



PARTIKELFORURENING OG HELBREDSEFFEKTER I ROSKILDE KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 107

2014



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

PARTIKELFORURENING OG HELBREDSEFFEKTER I ROSKILDE KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 107

2014

Steen Solvang Jensen
Matthias Ketzel
Jørgen Brandt

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. 107
Titel:	Partikelforurening og helbredseffekter i Roskilde Kommune
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Matthias Ketzel & Jørgen Brandt
Institution:	Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	September 2014
Redaktion afsluttet:	04-09-2014
Faglig kommentering:	Helge Rørdam Olesen
Finansiel støtte:	Roskilde Kommune
Bedes citeret:	Jensen, S.S., Ketzel, M. & Brandt, J. 2014. Partikelforurening og helbredseffekter i Roskilde Kommune. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 107 http://dce2.au.dk/pub/SR107.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten beskriver luftforureningen og dens kilder, samt dens sundhedsbelastning og tilhørende samfundsøkonomiske omkostninger i Roskilde Kommune med vægt på partikelforurening. Rapporten bygger på en sammenstilling af eksisterende viden og tilgængelige data.
Emneord:	Luftkvalitet, kildeopgørelse, helbredseffekter, samfundsøkonomiske omkostninger
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
Foto forside:	Roskilde Kommune
ISBN:	978-87-7156-082-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	60
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR107.pdf

Indhold

Dansk sammenfatning	5
Formål og baggrund	5
Undersøgelsen	5
Hovedkonklusioner	6
Projektræsultater	9
English Summary	11
Purpose and background	11
The study	11
Main conclusions	12
Project results	15
1 Luftforurening og sundhedseffekter	17
1.1 Bidrag til luftforurening	17
1.2 Kilder til partikler	17
1.3 Kilder til kvælstofoxider	18
1.4 Spredning	19
1.5 Kemisk omdannelse	21
1.6 Sundhedseffekter af luftforurening	22
1.7 Grænseværdier for luftkvalitet	24
2 Luftkvalitetsvurdering for Roskilde Kommune	26
2.1 Luften på din vej	26
2.2 Geografisk variation af luftkvaliteten i Roskilde Kommune	29
2.3 Luftkvalitet i Roskilde Kommune statistisk set	34
2.4 Luftforurening fra brænderøg i Roskilde Kommune	34
3 Kildeopgørelse for Roskilde Kommune	38
3.1 Totale emissioner i Roskilde Kommune	38
3.2 Geografisk variation af emissioner i Roskilde Kommune	40
3.3 Kildeopgørelse for trafikken	41
3.4 Kildeopgørelser for 99 gader i København	42
4 Helbredseffekter og samfundsøkonomiske omkostninger af luftforurening i Roskilde Kommune	48
4.1 Impact pathway metoden	48
4.2 Det integrerede modelsystem EVA	48
4.3 Helbredseffekter	52
4.4 Samfundsøkonomiske omkostninger	53
Referencer	55
Bilag 1: Indregistreringsdatoer for Euroemissionsnormer	59

[Tom side]

Dansk sammenfatning

Formål og baggrund

Formålet med rapporten er at beskrive luftforureningen og dens sundhedsbelastning i Roskilde Kommune med vægt på partikelforurening. Rapporten bygger på en sammenstilling af eksisterende viden og tilgængelige data for Roskilde Kommune, som DCE råder over i form af luftkvalitetsberegninger, luftkvalitetsmålinger, og beregninger af helbredseffekter og tilhørende samfundsøkonomiske omkostninger. Der er således ikke gennemført nye målinger eller beregninger i forbindelse med projektet.

Rapporten indledes med en overordnet beskrivelse af, hvad der bestemmer luftforureningen, dens helbredseffekter, og de grænseværdier, som er opstillet for at beskytte folkesundheden. Der gives en luftkvalitetsvurdering for Roskilde Kommune som med udgangspunkt i modelberegninger viser den geografiske variation af luftkvaliteten i kommunen, og luftkvaliteten beskrives også ud fra forskellige statistiske parametre. Luftkvalitetsvurderingen viser endvidere, hvor stor en del af luftforureningen i Roskilde Kommune, som skyldes udefra kommende luftforurening, hvad der skyldes kilderne i kommunen, og hvad der skyldes bidrag i de enkelte gader. De totale emissioner for emissionskilder inden for Roskilde Kommune beskrives, og emissionernes geografiske fordeling på 1x1 km² gitternet vises. Emissionskilder omfatter bl.a. trafik, brændeovne, industri, boligopvarmning mv. Trafikkens emissioner opdeles på køretøjstyper, Euroemissionsklasser og brændstoftype med udgangspunkt i undersøgelser fra København. Helbredseffekter i form af for tidlige dødsfald som følge af al luftforurening i Roskilde Kommune, og de samfundsøkonomiske omkostninger forbundet hermed beskrives med udgangspunkt i modelberegninger.

Baggrund for projektet er at partikelforurening fra alle kilder i Danmark og udlandet bidrager til omkring 1.500 for tidlige dødsfald om året i Hovedstadsområdet herunder Roskilde Kommune (Jensen et al. 2013). Der er ikke tidligere lavet undersøgelser af problemets omfang for Roskilde Kommune, og af hvilke lokale kilder, der bidrager mest. Roskilde Kommune ønsker på denne baggrund at få gennemført en luftkvalitets- og sundhedsvurdering baseret på eksisterende data, som er målrettet Roskilde Kommune.

Undersøgelsen vil muliggøre en efterfølgende udarbejdelse af et indsatskatalog, og en kvantificering af effekten af forskellige tiltag, men dette er ikke en del af nærværende rapport.

Undersøgelsen

Der er forskellige bidrag til luftforurening. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – i dette tilfælde Roskilde Kommune, samt det regionale bidrag. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafik-kilderne i gaden samt bidraget fra bybaggrundsforureningen. Disse bidrag kan beregnes med luftkvalitetsmodeller.

Luftkvalitetsvurderingen for Roskilde Kommune er baseret på udtræk af data fra "Luften på din vej" (LPDV), som er et nyudviklet luftforureningskort med modelleret gade- og bybaggrunds koncentrationsdata for alle adresser i

Danmark. Data forventes i slutningen af 2014 at blive offentlig tilgængelig som en hjemmeside, hvor brugeren kan zoome rundt i kortet, og det er også muligt at søge på en specifik adresse. Årsmiddelkoncentrationer for 2012 for NO₂ (kvælstofdioxid), PM_{2.5} og PM₁₀ præsenteres (partikler under hhv. 2,5 og 10 mikrometer i diameter). NO₂ er valgt, da der er problemer med overskridelse af grænseværdien ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København, og da der i henhold til modelberegninger optræder en række overskridelser i København. PM_{2.5} og PM₁₀ er valgt, da partikler anses for at udgøre det største sundhedsproblem. Koncentrationerne er beregnet med en kobling af luftkvalitetsmodeller: DEHM (en regional kemisk-transportmodel dækkende den nordlige halvkugle), UBM (bybaggrundsmodel), og OSPM (gademodel) med tilhørende input data omkring emission, meteorologi mv. For gadekoncentrationer repræsenterer beregningerne koncentrationsniveauer ved facaden af bygninger ved adresser i gadeniveau (2 m). Systemet AirGIS genererer input vedrørende trafik og gadekonfiguration for beregningspunkter.

Kildeopgørelsen for Roskilde Kommune er baseret på udtræk af data fra SPREAD modellen for Danmark. I SPREAD modellen er emissioner fra den nationale emissionsopgørelse for Danmark fordelt på et 1x1 km² gitternet ud fra forskellige geografiske fordelingsnøgler relateret til de forskellige emissionskilder. Det muliggør opgørelse af de totale emissioner for emissionskilder inden for Roskilde Kommune og deres geografiske fordeling på gitternet.

Vurderingen af helbredseffekter i form af for tidlige dødsfald som følge af al luftforurening i Roskilde Kommune, og de samfundsøkonomiske omkostninger forbundet hermed er baseret på udtræk af data fra beregninger med EVA-modelsystemet. EVA (Economic Valuation of Air pollution) tager udgangspunkt i danske værdisætninger af helbredseffekterne, og systemet kan beregne de samfundsøkonomiske omkostninger relateret til de enkelte emissioner under hensyntagen til, hvor den geografiske placering af emissionerne er i forhold til, hvor befolkningen befinder sig. Beregninger for København anvendes til at vurdere, hvor stor en del af de for tidlige dødsfald og relaterede samfundsøkonomiske omkostninger, der skyldes emissioner inden for Roskilde Kommune.

Hovedkonklusioner

Bybaggrundskoncentrationer

De højeste NO₂-bybaggrundskoncentrationer er omkring dobbelt så høje som den regionale baggrundsforurening. Bidraget fra kilder i Roskilde Kommune er op til omkring 7 µg/m³. En væsentlig kilde til NO₂ er trafik, og koncentrationerne er som forventet højest i Roskilde, men der er også relativt høje koncentrationer i den nordøstlige del af kommunen, som skyldes højt bidrag fra brændeovne ifølge modelforudsætningerne.

Bybaggrundskoncentrationen af PM_{2.5} og PM₁₀ har en anden geografisk fordeling end NO₂, da den ikke er domineret af trafik. Endvidere er det regionale baggrundsniveau relativt højt, og de lokale kilder i kommunen bidrager kun med nogle få mikrogram. Den geografiske fordeling af PM_{2.5} og PM₁₀, er stort set ens, da kilderne et langt stykke af vejen er de samme. De lokale kilder er primært brændeovne og trafik. På landet i mindre byer er koncentrationerne stedvis lige så høje eller højere end bybaggrundskoncentrationerne i Roskilde.

Gadekoncentrationer

Som forventet er NO₂-gadekoncentrationerne størst langs med de største veje, da trafik er en væsentlig kilde. Det gælder indfaldsvejene, indre ringvej og de større fordelingsveje i Roskilde. Det højeste gadebidrag fra trafikken, som er forskellen mellem gadekoncentration og bybaggrundskoncentration, er omkring 23 µg/m³. Den højeste NO₂-koncentration på omkring 38 µg/m³ i 2012 modelleres på Jernbanegade i Roskilde, og er under grænseværdien på 40 µg/m³. Der er således ikke modelleret nogen overskridelser af grænseværdien for NO₂ i Roskilde Kommune i 2012 med det foreliggende input data.

Den geografiske fordeling af PM_{2.5}- og PM₁₀-gadekoncentrationer er i vidt omfang ens, da kilderne et langt stykke af vejen er de samme. De lokale kilder er primært trafik og brændeovne, men det regionale bidrag er væsentligt dvs. bidrag fra Danmark og udlandet. De højeste koncentrationer er fordelt på samme måde som NO₂, da trafik er en væsentlig kilde til gadekoncentrationerne. I det nuværende modelsetup modelleres bidraget fra brændeovne ikke så detaljeret som bidraget fra trafikken, hvor bidraget fra trafikken på den enkelte vej har indflydelse på gadekoncentrationen i den pågældende vej. Bidraget fra brændeovne modelleres på 1x1 km² opløsning og har dermed lav geografisk opløsning i sammenligning med trafikken, og niveau og geografisk fordeling er usikker pga. manglende videngrundlag. Der er således ikke viden om, hvor de enkelte brændeovne befinder sig, og hvornår og hvor meget de bruges, så bidraget fra den enkelte brændeovn til omgivelserne kan ikke detaljeret bestemmes. Resultater fra tidligere målekampagner i landsbyer på Sjælland herunder i Roskilde Kommune viser, at i områder med moderat brændefyring kan brænderøg udgøre i størrelsesordenen 4-5% af partikelkoncentrationen, og i områder med høj brændefyringsaktivitet omkring 14-18%.

De højeste PM_{2.5}- og PM₁₀-koncentrationer på hhv. på omkring 17 µg/m³ og 22 µg/m³ i 2012, er modelleret på Jernbanegade i Roskilde, og de er under grænseværdien på 25 µg/m³ for PM_{2.5} og 40 µg/m³ for PM₁₀. Der er således ikke modelleret nogen overskridelser af grænseværdien for partikler i Roskilde Kommune. Bybaggrundsniveauet er relativt højt, og gadebidraget fra trafikken bidrager med relativt få mikrogram. For PM_{2.5} er det omkring 5 µg/m³ og for PM₁₀ omkring 8 µg/m³. Bidraget er større for PM₁₀, da den grovere del af partiklerne også indgår heri, fx ikke-udstødning fra trafikken i form af vej-, dæk- og bremseslid og ophvirvling heraf.

Der er 31.100 adresser i Roskilde Kommune. For NO₂-gadekoncentrationer er 90% af alle adresser under 14 µg/m³ eller 10% er over 14 µg/m³. Det er kun 1,3% af alle adresser der er over 20 µg/m³, og 0,25% der er over 30 µg/m³. Fordelingen af PM_{2.5}- og PM₁₀-gadekoncentrationer er domineret af det regionale bidrag, som er stort, og bidraget fra lokale kilder er mindre end for NO₂. 90% af alle adresser er tæt på det regionale bidrag for PM_{2.5}- og PM₁₀-gadekoncentrationer.

Resultater af kildeopgørelsen for alle kilder

Der er præsenteret totale emissioner for i alt ni stoffer, og der er gennemført underopdeling på kildetyper for NO_x og PM_{2.5}. Kildeopgørelsen for Roskilde Kommune viser, at den største kilde til NO_x er vejtrafik efterfulgt af andre mobile kilder (industri, landbrug, jernbane mv.) og energiproduktion. Den største kilde til PM_{2.5} er brændeovne og -kedler, efterfulgt af vejtrafik og an-

dre mobile kilder (industri, landbrug, jernbane mv.). Andre kilder bidrager marginalt.

Den geografiske variation i emissioner i Roskilde Kommune er undersøgt for udvalgte stoffer, som varierer geografisk forskelligt, fordi de har forskellige kilder. Der er udvalgt NO_x , hvor trafik er en væsentlig kilde, og som varierer stort set som CO (kulilte). NMVOC (ikke-metan flygtige kulbrinter) er valgt som indikator for luftforurening fra opløsningsmidler, produkter, men dannes også ved forbrænding fx fra trafik og brændeovne. $\text{PM}_{2.5}$ er valgt som indikator for partikler, og har flere kilder fx brændeovne, trafik, industri mv. $\text{PM}_{2.5}$ varierer geografisk stort set som PM_{10} og TSP (svævestøv). SO_2 (svovldioxid) er med som indikator for forbrænding af svovlholdige brændsler. CH_4 (metan) er valgt som indikator for landbrug og spildevands- og affaldshåndtering, og NH_3 (ammoniak) repræsenterer landsbrugsemissioner.

Resultater af kildeopgørelse for trafikken

Det har ikke været muligt inden for rammerne af nærværende projekt at foretage en detaljeret kildeopgørelse af trafikken på vejstrækninger i Roskilde Kommune. Derfor er resultater fra kildeopgørelser fra København, som tilnærmelsesvis vil svare til situationen i Roskilde Kommune, anvendt til at belyse emissionens fordeling på køretøjskategorier, Euroemissionsklasser og brændstoftyper.

Køretøjsfordelingen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 76,4 % personbiler, 7,5 % taxier, 11,4 % varebiler og 4,7 % tunge køretøjer. Køretøjskategoriernes bidrag til NO_x -emissionen er omkring 40 % for personbiler, 4 % for taxier, 18 % for varebiler og 38 % for de tunge køretøjer. For de tunge køretøjer står lastbiler for omkring 24 % og busser for 14 %. Bidraget fra den tunge trafik formodes at være højere i Roskilde Kommune, da der ikke er miljøzone i Roskilde Kommune. Miljøzonen i Københavns Kommune reducerer emissionen fra busser og lastbiler. Bidraget fra taxier er givet også mindre i Roskilde Kommune, da der er færre taxier.

For partikler er fordelingen af emissionen på køretøjsgrupper ikke helt den samme som for NO_x , men den følger dog i store træk samme mønster som NO_x . For trafikken som helhed bidrager partikeludstødning (PM udstødning) med omkring 40% og ikke-udstødning med 60% for $\text{PM}_{2.5}$. For PM_{10} er forholdet hhv. 17% og 83%, da andelen af ikke-udstødning udgør en større del af PM_{10} i forhold til $\text{PM}_{2.5}$. Grunden til at den tunge trafik ikke bidrager så meget med PM-udstødning er pga. miljøzonen, som regulerer den tunge trafik.

For NO_x er præsenteret emissionsfaktorer (emission per kørt km) for de enkelte køretøjskategorier, som viser at NO_x -emissionen er omkring 10 gange så høj per kørt km for de tunge køretøjer i forhold til personbiler og taxier. Varebiler har omkring tre gange så høje emissionsfaktorer som personbiler og taxier. NO_x -emissionsfaktorer for den tunge trafik må formodes at være endnu højere i Roskilde Kommune, da der ikke er miljøzone.

Alt i alt forventes 84 % af NO_x -emissionen fra dieselskøretøjer i 2015 og resten for benzinbiler.

De ældste biler bidrager mest per køretøj. For eksempel kommer omkring 29% af NO_x -emissionen fra ældre køretøjer til og med Euro 3. For personbi-

ler, lastbiler og busser dækker det over køretøjer indregistreret fra 2001, og for varebiler fra 2002. Dvs. køretøjer til og med Euro 3 er omkring 14-15 år eller ældre i 2015.

Resultater for helbredseffekter pga. luftforurening

Antallet af for tidlige dødsfald i 2010 er brugt som indikator for alle de helbredseffekter, som indgår i EVA-systemet, da de udgør en væsentlig del af tilhørende samfundsøkonomiske omkostninger.

Antallet af for tidlige dødsfald i Roskilde Kommune er beregnet til omkring 64 i 2010, hvilket svarer til omkring 680 tabte leveår i 2010. Disse skyldes al luftforurening og befolkningens eksponering herfor ud fra emissioner inden for Roskilde Kommune og alle andre emissioner i Danmark og fra udlandet. Den geografiske fordeling af de for tidlige dødsfald viser som forventet, at der er flest for tidlige dødsfald i byområderne, og hvor befolkningstætheden er størst, dvs. i Roskilde. Til sammenligning bidrager al luftforurening i Danmark og befolkningens eksponering herfor til omkring 3.300 for tidlige dødsfald i 2011 (Ellermann et al. 2014).

Beregninger for København har vist, at de lokale emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune bidrager med omkring 12% af de samlede for tidlige dødsfald i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. For Roskilde Kommune må den lokale andel formodes at være lavere. Det betyder tilsvarende at en meget høj procent del på mere end 88% af de for tidlige dødsfald i Roskilde Kommune skyldes øvrige emissioner i Danmark og udlandet.

Resultater for samfundsøkonomiske omkostninger pga. helbredseffekter fra luftforurening

De samfundsøkonomiske omkostninger relateret til helbredseffekter af al luftforurening i Roskilde Kommune, som skyldes emissioner inden for Roskilde Kommune og alle andre emissioner i Danmark og fra udlandet, er beregnet til omkring 500 mio. kr. i 2010. Til sammenligning er de samfundsøkonomiske omkostninger for al luftforurening i Danmark beregnet til omkring 28 milliarder kr. i 2011.

Beregninger for København viser, at lokale emissioner i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune kun bidrager med omkring 11% af de totale samfundsøkonomiske omkostninger. Det betyder omvendt, at omkring 89% af alle eksterne omkostninger relateret til luftforurening i København skyldes emissioner uden for København. Det er sandsynligvis endnu mere udtalt for Roskilde Kommune.

Den geografiske fordeling af de samfundsøkonomiske omkostninger følger antallet af for tidlige dødsfald, og er derfor størst i byområderne, og hvor befolkningstætheden er størst, dvs. i Roskilde.

Projekresultater

I Tabel 1.1 er opsummeret statistiske parametre for gade- og bybaggrunds-koncentrationer.

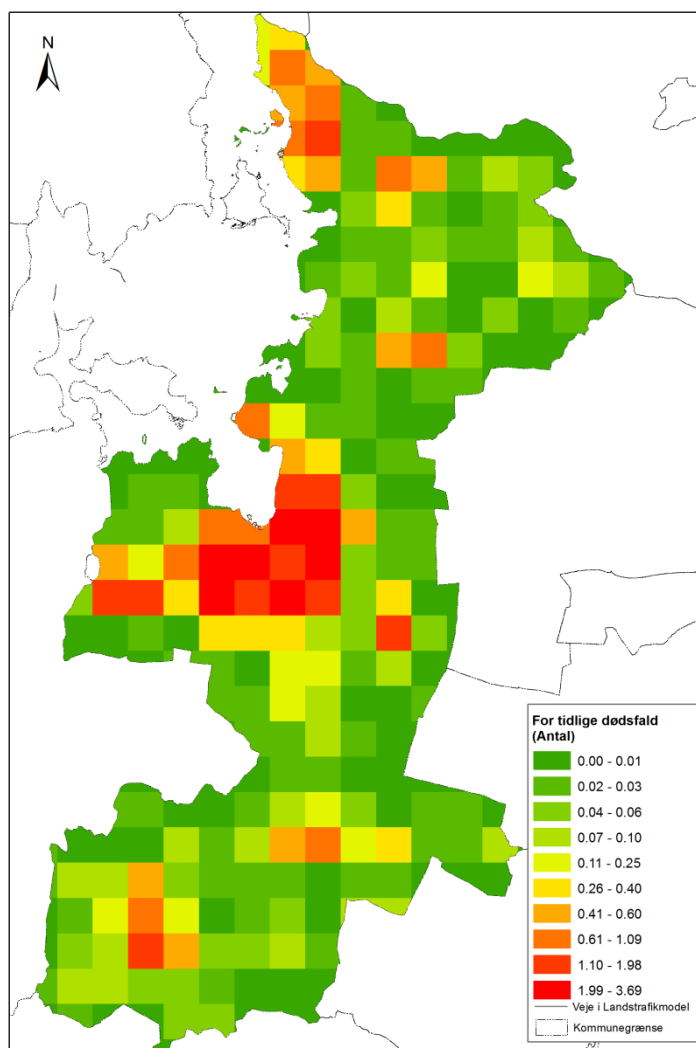
Tabel 1.1 Statistiske parametre for gade- og bybaggrundskoncentrationer i Roskilde Kommune i 2012.

