



REN-LUFTZONE I KØBENHAVN OG SPAREDE EKSTERNE OMKOSTNINGER VED SUNDHEDSSKADELIG LUFTFORURENING

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 58

2014



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

REN-LUFTZONE I KØBENHAVN OG SPAREDE EKSTERNE OMKOSTNINGER VED SUNDHEDSSKADELIG LUFTFORURENING

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 58

2014

Steen Solvang Jensen
Matthias Ketzel
Jørgen Brandt
Louise Martinsen
Thomas Becker

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. 58
Titel:	Ren-luftzone i København og sparede eksterne omkostninger ved sundhedsskadelig luftforurening
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Matthias Ketzler, Jørgen Brandt, Louise Martinsen, Thomas Becker
Institution:	Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dmu.au.dk
Udgivelsesår:	Juni 2014
Redaktion afsluttet:	15.05.2013
Projektperiode:	15.01.2013 – 31.03.2013
Faglig kommentering:	Ole Hertel
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen og Københavns Kommune
Bedes citeret:	Jensen, S.S., Ketzler, M., Brandt, J., Martinsen, L., Becker, T. 2013: Ren-luftzone i København og sparede eksterne omkostninger ved sundhedsskadelig luftforurening. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 59 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 58 http://www.dmu.dk/Pub/SR58.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning	Projektets formål er at estimere de sparede eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter ved at indføre ren-luftzone i København med fokus på den såkaldte Berlinermodel. Vurderingen tager udgangspunkt i enhedsomkostninger for luftforurening og beregning af de samlede sparede emissioner.
Emneord:	Sparede eksterne omkostninger, ren-luftzone, emission, luftkvalitet, København.
Layout:	Majbritt Ulrich
Foto forside:	Steen Solvang Jensen
ISBN:	978-87-7156-005-3
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	59
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://www.dmu.dk/Pub/SR58.pdf
Supplerende oplysninger:	En ændret organisationsstruktur ved Aarhus Universitet indebærer, at AU/DCE fra den 1. juli 2011 er trådt i stedet for det hidtidige Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) som indgang for myndigheder, erhverv og offentlighed til Aarhus Universitets faglige miljøer inden for natur, miljø og energi.

Indhold

1	Indledning	5
2	Sammenfatning	6
3	Summary in English	15
4	Scenarier for ren-luftzoner	23
5	Metode og datagrundlag	25
5.1	Enhedsomkostninger for luftforurening	25
5.2	Beregning af sparede emissioner	40
6	Sparede eksterne omkostninger	44
6.1	Samlede sparede emissioner	44
6.2	Samlede sparede eksterne omkostninger	45
6.3	Følsomhedsanalyse med eftermontering af åbne partikelfiltre i Berlinerscenarie	50
6.4	Øvrige ikke-kvantificerede benefits ved ren-luftzoner	52
	Referencer	53
	Bilag 1 Indregistreringsdatoer for Euroemissionsnormer	56
	Bilag 2: Euroemissionsnormer for køretøjer	58

1 Indledning

Projektets formål er at estimere de sparede eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter ved at indføre forskellige udformninger af ren-luftzoner i København. Vurderingen tager udgangspunkt i enhedspriser for luftforurening og beregning af de samlede sparede emissioner ved de forskellige scenarier.

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

Kapitel 4 beskriver de scenarier, som de sparede eksterne omkostninger for sundhedseffekter beregnes for.

Kapitel 5 beskriver metode og datagrund for beregning af sparede eksterne omkostninger ved de forskellige scenarier for ren-luftzoner. Først beskrives anvendte enhedsomkostninger for eksterne omkostninger, og dernæst hvordan de sparede emissioner ved scenarierne beregnes.

Kapitel 6 beskriver de samlede sparede emissioner og de tilhørende eksterne omkostninger for sundhedseffekter for de forskellige scenarier.

I Bilag 1 og 2 er flere detaljer om ikrafttrædelsen af de forskellige Euroemissionsklasser og deres tilsvarende emissionsnormer vist.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af:

Christian Lange Fogh, Miljøstyrelsen
Katja Asmussen, Miljøstyrelsen
Mette Dalsgaard, Miljøstyrelsen
Tanja Provstgaard, Københavns Kommune
Faris Salim Abdali, Københavns Kommune
Greta Nedergaard, Københavns Kommune
Steen Solvang Jensen, AU/DCE
Matthias Ketzler, AU/DCE.

Målgruppen for rapporten er teknikere, planlæggere og sagsbehandlere i Miljøstyrelsen samt kommuner berørt af ren-luftzoner, rådgivere inden for området, men også den interesserede borger og interesseorganisationer inden for trafik og miljø.

2 Sammenfatning

2.1 Baggrund og formål

Med udgangspunkt i den tidligere gennemførte luftkvalitetsvurdering for ren-luftzoner i København (Jensen et al. 2012b) ønsker Miljøstyrelsen og Københavns Kommune en vurdering af de sparede eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter, som ren-luftzonens sparede emission giver anledning til. Ren-luftzonen i København er identisk med den nuværende miljøzone, som dækker Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

En ekstern omkostning er defineret som en omkostning der påføres andre for hver ekstra kilometer tilbagelagt, og som der ikke betales for. De eksterne omkostninger ved luftforurening (ekskl. CO₂) er relateret til luftforureningens sundhedseffekter, som opgøres efter den såkaldte "impact pathway" metode. I denne metode opgøres de eksterne omkostninger ved luftforurening ud fra forureningskilden, spredningen heraf, befolkningseksposeringen, eksponerings-effekt sammenhænge for at kvantificere sundhedsbelastningen for både for tidlig død og sygelighed, samt en prissætning af sundhedseffekterne for at kunne opgøre de samlede eksterne omkostninger. På denne baggrund kan der beregnes enhedsomkostninger for de forskellige emissioner, som omkostning pr. kg emission.

Estimering af de sparede eksterne omkostninger (benefits) vil indgå i en samlet opdateret samfundsøkonomisk vurdering af ren-luftzoner, hvor COWI vil opdatere omkostningerne bl.a. i forbindelse med fald i brugt-vognspriser mv. (costs).

Projektets formål er at estimere de sparede eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter ved at indføre forskellige udformninger af ren-luftzoner i København. Vurderingen tager udgangspunkt i enhedspriser for luftforurening og beregning af de samlede sparede emissioner ved de forskellige scenarier.

2.2 Scenarier

Beregning af de sparede eksterne omkostninger er gennemført for udvalgte scenarier for ren-luftzoner.

Der tages udgangspunkt i den såkaldte Berlinermodel, hvor der stilles emissionskrav til både person- og varebiler. Kravene svarer til at dieseldrevne person- og varebiler til og med Euro 3 og benzindrevne person- og varebiler til med Euro 0 ikke må køre i miljøzonen. Beregningerne gennemføres for 2015.

Der beregnes også for et scenarie med et tillægskrav til Berlinermodellen, hvor alle Euro 4 dieseldrevne køretøjer skal have partikelfilter. Tillægskravet gælder alle dieseldrevne Euro 4 køretøjer dvs. person-, vare- og lastbiler samt busser, som skal have partikelfilter. Da der er mulighed for at opfylde dette krav enten ved eftermontering af partikelfilter eller ved skift til Euro 5 eller Euro 6 køretøjer er det i beregningerne forudsat at 50% får partikelfilter og 50% fordeler sig proportionalt på de tilbageværende køretøjskategorier (Euro 5 og Euro 6) i samme forhold som før tiltaget. Trafikstyrelsens forudsætninger om at et lukket partikelfilter i gennemsnit reducerer partikeludstød-

ningen med 80% anvendes. Beregningerne gennemføres for 2017, da der skal være en lidt længere indfasning af krav til Euro 4 køretøjer.

Endvidere regnes på et særskilt scenarie, hvor alle rutebusser skal opfylde Euro 6 emissionsnormen. Busser omfatter rute- og turistbusser, og dette scenarie omfatter kun busser i fast rute. Beregningerne gennemføres for 2015.

De sparede eksterne omkostninger i 2015 og 2017 beregnes ved at sammenholde scenarierne for de to år med tilsvarende referencescenarier for det aktuelle år.

Som en følsomhedsvurdering af beregningerne for reduktion af emissioner og sparede eksterne omkostninger for Berlinerscenariet er dette scenarie også beregnet i en version, hvor effekten af eftermontering af åbne partikelfiltre på personbiler er indregnet. Bilejere har mulighed for at eftermontere et åbent partikelfilter, og dermed have tilladelse til at køre i miljøzonen. Miljøstyrelsen har opstillet følgende scenarie med udgangspunkt i, hvad der ville kunne betale sig for bilejeren. Det forudsættes kun at kunne betale sig for personbiler, da det vil være for dyrt for varebiler. Det forudsættes, at 90% af Euro 3 diesel personbiler får eftermonteret åbne filtre og 25% får eftermonteret filter på Euro 2 diesel personbiler. Det er forudsat, at åbne filtre reducerer partikeludstødningen med 30%.

2.3 Undersøgelsen

Den overordnede metode er, at de samlede sparede eksterne omkostninger ved et scenarie er enhedsomkostningerne gange de sparede emissioner. Enhedsomkostninger for eksterne omkostninger for sundhedseffekter udtrykkes i kr. pr. kg emission, og de sparede emissioner ved scenarierne beregnes på baggrund af trafikarbejdet på vejnettet på Sjælland, emissionsfaktorer og de ændringer i bilparkens sammensætning af Euronormer, som scenarierne giver anledning til. Endvidere tages der hensyn til at effekten aftager med afstanden til miljøzonen.

Enhedsomkostninger

Enhedsomkostningerne er baseret på enhedspriser beregnet med EVA-systemet udviklet af AU/DCE. EVA (Economic Valuation of Air pollution) kan med udgangspunkt i danske værdisætninger af helbredseffekterne beregne de eksterne omkostninger for de enkelte emissioner 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 at undgå fx for tidlige dødsfald og markedspriser for fx hospitalsindlæggelser og øget medicinforbrug.

EVA-systemet opererer pt. med en gennemsnitspris for enhedsomkostningerne for vejtransport for PM_{2.5}. Da scenarierne for ren-luftzoner foregår i et tætbeboet område, er der opstillet et indikativt forsøg på at skabe større geografisk opløsning i de eksterne omkostninger for PM_{2.5}. Dette er gjort ved at opdele enhedspriserne i et regionalt bidrag og et bybidrag, hvor bybidraget er afhængigt af befolkningstætheden. Der skønnes at være en væsentlig usikkerhed på den opstillede indikative metode.

I Tabel 2.1 er opsummeret de anvendte enhedspriser til beregning af de eksterne omkostninger ved sundhedsskadelig luftforurening.

Tabel 2.1. Anvendte enhedspriser for eksterne omkostninger ved sundhedsskadelig luftforurening

Eksterne omkostninger (kr./kg, 2006-priser)	NO_x	PM_{2,5}
By og land	75	
Regionalt bidrag		285
Bybidrag afhængig af befolkningstæthed (x er befolkningstæthed i indb./km ²)		x * 0,18

De samlede beregnede eksterne omkostninger fremskrives fra 2006 til 2015 med Transportministeriets antagelser om stigning i enhedspriserne pr. kg emission på 1,6% om året. Det giver en prisstigning på 15% over perioden fra 2006 til 2015. Fremskrivning til 2017 giver en prisstigning på 19% i forhold til 2006-priser.

Befolkningstætheden (indb./km²) indgår i beregning af eksterne omkostninger for PM_{2,5}. Der anvendes et nyere datasæt for befolkningstætheden, som består af CPR data på adresseniveau fra 2008, som er knyttet til adresseregisteret, således at antal personer er summeret pr. adresse. Befolkningsdata er herefter summeret på Danske Kvadratnet på 1x1 km².

Beregning af de samlede eksterne omkostninger for hele scenariernes effektperiode

Ovenstående metode beregner de sparede eksterne omkostninger for et givent scenarie for et givet år dvs. første år for indførelse af tiltaget. Scenarierne svarer til at fremskynde indførelse af nyere renere Euronormer for køretøjerne, og effekten i form af sparede emissioner er størst det første år, hvorefter den vil klinge af i takt med udskiftning af bilparken.

Miljøstyrelsen har tidligere beregnet den sparede emission for Berlinerscenarioet (Miljøstyrelsen 2009a). Effekten er størst de første år, og efter omkring 10 år er den sparede effekt nede på omkring 10-15% af effekten i det første år. Efter 20 år er der ingen effekt af tiltaget, da bilparken er udskiftet. De samlede sparede emissioner i forhold til første års sparede emissioner er 5,5 gange større for NO_x og 5 gange større for PM_{2,5}, og disse faktorer anvendes til at beregne de samlede sparede eksterne omkostninger for et scenarie ved at gange disse faktorer på den beregnede sparede eksterne omkostning for det første år.

Sparede emissioner

De sparede emissioner ved scenarierne beregnes på baggrund af trafikarbejdet på vejnettet på Sjælland ud fra DCE's vej- og trafikdatabase (Jensen et al 2010) og emissionsfaktorer på basis af emissionsmodellen COPERT 4 samt de ændringer i bilparkens sammensætning af Euronormer, som scenarierne giver anledning til. Det er således muligt at beregne emissionen fra trafikken, hvilket er gennemført med en geografisk opløsning på 1x1 km² med Danske Kvadratnet. OML-Highway er anvendt til at foretage beregningerne af trafikarbejdet, da den har indbyggede værktøjer til nemt at opsummere trafikarbejde og emission på et gitternet (Jensen et al. 2010b).

Inden for miljøzonen antages det, at der ikke sker trafikale ændringer dvs. at trafikken er uændret, men at der sker ændringer i bilparken som følge af

ren-luftzonekravene. Ren-luftzonekravene i de forskellige scenarier slår derfor 100% igennem inden for miljøzonen.

Uden for miljøzonen vil der også ske ændringer i bilparken som følge af ren-luftzonekravene i København, men effekten af ren-luftzonekravene for bilparken vil aftage med afstanden til København. Det skyldes, at bilejere der ofte skal til København må formodes at skifte til bil, der opfylder ren-luftzonekravene, mens bilejere som sjældent skal til København ikke formodes at skifte til tilladt miljøzonebil. Det er ligeledes antaget, at trafikken er uændret, og at kun bilparken ændres.

COWI har i rapport for Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2009b) om effekter af miljøzonekrav på person- og varebilmarkedet vurderet, hvor mange biler som berøres af ren-luftzonekravene for forskellige geografiske områder af Sjælland ved at kombinere oplysninger om person- og varebilbestanden med vurdering af bilernes berøring med miljøzonen ud fra DTU Transports Transportvaneundersøgelse (TU data). Disse vurderinger har COWI opdateret (COWI 2013), og disse nye antagelser lægges til grund i nærværende studie.

Hvis der i et område uden for miljøzonen er beregnet at fx 60% af ældre potentielt berørte biler vil blive udskiftet, så reduceres emissionen proportionalt dvs. $10\% \cdot 60\% = 6,0\%$ af den sparede emission i det pågældende område, såfremt scenariet i miljøzonen reducerer den totale emission med 10%. På denne måde beregnes effekten uden for miljøzonen for forskellige områder på Sjælland.

2.4 Hovedkonklusioner

Berlinerscenariet

Berlinerscenariet vil reducere NO_x emissionen fra trafikken med 8% inden for miljøzonen, og 4% på hele Sjælland. Den tilsvarende reduktion for PM_{2.5} emissionen er hhv. 11% og 7% (Tabel 2.2). Som forventet er den procentvise reduktion af NO_x og PM_{2.5} i miljøzonen, og forholdet mellem effekten for person- og varebiler konsistent med resultaterne fra tidligere DCE rapport om luftkvalitetsvurdering af ren-luftzoner (Jensen et al. 2012b). De sparede emissioner og omkostninger for varebiler kan skønsmæssigt fordeles med 1/3 på varebiler under 2.500 kg og 2/3 for varebiler over 2.500 kg.

Berlinerscenariet vil første år spare omkring 44 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 238 millioner kr. pga. reduceret NO_x emission (Tabel 2.3). Omkring 3/4 af effekten skyldes NO_x emission for personbiler og 1/4 for varebiler.

Pga. reduceret PM_{2.5} emission sparer Berlinerscenariet første år omkring 68 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 343 millioner kr. Omkring 1/2 af effekten skyldes personbiler og 1/2 varebiler.

Pga. reduceret NO_x og PM_{2.5} emission sparer Berlinerscenariet første år omkring 112 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 581 millioner kr. Omkring 2/3 af effekten skyldes personbiler og 1/3 varebiler.

I Miljøstyrelsens første samfundsøkonomiske analyse af forskellige scenarier for ren-luftzoner (Miljøstyrelsen 2009a) blev de eksterne omkostninger vedr.

luftforurening for Berlinerscenariet opgjort til hhv. 76 og 186 mio. kr. for person- og varebiler for NO_x og hhv. 19 og 81 mio. kr. for person- og varebiler for PM_{2.5}. De samlede sparede eksterne omkostninger var således 362 mio. kr. for NO_x og PM_{2.5}. Endvidere blev indregnet effekt af VOC på 18 mio. kr. Nærværende studie får omkring 60% højere samlede sparede eksterne omkostninger for NO_x og PM_{2.5} (581 mio. kr.).

Der er flere grunde til at nærværende rapport får højere samlede sparede eksterne omkostninger end Miljøstyrelsens første samfundsøkonomiske analyse fra 2009. De anvendte enhedsomkostninger for NO_x er højere (omkring 50%) og betydeligt højere for PM_{2.5} (en faktor 10 for by som København og en faktor 3 for land). I nærværende studie er de eksterne omkostninger for PM_{2.5} afhængig af befolkningstætheden og regnet for Sjælland med en geografisk opløsning på 1x1 km², hvor Miljøstyrelsens første studie kun havde en opdeling på land og by med én enhedspris for hver. I nærværende studie er ikke indregnet effekt for VOC, hvilket blev gjort i Miljøstyrelsens første studie, men bidragene herfra er minimale (18 mio. kr.).

Reduktionen i emissioner er beregnet med udgangspunkt i 2010, hvor nærværende studie anvender 2015 for Berlinerscenariet, hvilket gør at de ikke umiddelbart kan sammenlignes. En anden væsentlig forskel er, at den sparede emission er regnet med forskellige metoder. I Miljøstyrelsens første studie er de sparede emissioner beregnet ud fra ændringer i bilparken som følge af Berlinerscenariet inden for forskellige områder på Sjælland, og der er taget hensyn til, hvor mange der berøres i de forskellige områder. I nærværende studie er de sparede emissioner beregnet ud fra vejnettet på Sjælland, dens trafik på vejstrækninger, og ændringer i bilparken ved de forskellige scenarier. I beregning af effekten uden for miljøzonen er der taget udgangspunkt i den procentdel af bilparken, som bliver berørt med samme forudsætninger som Miljøstyrelsens første studie (dog med de opdateringer som COWI har lavet i 2013). I forhold til den første vurdering har denne opdatering ført til, at der fås væsentlig større effekt for personbiler end for varebiler uden for miljøzonen end tidligere.

