



# BRÆNDEFYRINGS BIDRAG TIL LUFTFORURENING

Nogle resultater fra projektet WOODUSE

---

Faglig rapport fra DMU nr. 779 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER  
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

# BRÆNDEFYRINGS BIDRAG TIL LUFTFORURENING

Nogle resultater fra projektet WOODUSE

---

Faglig rapport fra DMU nr. 779 2010

Helge Rørdam Olesen  
Peter Wählin  
Jytte Boll Illerup



## Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 779
- Titel: Brændefyrings bidrag til luftforurening  
Undertitel: Nogle resultater fra projektet WOODUSE
- Forfattere: Helge Rørdam Olesen<sup>1</sup>, Peter Wåhlin<sup>1</sup>, Jytte Boll Illerup<sup>2</sup>  
Afdelinger: <sup>1</sup>Afdeling for Atmosfærisk Miljø, <sup>2</sup>Afdeling for Systemanalyse
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©  
Aarhus Universitet  
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: Maj 2010  
Redaktion afsluttet: April 2010
- Faglig kommentering: Ole Hertel
- Finansiel støtte: Det Strategiske Forskningsråd, bevilling ENMI-2104-05-0010.
- Bedes citeret: Olesen, H. R., Wåhlin, P. & Illerup, J.B. 2010: Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 71s. Faglig rapport fra DMU nr. 779. <http://www.dmu.dk/Pub/FR779.pdf>.
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Rapporten redegør for nogle resultater fra forskningsprojektet WOODUSE. Rapporten sammenfatter også en del af den tilgængelige viden omkring forurening fra brændefyring i Danmark, for at bidrage til at mindske nogle af de uklarheder, der kan give anledning til misforståelser i debatten omkring brændeovnsrøg. Centralt i rapporten står resultater fra en målekampagne i Slagslunde samt tilhørende modelberegninger. Derudover redegør rapporten for en række resultater fra danske samt udenlandske undersøgelser.
- Emneord: WOODUSE, brændefyring, Slagslunde, emissionsfaktorer, OML, indendørs luftforurening, partikler, PAH
- Layout: Majbritt Pedersen-Ulrich  
Forsidefoto: Helge Rørdam Olesen
- ISBN: 978-87-7073-169-0  
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 71
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR779.pdf>
- Forside foto: Helge Rørdam Olesen

# Indhold

## Sammenfatning 5

## Summary 8

### 1 Indledning 11

### 2 Nogle væsentlige pointer 13

- 2.1 Bidrag vurderet på grundlag af emissionsopgørelser 13
- 2.2 Bidraget vurderet ud fra luftkvaliteten 15
- 2.3 Brændefyrings bidrag – kort sammenfatning 16

### 3 Emissionsfaktorer 18

- 3.1 Faldgrube: Medregnes kondenserbart stof? 19
- 3.2 Danske emissionsfaktorer 21
- 3.3 Emissionsfaktorer fra feltmålinger 23
- 3.4 Emissionens variation med driftsforholdene 24
- 3.5 PAH 25
- 3.6 Emissionsfaktorer – centrale pointer 26

### 4 Resultater fra målekampagnen i Slagslunde 27

- 4.1 Undersøgelsens tilrettelæggelse 27
- 4.2 Målte koncentrationer 29

### 5 Generalisering af Slagslunde-kampagnens resultater 32

- 5.1 Generalisering til årsgennemsnit – simpel metode 32
- 5.2 Generalisering til årsgennemsnit – OML-modellen 35
  - 5.2.1 Brug af OML-modellen til beregning af forurening med brænderøg 35
- 5.3 Input til OML-modellen 35
  - 5.3.1 Meteorologi 35
  - 5.3.2 Basisberegning og supplerende beregninger 36
  - 5.3.3 Emissionsdata – partikelemission 36
  - 5.3.4 Øvrige emissionsdata 37
  - 5.3.5 Beregningsnettet 39
- 5.4 Resultater af basisberegningen 39
- 5.5 Følsomhedsanalyser 41
- 5.6 Korrektion af emissionsfaktorerne 43
- 5.7 Korrigeret basisberegning 45
- 5.8 Resultater for enkelttimer 46
- 5.9 Meteorologiens betydning 49
- 5.10 Årsgennemsnit i henhold til OML-modellen 52
- 5.11 Orienterende beregning for PAH 53

### 6 Brændefyrings bidrag i andre danske undersøgelser 55

### 7 Betydning af dårlig fyringsadfærd 57

### 8 Indendørs luftforurening fra brændeovne 59

- 8.1 Indledning 59
- 8.2 Metode 59
- 8.3 Resultater 60
- 8.4 Konklusion vedr. indendørs forurening 65

**9 Konklusion 66**

**10 Tak 68**

**11 Referencer 69**

**Danmarks Miljøundersøgelser**

**Faglige rapporter fra DMU**

## Sammenfatning

Rapporten redegør for udvalgte resultater fra forskningsprojektet WOODUSE. Samtidig sammenfatter den en del af den tilgængelige viden omkring forurening fra brændeovne i Danmark, for at bidrage til at mindske nogle af de uklarheder, der kan give anledning til misforståelser i debatten omkring brændeovnsrøg. Rapporten tilsigter dog ikke at være en komplet gennemgang af forholdene omkring forurening fra brændeovne i Danmark.

WOODUSE er et omfattende forskningsprogram med titlen *Residential wood combustion and the interaction between technology, user and environment* – eller på dansk: *Brændefyring i private husholdninger og dens vekselvirkning med teknologi, brugere og miljø*. Projektet dækker mange aspekter omkring brændefyring, da det bl.a. omfatter undersøgelser af emissioner, forureningsniveauer i udeluft og indeluft samt helbredseffekter og sociale aspekter. Projektet har haft deltagelse af fire institutioner (Danmarks Miljøundersøgelser ved Aarhus Universitet, Det Nationale Forskningscenter for Arbejdsmiljø, Institut for Folkesundhedsvidenskab ved Københavns Universitet samt Institut for Byggeri og Anlæg ved Danmark Tekniske Universitet). Projektet er støttet af Det Strategiske Forskningsråd (bevilling ENMI-2104-05-0010, perioden 2006-2009).

Rapporten beskriver resultater fra en målekampagne i Slagslunde samt tilhørende modelberegninger. Derudover redegør rapporten for en række resultater fra andre danske samt udenlandske undersøgelser, for at give et mere komplet billede af forholdene.

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 danske udledning af primære partikler.

Målinger i udeluften omfatter derimod *både* primære og sekundære partikler. Hvis man betragter det totale, målte partikelindhold i luften set på helårsbasis, så udgør brændefyrings bidrag 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.

Ydermere kan man udmærket 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.

Rapporten præsenterer estimater for brændefyrings bidrag til partikelkoncentrationer (PM<sub>2.5</sub>) 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

$\mu\text{g}/\text{m}^3$  til  $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på de konkrete lokaliteter for bestemte år. For Slagslunde 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  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på årsbasis, nemlig Gundsømagle og Slagslunde. De må begge betegnes som områder med høj brændefyringsaktivitet. Et tredje område – Vindinge – med et estimeret bidrag omkring  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på årsbasis har moderat fyringsaktivitet. Disse estimater giver et fingerpeg om, hvad man kan forvente at finde i andre danske boligområder med moderat til høj brændefyringsaktivitet.

Det er en væsentlig pointe, at *man som brændeovnsbruger ved sin adfærd kan påvirke emissionerne ganske væsentligt*. Der er et stort potentiale for reduceret forurening, hvis omfanget af dårlig fyring kan nedsættes.

Det hører dog med i helhedsbilledet, at selv en moderne brændeovn forurener langt mere end industrielle anlæg per kilo afbrændt træ – f.eks. er udledningen fra en ovn, der netop overholder Brændeovnsbekendtgørelsen, flere hundrede gange så stor som fra et kraftvarmeværk.

Det er en stor udfordring at fastlægge repræsentative emissionsfaktorer for brændeovne, fordi hyppigheden af god og dårlig fyring spiller en vigtig rolle.

I Slagslunde-undersøgelsen har det været muligt at undersøge om de officielle emissionsfaktorer er konsistente med de målte koncentrationer, baseret på oplysninger om ovnenes brændeforbrug mv. Beregningerne viser, at for at opnå konsistens i tallene skal man i Slagslunde benytte en væsentligt lavere gennemsnitlig emissionsfaktor end den, der fremkommer på baggrund af sættet af officielle emissionsfaktorer. Resultaterne peger på, at emissionsfaktorerne for 'nyere ovn' og 'gammel ovn' bør justeres ned til omkring halvdelen af de officielle værdier der blev anvendt i 2005-opgørelsen for at passe med de konkrete målinger i Slagslunde. Det vægtede gennemsnit for emissionsfaktoren i Slagslunde er fundet til ca.  $7 \text{ g PM}_{2.5}/\text{kg træ}$  ( $440 \text{ g/GJ}$ ). Men det skal understreges, at justeringen af emissionsfaktorerne er behæftet med stor usikkerhed, og at den ikke uden videre kan antages at gælde generelt i Danmark. Det skal i øvrigt bemærkes at de officielle emissionsfaktorer årligt opdateres, hvilket betyder at den officielle aggregerede emissionsfaktor er faldet fra  $672 \text{ g/GJ}$  i 2005 til  $533$  i 2008.

Rapporten påpeger en potentiel faldgrube ved at sammenligne emissionsfaktorer baseret på forskellige målemetoder: Der er en særdeles stor forskel på, om man baserer emissionsfaktorer på målinger, der medtager kondensérbare partikler (som den norske standard NS 3058-2), eller på målinger, der ikke medtager kondensérbare partikler (som den tyske standard VDI 2066). Forskellen er beskeden, hvis ovnenes driftsforhold er optimale, men beløber sig til en faktor 2-10 under normale driftsforhold. Emissionsfaktorer, der medtager kondensérbart stof – som de, der almindeligvis benyttes i Danmark – er mest retvisende som grundlag for at vurdere koncentrationer i udeluften.



En begrænset undersøgelse af indendørs forurening, hvor der blev fokuseret på niveauet af sod i indeluften har affødt nogle interessante resultater. I huse med brændeovn kan denne 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.

## Summary

This report is based on results from the research project WOODUSE. Furthermore, it summarises some of the available knowledge on air pollution from residential wood combustion in Denmark. One objective of the report is to clarify issues that may cause misunderstandings in the public debate on smoke from wood stoves. However, the report does not pretend to cover all aspects of air pollution from wood combustion in Denmark.

WOODUSE is a comprehensive research project with the title *Residential wood combustion and the interaction between technology, user and environment*. The project is interdisciplinary and covers a wide range of issues related to residential wood combustion. It includes investigations of emissions, air pollution level in outdoor and indoor air, health effects and social aspects. The project has had participation by four Danish institutions (National Environmental Research Institute at Aarhus University, National Research Centre for the Working Environment, Department of Public Health, University of Copenhagen, Department of Civil Engineering, Technical University of Denmark). The project has received funding from the Strategic Research Council (grant ENMI-2104-05-0010, period 2006-2009).

The central new work in the present report concerns results from a measurement campaign in the village of Slagslunde and derived results that have been obtained by combining the measurements with air quality model computations. Furthermore, the report presents results from other Danish and international studies, compiled here in order to provide an overview of central issues related to residential wood combustion.

One can distinguish between *primary* particles and *secondary* particles. Primary particles exist as particles immediately after they have left the source. Secondary particles were not 'born' as particles, but are created from gases, which undergo chemical and physical transformation during transport – a process that continues for several hours or days after the pollution has left the source. Secondary particles can be further characterised as *secondary inorganic* particles or as *secondary organic* particles.

Emission inventories of particle pollution address only primary particles. Domestic wood combustion is a dominating source to Danish emissions of primary particles.

On the other hand, concentration measurements in the atmosphere comprise *both* primary and secondary particles. Considered on a yearly basis, the contribution from wood combustion does not constitute a dominant fraction of the total amount of particle pollution in the air.

However, this does not mean that the contribution from wood combustion is unimportant. The contribution is considerable, and many studies in literature have established a clear statistical correlation between particle pollution and adverse health effects. There is no indication that parti-

cles from wood combustion should be less dangerous than other particles.

Furthermore, on a short time basis one may experience episodes with pronounced wood smoke pollution at various times and locations. Complaints from neighbours are often caused by this type of episodes.

The report presents estimates for the contribution to particle concentrations (measured as PM<sub>2.5</sub>) in outdoor air for three locations, where studies addressing pollution from residential wood combustion have been conducted. When generalised to a yearly basis, estimates for the contribution from wood combustion range from 0.5 to 2.3 µg/m<sup>3</sup> for specific locations and years.

In the case of Slagslunde, it has been possible to substantiate the estimate with quite detailed model calculations of the wood stove contribution to concentrations. The calculations provide information on the geographical distribution of the contribution and its dependence on meteorology – e.g., low wind speeds lead to relatively high concentrations.

There are two locations with a contribution of around 2 µg/m<sup>3</sup> on a yearly basis – Gundsømagle and Slagslunde. These must both be regarded areas with a high level of wood combustion activity. A third area – Vindinge – with an estimated contribution around 0.5 µg/m<sup>3</sup> on a yearly basis is characterized by moderate combustion activity. These estimates provide an indication of what can be expected in other Danish residential areas with moderate to high combustion activity.

It is important to note that *the firing habits of wood stove users are extremely important to emissions*. There is a large potential for reduction of pollution if the extent of bad firing habits can be reduced.

Anyhow, even a modern wood stove pollutes much more than a central heating plant per kilo combusted wood. For instance, the emission from a stove that just complies with the Danish wood stove regulations (Brændeovnsbekendtgørelsen), is several hundred times larger than for a large wood-fired combustion plant.

It is a great challenge to determine representative emission factors for wood stoves, because the frequency of bad and good firing habits is all-important.

In the Slagslunde study it has been possible to investigate how well the official emission factors fit with concentrations measured, based on information on actual firewood consumption etc.

In order to achieve consistency, in Slagslunde it is pertinent to use a considerably smaller average emission factor than the one resulting from the set of official emission factors. The results suggest that the emission factors for stoves categorised as 'old stoves' and 'newer stoves' should be decreased to around half of the official values which were used in 2005, in order to fit with Slagslunde data. Consistency can be achieved by using an aggregated average emission factor for Slagslunde of around 7 g PM<sub>2.5</sub>/kg firewood (440 g/GJ). However, it should be stressed that such adjustment of emission factors is subject to considerable uncertainty, and

that it cannot readily be assumed to be valid for Denmark in general. It should further be noted that the official emission factors are updated annually, resulting in a decrease in the official aggregated emission factor from 672 g/GJ in 2005 to 533 g/GJ in 2008.

In a chapter on emission factors, a potential pitfall is pointed out: There is a dramatic difference between emission factors based on measurements which include condensable particles (such as the Norwegian standard NS 3058-2), and emission factors based on measurements which neglect condensable particles (such as the German standard VDI 2066). The difference is modest if a stove is operated under completely ideal conditions, whereas the difference is a factor 2-10 for a stove in realistic operating conditions. Emission factors accounting for condensable particles – as those commonly used in Denmark – are the most relevant as an indicator of outdoor air pollution.

Finally, interesting results have emerged from a limited study of indoor pollution, where focus was on soot in indoor air. In a house with a wood stove, the stove can contribute considerably to indoor pollution. In a case study, bursts of pollution were observed to be emitted each time a cold stove was lit. Poor draft had the result that pollution was dispersed into the living area instead of being emitted through the stack.

# 1 Indledning

Nærværende rapport gør rede for nogle resultater fra forskningsprojektet WOODUSE. Samtidig sammenfatter rapporten en del af den tilgængelige viden omkring forurening fra brændeovne i Danmark. Rapporten tilsigter dog ikke at være en komplet gennemgang af forholdene omkring forurening fra brændeovne i Danmark.

WOODUSE er et omfattende forskningsprogram med den korte titel *Brændefyring, bruger og miljø*. Den officielle titel er den engelske *Residential wood combustion and the interaction between technology, user and environment* – eller på dansk: *Brændefyring i private husholdninger og dens vekselvirkning med teknologi, brugere og miljø*. Projektet er tværfagligt og dækker mange aspekter omkring brændefyring, da det omfatter undersøgelser af emissioner, forureningsniveauer i udeluft og indeluft, helbredseffekter, sociale aspekter samt tiltag for at mindske brænderøgsproblemer. Projektet har haft deltagelse af 4 institutioner (Danmarks Miljøundersøgelser ved Aarhus Universitet, Det Nationale Forskningscenter for Arbejdsmiljø, Institut for Folkesundhedsvidenskab ved Københavns Universitet samt Institut for Byggeri og Anlæg ved Danmark Tekniske Universitet). Projektet er støttet af Det Strategiske Forskningsråd (bevilling ENMI-2104-05-0010, periode 2006-2009).

Brændeovnes forurening er genstand for massiv interesse i den danske, offentlige debat. Denne rapport har som et af sine formål at bidrage til at mindske nogle af de uklarheder, der kan give anledning til misforståelser i debatten omkring brændeovnsrøg.

De centrale, nye resultater i den foreliggende rapport er udledt på baggrund af en målekampagne i Slagslunde samt nogle tilhørende modelberegninger. Men derudover redegør rapporten for en række resultater fra andre danske samt visse udenlandske undersøgelser, der her er sammenstillet for at give et mere komplet billede af forholdene.

Fokus i rapporten er især på forurening med fine partikler (PM<sub>2.5</sub>). I mindre grad behandles forurening med PAH (tjærestoffer). Vægtningen skyldes, at datamaterialet fra WOODUSE-projektet er langt mere omfattende for partikler end for PAH. Dioxin er udeladt, da det ikke blev målt i Slagslunde.

Nærværende rapport er en blandt flere, der formidler resultater fra WOODUSE-projektet. Beslægtede, mere teknisk prægede rapporter er en engelsk-sproget rapport om projektets målekampagne i Slagslunde (Wåhlin et al., 2010) samt en arbejdsrapport om spørgeskemaundersøgelsen i Slagslunde (Olesen et al., 2010). Desuden foreligger der en rapport som anlægger et sociologisk syn på brændefyring: *Brændefyring i hjemmet – praksis, holdninger og regulering* (Petersen og Martinsen, 2008). Projektets hjemmeside <http://WOODUSE.dmu.dk> giver et overblik over alt publiceret materiale inden for projektet.

Rapporten indledes med et kapitel, der sætter fokus på en faldgrube, som har sat sig spor i den offentlige debat. Det forklares hvorfor der ikke

kan sættes lighedstegn mellem emissioner og luftforurening, og nogle væsentlige pointer omkring partikelforurening trækkes frem.

Derefter følger et kapitel, som opsummerer central viden om emissionsfaktorer fra brændefyring. Kendskab til emissionsfaktorer er af afgørende betydning, når man ønsker at kvantificere bidrag fra brændeovne.

Resultaterne fra målekampagnen i Slagslunde gennemgås kort i kapitel 4. Det giver baggrund for kapitel 5, som beskriver resultatet af at kombinere spørgeskemaundersøgelse, måleresultater og modelberegninger med henblik på at generalisere resultater fra den specifikke målekampagne i Slagslunde. Det fører til estimater for koncentrationen af  $PM_{2.5}$  på årsbasis, hvor der tages højde for de atypiske meteorologiske forhold under målekampagnen.

Resultaterne sættes i perspektiv i kapitel 6, hvori de sammenstilles med resultater fra andre danske undersøgelser.

Med afsæt i Slagslunde-undersøgelsen belyser kapitel 7, hvad det kan betyde at have en nabo med uheldig fyringsadfærd. I modsætning til hovedparten af rapporten, der omhandler middelværdier, beskæftiger dette kapitel sig med kortvarige episoder.

Som et mindre delprojekt har WOODUSE inkluderet en målekampagne til belysning af brændeovnes betydning for indendørs luftkvalitet i huse med brændeovn. I kapitel 8 trækkes markante resultater fra dette delprojekt frem.

## 2 Nogle væsentlige pointer

I den offentlige debat om brændeovnes forurening kan man møde udsagnet "Partikler i røgen fra Danmarks ca. 600.000 brændeovne tegner sig for hele 60 pct. af partikelforureningen herhjemme...". Dette udsagn stod at læse i adskillige aviser i januar 2009, f.eks. Ekstra Bladet 29-1-2009.

Det er lærerigt at diskutere udsagnet lidt nøjere, fordi der skjuler sig en faldgrube i det. Det kan forlede til en opfattelse af, at såfremt man slukkede alle danske brændeovne, ville partikelforureningen i Danmark mindskes med 60 %. Det er imidlertid ingenlunde tilfældet.

Problemstillingen er mere kompleks. Der kan ikke sættes lighedstegn mellem *udledning af partikler* og *partikelforurening i luften*.

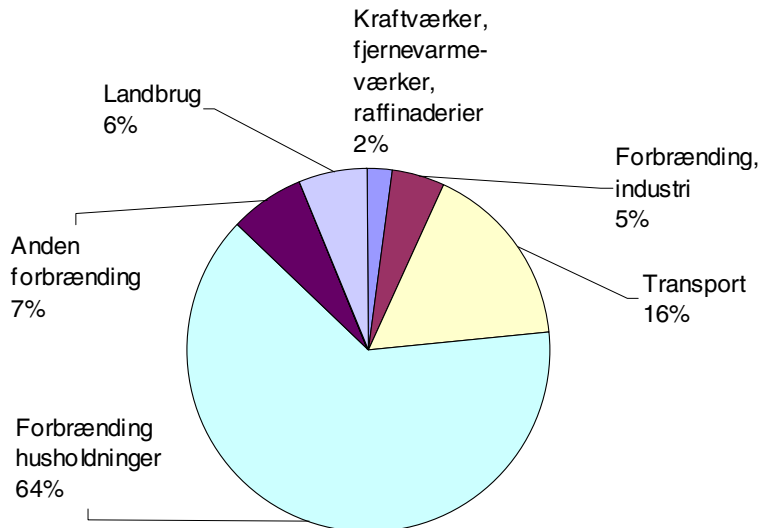
I Danmark er brændefyring den dominerende kilde til udledningen af partikler. Det er baggrunden for udsagnet ovenover. Derimod er brændefyring ikke dominerende, hvis man betragter koncentrationen af partikler i luften.