	NO ₂		PM _{2.5}		PM ₁₀	
	Gade	Bybaggrund	Gade	Bybaggrund	Gade	Bybaggrund
Minimum	8.3	8.3	11.5	11.5	13.8	13.8
Gennemsnit	11.6	11.0	12.2	12.1	14.4	14.3
Maksimum	37.7	17.8	16.5	14.3	21.6	16.5

Note: Angivet med flere decimaler end usikkerheden på data tilsiger, for at kunne se mindre forskelle.

Det ses som forventet, at minimumsværdierne er ens for gade- og bybaggrundskoncentrationer, da dette er en situation, hvor der ikke er noget gadebidrag pga. ingen eller lidt trafik. Gennemsnitværdierne for gadekoncentrationer er lidt større end gennemsnitværdierne for bybaggrundskoncentrationer, da gadebidraget i gennemsnit er lille for de mange adresser, hvor der er ingen eller lidt trafik. Forskellen mellem minimumsværdierne og maksimum er for bybaggrundsbidraget fra de lokale kilder i Roskilde Kommune, og for gadekoncentrationer er det bidraget fra den lokale trafik i gaderne.

Den geografiske fordeling af de for tidlige dødsfald er vist i Figur 1.1. Som forventet er der flest for tidlige dødsfald i byområderne, og hvor befolkningstætheden er størst, dvs. i Roskilde.



Figur 1.1. Antal for tidlige dødsfald pr. km² i 2010 i Roskilde Kommune relateret til al luftforurening i kommunen pga. emissioner inden for Roskilde Kommune og alle andre emissioner i Danmark og fra udlandet.

English Summary

Purpose and background

The purpose of this report is to describe air pollution and its health impacts in the Municipality of Roskilde with emphasis on particle pollution. The report is based on a synthesis and compilation of existing knowledge and data available for the Municipality of Roskilde. It is based on air quality calculations, air quality measurements and calculations of health impacts and associated external costs. The Municipality of Roskilde is located on Sealand, Denmark.

The report begins with a general description of what determines air pollution, its health effects, and the limit values set to protect public health. An air quality assessment for the Municipality of Roskilde is provided based on air quality model calculations. The spatial variation of air quality in the municipality is shown, and air quality is also described statistically. The air quality assessment also shows to what extent the air pollution in the Municipality of Roskilde can be attributed to long-range transport of air pollution, what can be attributed to the emission sources within the municipality and what can be attributed to individual streets. The total emissions for all sources in the Municipality of Roskilde are described, and the geographical distribution shown on a 1x1 km² grid. Emission sources include road traffic, wood stoves, industry, residential heating etc. Road traffic emissions are broken down by vehicle type, Euro emission classes and fuel type based on studies from Copenhagen. Based on model results the report finally describes health effects in the form of premature deaths resulting from all air pollution in the Municipality of Roskilde, as well as the external costs resulting from air pollution.

The motivation for the project is that studies show that air pollution from all sources in Denmark and abroad in 2011 contributed to about 1,500 premature deaths a year in the Greater Copenhagen Area including the Municipality of Roskilde. There are no previous studies of prevalence of premature deaths due to air pollution in the Municipality of Roskilde, and how much local sources contribute. The Municipality of Roskilde wishes to improve the available information by funding an air quality and health impact assessment based on existing data targeting the Municipality of Roskilde.

The study will make it feasible subsequently to appoint priority areas and quantify the effects of different policy measures, but this is not part of this report.

The study

There are different contributions to air pollution. Regional air pollution is determined by all sources in Denmark and abroad. Urban background concentration is determined by the sources in the city together with the regional contributions. Air pollution in a street is determined by the vehicle traffic in the street as well as the contribution from urban background pollution. These contributions can be calculated with air quality models.

The present air quality assessment for the Municipality of Roskilde is based on data from a project called "Air quality in your street", which is a newly

developed air pollution map with modelled street and urban background concentration data for all addresses in Denmark. In autumn 2014 the data is expected to become publicly available as a website where the user can navigate in the map, and it is also possible to search for a specific address. Annual mean concentrations for 2012 for NO₂ (nitrogen dioxide), PM_{2.5} and PM₁₀ are presented (particles less than 2.5 and 10 micro-meters in diameter, respectively). NO₂ is selected for study due to problems with exceeding the limit value at a monitor station at H.C. Andersens Boulevard in Copenhagen, and because model results show a number of exceedances in Copenhagen. PM_{2.5} and PM₁₀ are chosen because particles are considered to pose the greatest health impacts. The concentrations are calculated using a coupling of air quality models: DEHM (a regional chemical-transport model covering the northern hemisphere), UBM (urban background model) covering Denmark and OSPM (street model) with associated input data on emissions, meteorology, etc. Street concentrations represent concentration levels at the facade of the buildings in the street (height of 2 m). The system AirGIS generates input about traffic and street geometry for calculation points.

The emission inventory for the Municipality of Roskilde is based on data from the SPREAD model for Denmark. The SPREAD model distributes emissions from the national emission inventory for Denmark on a 1x1 km² grid based on different geographic variables related to the different emission sources. It enables calculation of total emissions from all sources in the municipality and the spatial distribution of emissions on a grid.

A health impact assessment is carried out including 17 health effects and associated external costs based on data from calculations with the EVA model system. EVA (Economic Valuation of Air pollution) is based on Danish valuations of health effects, and calculation of external costs related to the individual emissions taking into account the geographical location of the emissions in relation to where people are. As an indicator for health effects the report presents data for premature deaths in the Municipality of Roskilde. Calculations for Copenhagen are used to assess the proportion of premature deaths and related external costs caused by emissions in the Municipality of Roskilde.

Main conclusions

Urban background concentrations

The highest NO₂ urban background concentration is about twice as high as the regional background pollution. The contribution by sources in the Municipality of Roskilde to the urban background concentrations is up to about 7 µg/m³. A major source of NO₂ is road traffic, and concentrations are as expected highest in Roskilde, but there are also relatively high concentrations in the north-east part of the municipality due to high contribution from wood stoves according to the model assumptions.

Urban background concentrations of PM_{2.5} and PM₁₀ have a different geographic distribution than NO₂ since they are not dominated by traffic. Furthermore, the regional background level is relatively high, and the local sources in the municipality contribute only a few micrograms/m³. The geographical distribution of PM_{2.5} and PM₁₀ are largely similar, as they share some sources. Local sources are primarily wood stoves and traffic. In small towns in the countryside the concentrations are locally as high as the urban background concentration in Roskilde.

Street concentrations

As expected, NO₂ street concentrations are highest along the major roads where traffic is a major source. These are the arterial roads, inner ring road and major distribution roads in Roskilde. The highest street contribution which is the difference between street concentrations and urban background concentrations is about 23 µg/m³. The highest NO₂ concentration is about 38 µg/m³ in 2012 modelled at Jernbanegade in Roskilde, and is below the limit value of 40 µg/m³. Therefore, there are not modelled any exceedances of the limit value of NO₂ in the municipality in 2012.

The geographical distribution of PM_{2.5} and PM₁₀ street concentrations are similar as sources to some extent are shared. Local sources are primarily traffic and wood stoves, but the regional contribution is very large, that is, the contributions from Denmark and abroad. The highest concentrations are distributed in the same way as NO₂, since traffic is a major source to street concentrations. In the current model setup the contribution of wood stoves are not modelled as detailed as traffic. The contribution from wood stoves is modelled on a 1x1 km² resolution and thus has low spatial resolution in comparison with traffic, and the level and geographic distribution of wood-stove pollution is also uncertain due to lack of knowledge. There is no knowledge of where the individual stoves are and when and how much they are used, so the contribution of each stove to the air pollution cannot be determined in detail. Results from previous measurement campaigns in villages on Zealand show that in areas with moderate wood burning the contribution to total PM_{2.5} concentrations from wood smoke can be in the range of 4-5% of particle concentrations, and in areas with high activity around 14-18% of total PM_{2.5} concentrations.

The highest PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations are about 17 µg/m³ and 22 µg/m³ in 2012, respectively, and are modelled at Jernbanegade in Roskilde. The levels are under the limit value of 25 µg/m³ for PM_{2.5} and 40 µg/m³ for PM₁₀. Therefore, no exceedances are modelled for particles in the Municipality of Roskilde. The urban background level is relatively high, and the contribution of street traffic adds relatively few micrograms. For PM_{2.5} it is up to about 5 µg/m³ and for PM₁₀ up to about 8 µg/m³. The contribution is larger for PM₁₀ as coarser particles are also included, for example non-exhaust from traffic in the form of road, tire and brake wear and re-suspension of this.

There are about 31,100 addresses in the Municipality of Roskilde. 90% of all addresses have NO₂ street concentration levels below 14 µg/m³, while 10% have levels more than 14 µg/m³. Only 1.3% of all addresses have levels above 20 µg/m³, and 0.25% above 30 µg/m³. The distribution of PM_{2.5} and PM₁₀ street concentrations is dominated by the regional contribution, which is large, and the contribution from local sources is less than for NO₂. 90% of all addresses are close to the regional background contribution for PM_{2.5} and PM₁₀.

Results of the emission inventory for all sources

Total emissions for nine substances are presented and further broken down by source type for NO_x and PM_{2.5}. The emission inventory for the Municipality of Roskilde shows that the largest source to NO_x is road traffic, followed by other mobile sources (industry, agriculture, railway, etc.) and energy production. The major source of PM_{2.5} is wood stoves and boilers, followed

by road transport and other mobile sources (industrial, agricultural, railway, etc.). Other sources contribute marginally.

The geographic variation in emissions in the Municipality of Roskilde is examined for selected substances which vary geographically differently since they have different sources. The following substances were selected. NO_x was chosen as an indicator for traffic. It varies largely as CO (carbon monoxide). NMVOC (non-methane volatile hydrocarbons) was selected as an indicator of combustion but also solvents, products, industry, traffic, etc. PM_{2.5} was picked as an indicator for particulate matter with multiple sources such as wood stoves, traffic, industry, etc. PM_{2.5} varies geographically almost as PM₁₀ and TSP (suspended particulate matter). SO₂ (sulphur dioxide) is an indicator for the combustion of fuels containing sulphur. CH₄ (methane) is selected as an indicator of agricultural, and sewage and waste management, and NH₃ (ammonia) represents agricultural emissions.

Results of the emission inventory for road traffic

It has not been possible within the framework of this project to carry out a detailed emission inventory of traffic on roads in the Municipality of Roskilde. Therefore, results from other emission inventories from Copenhagen have been used to clarify the emission distribution by vehicle category, Euro emission classes and fuel types.

The vehicle distribution at H. C. Andersens Boulevard in Copenhagen has about 76.4% passenger cars, 7.5% taxis, 11.4% vans and 4.7% heavy-duty vehicles (buses and trucks). Passenger cars contribute about 40% of NO_x emissions, taxis 4%, vans 18% and heavy vehicles 38%. Considering heavy-duty vehicles, trucks contribute about 24% of the total emissions, and buses 14%. The contribution from the heavy-duty traffic is supposed to be higher in the Municipality of Roskilde as there is no Low Emission Zone in the Municipality of Roskilde. The Low Emission Zone in Copenhagen reduces emissions from buses and trucks. The contribution from taxis is expected to be less in Municipality of Roskilde due to less taxis.

The distribution for particle emissions according to vehicle type is broadly as for NO_x although not quite the same. Overall for PM_{2.5} emissions from traffic, particle exhaust contributes about 40% and non-exhaust about 60%. For PM₁₀ the corresponding numbers are 17% and 83%, respectively, as the proportion of non-exhaust is larger for PM₁₀ compared to PM_{2.5}.

NO_x emission factors (emissions per vehicle km) are presented for individual vehicle categories which show that NO_x emissions are about 10 times as high per km for heavy-duty vehicles compared to passenger cars and taxis. Vans have about 3 times higher emission factors as passenger cars and taxis. NO_x emission factors for heavy-duty traffic are likely to be even higher in the Municipality of Roskilde as there is no Low Emission Zone.

All in all, 84% of NO_x emissions are estimated to derive from diesel vehicles in 2015 and the rest from petrol cars.

The oldest cars contribute the most emissions per vehicle. As an example, about 29% of NO_x emissions are from older vehicles less or equal to the Euro 3 emission standard. For passenger cars, trucks and buses this include vehicles registered from 2001 and vans from 2002, e.g. vehicles that are about 14 - 15 years old or older in 2015.

Results for health impact assessment due to air pollution

The number of premature deaths in 2010 is presented as an indicator of all the health effects that are part of the EVA system since premature deaths constitute a significant portion of the associated external costs.

The number of premature deaths in the Municipality of Roskilde is estimated to about 64 in 2010 which equals around 680 life years lost in 2010. This is due to all air pollution in the Municipality of Roskilde caused by all Danish emissions and emissions from abroad. The geographic distribution of premature deaths shows, as expected, that there are most premature deaths in urban areas, where the population density is greatest e.g. in Roskilde. In comparison all air pollution in Denmark causes about 3,300 premature deaths in 2011.

Calculations for Copenhagen shows that local emission sources in the Municipality of Copenhagen and the Municipality of Frederiksberg contribute about 12% of all premature deaths in the two municipalities. For Municipality of Roskilde it is expected to contribute even less. On the other hand, more than 88% of premature deaths in the Municipality of Roskilde are due to other emissions in Denmark and abroad.

Results for external costs due to health effects of air pollution

The external costs related to the health effects of all air pollution in the Municipality of Roskilde is estimated to be about DKK 500 million in 2010. It is a result of emissions in the Municipality of Roskilde, other Danish emissions and emissions from abroad. In comparison the external costs of all air pollution in Denmark is estimated to about DKK 28 billion in 2011.

Calculations for Copenhagen show that local emissions in the Municipality of Copenhagen and the Municipality of Frederiksberg contribute about 11% of the total external costs. This means that about 89% of all external costs related to air pollution in Copenhagen are caused by emissions outside Copenhagen. It is probably even more pronounced for the Municipality of Roskilde.

The geographical distribution of the external costs mirrors the distribution of premature deaths.

Project results

Table 1.2 summarizes the statistical parameters for street and urban background concentrations.

Table 1.2 Statistical parameters for street and urban background concentrations in the Municipality of Roskilde in 2012.

	NO ₂		PM _{2.5}		PM ₁₀	
	Street	Urban back.	Street	Urban back.	Street	Urban back.
Min.	8.3	8.3	11.5	11.5	13.8	13.8
Average	11.6	11.0	12.2	12.1	14.4	14.3
Max.	37.7	17.8	16.5	14.3	21.6	16.5

Note: To be able to see minor differences figures are presented with more decimals than the accuracy justifies.

As expected the minimum values are the same for street and urban background concentrations as this is a situation in which there is no street contribution due to no or little traffic. Average values of street concentrations are

slightly higher than the average values of urban background concentrations as the street contribution on average is small for the many addresses where there is no or little traffic. The difference between the minimum and maximum values is the urban background contribution of local sources in the Municipality of Roskilde, and for street concentrations, the contribution of the local traffic in the streets.

The geographic distribution of premature deaths is shown in Figure 2.1. As expected, the majority of premature deaths are in urban areas, where population density is high, e.g. in Roskilde.

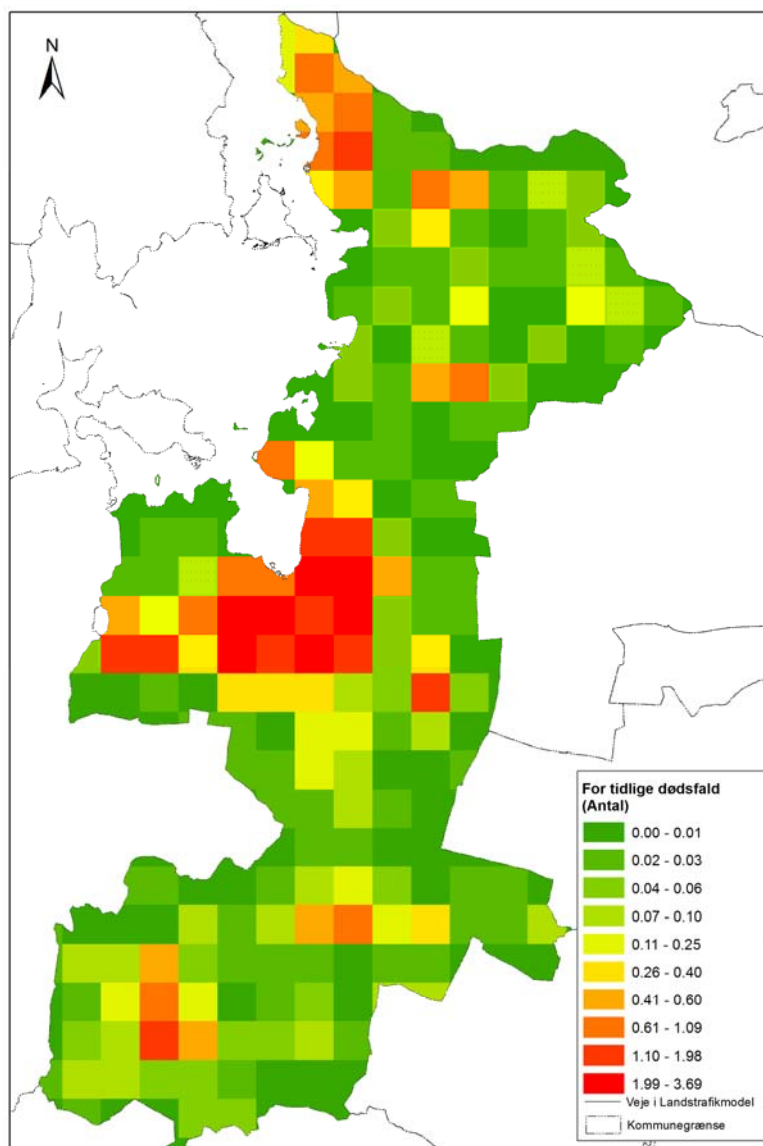


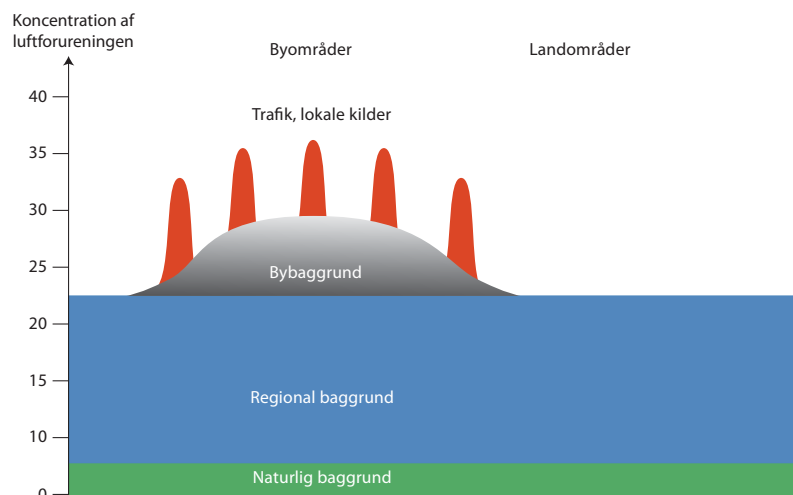
Figure 1.2 Number of premature deaths per km² in 2010 in Municipality of Roskilde related to all air pollution in the municipality due to emissions in the Municipality of Roskilde and all other emissions in Denmark and abroad.

1 Luftforurening og sundhedseffekter

Dette kapitel giver en overordnet beskrivelse af hvad der bestemmer luftforureningen, dens helbredseffekter, og de grænseværdier, som er opstillet for at beskytte folkesundheden. Beskrivelsen har vægt på partikler som anses for at udgøre den største sundhedsbelastning og på kvælstofdioxid (NO_2). For NO_2 er der pt. konstateret overskridelse af grænseværdien på en målestation i København, og modelberegninger viser også overskridelser på en række gader i København.

1.1 Bidrag til luftforurening

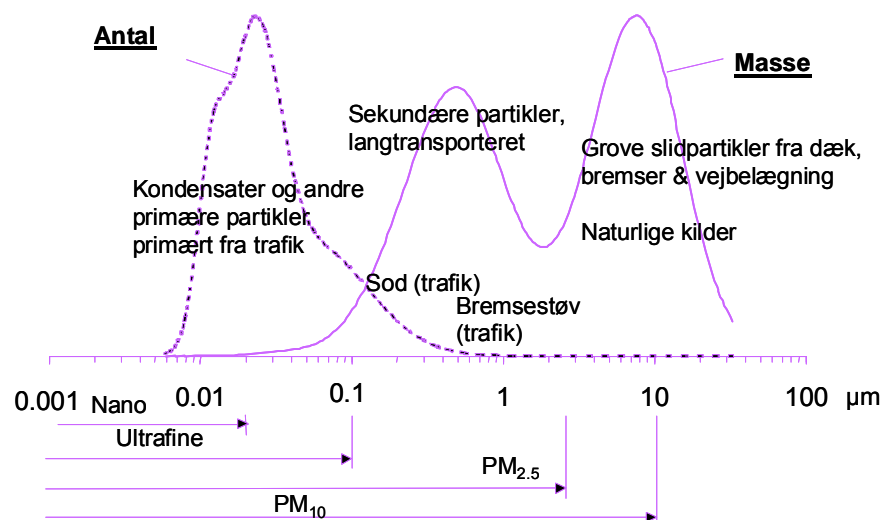
De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 1.1. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – i dette tilfælde Roskilde Kommune, samt det regionale bidrag. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafikskilderne i gaden samt bidraget fra bybaggrundsforureningen. Disse forskellige bidrag kan beregnes med luftkvalitetsmodeller på baggrund af emissionsdata, meteorologiske data og topografiske data. Bemærk at vi skelner mellem *bidraget* til bybaggrundsforurening og bybaggrundsforurening som sådan – sidstnævnte medtager det regionale bidrag.