Der er væsentlig forskelle i fordelingen af de sparede eksterne omkostninger, idet nærværende studie har højere eksterne omkostninger for partikler i forhold til NO_x, hvilket er en logisk følge af at nærværende studie har markant højere enhedspriser for PM_{2.5}.

Der ud over har nærværende studie højere eksterne omkostninger for personbiler i forhold til varebiler, mens det forholder sig lige omvendt i Miljøstyrelsens første analyse (Miljøstyrelsen 2009a).

Som en følsomhedsvurdering af beregningerne for reduktion af emissioner og sparede eksterne omkostninger for Berlinerscenariet er dette scenarie beregnet i en version, hvor effekten af eftermontering af åbne partikelfiltre på personbiler er indregnet. Bilejere har mulighed for at eftermontere et åbent partikelfilter, og dermed have tilladelse til at køre i miljøzonen. Miljøstyrelsen har opstillet følgende scenarie herfor, hvor det forudsættes kun at kunne betale sig for personbiler, da det vil være for dyrt på varebiler. Det forudsættes, at 90% af Euro 3 diesel personbiler får eftermonteret åbne filtre og 25% får eftermonteret filter på Euro 2 diesel personbiler.

Berlinerscenariet inkl. eftermontering af åbne filtre på diesel personbiler vil reducere de sparede eksterne omkostninger til omkring 120 mio. kr. for NO_x

og til omkring 265 mio. kr. dvs. til i alt 385 mio. kr. Dvs. at de sparede eksterne omkostninger bliver omkring 34% lavere ved eftermontering af åbne filtre i forhold til substitution mellem Euroklasser.

I praksis vil færre sikkert eftermontere filtre, da det er besværligt, og skifte til bil der opfylder ren-luftzonekravene i stedet for. De forventede sparede eksterne omkostninger ved Berlinerscenariet forventes derfor at ligge et sted mellem eftermontering og substitution dvs. mellem 385 mio. kr. og 581 mio. kr.

Berlinerscenariet inkl. filterkrav på Euro 4 dieseldrevne køretøjer

Som ovenstående Berlinerscenarie, men med et tillægskrav om at alle dieseldrevne Euro 4 køretøjer, dvs. person-, vare- og lastbiler samt busser skal have partikelfilter. Da der er mulighed for at opfylde dette krav enten ved eftermontering af partikelfilter eller ved skift til Euro 5 eller Euro 6 køretøjer er det i beregningerne forudsat at 50% får partikelfilter og 50% fordeler sig proportionalt på de tilbageværende køretøjskategorier (Euro 5 og Euro 6) i samme forhold som før tiltaget.

Dette scenarie reducerer NO_x emissionen med omkring 13% i miljøzonen, og 6% for hele Sjælland og PM_{2,5} emissionen reduceres med 18% i miljøzonen, og 10% for hele Sjælland. Som forventet er reduktionen større end for Berlinerscenariet, da alle Euro 4 dieseldrevne køretøjer er omfattet.

Som forventet giver dette scenarie betydeligt større sparede eksterne omkostninger for NO_x i forhold til Berlinerscenariet, idet NO_x emissionen fra dieseldrevne Euro 4 køretøjer udgør en betydelig del af bilparken i 2015 omkring 22% ifg. *Jensen et al. (2012b)*. 50% af Euro 4 dieseldrevne køretøjerne er forudsat at blive udskiftet til Euro 5 og Euro 6, som har generelt lavere NO_x emission end Euro 4 - dog kun for Euro 6 for de tunge køretøjer. Et tilsvarende mønster ses for PM_{2,5}, hvor effekten kommer af eftermontering af partikelfilter og udskiftning til Euro 5 og Euro 6, hvor både Euro 5 og Euro 6 giver mindre udstødning i forhold til Euro 4 for lette køretøjer, mens det kun er Euro 6 for tunge køretøjer, som giver mindre partikeludstødning end Euro 4.

Som følge af reduceret NO_x og PM_{2,5} emission sparer Berlinerscenariet inkl. filterkrav til Euro 4 dieseldrevne køretøjer første år omkring 136 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 702 millioner kr.

Scenarie med krav om udelukkende Euro 6 rutebusser

Til forskel fra de andre scenarier har rutebusscenariet kun effekt inden for miljøzonen, og det er således antaget at ingen af Euro 6 busserne kører uden for Københavns Kommunes ydre kommunegrænse. Da nogle buslinjer i praksis krydser ydre kommunegrænse vil dette tiltag også have effekt uden for miljøzonen, men det har ikke været muligt at inddrage denne effekt, og den vurderes at være beskedent.

Pga. de nuværende miljøzonerregler for tunge køretøjer, som kræver partikelfilter på til og med Euro 3, er hovedparten af alle rutebusser Euro 5, og dernæst kommer Euro 4, og kun en meget lille del er Euro 6 i 2015 (*Jensen et al. 2012b*). Et skift til Euro 6 vil reducere NO_x emissionen og partikeludstødningen i forhold til Euro 4 og 5.

Dette scenarie reducerer NO_x emissionen med omkring 3% i miljøzonen som helhed, og PM_{2.5} reduceres med 0,4% i miljøzonen. Hvis man betragter busserne under ét (både rute- og turistbusser) reduceres NO_x med omkring 54% og partikeludstødningen med omkring 28%, men den samlede reduktion inden for miljøzonen er lille, fordi busser udgør en meget lille del af trafikken, og på mange veje kører der slet ikke busser.

Dette tiltag er derfor mest effektivt for gader med bustrafik. I forbindelse med DCE rapport om luftkvalitetsvurdering af ren-luftzoner (Jensen et al. 2012b) reducerede dette scenarie NO_x emissionen med omkring 9% på H.C. Andersens Boulevard i 2015, hvilket er samme størrelsesorden som Berliner-scenariet.

Første år sparer dette scenarie omkring 4 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 20 millioner kr. pga. reduceret NO_x emission.

Reduceret PM_{2.5} emission giver det første år kun en besparelse på omkring 1,5 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 7 millioner kr.

Pga. reduceret NO_x og PM_{2.5} emission sparer Euro 6 rutebusscenarioet det første år omkring 5 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 28 millioner kr.

Sammenligning med Transportministeriets enhedsomkostninger

Nærværende studies enhedspriser er sammenlignet med Transportministeriets officielle transportøkonomiske enhedsomkostninger for beregning af de sparede eksterne omkostninger i scenarieåret 2015 (2010-priser), da de anvendes til vurdering af samfundsøkonomiske forhold i forbindelse med tiltag inden for transportsektoren.

Enhedsprisen for PM_{2.5} i nærværende studie er for en gennemsnitlig befolkningstæthed i København (7.700 indb./km²) følgende: bybidraget er $(7.700/128)/2 * 46 \text{ kr./kg} = 1384 \text{ kr./kg}$ plus regionalt bidrag på 285 kr./kg dvs. den samlede enhedspris er ~1700 kr./kg (2006-priser). Dette er på niveau med Trafikministeriets enhedspris for by på 1718 kr./kg (2010-priser).

Enhedsomkostningen for NO_x er 75 kr. pr. kg NO_x emission (2006-priser). Da effekten for NO_x primært er på den regionale skala regnes den som ens for by og land, som både Transportministeriet og Miljøstyrelsen tidligere har forudsat. Enhedsomkostningerne for EVA er her omkring 50% højere end for Transportministeriet (52 kr. pr. kg).

2.5 Projektresultater

Totale sparede emissioner for de forskellige scenarier

I Tabel 2.2 er opsummeret de totale sparede emissioner for NO_x og PM_{2.5} for de forskellige scenarier.

Tabel 2.2. Totale sparede emissioner for de forskellige scenarier

Emission (ton/år)	Person- bil	Vare- bil	Lastbil < 32t	Lastbil > 32t	Bus	Total (første år)	Total (alle år)	Første år	Første år
								Besparelse i procent på Sjælland (%)	Besparelse i procent i miljøzone (%)
Scenarie									
Sparede NO_x emission									
Berlinmodel 2015	392	112	0	0	0	505	2763	4	8
Kun Euro 6 rutebus i 2015	0	0	0	0	43	43	236	0,3	3
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017	405	144	82	19	11	662	3620	6	13
Sparede PM_{2.5} emission									
Berlinmodel 2015	22	19	0	0	0	41	207	7	11
Kun Euro 6 rutebus i 2015	0	0	0	0	0,2	0,2	1,2	0,04	0,4
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017	30	27	1	0	0	59	296	10	18

Totale sparede eksterne omkostninger for de forskellige scenarier

I Tabel 2.3 er opsummeret de totale sparede eksterne omkostninger vedr. sundhedseffekter af luftforurening for NO_x og PM_{2.5} fordelt på køretøjsgrupper for de forskellige scenarier.

Tabel 2.3. Sparede eksterne omkostninger vedr. sundhedseffekter af luftforurening for NO_x og PM_{2.5} fordelt på køretøjsgrupper for Berlinerscenariet (2015), scenariet med Euro 6 rutebusser (2015) og Berlinerscenariet inkl. partikelfilterkrav på dieseldrevne Euro 4 køretøjer (2017). Enhed mio. kr. i hhv. 2015-priser og 2017-priser.

Scenarie	Person- bil	Vare- bil	Lastbil < 32t	Lastbil > 32t	Bus	Total (første år)	Total (alle år)
	Sparede eksterne omkostninger for NO_x						
Berlinmodel 2015		34	10	0	0	44	238
Kun Euro 6 rutebus i 2015		0	0	0	4	4	20
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017		36	13	7	1	59	324
Sparede eksterne omkostninger for PM_{2.5}							
Berlinmodel 2015		38	30	0	0	68	343
Kun Euro 6 rutebus i 2015		0	0	0	1,5	1,5	7
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017		58	44	2	0	105	528
Sparede eksterne omkostninger for NO_x og PM_{2.5}							
Berlinmodel 2015		72	40	0	0	112	581
Kun Euro 6 rutebus i 2015		0	0	0	5	5	28
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017		94	57	10	2	164	852

2.6 Usikkerheder

De største usikkerheder vurderes at være relateret til enhedspriserne, og især den opstillede indikative metode for større geografisk opløsning i byer for PM_{2.5}. Denne usikkerhed kunne reduceres ved at videreudvikle EVA-systemet, således at en lokalskala luftkvalitetsmodel blev en del af systemet, således at beregningerne kunne gennemføres på 1x1 km² mod nuværende 16,7x16,7 km².

Der er mindre usikkerheder på emissionerne, idet emissionsmodellerne i vid udstrækning bygger på emissionsmålinger, og emissionerne kan indirekte valideres ved at sammenligne målte og beregnede koncentrationer, hvor beregnede koncentrationer er udført med luftkvalitetsmodeller på basis af emissionsdata.

Faktiske emissioner fra kommende emissionsnormer som Euro 6 udgør en usikkerhed, da erfaringsgrundlaget er spinkelt, da der kun er få køretøjer på markedet, som opfylder Euro 6. Dette er særligt vigtigt for scenariet, hvor kun Euro 6 busser tillades. Tidligere erfaringer har således vist at Euro 5 for tunge køretøjer ikke leverede de forventede reduktioner i NO_x emissioner i forhold til Euro 4, og emissionsfaktorerne i COPERT IV for Euro 5 måtte derfor opskrives til Euro 4 niveau på baggrund af det fremkomne erfaringsgrundlag.

Der er også en vis usikkerhed på effekten af scenarierne for ren-luftzoner *uden for* miljøzonen, hvor der er anvendt en metode opstillet af COWI, som udnytter information om, hvor mange køretøjer, som forventes at blive berørt af kravene. Hovedformålet med metoden er at estimere antallet af berørte køretøjer for at kunne estimere værditab mv. Denne metode er opstillet ud fra bilparksdata og forventet brugeradfærd, og den giver generelt plausible resultater om at effekten aftager med afstanden fra miljøzonen. I nærværende studie er resultaterne af metoden anvendt til at estimere effekten uden for miljøzonen, men metoden er ikke direkte relateret til trafikarbejdet, som er grundlag for beregning af de sparede emissioner.

3 Summary in English

3.1 Background and objectives

Based on the results of previously conducted air quality assessment of proposed clean air zones for Copenhagen (Jensen et al. 2012b) the Environmental Protection Agency (EPA) and the Municipality of Copenhagen want to carry out an assessment of the potential avoided external costs related to health effects due to proposed clean air zones. The geographic extend of the proposed clean air zone in Copenhagen is identical to the current low emission zone covering Copenhagen and Frederiksberg.

An external cost is defined as the cost incurred by others from an extra kilometers traveled and not paid for. The external costs of air pollution (excluding CO₂) is related to health effects of air pollution which are calculated using the so-called "impact pathway" approach where the external costs of air pollution are calculated from the source, its dispersion, population exposure, dose-effect relationships for quantification of the health impacts of both premature death and morbidity, and a pricing of health effects in order to calculate the total external costs. Based on this information unit costs can be calculated e.g. cost per kg emission.

Estimation of the external cost savings due to avoided health effects (benefits) will be included in a comprehensive updated economic assessment of clean air zones where COWI will update costs due to decline in prices for used car etc. (costs).

The project aims to estimate the external cost savings related to health effects by introducing various forms of clean air zones in Copenhagen. The assessment is based on unit costs of air pollution and the calculation of the total saved emissions of the different scenarios.

3.2 Scenarios

Calculation of the avoided external costs is conducted for selected scenarios for clean air zones.

The starting point is the so-called Berlin scenario that includes emission requirements for both passenger cars and vans. The requirements are that diesel cars and vans up to and including Euro 3 emission standard and gasoline powered cars and vans up to and including Euro 0 are not allowed to drive in the clean air zone. The calculations were made for 2015.

Another scenario is an additional requirement to the Berlin scenario where all Euro 4 diesel vehicles must have a particulate filter. The additional requirement applies to all diesel Euro 4 vehicles, that is, passenger cars, vans and trucks as well as buses must have a particulate filter. As it is possible to meet this requirement either by retrofitting of closed particulate filters or by switching to Euro 5 or Euro 6 vehicles, the calculations assumes that 50% are retrofitted with particle filters and 50% are distributed proportionally among the remaining categories of vehicles (Euro 5 and Euro 6) in the same proportion as before the implementation. The Danish Transport Authority assumes that a closed particle filter on average reduces particulate exhaust emissions by 80% and the same assumption is applied in this study. The

calculations were made for 2017 to allow a little longer phasing-in of requirements to the Euro 4 vehicles.

Furthermore, calculations were also made for a separate scenario where all urban buses must meet the Euro 6 emission standard. Buses include urban buses and coaches, and this scenario only includes the urban buses that run on a regular basis. The calculations were made for 2015.

The external cost savings calculated for scenarios in 2015 are compared with the reference scenario in 2015, and the scenario in 2017 is compared with the baseline 2017.

As a sensitivity analysis of the calculations for the reduction of emissions and avoided external costs of the Berlin scenario, this scenario was also calculated in a version based on the assumption that open particulate filters were retrofitted instead of a change of car. Car owners have the option to retrofit open particulate filter, and then be allowed to drive in the clean air zone. EPA has established the following scenario based on what would pay for car owners. It is assumed only to pay for passenger cars as it will be too expensive for vans. It is assumed that 90% of Euro 3 diesel passenger cars are retrofitted with open filters and 25% are retrofitted with open filter for Euro 2 diesel passenger cars. It is assumed that open filters reduce particulate exhaust emissions by 30%.

3.3 The Study

The overall approach is that the total external costs avoided by a scenario is the unit costs times the avoided emissions. Unit costs for external costs of health effects are expressed in DDK per kg emission, and the avoided emissions are calculated based on traffic performance on the road network in Zealand, emission factors, and changes in the distribution of Euro standards of the car fleet due to the different scenarios. Furthermore, it is taken into account that the effect in the rest of Zealand of a clean air zone in Copenhagen decreases further away from the zone.

Unit Cost

Unit costs are based on the EVA-system developed by AU/DCE. The EVA-system (Economic Valuation of Air pollution) is able to calculate the external costs of the individual emissions based on Danish valuations of health effects depending on the geographical locations of the emissions (Brandt et al. 2011a). This system is based on state-of-the-art air quality models for the calculation of air quality and population exposure (Danish Eulerian Hemispheric Model - DEHM), dose-response relationships for calculating the health effects and valuation of health effects. The valuation is based on willingness to pay to avoid such premature deaths and market prices for hospital admissions and increases in medication use.

The EVA-system operates currently with one average price of unit costs for road transport in Denmark for PM_{2.5}. As scenarios for clean air zones takes place in a densely populated area, an indicative methods has been set up to try to create a greater spatial resolution of the external costs of PM_{2.5}. This is done by splitting the unit costs in a regional contribution and an urban contribution where the urban contribution is dependent on population density. It is assumed that there is a significant uncertainty in this indicative method.

Table 3.1 summarizes the used unit costs for the calculation of the external costs of air pollution.

Table 3.1. Unit costs applied for estimation of external costs of air pollution

External costs (DKK/kg, 2006-prices)	NO_x	PM_{2.5}
Urban and regional contribution	75	
Regional contribution		285
Urban contribution depending on population density (x=lnh./km ²)		x * 0,18

The total estimated external costs are projected from 2006 to 2015 based on the assumptions of the Ministry of Transport of an increase in unit costs per kg emission of 1.6% per year. This results in a price increase of 15% from 2006 to 2015. Projections to 2017 gives a price increase of 19% compared to 2006 prices.

The population density (inh./km²) is included in the calculation method for external costs of PM_{2.5}. The data set is based on the Danish Central Person Registry (CPR) from 2008 and joined to the address register to be able to summarize persons per address. Population data is then aggregated to a standardized grid of 1x1 km².

Calculation of the total external costs of the impact period of the scenarios

The above method calculates the avoided costs for a given scenario for a given year, i.e. the first year of introduction of the measure. The scenarios correspond to acceleration of the introduction of newer cleaner Euro standards for vehicles, and the effect in terms of saved emissions are greatest in the first year, after which it will be reduced due to the replacement of the car fleet. The EPA has previously calculated the saved emissions of the Berlin scenario (EPA 2009a). The effect is greatest the first year, and after about 10 years, the savings are down to about 10-15% of the effect in the first year. After 20 years there is no effect of this approach, as the car fleet is replaced. The cumulative avoided emissions compared to the first year of saved emissions are 5.5 times greater for NO_x and 5 times greater for PM_{2.5}, and these factors are used to calculate the total external cost savings of a scenario by multiplying these factors on the calculated avoided external costs for the first year.