Forskellen beror især på, at nogle partikler er "*født*" som *partikler*, mens andre *dannes i atmosfæren*. De første kaldes *primære partikler*, mens de sidste har deres ophav i anden forurening og kaldes *sekundære partikler*.

Resten af kapitlet redegør i flere detaljer for problematikken om brændefyrings bidrag til luftforurening, idet der fokuseres på fine partikler: PM<sub>2.5</sub> (partikler mindre end 2,5 µm i diameter).

### 2.1 Bidrag vurderet på grundlag af emissionsopgørelser

En emissionsopgørelse for partikler er en opgørelse over partikler, der udledes direkte fra en skorsten eller fra en anden kilde – d.v.s. *primære partikler*. Figur 2.1 viser resultaterne af den nationale danske emissionsopgørelse for PM<sub>2.5</sub> for året 2005 som opgjort i 2007 (Illerup et al., 2007a). Opgørelsen gælder danske kilder, der udsender PM<sub>2.5</sub>, men omfatter altså kun primære partikler. Bemærk sondringen mellem primære og sekundære partikler. Den er væsentligt at holde sig for øje, for den indebærer at hele "lagkagen" i figuren faktisk kun repræsenterer en mindre del af partiklerne man finder i atmosfæren. Dette uddybes i afsnit 2.2.



**Figur 2.1.** Emissionsopgørelse for  $PM_{2.5}$  for året 2005 (danske kilder). Bidraget med betegnelsen "Forbrænding, husholdninger" stammer for 96 %'s vedkommende fra afbrænding af træ. Bemærk at hele "lagkagen" kun vedrører *primær*  $PM_{2.5}$ , mens sekundær  $PM_{2.5}$  ikke er med i opgørelsen, da der for disse partikler ikke er tale om en udledning (Illerup et al. 2007a).

Hvad angår selve Figur 2.1 ses at det dominerende bidrag stammer fra "Forbrænding, husholdninger". Bidraget skyldes i alt væsentligt (for 96 % vedkommende) afbrænding af træ, dvs. brændeovne og brændefyr.

Beregningsmetoden og grundlaget for opgørelsen er beskrevet i Illerup & Nielsen (2004) og Illerup et al. (2007b). Opgørelsen bygger på undersøgelser af bestanden af brændeovne og -kedler m.v., samt på opgørelser af det gennemsnitlige træforbrug for forskellige typer af brændeovne og brændekedler. Endvidere betjener den sig af emissionsfaktorer – dvs. hvor mange gram partikler der udledes pr. kg indfyret træ for ovne/fyr af en given type. Emissionsfaktorerne er fastlagt på basis af danske og udenlandske undersøgelser og målinger. Emissionsfaktorerne varierer meget, afhængigt af den anvendte fyringsteknologi.

Selvom opgørelserne er baseret på det bedst mulige grundlag, er emissionsopgørelserne behæftet med stor usikkerhed. Der findes således kun få in-situ målinger, og emissionen af partikler afhænger meget af fyringsadfærden hos den enkelte brændeovnsejer.

Data fra de foreliggende, detaljerede undersøgelser gennemført inden for rammerne af WOODUSE-projektet kan bruges til at belyse spørgsmålet om emissionsfaktorer. I kapitel 5 anvendes data fra Slagslundeundersøgelsen til dette formål.

I Figur 2.1 stammer det næststørste bidrag fra transport. Der er tale om et bidrag fra bilernes udstødning samt andre trafikbidrag (dækslid, vejslid, bremsestøv).

I Figur 2.1 optræder endvidere et bidrag fra "Kraftværker, fjernvarmeværker, raffinaderier". Dette ligger bemærkelsesværdig lavt i sammenligning med forbrænding i husholdninger. Årsagen til den begrænsede udledning fra denne kategori skal findes i en stærk regulering, som har ført til en meget effektiv rensning.

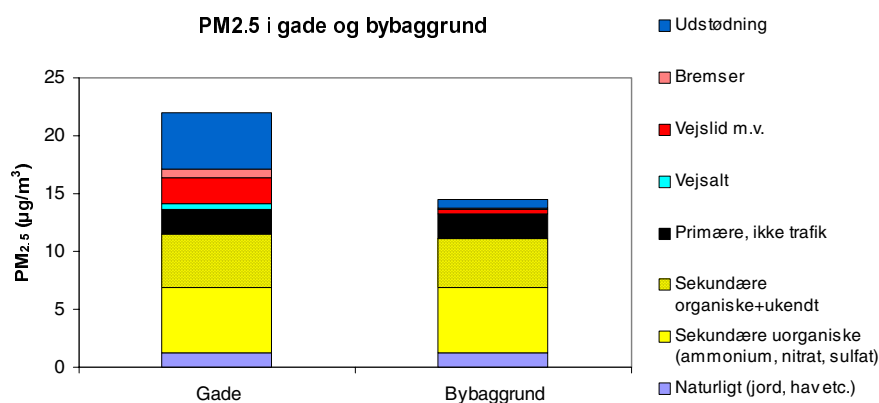


Opgørelserne i Figur 2.1 viser at brændefyring sandsynligvis er *den væsentligste kilde til udledningen af primære partikler i Danmark*. Men man kan ikke derfra slutte, at brændeovne er ansvarlige for 60 % af *den forurening vi finder i udeluften*.

## 2.2 Bidraget vurderet ud fra luftkvaliteten

Hvis man skal vurdere brændefyrings indvirkning på luftkvaliteten må man beskæftige sig med *koncentrationen af partikler i udeluften*.

Når man måler koncentrationen af partikler i udeluften, så vil en forholdsvis lille del af partiklerne være 'født' som partikler, mens en meget stor del stammer fra forurening, der er 'født' som gasarter, og siden er dannet ved omdannelse af gasarter – typisk mange timer efter at forureningen er sendt ud i atmosfæren. Det giver anledning til, at man skelner mellem *primære* og *sekundære* partikler.



**Figur 2.2.** Skematisk oversigt over, hvorfra PM<sub>2.5</sub> i udeluften stammer. Sekundære partikler er markeret med gule nuancer, mens resten er primære partikler med forskelligt ophav. Bidraget fra brændefyring hører til i gruppen 'Primære, ikke trafik'.

Forholdet mellem mængderne af forskellige typer partikler i udeluft er illustreret i Figur 2.2. De to søjler viser fordelingen henholdsvis

- på fortovet i en stærkt trafikeret gade.
- i by-baggrund – eksempelvis findes en sådan målestation på taget af HC Ørsted instituttet ved Fælledparken i København.

Der er tale om bidragene regnet som typiske middelværdier over et år. Figuren skal opfattes som en skematisk oversigt, der er velegnet til at illustrere nogle pointer, mens præcise værdier vil variere med forholdene. Figuren bygger på en række af DMU's undersøgelser, bl.a. en undersøgelse af kildebidrag i gadeluft (Wählin et al., 2006).

Forskellen mellem PM<sub>2.5</sub> i Københavns bybaggrund og på landet er lille, så derfor vises ingen særskilt søjle for landområder.

EU har fastsat en grænseværdi for PM<sub>2.5</sub>: Fra 2010 er der tale om en *vejledende* grænseværdi for årsmiddelværdien på 25 µg/m<sup>3</sup>, mens denne grænseværdi bliver bindende i 2015.

Søjlerne er opdelt i forskellige bestanddele, der kommenteres i det følgende.

*Trafik:* Den øverste del af begge søjler skyldes trafik. Trafikbidraget er i søjlerne opdelt i bidrag fra udstødning, bremseslid, vej- og dækslid samt vejsalt. På en meget trafikeret gade er bidraget væsentligt – på figuren udgør det omkring  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  – mens trafikbidraget vil være betydeligt mindre på mindre trafikerede gader. Til sammenligning er det samlede trafikbidrag i *by-baggrunden* blot på ca.  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

*Sekundære partikler* (de to gule nuancer): I begge søjler udgør sekundære partikler – altså partikler der ikke er 'født' som partikler, men dannet i atmosfæren ud fra gasformig forurening – en væsentlig andel. De sekundære partikler optræder i figuren i to stofgrupper, der er vist med forskellige gule nuancer. Den klareste gule del repræsenterer *uorganiske* partikler, fortrinsvis ammoniumnitrat og ammoniumsulfat, der dannes p.gr. emissioner af  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  og  $\text{NH}_4$  i og uden for Danmark. Den anden gullige del er partikler med indhold af *organiske* stoffer samt et bidrag af ukendt oprindelse. I denne del indgår bl.a. bidrag fra gasser, der naturligt udsendes fra vegetation. En del af bidraget kan være forårsaget af brænderøg, men et bud på omfanget heraf vil være rent spekulativt.

*Primære partikler:* Med sort er markeret et bidrag af partikler, der er direkte udsendt som partikler. Det er her vi skal finde brændeovnes bidrag. På illustrationen beløber primære partikler sig til ca.  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men dette tal skal ikke tages meget bogstaveligt, da brændefyrings bidraget vil variere meget, alt afhængigt af om man befinder sig i eller i nærheden af et brændeovnskvarter. En stor del af nærværende rapport drejer sig om at belyse, hvor meget brændefyrings bidrag beløber sig til på konkrete lokaliteter. Man skal i øvrigt holde sig for øje, at søjlerne viser årsmiddelværdier, mens bidraget i korte tidsrum kan være langt større (se kapitel 7).

*Naturlige kilder:* I begge søjler ses et lille bidrag (lyseblåt) fra naturlige kilder (jordstøv og havsalt).

### 2.3 Brændefyrings bidrag – kort sammenfatning

Sammenholdt med andre kilder – f.eks. trafik og fyring i kraftværker – giver brændefyring et stort bidrag til luftforureningen med *primære* partikler. Men ved målinger af  $\text{PM}_{2.5}$  i udeluften – der omfatter *både* primære og sekundære partikler – er brænderøgsbidraget set på helårsbasis ikke voldsomt stort sammenlignet med det totale partikelindhold. Det indebærer imidlertid ikke, at brændeovnes bidrag er uden betydning. Bidraget er anseligt, og det *har* en sundhedsmæssig omkostning.

Der er således påvist en klar statistisk sammenhæng mellem  $\text{PM}_{2.5}$  og sundhedseffekter (sygelighed og død). Imidlertid mangler der viden, så man med sikkerhed kan udtale sig om farligheden af de forskellige bestanddele i  $\text{PM}_{2.5}$ . Det er højst tænkeligt, at forskellige slags partikler har forskellig skadelig sundhedseffekt, men fra videnskabeligt hold er der ikke belæg for at frikende specifikke bestanddele fra at have en sundhedsmæssig betydning. Partikler fra brænderøg kan i den sammenhæng

*ikke* frikendes. De indeholder bl.a. PAH (tjærestoffer), som med sikkerhed har en sundhedsskadelig virkning.

Den manglende viden om de enkelte partikeltypers sundhedseffekt i forhold til hinanden betyder, at når man gennemfører sundhedsmæssige og økonomiske vurderinger af partikelforurening, så vil man almindeligvis *ikke* skelne mellem bestanddelene, men – i mangel af bedre – regne som om al partikelmasse i PM<sub>2.5</sub> er lige farlig, uanset partiklernes størrelse og kemiske sammensætning.

De følgende kapitler tilstræber at kvantificere bidraget fra brændefyring til luftkvalitet. Diskussionen har mest fokus på middelværdier over længere tid.

Det skal dog understreges, at gennemsnitsbetragtninger alene ikke er fyldestgørende, hvis man vil beskrive generne fra brænderøg. På trods af at man som gennemsnit på årsbasis generelt ikke har noget voldsomt stort bidrag, kan der udmærket visse steder og til visse tider være en markant og generende forurening med brænderøg. Dette er illustreret med et beregningseksempel i kapitel 7.

Det skal også bemærkes, at partiklernes flygtige bestanddele kan bidrage til meget ubehagelige lugtgener, som ikke umiddelbart kan kvantificeres.

### 3 Emissionsfaktorer

Kendskab til emissionsfaktorer er af afgørende betydning, når man ønsker at kvantificere bidrag fra brændeovne. Derfor er det hensigtsmæssigt her at opsummere central viden om emissionsfaktorer fra brændefyring.

Emissionsfaktoren for partikler beskriver, hvor mange gram partikler, der udsendes pr. kg afbrændt træ. Alternativt kan man udtrykke emissionsfaktoren som gram partikler pr. energienhed. Den nationale energistatistik og de nationale emissionsopgørelser anvender energienheder (GJ). I mange af de følgende figurer vil vi som sammenligningsgrundlag angive Miljøstyrelsens krav til ny brændeovne, gældende fra juli 2008. Kravet foreskriver, at der ved afbrænding af træ under nærmere angivne laboratorieforhold højst må udsendes 10 gram partikler pr. kg træ.

Den altovervejende del af partiklerne fra brændeovne er fine partikler, d.v.s. at de indgår i  $PM_{2.5}$ . Det antages almindeligvis at 90 % af brændeovnes emission sker i form af  $PM_{2.5}$ , mens de resterende 10 % er grovere partikler.

Typiske partikeldiametre i  $PM_{2.5}$  fra brændeovnsrøg ligger i intervallet 0,2-0,5  $\mu m$ . Dette gælder for partiklernes masse. Når partiklerne måles som antal, finder man, som for alle andre primære forbrændingspartikler, det største antal i det ultrafine område under 0,1  $\mu m$ . Når forbrændingen er optimal vil brænderøgspartiklerne, når de måles som antal, være små med en typisk størrelse omkring 0,020  $\mu m$ . Ved dårligere fyring forekommer væsentligt større partikler (omkring 0,100  $\mu m$ ). Sådanne værdier er eksempelvis fundet i laboratorieforsøg gennemført af Klippel og Nussbaumer (2007). Disse resultater ligger helt i tråd med resultater fra WOODUSE-projektets eksperimentelle del, hvor der blev målt størrelsesfordelinger i udeluften i Slagslunde i Nordsjælland, og hvor brænderøgens bidrag blev analyseret (Wählin et al., 2010).

I den resterende del af kapitlet behandles først en grundlæggende pointe, der er nødvendig at holde sig for øje, når man beskæftiger sig med emissionsfaktorer: Spørgsmålet om hensyntagen til kondenserbart stof.

Dernæst præsenteres det sæt af emissionsfaktorer, der almindeligvis har været benyttet i Danmark.

Det er imidlertid en stor udfordring at fastlægge emissionsfaktorer, der repræsenterer driftsforhold i praksis. Dette problem bliver anskueliggjort i to efterfølgende afsnit.

Dernæst behandles emissionsfaktoren for PAH. Endelig afrundes kapitlet med en kort opsummering.

### 3.1 Faldgrube: Medregnes kondenserbart stof?

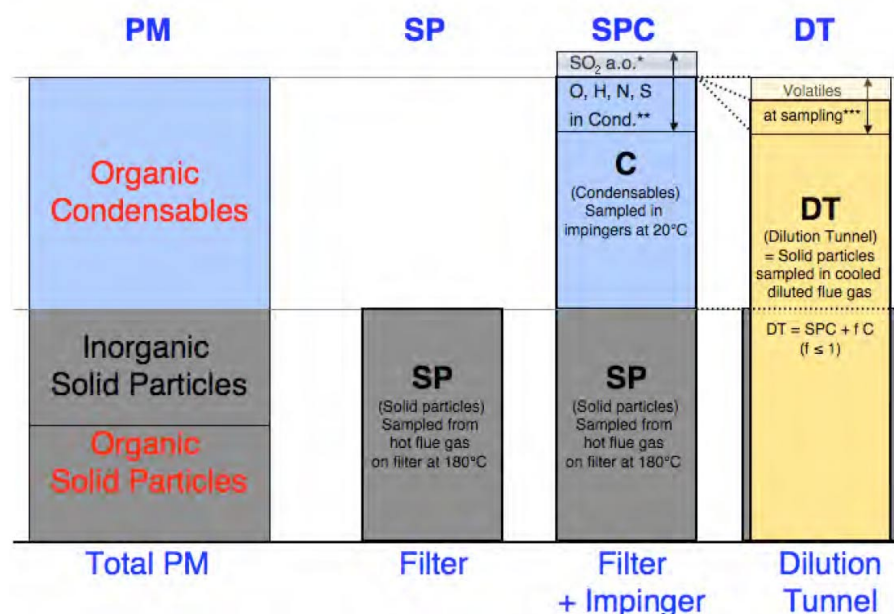
Som grundlag for diskussionen om emissionsfaktorer ligger der en vigtig – men ofte upåagtet – pointe i, at brændeovne udsender flygtige organiske forbindelser (VOC), der giver anledning til dannelse af partikler på røgens vej fra ovn til skorstensmunding. Disse gasarter optræder på gasform under høj temperatur, men kondenserer ved lav temperatur (f.eks. udetemperatur).

Dette forhold kan føre til mistolkning af måleresultater. Problemet ytrer sig kraftigst, når man skal sammenligne emissionsfaktorer fra forskellige lande. En rapport udarbejdet for det internationale energiagentur (IEA) af Nussbaumer et al. (2008) giver en god beskrivelse af problematikken.

Når man måler emissionsfaktoren for partikler fra en brændeovn kan man vælge at følge en metode, som bruges i den tyske standard VDI 2066, hvor partiklerne opsamles ved en høj temperatur, f.eks. 160° C, kort efter brændkammeret på et filter ("SP-metoden" – SP for *Solid Particles*).

Alternativt kan man følge en anden metode, der benyttes i den norske standard NS 3058-2, hvor røggassen føres igennem en fortyndingskanal inden den opsamles på et filter (DT-metoden for *Dilution Tunnel*). I sidstnævnte tilfælde er gassen afkølet til mindre end 35° C, og en del af den vil være kondenseret, så den kan findes som målbare partikler på opsamlingsfilteret. I Danmark holder man sig almindeligvis til den norske standard.

En tredje målemetode (SPC-metoden for *Solid Particles and Condensables*) medregner stort samme partikler som DT-metoden.



Figur 3.1. Illustration af bestanddele i brænderøg og af hvorvidt tre målemetoder medregner bestanddelene. Fra Nussbaumer et al. (2008).

Der er dramatiske forskelle på måleresultaterne i henhold til de forskellige metoder. Figur 3.1 er hentet fra Nussbaumer et al. (2008) og angiver skematisk bestanddelene i brænderøg (yderste venstre søjle), og hvilke

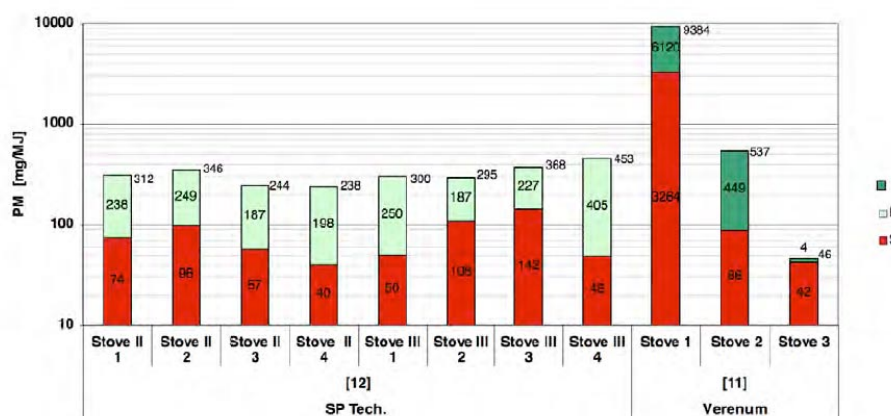
partikelfraktion, der medregnes ved de tre metoder. Som det fremgår, medregner SP-metoden ikke kondenserbart materiale, mens de andre metoder gør. Massen af kondenserbart materiale kan være betydeligt større end massen af faste partikler. Det gælder især hvis forbrændingen er dårlig.

Figur 3.2 er hentet fra Nussbaumer et al. (2008). Den viser resultater fra et antal forsøg, hvor man har samtidige målinger med SP-metoden og med en af de to andre metoder. Bemærk at skalaen er logaritmisk. Forskellen på at bruge en af de metoder, der medtager kondenserbart stof, i forhold til at bruge SP-metoden, er en faktor, der ligger i intervallet 2,5-10 – på nær en enkelt test, der repræsenterer optimale driftsforhold. *Det er altså særdeles væsentligt, hvorvidt man benytter emissionsfaktorer baseret på solid particles (SP) eller baseret på en af de andre metoder.*

Hvis man får oplyst en emissionsfaktor, er det langt fra altid klart, hvilken metode der er benyttet ved bestemmelsen. Som det fremgår, er det imidlertid en helt afgørende oplysning.

Hvis man udarbejder emissionsopgørelser for biomasse ud fra emissionsfaktorer, der er baseret på SP-metoden, vil man komme til væsentligt at undervurdere biomassebidrag til forekomsten af partikler i udeluften. Nussbaumer et al. anbefaler at benytte emissionsfaktorer, der inkluderer kondenserbart stof – altså målt med SP-metoden eller SPC-metoden. Det er tilfældet for målinger i henhold til den norske standard NS 3058-2. Det er sådanne emissionsfaktorer, der ligger bag de danske emissionsopgørelser.

