relateret til luftforurening er vurderet til 37 mia. kr. i år 2000 (Brandt et al. 2011a; 2011b; Frohn et al. 2009). De eksterne omkostninger alene for vejtransportsektoren er vurderet til omkring 7,5 mia. kr. Med et trafikarbejde på 44,4 mia. vogn km i 2000 ([www.vd.dk](http://www.vd.dk)) giver dette en gennemsnitlig ekstern omkostning på 0,17 kr./km i 2000.

I de følgende afsnit er resultaterne fra CEEH beregningerne benyttet til at estimere eksterne omkostninger ved luftforurening i de forskellige scenarier. Der er tale om overslag, idet der er betydelig usikkerhed forbundet med metoden.

#### 4.4.1 EVA-Economic Valuation of Air pollution

På grundlag af sundhedsundersøgelser har det fælleseuropæiske ExternE-projekt udviklet en metode til at opgøre de samfundsøkonomiske omkostninger ved luftforureningen. I opgørelserne indgår både omkostninger ved sygelighed og ved tab af leveår. Luftforureningen kan variere ganske meget på grund af langtransport og kemisk omdannelse. Eksponeringen af mennesker afhænger kritisk af kildernes placering, udslipshøjde og spredningsveje m.v. Den i ExternE udviklede *impact pathway* metode er imidlertid steds-specifik og bygger direkte på atmosfæriske modelleringer, der kan gøre rede for, hvordan de eksterne omkostninger varierer med en kildes geografiske placering. Dermed er det muligt at give en forholdsvis præcis vurdering af de eksterne omkostninger, afhængigt af, *hvor* udledningen sker i forhold til eksponeringen af mennesker.

ENVS har på grundlag af metoden i ExternE udviklet sit eget modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution), der med udgangspunkt i danske værdisætninger af helbredseffekterne kan beregne de eksterne omkostninger for de enkelte emissioner og afhængigt af de geografiske placeringer af udledningen (Brandt et al. 2011a). Dette system er baseret på state-of-the-art luftkvalitetsmodeller for beregning af luftkvalitet og eksponering (Danish Eulerian Hemispheric Model - DEHM), dosis-respons sammenhænge for beregning af sundhedseffekter samt værdisætning af sundhedseffekterne. Værdisætningen er baseret på betalingsvillighed for fx for tidlige dødsfald og markedspriser for fx hospitalsindlæggelser og øget medicinforbrug. Dette system er derfor valgt til at give et overslag over de sparede samfundsøkonomiske omkostninger, som trængselsafgifter giver anledning til for luftforurening. Data fra EVA-systemet er også anvendt til at skønne sparede sundhedseffekter.

Følgende sundhedseffekter indgår i EVA-systemet:

- Kronisk bronchitis
- Dage med nedsat aktivitet (sygedage)
- Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser
- Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser
- Tilfælde af hjertesvigt
- Lungecancer
- Brug af bronkodilatorer blandt børn og voksne
- Episoder med hoste blandt børn og voksne
- Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn og voksne
- Akutte tabte leveår (YOLL)
- Kroniske tabte leveår (YOLL)
- Dødsfald blandt spædbørn.

#### 4.4.2 Eksterne omkostning i de forskellige alternativerne

CEEH beregningerne af enhedsomkostninger fra vejtrafik (i kr. pr. kg emission) fra danske landbaserede kilder er vist i Tabel 4.9.

**Tabel 4.9.** Enhedspriser i kr. pr. kg emission fra vejtrafik (2006-priser, emissioner fra 2000) (Brandt et al, 2011a).