Saved emissions

The saved emissions of the scenarios are calculated on the basis of road traffic volumes and vehicle distributions on the road network on Zealand from DCE's road and traffic data base (Jensen et al 2010), emission factors based on the emission model COPERT 4 and the changes in distribution of Euro emission standards of the car fleet that the different scenarios give rise to. In this way, it is possible to calculate emissions from road traffic with a spatial resolution of 1x1 km² grid. A standardized grid from the Danish Geodata Agency is used. OML-Highway is used to make the calculations of road traffic performance since it has a built-in tool to easily summarize traffic performance and emissions on a grid (Jensen et al. 2010b).

In the clean air zone, it is assumed that there is no changes in traffic volume, thus there are only changes in the distribution of Euro emission standards of the car fleet due to the requirements of the clean air zone. Therefore, the requirements of the clean air zone have 100% impact within the clean air zone.

Outside the clean air zone, there will also be changes in the car fleet as a result of the clean air zone requirements in Copenhagen but the impact will

decrease further away from Copenhagen. This is because car owners who often go to Copenhagen are likely to switch to a car that meets the clean air zone requirements while car owners who are rarely in Copenhagen are not likely to replace their car. It is also assumed that traffic volume is unchanged and that only the car fleet is changed.

COWI has previously reported (EPA 2009b) on the impacts of clean air zones on passenger cars and vans to assess how many cars are affected by clean air zone in different geographical areas of Zealand by combining information on the car fleet and survey data from DTU Transport about transport behavior (TU data). These assessments have COWI updated (COWI 2013), and these new assumptions are taken into account in the present study.

For example, if 60% of older vehicles are affected by the new requirements and if it has been estimated that the emission reduction within the clean air zone in Copenhagen is 10% then emissions saved in the given area is $10\% \times 60\% = 6.0\%$ of the avoided emissions in that area. In this way, the effect outside the clean air zone for different areas of Zealand is calculated.

3.4 Main Findings

Berlin Scenario

The Berlin Scenario will reduce NO_x emissions from road traffic by 8% within the clean air zone, and 4% for the entire Zealand. The corresponding reduction of PM_{2.5} emissions are respectively 11% and 7% (Table 3.2). As expected, the percentage reduction of NO_x and PM_{2.5} in the clean air zone, and the relationship between the effect on cars and vans are consistent with results from the previous DCE report on air quality assessment of clean air zones (Jensen et al. 2012b). The saved emissions and costs for vans are estimated to be distributed on 1/3 on vans below 2,500 kg and 2/3 on vans over 2,500 kg.

The Berlin Scenario will the first year save about DKK 44 mio. in external costs and over all the years in which it has an impact it will save about DKK 238 mio. due to reduced NO_x emissions (Table 3.3). About 3/4 of the effect is due to reduced NO_x emissions from passenger cars and 1/4 from vans. Due to reduced PM_{2.5} emission the Berlin Scenario will the first year save about DKK 68 mio. in external costs and over all the years in which it has an impact it will save about DKK 343 mio. About 1/2 of the effect is caused by passenger cars and 1/2 by vans. Reduction of NO_x and PM_{2.5} emissions of the Berlin Scenario will the first year save around DKK 112 mio. in external costs and over all the years in which it has an impact it will save about DKK 581 mio. About 2/3 of the effect is caused by passenger cars and 1/3 by vans.

As a sensitivity analysis of the calculations for the reduction of emissions and avoided external costs of the Berlin Scenario, a version was assessed where open particle filters were retrofitted instead of changing cars. Car owners have the option to retrofit open particulate filter, and then be allowed to drive in the clean air zone. EPA has established the following scenario where it is assumed that 90% of Euro 3 diesel passenger cars are retrofitted with open filters and 25% are retrofitted with open filters on Euro 2 diesel passenger cars. The Berlin Scenario incl. retrofitting of open filters on diesel cars will reduce the external costs avoided for approximately DKK 120 mio. for NO_x and about DKK 265 mio., totally DKK 385 mio. This means that the avoided external costs are about 34% lower when retrofitting open filters in relation to substitution of Euro classes.

In practice, fewer car owners may retrofit filters as it is time consuming and inconvenient, and instead change to a car that meets the clean air zone requirements. Therefore, the estimated external cost savings of the Berlin Scenario is expected to lie somewhere between the retrofitting and replacement, that is, DDK 385-581 mio.

Berlin Scenario incl. filter requirements for Euro 4 diesel vehicles

This scenario is as the above Berlin Scenario but with an additional requirement that all diesel Euro 4 vehicles, that is, passenger cars, vans and trucks as well as buses must have a closed particulate filter. As it is possible to meet this requirement either by retrofitting particulate filters or by switching to the Euro 5 or Euro 6 vehicle it is assumed that 50% is retrofitting particle filters and 50% shift to Euro 5 and Euro 6. This scenario reduces NO_x emissions by about 13% in the clean air zone, and 6% for the entire Zealand, and PM_{2.5} emissions are reduced by 18% in the clean air zone, and 10% for the entire Zealand. As expected, the reduction is greater than that of Berlin Scenario as all Euro 4 diesel vehicles are included.

As expected, this scenario has considerably larger avoided external costs for NO_x compared to the Berlin Scenario, as NO_x emissions from Euro 4 diesel vehicles constitute a significant proportion of the vehicle fleet in 2015 (around 22%) according to *Jensen et al.* (2012b). 50% of Euro 4 diesel vehicles is assumed to be replaced by Euro 5 and Euro 6 vehicles which generally have lower NO_x emissions than Euro 4 (however, only for Euro 6 for the heavy vehicles). A similar pattern is seen for PM_{2.5} where the effect comes from the retrofitting of particle filters and shift to Euro 5 and Euro 6 where Euro 5 and Euro 6 reduce emissions compared to Euro 4 for light vehicles, while only Euro 6 reduces particulate emissions compared to Euro 4 for heavy vehicles.

The Berlin Scenario incl. filter requirements for Euro 4 diesel vehicles reduces external costs the first year of about DKK 136 mio. and over all the years in which it has an effect it will save about DKK 702 mio.

Scenario requiring only Euro 6 urban buses

Compared to the other scenarios the Euro 6 urban bus scenario only has effect within the clean air zone, and it is assumed that none of the Euro 6 buses run outside the Copenhagen outer municipal boundary. As some bus lines in practice cross the outer municipal boundary, this scenario will also have an effect outside the clean air zone but it has not been possible to include this effect and it is considered to be modest.

Due to the current low emission zone rules that require particulate filter up to and including Euro 3 heavy vehicles, the majority of all urban buses are Euro 5, and then comes Euro 4, and only a very small proportion is Euro 6 in 2015 (*Jensen et al.* 2012b). A shift to Euro 6 will reduce NO_x emissions and particulate exhaust emissions compared to Euro 4 and 5, if the Euro 6 lives up to the expected reduction in emissions in practice.

This scenario reduces NO_x emissions by about 3% and PM_{2.5} by 0.4% in the clean air zone. If the reduction is compared to the emission from all buses (both urban buses and coaches) the NO_x emission reduction is about 54% and for particulate exhaust emissions about 28% but the overall reduction in the clean air zone is small because buses represent a very small part of the traffic volume, and many streets have no buses.

This scenario saves the first year about DKK 4 mio. in external costs and over all the years in which it has an effect, it will save about DKK 20 mio. due to reduced NO_x emissions. Reduced PM_{2.5} emission provides the first year only a saving of about DKK 1.5 mio. in external costs and over all the years in which it has an effect, it will save about DKK 7 mio. Due to reduced NO_x and PM_{2.5} emissions this scenario will the first year save about DKK 5 mio. in external costs and over all the years in which it has an effect, it will save about DKK 28 mio.

However, this measure is very effective for streets with bus traffic. According to the DCE report on air quality assessment of clean air zones (Jensen et al. 2012b) this scenario reduces NO_x emissions by about 9% at H.C. Andersens Boulevard in 2015 which is the same effect as the Berlin Scenario. This street has about 1.2% urban buses and H.C. Andersens Boulevard is one of the most busy urban streets in Copenhagen.

Comparison of Unit Costs of the Ministry of Transport

The unit costs of the present study has been compared with the unit costs of the Ministry of Transportation that represents the official transportation unit costs for the calculation of the external costs avoided since they are used for welfare economic assessment of policy measures in the transportation sector.

The unit costs for PM_{2.5} in this study is depending on population density. For Copenhagen with an average density of about 7,700 inh./km² the urban contribution is $(7.700/128) / 2 * 46 / \text{kg} = \text{DKK } 1,384 / \text{kg}$ plus the regional contribution of DKK 285/kg given a total unit cost of ~ DKK 1,700/kg (2006 prices). This is in line with the Ministry of Transport that has unit cost for a city of DKK 1718/kg (2010 prices).

The unit cost for NO_x is DKK 75 per kg NO_x emission (in 2006 prices). Since the effect of NO_x is primarily at the regional scale it is considered the same for urban and rural areas, as both the Ministry of Transport and the EPA have previously assumed. The unit cost of EVA is here about 50% higher than that of the Ministry of Transport (DKK 52 per kg).

3.5 Project Results

Total avoided emissions for the different scenarios

Table 3.2 summarizes the total avoided emissions of NO_x and PM_{2.5} for the various scenarios.

Table 3.2. Total avoided emissions for the different scenarios

Emission (ton/year)						First year	First year		
						Costs	Costs	at Zea-	in clean
Scenario	Passenger car	Van	Truck < 32t	Truck > 32t	Bus	Total (first year)	Total (all years)	land (%)	air zone (%)
Saved NO_x emission									
Berlin Scenario 2015	392	112	0	0	0	505	2763	4	8
Only Euro 6 urban buses in 2015	0	0	0	0	43	43	236	0.3	3
Berlin+filter diesel Euro 4 in 2017	405	144	82	19	11	662	3620	6	13
Saved PM_{2.5} emission									
Berlin Scenario 2015	22	19	0	0	0	41	207	7	11
Only Euro 6 urban buses in 2015	0	0	0	0	0.2	0.2	1.2	0.04	0.4
Berlin+filter diesel Euro 4 in 2017	30	27	1	0	0	59	296	10	18

Total avoided external costs for the different scenarios

Table 3.3 summarizes the total avoided external cost for NO_x and PM_{2.5} by vehicle category for the different scenarios.

Table 3.3. External cost savings regarding health effects of air pollution for NO_x and PM_{2.5} by vehicle groups for the Berlin scenario (2015), the scenario of only Euro 6 urban buses (2015) and Berlin scenario incl. particulate filter requirements on diesel Euro 4 vehicles (2017). (Unit mio. DKK. 2015 prices and 2017 prices depending on scenario).

Scenario	Passenger		Truck <	Truck >	Bus	Total	Total
	car	Van	32t	32t		(first year)	(all years)
Avoided external costs for NO_x							
Berlin Scenario 2015	34	10	0	0	0	44	238
Only Euro 6 urban buses in 2015	0	0	0	0	4	4	20
Berlin+filter diesel Euro 4 in 2017	36	13	7	2	1	59	324
Avoided external costs for PM_{2.5}							
Berlin Scenario 2015	38	30	0	0	0	68	343
Only Euro 6 urban buses in 2015	0	0	0	0	1.5	1.5	7
Berlin+filter diesel Euro 4 in 2017	58	44	2	0	0	105	528
Avoided external costs for NO_x og PM_{2.5}							
Berlin Scenario 2015	72	40	0	0	0	112	581
Only Euro 6 urban buses in 2015	0	0	0	0	5	5	28
Berlin+filter diesel Euro 4 in 2017	94	57	10	2	1	164	852

3.6 Uncertainties

The largest uncertainties are estimated to be in the unit costs, and especially the indicative method for greater spatial resolution in the cities for PM_{2.5}. This uncertainty could be further reduced by developing the EVA system to include a local scale air quality model as part of the system, so that calculations could be performed on 1x1 km² instead of presently 16,7 x16,7 km².

There is less uncertainty on emissions that are based on emission models that are based on measurements of emissions. Further, emissions can be indirectly validated by comparing measured and calculated concentrations, where air quality models calculate concentrations based on emissions data.

Emissions from future emission standards such as Euro 6 is an uncertainty as there is still relatively few vehicles on the market that meet the Euro 6 and few emission measurements available. This is particularly important for the scenario where only Euro 6 urban buses are allowed. Past experience has shown that the Euro 5 for heavy vehicles did not deliver the expected NO_x emission reduction as compared to Euro 4 and emission factors for Euro 5 had to be assumed as Euro 4.

There is also some uncertainty on the impact of the scenarios outside the clean air zone, which uses a method developed by COWI. This method uses information about the number of vehicles likely to be affected by the requirements. The main purpose of the method is to estimate the number of affected vehicles to estimate the loss in value etc. This method is compiled from car fleet data and expected user behavior, and it generally provides plausible results since the effect decreases with distance from the clean air zone. In the present study the results of the method are used to estimate the

effect outside the clean air zone but the method is not directly related to road traffic which is the basis for calculating the avoided emissions.

4 Scenarier for ren-luftzoner

Dette kapitel beskriver de scenarier, som de sparede eksterne omkostninger for sundhedseffekter beregnes for.

Scenarierne tager så vidt muligt udgangspunkt i et udvalg af de scenarier, som allerede er undersøgt i DCE rapport "Luftkvalitetsvurdering af ren-luftzoner i København" (Jensen et al. 2012). Denne rapport omhandlede alle en emissions- og luftkvalitetsvurdering af forskellige scenarier for ren-luftzoner for udvalgte gader, men beregnede ikke eksterne omkostninger.

Ren-luftzonekravene opererer med at forbyde køretøjer med ældre Euro-emissionsnormer i at køre i ren-luftzonen eller kun tillade køretøjer med de nyeste Euronormer. I Bilag 1 og 2 er flere detaljer om ikrafttrædelsen af de forskellige Euroemissionsklasser og deres tilsvarende emissionsnormer vist.

I nærværende rapport er udvalgt følgende scenarier:

Referencescenarie i 2015 og 2017

Referencescenarierne er ens med referencescenarie 1A (dvs. uden fremme af Euro 6) i DCE rapport "Luftkvalitetsvurdering af ren-luftzoner i København" (Jensen et al. 2012). Da de efterfølgende ren-luftzone scenarier er i 2015 eller 2017 er referencescenarierne ligeledes fra 2015 og 2017. Den sparede emission er det pågældende ren-luftzone scenarie minus referencescenariet.

Sc1: Berlinerscenarie i 2015

Der tages udgangspunkt i den såkaldte Berlinermodel, hvor der stilles emissionskrav til både person- og varebiler. Kravene svarer til at dieseldrevne person- og varebiler til og med Euro 3 og benzindrevne person- og varebiler til med Euro 0 ikke må køre i miljøzonen. Dette scenarie er i Miljøstyrelsens rapport fra 2009 om effekter af miljøzonekrav på person og varebilsmarkedet) benævnt scenarie "C" (Miljøstyrelsen 2009b).

I DCE rapport fra 2012 om luftkvalitetsvurdering af ren-luftzoner (Jensen et al. 2012) var et af hovedscenarierne (3A) at dieseldrevne person- og varebiler til og med Euro 3 og benzindrevne person- og varebiler til med Euro 1 ikke må køre i miljøzonen. Dvs. forskellen til den såkaldte Berlinermodel er at også benzindrevne person- og varebiler, som er Euro 1, forbydes i miljøzonen. Der er ikke i DCE rapporten beregnet præcist på Berlinermodellen, men der er et scenarie, som kommer meget tæt på, som er benævnt 4A-c (dvs. som Berlinermodellen men dog sådan at benzinspersonbiler som er Euro 1 også er tilladt i miljøzonen). Scenarie 4A-c tillader benzinvarebiler som er Euro 1, men disse bidrager dog forsvindende 0,12% af NO_x emissionen, hvilket der kan ses bort fra. Forudsætningerne i scenarie 4A-c lægges derfor til grund for emissionsberegningerne af Berlinermodellen.

Ældre dieseldrevne person- og varebiler til og med Euro 3 kan forsynes med et åbent partikelfilter og derved opfylde ren-luftzone kravene. Effekten heraf er ikke indregnet, idet det er antaget at alle ældre dieseldrevne person- og varebiler til og med Euro 3 udskiftes til nyere køretøjer. Der er dog lavet en følsomhedsvurdering af disse forudsætninger, hvor det er antaget at nogle bilejere kan have økonomisk fordel af at eftermontere filtre. Forudsætning-

gerne er, at 90% af Euro 3 diesel personbiler får eftermonteret åbne filtre og 25% får eftermonteret filter på Euro 2 diesel personbiler. Det er forudsat, at åbne filtre reducerer partikeludstødningen med 30%.

Ældre store dieseldrevne varebiler over 2.500 kg totalvægt til og med Euro 3 kan forsynes med et lukket partikelfilter og derved opfylde ren-luftzone kravene. Effekten heraf er ikke indregnet, idet det er antaget at alle ældre store dieseldrevne varebiler til og med Euro 3 udskiftes til nyere køretøjer, og at det ikke er økonomisk fordelagtigt at eftermontere lukkede filtre.

Sc. 2: Berlinerscenarie med partikelfilterkrav for Euro 4 køretøjer i 2017

Som ovenstående Berlinerscenarie men med et tillægskrav om at alle dieseldrevne Euro 4 køretøjer dvs. person-, vare- og lastbiler samt busser skal have partikelfilter. Da der er mulighed for at opfylde dette krav enten ved eftermontering af partikelfilter eller ved skift til Euro 5 eller Euro 6 køretøj er det i beregninger forudsat at 50% får partikelfilter og 50% fordeler sig proportionalt på de tilbageværende køretøjskategorier (Euro 5 og Euro 6) i samme forhold som før tiltaget. Trafikstyrelsens forudsætninger om at et partikelfilter i gennemsnit reducerer partikeludstødningen med 80% anvendes. Bemærk at dette scenarie også har væsentlig effekt for NO_x emissionen, da dieselskøretøjer står for langt hovedparten af NO_x emissionen, og der er et skift til Euroklasser med lavere NO_x emission.

Dette scenarie er beregnet for 2017 for at sikre tilstrækkelig tilpasningstid for Euro 4 køretøjs ejere. Alderen af Euro 4 køretøjer i 2017 vil afhænge af ikrafttrædelse af emissionsnormerne for hhv. Euro 4 og 5, som varierer lidt for de forskellige køretøjskategorier. I 2017 vil eksempelvis dieseldrevne personbiler være mellem omkring 7 og 12 år gamle.

Effekten af dette scenarie beregnes ved at sammenligne med referencescenariet i 2017.

Sc.3: Scenarie med 100% Euro 6 rutebusser i 2015

Der beregnes et særskilt scenarie, hvor det antages at rutebusser er 100% Euro 6. Dette scenarie svarer til scenarie 4A-h i 2015 i ren-luftzonerapporten (Jensen et al. 2012) og effekten sammenlignes med referencescenariet i 2015. Rutebusser udgør 71 % af bilparken af rute- og turistbusser. Dette scenarie kan gennemføres som et supplement til Berlinermodele, da det kun vedrører rutebusser, mens Berlinermodele vedrører person- og varebiler.