Sandsynligvis giver nogle af de luftarter, der udsendes ved brændefyring, anledning til dannelse af sekundære partikler lang tid efter at røgen har forladt skorstenen. Den eksisterende viden på dette område er imidlertid yderst begrænset, så vi indskrænker os her til at diskutere emissionsfaktorerne for de primære partikler.



**Figur 3.2.** Sammenligning af emissionsfaktorer for PM for brændeovne baseret på måling af henholdsvis 'Solid particles' (SP – rød), partikler i fortyndingstunnel (DT – lysegrøn), og 'Solid particles plus condensables' (SPC- mørkegrøn). De to sidste medregner kondenserbart materiale. Hver søjle repræsenterer en ovn under bestemte driftsforhold. Sidste søjle markeret 'Stove 3' repræsenterer optimale driftsforhold. Bemærk at skalaen er logaritmisk. Kilde: Nussbaumer et al., 2008.

## 3.2 Danske emissionsfaktorer

Emissionsfaktorer bygger på gennemsnitsbetragtninger, der skal tage højde for den store variation mellem de enkelte udledninger. Det betyder, at emissionsfaktorer er behæftet med stor usikkerhed.

Man kan ikke forvente, at emissionsfaktorer er statiske år efter år. Der kan være anledning til at benytte ændrede emissionsfaktorer, f. eks. som følge af ny teknologi, ændrede brugervaner, eller bedre datagrundlag. Emissionsfaktorerne der anvendes ved beregning af de officielle danske emissionsopgørelser opdateres derfor løbende. De emissionsfaktorer der blev anvendt for 2005 er angivet i Tabel 3.1. Emissionsfaktorerne er baseret på arbejdet beskrevet i en rapport fra Miljøstyrelsen (Illerup et al., 2007b), og Illerup og Nielsen (2004). Vi vil benytte det viste sæt emissionsfaktorer som referencegrundlag i de efterfølgende kapitler, og omtale det som "de officielle emissionsfaktorer". De nyeste emissionsfaktorer, som er anvendt for 2008-opgørelsen, er imidlertid noget lavere end værdierne i Tabel 3.1. Ved beregning af emissioner fra brændovne og småkedler antages det, at der løbende sker en udskiftning til teknologier med lavere emissionsfaktorer. Desuden er emissionsfaktorerne for gamle og nyere brændeovne blevet ændret til 850 g pr. GJ for TSP og 810 g pr. GJ for PM<sub>2.5</sub> i henhold til EMEP/EEA Guidebook (EEA, 2009). Det betyder, at den officielle aggregerede emissionsfaktor er faldet fra 672 g/GJ i 2005 til 533 i 2008 (Nielsen et al., 2010). De nationale emissionsopgørelser er underlagt internationalt peer review, så dokumentationen for at ændre emissionsfaktorer skal være betydelig.

Emissionsfaktorer er angivet for total partikelmasse (TSP) samt for PM<sub>2.5</sub>. Ved bestemmelse af talværdier for faktorerne er det antaget, at 90 % af TSP udgøres af PM<sub>2.5</sub>. Enheden er gram partikler regnet pr GJ, altså pr energienhed i det indfyrede brændsel. Hvis man foretrækker at regne med gram partikler *pr. kg brænde*, skal man foretage en omregning, der afhænger af brændselstypen (f.eks. er der forskel på briketter og træ).

I forbindelse med målekampagnen i Slagslunde, hvor beboernes brændeforbrug blev kortlagt i detaljer (Olesen et al., 2010), blev den gennemsnitlige brændværdi for alt brænde under et beregnet til 15,3 GJ/ton. Man kan eventuelt i andre sammenhænge bruge denne omregningsfaktor, hvis man ikke har et bedre grundlag.

**Tabel 3.1.** Partikelemissionsfaktorer for brændeovne og brændekedler i enheden g/GJ. Benyttet i emissionsopgørelser fra 2005 og senere ("officielle emissionsfaktorer"). Værdien for "Moderne ovne" (fremhævet) svarer til Miljøstyrelsens krav til nye ovne, indført i juni 2008. Kravet er 10 g/kg træ, svarende til 640 g TSP/ GJ (Illerup et al., 2007).

	<b>TSP (g/GJ)</b>	<b>PM<sub>2.5</sub> (g/GJ)</b>
Gamle ovne	1100	990
Nyere ovne	1100	990
<b>Moderne ovne</b>	<b>640</b>	<b>576</b>
Andre ovne	1100	990
Gl. kedler m. akkumulatortank	1000	900
Gl. kedler u. akkumulatortank.	2000	1800
Ny kedler m. akkumulatortank.	150	135
Ny kedler u. akkumulatortank.	300	270
Pillekedler	35	32

Hvad angår Tabel 3.1 er emissionsfaktoren for gamle ovne beregnet på basis af norske målinger på forskellige brændeovnstyper samt antagelse om typisk ovnlast for danske forhold (Illerup og Nielsen, 2004). Nyere ovne er defineret som ovne, der er DS godkendte fra 1990 og frem. Da sættet af emissionsfaktorer blev udarbejdet, forelå der ikke målinger eller data der kunne fastslå, at emissionsfaktorerne for disse ovne skulle være lavere end for gamle ovne, hvorfor der for disse to kategorier er anvendt samme emissionsfaktor. Emissionsfaktoren for moderne ovne er vurderet at svare til den emissionsgrænseværdi, som i henhold til Brændeovnsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 2007) kom til at gælde for nye ovne i 2008.

Det hører med i helhedsbilledet om emissioner fra brændeovne, at per kilo afbrændt træ forurener selv en moderne brændeovn langt mere end centrale anlæg. Den emissionsfaktor, der benyttes i danske emissionsopgørelser for træfyrede kraftvarmeværker, er 1,23 g PM<sub>2.5</sub>/GJ (Nielsen et al., 2010), dvs. næsten 500 gange mindre end for en ovn, der lige netop overholder Brændeovnsbekendtgørelsen.

Det er interessant at sammenligne de officielle emissionsfaktorer med emissionsfaktorer, der forekommer ved brug af ovne og fyr i praksis, hvor også nyere data inkluderes. Dette spørgsmål vil her i rapporten blive angrebet fra to vinkler.

For det første foreligger der måleresultater af emissionsfaktorer for ovne i praktisk brug, der stammer fra to målekampagner i Gundsømagle. Disse resultater er publiceret i Glasius et al. (2005; 2007), men gengives i afsnit 3.3 for at trække nogle pointer frem.

For det andet er der i WOODUSE-projektet gennemført målinger af koncentrationer af PM<sub>2.5</sub> i udeluften i Slagslunde. I Slagslunde blev der ikke udført emissionsmålinger i felten. Til gengæld blev brændeforbruget igennem en 6 ugers periode grundigt kortlagt. Det giver mulighed for at kombinere en række brikker i et stort puslespil: Resultaterne af målingerne, brændeforbruget time for time, de officielle emissionsfaktorer, meteorologi, samt beregninger med en atmosfærisk spredningsmodel. Det kan dermed analyseres, om der er konsistens i hele puslespillet. Hvis der *ikke* er konsistens, kan det helt eller delvis skyldes, at de officielle emissionsfaktorer ikke er repræsentative for de faktiske forhold. Andre forklaringer er imidlertid også mulige.



Som det vil fremgå af det følgende er det en stor udfordring at fastlægge et repræsentativt sæt af emissionsfaktorer. Derfor er der i høj grad grund til at gennemføre en konsistenskontrol som skitseret. Den type analyse gennemføres i kapitel 5.

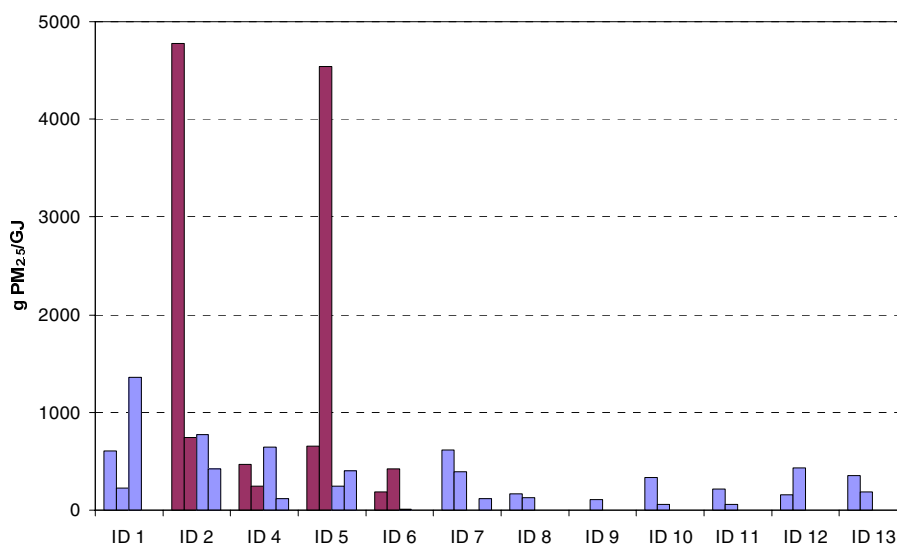
### 3.3 Emissionsfaktorer fra feltmålinger

I vinteren 2003/2004 og i 2005 blev der gennemført to kampagner med målinger af emissionen fra et antal brændeovne i Gundsømagle (Glasius et al., 2005 og 2007). Målingerne blev foretaget ved at udtage prøver fra røgen fra hver skorsten, mens ovnen sædvanligt bruger fyrede som normalt. Der blev i alt taget knap 40 prøver, hvor hver prøvetagning havde en varighed på 5-10 timer. Den omfattede en hel fyringscyklus fra optænding til brændet var brændt ud og røggastemperaturen blevet lav. For hver ovn blev der taget en prøve om dagen i op til 4 dage – to dage fra ét år, og for nogle ovnes vedkommende yderligere to dage fra et andet. Resultaterne er gengivet i Figur 3.3, for så vidt angår brændeovne (der var kun et enkelt brænde-fyr involveret i feltforsøget, og det er ikke medtaget i figuren). Der er resultater fra 12 huse, som tilhører kategorierne "gamle" eller "nyere", jvnf. Tabel 3.1. Kun det første sæt målinger fra 2003/2004 forelå, da emissionsfaktorerne i Tabel 3.1 blev fastlagt. Den første måleserie giver højere værdier end den anden, både hvad angår spidsværdier og de øvrige værdier.

Som det fremgår, er der meget stor variation i resultaterne. Variationen er ikke et resultat af brændeovnenes kvalitet, for den samme ovn kan udløse vidt forskellige emissionsfaktorer. En af de største målte værdier optræder for ovnen med ID 5. Brugeren af denne ovn havde blandt sit brænde malet træ, som tilfældigvis indgik i det brænde der blev benyttet under prøvetagningen. Der er ikke tilstrækkelig information til at forklare den anden store spidsværdi i figuren. I lyset af den følgende diskussion i afsnit 3.4 om driftsforholdenes betydning er det imidlertid ikke overraskende, at store, uforklarede spidsværdier kan forekomme.

Middelværdien for den første serie målinger (inklusive spidsværdier) er 1500 g/GJ, mens middelværdien for *alle målinger* i Figur 3.3 er 611 g/GJ. Det er værd at bemærke, at såfremt de to største spidsværdier ikke var forekommet, ville middelværdien blot have været 350 g/GJ. *Det er en vigtig pointe, at forekomsten af episoder med høj emission – som skyldes uhen-sigtsmæssig fyringsadfærd – i høj grad er med til at afgøre, hvor stor den faktiske middelemissionsfaktor bliver.* Effekten af fyringsadfærd kan således klart overskygge forskellen mellem moderne ovne og andre ovne.

Det er således en stor udfordring at fastsætte repræsentative emissionsfaktorer.



**Figur 3.3.** Emissionsfaktorer for PM<sub>2.5</sub> for 12 huse med brændeovne. De hører alle til i kategorien 'Gamle' eller 'Nyere' i Tabel 3.1. Der er foretaget op til 4 målinger for hver ovn. Målingerne foretaget i vinteren 2003/2004 er lilla, mens de nyere målinger er lyseblå.

### 3.4 Emissionens variation med driftsforholdene

Der foreligger så vidt vides ingen systematiske danske undersøgelser af brændeovnes emissioner under varierende driftsforhold. Typiske laboratoriemålinger forgår under standardiserede forhold med brug af tørt brænde i fastlagte størrelser. Derimod foreligger der forskellige udenlandske undersøgelser, som bl.a. er sammenfattet i den tidligere nævnte rapport af Nussbaumer et al. (2008). Forfatterne har sammenlignet emissionsfaktorer for brændeovne, der er målt på forskellige nationale laboratorier, hvor driftsforholdene har varieret fra at være gode til at være dårlige. Dårlige betingelser kan f.eks. indtræffe, hvis der er for ringe lufttilførsel, hvis brændet ikke er ordentlig tørt, eller hvis der indfyres for meget brænde ad gangen. Spændvidden imellem de målte emissionsfaktorer er særdeles stor. For de fleste laboratorier er der mere end en faktor 10 til forskel mellem deres bedste og dårligste driftsbetingelser, og for nogle helt op til en faktor 70.

Klippel og Nussbaumer (2007) har gennemført en undersøgelse, der specielt fokuserer på driftsbetingelsernes betydning. Deres rapport beskriver i detaljer, hvordan de har varieret driftsbetingelserne for at opnå henholdsvis optimal og dårlig forbrænding.

Optimale betingelser resulterer i meget lave emissionsfaktorer. Sådanne betingelser er svære at opnå i praksis, fordi de kræver hyppige påfyrringer af små, helt tørre stykker træ (12 % vandindhold). De påfyrede mængder er små, så der skal lægges brænde på med ca. 1/2 times interval. Mere typiske driftsforhold (20 % vandindhold, større portioner træ ved hver indfyring), resulterer i en forøgelse af emissionsfaktoren med omkring en faktor 10. Forholdene kan imidlertid blive væsentligt ringere. Tabel 3.2 viser nogle eksempler på resultater for en traditionel brændeovn, hentet fra Klippel og Nussbaumer. Bemærk at tallene i tabellen ikke er emissionsfaktorer, men den målte koncentration i røggassen. Målingerne er foretaget med SPC-metoden, og medregner således kondenserbart materiale, jvnf. afsnit 3.1.

**Tabel 3.2.** Effekt af forskellige driftsforhold på emissionen fra en konventionel brændeovn. Bemærk den voldsomme variation med forholdene.

Driftsbetingelser	Partikelemission – koncentration	Kommentar
Optimale betingelser	16 mg/m <sup>3</sup>	1,5 kg træ per påfyldning, helt tørt træ
Typiske betingelser	220-240 mg/m <sup>3</sup>	4 kg træ per påfyldning, 20 % vandindhold i træ
Typiske betingelser, men for sen påfyldning	3000 mg/m <sup>3</sup>	Som ovenfor, men det ny brænde er lagt på de svage rester fra foregående påfyldning
Dårlige betingelser	6000 mg/m <sup>3</sup>	Fyldt ovnen og lukket for lufttilførslen. Brugervejledningen til den pågældende ovn anbefaler faktisk denne fremgangsmåde, hvis brugeren ønsker at ovnen skal holdes sig varm i adskillige timer uden at lægge mere brænde på.

Det fremgår af tabellen at meget dårlige driftsbetingelser kan resultere i en emission, der er mere end 300 gange større end den optimale(!). Tallene i tabellen er blot et enkelt eksempel på betydningen af driftsforholdene. Det er svært at generalisere tallene, fordi de afhænger af den pågældende ovn og af, hvordan fyringen foregår.

### 3.5 PAH

Nærværende rapport har hovedvægten på forurening med partikler. Imidlertid bidrager brændefyring væsentligt til udledning af andre stoffer, bl.a. PAH (tjærestoffer). Således angives det i nationale emissionsopgørelser (f.eks. Nielsen et al., 2009), at brændefyring i husholdninger er ansvarlig for over 90 % af den totale PAH emission.

Det bør tages i betragtning, at emissionsfaktorerne for PAH er særdeles usikkert bestemt. Ved feltforsøg rapporteret i Glasius et al. (2007) fremlægges der målinger for emissionsfaktorer, der varierer med en faktor 90 ved målinger i skorstene på forskellige huse. En typisk værdi for emissionsfaktoren for total PAH i undersøgelsen var 2 g/GJ, men målingerne havde en spændvidde på 0,25 – 27 g/GJ. Svenske undersøgelser (Todorovic et al., 2007) refererer tilsvarende usikre tal: Typiske værdier er på 1,8 – 3,5 g/GJ, men de er baseret på resultater med en spændvidde på 0,5 – 17 g/GJ.

Benz(a)pyren udgør en særlig interessant bestanddel af PAH, fordi der findes en EU målværdi for koncentrationen af benz(a)pyren i udeluften. Den emissionsfaktor for benz(a)pyren, der benyttes ved danske emissionsopgørelser, er 0,126 g/GJ, men den præcise værdi skal tages med alt muligt forbehold. Rapporten af Nielsen et al. (2009) angiver en usikkerhed for emissionsfaktoren på 1000 %. Dette er en standardværdi for usikkerheden, hentet fra den internationale guidebog, der er en del af grundlaget for emissionsopgørelsen (Pulles, T. & Aardenne, 2004).

I afsnit 5.10 gennemføres en orienterende beregning for brændefyringsbidrag til koncentrationen af benz(a)pyren i udeluften i Slagslunde.

### 3.6 Emissionsfaktorer – centrale pointer

Man kan udlede nogle pointer af den foregående diskussion. For det første fremgår det, at *man som brændeovnsbruger ved sin adfærd kan påvirke emissionerne ganske væsentligt*. Der er et stort potentiale for reduceret forurening, hvis omfanget af dårlig fyring kan reduceres.

For det andet er det åbenbart, at *det er en meget stor udfordring at fastsætte en repræsentativ emissionsfaktor*. Hvis man skal fastlægge en faktor på grundlag af enkelte, målte emissionsfaktorer på konkrete anlæg, er det nødvendigt at kende til – eller at antage noget om – hyppigheden af god og dårlig fyring. Dette understreger behovet for at verificere hvad emissionerne i virkeligheden er. Det kan gøres med data fra WOODUSE-projektet, og en sådan analyse gennemføres i kapitel 5.

Endelig er det værd at notere, at der er afgørende forskelle på værdien af emissionsfaktorer for partikler, afhængigt af, hvilken metode der er benyttet til bestemmelsen. Emissionsfaktorer der medtager kondensérbart stof – som de, der almindeligvis benyttes i Danmark – er mest retvisende som grundlag for at vurdere koncentrationer i udeluften.

## 4 Resultater fra målekampagnen i Slagslunde

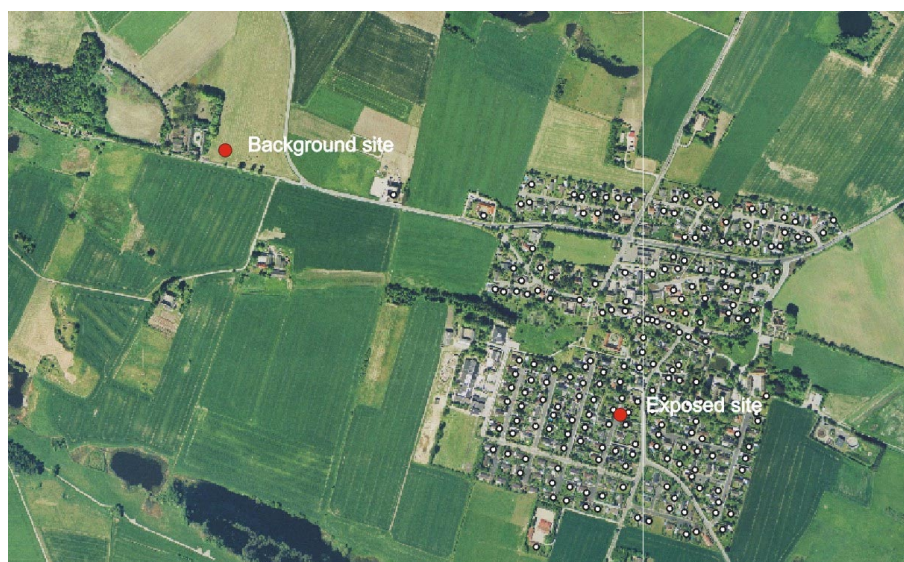
### 4.1 Undersøgelsens tilrettelæggelse

Inden for rammerne af WOODUSE-projektet blev der fra december 2006 til marts 2007 gennemført en målekampagne af luftforurening i Slagslunde i Nordsjælland. Tidligere har DMU gennemført lignende projekter, nemlig i Gundsømagle (Glasius et al., 2005 og 2006) og Vindinge (Glasius et al., 2007 og 2008). Slagslunde-kampagnen var imidlertid på forskellige punkter udformet, så den kunne give mere præcise oplysninger om brænderøgsbidraget end de tidligere undersøgelser.

Slagslunde er en lille by med omkring 400 huse, omgivet af marker. I henhold til skorstensfejerregisteret findes der 201 huse med brændefyring i byen. Der er fjernvarme til rådighed i Slagslunde, men da fjernvarmen er særdeles dyr bliver der i udstrakt grad benyttet brændefyring i byen. Hovedparten af Slagslundes beboere arbejder uden for byen, så et typisk fyringsmønster er, at brændeovne ikke er i drift i dagtimerne, men først når beboeren kommer hjem fra arbejde.