PM <sub>2.5</sub> (kr./kg-PM <sub>2.5</sub> )	NO <sub>x</sub> (kr./kg-NO <sub>x</sub> )	SO <sub>2</sub> (kr./kg-SO <sub>2</sub> )
331	78	686

På baggrund af disse enhedsomkostninger kan de samlede eksterne omkostninger (2006 priser) ved de forskellige scenarier beregnes ud fra de samlede emissioner i scenarierne (fra Tabel 4.3). Det er rimeligt at antage, at forholdet mellem sundhedseffekter og emission tilnærmelsesvist er ens over tid, så enhedspriserne i 2000 og 2016 er nogenlunde ens (i 2006 priser). Dette er dog en tilnærmelse, da atmosfærekemien ikke er lineær og meteorologien ændrer sig fra år til år. Det er derfor ikke givet, at der i fremtiden vil være samme forhold mellem emission og koncentration, og dermed heller ikke samme forhold mellem sundhedseffekter og emission som i 2000. De samlede eksterne omkostninger for de forskellige scenarier er vist i Tabel 4.10.

**Tabel 4.10.** Eksterne omkostninger i 2016 (2006-priser) (mio. kr. pr år)

Scenarie	PM <sub>2.5</sub>	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	I alt	Sparede Eksterne omk. (mio. kr. pr. år)
Reference	100	368	9	477	
KomGrAmager	95	355	8	458	19
KbhKomGr	93	350	8	452	25
Ring 2	96	359	9	464	13
Motorring 3	93	350	8	451	25

Trængselsafgiften sparer således sundhedsrelaterede eksterne omkostninger i størrelsesordenen 19 mio. kr. årligt for scenariet Københavns Kommune grænse inkl. Amager, 25 mio. kr. årligt for KbhKomGr, 13 mio. kr. årligt for Ring 2 og 25 mio. kr. årligt for Motorring 3. Der er tale om estimerede overslag, da der er betydelig usikkerhed på metoden.

De samlede eksterne omkostninger er ikke kun relateret til Hovedstadsområdet, hvor emissionen finder sted, men også til det øvrige Danmark og Europa pga. spredning af luftforureningen.

De eksterne omkostninger falder kraftigt fra 2000 til 2016 (i 2006-priser). De eksterne omkostninger er således omkring 0,17 kr./km i 2000 (gns. hele Danmark) men omkring 0,04 kr./km i 2016 (i scenarierne i Hovedstadsområdet). Reduktionen skyldes den kraftige reduktion i emissionerne fra trafikken fra 2000 til 2016 pga. en stadig renere bilpark, der er resultatet af løbende regulering af køretøjernes emissionsfaktorer (g/km).

De beregnede eksterne omkostninger er efter vores bedste vurdering i underkanten, da den anvendte metode ikke til fulde tager hensyn til den høje geografiske variation i emission og befolkningstæthed i Hovedstadsområdet, idet de til grund liggende luftkvalitetsberegninger er baseret på et gitternet med en opløsning på 16,7 x 16,7 km<sup>2</sup>. Tidligere vurderinger, som har forsøgt at tage højde for dette på en forenklet måde vurderede de eksterne omkostninger til 0,22 kr./km for København-Frederiksberg (Jensen et al. 2010b), hvilket skal sammenlignes med de 0,17 kr./km, der er benyttet i nærværende overslag. Begge overslag er i 2006-priser, men de 0,22 kr./km er relateret til emission i 2004, mens de 0,17 kr./km er relateret til emission i 2000. Såfremt de 0,22 kr./km var regnet ud fra emission i 2000 ville tallet have været endnu større.

#### **4.4.3 Sammenligning med Transportministeriets enhedspriser**

I det følgende sammenlignes vurderingerne baseret på EVA-systemet med Transportministeriets (TRM) transportøkonomiske enhedspriser ligeledes for 2006-priser (version 1.3). Transportministeriet opdeler enhedspriser i by/land og i lav/middel/høj. Der er i det følgende taget udgangspunkt i middel enhedspriserne.

TRMs transportøkonomiske enhedspriser er for PM<sub>2.5</sub> 1630 kr./kg for by og 227 kr./kg for land, hvor EVA-systemet giver 331 kr./kg, og EVA-systemets værdier er mest repræsentative for land-situationen. EVA-systemet har derfor omkring 50% højere enhedspriser for PM<sub>2.5</sub> i forhold til Transportministeriets. Denne forskel betyder noget, da PM<sub>2.5</sub> bidrager en del til de samlede eksterne omkostninger.