Figur 1.1 Koncentrationen i en gade består af et regionalt bidrag, samt et bybaggrunds- og et gadebidrag. Hvert af disse bidrag kan beregnes med forskellige luftkvalitetsmodeller, hhv. DEHM (regional model), UBM (Bybaggrundsmodel) og OSPM (gademodel). AirGIS systemet understøtter beregninger på mange lokaliteter ved at udnytte GIS til automatisk generering af input data omkring trafik og gadegeometri til OSPM. Naturlig baggrund indgår som en del af regional baggrund.

1.2 Kilder til partikler

I Figur 1.2 er kildebidragene til de forskellige partikelstørrelser skematisk illustreret for en trafikeret vej.



Figur 1.2 Skematisk oversigt over kildebidragene til de forskellige partikelstørrelser for en trafikeret vej (Palmgren et al. 2005).

Hvis man som mål for partikelforureningen betragter antallet af partikler er forbrændingspartikler fra trafikken dominerende. De kan klassificeres som nanopartikler (under 20 nm) og ultrafine partikler (under 100 nm).

Et mål for partikelforureningen er PM_{2.5} (fine partikler), der er massen af partikler under 2,5 mikrometer i diameter. Fra trafikken bidrager især sodpartikler (elementært kulstof, betegnet EC), men også bremsestøv til PM_{2.5}. Brændeovne bidrager også til partikelforurening. En væsentlig del af PM_{2.5} er langtransporterede, såkaldte sekundære partikler. Sekundære partikler er dannet i atmosfæren ved omdannelse af gasarter (bl.a. NO_x, SO₂ og ammoniak) og består bl.a. af ammoniumsulfat og ammoniumnitrat.

Der er stigende interesse for EC ud fra en sundhedsmæssig synsvinkel, da Verdenssundhedsorganisationen WHO i 2012 opklassificerede dieseludstødning fra "sandsynligvis kræftfremkaldende" til "kræftfremkaldende".

PM₁₀ er massen af partikler under 10 mikrometer i diameter (grove partikler), og bidraget til PM₁₀ er domineret af de sekundære partikler og den grovere partikelfraktion. En stor del af de grove partikler er mekanisk dannede fra dæk-, bremse- og vejslid samt fra naturlige kilder som fx jordstøv, havsalt og pollen.

Fra trafikken er der således et bidrag fra udstødningen, og et "ikke-udstødning" bidrag som består af dæk-, bremse- og vejslid samt ophvirvling heraf.

1.3 Kilder til kvælstofoxider

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

For et tiår siden var den andel af NO_x (summen af NO og NO₂), der udsendes fra den samlede biltrafik i form af NO₂ ("den direkte NO₂-fraktion"), på et niveau omkring 5-10%. Den direkte NO₂-fraktion har været stigende de

seneste år. Den direkte NO₂-fraktion afhænger af køretøjstype og emissionsklasse. For de fem bygader (København, Aarhus, Odense, Aalborg), hvor der er permanente gademålestationer under NOVANA overvågningsprogrammet (Ellermann et al. 2011), er den gennemsnitlige direkte NO₂-fraktion således omkring 20% i 2010, 23% i 2015, og 20% i 2020. Dette er en af grundene til, at NO₂-koncentrationen i gader ikke falder så hurtigt selvom emissionen af NO_x er reduceret væsentligt. Stigningen i den direkte NO₂-fraktion skyldes stigningen i antallet af dieseldrevne person- og varebiler, som er udstyret med oxidative katalysatorer, som reducerer "diesellugten" fra udstødningen, men som samtidig oxiderer NO til NO₂. Endvidere bidrager visse typer af partikelfiltre til øget direkte NO₂-udslip.

Bidragene til den regionale NO₂-koncentration er bestemt af nationale og internationale emissioner af NO_x, herunder international skibstrafik, som ikke er ubetydelig. Den nationale emissionsopgørelse viser, at den største kilde til NO_x-emission i Danmark er vejtransport efterfulgt af andre mobile kilder og forbrændingsprocesser i energisektoren hovedsageligt fra el- og varmeproduktion. Andre kilder er ikke-industrielle forbrændingsenheder (gasolie, naturgas, træ) til boligopvarmning i private hjem, forbrændingsprocesser i industrien (Nielsen et al. 2010). Danske og udenlandske NO_x-kilder bidrager hver med omkring halvdelen til den regionale NO₂-baggrundskoncentration (Ellermann et al. 2011).

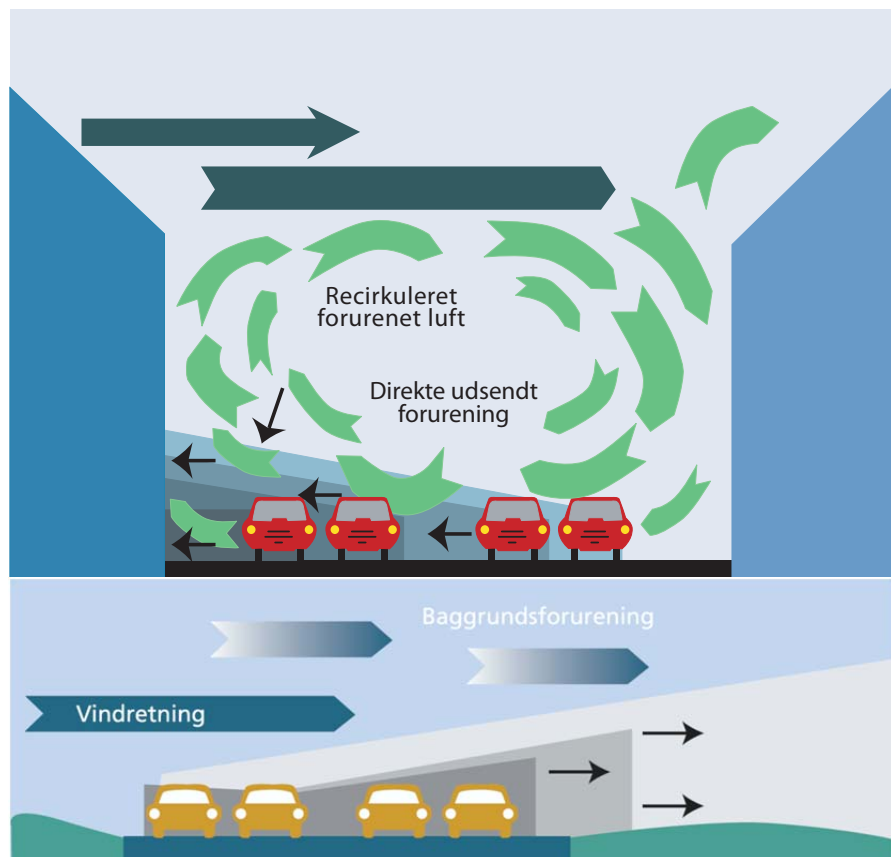
Bybaggrundsbidraget er bestemt af NO_x-kilder i byen. I større byer er kilderne domineret af vejtrafik, og bidraget herfra er bestemt af byens udstrækning og trafiktaetheden.

Vejbidraget stammer fra trafikken, og afhænger af trafikmængde, køretøjs sammensætning og hastighed.

I større byer gælder for NO₂ at det regionale bidrag er relativt lavt, bybaggrundsbidraget betydeligt større, og vejbidraget størst.

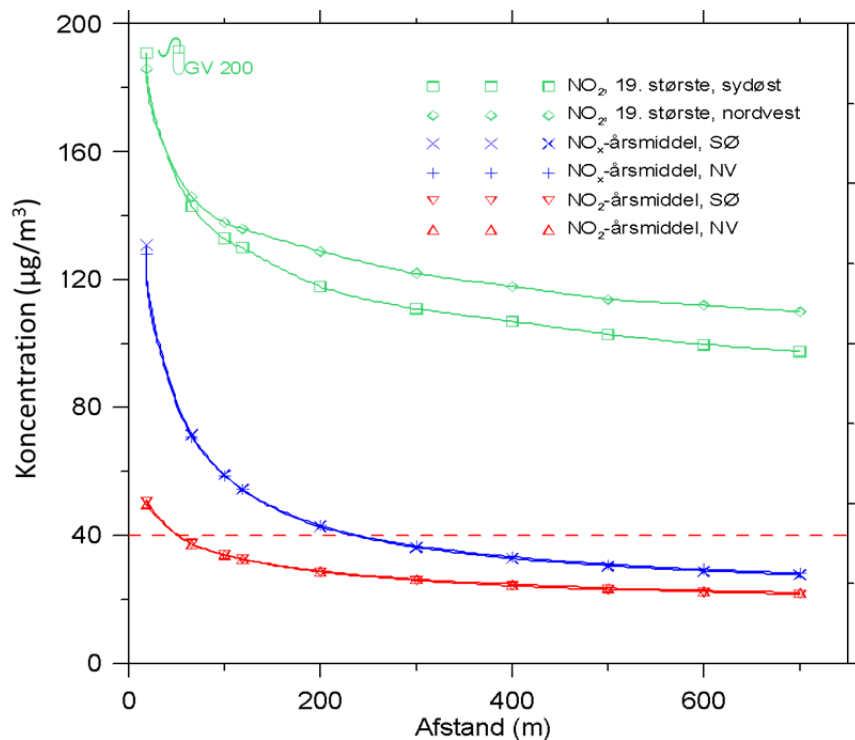
1.4 Spredning

Trafikken på motorveje og øvrige veje i det åbne land kan være betydelig, fx på Holbækmotorvejen ved Roskilde, men luftforureningsniveauerne er forholdsvis lave, fordi der typisk er gode spredningsforhold. Ved åbne vejstrækninger i det åbne land er forureningsniveauet lavere ved samme trafikmængder end i lukkede gaderum i byerne. Dels er der mere blæst, da der ikke er læ fra bygninger mv., og dels bliver den forurenede luft hurtigt transporteret væk fra vejen og ikke recirkuleret som i lukkede gaderum i byerne som eksempelvis Jernbanegade i Roskilde. Når vinden blæser på tværs af en åben vejstrækning, finder man de højeste koncentrationer ved vejkanterne, nedstrøms. Ude i større afstand vil forureningen aftage gradvist, efterhånden som den blandes med den renere baggrundsluft, se Figur 1.3.



Figur 1.3 Skematisk illustration af spredningsforholdene i et lukket gaderum, og for en vej i åbent land uden bygninger langs vejen.

Luftforureningen aftager hurtigt med afstanden fra vejen, se Figur 1.4.



Figur 1.4 Beregnede NO_x- og NO₂-koncentrationers afhængighed af afstanden fra motorvejen i 2003 på Køge Bugt Motorvejen (Jensen et al. 2005). Grænseværdien for årsmiddelværdien er 40 µg/m³ for NO₂ i 2010, og er vist som en rød stiplede linje. Grænseværdien for den 19. højeste timeværdi er 200 µg/m³. Se Tabel 3.2 for beskrivelse af grænseværdier. For NO₂ halveres motorvejens bidrag på de første 200 m og bidraget fra motorvejen er få procent af udgangskoncentrationen i afstande på 600-800 m.

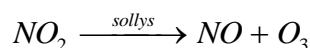
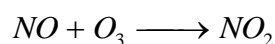
1.5 Kemisk omdannelse

Forureninger i atmosfæren indgår i en mangfoldighed af kemiske reaktioner, men der er en stor forskel på, hvilken betydning de har for forskellige forureningsfænomener. For forureningen, som bliver transporteret over store afstande, og hvor transporttiden regnes i dage, er der mange kemiske processer, som er af en vital betydning. Eksempelvis omdannes kvælstofoxider til salpetersyre, som igen ved reaktion med ammoniak danner ammoniumnitrat. De fleste af sådanne processer er dog relativt langsomme, de foregår på en tidsskala af timer eller dage, og er derfor uden betydning for, hvad der foregår tæt på en motorvej eller en byvej.

1.5.1 Fotokemi

Hvis man betragter et konsekvensområde på nogle få hundrede meter langs en motorvej eller i et gaderum i en by vil det kun være reaktioner mellem NO, ozon og NO₂, som kan foregå inden for den tid, det tager en luftpakke at blive transporteret over disse afstande.

Bilernes udstødningsgasser indeholder en blanding af kvælstofoxider, som hovedsageligt består af NO og NO₂. Indholdet af NO₂ i udstødningsgasserne i 2010 er omkring 20% af NO_x. Forholdet mellem NO₂- og NO_x-koncentrationerne i luften er som regel betydeligt højere end i udstødningsgassernes. Det skyldes, at luften indeholder en anden forureningskomponent, ozon (O₃), som ret hurtigt reagerer med NO og omdanner denne til NO₂. De relevante kemiske reaktioner kan lidt forenklet skrives som følgende:



Den anden reaktion (fotolyse af NO₂) indeholder faktisk nogle mellemtrin, men de er uden praktisk betydning for det endelige resultat.

Mængden af NO₂ i luften er i høj grad afhængig af tilstedeværelsen af ozon. Da koncentrationen af NO på en motorvej, som regel er betydeligt højere end ozonkoncentrationen i luften, er ozon den begrænsede faktor. Som konsekvens af dette, varierer NO₂-koncentrationen i luften meget mindre end NO_x-koncentrationen. Koncentrationen af NO_x, som er upåvirket af reaktionen med O₃, varierer nogenlunde i takt med trafikens emissioner.

1.5.2 Dannelse af sekundære partikler og ozon i atmosfæren

Luftforurening kan transporteres over flere tusinde km, og er dermed grænseoverskridende, således at emissioner fra et land påvirker andre lande. Under transport sker der en kraftig fortynding af de oprindelige emissioner, men mange bække små betyder, at bidraget fra udlandet til Danmark er meget stort for visse stoffer, fx partikler.

Under transport i atmosfæren undergår mange stoffer kemisk omdannelse, således at stoffer som oprindeligt blev emitteret som gasser ender med at blive partikler. Sådanne partikler kaldes sekundære partikler, og fx er ammoniumsulfat dannet ud fra emissioner af svovldioxid og ammoniak. Partikler kan også være direkte emitteret og kaldes primære partikler. Endvide-

re kan der dannes helt nye stoffer, som ikke emitteres direkte, fx ozon ud fra udslip af flygtige kulbrinter og kvælstofoxider.

Der er også processer i atmosfæren, som fjerner stofferne fra luften. Det sker i form af nedbør (vådafsætning) eller tørafsætning, hvor gasser eller partikler fx udvaskes af nedbøren, optages af vegetationen eller afsættes direkte på overfladen.

1.6 Sundhedseffekter af luftforurening

Luftforurening med partikler udgør den største sundhedsbelastning fra luftforurening. Derfor vil den efterfølgende beskrivelse fokusere på partikler. Andre kritiske stoffer er ozon og til dels NO_2 samt kræftfremkaldende stoffer som benzen og PAH.

1.6.1 Sundhedseffekter og partikler

Der er fortsat usikkerhed omkring omfanget af partikelforureningens sundhedsbelastning, da der er manglende viden om præcis hvilke partikler, der forårsager de observerede effekter, og hvad præcist den biologiske virkningsmekanisme er i kroppen. Det meste af vores viden knytter sig til partikler målt som vægten af PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$, mens der er sparsomme studier, hvor ultrafine partikler er anvendt som mål.

Forskningen viser, at størrelsen af partiklerne og den kemiske sammensætning har indflydelse på sundhedseffekterne. Forskerne vurderer, at de fine partikler (under 2,5 mikrometer) og måske de ultrafine er de farligste typer partikler. De grove partikler (over 2,5 og under 10 mikrometer) er mindre farlige, da de fanges i kroppens næse og svælg, mens de fine partikler trænger længere ned i lungerne. De allermindste partikler (ultrafine under 0,1 mikrometer) kan trænge ud i de yderste lungeforgreninger. I sammenligning med de større partikler er der mindre viden om de ultrafine partikler, og dermed også mindre viden og større usikkerhed om deres farlighed. Når man måler antallet af partikler, vil langt hovedparten være under 0,1 mikrometer, dvs. det som kaldes ultrafine partikler.

Udover partikelstørrelsen har den kemiske sammensætning også betydning, således formodes faste partikler som sod (elementært kulstof, betegnet EC) og bremsepartikler at være mere sundhedsskadelige end nukleationspartikler, som er væskedråber.

På en trafikeret gade er antallet af partikler relateret til udstødningspartiklerne, men det er usikkert, hvor farlige disse er. Disse optræder i meget stort antal fx meget små partikler med kort levetid, men bidrager meget lidt til massen. Sodpartikler og også bremsepartikler bidrager til massen af $\text{PM}_{2.5}$, mens dæk- og vejslid udgør en væsentlig del af PM_{10} fra trafikken. Bidraget fra trafikken udgør ikke så stor en del af fx $\text{PM}_{2.5}$ -koncentrationer i en gade, da den regionale forurening med sekundært dannet $\text{PM}_{2.5}$ udgør den største del. Man er således udsat for en meget kompleks sammensætning af partikler med forskellig oprindelse.

Særlige risikogrupper er personer, som i forvejen lider af lunge- og hjertekarsygdomme, ældre svagelige, fostre og børn, samt personer som er udsat for forhøjede koncentrationer fx i forbindelse med stærkt trafikerede gader.

Korttidseffekter undersøges ved at undersøge samtidige udsving i helbredseffekter og forurening over tid, mens langtidseffekter undersøges ved at følge en stor velkendt befolkningsgruppe over lang tid. Kort- og langtidseffekter af luftforurening er opsummeret i Tabel 1.1.

Tabel 1.1 Eksempler på kort- og langtidseffekter af partikelforurening¹³.

Korttidseffekter	Langtidseffekter
Død af hjerte- og lungesygdomme	Død af hjerte- og lungesygdomme, lungekræft
Indlæggelser for hjerte- og lungesygdomme	Nye tilfælde af lungekræft
Indlæggelser for slagtilfælde	Nye tilfælde af hjerte- og
Astmaanfald (voksne og børn)	lungesygdomme
Bronkitis, nedre luftvejsymptomer, hoste (voksne og børn)	Fosterpåvirkning – nedsat fødselsvægt
Sygedage (indskrænket aktivitet)	Nedsat udvikling af lungefunktion hos børn
Medicinforbrug (astma)	

I den seneste sundhedsvurdering af luftforureningen i Danmark fra 2014 sammenfattes danske såvel som internationale studier af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark (Ellermann et al. 2014). Resultaterne fra overvågningen af luftkvalitet viser, at niveauerne er faldende i Danmark. For bly, benzen og svovl har reguleringer ført til betydelige reduktioner, mens der for kvælstofdioxid kun er sket et begrænset fald. Luftens indhold af partikler i Danmark er ligeledes aftaget. Studierne af helbredseffekter har vist, at massen af fine partikler i luften er den vigtigste indikator for helbredseffekter af luftforurening. Studier af langtidseffekter viser, at dødeligheden i befolkningen stiger med 6,2 % per 10 µg/m³ stigning i PM_{2.5}. Der er dog også en række studier, der peger på at luftens indhold af sod/elementært kulstof er vigtig for vurdering af sundhedseffekterne. Kvælstofdioxid er også en vigtig komponent. Danske studier viser en 8 % øget dødelighed per 10 µg/m³ stigning i kvælstofdioxid, hvilket er i god overensstemmelse med internationale studier, men helbredseffekten skyldes sandsynligvis ikke NO_x som sådan men andre stoffer, der varierer på samme måde som NO_x. For korttidseffekter har man fundet, at dødeligheden i befolkningen stiger med 0,5 % ved stigning på 10 µg/m³ i massen af partikler med en diameter under 10 µm (PM₁₀). Danske beregninger peger på, at langtidsudsættelse for luftforurening i Danmark i 2011 førte til ca. 3.300 for tidlige dødsfald og ca. 140 for tidlige dødsfald relateret til korttidsudsættelse af ozon under forureningsepisoder. Tidligere vurderinger har peget på, at dette svarer til at den forventede levetid reduceres med 6-9 måneder som følge af udsættelse for PM_{2.5} (Normander et al. 2009). De samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark relateret til luftforurening er beregnet til ca. 29 mia. DKK/år i 2011. Disse beregninger baserer sig i stort omfang på massen af fine partikler i luften (PM_{2.5}), og vurderingerne er foretaget med en antagelse om, at alle de fine partikler har samme helbredseffekt uanset den kemiske sammensætning og størrelsen af partiklerne, hvilket følger internationale anbefalinger på området. Omkring 75% af de totale sundhedseffekter i Danmark skyldes luftforureningskilder uden for Danmark og omkring 25% skyldes danske kilder (Ellermann et al. 2014).