De forskellige scenarier er opsummeret i Tabel 4.1.

Tabel 4.1. Sammenhæng mellem scenarier og Euroemissionsklasser. Et scenarie er nævnt de steder i tabellen, hvor det påvirker en bestemt gruppe af køretøjer.

	Personbiler		Varebiler		Rutebus	Turistbus	Lastbil
	Benzin	Diesel	Benzin	Diesel	Diesel	Diesel	Diesel
Euro 0	Sc.1, Sc.2	Sc.1, Sc.2	Sc.1, Sc.2	Sc.1, Sc.2	Sc.3		
Euro 1		Sc.1, Sc.2		Sc.1, Sc.2	Sc.3		
Euro 2		Sc.1, Sc.2		Sc.1, Sc.2	Sc.3		
Euro 3		Sc.1, Sc.2		Sc.1, Sc.2	Sc.3		
Euro 4		Sc.2		Sc.2	Sc.2, Sc.3	Sc.2	Sc.2
Euro 5					Sc.3		
Euro 6							

5 Metode og datagrundlag

Dette kapitel beskriver metode og datagrund for beregning af sparede eksterne omkostninger ved de forskellige scenarier for ren-luftzoner. Først beskrives anvendte enhedsomkostninger for eksterne omkostninger for sundhedseffekter (kr. pr. kg emission), og dernæst hvordan de sparede emissioner ved scenarierne beregnes. De samlede sparede eksterne omkostninger ved et scenarie er enhedsomkostningerne gange de sparede emissioner.

5.1 Enhedsomkostninger for luftforurening

Dette afsnit beskriver de enhedsomkostninger for luftforurening, som anvendes til at beregne de sparede eksterne omkostninger ved de sparede emissioner, som ren-luftzoner giver anledning til. Enhedsomkostningerne tager i videst muligt omfang udgangspunkt i enhedspriser beregnet med EVA-systemet udviklet af AU/DCE. EVA (Economic Valuation of Air pollution) kan med udgangspunkt i danske værdisætninger af helbredseffekterne beregne de eksterne omkostninger for de enkelte emissioner afhængigt af de geografiske placeringer af udledningen (Brandt et al. 2011a).

De anvendte enhedspriser sammenlignes med Transportministeriets officielle transportøkonomiske enhedsomkostninger for beregning af de sparede eksterne omkostninger, da de anvendes til vurdering af samfundsøkonomiske forhold for tiltag inden for transportsektoren. Endvidere sammenlignes med de enhedspriser som Miljøstyrelsen lagde til grund for den første samfundsøkonomiske analyse af ren-luftzoner fra 2009 (Miljøstyrelsen 2009a).

5.1.1 Samfundsøkonomisk analyse af transportprojekter

I forbindelse med nye vejprojekter gennemføres samfundsøkonomiske analyser af de forskellige alternativer (cost-benefit analyser). Enhedsomkostninger for luftforurening indgår heri til beregning af benefits ved fx sparede emissioner ved et givent tiltag.

Transportministeriet har udviklet TERESA-modellen (Pilegaard et al. 2006) for at understøtte muligheden for at gennemføre samfundsøkonomiske beregninger på transportområdet samt for at fremme deres sammenlignelighed og konsistens ved at udvikle et værktøj, der kan bruges bredt af mange forskellige aktører. Modellen er en regnearksmodel til brug for samfundsøkonomiske analyser af transportinfrastrukturprojekter. Regnearksmodellen muliggør udtræk af enhedsomkostninger for forskellige køretøjsgrupper, by/land, årstal mv. TERESA står for Transport- og Energiministeriets Regnearksmodel til Samfundsøkonomisk Analyse (DTU Transport, Data- og Modelcenter) (www.dtu.dk).

I de samfundsøkonomiske analyser indgår anlægsomkostninger, drift- og vedligeholdelsesomkostninger, gener i anlægsperioden, brugergevinster i form af tidsbesparelse og kørselsomkostninger, eksterne omkostninger for forskellige miljøparametre samt øvrige konsekvenser (fx afgiftskonsekvenser, EU tilskud, skatteforvridningstab mv.). Formålet med den samfundsøkonomiske analyse er at beregne samfundsøkonomiske nøgleparametre som nettonutidsværdi, intern rente og nettogevinst pr. offentlig investeringskroner, for at kunne sammenligne alternativer ud fra en samfundsøkonomisk vinkel.

5.1.2 Transportministeriets transportøkonomiske enhedsomkostninger

De eksterne omkostninger omfatter: uheld, støj, barriere-effekt, luftforurening, og klima (CO₂).

En *ekstern* omkostning i nærværende sammenhæng er defineret som en omkostning, der påføres andre fra en ekstra kilometer tilbagelagt, og som der ikke betales for. De eksterne omkostninger ved luftforurening (ekskl. CO₂) er relateret til luftforureningens sundhedseffekter, som opgøres efter den såkaldte "impact pathway" metode, hvor de eksterne omkostninger ved luftforurening beregnes ud fra forureningskilden, spredningen af forureningen, befolkningseksponeringen, eksponerings-effekt sammenhænge der kvantificerer sundhedsbelastningen både i forhold til for tidlig død og sygelighed, og en værdisætning af sundhedseffekterne for at kunne opgøre de samlede eksterne omkostninger. På denne baggrund kan der beregnes enhedsomkostninger for de forskellige emissioner, som omkostning pr. kg emission eller omkostning pr. kørt km (Transportministeriet 2010).

De enkelte enhedsomkostninger for luftforurening fra TERESA-modellen (version 2.0 fra 2010) er vist i kroner pr. kg emission i Tabel 5.1 med yderligere underopdeling på by og land. Da scenarieåret i nærværende rapport er 2015 er enhedsomkostninger vist for 2015 (i 2010 priser som anvendes i TERESA modellen). For CO₂ emission er værdisætningen baseret på prisen for udledning af CO₂ under EU's CO₂-kvotesystem.

Tabel 5.1. Transportministeriet enhedsomkostninger i kr./kg emission for luftforureninger i 2015 for vejtrafikken (2010-priser)

Prisniveau i kr./kg	By	Land
CO ₂	0,18	0,18
VOC	3	3
SO ₂	237	205
NO _x	52	52
CO	0	0,009
Partikler	1718	240

Til sammenligning er de gennemsnitlige enhedsomkostninger pr. kørt km for de forskellige køretøjskategorier vist i Tabel 5.2. Enhedsomkostningerne er opgjort særskilt for luftforureninger, klimaforandringer, støj og uheld, og de stammer ligeledes fra TERESA.

Tabel 5.2 Transportministeriets enhedsomkostninger i kr. pr. kørt km for luftforurening, klimaforandringer, støj og uheld i 2015 (2010-priser)

Køretøjsgruppe/forurening	Kr./km
Personbiler (vægtet benzin, diesel og el)	
Luftforurening	0,02
Klimaforandringer	0,01
Støj	0,05
Uheld	0,22
Varebiler	
Luftforurening	0,12
Klimaforandringer	0,05
Støj	0,07
Uheld	0,18
Lastbiler	
Luftforurening	0,50
Klimaforandringer	0,18
Støj	0,11
Uheld	1,33
Busser	
Luftforurening	0,94
Klimaforandringer	0,19
Støj	0,23
Uheld	0,49

5.1.3 Sammenligning med øvrige enhedsomkostninger

Trafikministeriets transportøkonomiske enhedsomkostninger for by- og landområder sammenlignes med enhedsomkostninger estimeret i andre sammenhænge inden for de seneste år inden for miljøområdet. Dette vil tjene til at illustrere, hvor følsomme estimerne for enhedsomkostninger er overfor ændringer i de bagvedliggende antagelser.

5.1.4 CEEH – Centre for Energy, Environment and Health

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) (Brandt et al. 2011a; 2011b). De eksterne omkostninger fra alle landbaserede danske kilder til luftforurening er estimeret til 34 mia. kr. i år 2000. De specifikke eksterne omkostninger for vejtransportsektoren er estimeret til omkring 7,5 mia. kr. De eksterne omkostninger fra alle landbaserede danske kilder til luftforurening er estimeret til 28 mia. kr. i 2008, hvoraf vejtransportsektoren udgør 5,7 mia. kr. Med et trafikarbejde på 44,4 mia. vogn km i 2000 (www.vd.dk) giver dette en gennemsnitlig ekstern omkostning på 0,17 kr./km i 2000, og 0,12 kr./km i 2008 med et trafikarbejde på 46,8 mia.kr.

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 stedsspecifik 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 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 at undgå fx for tidlige dødsfald og markedspriser for fx hospitalsindlæggelser og øget medicinforbrug.

Med EVA-systemet er beregnet enhedspriser relateret til emission af PM_{2.5} (direkte emitteret), NO_x, SO₂, og CO. Sundhedseffekterne af NO_x og SO₂ emission er især relateret til at disse stoffer i atmosfæren omdannes til sekundære partikler. Sundhedseffekterne optræder derfor både lokalt og langt fra kilden pga. lang-transport af luftforureningen. Det er i beregningerne antaget at alle partikler er lige sundhedsskadelige. Et nyere review af sundhedseffekter af luftforurening tyder dog på, at kulstofsholdige partikler er mere sundhedsskadelige end ikke-kulstofsholdige partikler (Rohr & Wyzga 2012), men der er ikke konsensus omkring, hvordan dette i givet fald skal kvantificeres i beregninger af denne type.

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 luftvejsymptomer blandt børn og voksne
- Akutte tabte leveår (YOLL)
- Kroniske tabte leveår (YOLL)
- Dødsfald blandt spædbørn

EVA/CEEH enhedsomkostninger for sundhedsskadelig luftforurening

CEEH beregningerne af enhedsomkostninger for sundhedseffekterne af luftforurening fra vejtrafik (i kr. pr. kg emission) fra danske landbaserede kilder for 2000 og 2008 er vist i Tabel 5.3.

Tabel 5.3. Enhedspriser i kr. pr. kg emission fra vejtrafik (2006-priser, emissioner fra 2000 og 2008) (Brandt et al, 2011a; 2013)

	PM_{2.5} (kr./kg-PM_{2.5})	NO_x (kr./kg-NO_x)	SO₂ (kr./kg-SO₂)	CO (kr./kg-CO)
Emissioner i 2000	331	78	686	0,009
Emissioner i 2008	331	75	412	0,009

I CEEH er enhedsomkostninger ikke beregnet for en lang årrække, som det er tilfældet med Transportministeriets enhedsomkostninger. Det vurderes rimeligt at antage, at forholdet mellem sundhedseffekter og emission tilnærmelsesvist er ens over tid, så enhedspriserne i 2000 og i scenarieåret 2015 for ren-luftzonerne antages nogenlunde ens (i et givet prisår). Det er dog væsentligt at holde sig for øje, at 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. Man kunne også forestille sig at befolkningens følsomhed over for luftforurening kunne ændre sig over lang tid, og at de dosis-respons sammenhænge, som på nuværende tidspunkt ligger til grund for beregning af sundhedseffekterne fremover bør revideres. Endelig kan der ske ændringer over tid i den værdi, som tabte liv og ændringer i sygelighed repræsenterer. Endelige er der pristalsjustering, hvor det eksempelvis kan bemærkes at Transportministeriets enhedsomkostninger stiger med 1,6% om året svarende til en stigning på 17% over en tiårig periode fra 2010 til 2020 regnet i 2010-priser (TERESA 2.0).

Som det fremgår af Tabel 5.3 er enhedspriserne i 2000 og 2008 ens for hhv. PM_{2.5} og CO og næsten ens for NO_x, mens de for SO₂ er væsentligt lavere i 2008 i forhold til 2000. Grunden til at de er lavere for SO₂ skyldes ikke-lineær atmosfærisk kemi. Enhedspriserne i EVA beregningerne er fundet ved at reducere emissionerne for alle stoffer for hele sektoren på én gang. Fx er både SO₂ og NO_x emissionerne reduceret samtidigt for vejsektoren. Når NO_x emissionerne fra vejtransportsektoren reduceres øges ozonkoncentrationerne i regionen omkring Danmark og dermed også koncentrationerne af frie radikal hydroxyler (OH). OH har en direkte indflydelse på levetider af andre stoffer i atmosfæren, og i dette tilfælde har det stor betydning for omdannelsen af SO₂ til sulfat (SO₄²⁻) i og omkring Danmark. I dette område er en væsentlig kilde til SO₂ emissioner fra skibstrafikken, hvor omdannelseshastigheden til SO₄²⁻ afhænger af koncentrationen af OH i atmosfæren. Da SO₂ emissioner fra skibstrafikken er faldet pga. indførelsen af svovlregulering af skibstrafikken (Sulphur Emission Control Areas, SECA), falder koncentrationen af SO₄²⁻ også, og det er grunden til de lavere enhedspriser for SO₂ fra vejtrafik i 2008 i forhold til 2000. Alle beregningerne er foretaget med samme meteorologiske år 2000.

Man må forvente at enhedsomkostningerne pr. kørt km vil falde over tid, da der forventes kraftig reduktion i emissionerne fra trafikken fra fx 2000 til 2015 pga. en stadig renere bilpark, der er resultatet af løbende regulering af køretøjernes emissionsfaktorer (g/km).

De EVA/CEEH beregnende gennemsnitlige eksterne omkostninger er efter DCE's vurdering i underkanten for byområder. Årsagen hertil er, at de grundliggende luftkvalitetsberegninger er baseret på et gitternet med en opløsning på 16,7 x 16,7 km², som ikke til fulde formår at tage hensyn til den høje geografiske variation i emission og befolkningstæthed i Hovedstadsområdet. Såfremt EVA-systemet blev videreudviklet med en lokaleskala luftkvalitetsmodel som Urban Background Model (UBM) ville beregningerne kunne gennemføres med en geografisk oplysning på fx 1x1 km² og dermed i højere grad afspejle den geografiske variation i befolkningstæthed og byggrundskoncentrationer i København og Hovedstadsområdet. På denne måde kunne der beregnes enhedsomkostninger for forskellig befolknings-tætheder (bystørrelser og landområder).

EVA/CEEH enhedsomkostninger for 2000 har bl.a. været anvendt til at beregne de samlede eksterne omkostninger for sundhedsskadelig luftforurening (2006-priser) forbundet med de forskellige scenarier for den foreslåede trængselsring i København. Beregningerne var baseret på de samlede emissioner i de forskellige scenarier og enhedsomkostningerne i Tabel 5.3 (Jensen et al. 2012a).

Sammenligning med Transportministeriets enhedsomkostninger

I det følgende sammenlignes enhedsomkostningerne baseret på EVA-systemet med Transportministeriets (TRM) transportøkonomiske enhedsomkostninger (i 2010-priser) (TERESA 2.0). I modsætning til EVA, hvor der kun opereres med et sæt enhedsomkostninger opgør Transportministeriet enhedsomkostninger særskilt for by og land.

Tabel 5.4. Sammenligning af enhedsomkostninger (kr. pr. kg emission) for sundhedsskadelig luftforurening fra vejtrafikken i Danmark mellem Transportministeriet og EVA-systemet (CEEH)

Luftforurening	Transportministeriet (TRM) (2010-priser)		EVA/CEEH 2008 (2006-priser)	Forhold EVA/TRM (%)	Forhold EVA/TRM (%)
	By	Land	Gns	By	Land
VOC	3	3	n.a.	n.a.	n.a.
SO ₂	237	205	412	174%	201%
NO _x	52	52	75	144%	144%
CO	0	0,009	0,009	0%	0%
Partikler (PM _{2.5})	1718	240	331	19%	138%

TRMs transportøkonomiske enhedsomkostninger for PM_{2.5} er 1718 kr./kg for by og 240 kr./kg for land. EVA-systemet giver 331 kr./kg, som repræsenterer en gennemsnitsværdi. EVA-systemet har derfor omkring 40% højere enhedspriser for PM_{2.5} i forhold til Transportministeriets for land men omkring 5 gange lavere i sammenligning med by. Disse forskelle betyder noget, da PM_{2.5} bidrager en del til de samlede eksterne omkostninger.

TRMs transportøkonomiske enhedspriser er for NO_x 52 kr./kg for både by og land, hvorimod EVA-systemet giver 75 kr./kg. EVA-systemet har derfor omkring 44% højere enhedspriser for NO_x i forhold til Transportministeriets. Denne forskel betyder en del, da NO_x typisk udgør det største bidrag til de samlede eksterne omkostninger.

TRMs transportøkonomiske enhedsomkostninger er for SO₂ 237 kr./kg for by og 205 kr./kg for land, hvor EVA-systemet giver 412 kr./kg. EVA-

systemet har derfor omkring 2 gange højere enhedsomkostninger for SO₂ end Transportministeriets, både i forhold til by og land. Disse store forskelle betyder dog ikke så meget for de samlede eksterne omkostninger, da bidraget fra SO₂ udgør en relativt beskeden andel af de samlede eksterne omkostninger for luftforurening fra vejtrafik. Det har ingen betydning i forhold til ren-luftzoner, hvor SO₂ ikke påvirkes, da svovlindholdet i brændstoffet er det samme i alle scenarier.

TRM og EVA enhedspriserne for CO er ens.

I forhold til VOC er det kun Transportministeriet der angiver enhedsomkostninger. De er imidlertid så lave, at disse betyder meget lidt i de samlede eksterne omkostninger, og de indgår ikke i EVA-systemet. Enhedsomkostningerne for VOC kan dog være meget undervurderet, idet de ikke inkluderer VOC'ernes omdannelse til sekundære partikler, hvor nyere review af sundhedseffekter af luftforurening tyder på, at kulstofsholdige partikler er mere sundhedsskadelige end ikke-kulstofsholdige partikler (Rohr & Wyzga 2012).

Som diskuteret ovenfor har det lille betydning at TRMs enhedsomkostninger er i 2010-priser og EVA/CEEH er i 2006-priser. EVA/CEEH priserne ville være 6,6% højere vis de blev pristalsreguleret med den stigningstakt som Trafikministeriet forudsætter på 1,6% om året.

I forbindelse med beregning af de eksterne omkostninger ved de forskellige scenarier for den foreslåede trængselsring i København (Jensen et al. 2012) blev det undersøgt, hvor følsomme resultaterne var overfor forskellige forudsætninger omkring enhedsomkostningerne. Såfremt TRMs transportøkonomiske enhedsomkostninger lægges til grund for beregning af de samlede sparede eksterne omkostninger for luftforureningen bliver disse omkring 35% lavere end hvis omkostningerne beregnes via EVA-systemet; dette resultat gælder for situationen , hvor der tages udgangspunkt i enhedsomkostningerne for landområder. Hvis der derimod tages udgangspunkt i TRMs transportøkonomiske enhedspriser for byområder bliver de samlede sparede eksterne omkostninger for luftforureningen omkring 75% højere end omkostningerne beregnet via EVA-systemet. Der er således stor forskel i størrelsen af de sparede omkostninger afhængig af, hvilke enhedsomkostninger, der lægges til grund for beregningerne.