TRMs transportøkonomiske enhedspriser er for NO<sub>x</sub> 50 kr./kg for både by og land, hvor EVA-systemet giver 78 kr./kg. EVA-systemet har derfor omkring 40% højere enhedspriser for NO<sub>x</sub> i forhold til Transportministeriets. Denne forskel betyder en del, da NO<sub>x</sub> udgør det største bidrag til de samlede eksterne omkostninger.

TRMs transportøkonomiske enhedspriser er for SO<sub>2</sub> 225 kr./kg for by og 194 kr./kg for land, hvor EVA-systemet giver 686 kr./kg. EVA-systemet har derfor omkring 350% højere enhedspriser for SO<sub>2</sub> i forhold til Transportministeriets. Denne store forskel betyder ikke så meget for de samlede eksterne omkostninger, da SO<sub>2</sub> bidrager beskedent hertil.

Såfremt TRMs transportøkonomiske enhedspriser lægges til grund for beregning af de samlede sparede eksterne omkostninger for luftforureningen bliver disse omkring 35% lavere for de forskellige alternativer for trængselsafgifter i forhold til EVA-systemet, når der tages udgangspunkt i middel enhedspriserne for landområder. Hvis der derimod tages udgangspunkt i

TRMs transportøkonomiske enhedspriser for byområder bliver de samlede sparede eksterne omkostninger for luftforureningen omkring 75% højere for de forskellige alternativer for trængselsafgifter i forhold til EVA-systemet.

Både Transportministeriets og EVA-systemet er baseret på impact pathway metoden, men der er forskelle inden for atmosfærisk modellering, dosis-respons grundlag og værdisætning.

#### 4.4.4 Sundhedsbelastning i alternativerne

Sundhedsbelastningen for alternativerne er beregnet på følgende måde med udgangspunkt i *Brandt et al.* (2011a). Først er antallet af tilfælde af sundhedseffekter for hele Europa (inkl. DK) i 2000 opsummeret, som følge af emissioner fra vejtransportsektoren i Danmark. Med udgangspunkt i emissionerne fra 2000 er det beregnet, hvor mange tilfælde der er pr. kg emission, og dette er ganget på den samlede emission i de forskellige alternativer (fra Tabel 4.3). De sparede årlige sundhedseffekter er vist i Tabel 4.11. Der er tale om estimerede overslag, da der er betydelig usikkerhed på metoden i form af et skøn baseret på tidligere beregninger for hele Danmark.

I forbindelse med Clean Air for Europe (CAFE) blev der opstillet en konverteringsfaktor mellem tabte leveår og for tidlige dødsfald. Faktoren er 10,6, således at antal tabte leveår skal divideres med denne faktor for at få antal for tidlige dødsfald (Watkiss et al. 2005). Med denne faktor vil scenariet KomGrAmager spare omkring 2,4 for tidlige dødsfald, KbhKomGr vil spare 3,2, Ring 2 vil spare 1,6 for tidlige dødsfald og Motorring 3 vil spare 3,2 for tidlige dødsfald. Herudover ses et stort antal sparede sygedage, brug af bronkodilatatorer og episoder med hoste og nedre luftvejssymptomer.

**Tabel 4.11.** Sparede årlige sundhedseffekter (antal tilfælde) i de forskellige alternativer.

Sundhedseffekt	KomGrAmager	KbhKomGr	Ring 2	Motorring 3
Kronisk bronchitis	2	3	2	3
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	2297	3085	1608	3089
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	0,1	0,2	0,1	0,2
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser	0,3	0,4	0,2	0,4
Tilfælde af hjertesvigt	0,1	0,2	0,1	0,2
Lungecancer	0,3	0,5	0,2	0,5
Brug af bronkodilatatorer blandt børn og voksne	499	670	349	671
Episoder med hoste blandt børn og voksne	690	928	483	929
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn og voksne	250	336	175	337
Akutte tabte leveår (YOLL)	0,1	0,2	0,1	0,1
Kroniske tabte leveår (YOLL)	25	34	17	34
Dødsfald blandt spædbørn	0,0	0,0	0,0	0,0