En række studier har endvidere vist, at afstand/nærhed til vej øger risikoen for en række sundhedseffekter (Hoek et al. 2002). Dette taler også for at lokale forbrændingskilder som fx trafik har en relativ større betydning end det man finder ved at regne med PM_{2.5} som helbredsindikator. Der er imidlertid flere undersøgelser, som peger på, at sod fra bl.a. dieseludstødning og brændefyring er særligt farlige, når man vurderer sundhedseffekterne per µg af stoffet i luften. Indtil videre er datagrundlaget imidlertid ikke tilstræk-

keligt stort til at drage vidtrækkende konklusioner. Såfremt sod/elementært kulstof er en bedre indikator for de negative helbredseffekter har dette væsentlig betydning for allokeringen til kilderne. (Ellermann et al. 2014).

1.7 Grænseværdier for luftkvalitet

De danske grænseværdier for luftkvalitet er baseret på EU-direktiver.

Luftdirektivet fra 2008 (2008/50/EF) om "Luftkvaliteten og renere luft i Europa" fastlægger grænseværdier, målværdier og tærskelværdier for forskellige stoffer. Direktivet er implementeret i dansk lovgivning i form af bekendtgørelse om vurdering og styring af luftkvaliteten. For mere detaljeret beskrivelse af grænseværdierne henvises til hjemmesiden

<http://www.dmu.dk/luft/stoffer/graensevaerdier/>

Grænseværdierne er juridisk bindende og fastsættes på et videnskabeligt grundlag med henblik på at undgå, forhindre eller reducere skadelige virkninger på menneskers sundhed og/eller miljøet som helhed. Ud over et videnskabeligt grundlag indgår der også tekniske og økonomiske hensyn i den endelige fastsættelse af grænseværdier. De skal overholdes inden for en given frist, som ikke må overskrides, når grænseværdierne træder i kraft. Overholdelse af grænseværdierne sikrer ikke nødvendigvis, at der ikke kan forekomme sundhedseffekter ved koncentrationer under grænseværdien. For partikler er der fx tale om en risikovurdering, da der ikke formodes at være en nedre grænse for, hvornår udsættelse for partikler ikke fører til sundhedskonsekvenser.

Det er Miljøstyrelsen, som har det overordnede ansvar for at grænseværdierne overholdes i Danmark. I forbindelse med overskridelse af grænseværdier skal Miljøstyrelsen udarbejde en luftkvalitetsplan, hvilket skal ske i samarbejde med kommunalbestyrelsen. Det samme gør sig gældende, hvis Miljøstyrelsen skal udarbejde kortsigtede handlingsplaner, hvis varslingsværdier overskrides.

Sigtet med at holde sig inden for en målværdi er at reducere skadelige virkninger på menneskers sundhed og/eller miljøet, og målværdien skal så vidt muligt nås i løbet af en given periode.

En tærskelværdi for information er et niveau, hvor der er en sundhedsrisiko for mennesker ved kortvarig påvirkning for særligt følsomme befolkningsgrupper, og hvor det er nødvendigt øjeblikkeligt at give relevante oplysninger. Tærskelværdi anvendes for ozon, hvor en værdi på over 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i en time udløser information til befolkningen om forhøjede ozonkoncentrationer og anbefalede foranstaltninger som især udsatte personer.

En varslings-tærskelværdi er et niveau, hvor tilfælde af overskridelse indebærer en sundhedsrisiko for mennesker ved kortvarig påvirkning af befolkningen som helhed, og hvor medlemsstaterne øjeblikkelig skal træffe foranstaltninger. Varslings-tærskelværdi anvendes for ozon, hvor en værdi på over 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i mere end 3 timer udløser information til befolkningen om forhøjede ozonkoncentrationer og anbefalede foranstaltninger.

Evaluerings af overholdelse af grænseværdier sker i NOVANA regi baseret på primært målinger på faste målestationer i de største danske byer suppleret med modelberegninger på udvalgte steder (Ellermann et al. 2013).

I Tabel 1.2 er der en oversigt over grænseværdier, målværdier og tærskelværdier.

Tabel 1.2 Oversigt over grænseværdier, målværdier og tærskelværdier.

Stof	Grænseværdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Midlingstid	Statistik	Beskyttelse af	Skæringsdato
Kvælstofdioxid (NO_2)	200	1 time	18 gange pr. år	Mennesker	2010
	40	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
Kvælstofoxider (NO_x)	30	-	Gennemsnit, år	Vegetation	2010
	350	1 time	24 gange pr. år	Mennesker	2005
Svovldioxid (SO_2)	125	24 timer	3 gange pr. år	Mennesker	2005
	20		Gennemsnit, år og vinter	Økosystemer	2001
	25 ¹	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
Partikler under 2,5 mikrometer ($\text{PM}_{2.5}$)	25	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2015
	20 ^a	-	Gennemsnit, år	Mennesker	(2020)
	50	24 timer	35 gange pr. år	Mennesker	2005
Partikler under 10 mikrometer (PM_{10})	40	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2005
	0,5	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2005
Bly	5	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
Benzen	10.000	8 timer (glidende)	Maks.	Mennesker	2005
Kulilte (CO)	120 ¹	Maks. 8 timer (glidende)	25 dage pr. år gns. 3 år	Mennesker	2010
	120 ²	Maks. 8 timer (glidende)	1 dage pr. år	Mennesker	2020 (referencepunkt)
	180 ³	1 time	Maks.	Mennesker	2003
	240 ⁴	1 time	Maks. over 3 timer	Mennesker	2003
Ozon	18.000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{timer}$)	AOT40 ⁸	Maj - juli	Vegetation	2010
	6.000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{timer}$)	AOT40 ⁸	Maj - juli	Vegetation	2020 (referencepunkt)
Arsen ^{1,5}	0,006	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
Cadmium ^{1,5}	0,005	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
Nikkel ^{1,5}	0,02	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
Benz(a)-pyren ^{1,5,7}	0,001	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
Kviksølv ⁶	-	-	-	Mennesker	-

Fodnoter:

¹⁾ Målværdi

²⁾ Langsigtet målsætning

³⁾ Tærskelværdi for information

⁴⁾ Tærskelværdi for varsling

⁵⁾ I PM_{10}

⁶⁾ Udviklingen følges

⁷⁾ Benz(a)pyren anvendes som indikatorstof for polyaromatiske kulbrinter (PAH)

⁸⁾ Med AOT40 (udtrykt i $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{time}$) menes summen af forskellen mellem 1-timeskoncentrationer over $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (40 milliardte dele (ppb)) og $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i et givet tidsrum, alene på basis af 1-timesværdier målt dagligt mellem kl. 8 og 20 i perioden 1. maj - 31. juli. a) Revideres 2013 på basis ny viden vedrørende sundhedsvirkning og teknisk gennemførlighed.

2 Luftkvalitetsvurdering for Roskilde Kommune

Dette kapitel beskriver luftkvaliteten i Roskilde Kommune på baggrund af luftkvalitetsberegninger gennemført i projektet Luften på din vej. Luftkvaliteten beskrives både statistisk, og dens geografiske variation illustreres. Luftkvalitetsvurderingen viser, hvor stor en del af luftforureningen i Roskilde Kommune, som skyldes udefra kommende luftforurening, hvad der skyldes kilderne i kommunen, og hvad der skyldes de enkelte gader. Resultater fra den regional målestation af luftkvalitet ved Risø vil kort blive omtalt.

Da brændeovne er en væsentlig lokal kilde vil luftkvalitetsvurdering også belyse betydningen af brændeovne igennem opsummering af resultaterne af tidligere målekampanjer fra Vindinge og Gundsømagle, som er områder med relativt mange brændeovne.

2.1 Luften på din vej

2.1.1 Formål

Formålet med "Luften på din vej" er at beskrive den geografiske variation af luftkvaliteten i hele Danmark, og værktøjet kan betragtes som et screeningsværktøj. Screeningsværktøjer afspejler den forventelige generelle geografiske variation i bybaggrundsforureningen og gadekoncentrationen. Der kan dog være betydelig usikkerhed på enkeltresultater, da der kan være stor usikkerhed på inputdata, og det er ikke muligt at kvalitetssikre om input data er repræsentative for samtlige 2,3 million adresser, som indgår i systemet.

Formålet er således *ikke* at forsøge at beregne antallet af overskridelser af NO₂-grænseværdien i Danmark. Beregnede overskridelser kan være usikre, da der er usikkerhed på modelberegninger. Modelberegninger skal i stedet opfattes som et supplerende værktøj til en skønsmæssig vurdering af luftkvaliteten og vurdering af potentielle overskridelser på steder, hvor der ikke måles. Beregnede overskridelser bør derfor undersøges nærmere.

Den officielle udmelding om overskridelser af EU's grænseværdier foretages i forbindelse med den årlige rapportering fra Delprogram for Luft under NOVANA (Ellermann et al. 2013). Vurderingen af overskridelserne baseres dels på målingerne fra de danske målestationer, og dels på basis af modelberegninger på udvalgte gadesegmenter i København og Aalborg, hvor der foretages beregninger, og hvor det er muligt at få tilstrækkeligt gode input data fra kommunerne baseret på talt trafik.

2.1.2 Luftkvalitetsmodeller og data

Luften på din vej (LPDV) er et luftforureningskort på en offentlig tilgængelig hjemmeside med modelleret gade- og bybaggrunds koncentrationsdata for alle adresser i Danmark, som brugeren kan zoome rundt i, og det er også muligt at søge på en specifik adresse. Årsmiddelmålinger for NO₂, PM_{2.5} og PM₁₀ præsenteres for 2012. NO₂ er valgt, da der er problemer med overskridelse af grænseværdien ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København, og der i henhold til modelberegninger optræder en række overskridelser i København. PM_{2.5} og PM₁₀ er valgt, da partikler anses

for at udgøre det største sundhedsproblem. Luften på din vej forventes at blive lanceret i slutningen af 2014.

Koncentrationerne er beregnet med en kobling af luftkvalitetsmodellerne DEHM (en regional kemisk-transportmodel dækkende den nordlige halvkugle), UBM (bybaggrundsmodel), og OSPM (gademodel) med tilhørende input data omkring emission, meteorologi mv. For gadekoncentrationer repræsenterer beregningerne koncentrationsniveauer ved facaden af bygninger ved adresser i gadeniveau (2 m). AirGIS genererer input vedrørende trafik og gadekonfiguration for beregningspunkter. Dette modelsetup er anvendt i en række sammenhænge bl.a. beskrevet i Jensen et al. (2013) og Ellermann et al. (2013).

Emissioner i Danmark er baseret på emissionsmodellen SPREAD på 1x1 km² opløsning inkl. alle emissionssektorer fra 2010 (Plejdrup et al. 2011). Emissionerne i den nationale emissionsopgørelse for Danmark er fordelt på et 1x1 km² gitternet ud fra forskellige geografiske fordelingsnøgler relateret til de forskellige emissionskilder.

Trafikdata er baseret på data fra Landstrafikmodellen (LTM) fra DTU Transport og GPS målte rejsehastigheder fra SpeedMap fra Vejdirektoratet. Luften på din vej er finansieret af DCE, som et udviklingsprojekt 2012-2014.

Beregninger af bybaggrundskoncentrationer langs med vejene, som indgår i Landstrafikmodellen, er baseret på en version af UBM fra maj 2014, mens alle øvrige adresser er baseret på en version af UBM fra februar 2014. Da der er lidt forskel i forudsætninger for disse to versioner, kan der være en lille forskel i bybaggrundskoncentrationer for adresser, som ligger langs vejene i Landstrafikmodellen og øvrige adresser tæt på selvom bybaggrundsniveauet principielt burde være det samme indenfor samme gittercelle i UBM.

2.1.3 Sammenligning mellem modelberegninger og målinger for NO₂

I Tabel 2.1 er vist en sammenligning mellem modelberegninger og målinger i 2012, hvor målingerne er fra NOVANA programmet (Ellermann et al. 2013). Modelberegninger er foretaget med input data som bruges i Luften på din vej (LPDV), dvs. trafikdata er fra Landstrafikmodellen (årsdøgntrafik og antaget gennemsnitlig køretøjs sammensætning afhængig af vejtype). Rejsehastighed er fra SpeedMap fra Vejdirektoratet. Gadegeometrien er som estimeret af AirGIS i Luften på din vej uden efterfølgende kvalitetssikring, som der foretages i NOVANA. Dette er således en test af usikkerheden på modelsetup med anvendt input data i Luften på din vej.

Tabel 2.1 Sammenligning mellem modelresultater i Luften på din vej og NO₂-målinger på målestationerne i Danmark i 2012 (årsmiddelværdi). Grænseværdien er 40 µg/m³.

Enhed: µg/m ³	Målinger	Modelresultater	Difference	Modeller
<i>Trafik:</i>				
København-HCAB/1103	47/55*	50	-10%–+6%	DEHM/UBM/OSPM
København-Jagtvej/1257	38	42	11%	DEHM/UBM/OSPM
Aarhus/6153	35	29	-17%	DEHM/UBM/OSPM
Odense/9155	26	30	17%	DEHM/UBM/OSPM
Aalborg/8151	30	53	75%	DEHM/UBM/OSPM
<i>Bybaggrund:</i>				
København/1259	17	18	4%	DEHM/UBM
Aarhus/6159	17	15	-13%	DEHM/UBM
Odense/9159	13	14	5%	DEHM/UBM
Aalborg/8159	13	12	-5%	DEHM/UBM
<i>Regional baggrund:</i>				
Risø-Lille Valby/2090	9	12	29%	DEHM/UBM
Keldsnor/9055	8	8	-4%	DEHM/UBM

Note: *Der måles 55 µg/m³ på målestation på HCAB men pga. vejbaneomlægninger er trafikken flyttet tættere på målestationen, og det skønnes at have givet anledning til et spring på omkring 8-9 µg/m³. Uden vejomlægning forventes derfor omkring 47 µg/m³. OSPM er mest repræsentativ for målingerne *uden* springet, da OSPM beregninger afspejler koncentrationerne ved husfacaden.

Det ses, at beregnede koncentrationer for gadestationerne ligger inden for -17% og +75% af målingerne.

Den største forskel ses for Aalborg, som overestimerer med 75%, og således beregner en overskridelse af grænseværdien i Aalborg. Dette er i kontrast til luftkvalitetsberegninger gennemført under NOVANA for både 2012 og 2013, som ikke viser overskridelser af grænseværdien. Detailanalyse af luftkvalitetsberegninger i LPDV for Aalborg omkring målestationen viser, at grunden til at der i henhold til LPDV beregninger er overskridelser i Aalborg ved målestationen er, at gadebredden i LPDV estimeres til 21 m mens den i NOVANA er 41 m. Mindre gadebredde giver højere koncentration. Det skyldes, at der er nogle små tilbygninger til hovedbygningerne på begge sider af vejen, som i LPDV regnes som med, idet den geografiske model ikke kan skelne disse fra hovedbygningerne. Denne fejlforklaring af vejbredden er manuelt rettet i NOVANA. Årsdøgntafik, andel af tung trafik og hastighed er stort set ens.

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

For de to regionale stationer underestimeres Keldsnor på Langeland lidt (-4%), mens der er en større overestimering for Risø-Lille Valby nord for Roskilde (+29%).

Bybaggrunds- og gadekoncentrationsberegninger i LPDV vil være generelt retvisende, men kan i enkelttilfælde enten over- eller underestimere koncentrationerne.

2.1.4 Sammenligning mellem modelberegninger og målinger for partikler

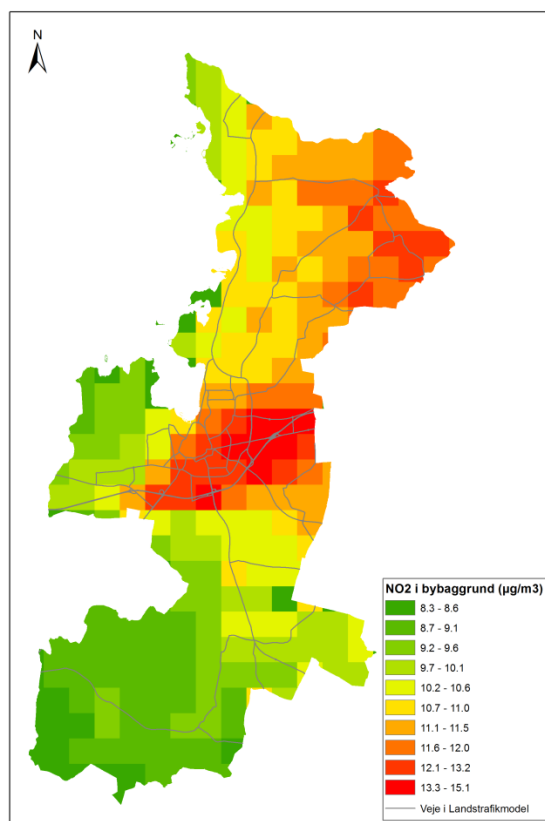
Modelresultater for LPDV er ligeledes sammenlignet med målt PM_{2.5} på målestationerne i Danmark i 2012. Modellen overestimerer generelt for gadestationer med 12-22%, for baggrundsstationer med 14-36%, og for en regional station med 37%. Alle målinger og modelresultater ligger væsentligt under grænseværdien på 25 µg/m³.

For PM₁₀ underestimerer modellen generelt for gadestationer 0% til -22%, for den ene baggrundsstation er beregnet inden for 2%, og for regionale stationer overestimeres med 0% til 18%. Alle målinger og modelresultater ligger væsentligt under grænseværdien på 40 µg/m³.

2.2 Geografisk variation af luftkvaliteten i Roskilde Kommune

2.2.1 Bybaggrundskoncentration

I det følgende vises den geografiske variation af den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration (som inkluderer regionalt bidrag) for NO₂, PM_{2.5} og PM₁₀ i 2012 på et 1x1 km² gitter modelleret i Luften på din vej baseret på de adresser, som falder inden for en gittercelle. Bybaggrundskoncentrationen af NO₂ er vist i Figur 2.1.

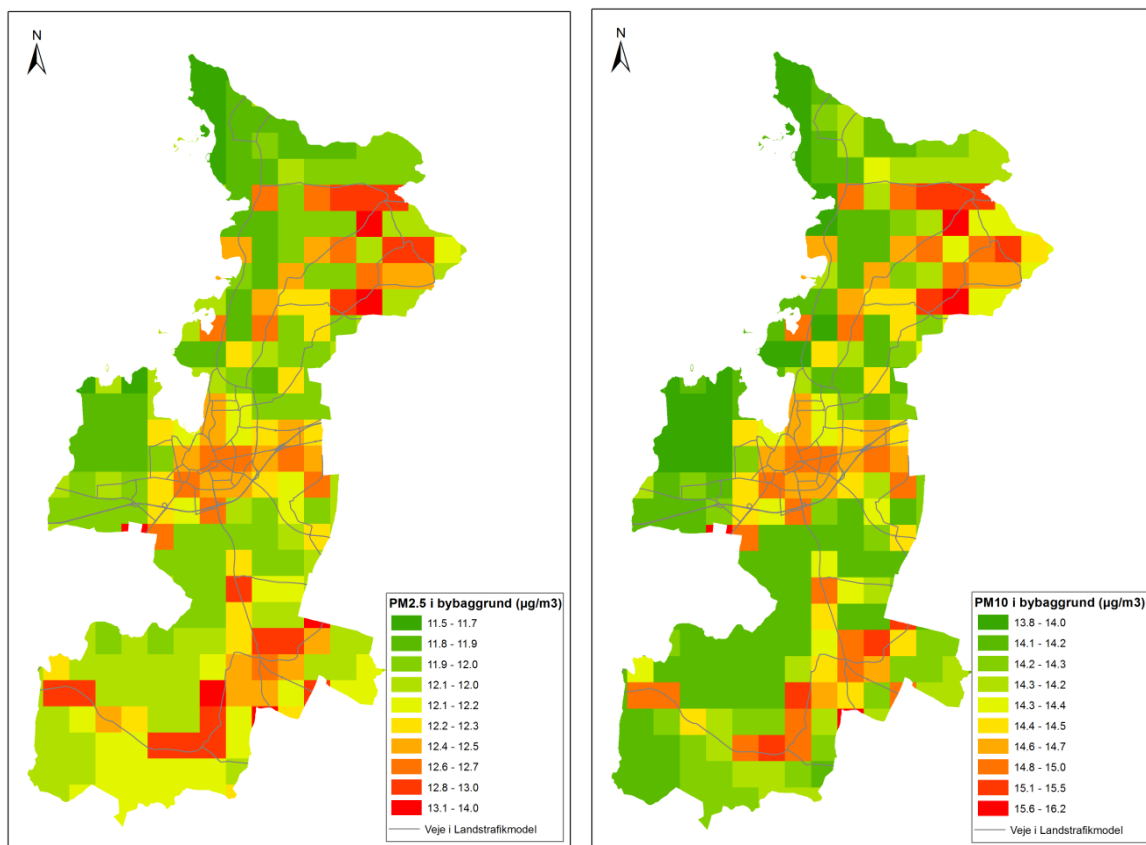


Figur 2.1 Geografisk variation i den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration af NO₂ i 2012 på et 1x1 km² gitter modelleret i Luften på din vej.

De højeste bybaggrundskoncentrationer er omkring dobbelt så høje som baggrundsforureningen, og bidraget fra baggrundskoncentrationerne til bybaggrundskoncentrationer skyldes kilder i Roskilde Kommune, og er op til omkring 7 µg/m³. En væsentlig kilde til NO₂ er trafik, og koncentrationerne er som forventet højest i Roskilde, men der er også relativt høje koncentrationer

oner i den nordøstlige del af kommunen, som må være andet end kun trafik, fx brændeovne. Der er dog mere usikkerhed omkring den geografiske variation af emissioner fra brændeovne, da videngrundlaget ikke er så godt som for fx trafikken.