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

5.1.5 Tidligere indikative forsøg på højere geografisk opløsning i enhedsomkostninger

Der er i tidligere rapporter gjort et indikativt forsøg på at skabe større geografisk opløsning i enhedsomkostninger for sundhedsskadelig luftforurening fra vejtrafik baseret på en kombination af EVA beregninger med DEHM modellen på 16,7x16,7 km² og beregninger gennemført i andet regi på 1x1 km² med UBM modellen (Urban Background Model). Ideen er her at beskrive enhedsomkostninger afhængig af bystørrelse. Den nærmere metode og resultater herfor er beskrevet i en DMU rapport, som belyste sammenhængen mellem road pricing, luftkvalitet og eksterne omkostninger (Jensen et al. 2010a), og er også opsummeret i DMU rapport om miljøøko-

nomiske beregningspriser for emissioner (Andersen 2010). De resulterende enhedsomkostninger er vist i Tabel 5.5.

I Tabel 5.5 er som reference endvidere vist Transportministeriets enhedsomkostninger, samt enhedsomkostningerne fra CEEH/EVA modelleringen for 2000 og 2008. Derudover er Miljøstyrelsens antagelser om enhedsomkostninger i styrelsens første samfundsøkonomiske vurdering af ren-luftzoner fra 2009 (Miljøstyrelsen 2009a) også vist.

Tabel 5.5. Enhedsomkostninger (kr. pr. kg emission) for vejtrafik (SNAPkode 7, danske kilder) fra CEEH/EVA indikativt underopdelt på by- og landområder i 2006-priser (Andersen, 2010, Jensen et al., 2010)

Eksterne omkostninger (2006-priser)	SO₂	NO_x	PM_{2,5}
Land (Andersen, 2010;Jensen et al. 2010)	231	67	193
By (800 indb pr. km ²) (Andersen, 2010;Jensen et al. 2010))	289	67	351
By (Kbh.) (Andersen, 2010;Jensen et al. 2010))	701	67	1450
EVA/CEEH modellering for 2000 (Brandt et al. 2011) (2006-priser)	686	78	331
EVA/CEEH modellering for 2008 (Brandt 2013) (2006-priser)	412	75	331
Transportministeriet – land (2010-priser)	205	52	240
Transportministeriet – by (2010-priser)	237	52	1718
Miljøstyrelsens første vurdering af ren-luftzoner – land (MST 2009a)	n.a.	52	95
Miljøstyrelsens første vurdering af ren-luftzoner – by (MST 2009a)	n.a.	52	153

Miljøstyrelsen gennemførte i 2009 en første samfundsøkonomisk analyse (cost-benefit) af seks forskellige scenarier for en udvidelse af miljøzonen til ren-luftzoner, som varierer i skærpelsen af luftemissionskravene til person- og varebiler (Miljøstyrelsen 2009a). Emissionsvurderingen af de forskellige alternativer var baseret på en bilparksmodel og antagelser om adfærdsændringer i forhold til kravene i ren-luftzonerne udarbejdet af COWI for Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2009b). Enhedspriserne var baseret på en kombination af ældre enhedspriser fra DMU for NO_x og PM_{2,5} (Andersen, 2010) og ældre enhedspriser fra Transportministeriet for CO og HC fra TERESA (tidligere version end den nye TERESA 2.0, Transportministeriet (2008)). Da SO₂ stort set ikke påvirkes af ren-luftzoner og VOC enhedspriserne er meget lave har Miljøstyrelsen set bort fra bidrag herfra. Da der siden er kommet opdaterede enhedspriser, anser Miljøstyrelsen de anvendte enhedspriser fra den første vurdering som forældede.

Det indikative skøn for by på baggrund af Andersen (2010) for PM_{2,5} på 1450 kr./kg for Kbh. (2006-priser) er tæt på Transportministeriets skøn på 1718 kr./kg for by (2010-priser).

Da effekten for NO_x primært er på den regionale skala regnes den som ens for by og land både af Transportministeriet og af Miljøstyrelsen. Enhedsomkostningerne for EVA/CEEH er her omkring 50% højere end for Transportministeriet og af Miljøstyrelsen.

Bystørrelser og enhedsomkostninger

Der har tidligere været gennemført beregninger med den regionale luftkvalitetsmodel (DEOM) og bybaggrundsmodeller (UBM) for Hovedstadsområdet, som illustrerede at eksponeringen varierer meget afhængig af bystørrelser (Jensen et al. 2008).

I forbindelse med DMU rapport om sammenhængen mellem road pricing, luftkvalitet og eksterne omkostninger blev der gjort et indikativt forsøg på at differentiere enhedsomkostninger fra vejtrafikken med bystørrelse ud fra befolkningstæthed (Jensen et al. 2010; Andersen 2010). Metoden var dog be hæftet med betydelig usikkerhed især i forhold til opdeling af, hvad der var det regionale bidrag, og hvad der var det lokale bybidrag. Bybidraget var afhængig af befolkningstæthed i forhold til den gennemsnitlige befolkningstæthed i Danmark gange med et start bybidrag ved den lave gennemsnitlige befolkningstæthed i Danmark. Da befolkningstæthed i fx København er en omkring en faktor 60 højere end landsgennemsnittet, bliver det samlede resultat meget følsomt overfor start bybidraget. Der ud over er der en anden usikkerhed knyttet til metodens antagelser. Der er allerede i EVA-systemet taget højde for at befolkningstæthed i København er større end i resten af landet. Så i EVA's enhedspriser indgår allerede til en vis grad, at omkostningen i København er større. Så det er en grov antagelse at tage enhedsprisen fra EVA og tolke den som et gennemsnit for Danmark og så skalere den op til København.

5.1.6 Enhedsomkostninger anvendt i dette studie

I det følgende er gjort et nyt indikativt forsøg på at opgøre enhedspriserne for PM_{2.5} efter bystørrelser. Dette forsøg adskiller sig fra tidligere forsøg ved at udnytte nye beregninger af kildebidrag til bybaggrundsforureningen i København. Beregninger for bybaggrundsforureningen kan udnyttes, da enhedspriserne også er knyttet til koncentrationsændringer i bybaggrunden. Bybaggrundsforureningen i København er den generelle luftkvalitet i byen, som er repræsentativ for koncentrationsniveauet i tagniveau eller i en park. Bybaggrundsforureningen er bestemt af et regionalt koncentrationsbidrag og bidraget fra kilderne i byen.

For København er der i et nyligt projekt beregnet, hvor meget forskellige kilder bidrager til bybaggrundsforureningen i København (Jensen et al. 2013). Beregningerne er baseret på luftkvalitetsmodellerne DEHM og UBM og viser at for bybaggrund for PM_{2.5} i København er 86% et regionalt bidrag (blæser ind over ydre kommunegrænse af Københavns Kommune) og resten dvs. de 14% kommer fra kilder inden for ydre kommunegrænse af Københavns Kommune (inkl. Frederiksberg).

De seneste EVA/CEEH beregninger for 2008 viser en enhedspris for PM_{2.5} på 331 kr./kg emission for Danmark for danske vejtrafikskilder. Hvis vi lægger dette til grund for opdeling i et regionalt bidrag og et bybidrag er det regionale bidrag 86 % af 331 kr./kg dvs. 285 kr./kg, hvis vi antager at det regionale bidrag er nogenlunde ens i Danmark. Det lokale bidrag, som gennemsnit over Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, er $331 - 285 = 46$ kr./kg.

Herefter kan bybidraget som første tilnærmelse bestemmes som den aktuelle befolkningstæthed divideret med 128 pers/km² gange 46 kr./kg emission. Denne tilgang vil dog indeholde dobbelttælling. Beregningen med EVA indeholder allerede noget af lokalbidraget over København i enhedsprisen på 331 kr./kg, da DEHM allerede har forøget koncentration over København beregnet med en geografisk opløsning på 16,7 x 16,7 km².

Noget af lokalbidraget er derfor allerede medtaget i DEHM/EVA, og vi anslår at omkring halvdelen af lokalbidraget allerede er medtaget i DEHM/EVA, på grundlag af tidligere sammenligning af modelkørsler med målinger i København.

Derfor divideres bybidraget med 2 i de efterfølgende beregninger.

Der er væsentlig usikkerhed på den opstillede metode, da der er en række usikre antagelser.

Med ovenstående antagelser bliver enhedsprisen for PM_{2.5} for en befolkningstæthed på fx 7.700 indb./km² som i København følgende: bybidraget er $(7.700/128)/2 * 46 \text{ kr./kg} = 1384 \text{ kr./kg}$ plus regionalt bidrag på 285 kr./kg dvs. den samlede enhedspris er ~1700 kr./kg (2006-priser). Det er lidt højere end Andersen (2010) og Jensen et al. (2010) på 1450 kr./kg (2006-priser) og på niveau med Trafikministeriets enhedspris for by på 1718 kr./kg (2010-priser).

I det følgende har vi illustreret, hvad enhedsprisen er for PM_{2.5} for forskellige bystørrelser med udgangspunkt i de byer og befolkningstætheder, som blev anvendt i Jensen et al. (2010). Byerne blev inddelt i 9 klasser efter deres størrelse, se Tabel 5.6 og Tabel 5.7. Transportministeriets Transportvaneundersøgelse (TU) inddeler forskellige bystørrelser i forskellige TU-klasser, som også er vist i Tabel 5.6, da de eksterne omkostninger bl.a. er relateret hertil.

Tabel 5.6. Danske byer inddelt i klasser efter indbyggertal

Byklasse	Indbyggere	Eksempler
9	> 500.000	København inkl. Frederiksberg (TU1-klasse)
8	200.000 – 500.000	Aarhus (TU3-klasse)
7	100.000 – 200.000	Odense, Aalborg (TU3-klasse)
6	50.000 – 100.000	Esbjerg, Randers, Kolding, Gladsaxe (TU4-klasse)
5	40.000 – 50.000	Vejle, Horsens, Roskilde, Ballerup, Greve, Rungsted (TU4-klasse)
4	30.000 – 40.000	Køge, Søllerød, Køge, Holstebro, Viborg, Silkeborg (TU4-klasse)
3	20.000 – 30.000	Herning, Frederikshavn, Hillerød, Holbæk (TU4-klasse)
2	10.000 – 20.000	Billund, Lemvig, Ribe, Hundested, Gilleleje (TU4-klasse)
1	0 – 10.000	Gedser, Hvide Sande, Skørping, Rødby, Stege (TU5 og TU6)

Tabel 5.7. Indbyggere og befolkningstæthed i byerne

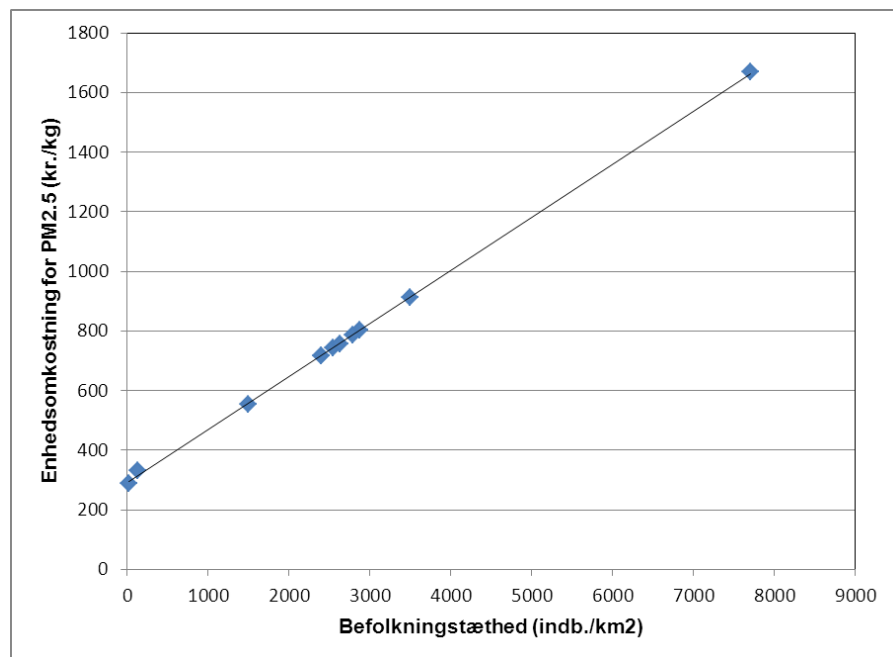
Byklasse	Antal byer	Min. indb.	Maks. indb.	Antal indb. i byerne	Gns. Befolkningstæthed (indb./km ²)
9	1	586026	586026	586026	7703
8	1	217260	217260	217260	3494
7	2	119617	145062	264679	2627
6	6	50609	73341	362982	2792
5	7	43100	49270	323085	2874
4	12	30173	39408	414994	2547
3	13	20375	29331	329307	2404
2	31	10000	19090	422272	2392
1	212	56	9955	783587	1492
I alt	285			3704192	

Ud fra ovenstående forudsætninger er de eksterne enhedsomkostninger for PM_{2.5} vist i Tabel 5.8 opdelt på landområder og byområder med forskellig bystørrelser.

Tabel 5.8. Fordelingen mellem lokal- og regionalskala bidraget til de eksterne omkostninger for PM_{2.5} (DKK/kg) (2006-priser)

	Lokal	Regional	Sum
Danmark (128 pers/km ²)	46	285	331
Byklasse 1 (TU5, TU6)	268	285	553
Byklasse 2 (TU4)	430	285	715
Byklasse 3 (TU4)	432	285	717
Byklasse 4 (TU4)	458	285	743
Byklasse 5 (TU4)	516	285	801
Byklasse 6 (TU4)	502	285	787
Byklasse 7 (TU3)	472	285	757
Byklasse 8 (TU3)	628	285	913
Byklasse 9 (TU1)	1384	285	1669
Land (TU7) (18 pers/km ²)	3	285	288

For alle by- og landoområder anvendes befolkningstæthedens sammenhæng med enhedsomkostningerne til at beregne de eksterne omkostninger på baggrund af GIS data om befolkningstætheden på 1x1 km² for Sjælland, se Figur 5.1.



Figur 5.1. Sammenhængen mellem befolkningstæthed og enhedsomkostning for PM_{2.5} (kr./kg) (2006-priser).

I ovenstående indikative metode er der således i vides muligt omfang anvendt de seneste enhedsomkostninger beregnet med EVA-systemet (CEEH) for 2008. Endvidere er anvendt nye beregninger for koncentrationsbidrag til bybaggrundsforureningen i København for opdeling af lokalbidraget og regional bidraget til enhedsomkostningerne, men pga. af dobbelttælling i me-

toden er det nødvendigt at antage en reduktion af lokalbidraget på en faktor 2, som er forbundet med stor usikkerhed.

EVA/CEEH enhedsomkostningen for NO_x er 75 kr. pr. kg NO_x emission (2006-priser). Da effekten for NO_x primært er på den regionale skala regnes den som ens for by og land, som både Transportministeriet og Miljøstyrelsen tidligere har forudsat. Enhedsomkostningerne for EVA/CEEH er her omkring 50% højere end for Transportministeriet.

For SO₂ beregner EVA/CEEH 412 kr. pr. kg SO₂ emission (2006-priser). Der anvendes samme pris for by og land, idet det primært er en regional effekt, og Transportministeriet regner stort set også med samme enhedsomkostninger for by og land. Ren-luftzonerne vil have marginal effekt for SO₂, idet der vil være meget små forskydninger mellem benzin og diesel. SO₂ emissionerne fra vejtrafikken er meget små pga. regulering af svovlindholdet i brændstof, og den eksterne omkostninger for SO₂ vurderes at være marginale, og er ikke medtaget i beregningerne af de eksterne omkostninger i nærværende studie.

EVA/CEEH har ikke beregnet enhedsomkostninger for VOC. Transportministeriets enhedsomkostning er på 3 kr. pr. kg VOC emission, hvor der ikke differentieres mellem by og land (2010-priser). De eksterne omkostninger for VOC vil tælle meget lidt i det samlede billede, og er ikke medtaget i beregningerne af de eksterne omkostninger i nærværende studie. CO er heller ikke medtaget af samme grund.

I Tabel 5.9 er opsummeret de anvendte enhedspriser til beregning af de eksterne omkostninger ved sundhedsskadelig luftforurening i nærværende studie.

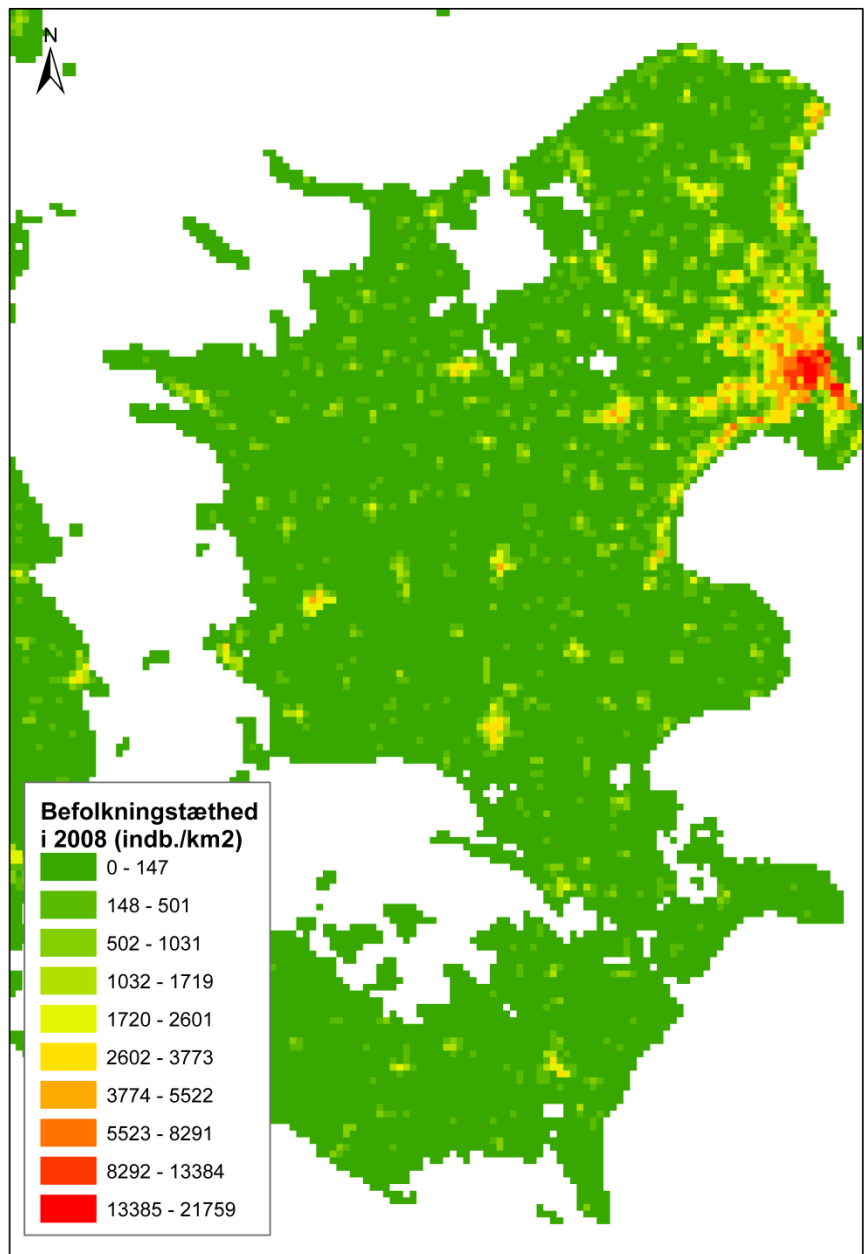
Tabel 5.9. Anvendte enhedspriser for eksterne omkostninger ved sundhedsskadelig luftforurening

Eksterne omkostninger (kr./kg, 2006-priser)	NO_x	PM_{2.5}
By og land	75	
Regionalt bidrag		285
Bybidrag afhængig af befolkningstæthed (x er befolkningstæthed i indb./km ²)		x * 0,18

De samlede beregnede eksterne omkostninger fremskrives fra 2006 til 2015 med Transportministeriets antagelser om stigning i enhedspriserne pr. kg emission på 1,6% om året. Det giver en prisstigning på 15% fra 2006 til 2015. Fremskrivning til 2017 giver en prisstigning på 19% i forhold til 2006-priser.