## 4.5 Erfaringer fra Stockholm og London

### 4.5.1 Trængselsafgifter i Stockholm

I de centrale dele af Stokholm er der på baggrund af en forsøgsordning gennemført en permanent ordning med trængselsafgifter fra 1. august 2007. Trængselsafgifterne dækker det meste af Stockholms Innerstad, et område på 34,5 km<sup>2</sup>. Formålene med trængselsafgiften i Stockholm er at forbedre fremkommeligheden, forbedre miljøet, og bidrage til finansiering af investere-

ringer i vejnettet i Stockholmsregionen. Takstniveau og struktur minder om det som er foreslået for den danske trængselsafgift (Tetraplan 2008).

Erfaringerne fra Stockholm's trængselsafgift viser, at trafikarbejdet (kørte km) blev reduceret med 15% inden for det område der er omfattet af en trængselsafgift. Effekten er vurderet på baggrund af emissionsberegninger og luftkvalitetsmodellering. Den samlede PM<sub>10</sub> emission (partikler under 10 mikrometer) blev reduceret med 13% og PM<sub>10</sub> koncentrationen i trafikerede gader faldt med 7%. Den samlede NO<sub>x</sub> emission faldt med 9% og NO<sub>x</sub> koncentrationen faldt med 12% i trafikerede gader. Det er endvidere vurderet at 27 for tidlige dødfald kan undgås hvert år (Johansson et al. 2009).

De beregnede reduktioner i trafikarbejde og emissioner i Stockholm svarer ganske godt til beregninger af effekten af de danske forslag til trængselsafgift i København i nærværende rapport, mens antal for tidligere dødfald ligger væsentligt højere.

#### 4.5.2 Trængselsafgifter i London

London etablerede trængselsafgifter (congestion charging scheme) i februar 2003, hvilket siden er blevet udvidet og i dag dækker omkring 42 km<sup>2</sup>. Taksten er i dag en enhedstakst på £8 (omkring 70 kr.) for køretøjer, som kører ind i det central London på hverdage i tidsperioden kl. 7:00–18:30 dog med undtagelser for visse typer af køretøjer (taxi, busser mv.). Trængselsafgifter i London er etableret med henblik på at reducere trængsel, at lave radikale forbedringer i den kollektive bustrafik, at forbedre rejsetiden for bilister, og at effektivisere distribution af varer og services (Tetraplan 2008).

Effekterne for luftforureningen af trængselsafgifter i London er evalueret i Beevers & Carslaw (2005). Trafikarbejdet inden for det område, der er omfattet af trængselsafgift, er blevet reduceret med omkring 15%, og hastigheden er gået op med gennemsnitligt 4 km/h. Trafikarbejdet for personbiler blev reduceret med 29%, varebiler og lastbiler hver med 11%, og busser og taxier steg med hhv. 20% og 13%.

Emissionsberegninger viser, at inden for det område, der er omfattet af trængselsafgift, blev NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub> emissionen reduceret med 12%. CO<sub>2</sub> emissionen blev reduceret med omkring 20%.

De beregnede reduktioner i trafikarbejde i London er totalt set på linje med beregnede effekter for trafikarbejdet af trængselsafgift i København, men køretøjsfordelingen er noget forskellig. I London er der en større reduktion i personbiltrafikken end i København, og varebiler og lastbiler reduceres, mens de stiger lidt i København. I OTM modellen er trafikarbejdet for busser holdt konstant og taxier indgår ikke særskilt i OTM modellen. Grundet disse forskelle bliver reduktionen i emission større i London end beregnet for den danske trængselsafgift.

Et nyere studie har også undersøgt effekten af trængselsafgiften i London for luftkvaliteten (HEI 2011). Resultaterne er opsummeret nedenfor.