Slagslunde har dermed nogle karakteristika, som gør byen velegnet til en undersøgelse af brændefyring: Brændefyring benyttes i vidt omfang, og byen har en beliggenhed fjernt fra større forureningskilder, hvilket letter arbejdet med at identificere bidraget fra brændefyring.

I Slagslunde var det muligt at opnå en mere præcis vurdering af bidraget fra de lokale kilder end ved tidligere undersøgelser, fordi der var *to* målestationer i drift samtidig, hvoraf den ene lå midt i byen – udsat for mange brændeovnes bidrag – mens den anden lå ca. 500 meter vest for byen og var meget lidt påvirket af brændeovne. Figur 4.1 viser placeringen af målestationerne.



**Figur 4.1.** Slagslunde med markering af to målestationer: En midt i byen, og en baggrundsstation ca. 500 m vest for byen. Huse med brændefyr/kedel er markeret med hvide cirkler.

Endvidere inkluderer Slagslunde-undersøgelsen en detaljeret kortlægning af brændeforbruget i byen. Brugere af brændeovne og -fyr blev bedt om løbende at udfylde et spørgeskema om deres brændeforbrug. Skemaet indeholdt en kalender med 5 rubrikker for hver dag, hvor brugerne skulle angive deres forbrug i kilo brænde. Spørgeskemaundersøgelsen var begrænset til de første 6 uger af målekampagnen, 16. december 2006 – 28. januar 2007. Spørgeskemaundersøgelsen har tilvejebragt detaljerede oplysninger om emissionen fra størsteparten af alle brændeovne og brændefyr i byen. Det ideelle vil være at have oplysninger om den forbrugte brændemængde for hver eneste kilde, time for time under hele målekampagnen. Dette blev med god tilnærmelse opnået, omend den tidlige opløsning ikke helt var på timebasis.

I nærværende rapport gengives målekampagnens resultater kortfattet, idet disse allerede er præsenteret i andre, mere udførlige rapporter.

Det følgende afsnit opsummerer centrale resultater for målinger af uden-dørs luftkvalitet. Derudover findes en engelsksproget rapport (Wåhlin et al., 2010), som giver detaljerede oplysninger om målekampagnen og om analysen af måleresultaterne.

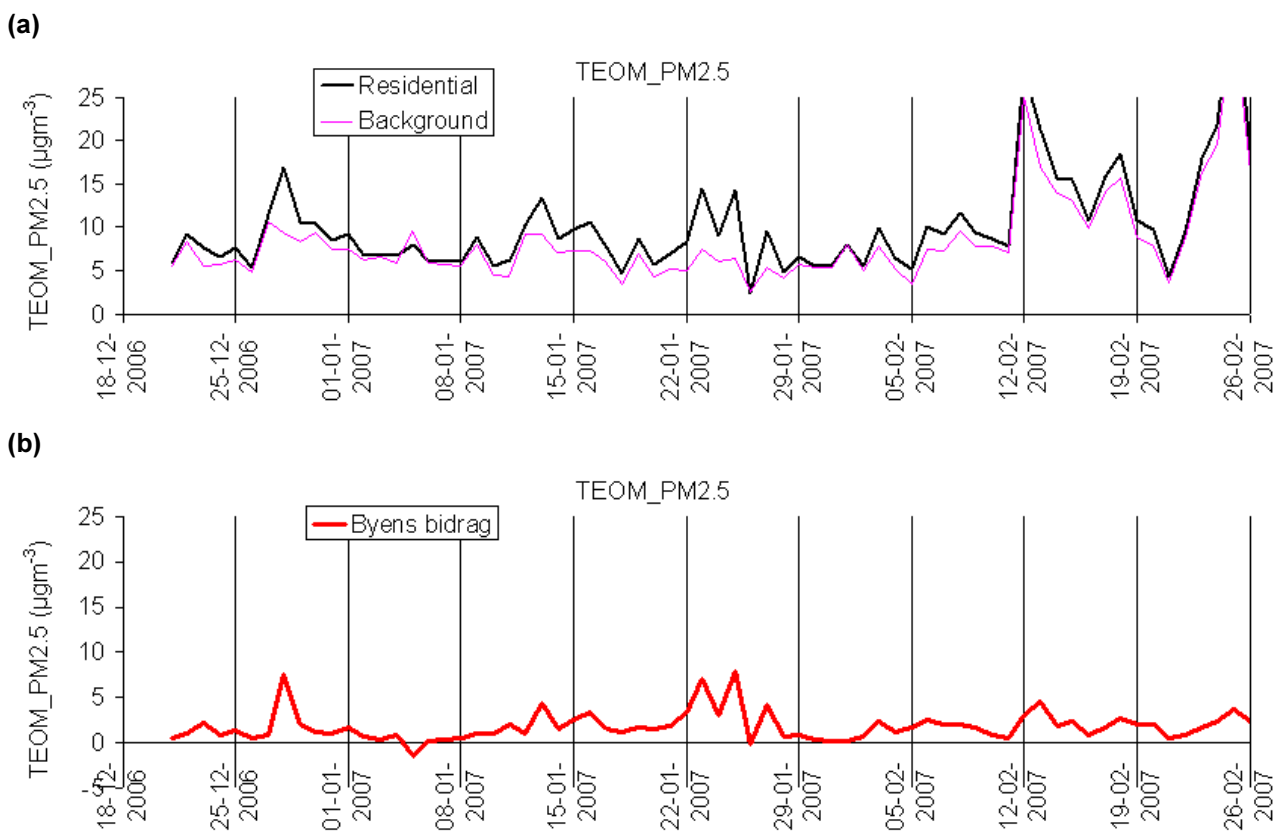
Hvad angår spørgeskemaundersøgelsen beskriver afsnit 5.3, hvordan resultaterne indgår i arbejdet med at bestemme brændefyrings bidrag til luftforurening. For yderligere detaljer omkring spørgeskemaundersøgelsen og dens resultater henvises der til en dansksproget rapport (Olesen et al., 2010).

For delkampagnen, der skulle belyse brændefyrings betydning for indendørs luftforurening, gengiver kapitel 8 i denne rapport de mest markante resultater. Derudover findes et notat af Toftum (2010), som behandler andre aspekter af den indendørs målekampagne.

## 4.2 Målte koncentrationer

Nogle hovedresultater fra målingerne af  $PM_{2.5}$  er gengivet i Figur 4.2.

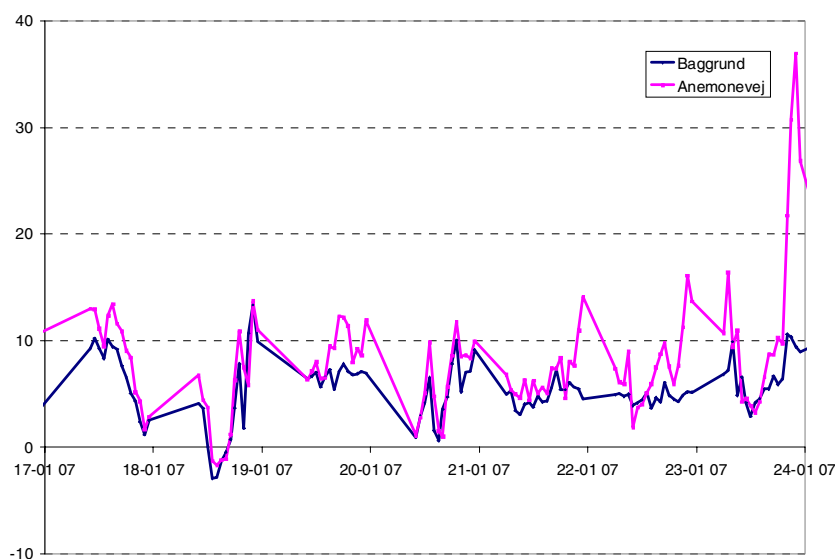
Figuren viser koncentrationen af  $PM_{2.5}$  fra målestationerne på Anemonevej ("residential") samt ved baggrundsstationen Schellerupgaard uden for byen ("background"). Der er tale om døgnmiddelværdier. De to kurver varierer overordnet set i takt. Dette er i overensstemmelse med en af de pointer, som fremgik af afsnit 2.2: At hovedparten af partikelforureningen udgøres af sekundære partikler, der er langtransporteret. Derudover fremgår det, at kurven for Anemonevej gennemgående forløber lidt over kurven for baggrundsstationen. Den nederste del af figuren viser forskellen mellem de to måleserier, dvs. det lokale bidrag fra byen.



**Figur 4.2.** (a): Tidsligt forløb af koncentrationen af  $PM_{2.5}$  ved målestationen på Anemonevej (Residential) og ved baggrundsstationen ved Schellerupgaard ("Background"). Der er tale om ukorrigerede målinger med TEOM-udstyr, som ikke kan sammenlignes direkte med grænseværdier (se teksten). Kurverne bygger på døgnvis middelværdier. (b): Tidsligt forløb af forskellen mellem de to kurver – altså byens bidrag.

Det skal bemærkes, at målingerne er foretaget med den såkaldte TEOM-metode. Med TEOM-monitor kan man måle  $PM_{2.5}$  med høj tidsopløsning ( $\frac{1}{2}$  time). Det er imidlertid et problem ved måling med høj tidsopløsning, at vand og andre meget flygtige stoffer, som er opsamlet i løbet af en bestemt halv time, langsomt vil dampe af i løbet af de efterfølgende halvtimer og derved forstyrre disse målinger. Dermed introduceres en kraftig "støj" i målingerne, hvor nogle værdier blive for store og andre for små. Der kan endda måles negative værdier, hvis der damper mere af end der opsamles. Derved formindskes fordelene ved den høje tidsopløsning. For

at formindske støjen opvarmer man derfor opsamlingsfilteret og opsamlingskammeret til en temperatur, der er høj nok til, at det meste af det flygtige stof fordampes indenfor samme halv-time, som det er opsamlet. Normalt bruges en temperatur på 50 °C, men i Slagslunde var temperaturen af forskellige årsager kun 40 °C. Støjen bliver dog ikke helt fjernet på denne måde, og det er forklaringen på, at der ind imellem ses enkelte negative halvtimsværdier. Dette gælder også for en-times middelværdier (se dykkene 18. og 20. januar i Figur 4.3). Den forhøjede temperatur medfører, at specielt ammoniumnitratindholdet i baggrundsluften fordampes. Derfor vil PM<sub>2.5</sub> målt med TEOM give for lave værdier i forhold den korrekte metode, der anvender opsamling på døgnbasis ved udenørs temperatur, altså uden opvarmning. Tabet sker især for partikler der er til stede i baggrundsluften, og fejlen spiller næsten ingen rolle, når lokale emissionsforhold (f.eks. i en trafikeret gade eller i et brændeovns-kvarter) undersøges ved at studere forskellen mellem PM<sub>2.5</sub> målt lokalt og PM<sub>2.5</sub> målt i baggrund.



**Figur 4.3.** Detaljeret tidsligt forløb af koncentrationen af PM<sub>2.5</sub> ved de to målestationer. Udsnit for ugen 17.-24. januar. Figuren adskiller sig fra Figur 4.2 ved at vise en-times middelværdier.

Byens lokale bidrag – som vises i Figur 4.2b – har været genstand for nærmere undersøgelser. Wåhlin et al. (2010) har analyseret data for at fastslå, hvor meget af bidraget der kan tilskrives andre kilder end brændefyring, herunder trafik og det gasfyrede fjernvarmeværk i Slagslunde. Analysen viser, at andre kilder kun bidrager i forsvindende omfang til PM<sub>2.5</sub>. Dette gælder, hvad enten man betragter det såkaldt *fulde datasæt* eller det såkaldte *cleaned dataset*, hvor episoder med markante bidrag fra andre kilder er sorteret fra. Derimod kan andre kilders bidrag godt skelnes, hvis man betragter andre parametre end PM<sub>2.5</sub>, f. eks. partikelantal. Antallet af partikler fra andre kilder i størrelsesområdet under 0,1 mikrometer kan være betydeligt, til trods for at de næsten ikke har nogen betydning for PM<sub>2.5</sub>. Kurven i Figur 4.2b er dermed et godt udtryk for størrelsen af brændeovns bidrag til koncentrationen af PM<sub>2.5</sub> i Slagslunde i den pågældende periode.



Regnet over hele perioden 23. december – 26. februar 2007 var bidraget som gennemsnit  $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Som reference kan man holde dette tal op imod den EU-grænseværdi for forurening med  $\text{PM}_{2,5}$ , der kommer til at gælde fra år 2015:  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Bidraget på  $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  er specifikt for den pågældende periode – nogle vintermåneder i en forholdsvis varm vinter – og for det pågældende sted – ved målevognen på Anemonevej i Slagslunde. Det er imidlertid ønskeligt at generalisere resultatet, så man kan få et estimat for bidraget på helårsbasis. Det er også ønskeligt at kunne nå frem til et korrigeret tal, hvor der tages højde for at der ville have været fyret mere, hvis vinteren havde været ligeså kold som på et normalår.

I næste kapitel gøres rede for, hvorledes man kan generalisere resultatet.

## 5 Generalisering af Slagslunde-kampagnens resultater

Det foregående kapitel har beskrevet, hvordan brænderøgsbidraget for  $PM_{2.5}$  ved målevognen på Anemonevej i Slagslunde i gennemsnit for måleperioden blev bestemt til  $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Her skal gøres rede for, hvorledes man kan generalisere resultatet til et årgennemsnit og kortlægge den geografiske variation af brænderøgsbidraget i Slagslunde. Ydermere kan man udlede andre resultater, som ikke blot vedrører Slagslunde, men har mere generel gyldighed.

Man kan vælge mellem to fremgangsmåder til generaliseringen.

Med en ganske simpel "model", der er baseret på måleresultatet og en betragtning om graddagetal, kan man ganske hurtigt få et groft estimat for årgennemsnittet i Slagslunde. Først vil denne simple fremgangsmåde blive beskrevet.

Alternativt kan man anvende en væsentligt mere avanceret metode baseret på den atmosfæriske spredningsmodel OML. Denne fremgangsmåde beskrives i den resterende del af nærværende kapitel. Når man bruger OML-modellen kan man tage hensyn til flere forhold end ved den simple fremgangsmåde. OML-modellen behandler tingene mere realistisk. Den kan bl.a. inddrage betydningen af vindretninger og vindhastigheder, og den giver mulighed for at man kan udtale sig om den geografiske fordeling af koncentrationen.

Ved at anvende OML-modellen i kombination med alle data fra Slagslundeundersøgelsen kan man ydermere opnå en meget væsentlig gevinst. Man kan – inden for de rammer, som usikkerhederne sætter – besvare det grundlæggende spørgsmål, som blev diskuteret i kapitel 3: Hvor godt stemmer de officielle emissionstal overens med den danske virkelighed?

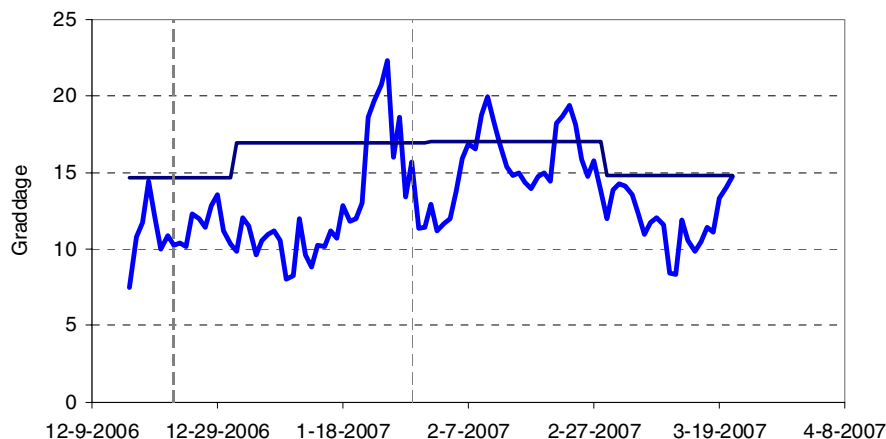
Analysen gør det muligt at opstille en korrigeret model, der passer perfekt med iagttagelserne.

Alt i alt er det således muligt ud fra Slagslunde-undersøgelsen at udlede væsentlige resultater af generel gyldighed.

### 5.1 Generalisering til årgennemsnit – simpel metode

Figur 5.1 viser graddagetallet dag for dag i hele perioden med målekampagne i Slagslunde (15. december 2006 – 19. marts 2007). Graddagetallet er et udtryk for opvarmningsbehovet. Det officielle graddagetal er defineret på månedsbasis, men det kan beregnes for en kortere periode ved at summere bidrag fra enkelte dage. Det daglige bidrag er det antal grader, døgnets middeltemperatur er lavere end  $17^\circ$  Celsius (0 hvis middeltemperaturen er over  $17^\circ$ ).

Perioden med målekampagnen var en del varmere end samme periode i et normalår. Graddagetallet i perioden 23. december – 26. februar var 893 graddage (iht. lokale målinger), mens det i normalår ville have været 1099. For et helt normalår (baseret på perioden 1941-1980) er graddagetallet 2905.



**Figur 5.1.** Graddagetallet dag for dag i hele perioden med målinger af luftkvalitet i Slagslunde (blå kurve). Den trinformede (sorte) kurve viser graddagetallet for et normalår. Det officielle graddagetal er defineret på månedsbasis. Den såkaldte *beregningsperiode* strakte sig fra 22. december – 28. januar. Start- og slutdato for denne periode er markeret (lodrette stiplede liner).

Vi beskriver i det følgende, hvordan man hurtigt kan få et estimat for årsgennemsnittet for brænderøgsbidraget til  $PM_{2.5}$  ud fra en betragtning om graddagetal.

Koncentrationen i et bestemt punkt er proportional med den gennemsnitlige emission pr. tidsenhed for de kilder, der påvirker punktet. Emissionen er igen proportional med brændeforbruget. Yderligere kan man med en vis tilnærmelse antage, at brændeforbruget i byen er proportionalt med graddagetallet.

Man kan derfor opstille ligningen

$$C = (G/t) \times \text{konstant} \times \text{spredningsfaktor},$$

hvor  $C$  er koncentrationen i det punkt man betragter,  $G$  er periodens graddagetal,  $t$  er periodens længde, mens spredningsfaktoren udtrykker sammenhængen mellem emissionsraten og den resulterende koncentration. Spredningsfaktoren afhænger af en lang række omstændigheder, såsom kildernes placering omkring punktet og de meteorologiske forhold, herunder fordelingen af vindhastigheder.

Hvis vi imidlertid betragter et bestemt punkt (f.eks. målevognen på Anemonevej) over en lang periode, vil spredningsfaktoren for perioden i et normalår med god tilnærmelse være den samme som spredningsfaktoren for perioden et andet år. Ydermere vil spredningsfaktoren for perioden omtrentligt være den samme som for et helt år. Det skal bemærkes, at spredningsfaktoren meget vel kan tænkes at være en anden om sommeren end om vinteren, men da fyring mest foregår om vinteren, vil en spredningsfaktor, som er bestemt på basis af en lang vinterperiode, være et godt bud på spredningsfaktoren for brænderøg for hele året. Hvis der

er atypiske meteorologiske forhold i den periode, man går ud fra, kan man dog ikke uden videre stole på resultatet.

Med disse forbehold kan vi simplificere ovenstående ligning og nøjes med en enkelt konstant,  $k_1$ , til at beskrive omregningen fra graddage til koncentration:

$$C = k_1 \times (G/t) \quad (1)$$

Vi bruger følgende betegnelser:

$t_p$	Periodens længde, f.eks. i enheden dage
$G_{PA}$	Graddage i den aktuelle periode
$G_{YN}$	Graddage for et helt normalår (dvs. 2905)
$C_{PA}$	Koncentration som gennemsnit for den aktuelle periode
$C_{normalår}$	Koncentration som gennemsnit i et normalår

Koncentrationen i den aktuelle periode kan i henhold til (1) beregnes som

$$C_{PA} = k_1 \times (G_{PA} / t_p)$$

Det giver os mulighed for at beregne  $k_1$ :

$$k_1 = (C_{PA} \times t_p) / G_{PA}$$

Koncentrationen for et helt år kan i henhold til (1) beregnes som

$$C_{normalår} = k_1 \times (G_{YN}/365) = (C_{PA} \times t_p) / 365 \times (G_{YN}/G_{PA})$$

Hvis vi betragter perioden 22. december – 26. februar er  $C_{PA}=2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ;  $t_p=66$  dage;  $G_{PA}=893,3$  graddage;  $G_{YN} = 2905$  graddage.

Med disse tal kan  $C_{normalår}$  beregnes til  $1,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Dermed har vi altså et groft skøn for brændeovnes bidrag til luftforureningen med  $\text{PM}_{2.5}$  på Anemonevej i Slagslunde: I henhold til den simple "model" vil bidraget til middelkoncentrationen på årsbasis være ca.  $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for et normalår.

Det skal understreges at dette tal er specifikt for det sted, hvor målevognen er placeret. Endvidere bygger det på nogle simplificerende antagelser. Specielt skal man være opmærksom på, at de meteorologiske forhold i måleperioden var atypiske med en meget ringe hyppighed af lave vindhastigheder. Betydningen heraf behandles i afsnit 5.9.

I kapitel 6 sættes estimatet for årsmiddelværdien i et større perspektiv.

Som nævnt i det indledende afsnit i kapitlet findes der imidlertid også en anden mulighed for at generalisere resultaterne. Vi kan med brug af en atmosfærisk spredningsmodel (OML) beregne estimater for andre steder i Slagslunde, og yderligere opnå en række andre gevinster. Den resterende del af kapitlet handler herom.