Bybaggrundskoncentrationen af PM_{2.5} og PM₁₀ er vist i Figur 2.2. Det ses, at baggrundniveauet er relativt højt, og de lokale kilder i kommunen bidrager kun med nogle få mikrogram. Den geografiske fordeling af PM_{2.5} og PM₁₀, er stort set ens, da kilderne et langt stykke af vejen er de samme. Det er primært trafik og brændeovne. Der er høje koncentrationer både i Roskilde og på landet i de mindre byer.

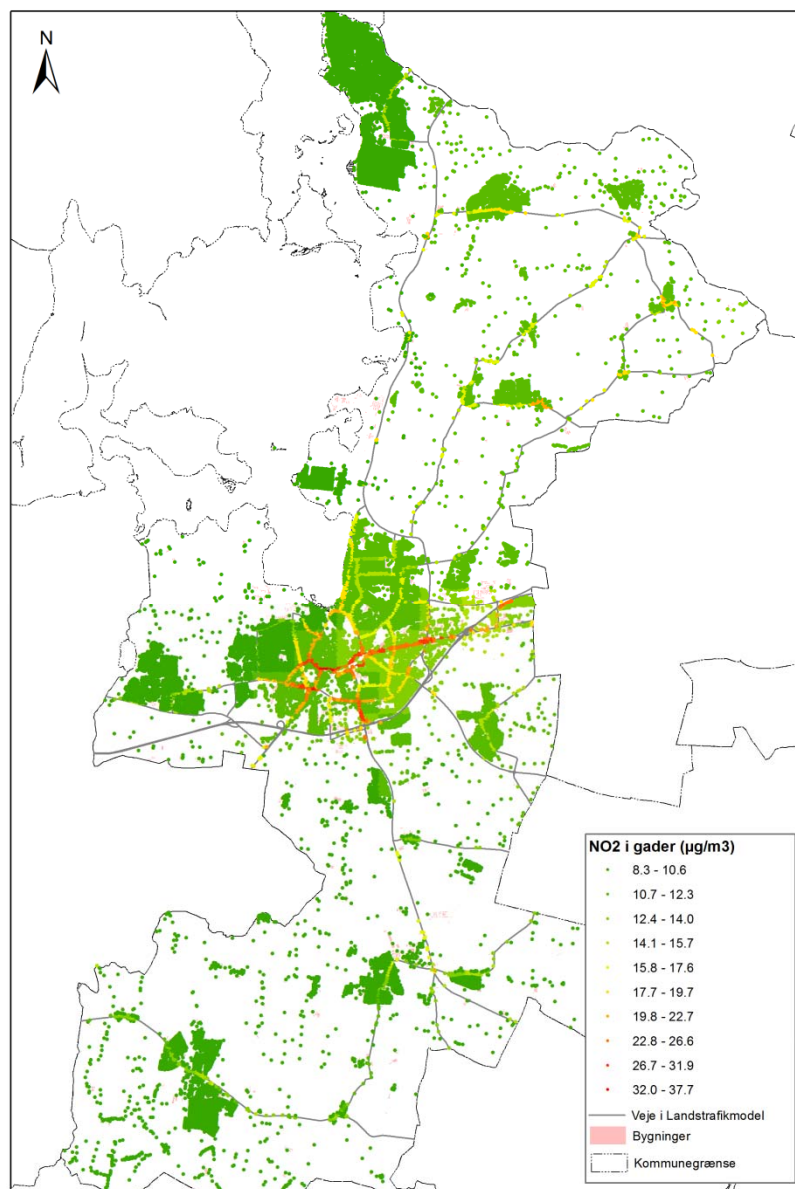


Figur 2.2 Geografisk variation i den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration af PM_{2.5} (venstre) og PM₁₀ (højre) i 2012 på et 1x1 km² gitter modelleret i Luften på din vej.

2.2.2 NO₂-gadekoncentrationer

I det følgende vises den geografiske variation af gadekoncentrationer for NO₂, PM_{2.5} og PM₁₀ i 2012 på adresseniveau modelleret i Luften på din vej. Der er i alt 31.100 adresser i kommunen.

Gadekoncentrationerne af NO₂ er vist for hele kommunen i Figur 2.3.

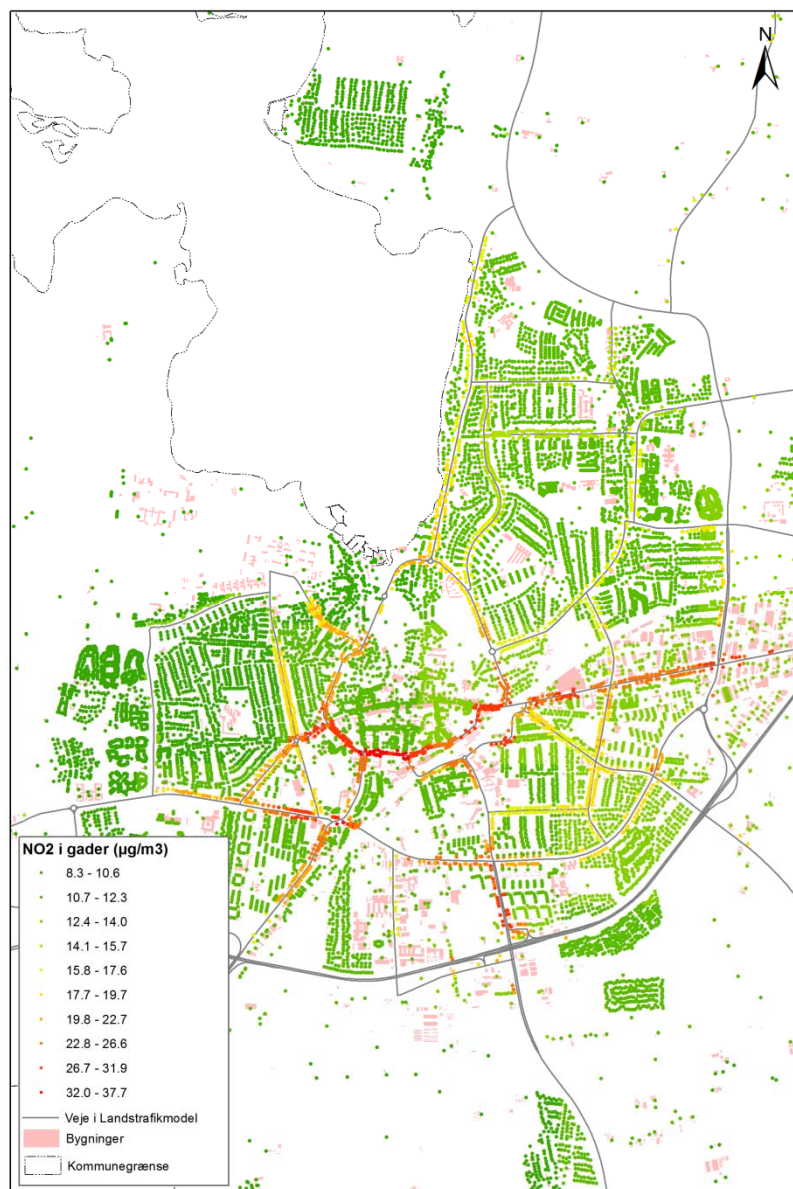


Figur 2.3 Gadekoncentrationer af NO₂ på alle adresser i Roskilde Kommune i 2012 modelleret i forbindelse med Luften på din vej.

Som forventet er NO₂-koncentrationerne størst langs med de største veje, da trafik er en væsentlig kilde. Det gælder indfaldsvejene, indre ringvej og de større fordelingsveje i Roskilde. Den højeste NO₂-koncentration på omkring 38 µg/m³ i 2012 modelleres på Jernbanegade i Roskilde, og er under grænseværdien på 40 µg/m³. Der er således ikke modelleret nogen overskridelser af grænseværdien for NO₂ i Roskilde Kommune.

Det højeste gadebidrag fra trafikken, som er forskellen mellem gadekoncentration og byggrundskoncentration, er omkring 23 µg/m³.

Figur 2.4 viser NO₂-gadekoncentrationerne for Roskilde, og er altså et detaljeret udsnit af Figur 2.3.



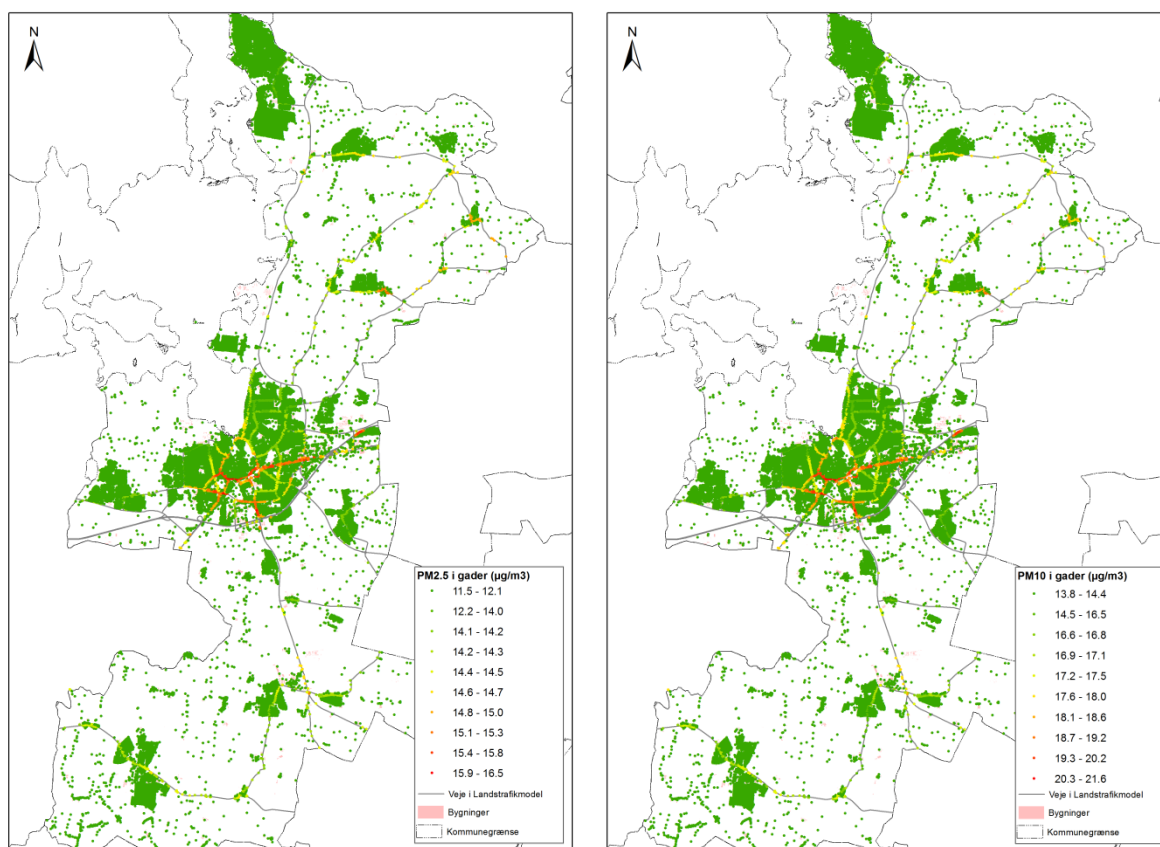
Figur 2.4 Gadekoncentrationer af NO₂ på alle adresser i Roskilde i 2012 modelleret i forbindelse med Luften på din vej.

Bemærk at koncentrationer tæt på motorvejen er undervurderet, da modelsystemet ikke beregner det direkte bidrag fra motorvejen til en given adresse. Bidraget fra motorvejene indgår som emissionskilde på 1x1 km² gitternet og bidrager således til bybaggrundsforureningen. DCE råder over en luftkvalitetsmodel som er specielt udviklet til at beregne luftkvalitet langs motorveje (OML-Highway), og DCE er i gang med at foretage en kortlægning langs alle motorveje og landeveje for Vejdirektoratet som afsluttes i slutningen af 2014. Resultater herfra forventes på sigt at indgå i Luften på din vej langs med motorveje og landeveje.

Koncentrationen af NO₂ aftager hurtigt med afstanden til motorvejen pga. fortynding. Motorvejens bidrag til NO₂-koncentrationerne er omtrent halveret i en afstand på 200 m, og bidraget fra motorvejen er få procent af udgangskoncentrationen i afstande på 600-800 m (Jensen et al. 2005).

2.2.3 PM_{2.5} og PM₁₀ gadekoncentrationer

Gadekoncentrationer af PM_{2.5} og PM₁₀ for hele kommunen er vist i Figur 2.5.



Figur 2.5 Gadekoncentrationer af PM_{2.5} (venstre) og PM₁₀ (højre) på alle adresser i Roskilde Kommune i 2012 modelleret i forbindelse med Luften på din vej.

Den geografiske fordeling af PM_{2.5} og PM₁₀ gadekoncentrationer er stort set ens, da kilderne i vidt omfang er de samme. De lokale kilder er primært trafik og brændeovne, men det regionale bidrag er væsentligt. De højeste koncentrationer er fordelt på samme måde som NO₂, da trafik er en væsentlig kilde. Den geografiske fordeling af bidraget fra brændefyring er ikke afspejlet korrekt, som diskuteret herunder.

De højeste PM_{2.5}- og PM₁₀-koncentrationer på hhv. omkring 17 µg/m³ og 22 µg/m³ i 2012 er også modelleret på Jernbanegade i Roskilde, og er under grænseværdierne på hhv. 25 µg/m³ for PM_{2.5} og 40 µg/m³ for PM₁₀. Der er således ikke modelleret nogen overskridelser af grænseværdien for partikler i Roskilde Kommune.

Det ses, at bybaggrunds niveauet er relativt højt, og gadebidraget fra trafikken bidrager med relativt få mikrogram. For PM_{2.5} er det omkring 5 µg/m³ og for PM₁₀ omkring 8 µg/m³. Bidraget er større for PM₁₀, da den grovere del af partiklerne også indgår heri, fx ikke-udstødning fra trafikken i form af vej-, dæk- og bremseslid og ophvirvling heraf. Den geografiske fordeling af PM_{2.5} og PM₁₀, er stort set ens, da kilderne et langt stykke af vejen er de samme.

Særligt vedrørende brændeovne og -kedler gælder at både størrelsen og den geografiske kortlægning af emissioner er forbundet med stor usikkerhed, da den hviler på mangelfulde informationer om placering og type af brændeovne samt deres anvendelse. Pga. dette har det i SPREAD været nødvendigt at antage at emissionstætheden er den samme i en hel kommune, og SPREAD giver således kun en variation mellem kommuner (Plejdrup et al. 2011), dog fordelt efter de gamle kommuneinddelinger. Beregningerne i Luften på

din vej viser derfor ikke den variation i bidraget fra brændeovne, som kan forventes, og vil derfor undervurdere bidraget fra brændeovne i områder med høj tæthed af brændeovne.

2.3 Luftkvalitet i Roskilde Kommune statistisk set

I det følgende beskrives luftkvaliteten i Roskilde Kommune ud fra forskellige statistiske parametre.

2.3.1 Statistiske nøgleparametre

I Tabel 2.2 er opsummeret statistiske parametre for gade- og bybaggrundskoncentrationer.

Tabel 2.2 Statistiske parametre for gade- og bybaggrundskoncentrationer i Roskilde Kommune i 2012.

	NO ₂		PM _{2,5}		PM ₁₀	
	Gade	Bybaggrund	Gade	Bybaggrund	Gade	Bybaggrund
Minimum	8.3	8.3	11.5	11.5	13.8	13.8
Gennemsnit	11.6	11.0	12.2	12.1	14.4	14.3
Maksimum	37.7	17.8	16.5	14.3	21.6	16.5

Note: Angivet med flere decimaler end usikkerheden på data tilsiger for at kunne se mindre forskelle.

Det ses som forventet at minimumsværdierne er ens for gade- og bybaggrundskoncentrationer, da dette er en situation, hvor der ikke er noget gadebidrag pga. ingen eller lidt trafik. Gennemsnitværdierne for gadekoncentrationer er lidt større end gennemsnitværdierne for bybaggrundskoncentrationer, da gadebidraget i gennemsnit er lille for de mange adresser, hvor der er ingen eller lidt trafik. Forskellen mellem minimumsværdierne og maksimum er for bybaggrund bidraget fra de lokale kilder i Roskilde Kommune, og for gadekoncentrationer er det bidraget fra den lokale trafik i gaderne.

2.4 Luftforurening fra brænderøg i Roskilde Kommune

Bidraget fra brændeovne modelleres ikke så detaljeret som emissioner fra trafikken i Luften på din vej pga. manglende vidgrundlag, selvom alle kilder bidrager til den modellerede bybaggrundsforurening herunder brændeovne. Da brændeovne er en væsentlig lokal kilde til partikelforurening gives nedenfor en generel beskrivelse af emissioner fra brænderøg og betydning for partikelkoncentrationen, og der inddrages resultater fra tidligere måling af brænderøg i landsbyer på Sjælland herunder i Roskilde Kommune. Der er således ikke gennemført nye målinger eller beregninger i forbindelse med nærværende projekt.

2.4.1 Problemets omfang

På landsplan udgør partikelemissioner fra brændeovne- og -kedler omkring 75% af nationale partikelemissioner. Det skal understreges, at dette på ingen måde indebærer, at 75% af partiklerne i luften stammer fra brændefyring – dette udtrykkes i et senere afsnit. Antallet af for tidlige dødsfald i Danmark som følge af privat indenlandsk brændefyring er blevet estimeret til at ligge på 200-250 om året ud fra modelberegninger for 2008. Til sammenligning er det centrale estimat for det totale antal for tidlige dødsfald i Danmark hidrørende fra al luftforurening på ca. 2.700-3.200, hvoraf langt hovedparten (ca. 75%) skyldes luftforurening fra udlandet. Det estimerede antal for tidlige dødsfald i Danmark som følge af dansk brændefyring udgør knap 8 procent

af det samlede antal for tidlige dødsfald relateret til den totale luftforurening i Danmark. Bidraget fra privat indenlandsk brændefyring set i relation til alle danske kilder alene er således ca. 30 procent (Brandt et al. 2011). Det seneste estimat for antal for tidlige dødsfald i Danmark hidrørende fra al luftforurening er på 3.300 for 2011 (Ellermann et al. 2014).

2.4.2 Usikkerhed på opgørelse af emissioner fra brænderøg

Emissioner fra kategorien "ikke-industriell forbrænding" er domineret af emissioner fra forbrænding i husholdninger. Den vigtigste kilde til emissioner af fx partikler fra husholdninger er små træfyrede anlæg som brændeovne, pejse, brændekedler og træpillefyr. Særligt vedrørende brændeovne og -kedler gælder, at både størrelsen og den geografiske kortlægning af emissioner er forbundet med stor usikkerhed. Emissionerne beregnes på basis af brændselsforbrug og emissionsfaktorer for relevante forureningskomponenter, begge bestemt ud fra en række antagelser, da der ikke findes detaljerede statistikker for hhv. træforbrug i husholdninger eller antal og typer af varmeproducerende anlæg. Energistyrelsens opgørelse over træforbrug i husholdninger på kommuneniveau, baseret på salgstal og spørgeundersøgelser, anvendes til emissionsberegningerne. Emissionen afhænger af typen af anlæg og fyringspraksis (brændsel og adfærd). Anlægsbestanden er baseret på fremskrivning af en undersøgelse fra 2006 udført af Teknologisk Institut og Force Technology, og emissionsfaktorer baseres på målinger, grænseværdier og internationale guidelines for emissionsopgørelser. Fyringspraksis må forventes at variere meget både rumligt og tidsligt, og er en faktor, som ikke er mulig at kvantificere. Den geografiske fordeling i SPREAD af emissioner fra træfyring i husholdninger er baseret på Energistyrelsens opgørelse af træforbrug i husholdninger per kommune fra 2005 baseret på data fra BBR-registret. Der antages således den samme fordeling overalt inden for en kommune. Dog gælder opdelingen i SPREAD for 2010 de gamle kommuner fra før kommunalreformen, så den nuværende udstrækning af Roskilde Kommune er inddelt i tre områder. I virkeligheden vil der være stor geografisk variation afhængig af, hvor brændeovnene er, hvilken type det, og hvor meget, og hvordan der fyres.

2.4.3 Partikelemission og koncentration af partikler

Når man diskuterer partikelforurening er det vigtigt at holde sig for øje, at partikler kan være primære ("født" som partikler) eller sekundære (dannet i atmosfæren ved kemisk og fysisk omdannelse af gasarter). Emissionsopgørelser af partikelforurening beskæftiger sig udelukkende med primære partikler. Brændefyring er en dominerende kilde til udledning af primære partikler i Danmark. Målinger i udeluften omfatter derimod *både* primære og sekundære partikler. Hvis man betragter det totale, målte partikelindhold i luften set på helårsbasis, så udgør brændefyringsbidrag ikke nogen voldsomt stor andel. Det indebærer dog ikke at brændeovnes bidrag er uden betydning. Bidraget er anseligt, og undersøgelser har påvist en klar statistisk sammenhæng mellem partikelforurening og sundhedseffekter. Intet tyder på, at partikler fra brændeovnsrøg kan frikendes i denne sammenhæng. Hvis man opgør den danske *udledning* af fine partikler (PM_{2.5}), finder man at brændefyring er skyld i mere end halvdelen af udledningen. Hvis man derimod betragter *koncentrationer af fine partikler i luften*, finder man i aktive brændefyringsområder, at brænderøgsbidraget på årsbasis udgør omkring 2 mikrogram/m³. Dette kan sammenholdes med koncentrationen af PM_{2.5} i baggrundsluften, som er 10-15 mikrogram per m³. Det vil sige, at i et aktivt

brændeovnsområde bidrager brændeovne med 10-20 % af partikelforureningen på årsbasis. I kolde perioder kan bidraget være langt større.