Analyse af luftkvalitetsmålinger på gadestationer for hverdage før og efter trængselsafgiftens indførelse viste en mindre men ikke statistisk signifikant reduktion i koncentration af NO<sub>x</sub> (0,9%), NO (0,4%), og NO<sub>2</sub> (2,2%) og stigning for PM<sub>10</sub> (HEI 2011). I Danmark er der også i forbindelse med evaluering af effekten af miljøzoner analyseret luftkvalitetsmålinger med henblik

på at isolere effekten af miljøzonen for luftkvaliteten. Erfaringer herfor viser ligeledes, at det er meget vanskeligt at isolere effekten af forventede mindre reduktioner i koncentrationen ved en måleanalyse, da før/efter betingelser for fx meteorologi og regionale baggrundskoncentrationer ikke er de samme (Jensen et al. 2011).

Spredningsberegninger med en luftkvalitetsmodel for bybaggrund (generelle luftkvalitet over byen) viste i London en mindre reduktion i koncentrationen af  $\text{NO}_x$  og  $\text{PM}_{10}$  på omkring 1% mens  $\text{NO}_2$  koncentration steg lidt (0,3%) inden for det område der er omfattet af trængselsafgift. Den lille reduktion formodes at skyldes, at udstrækningen af trængselsafgiften er meget lille i forhold til hele London området, som bidrager til bybaggrundskoncentrationerne. Den lille stigning i  $\text{NO}_2$  blev bl.a. tilskrevet en stigning i den generelle bybaggrund og øget direkte  $\text{NO}_2$  udledninger bl.a. som følge af flere busser med partikelfiltre (som øger direkte  $\text{NO}_2$  udledning) (HEI 2011). Gadekoncentrationer blev ikke modelleret; for dem kan der forventes lidt større reduktioner.

## 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.

Beevers, S.D., Carslaw, D.C. (2005): The impact of congestion charging on vehicle emissions in London. Atmospheric Environment 39 (2005) 1–5.

Birr-Pedersen, K., (2002): Prissætning af transportens eksterne effekter, Miljøprojekt nr. 734, København: Miljøstyrelsen.

Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Palmgren, F., Berkowicz, R., Zlatev, Z. (2001): Operational air pollution forecasts from European to local scale. Atmospheric Environment, Vol. 35, Sup. No. 1, pp. S91-S98, 2001.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. H. 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, pp. 98.  
[http://www.ceeh.dk/CEEH\\_Reports/Report\\_3/CEEH\\_Scientific\\_Report3.pdf](http://www.ceeh.dk/CEEH_Reports/Report_3/CEEH_Scientific_Report3.pdf).

Brandt, J., Silver, J.D., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Bønløkke, J.H., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas, E., Frohn, L.M. (2011b): EVA - en metode til kvantificering af sundhedseffekter og eksterne omkostninger fra luftforurening. miljø og sundhed 17. årgang, supplement nr. 1, oktober 2011.

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 (2007): EMEP/CORINAIR Atmospheric Emissions Inventory Guidebook 2007. Methodology for the calculation of exhaust emissions. Road Transport. Version 6.0 August 2007. COPERT 4. European Environmental Agency. 105 p.

EEA (2009): EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009. Passenger cars, light-duty trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles. 128 p.

Frohn, L.M., Andersen, M.S., Geels, C., Brandt, J., Christensen, J.H., Hansen, K.M., Hertel, O., Nielsen, J.S., Skjøth, C.A., Hedegaard, G.B., Madsen, P.V., Moseholm, L. (2008), "[EVA - Et modelsystem til estimering af eksterne omkostninger relateret til luftforurening](#)", *Miljø og Sundhed*, vol. 14 nr. 1, s. 7-13.