## 5.2 Generalisering til årsgennemsnit – OML-modellen

OML-modellen er en atmosfærisk spredningsmodel, der bl.a. bruges i forbindelse med Miljøstyrelsens Luftvejledning. OML står for "Operationelle Meteorologiske Luftkvalitetsmodeller", og modellen er udviklet af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU). Modellen bruges især til at beregne forureningen fra industri, og til at vurdere om den såkaldte B-værdi ("grænseværdi" for koncentration i omgivelserne) overholdes. Modellen har ligeledes været anvendt til kortlægning af luftkvalitet i byområder. Modellen er tidsseriemodel, der time for time beregner koncentrationer. Det antages, at røgfanen udbreder sig i henhold til en gaussisk fordeling, og den grundlæggende midlingstid er 1 time. Modellen er beskrevet bl.a. af Olesen (1995), Olesen et al. (2007) og på dens hjemmeside <http://oml.dmu.dk>

For anvende modellen kræves der kendskab til meteorologi, emissionsrate, parametre vedrørende emissionen, samt oplysning om omgivelsernes beskaffenhed.

### 5.2.1 Brug af OML-modellen til beregning af forurening med brænderøg

OML-modellen kan i princippet besvare mange spørgsmål om brænderøgsforurening, ikke blot i Slagslunde, men generelt i Danmark. Normalt vil man i den type problemstillinger i vidt omfang bygge sine resultater på *antagelser* om fyringsmønster og brændeforbrug. Slagslundeundersøgelsen giver en unik mulighed for at bygge analysen på kendskab til det faktiske fyringsmønster, og for at kæde modelresultater sammen med måleresultater.

I det følgende beskrives fremgangsmåden og resultaterne af modelberegningerne, og dernæst behandles spørgsmålene:

- Hvad betyder usikkerhederne på modelberegningen?
- Er der konsistens mellem målt forurening og modelberegnet forurening, såfremt man benytter de officielle emissionsfaktorer?
- Hvor meget skal de officielle emissionsfaktorer korrigeres for at opnå fuld konsistens? Og er en sådan korrektion af generel gyldighed?

## 5.3 Input til OML-modellen

I de følgende afsnit beskrives kortfattet, hvilket input der er benyttet til OML-beregningerne.

### 5.3.1 Meteorologi

Data indsamlet på meteorologimasten uden for Slagslunde (Figur 4.1) er benyttet til at gennemføre OML-beregninger. Masten var udstyret med et såkaldt sonic anemometer – et avanceret måleinstrument for temperatur og vind i 3 dimensioner – i toppen (7 meters højde). Sonic anemometeret indsamlede rå data med en frekvens på 10 Hz, og på grundlag heraf er de fornødne meteorologiske parametre til OML-modellen beregnet på timebasis. Det drejer sig turbulensdata, som er styrende for spredningen

i atmosfæren, bl.a. om friktionshastigheden  $u_*$ , den sensible varmekraft  $H$  og ruhedslængden  $z_0$ . En yderligere nødvendig parameter er blandingshøjden, som bedst estimeres bedst ud fra radiosondedata. En radiosonde er et sæt måleinstrumenter, der føres op gennem atmosfæren af en ballon. Sådanne data blev tidligere målt rutinemæssigt 2 gange dagligt i Jægersborg, men radiosonderingerne ophørte fra 1. januar 2007. Derfor er blandingshøjden estimeret med brug af en option i OML-modellens preprocessor, der muliggør en simpel bestemmelse af blandingshøjden uden brug af radiosondedata.

### 5.3.2 Basisberegning og supplerende beregninger

Hvad angår øvrige inputparametre (emissionsdata og kildedata) til OML-modellen er de baseret på antagelser, der har en eller anden iboende grad af usikkerhed. Problemet med usikre estimater er grebet an ved at gennemføre en *basisberegning*, baseret på det bedste skøn for de forskellige parametre. Herefter er der gennemført beregninger, hvor usikre parametre er varieret inden for et plausibelt interval for at tilvejebringe et billede af den resulterede usikkerhed.

Efterfølgende er der udført en såkaldt korrigeret basisberegning, hvor emissionsfaktoren er justeret (afsnit 5.6 og 5.7)

Herunder beskrives basisberegningen og dens grundlag, mens der gøres rede for de supplerende beregninger i afsnit 5.5.

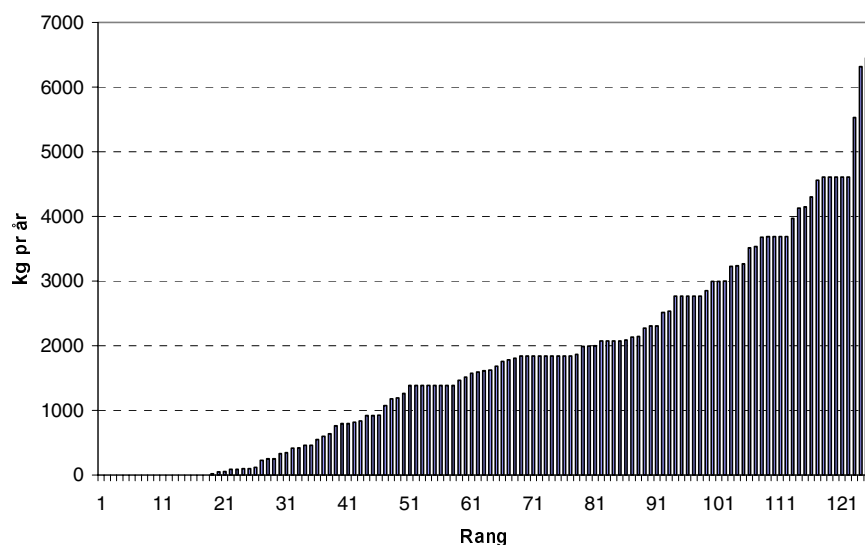
Basisberegningen er gennemført for den periode, hvor der foreligger oplysninger om brændefyring fra besvarelserne af spørgeskemaerne, samtidig med at der foreligger målinger af koncentrationer af  $PM_{2.5}$  fra de to luftforureningsmålestationer. Det drejer sig om perioden 22. december 2006 – 28. januar 2007 (38 døgn, d.v.s. 912 timer). Denne periode omtales i det følgende som *beregningsperioden*.

### 5.3.3 Emissionsdata – partikelemission

I henhold til skorstensfejerregisteret er der 201 huse med brændeovn eller brændefyr i Slagslunde. Der foreligger udfyldte spørgeskemaer for 125 af disse. 18 af de 125 husstande brugte ikke deres ovn. Resultatet af spørgeskemaundersøgelsen er blevet analyseret grundigt. Disse analyser er beskrevet i en særskilt rapport (Olesen et al., 2010). Der blev bl.a. gennemført en række konsistenscheck af de indsamlede oplysninger. Resultatet er, at for 98 husstande kendes det detaljerede forbrug døgnet rundt (næsten på timebasis) i hele beregningsperioden. For andre 27 husstande kendes årsforbruget af brænde. Disse husstandes forbrug gennem beregningsperioden antages at følge samme tidsmæssige mønster som den første gruppes forbrug. For 76 husstande var der ingen besvarelser, men en stikprøvekontrol resulterede i et kvalificeret bud på, hvor stort forbruget i denne gruppe var. Databehandlingen er beskrevet i Olesen et al. (2010). Alt i alt kan OML-beregninger foretages på grundlag af en tidsserie af emissionsdata, hvor der for 201 huse foreligger et velunderbygget estimat af forbruget time for time.

Hvert hus har forskelligt forbrug. Figur 5.2 (fra Olesen et al., 2010) viser årsforbruget af træ for de husstande, der besvarede spørgeskemaet. Det gennemsnitlige årsforbrug for de 201 husstande, der havde installeret et

brændefyr eller en brændekedel blev estimeret til ca. 1560 kg. En del brændeovns ejere brugte ikke deres brændeovn; hvis man kun betragter aktive brugere vil gennemsnitsforbruget være større. For detaljer henvises til den nævnte rapport.



**Figur 5.2.** Årsforbrug for de 125 husstande, der havde udfyldt spørgeskemaet, sorteret efter rang. 18 havde et forbrug på 0.

OML-modellen kan ikke direkte benytte brændeforbruget som input, men forudsætter at emissionen er beregnet. Ved basisberegningen er der benyttet en emission af  $PM_{2.5}$ , som er bestemt på grundlag af de officielle emissionsfaktorer fra Tabel 3.1.

Kapitel 3 gør rede for, hvordan der knytter sig betydelige usikkerheder til emissionsfaktorer. Der er ikke på forhånd nogen garanti for, at brug af de officielle emissionsfaktorer vil være konsistent med hvad man i praksis finder i en dansk landsby. Imidlertid kan de her gennemførte beregninger netop bruges til at vurdere gyldigheden af emissionsfaktorerne – dog med forbehold over usikkerhederne i datagrundlag og metoder.

#### 5.3.4 Øvrige emissionsdata

Ved beregningen med OML-modellen er benyttet en tidsserie af emissionsdata, hvor emissionen af partikler og volumenfluxen varierer for hvert eneste hus og hver eneste time.

Imidlertid kræver OML-modellen som input ikke blot oplysning om selve emissionen af et forurenende stof, men også en række andre oplysninger, der har forbindelse med emissionen. Tabel 5.1 viser hvilke parametre der er benyttet ved basisberegningerne, og de kommenteres i det følgende. Parametrene i tabellen antages at have samme værdi for samtlige huse.

**Tabel 5.1.** Emissions-relateret input til OML-modellen. Værdier benyttet ved Basisberegningen.

Parameter	Værdi
Skorstenshøjde (over jorden)	6 m
Bygningshøjde	5 m
Røggastemperatur ved skorstensmunding	100 °C
Indvendig skorstensdiameter	0,15 m
Udvendig skorstensdiameter	0,20 m
Volumenflux (røggasvolumen/tid)	Variere med brændemængden, men mindst 0,002 normal-kubikmeter/s

Det har stor betydning for spredning af røg fra en brændeovnsskorsten, at skorstenen ikke er fritstående, men befinder sig på taget af et hus. Bygningens tilstedeværelse bevirker at der ofte sker en ret hurtig nedblanding af røgen til jorden. Indvirkningen af bygninger på spredning af forurening er et særdeles kompliceret emne, der er svært at behandle generelt, bl.a. fordi bygningernes indvirkning afhænger af deres udformning og placering i forhold til den aktuelle vindretning. OML-modellen indeholder metoder til groft at beskrive effekten af bygningers tilstedeværelse, men tager ikke højde for finere detaljer.

Der er således en del usikkerhed på de beregnede koncentrationer, specielt helt tæt ved husene. Beregnede koncentrationer i mindre end to bygningshøjders afstand bliver ikke forsøgt beregnet præcist i OML-modellen, men bliver blot tilskrevet samme værdi som koncentrationen i to bygningshøjders afstand. Spørgsmålet om usikkerhed ved brug af OML modellen og andre modeller tæt ved bygninger er behandlet ganske detaljeret af Olesen et al. (2009). Imidlertid er formålet med de aktuelle beregninger at få et overordnet billede af bidraget fra mange huse, og i den forbindelse er en vis usikkerhed på udbredelsen af røgfanen fra det enkelte hus af mindre betydning.

Husene i Slagslunde er i vidt omfang 1-planshuse, og skorstenshøjden er typisk knap 1 meter over taget eller over tagryg.

Der er ved basisberegningen benyttet en skorstenshøjde (over jord) på 6 m og en bygningshøjde på 5 m. Disse værdier er realistiske for mange af husene i Slagslunde, men ikke for alle. I forbindelse med følsomhedsanalyser er disse højder varieret.

Røggassens temperatur ved skorstensmundingen har betydning for røgfaneløftet. Der er meget store variationer mellem de temperaturer, der i praksis forekommer. Schleicher og Boje (2007) angiver temperaturer spændende fra 40-50 °C for muret skorsten udvendig i en gavl til en temperatur på 150 -215 °C i en isoleret stålskorsten. Ved basisberegningen er benyttet en temperatur på 100 °C (svarende til en muret skorsten inde i et hus), men der er gennemført supplerende beregninger med andre skorstenstemperaturer (70, 100, 150 og 200 grader).

Som typisk skorstensdiameter er benyttet 15 cm, svarende til en stålskorsten. Hvad angår røggasflow er der taget udgangspunkt i en formel for udviklet røggasmængde pr. kg afbrændt træ (Luftvejledningen, 2001). Der udvikles ca. 7,5 m<sup>3</sup> røggas pr kg træ, forudsat en iltprocent på 10 %. Iltprocenten varierer i løbet af forbrændingen, så der er tale om et estimat. Der er forudsat et røggasflow svarende til afbrænding af mindst 1 kg træ/time, når der er emission fra skorstene. Den mindste volumen-



flux er dermed 0,002 Nm<sup>3</sup>/s (normalkubikmeter per sekund), svarede til en røggashastighed på 15 cm/sek.

Den ydre skorstensdiameter er sat til 20 cm. Denne parameter er af mindre betydning (den har indflydelse på skorstensnedslug).

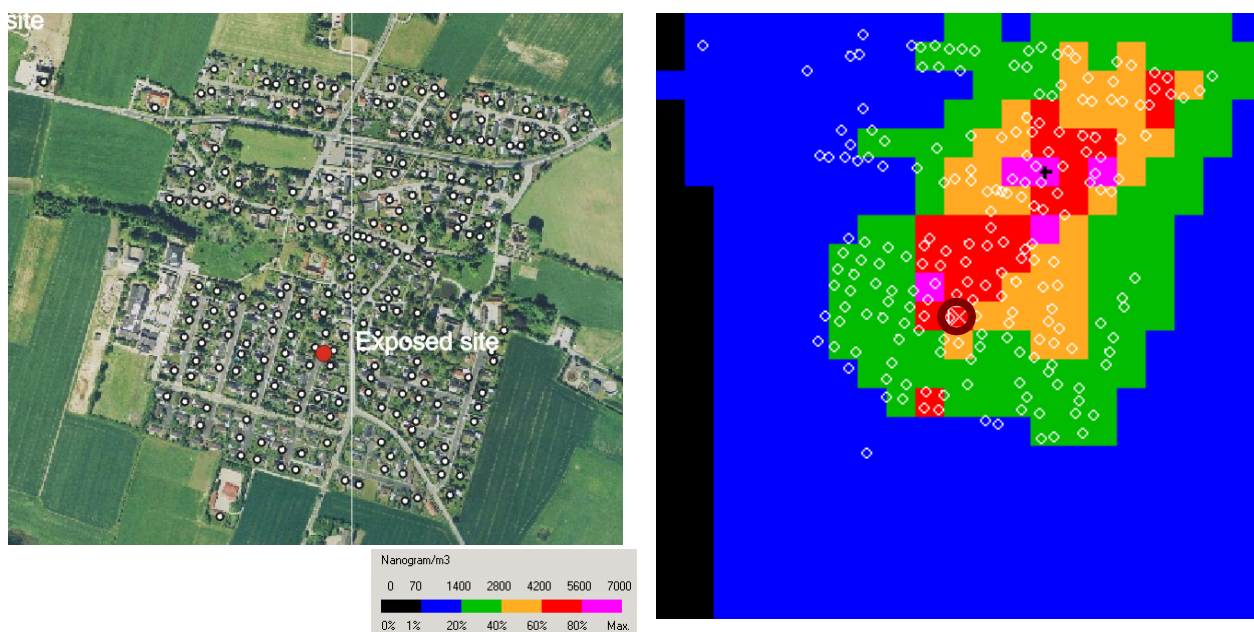
### **5.3.5 Beregningsnettet**

Der er foretaget beregninger for forskellige sæt af beregningspunkter. Som grundlag for de viste resultater er dels benyttet et net af beregningspunkter, der omfatter hele Slagslunde (et område på 1 x 1 km), dels – til brug for følsomhedsanalysen – et lille net med nogle få udvalgte punkter. Disse punkter er placeret i nærheden af målevognen på Ane-monevej samt ved baggrundstationen på Schellerupgaard.

Terrænet er antaget at være fladt, og den meteorologiske ruhed er ved basisberegningen sat til 0,3 m.

## **5.4 Resultater af basisberegningen**

Resultaterne af basisberegningen for hele Slagslunde er vist i Figur 5.3. Det skal understreges at basisberegningen er baseret på de "officielle" emissionsfaktorer (fra Tabel 3.1), mens der senere præsenteres resultater fra en beregning med korrigerede emissionsfaktorer, hvor beregningsresultater og målinger stemmer overens. Den gennemsnitlige emissionsfaktor for samtlige huse i Slagslunde er 14.6 g/kg træ, hvis man baserer sig på de officielle emissionsfaktorer for de forskellige ovntyper.



**Figur 5.3.** Brændefyrings bidrag til  $PM_{2.5}$  i henhold til *basisberegningen*. Til venstre vises et kort over Slagslunde. Til højre præsenteres et omtrent tilsvarende "kort" over koncentrationer, hvor det viste område er 1050 x 1050 meter. De afbildede koncentrationsværdier er gennemsnit for de 912 timer i beregningsperioden. Bemærk at der senere – i Figur 5.5 – vises resultater for den "korrigerede basisberegning", hvor emissionsfaktorerne er justeret. Enheden på kortet er nanogram/ $m^3$ . På kortet th. er målevognens position markeret med en ring.

Venstre del af figuren er et kort over Slagslunde. Højre del er et kort over samme område, hvor farverne angiver brændefyrings bidrag til  $PM_{2.5}$ . Hvert kvadrat repræsenterer et beregningspunkt, hvor koncentrationen er beregnet i 1,5 meters højde. Denne højde er den standardværdi, der almindeligvis benyttes ved luftkvalitetsberegninger.

På kortet i venstre side er målestationens placering indtegnet. Her er også placeret et beregningspunkt, og i dette punkt er koncentrationen (i 1,5 meters højde) i henhold til basisberegningen beregnet til  $4,27 \mu g/m^3$  i middelværdi over perioden. Det skal bemærkes, at i 3 meters højde – hvilket svarer til målevognens luftindtag – er den beregnede koncentration en smule lavere, nemlig  $4,23 \mu g/m^3$ .

Koncentrationen varierer fra  $7,04 \mu g/m^3$  i det lille område centralt i byen, hvor forureningen er højest, til nær 0 uden for byen. Man skal holde sig for øje, at kortet alene viser bidraget fra brændeovne. Som omtalt i kapitel 2 vil størstedelen af den mængde partikler, man indånder, stamme fra fjerntliggende kilder.

Tabel 5.2 viser resultater med samme datagrundlag som basisberegningen, men for forskellige receptorpunkter placeret få meter fra målevognen. Tabellen giver indtryk af, hvor meget den præcise placering af beregningspunktet betyder for beregningsresultatet. Der ligger en skorsten kun 19 meter vest for målevognen, og man skal derfor forvente en lidt afvigende koncentration, dersom man bevæger sig lidt mod syd ad Anemonevej, og dermed fjerner sig lidt fra den pågældende skorsten, mens man til gengæld nærmer sig andre skorstene.

Værdierne i tabellen skal ikke tages helt bogstaveligt, idet OML-modellen som før nævnt behandler bygningseffekter temmelig groft. OML-modellens resultater er behæftet med stor usikkerhed tæt på kil-

den, men bliver mere pålidelige, når man er på en vis afstand af huse (mindst to hushøjder fra kilden, gerne fem).

**Tabel 5.2.** Effekt af at flytte beregningspunktet en smule i forhold til målevognen. Alle beregninger er for 3 meters højde. Tabellens sidste linje viser effekten af at slukke for den nærmeste brændeovn (der ligger 20 m vest for målevognen)

Placering	Middelkoncentration iht. basisberegning ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Anemonevej ved målevognen	4,23
Anemonevej, 17 m syd for målevognen	4,13
Anemonevej, 34 m syd for målevognen	4,94
Anemonevej, 50 m syd for målevognen	4,01
Baggrundsstationen v. Schellerupgaard	0,02
Anemonevej ved målevognen, men beregnet som om ovnen i nærmeste hus var slukket	3,58

Såfremt variationen ved at flytte sig få meter havde været stor, ville det have besværliggjort tolkning af data. Som det fremgår af Tabel 5.2 er variationen beskeden, men med en forventelig tendens: Koncentration aftager lidt, hvis man bevæger sig 17 m mod syd, hvor der ikke er nogen skorsten i umiddelbar nærhed, mens den igen stiger 34 m mod syd, hvor man atter er tæt på en skorsten. Betydningen af fyringen i det nærmeste hus, der ligger 19 m vest for målevognen er belyst ved at gennemføre en beregning, som om ovnen i pågældende hus var slukket gennem hele perioden. Det reducerer koncentrationsbidraget fra brændeovne med ca. 15 % (fra 4,23 til 3,58). Det skal bemærkes, at brændeforbruget i det pågældende hus var moderat (ca. 60 % af gennemsnitsforbruget generelt i Slagslunde).

Det er værd at bemærke, at den beregnede koncentration ved baggrundsstationen på Schellerupgaard er ganske lille. Det betyder, at når man tolker målte værdier af  $\text{PM}_{2.5}$  ved de to målestationer kan man med rimelighed bestemme byens bidrag ved simpelthen at trække baggrundsbidraget fra den målte koncentration ved Anemonevej, uden nødvendigvis at skulle foretage nogen særskilt behandling af de (ret få) timer, hvor vinden blæser fra byen mod Schellerupgaard.

## 5.5 Følsomhedsanalyse

For at belyse følsomheden over for forudsætningerne er der gennemført en serie beregninger, hvor udgangspunktet er basisberegningen, men hvor en enkelt eller få sammenhørende parametre er varieret.