Ydermere kan man visse steder, og til visse tider, opleve episoder med markant og generende forurening med brænderøg, og meget ofte er det den type episoder, der giver anledning til naboklager.

2.4.4 Målinger af partikkelkoncentration i brændeområder

I forbindelse med det såkaldte WOODUSE-projekt blev der udgivet en sammenfattende rapport over resultater (Olesen et al. 2010a). Rapporten præsenterer estimater for brændefyringsbidrag til partikkelkoncentrationer (PM_{2.5}) i luften for tre lokaliteter, hvor der er foretaget målinger specielt med henblik på vurdering af bidrag fra brændefyring. Estimaterne for bidraget til middelværdien på årsbasis spænder fra 0,5 µg/m³ til 2,3 µg/m³ på de konkrete lokaliteter for bestemte år. For Slagslunde i Roskilde Kommune har estimatet kunnet underbygges af ret detaljerede modelberegninger, som giver et indtryk af bidragets geografiske fordeling og dets afhængighed af meteorologi – bl.a. betyder lave vindhastigheder forholdsvis store koncentrationer.

Der er to lokaliteter med et bidrag på omkring 2 µg/m³ på årsbasis, nemlig Gundsømagle i Roskilde Kommune og Slagslunde i Egedal Kommune. De må begge betegnes som områder med høj brændefyringsaktivitet. Et tredje område – Vindinge i Roskilde Kommune – med et estimeret bidrag omkring 0,5 µg/m³ på årsbasis har moderat fyringsaktivitet.

Til sammenligning ligger modellerede PM_{2.5}-bybaggrunds-koncentrationer i Roskilde Kommune på 11-14 µg/m³ baseret på Luften på din vej. I områder med moderat brændefyring i Roskilde Kommune kan brænderøg derfor udgøre i størrelsesordenen 4-5% af partikkelkoncentrationen, og i områder med høj brændefyringsaktivitet omkring 14-18%.

2.4.5 Indendørs luftforurening i huse med brændeovn

I forbindelse med Slagslunde-undersøgelsen blev der gennemført en begrænset undersøgelse af indendørs forurening (Olesen et al. 2010b). Fokus var på niveauet af sod i indeluften. I huse med brændeovn kan brændeovnen give et mærkbart bidrag til sodforurening inde i huset. Forureningen kommer først og fremmest, når man tænder op i en kold ovn. Dårligt træk betyder at forureningen spredes ind i boligen i stedet for at blive ført op gennem skorstenen, og det er derfor vigtigt at skorstenen yder tilstrækkeligt træk.

2.4.6 Brænderøg fra bål

Bål er blevet populært i fritidsordninger, børneinstitutioner, skovbørnehaver, boligbebyggelser mv., som et hyggeligt samlingspunkt for varme, sang, snobrød mv. Ikke kun noget som gøres en gang imellem, men i nogle tilfælde rutinemæssigt. Det kan være bål i det fri eller bål i lukkede/halvlukkede hytter med skorsten. Bål opfattes som naturligt og givet harmløst, men bål udsender de samme sundhedsskadelige luftforureninger som anden brændefyring, og er værre per forbrugt mængde brænde pga. mindre kontrolleret forbrænding i et åbent bål sammenlignet med en brændeovn. Personers eksponering er meget høj omkring et bål, især for dem som sidder i røgfanen, som ofte skifter retning. Lugten af bål i tøjet kan efterfølgende være meget markant, og vidner om høj eksponering.

Der eksisterer meget få studier af brænderøg fra bål og eksponering herfor. Der er tidligere gennemført et studie i et rekonstrueret Jernalderhus på Lejre Forsøgscenter, hvor der var et åbent ildsted inden i huset og aftræk i loftet (Skov et al. 2000). Dette studie viste, at den personlige eksponering for NO₂ af en person, som lever som en Stenalderkvinde over en uge var omkring 6 gange større end koncentrationen udenfor, og knap en halv gang højere end på en trafikeret gade i København (Jagtvej målestation). For benzen var koncentrationerne indendørs omkring 10 gange højere end på Jagtvej. Dette eksempel er mere ekstremt end bål i det fri, da det foregik indendørs og over længere tid, men det illustrerer, at bål kan give høj eksponering og dermed også udgøre en helbredsrisiko.

3 Kildeopgørelse for Roskilde Kommune

Dette kapitel beskriver de totale emissioner for emissionskilder inden for Roskilde Kommune baseret på den nationale emissionsopgørelse og dennes geografiske fordeling på 1x1 km² gitter fra SPREAD-modellen. Emissionskilder omfatter bl.a. trafik, brændeovne, industri, boligopvarmning mv.

Kildeopgørelse for trafikken fordeles på køretøjstyper, Euroklasser og brændstoftype med udgangspunkt i undersøgelser fra København, da det forventes at være nogenlunde det samme i Roskilde.

Emissioner er opgjort på et 1x1 km² gitternet, og alle gitterceller som berører disse gitterceller er udvalgt ud fra Roskilde Kommune geografiske afgrænsning. For kun at medtage emissioner inden for kommunegrænsen er det beregnet, hvor meget areal af en given 1x1 km² gittercelle, som er inden for kommunegrænsen, og efterfølgende er gittercellens emission justeret ud fra dette areal ved at antage at emissionen er fordelt ligeligt inden for en gittercelle. På denne måde medtages ikke emission fra tilstødende kommuner, som Roskilde Kommune deler gitterceller med. For gitterceller som indeholder dele af Roskilde Fjord er denne justering ikke foretaget, da emissioner i forvejen er fordelt i forhold til landareal.

3.1 Totale emissioner i Roskilde Kommune

De totale emissioner i 2010 i Roskilde Kommune baseret på SPREAD-emissionsmodellen for Danmark er vist i Tabel 3.1 for de stoffer, som indgår i den regionale luftkvalitetsmodel (DEHM). De væsentligste kilder til de forskellige stoffer er også beskrevet.

Tabel 3.1 Totale emissioner i 2010 i Roskilde Kommune fra SPREAD modellen (tons).

Svovldioxid SO ₂	Forbrændingsprocesser, særligt fra kul, men også fra diesel	50
Kvælstof-oxider NO _x	Forbrændingsprocesser, særligt trafik og energiproduktion.	1210
Flygtige organiske kulbrinter (undtagen metan) NMVOC	Forbrændingsprocesser, opløsningsmidler, produkter, industri, trafik mv.	764
Metan CH ₄	Mest fra landbrug, spildevandsrensning, affaldshåndtering mv	1425
Kulilte CO	Forbrændingsprocesser, særligt trafik	4021
Ammoniak NH ₃	Mest fra landbrug, men også fra forbrænding bl.a. fra trafik	63
Svævestøv TSP	Forbrændingsprocesser, særligt brændeovne og trafik, og mekanisk dannede partikler, og naturlige kilder fx jordstøv	206
Partikler under 10 mikrometer i diameter PM ₁₀	Forbrændingsprocesser, særligt brændeovne og trafik, og mekanisk dannede partikler, mv. og naturlige kilder fx jordstøv	180
Partikler under 2,5 mikrometer i diameter PM _{2,5}	Forbrændingsprocesser, særligt brændeovne og trafik	163

De totale emissioner siger i selv ikke så meget, da det er de resulterende effekter på natur og menneskers helbred, som betyder noget.

Som det fremgår af tidligere, er der grænseværdier for koncentrationen af SO₂, NO₂, CO, PM₁₀ og PM_{2.5} med det formål at beskytte menneskers sundhed. SO₂, NO_x og NH₃ giver anledning til dannelse af sekundære partikler i atmosfæren, og bidrager på den måde til helbredseffekter. NO_x, NMVOC og CO bidrager til dannelse af ozon i atmosfæren og bidrager på den måde også til helbredseffekter.

Våd- og tørafsætning af svovl- og kvælstofforbindelser bidrager til forsurening og eutrofiering af naturområder.

CH₄, partikler samt ozon tilhører de såkaldte kortlevede drivhuskomponenter (Short-Lived Climate Forcers). De bidrager til den globale opvarmning og dermed til klimaforandringerne. Blandt de forskellige menneskeskabte drivhusgasser og -komponenter er partikler (Elementært kulstof - EC) den næst største bidragsyder til klimaforandringer kun overgået af CO₂. Da levetiden for EC måles i dage til uger vil en reduktion af EC få næsten øjeblikkelig effekt i forhold til reduktion af klimapåvirkningen. EC i atmosfæren absorberer solens stråling og fører til en direkte opvarmning i atmosfæren, da EC både absorberer indgående solstråling og udgående stråling. EC har endvidere en indirekte virkning på klimaet med øget opvarmning som følge af øget skydannelse, men nettovirkningen er yderst usikker, da skyer reducerer solindstrålingen (køling) men bremser udstrålingen (opvarmning). Når EC er deponeret på sne og isdækkede overflader påvirker det Albedo-effekten, da det er sort, hvorved det absorberer en del af den solstråling, som normalt ville blive reflekteret til atmosfæren, og dermed øges afsmeltningen (Jensen et al. 2014). En overflades albedo er forholdet mellem tilbagekastet og modtaget stråling. Man bruger ofte en skala, hvor 0 svarer til sort, dvs. et legeme helt uden tilbagekastning, mens 1 svarer til hvid, altså et legeme, der tilbagekaster al den stråling, det modtager.

3.1.1 Kildeopgørelse for NO_x-emissioner

I Tabel 3.2 er vist en underopdeling af emissionerne for NO_x på hovedemissionssektorer, som i Danmark omfatter 10 hovedkategorier. Der findes op til 375 underkategorier.

Det ses, at den største kilde til NO_x er vejtrafik efterfulgt af andre mobile kilder (industri, landbrug, jernbane mv.) og energiproduktion.

Tabel 3.2 NO_x-emissioner i Roskilde Kommune underopdelt på hovedemissionssektorer i 2010.

Kategori	Kildebeskrivelse	NO _x (ton/år)
01	Kraftvarme og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrænding til energiformål	217
02	Ikke-industriel forbrænding fx forbrænding i husholdninger, handel og service	68
03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	21
04	Industrielle processer	0
05	Udledning i forbindelse med udvinding, behandling, lagring, og transport af olie og gas	0
06	Anvendelse af produkter	1
07	Vejtransport	675
08	Andre mobile kilder	227
09	Affaldsforbrænding	1
10	Landbrug	1
Total		1210

3.1.2 Kildeopgørelse for PM_{2.5} emissioner

I Tabel 3.3 er vist underopdeling af emissionerne for PM_{2.5} på hovedemissionssektorer.

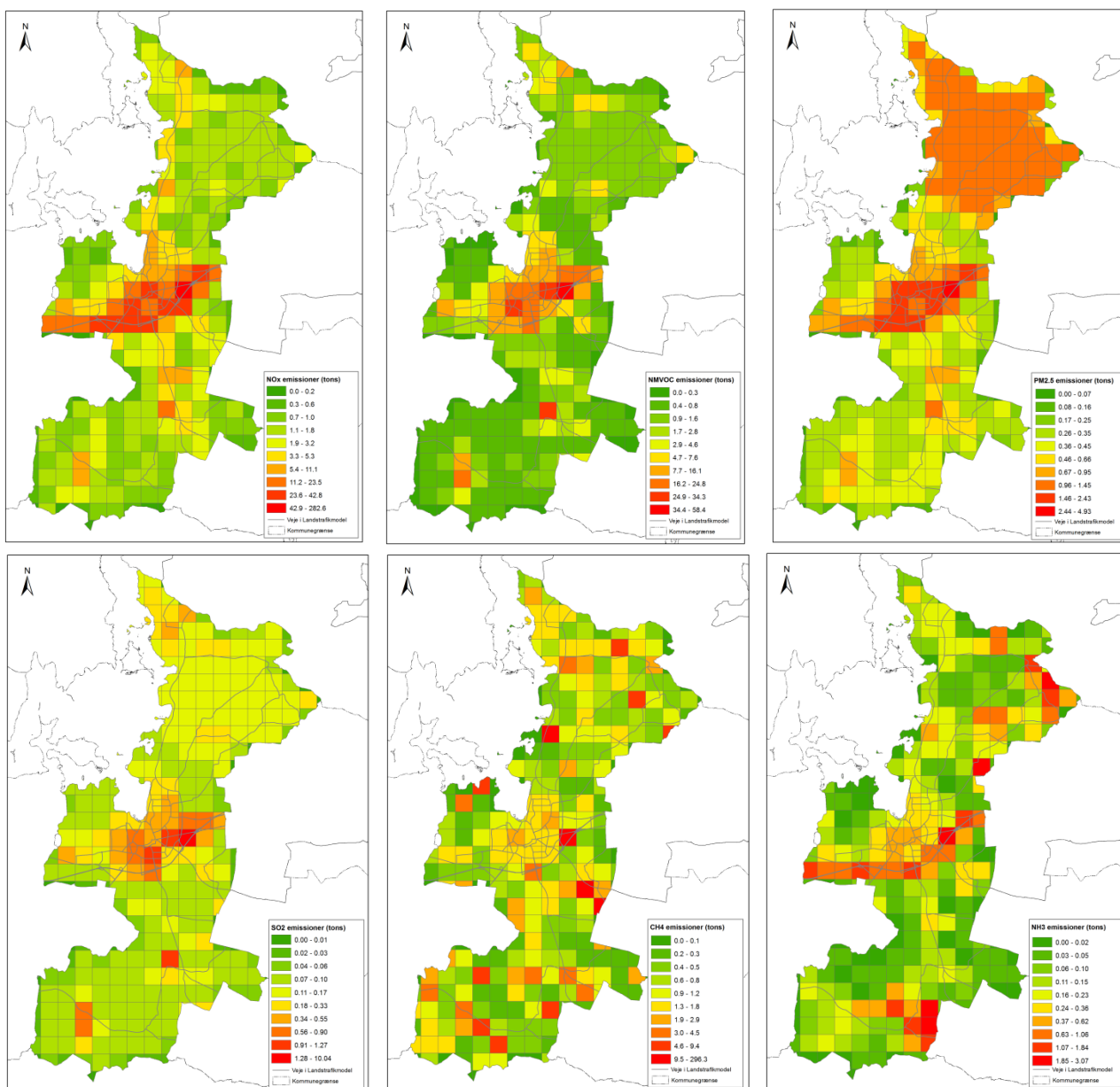
Det ses, at den største kilde til PM_{2.5} er brændeovne og -kedler (kategori 02), efterfulgt af vejtrafik og andre mobile kilder (industri, landbrug, jernbane mv.). Andre kilder bidrager marginalt.

Tabel 3.3 PM_{2.5} emissioner i Roskilde Kommune underopdelt på hovedemissionssektorer i 2010.

Kategori	Kildebeskrivelse	PM _{2.5} (ton/år)
01	Kraftvarme og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrænding til energiformål	1
02	Ikke-industriell forbrænding fx forbrænding i husholdninger, handel og service	102
03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1
04	Industrielle processer	0
05	Udledning i forbindelse med udvinding, behandling, lagring, og transport af olie og gas	0
06	Anvendelse af produkter	3
07	Vejtransport	34
08	Andre mobile kilder	14
09	Affaldsforbrænding	0
10	Landbrug	3
Total		158

3.2 Geografisk variation af emissioner i Roskilde Kommune

I det følgende illustreres den geografiske variation i emissioner i Roskilde Kommune for udvalgte stoffer, som varierer geografisk forskelligt, forbi de har forskellige kilder. Der er udvalgt NO_x, hvor trafik er en væsentlig kilde, og som varierer stort set som CO. NMVOC er valgt som indikator for forbrænding men også opløsningsmidler, produkter, industri, trafik mv. PM_{2.5} er valgt som indikator for partikler og har flere kilder, fx brændeovne, trafik, industri mv. PM_{2.5} varierer geografisk stort set som PM₁₀ og TSP. SO₂ er med som indikator for forbrænding af svovlholdige brændsler. CH₄ er valgt som indikator for landbrug og spildevands- og affaldshåndtering, og NH₃ repræsenterer landsbrugsemissioner, Figur 3.1. Den geografiske fordeling er baseret på den nationale emissionsopgørelse, som er fordelt med forskellige geografiske fordelingsnøgler for de forskellige emissionskilder. Der er derfor en vis usikkerhed forbundet med den geografiske fordeling, når man zoomer helt ind på en aktuel kommune som Roskilde Kommune.



Figur 3.1 Geografisk variation af emissioner pr. km² i Roskilde Kommune i 2010 for udvalgte stoffer.

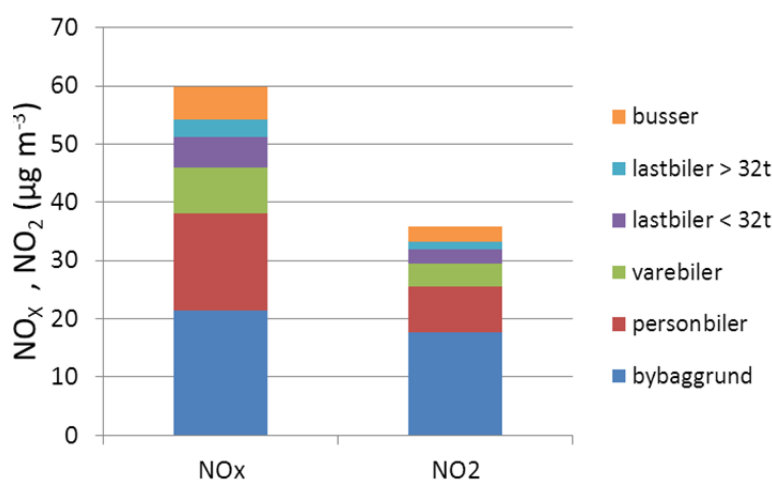
3.3 Kildeopgørelse for trafikken

Det har ikke været muligt inden for rammerne af nærværende projekt at foretage en detaljeret kildeopgørelse af trafikken på vejstrækninger i Roskilde Kommune, da det ville kræve detaljeret information om trafikken og dens køretøjs sammensætning. Dette kapitel beskrives derfor andre kildeopgørelser fra København, som tilnærmelsesvis vil svare til situationen i Roskilde Kommune. Der beskrives en kildeopgørelse for de 99 gader i København, som indgår i de årlige beregninger af luftkvaliteten under NOVANA, hvor kildeopgørelsen er opdelt på køretøjskategorierne, og der beskrives en detaljeret analyse fra H.C. Andersens Boulevard, hvor partikelemissionen underopdeles i udstødning og ikke-udstødning, og endvidere fordeles på de forskellige Euroemissionsklasser og brændstoftyper. Informationerne er baseret på Jensen *et al.* (2013).

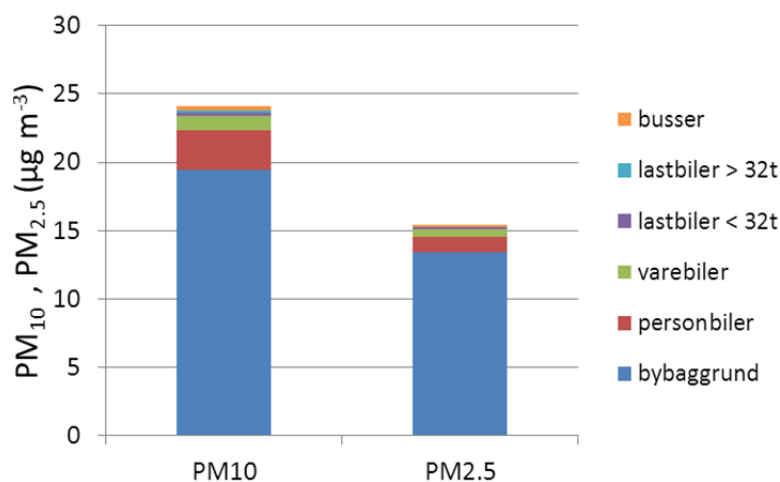
3.4 Kildeopgørelser for 99 gader i København

I Figur 3.2 og Figur 3.3 er vist den gennemsnitlige kildeopgørelse for 99 bygader i København i 2010 for hhv. kvælstofoxider og partikelmasse i forhold til koncentrationerne af samme. Bemærk, at senere viden har vist, at NO_x -emissionen for person- og varebiler er undervurderet, da emissionsfaktorer for Euro 5 og Euro 6 regnes for lavt i forhold til nyere viden. I det følgende er bidraget for person- og varebiler for NO_x derfor underestimeret.

De absolutte koncentrationer er højere i København end i Roskilde, men den relative fordeling mellem køretøjskategorierne formodes at være nogenlunde den samme. Gadebidraget (forskul mellem gadekoncentration og bybaggrundskoncentration) er dog højere i København end i Roskilde, da trafikniveauet generelt er højere. Der er også lidt højere bybaggrundskoncentrationer.



Figur 3.2 Gennemsnitlig kildebidrag for de 99 gader for kvælstofoxider i 2010.



Figur 3.3 Gennemsnitlig kildebidrag for de 99 gader for partikelmasse i 2010.