- HEI (2011): The Impact of the Congestion Charging Scheme on Air Quality in London. Health Effect Institute. Report No. 155, April 2011.
- 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., Ketznel, M. (2009): NO<sub>2</sub> virkemiddelkatalog - virkemidler til begrænsning af overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien for luftkvalitet i større danske byer". Miljøprojekt nr. 1268, 2009. 84 s. Miljøstyrelsen.  
<http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-7052-918-1/pdf/978-87-7052-919-8.pdf>
- Jensen, S.S., Hvidberg, M., Petersen, J., Storm, L., Stausgaard, L., Hertel, O. (2009a): GIS-baseret national vej- og trafikdatabase 1960-2005 (GIS-based National Road and Traffic Database 1960-2005). Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, Roskilde. 73 s. Faglig rapport nr. 678, 2009.  
<http://www2.dmu.dk/Pub/FR678.pdf>
- Jensen, S.S., Larson, T., Kaufman, J., Kc, D. (2009c): 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., Becker, T., Ketznel, M., Løfstrøm, P., Olesen, H.R., Lorentz, H. (2010a): OML-Highway within the framework of SELMA<sub>GIS</sub>. Final Report. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark, 26 p, NERI Technical Report No. 771. <http://www.dmu.dk/Pub/FR771.pdf>.
- Jensen, S.S., Ketznel, M., & Andersen, M.S. (2010b): Road pricing, luftforurening og eksternalitetsomkostninger. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. – Faglig rapport fra DMU Nr. 770.  
<http://www.dmu.dk/pub/FR770.pdf>.
- Jensen, S.S., Ketznel, M., Nøjgaard, J. K. & Becker, T. (2011): Hvad er effekten af miljøzoner for luftkvaliteten? - Vurdering for København, Frederiksberg, Aarhus, Odense, og Aalborg. Slutrapport. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 110 s. – Faglig rapport nr. 830.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR830.pdf>.
- Johansson, C., Burman, L., Forsberg, B. (2009): The effects of congestions tax on air quality and health. *Atmospheric Environment* 43 (2009) 4843–4854
- Ketznel, 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. *International Journal of Environmental Pollution*. (In press).
- Miljøstyrelsen (2010): Luftkvalitetsplan for kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>) i København/Frederiksberg, Aarhus og Aalborg - Renere luft i byerne. December 2010. Udkast.



Nielsen, O-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Plejdrup, M., Nielsen, M., Fauser, P., Hoffmann, L., Hjelgaard, K. & Gyldenkærne, S. 2012a: Projection of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NMVOC, NH<sub>3</sub> and particle emissions - 2010 to 2030. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. XXX pp. - NERI Technical Report no. XXX. <http://www.dmu.dk/Pub/FRXXX> (In press).

Nielsen, O-K., Winther, M., Nielsen, M., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Gyldenkærne, S., Plejdrup, M., Hoffmann, L., Thomsen, M., Hjelgaard, K. & Fauser, P., 2012b: Projection of Greenhouse Gas Emissions 2010 to 2030 National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. xxx pp. - NERI Technical Report no. xxx. <http://www.dmu.dk/Pub/FRxxx>. (In press).

Tetraplan (2008). Vejafgiftssystemer i Europa Sverige, England, Holland og Italien. Notat December 2008.

Tetraplan (2011): Trængselsafgifter i Hovedstaden. Trafikmodelberegninger. November 2011.

Trafikministeriet (2004): Nøgletalskatalog – til brug for samfundsøkonomiske analyser på transportområdet. December 2004.

Watkiss, Paul, Steve Pye and Mike Holland, 2005: CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the clean Air for Europe (CAFE) Programme April 2005.

[http://www.cafecba.org/assets/baseline\\_analysis\\_2000-2020\\_05-05.pdf](http://www.cafecba.org/assets/baseline_analysis_2000-2020_05-05.pdf).

# LUFTKVALITETSVURDERING AF TRÆNGSELSAFGIFTER I KØBENHAVN

Denne rapport beskriver en luftkvalitetsvurdering af alternative forslag til en trængselsafgift i København. Luftkvalitetsvurderingen omfatter en beskrivelse af konsekvenserne for emission og luftkvalitet. Endvidere belyses eksternalitetsomkostningerne relateret til sundhedseffekter for de forskellige alternativer. Erfaringerne fra Stockholm og London, hvor der er etableret trængselsafgifter, opsummeres kort.