Grundlag for befolkningstæthed

Som vist ovenfor indgår befolkningstætheden (indb./km²) i beregning af eksterne omkostninger for PM_{2.5}. Der anvendes et nyere datasæt for befolkningstætheden, som er CPR data på adresseniveau fra 2008, som er knyttet til adresseregisteret, således at antal personer er summeret pr. adresse. Befolkningsdata er herefter summeret på Danske Kvadratnet på 1x1 km². Befolkningstætheden er visualiseret i Figur 5.2



Figur 5.2. Befolkningstæthed (indb./km²) på 1x1 km² fra 2008.

Usikkerheder ved anvendte metode

Ovenstående metode må betragtes som et indikativt forsøg på at modellere enhedspriser som funktion af befolkningstæthed. Opdeling efter befolkningstæthed er indikativ, da den bygger på en simpel metode behæftet med betydelig usikkerhed. I princippet burde forskellige bystørrelser regnes igennem i EVA-systemet, for at være på mere sikker grund. Det vil kræve en videreudvikling af EVA-systemet, således at lokalskala modellering (med UBM) blev en del af systemet, således at der kunne regnes ned til 1x1 km² i geografisk opløsning.

Bybidraget for PM_{2.5} afhænger alene af befolkningstætheden med et udgangspunkt for det lokale bidrag på 46 kr./kg ved en gennemsnitlig befolkningstæthed på landsplan på 128 indb./km². Med en befolkningstæthed som i København på fx 7.703 vil lokalbidraget blive ganget med en faktor 60, og bybidraget er derfor meget følsomt overfor størrelsen af udgangspunktet.

Den anvendte metode medfører en grad af dobbelttælling. Dette skyldes for det første at EVA allerede har beregnet noget af lokalbidraget over København i enhedsprisen på 331 kr./kg, da DEHM allerede har forøget koncentration over København beregnet med en geografisk opløsning på 16,7 x 16,7 km². For det andet er der en meget stor andel af enhedsprisen der kommer fra at partiklerne bliver blæst langt væk fra København, hvor mange mennesker bliver eksponeret med et lille koncentrationsbidrag. Noget af lokalbidraget er derfor allerede medtaget i DEHM/EVA. Det er forsøgt at kompensere for dette ved at justere med en faktor 2, hvilket svarer til at antage at omkring halvdelen af lokalbidraget allerede er medtaget i DEHM/EVA, men der er stor usikkerheder omkring denne antagelse.

De samlede eksterne omkostninger afhænger af hvor emissionen bliver sluppet ud og af befolkningstætheden i et stort område omkring udslipstedet, som det også forsøges modelleret i EVA-systemet. Men i ovenstående indikative metode afhænger de eksterne omkostninger alene af den pågældende 1x1 km² gittercelle, som betragtes.

Det anvendte befolkningsdata er fra 2008, og der er ikke taget hensyn til at befolkningstætheden er stigende i Storkøbenhavn frem mod 2015 og 2017 som følge af tilflytning, hvilket vil forøge befolkningstætheden og dermed også de eksterne omkostninger for PM_{2.5}.

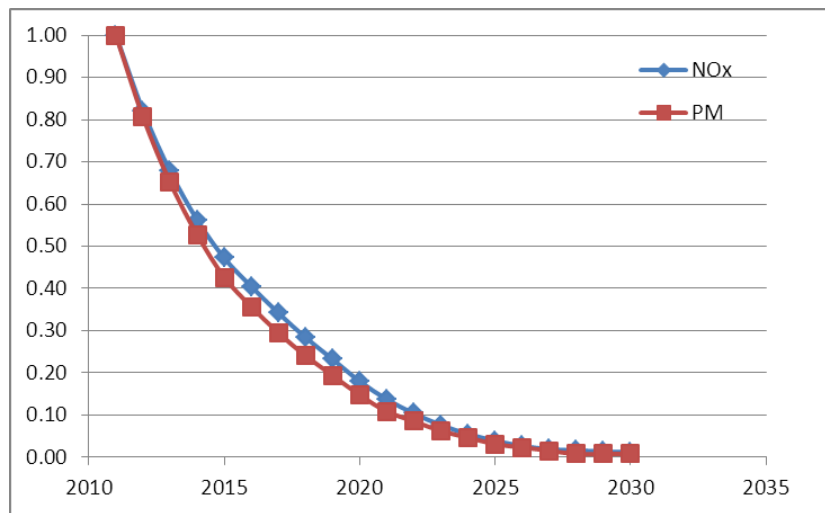
5.1.7 Samlede sparede eksterne omkostninger over en årrække

Ovenstående metode beregner de sparede eksterne omkostninger for et givent scenarie for et givet år dvs. første år for indførelse af tiltaget. Scenarierne svarer til at fremskynde indførelse af nyere renere Euronormer for køretøjerne, og effekten i form af sparede emissioner er størst det første år, hvorefter den vil klinge af i takt med udskiftning af bilparken. Miljøstyrelsen har tidligere beregnet den sparede emission for Berlinerscenariet, som er illustreret i Figur 5.3 og Tabel 5.10 (Miljøstyrelsen 2009a).

Effekten er størst de første år, og efter omkring 10 år er den sparede effekt nede på omkring 10-15% af effekten i det første år. Efter 20 år er der ingen effekt af tiltaget, da bilparken er udskiftet.

De samlede sparede emissioner i forhold til første års sparede emissioner er 5,5 gange større for NO_x og 5 gange større for PM_{2.5}, og disse faktorer anvendes til at beregne de samlede sparede eksterne omkostninger for et scenarie ved at gange disse faktorer på den beregnede sparede eksterne omkostning for det første år.

I disse beregninger er der anvendt de samme enhedspriser for alle årene, og der er således ikke foretaget en fremskrivning af enhedspriserne, og der er heller ikke foretaget diskontering. Begrundelsen herfor er, at hovedparten af besparelserne falder indenfor de første år. Den samme tendens blev også set i forbindelse med evaluering af effekten af de nuværende miljøzoner (Jensen et al. 2011).



Figur 5.3. Hvordan sparede emissioner ved Berlinermodellen aftager med årene (Indeks). Baseret på *Miljøstyrelsen* (2009a)

Tablet 5.10. Hvordan sparede emissioner ved Berlinermodellen aftager med årene (Indeks). Baseret på *Miljøstyrelsen* (2009a)

Årstal	NO _x	PM _{2,5}
2011	1,00	1,00
2012	0,82	0,81
2013	0,68	0,65
2014	0,56	0,53
2015	0,47	0,43
2016	0,40	0,36
2017	0,34	0,29
2018	0,28	0,24
2019	0,23	0,19
2020	0,18	0,15
2021	0,14	0,11
2022	0,10	0,09
2023	0,08	0,06
2024	0,06	0,05
2025	0,04	0,03
2026	0,03	0,02
2027	0,02	0,02
2028	0,02	0,01
2029	0,01	0,01
2030	0,01	0,01
Sum	5,47	5,04

5.2 Beregning af sparede emissioner

Dette afsnit beskriver metoden for, hvordan de sparede emissioner beregnes for de fastlagte scenarier for ren-luftzoner.

Vejnet

DCE råder over vejnet med trafikdata (person-, vare-, lastbiler og busser) for hele Danmark (Jensen et al. 2009). Vej- og trafikdatadatabasens seneste år er 2005, som er fremskrevet til 2015 under antagelse af en årlig trafikstigning på 1,41% svarende til antagelserne i REBECa projektet, hvor DTU Transport udarbejdede en fremskrivning af vejtrafikken på basis af et lavvækstscenarie (svarende til en oliepris på 60 \$/tønne) (Frederiksen et al. 2013).

Emissioner

Det er således muligt at beregne emissionen fra trafikken ud fra trafikarbejdet (trafik gange vejlængde) og emissionsfaktorer i COPERT 4 modellen, hvilket er gennemført med en geografisk opløsning på 1x1 km² med Danske Kradratnet. OML-Highway er anvendt til at foretage beregningerne af trafikarbejdet, da der heri er indbyggede værktøjer til nemt at opsummere trafikarbejde på et gitternet (Jensen et al. 2010b). Emissionerne opsummeres på køretøjskategorierne: personbil, varebil, lastbil < 32 t, lastbil > 32t, og busser.

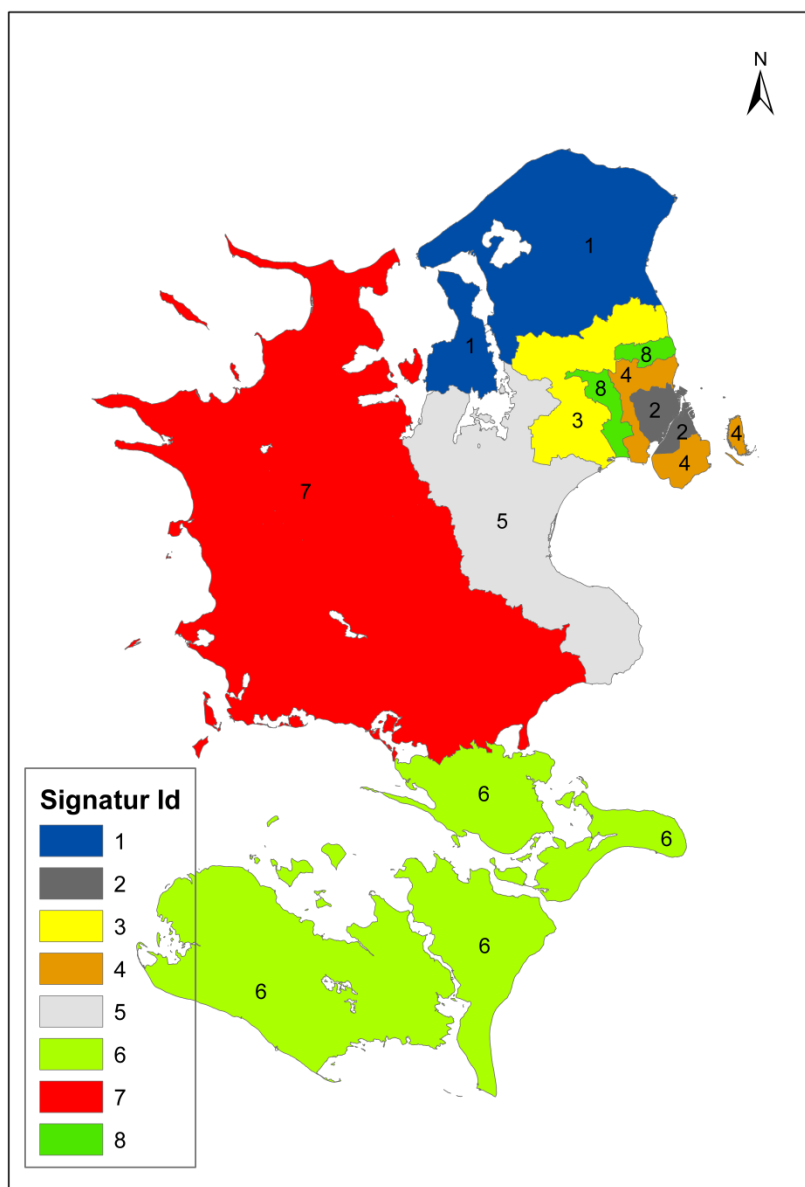
Emissioner fra varebiler i COPERT 4 emissionsmodellen er beskrevet som én kategori af varebiler dog opdelt på benzin- og diesel samt Euroemissionsklasserne, men kategorien er ikke underopdelt i fx vægtklasser eller motorstørrelser. For efterfølgende at kunne opdele emissionen for hhv. varebiler under 2.500 kg og over 2.500 kg kan anvendes den fordeling, som COWI har registreret for antallet af varebiler for Danmark (COWI 2013). Denne fordeling for varebiler under 2.500 kg og over 2.500 kg er hhv. 33% og 67%, hvor der er 75.767 varebiler under 2.500 kg og 156.445 over 2.500 kg.

Miljøzonens påvirkning af bilparken inden for og uden for miljøzonen

Inden for miljøzonen vil det blive antaget, at der ikke sker trafikale ændringer, dvs. at trafikken er uændret, men at der sker ændringer i bilparken som følge af ren-luftzonekravene. Ren-luftzonekravene i de forskellige scenarier slår derfor 100% igennem inden for miljøzonen.

Uden for miljøzonen vil der også ske ændringer i bilparken som følge af ren-luftzonekravene i København, men effekten af ren-luftzonekravene for bilparken vil aftage jo længere væk fra København man er. Det skyldes, at bilejere der ofte skal til København må formodes at skifte til bil, der opfylder ren-luftzonekravene, mens bilejere som sjældent skal til København ikke formodes at skifte til tilladt miljøzonebil. Det er ligeledes antaget, at trafikken er uændret, og det kun er bilparken, som ændres.

COWI har i rapport for Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2009b) om effekter af miljøzonekrav på person- og varebilsmarkedet vurderet, hvor mange biler som bliver berørt af ren-luftzonekrav for forskellige geografiske områder af Sjælland ved at kombinere oplysninger om person- og varebilbestanden med vurdering af bilernes berøring med miljøzonen ud fra DTU Transports Transportvaneundersøgelse (TU data). Vurderingerne er inddelt efter forskellige geografiske områder er vist Figur 5.4. Disse vurderinger har COWI opdateret i forbindelse med nærværende studie (COWI 2013).



Figur 5.4. Områder anvendt til vurdering af, hvordan bilparken påvirkes uden for miljøzonen (fra Miljøstyrelsen 2009).

I Tabel 5.11 er opsummeret den andel af berørte ældre person- og varebiler, som berøres afhængig af afstand fra miljøzonen i Berlinersceneriet. Inden for miljøzonen er 100% af alle ældre person- og varebiler berørt af renluftkravene. I de tidligere Vestsjællands Amt og Storstrøms amt (område 6 og 7) er for person- og varebiler hhv. 23% og 21% berørt af kravene.

Tabel 5.11. Procent berørte ældre person- og varebiler afhængig af afstand fra miljøzonen i Berlinersceneriet (%). Baseret på COWI (2013).

Signatur Id	Beskrivelse af zoner	Procent berørte ældre biler (%)	
		Personbiler	Varebiler
2	Zone 0: Miljøzonen (Københavns og Frederiksberg kommune)	100	100
4	Zone 1 (nabokommuner): Den første zone er de kommuner der ligger som tætte naboer til miljøzonegrænsen (Gentofte, Gladsaxe, Herlev, Rødovre, Hvidovre, Tårnby og Dragør)	60	56
8	Zone 2 (ydre nabokommuner): Den anden zone er de kommuner der betegnes ydre nabokommuner (Brøndby, Vallensbæk Albertslund, Glostrup, Ballerup, Lyngby Taarbæk)	63	54
3	Zone 3 (Øvrige kommuner): Omfatter øvrige kommuner i Københavns Amt (Ishøj, Høje Taastrup, Egedal, Furesø og Rudersdal)	70	54
1 og 5	NA: Naboamter (Roskilde og Frederiksborg Amt)	51	45
6 og 7	SØA: Sjællands øvrige amter (Vestsjællands Amt og Storstrøms amt)	23	21
n.a.	DØA: Øvrige Danmark	2	2

For Berlinersceneriet inkl. partikelfilterkrav for alle Euro 4 diesel køretøjer er der ikke lavet vurdering af, hvor mange køretøjer som berøres. For person- og varebiler har vi derfor antaget, at det er det samme som i Berlinersceneriet (Tabel 5.11). For lastbiler og busser er det antaget, at berørte køretøjer er som for varebiler (Tabel 5.11) i mangel af bedre antagelser.

Sparede emissioner i scenarierne

For selve miljøzonen er det nemt at beregne emissionseffekten af et renluftzone scenarie, idet det antages, at 100% af berørte biler ikke længere kører i miljøzonen og skiftes ud med biler med en fordeling som den resterende bilpark. Emissionseffekten er derfor det pågældende scenarie minus referencescenariet. Vi kan fx antage, at et scenarie vil give anledning til, at den totale emission blev reduceret med 10%.

Emissionseffekten uden for miljøzonen er ikke 100%, fordi bilparken ikke påvirkes i samme omfang. Hvis der i et område uden for miljøzonen er beregnet, at fx 60% af ældre potentielt berørte biler vil blive udskiftet, reduceres emissionen proportionalt, dvs. $10\% \cdot 60\% = 6,0\%$ af emissionen i det pågældende område (under antagelse af at scenariet i miljøzonen reducerer den totale emission med 10%). På denne måde beregnes effekten uden for miljøzonen for de forskellige områder.

Berørte person- og varebiler uden for Sjælland er 2%, og der ses bort fra dette.

Slutresultatet vil være sparet totale emissioner for de forskellige scenarier for PM_{2.5} og NO_x, som indgår i de eksterne omkostninger. De totale emissioner beregnes således som summen af emissionerne inden for de forskellige geografiske områder på Sjælland, hvor den geografiske opløsning i emissionsdata er 1x1 km².