Den gennemsnitlige kildeopgørelse for gadebidraget fordelt på køretøjskategori for de forskellige stoffer for de 99 gader er vist i Tabel 3.4. Denne fordeling må forventes at være nogenlunde den samme for bygader i Roskilde under antagelse af at køretøjssammensætningen er nogenlunde ens i København og Roskilde Kommune. Den procentvise opgørelse er uafhængig af trafikniveauet, dog må den tunge trafik formodes at udgøre en større andel i Roskilde, da København har en miljøzone, som regulerer emissioner fra ældre tunge køretøjer.

Tabel 3.2 Gennemsnitlig kildeopgørelse af gadebidraget fordelt på køretøjskategori for de 99 gader i 2010 (%).

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

3.4.1 Kildeopgørelse for udstødning og ikke-udstødning

I Tabel 3.3 er vist en kildeopgørelse i procent for H.C. Andersens Boulevard i København ud for målestationen overfor Tivoli, hvor bidraget for de forskellige køretøjskategorier er yderligere opdelt i udstødningsbidrag og ikke-udstødningsbidrag for PM₁₀ og PM_{2.5}.

Tabel 3.3 Kildeopgørelse for gadebidraget til NO_x og partikler for H.C. Andersens Boulevard i 2010 (%).

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

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

Grunden til at den tunge trafik ikke bidrager så meget med PM-udstødning er pga. miljøzonen, som regulerer den tunge trafik (Jensen et al. 2011). Da der ikke er miljøzone i Roskilde Kommune vil andelen fra den tunge trafik være større end angivet ovenfor.

En grov tilnærmelse er at antage, at bidragene til partikelantal fordeler sig på samme måde som NO_x. Sammenhængen mellem NO_x og antal partikler er imidlertid også påvirket af anvendte emissionsbegrænsende teknologi. Eksempelvis vil eftermontering af partikelfilter næsten fjerne alle partikler, mens NO_x er upåvirket. Modsat vil montering af NO_x-katalysator (SCR) kraftigt reducere NO_x, mens antal partikler er upåvirket.

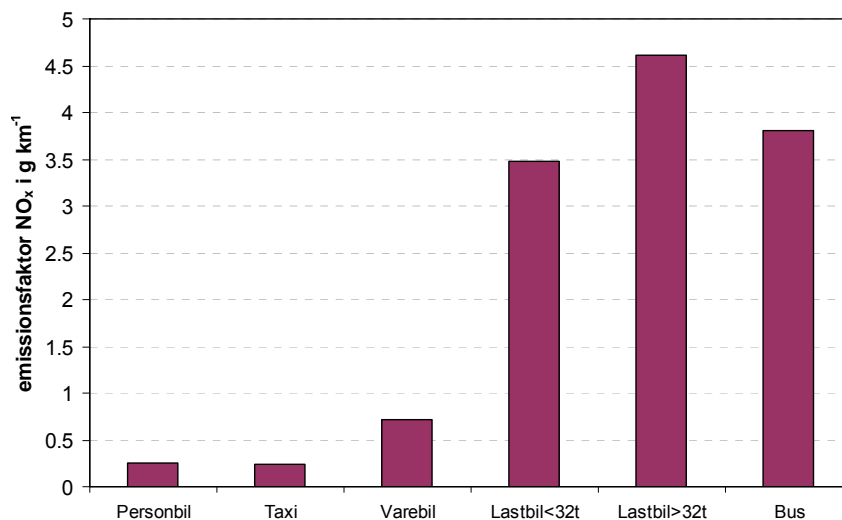
3.4.2 NO_x-kildeopgørelse for Euroemissionsklasser og brændstoftyper

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

Bemærk at kildeopgørelsen tager udgangspunkt i 2015, mens data præsenteret ovenfor er fra 2010. Emissionsfaktorer vil således være lavere i 2015 i for-

hold til 2010, da emissionsfaktorerne løbende bliver reduceret pga. den løbende udskiftning af bilparken, hvor nyere Euroemissionsnormer indføres med skærpede emissionsnormer, mens ældre køretøjer med højere emissionsfaktorer skrottes. Indregistreringsdatoer for de forskellige Euroemissionsnormer er beskrevet i Bilag 1.

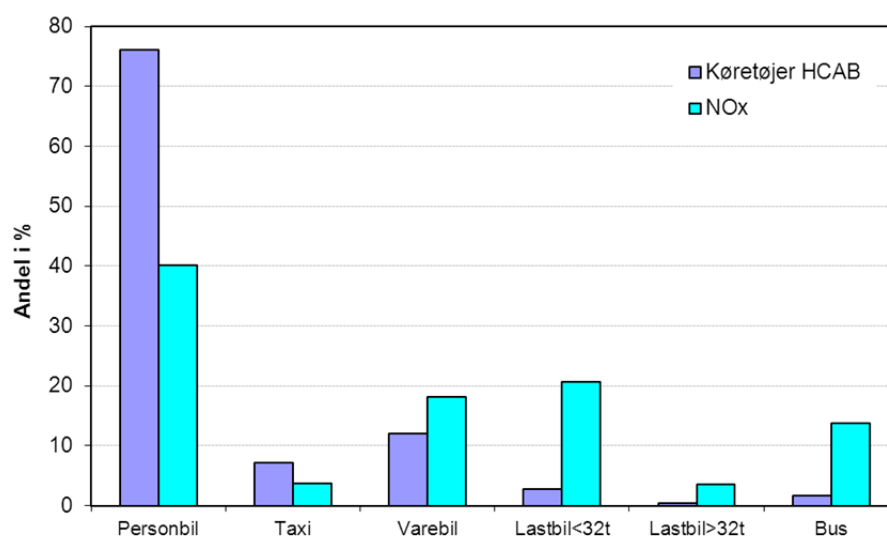
Emissionsfaktorerne (NO_x -udledning per kørt km) er meget forskellige for de forskellige køretøjskategorier, som det fremgår af Figur 3.2.



Figur 3.2 NO_x -emissionsfaktorer for de forskellige køretøjskategorier på H.C. Andersens Boulevard i 2015 i referencescenariet (1A).

Figur 3.4 viser, at NO_x -emissionen er omkring 10 gange så høj per kørt km for de tunge køretøjer i forhold til personbiler og taxier. Varebiler har omkring 3 gange så høje emissionsfaktorer som personbiler og taxier. NO_x emissionsfaktorer for den tunge trafik formodes at være endnu højere i Roskilde Kommune, da der ikke er miljøzone.

Det samlede bidrag til NO_x -emissionen afhænger ud over af emissionsfaktorerne også af køretøjs sammensætningen, som det fremgår af Figur 3.5.



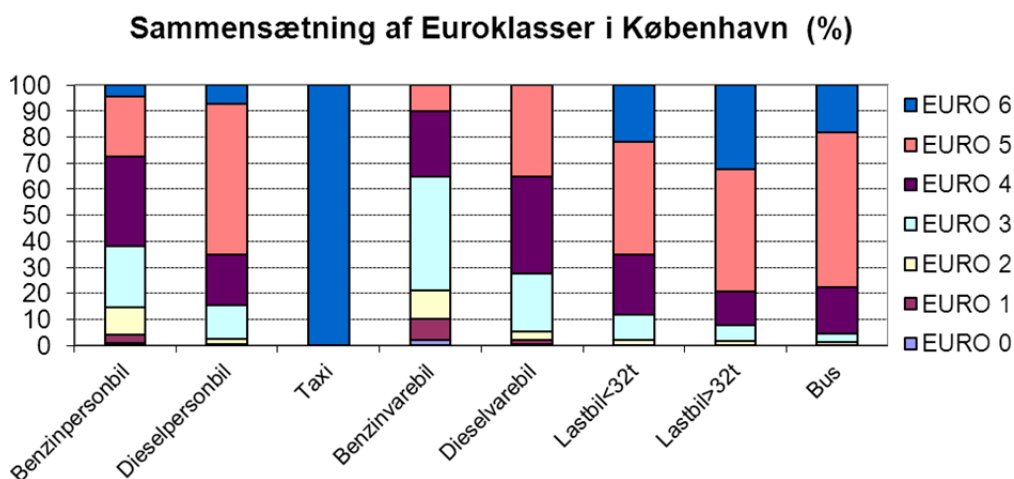
Figur 3.5 Køretøjsfordeling og køretøjskategoriernes bidrag til NO_x -emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015 i referencescenariet (1A).

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

Busser andrager 14% af NO_x-emissionen. Hvis vi antager, at fordelingen på H.C. Andersens Boulevard er som det nationale gennemsnit, dvs. 71% for rutebusser og 29% for turistbusser, og tager hensyn til at bybusser ifølge COPERT 4 har omkring 20% højere NO_x-emission i forhold til turistbusser, får vi, at rutebusser bidrager med omkring 10% og turistbusser med omkring 4%. NO_x-emissionsfaktorer formodes at være højere i Roskilde Kommune, da der ikke er miljøzone. COPERT 4 er den emissionsmodel, som benyttes til nationale emissionsopgørelser i Danmark, og som også er integreret i OSPM-modellen.

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

De enkelte køretøjskategorier består af forskellige Euroemissionsklasser med forskellige emissionsfaktorer, og er yderligere opdelt på benzin og diesel, se Figur 3.6.



Figur 3.3 Fordeling af Euroklasser på de forskellige køretøjskategorier i 2015 i København.

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

Efter at ovenstående beregninger blev foretaget er der kommet ny viden omkring NO_x-emission for dieseldrevne persobil, hvor der nu antages højere emissioner for Euro 5 i forhold til Euro 4 og mindre reduktion for Euro 6 end antaget ovenfor. Det betyder, at bidragene fra Euro 5 og 6 vil fylde mere end angivet i Figur 3.3.

Taxier er kun Euro 6 i 2015 pga. af loven om grønne taxier, dvs. at Euro 6 implementeres hurtigere for taxier end det ellers ville være tilfældet. Efterfølgende har der imidlertid været problemer med at få tilstrækkelig mange

forskellige bilmærker og modeller på markedet før Euro 6 bliver lovpligtig i slutningen af 2015, og der er derfor blevet slækket på kravene i loven. Det betyder, at der vil være færre Euro 6 i 2015 end antaget ovenfor.

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

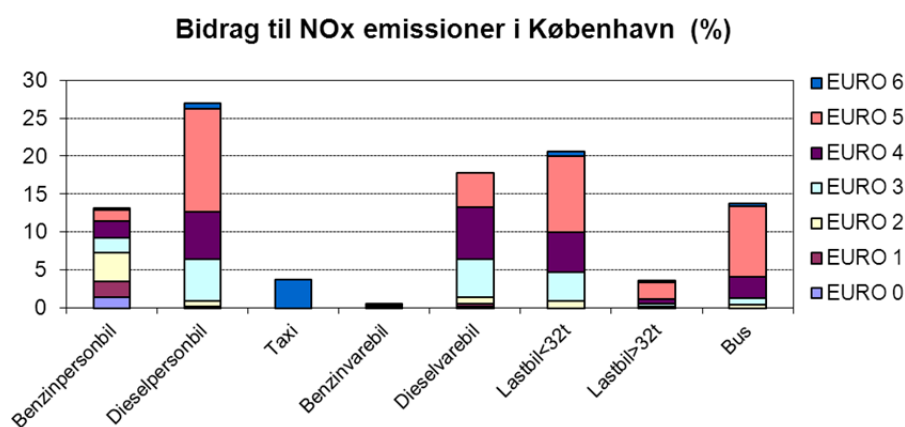
Fordelingen af Euroklasser for de tunge køretøjer er påvirket af de nuværende miljøzoner og for rutebusser tillige af miljøkrav i forbindelse med udbud af busservice. De nuværende miljøzoneregler kræver, at de tunge køretøjer er mindst Euro 4 eller at ældre Euroklasser har eftermonteret et partikelfilter.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

Den procentvise fordeling af de forskellige Euroklasser er som supplement også vist i tabelform i Tabel 3.6.

Tabel 3.4 Den procentvise fordeling af de forskellige Euroklasser i 2015 i København.

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

I Figur 3.7 er vist bidraget fra de forskellige køretøjskategorier og Euroklasser til NO_x-emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015. Det ses, at for personbilernes vedkommende kommer omkring 2/3 fra diesel køretøjerne, og for varebilerne er det helt overvejende dieselskøretøjer, som bidrager. Alt i alt kommer 84% af NO_x-emissionen fra dieselskøretøjer. Ligeledes ses at fx omkring 29% af NO_x-emissionen kommer fra ældre køretøjer til og med Euro 3.



Figur 3.4 Bidraget fra de forskellige køretøjskategorier og Euroklasser til NO_x-emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015.

Den procentvise fordeling af bidraget fra de forskellige køretøjskategorier og Euroklasser til NO_x-emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015 er som supplement også vist i tabelform i Tabel 3.7.

Tabel 3.5 Bidraget fra de forskellige køretøjskategorier og Euroklasser til NO_x -emissionen på H.C. Andersens Boulevard i 2015 i (%).

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

4 Helbredseffekter og samfundsøkonomiske omkostninger af luftforurening i Roskilde Kommune

Dette kapitel opgør helbredseffekter i form af for tidlige dødsfald som følge af al luftforurening i Roskilde Kommune, og de samfundsøkonomiske omkostninger forbundet hermed. Dette sker på baggrund af beregninger med EVA-systemet, som også beskrives, og som bygger på *Impact pathway* metoden. Endvidere vurderes, hvor stor en del af de for tidlige dødsfald og relaterede samfundsøkonomiske omkostninger, som skyldes emissioner inden for Roskilde Kommune.

For tidlige døde og tilhørende samfundsøkonomiske omkostninger er opgjort på et 1x1 km² gitternet, og alle gitterceller, som berører disse gitterceller, er udvalgt ud fra Roskilde Kommune geografiske afgrænsning, og efterfølgende justeret i forhold til arealet inden for Roskilde Kommune på samme måde som for emissioner.

4.1 Impact pathway metoden

På grundlag af helbredsundersøgelser har det fælleseuropæiske ExternE-projekt udviklet en metode til at opgøre helbredseffekter og relaterede samfundsøkonomiske omkostninger ved luftforureningen. Heri indgår både samfundsøkonomiske omkostninger ved sygelighed og ved tab af leveår. En samfundsøkonomisk omkostning kaldes også en ekstern omkostning, og er defineret som en omkostning, der påføres andre, og som der ikke betales for direkte. De eksterne omkostninger ved luftforurening er relateret til luftforureningens helbredseffekter, som opgøres efter den såkaldte "impact pathway"-metode. I denne metode opgøres de eksterne omkostninger ved luftforurening ud fra forureningskilden, spredningen heraf, befolkningseksponeringen, eksponerings-respons sammenhænge for at kvantificere helbredsbelastningen af både for tidlig død og sygelighed, samt en prissætning af helbredseffekterne for at kunne opgøre de samlede eksterne omkostninger.

Impact pathway-metoden tager hensyn til at luftforureningen kan variere ganske meget på grund af langtransport, lokale kilder og kemisk omdannelse. Den tager også hensyn til, at eksponeringen af mennesker afhænger af emissionskildernes placering, udslipshøjde og spredningsveje mv. Metoden er stedsspecifik og bygger direkte på atmosfæriske modelleringer, der kan gøre rede for, hvordan helbredseffekter og de eksterne omkostninger varierer med emissionskilders geografiske placering og styrke. Dermed er det muligt at give en vurdering af helbredseffekterne og de samfundsøkonomiske omkostninger, afhængigt af, hvor emissionen sker og hvor stor den er, i forhold til eksponeringen af mennesker. Dette kan bruges til at beskrive bidraget til helbredseffekter og tilhørende samfundsøkonomiske omkostninger af grænseoverskridende luftforurening til Danmark fra udlandet, og til udlandet fra Danmark.

4.2 Det integrerede modelsystem EVA

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab, 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 relateret til de enkelte emis-

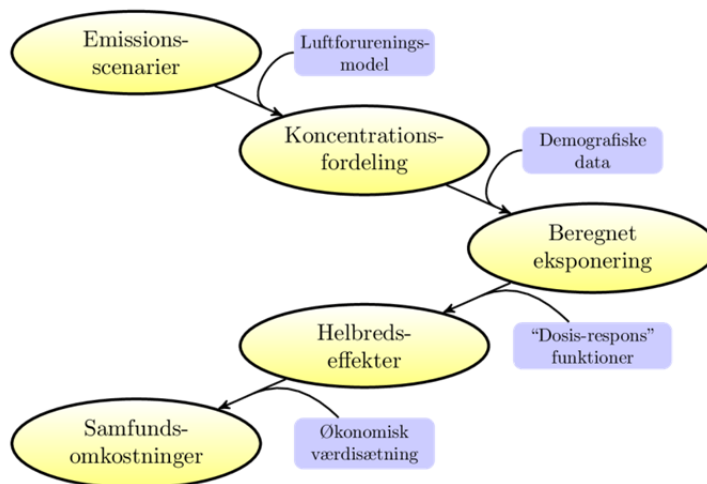
sioner under hensyntagen til hvor den geografiske placering af emissionerne i forhold til hvor befolkningen befinder sig (Brandt et al. 2010b; 2011a;b; 2013a;b). Dette system er baseret på en atmosfærisk kemisk-transportmodel for beregning af luftkvalitet (den Danske Eulerske Hemisfæriske Model - DEHM) (Christensen 1997; Brandt et al. 2012) og eksponering af befolkningen, dosis-respons sammenhænge for beregning af helbredseffekter, samt værdisætning af helbredseffekterne. Værdisætningen er baseret på betalingsvillighed for at undgå fx for tidlige dødsfald og markedspriser for fx hospitalsindlæggelser og øget medicinforbrug.

Med EVA-systemet kan beregnes helbredseffekter og samfundsøkonomiske omkostninger relateret til emissioner af bl.a. NH₃ (ammoniak), NMVOC (flygtige organiske kulbrinter), NO_x (kvælstofoxider), CH₄ (metan), PM_{2.5} (direkte emitteret), SO₂ (svovldioxid) og CO (kulilte). Helbredseffekterne af NO_x- (nitratpartikler), SO₂- (sulfatpartikler) og NH₃-emission er især relateret til, at disse stoffer i atmosfæren omdannes til sekundære uorganiske partikler. Bidraget fra dannelsen af sekundære organiske partikler er ikke medtaget i de nuværende beregninger, da beskrivelsen af disse partikler i modellen ikke er tilstrækkelig på nuværende tidspunkt. Helbredseffekterne optræder 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 helbredseffekter af luftforurening tyder dog på, at kulstofholdige partikler er mere sundhedsskadelige end ikke-kulstofholdige partikler (Rohr & Wyzga 2012), men der er endnu ikke konsensus omkring, hvordan dette i givet fald skal kvantificeres i beregninger af denne type (Ellermann et al. 2014).

EVA-systemet har været anvendt i undersøgelser af enkelt kilder (Andersen et al. 2007; 2008), til beregning af enhedsomkostninger for emissioner (Brandt et al. 2010a), beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger i Danmark for forskellige emissionssektorer (Brandt et al. 2010b; 2011a; 2013a;b), for afgrænsede områder som Københavnsområdet (Brandt et al. 2013c) samt vurdering af road pricing i Danmark (Jensen et al. 2010) og trængselsring i København (Jensen et al. 2012).

4.2.1 Impact-pathway metoden

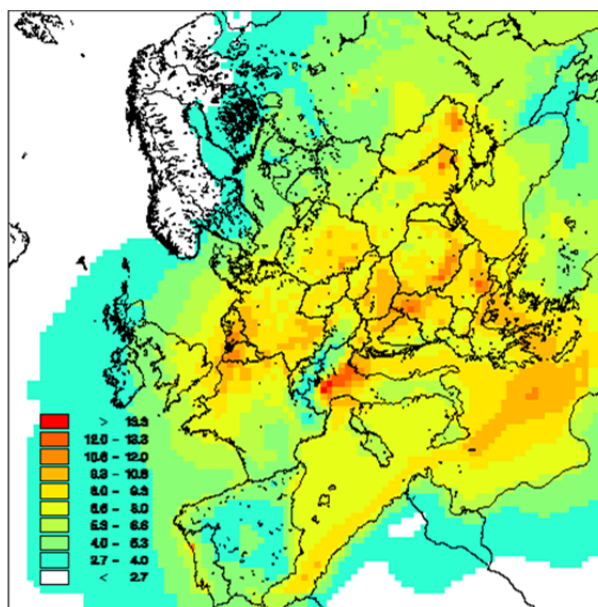
Det grundlæggende princip bag EVA-systemet er at bruge de bedst mulige videnskabelige metoder i alle leddene af "impact-pathway"-kæden (se Figur 4.1.) baseret på den bedst tilgængelige viden.



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

4.2.2 Modelområdet i Europa

Modelområdet, der danner udgangspunkt for beregninger af helbredseffekter og eksterne omkostninger i denne rapport, er vist i Figur 4.2. Der er flere modeldomæner inkluderet i DEHM; dels et domæne, der dækker den nordlige halvkugle (hemisfære) for at tage hensyn til den interkontinentale transport af luftforurening, dels et domæne der dækker Nordeuropa inkl. Danmark, med højere opløsning, for at kunne beregne luftforureningen og effekterne mere præcist i området omkring Danmark.



Figur 4.2 Eksempel på koncentrationsberegninger med DEHM modellen inden for modelområdet i Europa for $PM_{2.5}$ i 2012. Modelområdet for Europa dækker det geografiske Europa, dvs. Vest- og Østeuropa og afgrænset mod øst ved Uralbjergene. I det følgende refererer Europa derfor til modelområdet. Udover emissioner fra Europa inddrager DEHM også øvrige emissioner fra den nordlige halvkugle.