For at gøre resultaterne overskuelige betragter vi koncentrationen ved målevognen. Vi vil betragte den beregnede gennemsnitskoncentration i beregningsperioden for en højde på 3 meter (dvs. ved målevognens luftindtag) og se på effekten af varierende forudsætninger.

I et efterfølgende afsnit sammenholdes modelresultater og målinger med henblik på at opstille en korrigeret basisberegning.

Figur 5.4 viser den beregnede koncentration i det betragtede punkt under forskellige forudsætninger. Hver vandret bjælke svarer til et sæt forudsætninger. Bjælkerne er sorteret efter størrelse, så man kan få indtryk af de forskellige forudsætnings indbyrdes betydning. Alle huse i Slags-

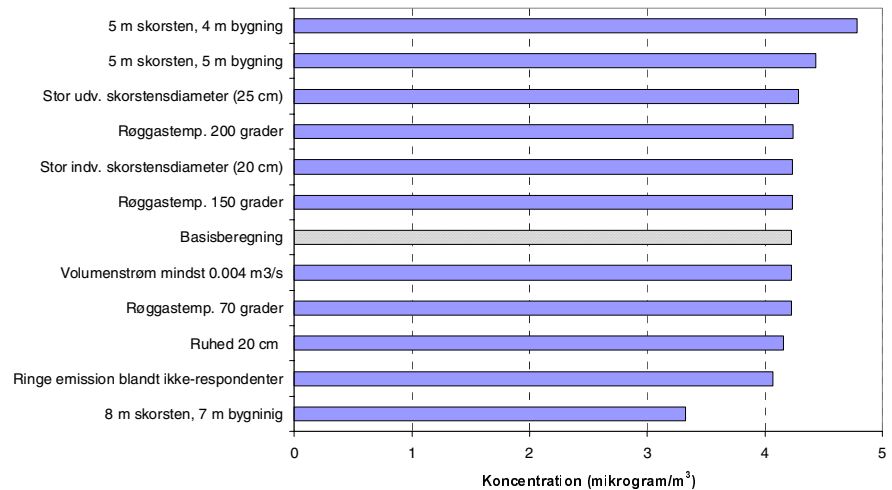
lunde er underlagt samme beregningsforudsætninger (bortset fra at deres emission varierer). Eksempelvis sættes røggasttemperaturen i basisberegningen til 100 °C for *samtlige* huse i Slagslunde. Dette er selvfølgelig ikke korrekt, idet røggasttemperaturen i realiteten vil variere, så et mindre antal huse emitterer ved en væsentligt højere temperatur (150-200 °C), og et andet antal huse emitterer ved en noget lavere temperatur.

Af Figur 5.4 fremgår, at effekten af at ændre røggasttemperaturen for samtlige huse er meget beskedent: med den ekstreme forudsætning, at røggasttemperaturen er 200 grader fås 4,24 µg/m<sup>3</sup>, mens en anden yderlighed – 70 °C – resulterer i 4,22 µg/m<sup>3</sup>.

Den laveste koncentration i figuren fås ved at sætte skorstenshøjden til en stor værdi – 8 meter, mens bygningshøjden er 7 meter. For husene i nærheden af målevognen er denne forudsætning imidlertid klart forkert: Der er tale om et-plans huse med lav rejsning og med en skorsten, der udmunder noget over taghøjde, og som oftest lidt over kiphøjde. Basisberegningens forudsætninger er rimelige for de fleste huse nær målevognen; dog gælder for visse huses vedkommende, at en forudsætning om 5 m bygning og 5 m skorsten er mere realistisk (resulterer i en koncentration på 4,43 µg/m<sup>3</sup>, hvis forudsætningen indføres for samtlige huse i Slagslunde).

Andre parametre, der varierer, er:

- Den indvendige skorstensdiameter. I basisberegningen er den sat til 15 cm, hvilket gælder for mange skorstene, mens et mindretal af skorstene har større lysning. Effekten af at sætte den indre skorstensdiameter til 20 cm er beregnet, og den ses at være ganske lille.
- Den udvendige skorstensdiameter. Dens betydning er negligerbar.
- Den meteorologiske ruhed i området. Der er tale om en parameter, som i praksis må skønnes ud fra områdets beskaffenhed. Ruheden er skønnet til 20-30 cm i Slagslunde. Basisberegningen er gennemført med en værdi på 30 cm, mens Figur 5.4 viser at koncentrationen mindskes en smule, hvis man benytter værdien 20 cm.
- En del beboere besvarede ikke spørgeskemaet om deres brændeforbrug. På grundlag af stikprøveundersøgelser blev det estimeret, at disse ikke-respondenter i gennemsnit havde et brændeforbrug på 60 % af de andre beboeres. Bjælken "Ringe emission blandt ikke-respondenter" i Figur 5.4 viser effekten, hvis disse personers brændeforbrug var 40 % i stedet for 60 %.
- Volumenstrømmen af røggassen er beregnet på grundlag af brændeforbruget. Dog er der ved *Basisberegningen* sat en minimumsværdi på 0,002 m<sup>3</sup>/s, som afspejler en antagelse om, at når brændeovnen udsender røg, er der et brændeforbrug på mindst 1 kg træ/time. Hvis minimumsværdien ændres til det dobbelte er det næppe til at se forskellen på resultaterne hvad angår koncentration.



**Figur 5.4.** Beregnet koncentration ved målevognen som resultat af at variere forskellige parametre i forhold til Basisberegningen. Basisberegningen (skraveret bjælke i midten) indebærer en røggastemperatur på 100 °C, ruhed på 30 cm, indvendig skorstensdiameter på 15 cm, udvendig diameter på 20 cm, og en skorstenshøjde på 6 m, mens bygningshøjden er 5 meter. Figuren diskuteres i teksten.

Basisberegningen repræsenterer et formodet bedste skøn for de ovennævnte parametre, men der er et vist spillerum af plausible forudsætninger.

I samtlige beregningerne indgår meteorologiske data, der faktisk blev målt under målekampagnen. De meteorologiske forhold er derfor beregningsforudsætninger af en noget anden karakter end de ovennævnte. Men de er væsentlige, og deres betydning belyses i en særskilt diskussion i afsnit 5.9.

## 5.6 Korrektion af emissionsfaktorerne

Den beregnede koncentration ved målevognen – som gennemsnit for 6-ugers perioden – kan sammenholdes med det målte bidrag fra samme periode. I kapitel 4 blev det målte bidrag for *hele* måleperioden 23. december – 26. februar opgjort til 2,0 µg/m<sup>3</sup>.

For at få sammenlignelige tal skal modellerede koncentrationer sammenholdes med målte koncentrationer for de samme timer. Beregningen er gennemført for 38 døgn, dvs. 912 timer, hvor der forelå både meteorologiske data og spørgeskemadata. Der foreligger målinger for de samme 912 timer. Imidlertid viser analyserne i Wählin et al. (2010) at der var to episoder med en ukendt kilde (muligvis et køretøj i tomgang) ved Schellerupgaard den 5. januar og 12. januar. 5 timer, der berøres af disse episoder, er udeladt af datasættet. Dermed resterer 907 timer, hvor det målte bidrag er på 1,97 µg/m<sup>3</sup> i gennemsnit. Den målte koncentration i *beregningsperioden* er altså – tilfældigvis – næsten den samme som i *hele måleperioden*.

Modelberegningerne resulterer i større koncentrationen end den målte, nemlig 4,23 µg/m<sup>3</sup>, hvis basisberegningen lægges til grund.

Adskillige faktorer kan bidrage til forskellen mellem målt (1,97 µg/m<sup>3</sup>) og beregnet (4,23 µg/m<sup>3</sup>) koncentrationsbidrag, men det er oplagt at

overveje, om de officielle emissionsfaktorerne er for høje i den konkrete situation.

Andre forklaringsmuligheder må ligeledes tages i betragtning. Eksempelvis er det ikke givet, at basisberegningens forudsætninger er valgt optimalt. Som vist i afsnit 5.5 vil ændrede forudsætninger føre til ændrede resultater. Ikke alle forudsætninger vist i Figur 5.4 er lige plausible. Der er et spillerum af plausible forudsætninger, som vil resultere i koncentrationstværdier mellem (anslået) 4,0 og 4,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  – med basisberegningens værdi på 4,2 som et centralt estimat.

De officielle emissionsfaktorer kan simpelt korrigeres ved at gange dem med forholdet mellem målt og beregnet bidrag. Hvis basisberegningen lægges til grund, kan korrektionen ske ved at gange de officielle emissionsfaktorer med ca. 0,47. Dermed er den korrigerede emissionsfaktor estimeret til 6,9 g/kg træ.

Det er således muligt at opstille en model, som stemmer helt overens med målingerne. Man kan bruge OML-modellen med alle dens finesser og med forudsætningerne fra basisberegningen, men blot benytte et sæt korrigerede emissionsfaktorer, idet de officielle faktorer ganges med 0,47. Denne korrigerede model vil vi benytte til at gennemføre en *korrigeret basisberegning*, som kan give et retvisende billede af den geografiske fordeling af brænderøgsbidraget i Slagslunde.

Den således korrigerede model er et brugbart udgangspunkt som forudsigelsesværktøj, der kan bruges generelt. Dog må der tages en række forbehold, som betyder at generaliseringer bliver noget usikre.

Som tidligere nævnt er der andre plausible forudsætninger end basisberegningens. Hvis man går ud fra det tidligere skønnede spillerum for plausible antagelser, finder man at justeringsfaktoren ligger et sted i intervallet 0,45 – 0,49 med 0,47 som central værdi. Man kan sige, at *emissionsfaktorerne bliver justeret, så alle fejl og usikkerheder er samlet i dem*.

Betragtningen forudsætter, at de målte data alene skyldes bidrag fra brændefyring. Dette anses med god tilnærmelse for at være tilfældet.

Man kan nære forskellige betænkeligheder ved slet og ret at gå ud fra at de korrigerede emissionsfaktorer er generelt gyldige for Danmark. Eksempelvis kan man tænke sig, at de brændeovnjere i Slagslunde, der bor tættest ved målevognen og derfor har relativt stor indflydelse på måleresultaterne, på en eller anden måde har en atypisk adfærd, eller atypiske brændeovne, og at det derfor vil være betænkeligt at generalisere resultaterne. I den forbindelse skal det bemærkes, at der i kampagneperioden har været meget fokus på brændefyring, og at det kan have påvirket beboerne til en bedre fyringsadfærd end ellers.

En anden betænkelighed skyldes at sættet af emissionsfaktorer består af 9 faktorer gældende for hver sin ovntype. Det er en grov betragtning at korrigere dem alle med samme faktor, især eftersom brændeovnsbestanden i Slagslunde er domineret af få ovntyper. De dominerende ovntyper var "nyere ovn" og "gammel ovn" (tilsammen 77 % af samtlige ovne), så korrektion af emissionsfaktorer ser først og fremmest ud til at være på-

krævet for disse to typer ovne. Det er mere usikkert, om andre ovntypers emissionsfaktorer bør korrigeres.

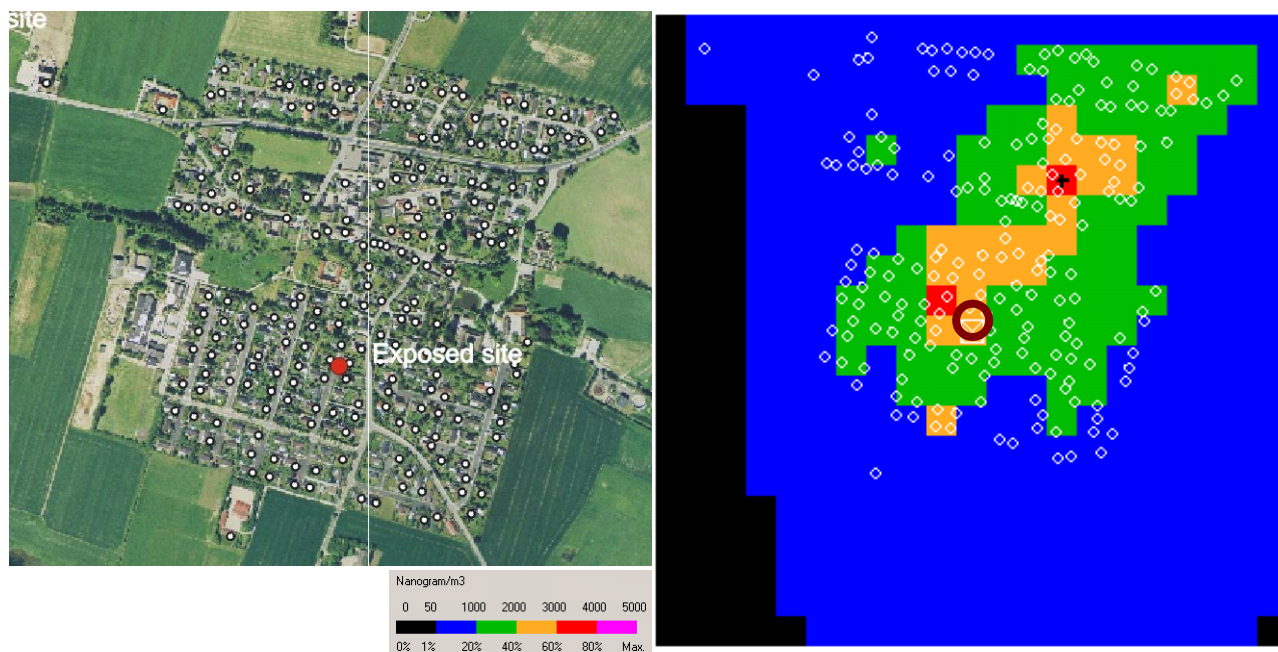
Man kan således have forbehold ved at betragte justeringsfaktoren som generelt gyldig i Danmark. Tilbage står imidlertid, at de her beskrevne overvejelser udgør det hidtil mest velunderbyggede grundlag for en model for brændeovnsbidraget til partikelforurening, baseret på danske forhold i praksis.

## 5.7 Korrigeret basisberegning

Forrige afsnit beskrev, hvordan der kan opstilles en korrigeret model – OML-modellen med korrigerede emissionsfaktorer – der giver et resultat, som svarer til målingerne. Denne korrigerede model benyttes i dette afsnit til at belyse brændefyrings bidrag til partikelforureningen i Slagslunde.

I forhold til basisberegningen er samtlige officielle emissionsfaktorer fra Tabel 3.1 er justeret ned til 47 % af deres oprindelige værdi, mens alle øvrige parametre er uændrede.

Figur 5.5 svarer til Figur 5.3, men er baseret på den korrigerede basisberegning. Denne figur viser således det bedste bud på, hvor stort bidrag brændefyring giver til koncentrationen af  $PM_{2.5}$  i Slagslunde i beregningsperioden.



**Figur 5.5.** Korrigeret basis-beregning for koncentrationen af  $PM_{2.5}$  hidrørende fra brændeovne. Der er regnet for den 38-dages beregningsperiode. Enheden på kortet er nanogram/ $m^3$ . På kortet th. er målevognens position markeret med en ring. Den største koncentration optræder ved krydset i den røde firkant, og den beløber sig til 3310 nanogram/ $m^3$ , dvs.  $3,3 \mu g/m^3$ . Ved målevognen er koncentrationen  $2,0 \mu g/m^3$ .

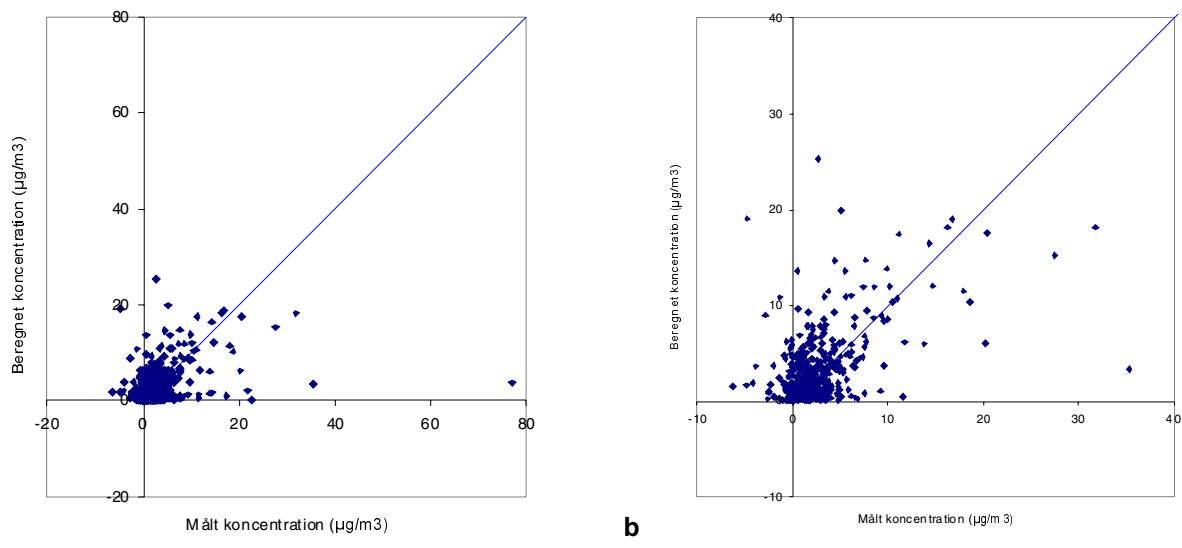
## 5.8 Resultater for enkelttimer

Den hidtil viste gennemsnitskoncentration for perioden bygger på resultater for enkelttimer, men uden at detaljerne har været diskuteret. Sådanne resultater for enkelttimer diskuteres i nærværende afsnit.

Figur 5.6a viser målte og beregnede koncentrationer (med den korrigerede basisberegning) for samtlige 912 timer i beregningsperioden. Der er en enkelt meget stor målt værdi ( $77 \mu g/m^3$ ). Den indtræffer om eftermiddagen den 28. december, og den dækker over et højt forureningsniveau i 3 halvtimer i træk. Om årsagen er en meget forurenende brændeovn eller en anden kilde har ikke kunnet afklares.

Et lidt klarere billede af modellens simuleringsevne fås ved at udvælge data, hvor emissionen er større end en vis minimumstærskel. Figur 5.6b viser resultater for timer, hvor den totale emission af  $PM_{2.5}$  i Slagslunde var større end  $0,25 \text{ kg/h}$ . Dette udgør 60 % af samtlige timer.





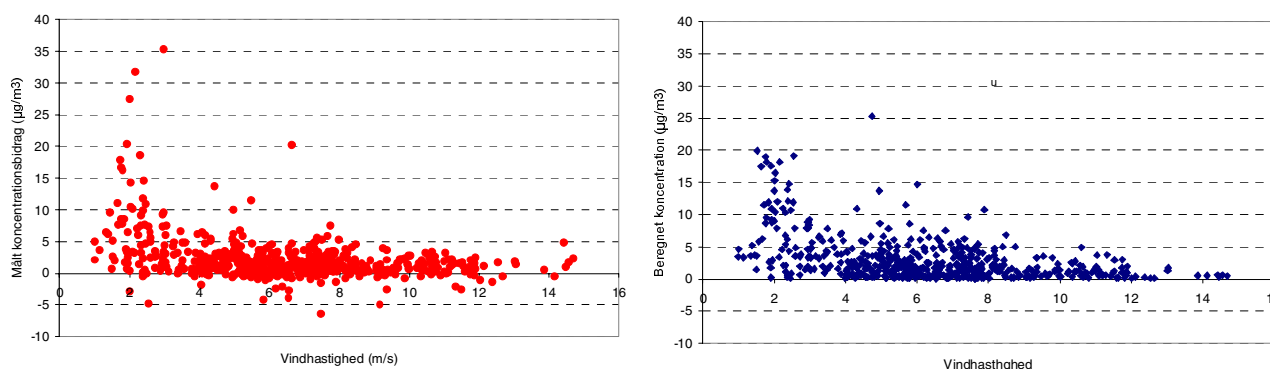
**Figur 5.6.** Sammenhæng mellem målt og modelleret koncentration, beregnet med den korrigerede basisberegning. (a) Her er alle data medtaget.

(b) Sammenhæng mellem målt og modelleret koncentration. Kun timer hvor den totale emission i Slagslunde i henhold til opgørelsen er større end 0,25 kg/h er medtaget. En enkelt måling er uden for skalaen ( $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$  målt den 28. december kl. 15).

Resultater som de viste er meget typiske for spredningsmodeller i praksis. Der er en vis korrelation mellem målinger og beregninger, men også mange punkter, hvor model og målinger ikke stemmer overens. At der optræder en sådan spredning er ikke overraskende i betragtning af usikkerhederne på emissionerne og af atmosfærens stokastiske natur

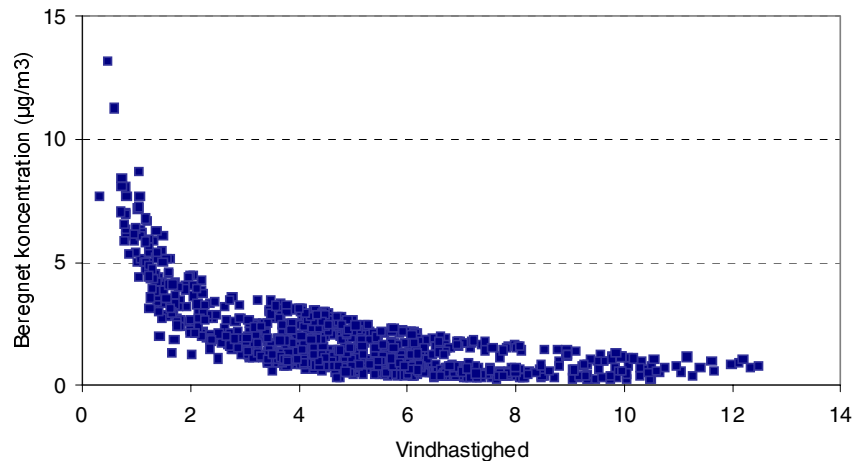
Hvis koncentrationerne afbildes som funktion af vindhastigheden (Figur 5.7) kommer en systematisk tendens til syne: Lave vindhastigheder medfører store koncentrationer, både i henhold til målinger og beregninger.