I summering af emissioner er der lagt et 1x1 km² gitternet ned over de forskellige områder, hvilket indebærer at en gittercelle kan indeholde areal fra

flere områder i grænsen mellem to eller flere områder. Inden for hver celle er arealet beregnet som tilhører hvert område, og det område som er størst får tildelt hele emissionen for den pågældende celle. Det samme er gjort for befolkningstætheden. Dette introducerer en lille ubetydelig afvigelse fra en mere besværlig fremgangsmåde, hvor der skulle holdes styr på emissioner og befolkningstæthed fra de forskellige områder for gitterceller, som indeholder små bidrag fra flere forskellige områder.

6 Sparede eksterne omkostninger

6.1 Samlede sparede emissioner

De sparede emissioner i de forskellige scenarier underopdelt på køretøjskategori er vist i Tabel 6.1.

Tabel 6.1. Sparede emissioner i de forskellige scenarier underopdelt på køretøjskategori.

Emission (ton/år)						Første år	Første år		
	Person- bil	Vare- bil	Lastbil < 32t	Lastbil > 32t	Bus	Total (første år)	Total (alle år)	Besparelse i procent på Sjælland (%)	Besparelse i procent i miljøzone (%)
Sparede NO_x emission									
Berlinmodel 2015	392	112	0	0	0	505	2763	4	8
Kun Euro 6 rutebus i 2015	0	0	0	0	43	43	236	0,3	3
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017	405	144	82	19	11	662	3620	6	13
Sparede PM_{2,5} emission									
Berlinmodel 2015	22	19	0	0	0	41	207	7	11
Kun Euro 6 rutebus i 2015	0	0	0	0	0,2	0,2	1,2	0,04	0,4
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017	30	27	1	0	0	59	296	10	18

Berlinerscenariet

Berlinerscenariet reducerer NO_x emissionen med omkring 8% i miljøzonen, og 4% for hele Sjælland. Reduktionen i tons er størst for personbiler i forhold til varebiler, da der er langt flere personbiler end varebiler, og selvom reduktion pr. køretøj er større for varebiler end personbiler.

PM_{2,5} emissionen reduceres med omkring 11% i miljøzonen, og 7% for hele Sjælland. Da ikke-udstødningen er den samme i referencen og i scenariet, er ændringen alene et udtryk for reduktion i partikeludstødningen. Reduktionen i tons er kun lidt større for personbiler i forhold til varebiler, og hænger sammen med hvad de enkelte Euroklasser bidrager med, og hvordan de bliver reduceret ved substitution. De ældre dieselvarebiler har forholdsvis høj partikelemission i forhold til personbiler, og der vindes mere ved substitution fra ældre til nyere varebiler end for personbiler.

Berlinerscenariet inkl. filterkrav på Euro 4 dieselskøretøjer

Dette scenarie reducerer NO_x emissionen med omkring 13% i miljøzonen, og 6% for hele Sjælland og PM_{2,5} reduceres med 18% i miljøzonen, og 10% for hele Sjælland. Som forventet er reduktionen større end for Berlinerscenariet, da alle Euro 4 dieselskøretøjer også er omfattet.

Scenarie med krav om udelukkende Euro 6 rutebusser

Dette scenarie har kun effekt inden for miljøzonen, da det er forudsat, at rutebusserne ikke kører ud af miljøzonen.

Dette scenarie reducerer NO_x emissionen med omkring 3% i miljøzonen, og PM_{2,5} reduceres med 0,4% i miljøzonen. Hvis man kun betragter busserne under ét (både rute- og turistbusser), reduceres NO_x med omkring 54% og partikeludstødningen med omkring 28%, men den samlede reduktion inden

for miljøzonen bliver lille, fordi busser udgør en meget lille del af trafikken, og på mange veje kører der slet ikke busser.

Dette tiltag er derfor mest effektivt for gader med bustrafik. I forbindelse med DCE rapport om luftkvalitetsvurdering af ren-luftzoner (Jensen et al. 2012b) reducerede dette scenarie NO_x emissionen med omkring 9% på H.C. Andersens Boulevard i 2015, hvilket er samme størrelsesorden som Berliner-scenariet.

6.2 Samlede sparede eksterne omkostninger

I det følgende opsummeres de samlede sparede eksterne omkostninger ved den reducerede luftforurening som følge af de forskellige scenarier for ren-luftzoner.

Referencescenarierne

Tabel 6.2 viser de eksterne omkostninger vedr. sundhedseffekter af luftforurening for NO_x og PM_{2.5} fordelt på køretøjsgrupper og geografiske områder på Sjælland for referencescenarierne i 2015 og 2017. Det er disse referencescenarier som effekten af de efterfølgende ren-luftzone scenarier er beregnet i forhold til.

Tabel 6.2. Eksterne omkostninger ved sundhedseffekter af luftforurening for NO_x og PM_{2.5} fordelt på køretøjsgrupper og geografiske områder på Sjælland for referencescenarie i 2015 (øverst) og 2017 (nederst). Enhed mio. kr. i hhv. 2015-priser og 2017-priser.

Reference 2015												
Område	NO _x		NO _x		NO _x	NO _x	PM _{2.5}		PM _{2.5}		PM _{2.5}	PM _{2.5}
	Personbil	Varebil	Lastbil	Lastbil			Personbil	Varebil	Lastbil	Lastbil		
			< 32t	> 32t	Bus	Total			< 32t	> 32t	Bus	Total
1	58	20	49	15	10	151	24	8	6	2	2	40
2	44	15	33	10	7	108	254	70	54	15	13	405
3	47	18	43	17	7	133	31	13	9	4	2	57
4	46	17	38	16	6	123	65	26	17	7	4	118
5	70	26	61	25	10	193	26	11	7	3	2	47
6	46	14	32	11	6	109	8	3	3	2	2	12
7	96	29	68	23	14	229	27	9	8	4	4	42
8	30	12	29	11	5	87	30	12	9	3	2	56
Total	437	150	353	128	66	1133	466	152	113	41	32	778
Reference 2017												
Område	NO _x		NO _x		NO _x	NO _x	PM _{2.5}		PM _{2.5}		PM _{2.5}	PM _{2.5}
	Personbil	Varebil	Lastbil	Lastbil			Personbil	Varebil	Lastbil	Lastbil		
			< 32t	> 32t	Bus	Total			< 32t	> 32t	Bus	Total
1	51	17	38	10	8	125	24	7	6	2	2	39
2	38	13	26	7	6	89	255	60	52	14	12	394
3	42	16	34	12	6	109	31	11	9	3	2	54
4	40	15	30	11	5	101	64	21	16	7	4	112
5	62	23	48	17	8	159	26	9	7	3	2	45
6	41	12	25	7	5	90	8	3	3	2	2	12
7	85	26	53	15	11	190	27	9	8	4	4	41
8	27	11	22	8	4	71	30	10	8	3	2	54
Total	385	132	276	86	54	933	466	130	111	40	30	750

Det ses, at for referencescenarierne er de samlede eksterne omkostninger for NO_x 1,1 mia. kr. i 2015 og 0,9 mia. kr. i 2017. Tilsvarende er de samlede eksterne omkostninger for PM_{2.5} 0,78 mia. kr. i 2015 og 0,75 mia. kr. i 2017. De eksterne omkostninger reduceres fra 2015 til 2017 pga. reduktion i emissionerne som følge af den løbende udskiftning af bilparken, hvor køretøjer med renere Euronormer erstatter køretøjer med mere forurenende Euronormer.

Det ses fx at den eksterne omkostning for $PM_{2.5}$ er højest i miljøzonen (område 2), forbi befolkningstætheden er stor, og på trods af dette område er forholdsvis geografisk lille i forhold til mange af de andre områder. Modsat ses, at den eksterne omkostning for NO_x er den anden mindste for miljøzonen, fordi denne alene er proportional med den samlede NO_x emission inden for området.

Sparede eksterne omkostninger i forskellige områder på Sjælland

Tabel 6.3 viser de sparede eksterne omkostninger vedr. sundhedseffekter af luftforurening for NO_x og $PM_{2.5}$ fordelt på køretøjsgrupper og geografiske områder på Sjælland for de forskellige scenarier.

Det ses generelt, at den største sparede eksterne omkostninger er i miljøzonen, og at den aftager med afstanden til miljøzonen for de forskellige geografiske områder på Sjælland.

Tabel 6.3. Sparede eksterne omkostninger vedr. sundhedseffekter af luftforurening for NO_x og PM_{2.5} fordelt på køretøjsgrupper og geografiske områder på Sjælland for Berlinerscenariet (2015), scenariet med Euro 6 rutebusser (2015) og Berlinerscenariet inkl. partikelfilterkrav på dieseldrevne Euro 4 køretøjer (2017). Enhed mio. kr.

Berlinmodel 2015 (2015-priser)												
	NO _x	NO _x	NO _x	NO _x	NO _x	NO _x	PM _{2.5}	PM _{2.5}	PM _{2.5}	PM _{2.5}	PM _{2.5}	PM _{2.5}
	Personbil	Varebil	Lastbil < 32t	Lastbil > 32t	Bus	Total	Personbil	Varebil	Lastbil < 32t	Lastbil > 32t	Bus	Total
1	5	1	0	0	0	6	1	1	0	0	0	2
2	7	2	0	0	0	9	24	18	0	0	0	42
3	5	1	0	0	0	7	3	2	0	0	0	5
4	4	1	0	0	0	5	5	5	0	0	0	10
5	6	2	0	0	0	7	2	1	0	0	0	3
6	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
7	3	1	0	0	0	4	1	0	0	0	0	1
8	3	1	0	0	0	4	2	2	0	0	0	5
Total	34	10	0	0	0	44	38	30	0	0	0	68
Kun Euro 6 rutebus i 2015 (2015-priser)												
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
2	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	1,5	1,5
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
Total	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	1,5	1,5
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017 (2017-priser)												
1	5	2	1	0	0	8	2	1	0,07	0,01	0,01	3
2	7	3	1	0	0	12	38	26	1,52	0,22	0,29	67
3	6	2	1	0	0	9	4	3	0,13	0,03	0,02	7
4	5	2	1	0	0	8	7	7	0,27	0,06	0,05	14
5	6	2	1	0	0	10	2	2	0,09	0,02	0,01	5
6	2	1	0	0	0	3	0	0	0,01	0,00	0,00	0
7	3	1	1	0	0	5	1	1	0,03	0,00	0,01	2
8	3	1	1	0	0	5	3	3	0,13	0,03	0,02	7
Total	36	13	7	2	1	59	58	44	2,24	0,37	0,41	105

Totalt sparede eksterne omkostninger for de forskellige scenarier

I Tabel 6.4 er opsummeret de totale sparede eksterne omkostninger vedr. sundhedseffekter af luftforurening for NO_x og PM_{2.5} fordelt på køretøjsgrupper for de forskellige scenarier.

Tabel 6.4. Sparede eksterne omkostninger vedr. sundhedseffekter af luftforurening for NO_x og PM_{2.5} fordelt på køretøjsgrupper for Berlinerscenariet (2015), scenariet med Euro 6 rutebusser (2015) og Berlinerscenariet inkl. partikelfilterkrav på dieseldrevne Euro 4 køretøjer (2017). Enhed mio. kr.

Scenarie	Person- bil	Vare- bil	Lastbil < 32t	Lastbil > 32t	Bus	Total (første år)	Total (alle år)
Sparede eksterne omkostninger for NO_x							
Berlinmodel 2015	34	10	0	0	0	44	238
Kun Euro 6 rutebus i 2015	0	0	0	0	4	4	20
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017	36	13	7	2	1	59	324
Sparede eksterne omkostninger for PM_{2.5}							
Berlinmodel 2015	38	30	0	0	0	68	343
Kun Euro 6 rutebus i 2015	0	0	0	0	1	1	7
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017	58	44	2	0,4	0,4	105	528
Sparede eksterne omkostninger for NO_x og PM_{2.5}							
Berlinmodel 2015	72	40	0	0	0	112	581
Kun Euro 6 rutebus i 2015	0	0	0	0	5	5	28
Berlin+filter diesel Euro 4 i 2017	94	57	10	2	1	164	852

Berlinerscenariet

Af Tabel 6.4 fremgår det, at Berlinerscenariet første år sparer omkring 44 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 238 millioner kr. pga. reduceret NO_x emission. Omkring 3/4 af effekten skyldes NO_x emission for personbiler og 1/4 for varebiler. De sparede omkostninger for varebiler kan skønsmæssigt fordeles med 1/3 på varebiler under 2.500 kg og 2/3 for varebiler over 2.500 kg.

Pga. reduceret PM_{2.5} emission sparer Berlinerscenariet første år omkring 68 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 343 millioner kr. Omkring 1/2 af effekten skyldes personbiler og 1/2 varebiler. De sparede omkostninger for varebiler kan skønsmæssigt fordeles med 1/3 på varebiler under 2.500 kg og 2/3 for varebiler over 2.500 kg.

Pga. reduceret NO_x og PM_{2.5} emission sparer Berlinerscenariet første år omkring 112 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 581 millioner kr. Omkring 2/3 af effekten skyldes personbiler og 1/3 varebiler.

Som forventet er den procentvise reduktion af NO_x og PM_{2.5} i miljøzonen og forholdet mellem effekten for person- og varebiler konsistent med resultaterne fra DCE rapport om luftkvalitetsvurdering af ren-luftzoner (Jensen et al. 2012b).

I Miljøstyrelsens første samfundsøkonomiske analyse af forskellige scenarier for ren-luftzoner (Miljøstyrelsen 2009a) blev de eksterne omkostninger vedr. luftforurening for Berlinerscenariet opgjort til hhv. 76 og 186 mio. kr. for person- og varebiler for NO_x og hhv. 19 og 81 mio. kr. for per-

son- og varebiler for PM_{2.5}. De samlede sparede eksterne omkostninger var således 362 mio. kr. for NO_x og PM_{2.5}. Endvidere blev indregnet effekt af VOC på 18 mio. kr. Nærværende studie får omkring 60% højere samlede sparede eksterne omkostninger for NO_x og PM_{2.5} (581 mio. kr.).

Der er flere grunde til, at nærværende rapport får højere samlede sparede eksterne omkostninger end Miljøstyrelsens første samfundsøkonomiske analyse fra 2009. De anvendte enhedsomkostninger for NO_x er højere (omkring 50%) og betydeligt højere for PM_{2.5} (en faktor 10 for by som København og en faktor 3 for land). I nærværende studie er eksterne omkostninger for PM_{2.5} afhængig af befolkningstætheden og regnet for Sjælland med en geografisk opløsning på 1x1 km², hvor Miljøstyrelsens første studie kun havde en opdeling på land og by med én enhedspris for hver. I nærværende studie er ikke indregnet effekt for VOC, hvilket blev gjort i Miljøstyrelsens første studie, men bidragene herfra er minimale (18 mio. kr.).

De sparede emissioner er beregnet med udgangspunkt i 2010, hvor nærværende studie anvender 2015 for Berlinerscenariet, hvilket gør, at de ikke umiddelbart kan sammenlignes. En anden væsentlig forskel er, at den sparede emission er regnet med forskellige metoder. I Miljøstyrelsens første studie er de sparede emissioner beregnet ud fra ændringer i bilparken som følge af Berlinerscenariet inden for forskellige områder på Sjælland, og der er taget hensyn til hvor mange, der berøres i de forskellige områder. I nærværende studie er de sparede emissioner beregnet ud fra vejnettet på Sjælland, dens trafik på vejstrækninger, og ændringer i bilparken ved de forskellige scenarier. I beregning af effekten uden for miljøzonen er der taget udgangspunkt i den procentdel af bilparken, som bliver berørt med samme forudsætninger som Miljøstyrelsens første studie (dog med de opdateringer som COWI har lavet i 2013). I forhold til den første vurdering har denne opdatering ført til, at der fås væsentlig større effekt for personbiler end for varebiler uden for miljøzonen end tidligere.

Der er væsentlige forskelle i fordelingen af de sparede eksterne omkostninger, idet nærværende studie har højere eksterne omkostninger for partikler i forhold til NO_x, hvilket er en logisk følge af, at nærværende studie har markant højere enhedspriser for PM_{2.5}.

Der ud over har nærværende studie højere eksterne omkostninger for personbiler i forhold til varebiler, mens det forholder sig lige omvendt i Miljøstyrelsens første analyse (Miljøstyrelsen 2009a).

Berlinerscenariet inkl. filterkrav på Euro 4 dieselkøretøjer

Som ovenstående Berlinerscenarie men med et tillægskrav om at alle dieseldrevne Euro 4 køretøjer, dvs. person-, vare- og lastbiler samt busser, skal have partikelfilter. Da der er mulighed for at opfylde dette krav enten ved eftermontering af partikelfilter eller ved skift til Euro 5 eller Euro 6 køretøj, er det i beregninger forudsat, at 50% får partikelfilter og 50% fordeler sig proportionalt på de tilbageværende køretøjskategorier (Euro 5 og Euro 6) i samme forhold som før tiltaget.

Som forventet giver dette scenarie betydeligt større sparede eksterne omkostninger for NO_x i forhold til Berlinerscenariet, fordi NO_x emissionen fra dieseldrevne Euro 4 køretøjer udgør en betydelig del af bilparken i 2015 omkring 22% ifg. *Jensen et al. (2012b)*. 50% af Euro 4 dieselkøretøjerne er forudsat at blive udskiftet til Euro 5 og Euro 6, som har generelt lavere NO_x emis-

sion end Euro 4 - dog kun for Euro 6 for de tunge køretøjer. Et tilsvarende mønster ses for PM_{2.5}, hvor effekten kommer af eftermontering af partikelfilter og udskiftning til Euro 5 og Euro 6, hvor både Euro 5 og Euro 6 giver mindre udstødning i forhold til Euro 4 for lette køretøjer, mens det kun er Euro 6, som giver mindre partikeludstødning end Euro 4 for tunge køretøjer.

Pga. reduceret NO_x og PM_{2.5} emission sparer Berlinerscenariet inkl. filterkrav til Euro 4 diesekøretøjer første år omkring 164 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 852 millioner kr.

Scenarie med krav om udelukkende Euro 6 rutebusser

I forhold til de andre scenarier har rutebusscenariet kun effekt inden for miljøzonen, og det er således antaget, at ingen af Euro 6 busserne kører uden for Københavns Kommunes ydre kommunegrænse. Da nogle buslinjer i praksis krydser ydre kommunegrænse, vil dette tiltag også have effekt uden for miljøzonen, men det har ikke været muligt at inddrage denne effekt, og den vurderes at være beskednen.

Pga. de nuværende miljøzoneregler, som kræver partikelfilter på til og med Euro 3 tunge køretøjer, er hovedparten af alle rutebusser Euro 5, og dernæst kommer Euro 4, og kun en meget lille del er Euro 6 i 2015 (Jensen et al. 2012b). Et skift til Euro 6 vil reducere NO_x emissionen og partikeludstødningen i forhold til Euro 4 og 5, såfremt Euro 6 lever op til forventningerne om emissionsreduktion.