4.2.3 Helbredseffekter

Følgende helbredseffekter indgår bl.a. i EVA-systemet:

- Kronisk bronchitis
- Dage med nedsat aktivitet (sygedage)
- Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser
- Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser
- Tilfælde af hjertesvigt
- Lungecancer
- Brug af bronkodilatatorer blandt børn og voksne
- Episoder med hoste blandt børn og voksne
- Episoder med nedre luftvejsymptomer blandt børn og voksne
- Akutte dødsfald, som følge af korttidsseksponering
- Kroniske tabte leveår (YOLL), som følge af langtidsseksponering
- Dødsfald blandt spædbørn

Et for tidligt dødsfald svarer i gennemsnit til omkring 10,6 tabte leveår (YOLL) i Europa.

4.2.4 Eksterne omkostninger

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

4.2.5 Luftforureninger

Helbredseffekter for de kemiske stoffer, som er medtaget i EVA-systemet er: De primært emitterede partikler - der betegnes som $PPM_{2,5}$, de sekundært dannede uorganiske partikler SO_4^{2-} (sulfatpartikler), NO_3^- (nitratpartikler) og NH_4^+ (ammoniumpartikler), samt gasserne SO_2 (svovldioxid), CO (kulilte) og O_3 (ozon). For nuværende er det kun helbredseffekter, der er medtaget i EVA-systemet. Miljøeffekter og effekter på klimaet vil blive implementeret på et senere tidspunkt.

For O_3 er både de positive og negative helbredseffekter medtaget i beregningerne. O_3 er direkte sundhedsskadeligt, og har derfor negative helbredseffekter. Men lokale emissioner af kvælstofoxider ($NO_x=NO+NO_2$) kan bidrage til en reduktion af O_3 niveauerne (NO går sammen med O_3 og danner NO_2), og derfor er der også en "positiv" effekt af NO_x , da O_3 reduceres. Beregninger for CO er også inkluderet, men effekten fra dette stof er minimal.

De sekundært dannede uorganiske partikler SO_4^{2-} , NO_3^- og NH_4^+ dannes via kemiske reaktioner i atmosfæren ud fra de primære emitterede gasser (SO_2 , NO_x , NH_3) i løbet af timer til dage, og derfor vil disse partikler for en stor del vedkommende være blæst væk fra Danmark, og bidrager derfor primært til partikelforurening uden for Danmark. På den anden side er der derfor også et relativt stort bidrag fra udlandet af disse partikler.

I DEHM-modellen indgår bl.a. emissioner af stofferne CO, SO_x, NO_x, NH₃, PM_{2,5}, NMVOC og CH₄. Det bemærkes, at DEHM (ligesom mange andre tilsvarende modeller i verden) ikke inkluderer alle typer af atmosfæriske partikler. Specielt er de sekundære organiske partikler (SOA), som til dels dannes af naturlige emissioner fra vegetation (mono-terpener) ikke med i beregningerne pt.

4.2.6 Udenlandske emissioner

Emissionsdata til DEHM er baseret på en række europæiske og globale emissionsopgørelser, da modellen dækker den nordlige halvkugle.

Der indgår en del naturlige emissioner i DEHM, bl.a. isopren fra vegetation, som spiller en rolle for beregninger af ozon, samt NO_x-emissioner fra lyn og jord i relation til nitrifikation og denitrifikation, partikler fra skovbrande, mv. En beskrivelse af de naturlige emissioner i DEHM er givet i Brandt et al. (2012).

4.2.7 Danske emissioner

For Danmark er DEHM-beregninger baseret på 1 x 1 km² emissionsdata for Danmark for alle emissionsklasser for 2010 baseret på SPREAD-emissionsmodellen (Plejdstrup & Gyldenkerne, 2011).

4.3 Helbredseffekter

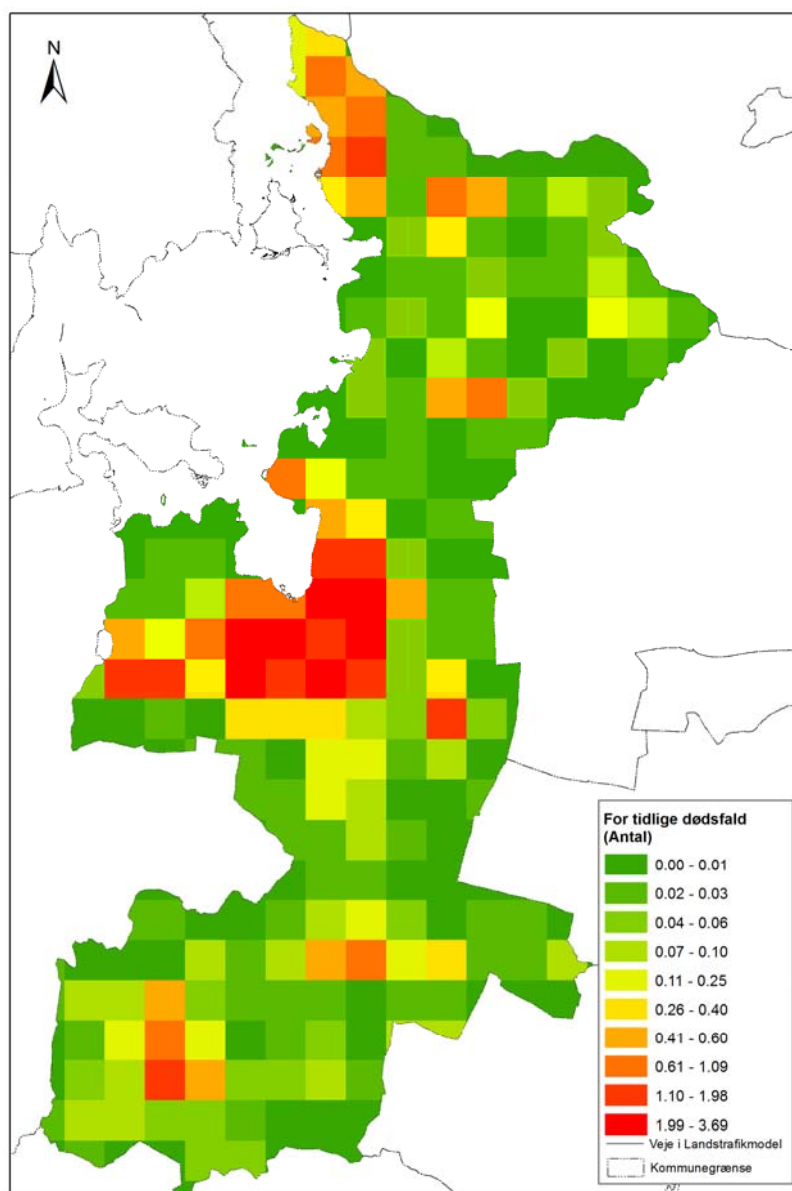
Ud fra EVA-beregninger for Hovedstadsregionen for 2010 (Brandt et al. 2013c) er data for Roskilde Kommune udvalgt. Udtrækket for befolkningsdata viste 84.200 personer, som passer godt med kommunens indbyggertal.

Antallet af for tidlige dødsfald er brugt som indikator for alle de helbredseffekter, som indgår i EVA-systemet, da de udgør en væsentlig del af tilhørende samfundsøkonomiske omkostninger.

Antallet af for tidlige dødsfald i Roskilde Kommune er beregnet til 64. Det svarer til omkring 680 tabte leveår. Disse skyldes al luftforurening og befolkningens eksponering herfor ud fra emissioner inden for Roskilde Kommune og alle andre emissioner i Danmark og fra udlandet. Til sammenligning har EVA-systemet beregnet, at luftforureningen forårsager omkring 3.300 for tidlige dødsfald i Danmark i 2011 (Ellermann et al. 2014).

I forbindelse med EVA-beregninger for København (Brandt et al. 2013c) blev det vist, at de lokale emissionskilder i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune bidrager med omkring 12% af de samlede for tidlige dødsfald i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. For Roskilde Kommune må de lokale kilders andel formodes at være lavere. Det betyder tilsvarende, at en meget høj procentdel på mere end 88% af de for tidlige dødsfald i Roskilde Kommune skyldes øvrige emissioner i Danmark og udlandet.

Den geografiske fordeling af de for tidlige dødsfald er vist i Figur 4.3. Som forventet er der flest for tidlige dødsfald i byområderne, og hvor befolkningstætheden er størst, dvs. i Roskilde.



Figur 4.3 Antal for tidlige dødsfald pr. km² i 2010 i Roskilde Kommune relateret til al luftforurening i kommunen pga. emissioner inden for Roskilde Kommune og alle andre emissioner i Danmark og fra udlandet.

4.4 Samfundsøkonomiske omkostninger

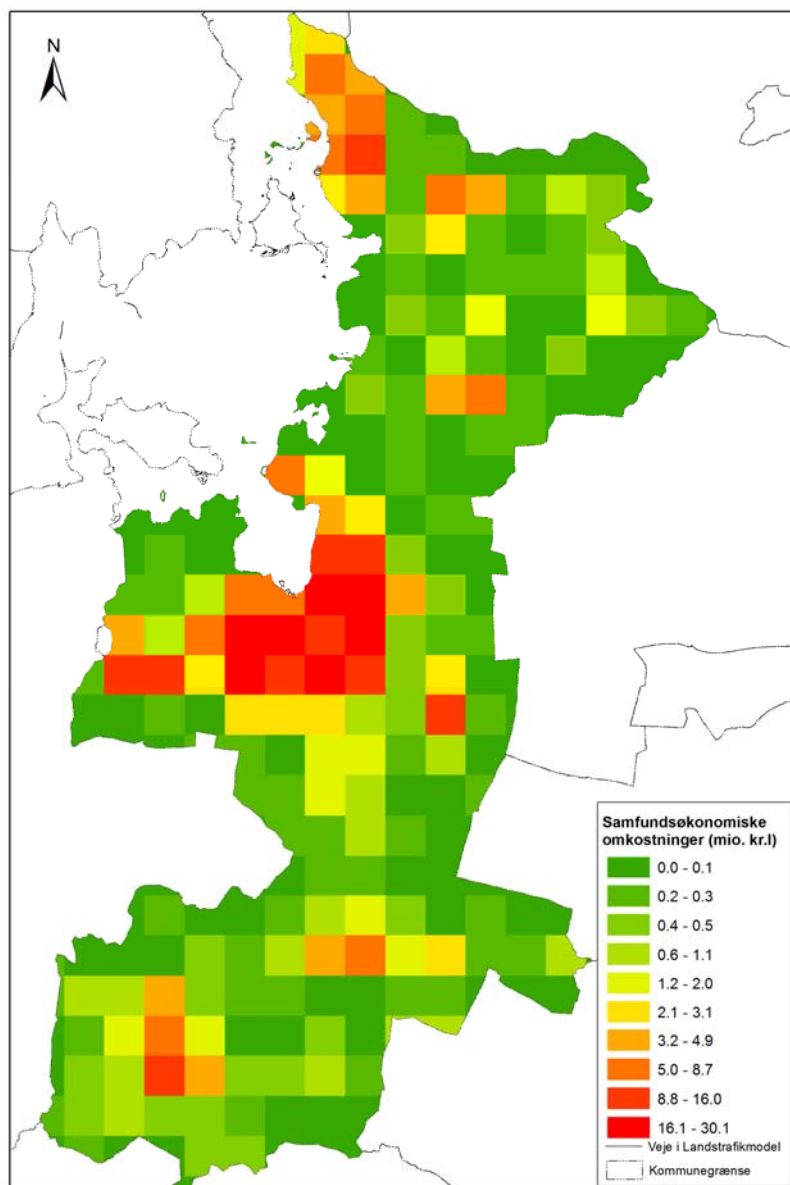
De samfundsøkonomiske omkostninger relateret til helbredseffekter af al luftforurening i Roskilde Kommune, som skyldes emissioner inden for Roskilde Kommune og alle andre emissioner i Danmark og fra udlandet, er beregnet til omkring 500 mio. kr. i 2010.

Til sammenligning har EVA-systemet i forbindelse med et større forskningsprojekt CEEH beregnet at de samfundsøkonomiske omkostninger for al luftforurening i Danmark er omkring 28 milliarder kr. i 2011 (Brandt et al. 2011a).

I forbindelse med EVA-beregninger for København (Brandt et al. 2013c) blev det estimeret, at lokale emissioner i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune kun bidrager med omkring 11% af de totale samfundsøkonomiske omkostninger. Det betyder omvendt, at omkring 89% af alle eksterne omkostninger relateret til luftforurening i København skyldes emissioner

uden for København. Det er sandsynligvis endnu mere udtalt for Roskilde Kommune.

Den geografiske fordeling af de samfundsøkonomiske omkostninger er vist i Figur 4.4. Som forventet følger den geografiske fordeling antallet af for tidlige dødsfald.



Figur 4.4 Samfundsøkonomiske omkostninger pr. km² i 2010 relateret til al luftforurening i Roskilde Kommune pga. emissioner inden for Roskilde Kommune og alle andre emissioner i Danmark og fra udlandet.

Referencer

Andersen, M.S., Frohn, L.M., Brandt, J. & Jensen, S.S., 2007: External effects from power production and the treatment of wind energy (and other renewables) in the Danish energy taxation system. In: Deketelaere, K. et al., eds.: *Critical Issues in Environmental Taxation: International and Comparative Perspectives, Volume IV*. Oxford University Press, pp 319-337.

Andersen, M.S., L. M. Frohn, J.S. Nielsen, M.J.B. Jensen, S.S. Jensen, J.H. Christensen & Brandt, J., 2008: A Non-linear Eulerian Approach for Assessment of Health-cost Externalities of Air Pollution. Proceedings from the European Association of Environmental and Resource Economists 16th Annual Conference, Gothenburg, Sverige, 25. juni 2008 - 28. juni 2008. pp 23.

Brandt, J., Silver, J.D., Gross, A. & Christensen, J.H. 2010a: Marginal damage cost per unit of air pollution emissions, Roskilde: National Environmental Research Institute. 23 p. Specific agreement 3555/B2010/EEA.54131 implementing framework contract ref. no. EEA/IEA/09/002. (The results in the report was used in "Road user charges for heavy goods vehicles (HGV) Tables with external costs of air pollution", EEA Technical report No 1/2013, ISSN 1725-2237, pp. 88.).

Brandt, J., Silver, D.D., Frohn, L.M., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Geels, C., Gross, A., Hansen, K.M., Hansen, A.B., Hedegaard, G.B. & Skjøth, C.A., 2010b: Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System. Proceedings of the International Conference on Energy, Environment and Health - Optimisation of Future Energy Systems. May 31-June 2, Carlsberg Academy, Copenhagen, Denmark. pp. 89-94.

Brandt, J., Silver, J.D., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Bønløkke, J., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas E. & Frohn L.M., 2011a: Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System. CEEH Scientific Report No 3, Centre for Energy, Environment and Health Report series, March 2011, p. 98. Findes på: www.ceeh.dk

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. Temanummer om helbredseffekter af vedvarende energi. Sundhedsstyrelsens Rådgivende Videnskabelige Udvalg for Miljø og Sundhed. Formidlingsblad 17. årgang, suppl. 1, okt. 2011, pp 3-10.

Brandt, J., Silver, J.D., Frohn, L.M., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Skjøth, C.A., Villadsen, H., Zare, A. & Christensen, J.H., 2012: An integrated model study for Europe and North America using the Danish Eulerian Hemispheric Model with focus on intercontinental transport. *Atmospheric Environment*, Volume 53, June 2012, pp. 156-176, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.011.

Brandt, J., Silver, J.D., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Bønløkke, J., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas E. & Frohn L.M., 2013a: Contribution from the ten major emission sectors in Europe to the Health-Cost Externalities of Air Pollution using the EVA Model System - an integrated modelling approach. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 13, pp. 7725-7746, 2013. Findes på: www.atmos-chem-phys.net/13/7725/2013/. doi:10.5194/acp-13-7725-2013.

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

Brandt, J., Jensen, S.S. & Plejdrup, M.S., 2013c: Beregning af sundhedseffekter relateret til luftforurening i København og Frederiksberg ved brug af modelsystemet EVA. Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, pp. 46. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 64. Findes på: <http://dce2.au.dk/pub/SR64.pdf>

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

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

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Jansen, S., Massling, A. & Jensen, S.S., 2013: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2012. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy. No. 67. 62 pp. Findes på: <http://dce2.au.dk/pub/SR67.pdf>

Ellermann, T., Brandt, J., Hertel, O., Loft, S., Andersen, Z.J., Raaschou-Nielsen, O., Bønløkke, J., & Sigsgaard, T., 2014: "Luftforureningens indvirkning på sundheden i Danmark - Sammenfatning og status for nuværende viden". Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 96, 154 pp. Findes på: <http://dce2.au.dk/pub/SR96.pdf>

Hoek, G., Krishnan, R.M., Beelen, R., Peters, A., Ostro, B., Brunekreef, B. & Kaufman, J.D., 2013: Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. *Environ Health* 12:43; doi:10.1186/1476-069X-12-43.

Jensen, S.S., Løfstrøm, P., Berkowicz, R., Olesen, H.R., Frydendal, J., Fuglsang, K. & Hummelshøj, P., 2004: Luftkvalitet langs motorveje - Målekampagne og modelberegninger. Danmarks Miljøundersøgelser, 67 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 522. Findes på: http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_Fagrapporter/rapporte r/FR522_2udgave.pdf

Jensen, S.S., Løfstrøm, P., Berkowicz, R., Olesen, H.R., Frydendal, J., Madsen, I.L., Fuglsang, K. & Hummelshøj, P., 2005: Kortlægning af luftkvalitet langs motorveje. Trafikdage på Aalborg Universitet 22.-23. august 2005. Findes på: www.trafikdage.dk/td/papers/papers05/Trafikdage-2005-419.pdf

Jensen, S.S., Ketznel, M. & Andersen, M.S., 2010: Road pricing, luftforurening og eksternalitetsomkostninger. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. Faglig rapport fra DMU Nr. 770. Findes på: <http://www.dmu.dk/pub/FR770.pdf>

Jensen, S.S., Ketznel, M. & Winther, M., 2012: Luftkvalitetsvurdering af trængselsafgifter i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 16. <http://www.dmu.dk/Pub/SR16.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. Findes på: <http://www.dmu.dk/Pub/FR830.pdf>

Jensen, S.S., Ketznel, M., Brandt, J. & Winther, M., 2012: Luftkvalitetsvurdering af ren-luftzone i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 25. Findes på: <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, 85 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 57. Findes på: <http://www2.dmu.dk/Pub/SR57.pdf>

Jensen, S.S. & Ketznel, M., 2013: Effekt af ren-luftzoner for luftforurening med sodpartikler. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 80. Findes på: <http://dce2.au.dk/pub/SR80.pdf>

Nielsen, O-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R. & Hjelgaard, K., 2010: Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2008. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 565pp. – NERI Technical Report no 776. Findes på: <http://www.dmu.dk/Pub/FR776.pdf>

Normander, B., Jensen, T.S., Henrichs, T., Sanderson, H. & Pedersen, A.B. (red.), 2009: Natur og Miljø 2009. – Del A: Danmarks miljø under globale udfordringer. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 94 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 750. Findes på: http://www.dmu.dk/Pub/FR750_A.pdf

Olesen, H.R., Wåhlin, P. & Illerup, J.B., 2010a: Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 71s. - Faglig rapport fra DMU nr. 779. Findes på: <http://www.dmu.dk/Pub/FR779.pdf>

Olesen, H.R., Jensen, S.S. & Stubkjær, J., 2010b: Brug af brændeovne i Slagslunde. Resultater fra en spørgeskemaundersøgelse inden for projektet WOODUSE. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 36 s. - Arbejdsrapport fra DMU nr. 260.

Palmgren, F., Glasius, M., Wåhlin, P., Ketzel, M., Berkowicz, R., Jensen, S.S., Winther, M., Illerup, J.B., Andersen, M.S., Hertel, O., Vinzents, P.S., Møller, P., Sørensen, M., Knudsen, L.E., Schibye, B., Andersen, Z.J., Hermansen, M., Scheike, T., Stage, M., Bisgaard, H., Loft, S., Lohse, C., Jensen, K.A., Kofoed-Sørensen, V. & Clausen, P.A., 2005: Luftforurening med partikler i Danmark. Miljøstyrelsen. - Miljøprojekt 1021: 84 s. (elektronisk). Findes på: <http://www.mst.dk/Publikationer/Publikationer/2005/06/87-7614-720-7.htm>

Palmgren, F. (ed.), 2009: Luftforurening med partikler - et sundhedsproblem. Miljøbibliotek 14, Hovedland.

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. Findes på: <http://www.dmu.dk/Pub/FR823.pdf>

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

Skov, H., Christensen, C.S., Fenger, J., Essenbæk, M., Larsen, D. & Sørensen, L., 2000: Exposure to indoor air pollution in a reconstructed house from the Danish Iron Age. Short communication. Atmospheric Environment 34 (2000) 3801-3804.

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 dieseldreven personbiler derfor kunne være omkring 9-14 år.

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

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

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

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

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

[Tom side]

An aerial photograph of Roskilde, Denmark, showing a dense urban area with many red-roofed houses. In the background, there is a large body of water, likely Roskilde Fjord, and rolling green hills. The image is partially obscured by a semi-transparent white box containing text.

PARTIKELFORURENING OG HELBREDSEFFEKTER I ROSKILDE KOMMUNE

Rapporten beskriver luftforureningen og dens kilder, samt dens sundhedsbelastning og tilhørende samfundsøkonomiske omkostninger i Roskilde Kommune med vægt på partikelforurening. Rapporten bygger på en sammenstilling af eksisterende viden og tilgængelige data.

ISBN: 978-87-7156-082-4

ISSN: 2244-9981