I figuren er vist det samme udpluk af timer som i Figur 5.6b, således at timer med meget lave emissioner er udeladt.



**Figur 5.7.** Koncentrationens afhængighed af vindhastigheden. Til højre resultater af målinger, til venstre modelberegninger.

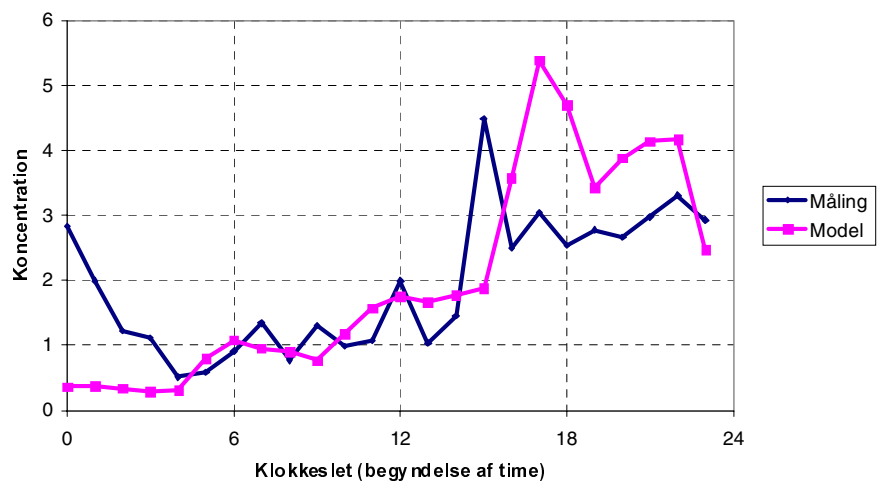
Afhængigheden af vindhastigheden bliver meget tydelig, hvis man betragter modelberegnete koncentrationer og for hvert hus holder emissionen konstant fra time til time. For hvert hus har totalemissionen over beregningsperioden samme størrelse som for den korrigerede basisberegning.



**Figur 5.8.** Koncentrationens afhængighed af vindhastigheden ifølge modelberegninger. Samme periode som i Figur 5.7, men her er emissionen holdt konstant for samtlige 912 timer i perioden.

Beregningen er gennemført ved målevognen på Anemonevej, og resultatet er vist i Figur 5.8. Det ses at vindhastigheden er meget væsentlig for størrelsen af koncentrationerne. Når der for samme vindhastighed optræder forskellige koncentrationer skyldes det dels, at vindretningerne er forskellige, og dels at de meteorologiske forhold – bl.a. den atmosfæriske stabilitet – varierer.

I afsnit 5.9 altså uddybes meteorologiens betydning.



**Figur 5.9.** Døgnvariation af koncentrationsbidraget til  $PM_{2.5}$  fra brændefyring, dels på grundlag af den korrigerede basisberegning, dels i henhold til målinger.

Resultaterne af modelberegninger og målinger kan sammenlignes på andre måder end de hidtil viste, bl.a. ved at sammenligne døgnvariationen. Figur 5.9 viser resultatet af den korrigerede basisberegning, sammenlignet med målinger.

Forløbet af de to kurver antyder, at der kan være en svaghed i proceduren for fordelingen af brændeforbrug på døgnets timer, idet den målte koncentration om natten ligger betydeligt over den modellerede. Men forløbet af koncentrationer kan også skyldes, at nogle beboere 'fyrrer

over' med neddroglet lufttilførsel, så de på trods af et lavt brændeforbrug i nattetimerne udsender en forholdsvis stor mængde forurening. Dette tages der ikke højde for i modelleringen. Den store værdi for kl. 15 skyldes indflydelsen fra den 28. december.

## 5.9 Meteorologiens betydning

Målingerne i Slagslunde foregik i en periode præget af varmt vejr og megen vestenvind. Temperaturen var langt over frysepunktet, undtagen i den sidste del af beregningsperioden. Det er interessant at undersøge følsomheden over for at benytte andre meteorologiske data end de faktiske.

Dette spørgsmål er belyst ved at foretage adskillige sæt beregninger, hvor meteorologidata fra året 1976 for Kastrup er benyttet. Data fra Kastrup 1976 benyttes almindeligvis i forbindelse med Miljøstyrelsens Luftvejledning, når skorstene skal dimensioneres.

Vi benytter i det følgende emissionsfaktorer svarende til den korrigerede basisberegning, d.v.s. emissionsfaktorer, der er ca. halvt så store som de officielle.

Beregningsperioden var 22. december 2006 – 28. januar 2007 (38 dage). For de tilsvarende 38 dage (28 januardage og 10 decemberdage) i 1976 er meteorologien fra Kastrup 1976 benyttet.

Forudsætningerne er øvrigt som for den korrigerede basisberegning. Resultaterne er gengivet i Tabel 5.3.

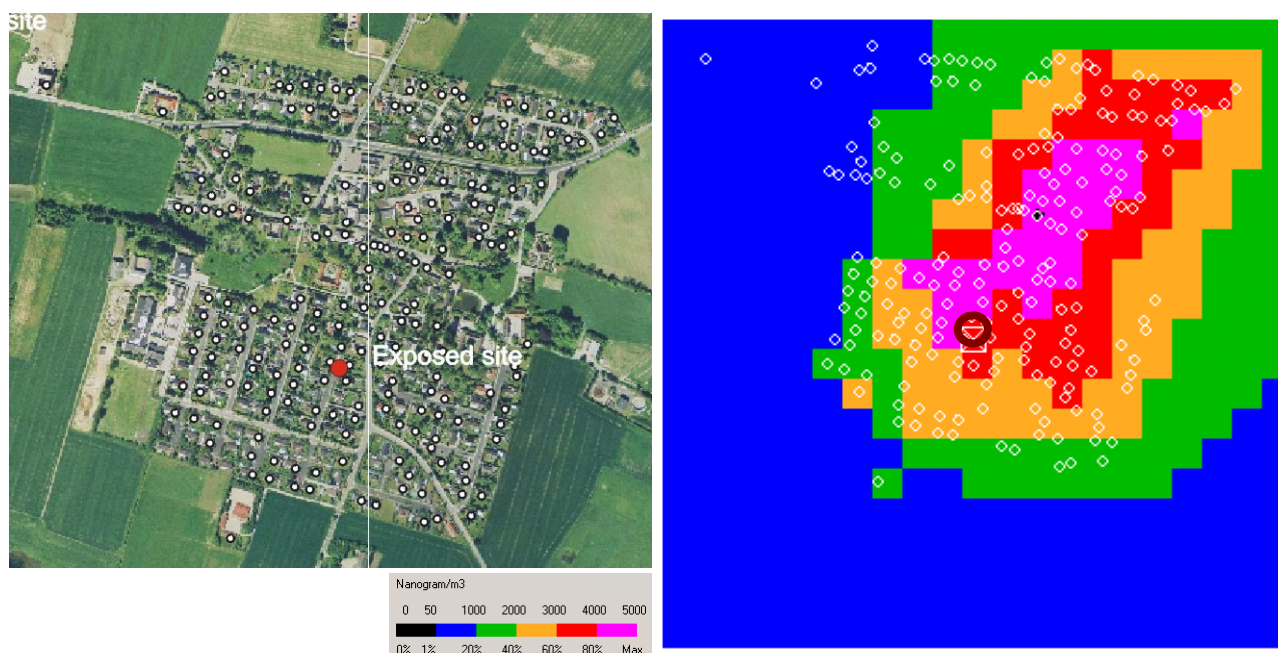
**Tabel 5.3.** Effekt af at benytte forskellige meteorologiske datasæt udtrykt som middelkoncentration af  $PM_{2.5}$  ved målevognen på Anemonevej. Der er regnet for de 38 dage i beregningsperioden, og der er benyttet korrigerede emissionsfaktorer for partikler (ca. halvt så store som de officielle).

Datasæt	Middelkoncentration for perioden ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Det reelle datasæt fra Slagslunde (korrigeret basisberegning)	1,99
Tilsvarende dage fra Kastrup 1976	4,18
Tilsvarende dage fra Kastrup 1976, men påtvunget reelle vindretninger fra Slagslunde	4,00

Det fremgår, at Kastrup-data resulterer i væsentligt større beregnede koncentrationer end de lokale data fra Slagslunde. Noget af forskellen kan forklares alene med fordelingen af vindretninger. Ved at benytte data fra Kastrup 1976, men påtvinge dem vindretningerne fra Slagslunde, bliver forskellen mindre, jvnf. tabellen. Alligevel vil brug af Kastrup-data resultere i dobbelt så store koncentrationer som de aktuelle meteorologiske data fra Slagslunde.

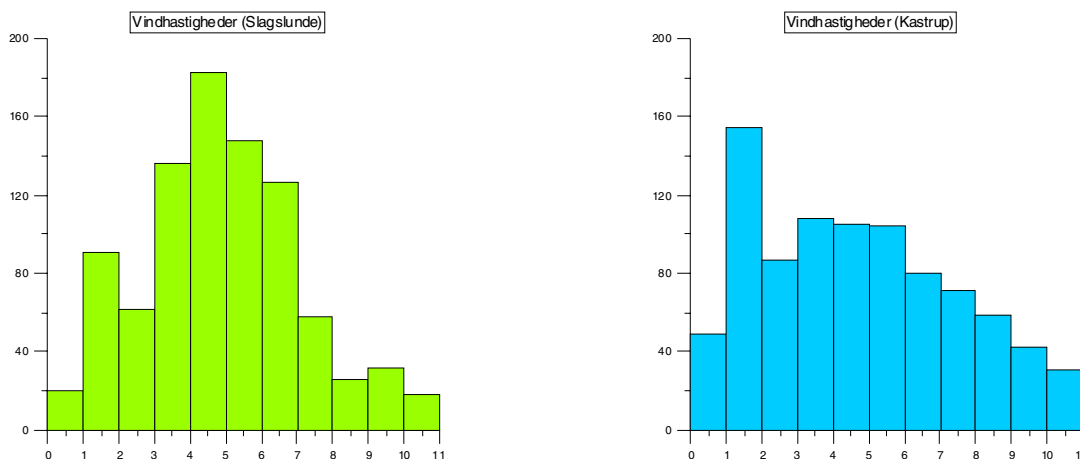
Dette gælder for målevognens placering. Der er også gennemført beregninger (Figur 5.10) for hele Slagslunde, hvor der er benyttet meteorologiske data fra de 38 dage i 1976. Ved at sammenligne med Figur 5.5 kan man få indtryk af den store forskel mellem at benytte de to forskellige meteorologiske datasæt. Den største koncentration nogetsteds i Slags-

lunde ændrer sig fra  $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  til  $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved at udskifte de 38 døgns meteorologi med meteorologi fra Kastrup 1976.



**Figur 5.10.** Beregning for koncentrationen af  $\text{PM}_{2.5}$ , hvor der er benyttet data fra 38 dage i 1976 for meteorologien. Dog er vindretningerne ændret, så data er påtvunget samme vindretninger som reelt optrådte i Slagslunde 2006/7. Dermed er kortet sammenligneligt med den korrigerede basisberegning i Figur 5.5. Enheden på kortet er nanogram/ $\text{m}^3$ . På kortet th. er målevognens position markeret med en ring. Den største koncentration er  $5840 \text{ nanogram}/\text{m}^3$ , dvs.  $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

En nærmere analyse viser, at nøglen til forståelse af de store forskelle ligger i *hyppigheden af situationer med lave vindhastigheder* – vindhastigheder under  $2 \text{ m/s}$ . Det spiller også ind – men i mindre omfang – at der i de to datasæt er forskelle i hyppigheden af situationer, hvor den atmosfæriske stabilitet var stor. Målekampagnen i Slagslunde foregik i en periode, hvor der var usædvanligt få lave vindhastigheder, og hvor den atmosfæriske stabilitet havde en atypisk hyppighedsfordeling.



**Figur 5.11.** Fordelingen af hyppighed af vindhastigheder i den 38 dages beregningsperiode i Slagslunde (tv) samt i den tilsvarende 38-dages periode i 1976 i Kastrup.

Figur 5.11 viser en sammenligning af hyppigheden af vindhastigheder baseret på data fra henholdsvis Slagslunde 2006/07 og Kastrup 1976. Der er tale om vindhastigheder, der er beregnet for 6 meters højde i Slagslunde, svarende til skorstenstoppen. *Middelvindhastigheden* er næsten ens i de to tilfælde ( $4,95 \text{ m/s}$ , resp.  $4,8 \text{ m/s}$ ), men *fordelingerne* er meget for-

skellige. Bemærk at der i Slagslunde forekom langt færre timer med vindhastigheder under 2 m/s end for Kastrup-datas vedkommende.

Med lav vindhastighed sker der en meget mindre fortynding af røgen end når vindhastigheden er høj. Som udgangspunkt gælder det, at koncentrationen i røgfanen vil være omvendt proportional med vindhastigheden. Betragtningen forudsætter dog, at alle andre forhold end vindhastigheden er uændrede – hvilket ikke er opfyldt. Men essensen er, at lave vindhastigheder vil være knyttet sammen med høje koncentrationer, når der som her er tale om et område med mange lave skorstene. Den samme pointe blev også illustreret i Figur 5.8.

Som illustration af meteorologiens betydning er gennemført et sæt beregninger for 3 måneder: Slagslunde februar 2007, Kastrup januar 1976 og Kastrup december 1976.

Beregningerne tjener alene det formål at illustrere betydningen af meteorologien, og derfor er emissionen for hvert hus i Slagslunde sat til en *konstant værdi* i hele perioden og for alle 3 datasæt – nemlig den gennemsnitlige værdi for beregningsperioden, med korrigeret emissionsfaktor.

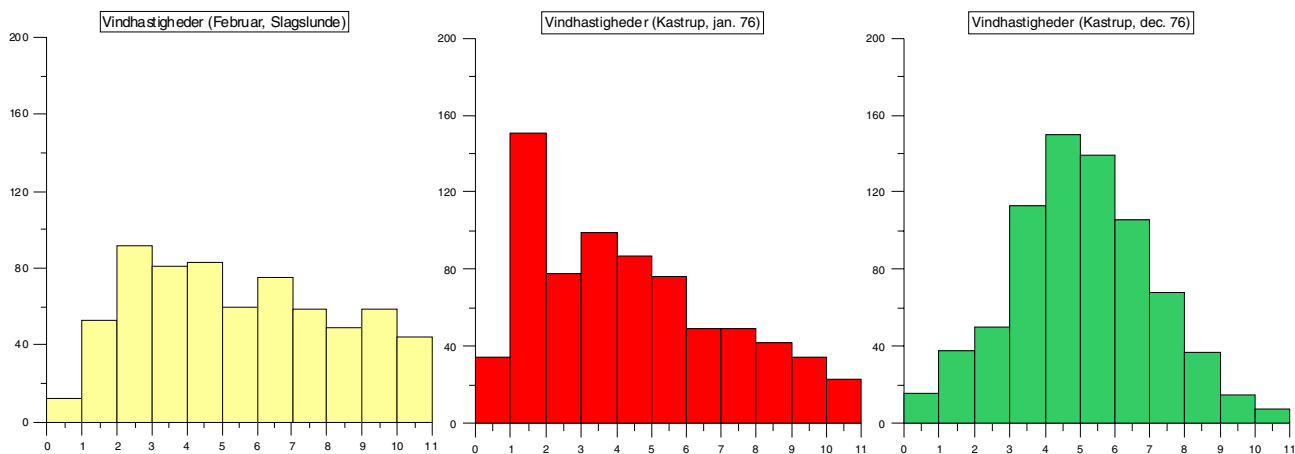
**Tabel 5.4.** Effekt af at benytte forskellige meteorologiske datasæt udtrykt som middelkoncentration af PM<sub>2,5</sub> ved målevognen på Anemonevej.

Til forskel fra de fleste af de foregående tabeller og figurer er her benyttet en konstant emission for samtlige timer i pågældende periode, mens periodens totalemission for hvert hus er den samme som for den korrigerede basisberegning.

Datasæt (konstant emission)	Middelkoncentration for perioden (µg/m <sup>3</sup> )
Slagslunde, beregningsperioden	1,83
Slagslunde, februar 2007	2,12
Kastrup, januar 1976	3,72
Kastrup, december 1976	1,90

Resultatet af beregningerne er vist i Tabel 5.4. Ved at benytte konstant emission i alle timerne reduceres koncentrationen en smule, sammenlignet med at benytte variabel emission. (Middelkoncentrationen på 1,83 µg/m<sup>3</sup> er en smule lavere end den korrigerede basisberegning på 1,99 µg/m<sup>3</sup> i Tabel 5.3). Derudover ses, at beregningsperioden giver lavere koncentrationer end nogen af de øvrige perioder (måneder). Kastrup december 1976 er dog nede i nærheden af samme niveau. Derimod er Kastrup januar 1976 cirka dobbelt så stor.

Fordelingen af vindhastigheder for de 3 måneder er vist i Figur 5.12. Læg mærke til, at Kastrup 1976 har meget større hyppighed af lave vindhastigheder; dette fører til de høje beregnede koncentrationsværdier.



**Figur 5.12.** Fordeling af vindhastigheder for 3 måneder: februar 2007 (Slagslunde), januar 1976 (Kastrup), december 1976 (Kastrup).

Den lære, man kan drage er, at de meteorologiske forhold er væsentlige for forureningskoncentrationen – *eksemplerne viser, at der næsten kan være en faktor to til forskel på en måned præget af høje vindhastigheder og en måned præget af lave.*

Vejrforholdene for beregningsperioden 2006/7 i Slagslunde var atypiske på en måde, så man skulle forvente væsentligt lavere koncentrationer end for en normal vinter.

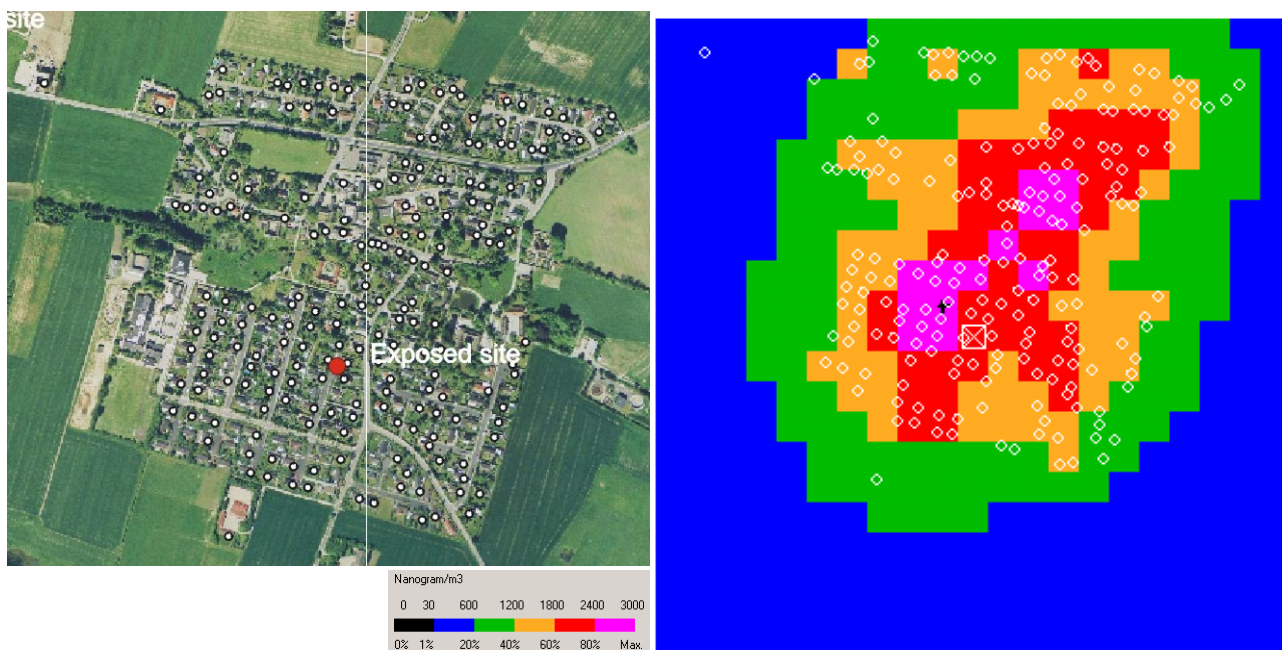
### 5.10 Årsgennemsnit i henhold til OML-modellen

Med udgangspunkt i de foregående afsnit er det muligt at besvare spørgsmålet: *Hvor stort er brændefyrings bidrag til årsmiddeldkoncentrationen i Slagslunde for et "normalt" år?*

Der er gennemført beregninger, hvor det er forudsat at hvert hus har et årligt brændeforbrug som oplyst i spørgeskemaet. For huse, hvor der mangler oplysninger, er fulgt en tilsvarende procedure som for Basisberegningen. Brændeforbruget er fordelt på årets timer med dels en vægtning, der bygger på normalårets graddetal, dels en vægtning på døgnets timer, der bygger på indrapporteringerne i spørgeskemaerne.