Dette tiltag er derfor mest effektivt for gader med bustrafik. I forbindelse med DCE rapport om luftkvalitetsvurdering af ren-luftzoner (Jensen et al. 2012b) reducerede dette scenarie NO_x emissionen med omkring 9% på H.C. Andersens Boulevard i 2015, hvilket er samme størrelsesorden som Berlinerscenariet.

Første år sparer dette scenarie omkring 4 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 20 millioner kr. pga. reduceret NO_x emission.

Reduceret PM_{2.5} emission giver det første år kun en besparelse på omkring 1,5 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 7 millioner kr.

Pga. reduceret NO_x og PM_{2.5} emission sparer Euro 6 rutebusscenariet det første år omkring 5 millioner i eksterne omkostninger og over alle de år, hvor det har effekt, vil det spare omkring 28 millioner kr.

6.3 Følsomhedsanalyse med eftermontering af åbne partikelfiltre i Berlinerscenarie

Som en følsomhedsvurdering af beregningerne for reduktion af emissioner og sparede eksterne omkostninger for Berlinerscenariet er dette scenarie beregnet i en version, hvor effekten af eftermontering af åbne partikelfiltre på personbiler er indregnet.

Bilejere har mulighed for at eftermontere et åbent partikelfilter, og dermed have tilladelse til at køre i miljøzonen. Miljøstyrelsen har opstillet følgende scenarie med udgangspunkt i, hvad der ville kunne betale sig for bilejeren. Det forudsættes det kun at kunne betale sig for personbiler af eftermontere

åbent partikelfilter, da det vil være for dyrt på varebiler. Det forudsættes, at 90% af Euro 3 diesel personbiler får eftermonteret åbne filtre og 25% får eftermonteret filter på Euro 2 diesel personbiler. Åbne filtre forudsættes at reducere partikeludstødningen med 30%. Resten af diesel personbilerne er uden filter (10% Euro 3, og 75% Euro 2) og de bliver erstattet med Euro 4, 5 og 6 i samme relative forhold som før tiltaget.

Vi forudsætter, at Euro 0 og 1 for dieselperson- og -varebil ikke får filtre, da det ikke kan betale sig. De bliver erstattet med Euro 4, 5 og 6 i samme relative forhold som før tiltag.

Resultaterne for NO_x er vist i Tabel 6.5 som indeks. Det ses, at Berlinerscenarioet reducerer NO_x emissionen med omkring 8%, men kun 4% ved eftermontering af åbne filtre. Dvs. at effekten bliver kun halv så stor i scenariet med eftermontering af åbne filtre. Den mindre sparede NO_x emission skyldes ikke de åbne filtre, men at en del ældre Euro 2 og 3 fortsætter med at køre i miljøzonen.

Tabel 6.5. Reduktion i NO_x emission for Berlinerscenarie inkl. eftermontering af åbne partikelfiltre på diesel personbiler (90% på Euro 3 og 25% på Euro 2)

Scenarie	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Bus	Total
Reference 2015	100	100	100	100	100	100
Berlinermodel 2015	85	86	100	100	100	92
Berlinermodel 2015 med åbne filtre	94	86	100	100	100	96

Resultaterne for PM_{2.5} er vist i Tabel 6.6 og Tabel 6.7 som indeks. Det ses, at Berlinerscenarioet reducerer PM udstødningen med omkring 32%, men kun 25% ved eftermontering af åbne filtre. Der er ikke så stor forskel her, da substitution mellem Euroklasser i Berlinerscenarioet og effekten af åbne filtre i eftermonteringsscenarioet giver omkring samme effekt.

Betragtes total PM_{2.5} (udstødning og ikke-udstødning) ses, at Berlinerscenarioet reducerer PM_{2.5} med omkring 13%, men kun 10% ved eftermontering af åbne filtre.

Tabel 6.6. Partikeludstødning (Indeks) og PM_{2.5} ikke-udstødning (Indeks) for Berlinerscenarie med åbne filtre

Scenarie	PM udstødning (Indeks)						Ikke-udstødning (Indeks)					
	Person- bil	Vare- bil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Bus	Total	Person- bil	Vare- bil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Bus	Total
Reference 2015	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Berlinermodel 2015	65	56	100	100	100	68	100	100	100	100	100	100
Berlinermodel 2015 med åbne filtre	81	56	100	100	100	75	100	100	100	100	100	100

Tabel 6.7. PM_{2.5} (partikeludstødning og ikke-udstødning) for Berlinerscenarie med åbne filtre (Indeks)

Scenarie	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Bus	Total
Reference 2015	100	100	100	100	100	100
Berlinermodel 2015	88	68	100	100	100	87
Berlinermodel 2015 med åbne filtre	93	68	100	100	100	90

De sparede eksterne omkostninger i Berlinerscenariet ved substitution mellem Euroklasser er som tidligere beskrevet i afsnit 6.2 238 mio. kr. for NO_x og 343 mio. kr. for PM_{2.5} i alt 581 mio. kr. over alle årene.

Berlinerscenariet inkl. eftermontering af åbnefiltre på diesel personbiler vil reducere de sparede eksterne omkostninger til omkring 120 mio. kr. for NO_x og til omkring 265 mio. kr. dvs. til i alt 385 mio. kr. Dvs. at de sparede eksterne omkostninger bliver omkring 34% lavere ved eftermontering af åbne filtre.

Ovenstående forudsætninger om eftermontering er opstillet af Miljøstyrelsen på baggrund af, hvad der ville kunne betale sig for bilejeren. I praksis vil færre sikkert eftermontere filtre, og skifte til bil der opfylder ren-luftzone kravene i stedet for. De forventede sparede eksterne omkostninger ved Berlinerscenariet forventes derfor at ligge et sted mellem substitution og eftermontering dvs. mellem 385 mio. kr. og 581 mio. kr.

6.4 Øvrige ikke-kvantificerede benefits ved ren-luftzoner

Der er en række øvrige eksterne omkostninger, som ikke er søgt kvantificeret, men som også vil bidrage positivt i forbindelse med ren-luftzoner.

Eksterne omkostninger i forbindelse med VOC og SO₂ indgår ikke i nærværende studie.

Enhedsomkostningerne for VOC er dog meget lave og spiller normalt kun en meget beskeden rolle i de samlede eksterne omkostninger vedr. luftforurening. Dette kan dog være meget undervurderet, idet de nuværende enhedspriser ikke inkluderer VOC'ernes omdannelse til sekundære partikler.

Enhedspriserne for SO₂ er relativt høje, men Ren-luftzonerne vil have marginal effekt for SO₂, idet der vil være meget små forskydninger mellem benzin og diesel, idet kun diesel indeholder lidt svovl. SO₂ emissionerne fra vejtrafikken er meget små pga. regulering af svovlindholdet i brændstof, og den eksterne omkostninger for SO₂ vurderes at være marginale, og er ikke medtaget i beregningerne af de eksterne omkostninger i nærværende studie.

Det er kun sundhedseffekter fra NO_x og PM_{2.5}, som er medtaget i nærværende studie. Reduktion af NO_x vil også have positive effekter på natur og miljø som mindre forurening og eutrofiering, hvilket ikke er søgt kvantificeret.

Kravene i de forskellige scenarier for ren-luftzoner forbyder ældre køretøjer og fremmer dermed nyere køretøjer, som generelt kører lidt længere på literen, hvorved CO₂ emissionen bliver lidt mindre pr. kørt km.

Berlinerscenarierne kan betyde, at bilister, hvis køretøj ikke opfylder ren-luftzonekravene, enten ikke tager en tur til miljøzonen, eller vælger kollektiv trafik, som vil betyde lidt mindre trængsel. Dette vil også kunne føre til lidt mindre trafikstøj. Det har ikke været en del af dette studie at vurdere det aspekt.

Referencer

Andersen, M. S.; Frohn, L. M.; Jensen, S. S.; Nielsen, J. S.; Sørensen, P. B.; Hertel, O.; Brandt, J.; Christensen, J. (2004): Sundhedseffekter af luftforurening beregningspriser. / Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 2004. 85 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 507.

Andersen, M.S. (2010): Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 33 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 783. <http://www.dmu.dk/pub/FR783.pdf>

Berkowicz, R. (2000a): A Simple Model for Urban Background Pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* Vol. 65, Issue 1/2, pp. 259-267.

Berkowicz, R. (2000b): OSPM - A parameterised street pollution model, *Environmental Monitoring and Assessment*, Volume 65, Issue 1/2, pp. 323-331.

Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Palmgren, F., Berkowicz, R., Zlatev, Z. (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.

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.
Brandt, J. (2013): Opdaterede beregninger for 2008 med EVA modelsystem, februar 2013. Privat kommunikation.

COWI (2013): Effekter af miljøzonekrav på person- og varebilmarkedet. Foreløbige resultater til Rapport. Februar 2013. Udarbejdet for Miljøstyrelsen.

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

EEA (2010): EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009, updated June 2010. Passenger cars, light-duty trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles. 129 p.

Jensen, S.S., Willumsen, E., Brandt, J., Buus, N. (2008): Evaluation of Exposure Factors Applied in Estimation of Marginal External Costs of Transportation related Air Pollution. *Transportation Research Part D* 13 (2008) 255-273.

Jensen, S.S., Hvidberg, M., Petersen, J., Storm, L., Stausgaard, L., Hertel, O. (2009): 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., Ketznel, M., & Andersen, M.S. (2010a): Road pricing, luftforurening og eksternalitetsomkostninger. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. -Faglig rapport fra DMUNr. 770. <http://www.dmu.dk/pub/FR770.pdf>.

Jensen, S.S., Becker, T., Ketznel, M., Løfstrøm, P., Olesen, H.R., Lorentz, H. (2010b): OML-Highway within the framework of SELMAGIS. 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., Nøjgaard, J. K. & Becker, T. 2011: Hvad er effekten af miljøzoner for luftkvaliteten? - Vurdering for København, Frederiksberg, Aarhus, Odense, og Aalborg. Slutrapport. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 110 s. -Faglig rapport nr. 830. <http://www.dmu.dk/Pub/FR830.pdf>

Jensen, S.S., Ketznel, M., Winther, M. (2012a). Luftkvalitetsvurdering af trængselsafgifter i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. -Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 16. <http://www.dmu.dk/Pub/SR16.pdf>

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

Jensen, S.S., Brandt, J., Ketznel, M., Plejdrup, M. (2013): Kildebidrag til sundhedsskadelig luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, xx s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xx. (under udgivelse).

Miljøstyrelsen (2009a): Samfundsøkonomisk analyse af "Effekter af miljøzonekrav på person- og varebilmarkedet". Notat. 9. oktober 2009.

Miljøstyrelsen (2009b): Effekter af miljøzonekrav på person og varebilmarkedet. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 6, 2009. Udført af COWI for Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen & Trafikstyrelsen (2010): Notat om eftermontering af partikel-filtre til varebiler. 20.10.2010.

Miljøstyrelsen (2012): Forudsætninger for antallet af køretøjer i den samfundsøkonomiske analyse af nye tiltag for ren-luftzoner. Notat. 7. August 2012.

Pilegaard, N., Fosgerau, M., Paabøl Jensen, M., Lyk-Jensen, S. (2006): TERE-SA (Transport- og Energiministeriets Regnearksmodel til Samfundsøkonomisk Analyse) for transportprojekter. Dokumentation (Version 1.0, august 2006). Notat.

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

Frederiksen, P. (ed) (2013): Scenarios for biofuels in the road transport sector -environmental and welfare economic consequences. Synthesis report from the

REBECA project. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 71 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 46. <http://www.dmu.dk/Pub/SR46.pdf>

Rohr, A.C. & Wyzga, R.E, (2012): Attributing health effects to individual particulate matter constituents. Atmospheric Environment. Volume 62, December 2012, Pages 130–152.

Thomsen, B.B., (2004): Vurdering af luftkvalitet og sundhedseffekter i forbindelse med en miljøzoneordning i København, København: Miljøkontrollen.

Transportministeriet (2008) – Transportøkonomiske enhedspriser til brug for samfundsøkonomiske analyser (middelpriiser).

Transportministeriet (2010): Værdisætning af transportens eksterne omkostninger. Rapport. Juni 2010.

Bilag 1 Indregistreringsdatoer for Euroemissionsnormer

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

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

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

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

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

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

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

Bilag 2: Euroemissionsnormer for køretøjer

Emissionsnormerne for de forskellige køretøjer er vist i nedenstående tabeller (Winther 2012). Person- og varebiler testes gennem en bestemt kørecyklus på et rullefelt. Emissionen opsamles og skal være under grænseværdien. For tunge køretøjer (lastbiler og busser) er det selve motoren, som testes gennem en motorbelastningstest. Normer før Euro 1 – kaldet Euro 0 – er ikke vist.

Private cars and light duty vehicles I (<1305 kg).

G pr km		EURO 1	EURO 2	EURO 3 ¹⁾	EURO 4	EURO 5	EURO 6
<u>Normal temp.</u>							
CO	Gasoline	2.72	2.2	2.3	1.0	1.0	1.0
	Diesel	2.72	1.0	0.64	0.5	0.5	0.5
HC	Gasoline	-	-	0.20	0.10	0.1	0.1
NMHC	Gasoline	-	-	-	-	0.068	0.068
NO _x	Gasoline	-	-	0.15	0.08	0.06	0.06
	Diesel	-	-	0.5	0.25	0.18	0.08
HC+NO _x	Gasoline	0.97	0.5	-	-	-	-
	Diesel	0.97	0.7/0.9 ²⁾	0.56	0.30	0.23	0.17
Particulates	Diesel	0.14	0.08/0.10 ²⁾	0.05	0.025	0.005	0.005
<u>Low temp.</u>							
CO	Gasoline	-	-	-	15	15	15
HC	Gasoline	-	-	-	1.8	1.8	1.8
<u>Evaporation</u>							
HC ³⁾	Gasoline	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0

¹⁾ Changed test procedure at normal temperatures (40 s warm-up phase omitted) and for evaporation measurements.

²⁾ Less stringent emission limits for direct injection diesel engines.

³⁾ Unit: g/test.

Light duty vehicles II (1305-1760 kg)

G pr km		EURO 1	EURO 2	EURO 3 ¹⁾	EURO 4	EURO 5	EURO 6
<u>Normal temp.</u>							
CO	Gasoline	5.17	4.0	4.17	1.81	1.81	1.81
	Diesel	5.17	1.25	0.80	0.63	0.63	0.63
HC	Gasoline	-	-	0.25	0.13	0.13	0.13
NMHC	Gasoline	-	-	-	-	0.9	0.9
NO _x	Gasoline	-	-	0.18	0.10	0.75	0.75
	Diesel	-	-	0.65	0.33	0.235	0.105
HC+NO _x	Gasoline	1.4	0.6	-	-	-	-
	Diesel	1.4	1.0/1.3 ²⁾	0.72	0.39	0.295	0.195
Particulates	Gasoline	-	-	-	-	0.005	0.005
	Diesel	0.19	0.12/0.14 ²⁾	0.07	0.04	0.005	0.005
<u>Low temp.</u>							
CO	Gasoline	-	-	-	24	24	24
HC	Gasoline	-	-	-	2.7	2.7	2.7
<u>Evaporation</u>							
HC ³⁾	Gasoline	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0

¹⁾ Changed test procedure at normal temperatures (40 s warm-up phase omitted) and for evaporation measurements.

²⁾ Less stringent emission limits for direct injection diesel engines.

³⁾ Unit: g/test.

Light duty vehicles III (>1760 kg).

G pr km		EURO 1	EURO 2	EURO 3 ¹⁾	EURO 4	EURO 5	EURO 6
<u>Normal temp.</u>							
CO	Gasoline	6.9	5.0	5.22	2.27	2.27	2.27
	Diesel	6.9	1.5	0.95	0.74	0.74	0.74
HC	Gasoline	-	-	0.29	0.16	0.16	0.16
NMHC	Gasoline	-	-	-	-	0.108	0.108
NO _x	Gasoline	-	-	0.21	0.11	0.082	0.082
	Diesel	-	-	0.78	0.39	0.28	0.125
HC+NO _x	Gasoline	1.7	0.7	-	-	-	-
	Diesel	1.7	1.2/1.6 ²⁾	0.86	0.46	0.35	0.215
Particulates	Gasoline	-	-	-	-	0.005	0.005
	Diesel	0.25	0.17/0.20 ²⁾	0.10	0.06	0.005	0.005
<u>Low temp.</u>							
CO	Gasoline	-	-	-	30	30	30
HC	Gasoline	-	-	-	3.2	3.2	3.2
<u>Evaporation</u>							
HC ³⁾	Gasoline	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0

¹⁾ Changed test procedure at normal temperatures (40 s warm-up phase omitted) and for evaporation measurements

²⁾ Less stringent emission limits for direct injection diesel engines

³⁾ Unit: g/test

Heavy duty diesel vehicles.

(g pr kWh)		EURO I	EURO II	EURO III	EURO IV	EURO V	EURO VI	EEV ²⁾
Test ¹⁾		1993	1996	2001	2006	2009	2014	2000
CO	ECE/ESC	4.5	4.0	2.1	1.5	1.5	1.5	1.5
	ETC	-	-	(5.45)	4.0	4.0	4.0	3.0
HC	ECE/ESC	1.1	1.1	0.66	0.46	0.46	0.13	0.25
	ETC	-	-	(0.78)	0.55	0.55	0.16	0.40
NO _x	ECE/ESC	8.0	7.0	5.0	3.5	2.0	0.4	2.0
	ETC	-	-	(5.0)	3.5	2.0	0.4	2.0
Particulates ³⁾	ECE/ESC	0.36/0.61	0.15/0.25	0.10/0.13	0.02	0.02	0.01	0.02
	ETC	-	-	(0.16/0.21)	0.03	0.03	0.01	0.02
	ELR	-	-	0.8	0.5	0.5	-	0.15
NH ₃	ECE/ESC	-	-	-	-	-	10 (ppm)	-
	ETC	-	-	-	-	-	10 (ppm)	-

¹⁾ Test procedure: Euro 1 og Euro 2: ECE (stationary)

Euro 3: ESC (stationary) + ELR (load response)

Euro 4, Euro 5 og EEV: ESC (stationary) + ETC (transient) + ELR (load response)

²⁾ EEV: Emission limits for extra environmental friendly vehicles, used as a basis for economical incitements (gas fueled vehicles).

³⁾ For Euro 1, Euro 2 og Euro 3 less stringent emission limits apply for small engines:

Euro 1: <85 kW

Euro 2: <0,7 l

Euro 3: <0,75 l

REN-LUFTZONE I KØBENHAVN OG SPAREDE EKSTERNE OMKOSTNINGER VED SUNDHEDSSKADELIG LUFTFORURENING

Projektets formål er at estimere de sparede eksterne omkostninger relateret til sundhedseffekter ved at indføre ren-luftzone i København med fokus på den såkaldte Berlinermodel. Vurderingen tager udgangspunkt i enhedsomkostninger for luftforurening og beregning af de samlede sparede emissioner.