Som meteorologisk datasæt er valgt data fra 1976 for Kastrup. Der er benyttet korrigerede emissionsfaktorer. Resultatet ses i Figur 5.13. Som årsgennemsnit beløber brændefyrings bidraget sig til  $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på det mest belastede sted. Ved målevognen er bidraget  $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Således bliver årsmiddelværdien lidt højere end den målte værdi i kampagneperioden.

Resultaterne sættes i perspektiv i kapitel 6.

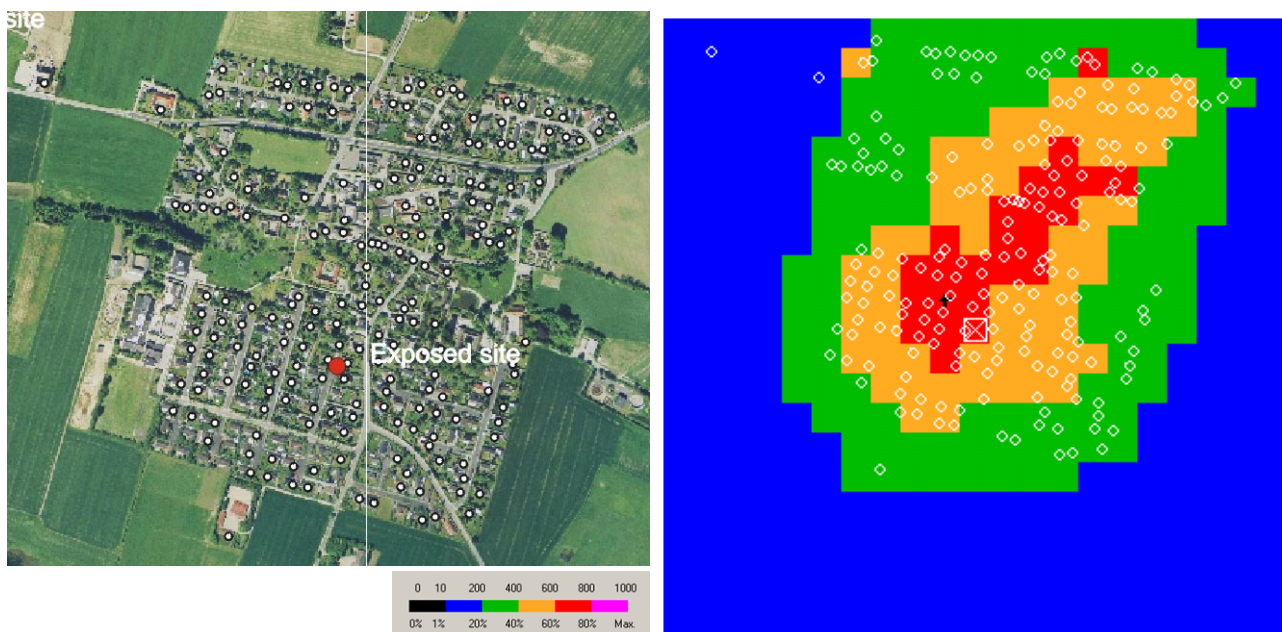


**Figur 5.13.** Årsmiddelværdi af koncentration af  $PM_{2.5}$  for et "normalår". Det hvide kryds viser målevognens placering. Den største værdi findes ved det sorte kryds og beløber sig til  $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De meteorologiske data er fra Kastrup 1976, og emissionsdata er for et normalår.

### 5.11 Orienterende beregning for PAH

Som nævnt i kapitel 3 bidrager brændefyring væsentligt til det danske udslip af PAH i atmosfæren (mere end 90 % iht. Nielsen et al., 2009).

Specielt benz(a)pyren (BaP) er af interesse, fordi der findes en EU grænseværdi (målværdi) på  $1 \text{ ng}/\text{m}^3$  som årsgennemsnit.



**Figur 5.14.** Årsmiddelværdi af BaP i henhold til beregninger. Enheden er picogram/ $\text{m}^3$ . Den højeste koncentration er  $780 \text{ picogram}/\text{m}^3$ , dvs.  $0,78 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

Koncentrationen af benz(a)pyren blev målt i 8 døgn i forbindelse med målekampagnen i Slagslunde (Wählin et al., 2010). Brændefyrings bidrag til benz(a)pyren varierede en hel del fra dag til dag, men i gennemsnit for de 8 døgn var benz(a)pyren-koncentrationen omkring 1 ng/m<sup>3</sup> større ved Anemonevej end ved baggrundsstationen ved Schellerupgaard. Gennemsnittet var 1,7 ng/m<sup>3</sup> ved målevognen på Anemonevej og 0,7 ng/m<sup>3</sup> på baggrundsstationen. Disse tal kan ikke tages som udtryk for et årsgennemsnit.

Emissionsfaktoren for benz(a)pyren er – som understreget i kapitel 3 – *særdeles* usikkert bestemt.

Til orientering er der foretaget en OML-beregning for benz(a)pyren med udgangspunkt i den officielle emissionsfaktor. Resultatet ses i Figur 5.14.

I henhold til beregningerne er koncentrationsbidraget på det mest udsatte sted i Slagslunde 0,8 ng/m<sup>3</sup> for et "normalår". Bidraget fra brændefyring er altså i nærheden af grænseværdien på 1 ng/m<sup>3</sup>, men tilsyneladende uden at overstige den.

I lyset af usikkerhederne skal beregningerne blot tages som en orientering. Beregningsresultatet er totalt afhængigt af den emissionsfaktor, der lægges til grund. Det er påkrævet med længere tids målinger af PAH i et brændeovnskvarter, hvis man skal udtale sig sikkert om, hvorvidt grænseværdien overskrides.



## 6 Brændefyrings bidrag i andre danske undersøgelser

De lokale bidrag til PM<sub>2.5</sub> fra brændeovne er tidligere blevet målt i andre boligområder på Sjælland, nemlig Gundsømagle (Glasius et al., 2005 og 2006) og Vindinge (Glasius et al., 2007 og 2008).

De målte niveauer i de 3 småbyer er noget forskellige. Der er adskillige mulige grunde til de forskellige niveauer. Det er muligt at få et mere sammenligneligt billede af forholdene ved at bruge den simple generaliseringsmetode beskrevet i afsnit 5.1, hvor der korrigeres til en årsmiddelværdi ved at inddrage graddagetallet. Tabel 6.1 angiver måleperioderne og viser de målte tal for bidraget. Yderligere viser tabellen *estimerede årsmiddelværdier*, hvor korrektionen til årsmiddelværdi for et normalår er udført på grundlag af graddagetal. For Slagslundes vedkommende har det desuden været muligt at korrigere for de meget atypiske vejrforhold i 2006/7 ved at gennemføre OML-beregninger (afsnit 5.10).

**Tabel 6.1.** Brænderøgs bidrag til PM<sub>2.5</sub>-forurening, som fundet ved målinger i 3 målekampagner.

	Periode	Målt bidrag	Årsbasis, estimeret
<b>Gundsømagle</b>	22. december 2003 – 5. februar 2004	4,4 µg/m <sup>3</sup>	2,10 µg/m <sup>3</sup> (simpel metode)
<b>Vindinge</b>	24. februar – 21 marts 2005	1,2 µg/m <sup>3</sup>	0,54 µg/m <sup>3</sup> (simpel metode)
<b>Slagslunde</b>	22. december 2006- 26. februar 2007	2,0 µg/m <sup>3</sup>	1,17 µg/m <sup>3</sup> (simpel metode) 2,26 µg/m <sup>3</sup> (avanceret metode, OML)

Estimaterne for bidraget på årsbasis giver et indtryk af, hvilke niveauer man kan forvente i Danmark. Man skal dog erindre, at der er tale om *målinger på blot tre konkrete steder* og i konkrete, ikke nødvendigvis repræsentative, perioder. For Slagslundes vedkommende er målingerne dog suppleret med yderligere oplysninger (brændeforbruget på årsbasis), der har gjort en mere fyldestgørende vurdering mulig. Med hele diskussionen fra kapitel 5 i baghovedet er det klart, at man lokalt kan opleve både noget større og meget lavere bidrag end de faktisk målte. Det skal også tages i betragtning, at korttidsmiddelværdier kan være langt højere end tabellens tal, hvilket illustreres i det følgende kapitel.

De følgende kommentarer tjener til at placere ovennævnte resultater i en sammenhæng.

- I både Gundsømagle og Slagslunde var der udbredt brug af brændeovne. I Slagslunde havde halvdelen af husene brændeovne, og de fleste benyttede ovnen jævnlige. Husene i den nærmeste omegn af målevognen var 1-1½ plans parcelhuse. I Gundsømagle var der tale om målinger midt i en bebyggelse med tætliggende 1-plans rækkehuse med dyr elektrisk opvarmning og med megen supplerende brug af brændeovne, både morgen og aften. I Vindinge var der tale om en lidt mere spredt bebyggelse (et villakvarter med parcelhuse placeret på individuelle grunde med en gennemsnitsstørrelse på ca. 850 m<sup>2</sup>). Der var indlagt naturgas i husene, og brændeovne blev ikke brugt særlig meget om morgenen, men mest som supplerende varmekilde om aftenen i en mindre del af husene.

- Målevognen var i Gundsømagle anbragt på en lille bakketop, så målingerne foregik i 5 meters højde over de omgivende huses grundplan. Dette må forventes at resultere i større målte koncentrationer end ved målinger i 3 meters højde, sådan som i de andre målekampanjer.
- De målte koncentrationer i Slagslunde ville have været væsentligt højere i et år med mere typisk vejrsmensætning. Dette blev påvist med modelberegninger i afsnit 5.9 og 5.10, hvor der blev benyttet andre mere typiske meteorologiske data. Forskellen skyldes ikke alene at der under kampagnen blev fyret mindre end i en normal vinter, men også at lave vindhastigheder var usædvanligt sjældne i kampagneperioden. Den estimerede årsværdi på  $2.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (beregnet med brug af OML-modellen) tager for højde for den atypiske vejrsmensætning.
- I Slagslunde var der ifølge modelberegningerne steder i byen, hvor koncentrationen var noget højere end ved målestationen. I den 38 dage lange beregningsperiode fandtes et sted, hvor koncentrationen var 65 % større end ved målevognen. De geografiske forskelle glattes dog noget ud, hvis man betragter forholdene på *årsbasis*. Resultaterne indikerer noget om følsomheden over for målestationens placering. I øvrigt viser beregningerne, at koncentrationen falder temmelig hurtigt, når man fjerner sig fra byen. Kildernes betydning er altså i høj grad lokal.
- Bidraget til  $\text{PM}_{2.5}$  blev i alle undersøgelser fundet med TEOM-måleudstyr, hvor data fra en lokalt placeret målestation blev sammenholdt med data fra en baggrundsstation. For Gundsømagles og Vindinges vedkommende blev som baggrundsstation benyttet en permanent målestation i Lille Valby, ca. 5 km fra Gundsømagle og lidt længere fra Vindinge. I Slagslunde var afstanden til baggrundsstationen blot omkring 1 km, hvilket giver en mere pålidelig bestemmelse af bidraget fra brændeovne. Pålideligheden øges også i og med at baggrundsstationen ved Slagslunde var mindre påvirket af trafik end Lille Valby, som ligger knap en kilometer fra en hovedvej.
- Den sidste kolonne i tabellen viser bidrag fra brændeovne *på årsbasis*. Til trods for at disse tal ikke syner store sammenholdt med grænseværdien for  $\text{PM}_{2.5}$  på  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , kan man udmærket visse steder og til visse tider opleve kortere episoder med markant og generende forurening med brænderøg.
- Korttidsmiddelværdier kan være langt højere end tabellens tal, hvilket illustreres i næste kapitel.

## 7 Betydning af dårlig fyringsadfærd

I hovedparten af nærværende rapport har fokus været på middelværdier over lange tidsrum – flere uger eller et år. Endvidere har beregningerne været baseret på gennemsnitlige emissionsfaktorer. Nabogener skyldes ofte kortvarige episoder med uheldig fyringsadfærd. Derfor kan det være interessant at belyse indvirkningen af dårlig fyringsadfærd på det tidsmæssige forløb af koncentrationer.

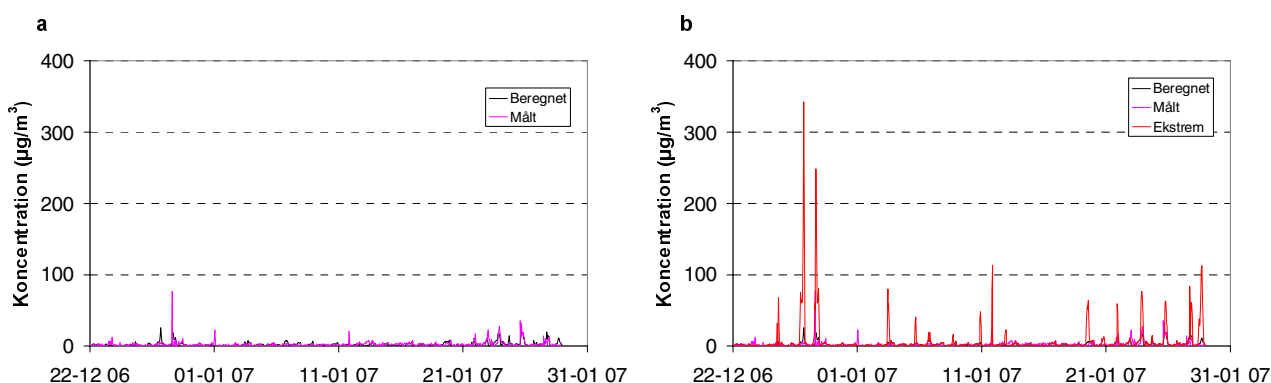
Et regneeksempel med afsæt i Slagslunde-undersøgelsen kan belyse, hvad det kan betyde at man har en nabo, der fyrer dårligt.

Figur 7.1a illustrerer målinger og beregningsresultater i henhold til den korrigerede basisberegning ved målevognen i beregningsperioden.

Figur 7.1b viser effekten af – i et beregningseksempel – at erstatte en nabo til målevognen med en hypotetisk nabo, der forbruger samme mængde brænde som gennemsnittet af aktive brændeovnsbrugere i Slagslunde, men som fyrer med en emissionsfaktor svarende til den største emissionsfaktor, der blev målt i feltstudiet i Gundsømagle (Figur 3.3, måling 2A). Emissionsfaktoren var i dette tilfælde ca. 70 g PM<sub>2.5</sub>/kg træ, dvs. ca. 10 gange mere end den emissionsfaktor, der blev benyttet i den korrigerede basisberegning (afsnit 5.7). Det kan bemærkes, at emissionsfaktoren blev målt som gennemsnit over en 7 timers periode. I beregningseksemplet er fyringens tidlige variation valgt svarende til variationen hos af de faktiske naboer, blot er emissionens størrelse justeret.

Figur 7.1b illustrerer således betydningen af at have en nabo, der fyrer på noget nær den værst tænkelige måde. En stor del af tiden vil det ikke have nogen negativ effekt at have en sådan nabo, fordi han ikke fyrer, eller fordi vindretningen er gunstig; men figuren viser også, at der episodvis forekommer store partikelkoncentrationer, der højst sandsynligt også vil være ledsaget af lugtgener.

Eksemplet er ment som en illustration, der skal komplettere det billede af brænderøgsforurening, som man får ved blot at betragte gennemsnitsværdier. Forudsætningerne kunne være valgt på mange andre må-



**Figur 7.1.** a) Tidsligt forløb af niveauet af det bidrag til PM<sub>2.5</sub> ved målevognen, der kan tilskrives brændefyring i henhold til målinger (lilla) og modelberegninger (sort). Data er på timebasis. Beregningen er den korrigerede basisberegning, som er beskrevet i afsnit 5.7. (b) Som (a), men der er tilføjet en rød kurve, der illustrerer koncentrationsforløbet, såfremt en nabo til målevognen blev erstattet med en bruger med meget dårlig fyringsadfærd.

der. Bl.a. skal man være opmærksom på, at afstanden til naboen betyder en hel del. Figuren viser koncentrationer i en afstand af ca. 20 meter fra den hypotetiske bruger.

Meteorologien er den faktiske fra Slagslunde – altså med usædvanligt få situationer med lave vindhastigheder, og dermed langt fra den værste i forureningsmæssig henseende.

Afslutningsvis skal bemærkes, at røggener fra en nabo i praksis også ofte hænger sammen med en skorsten med en uhensigtsmæssig højde eller placering. Denne problemstilling behandles udførligt andetsteds. Bl.a. vil der snarligt efter offentliggørelsen af nærværende rapport blive gjort en elektronisk "værktøjskasse" om brændefyring tilgængelig på Internettet. Den vil kunne findes via <http://www.dmu.dk/Luft/Fra/Braende/>.

## 8 Indendørs luftforurening fra brændeovne

### 8.1 Indledning

WOODUSE-projektet har som et mindre delprojekt inkluderet en målekampagne, der skulle belyse brændeovnes betydning for indendørs luftkvalitet i huse med brændeovn.

Her skal forskellige markante resultater fra undersøgelsen trækkes frem. Andre aspekter behandles i rapporten om målekampagnen (Wåhlin et al., 2010) og et notat om målinger af luftskifte m.v. (Toftum, 2010).

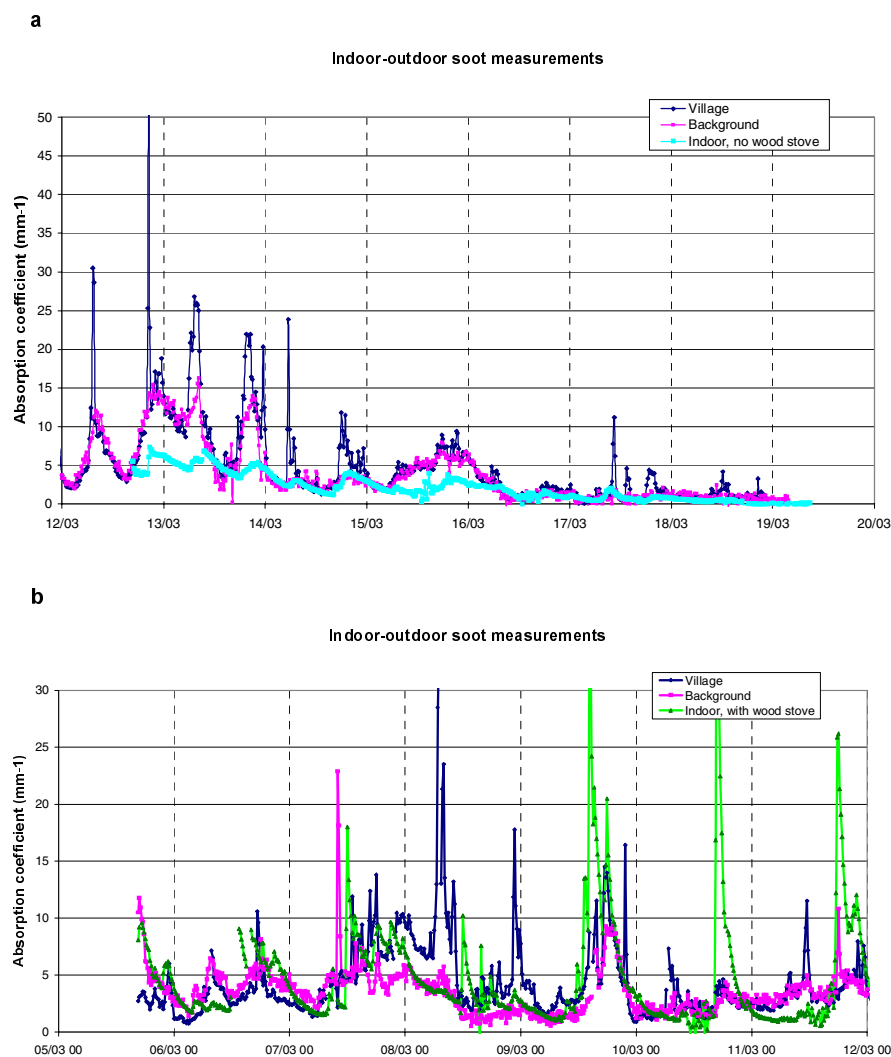
### 8.2 Metode

Der blev i en periode på knap en uge foretaget målinger af luftkvaliteten inde i et hus med brændeovn; i den efterfølgende uge blev der foretaget tilsvarende målinger i et hus uden brændeovn. Begge huse er beliggende tæt ved målevognen på Anemonevej, så resultaterne fra målevognen kan umiddelbart betragtes som repræsentative for udendørskoncentrationen. Fokus har været på forurening med sod, der er en karakteristisk komponent fra brændefyring – det indebærer, at tolkning af undersøgelsen er lettere end hvis fokus havde været på  $PM_{2.5}$ . Sod blev målt med et optisk instrument, en såkaldt PSAP (Particulate Soot Absorption Photometer). Resultaterne foreligger ikke umiddelbart som koncentration i luften, men som lysabsorptionskoefficient i enheden  $Mm^{-1}$  (per megameter). Rapporten af Wåhlin et al. (2010) beskriver instrumentet i lidt flere detaljer. Endvidere udledes der i rapporten en såkaldt *kildeprofil* for brænderøg. Kildeprofilen relaterer sodforurening til andre målestokke for brænderøg.

Det påvises således, at tre målestokke for koncentrationen af brænderøg kan sammenkædes. Det drejer sig om koncentration målt (1) som  $PM_{2.5}$ , (2) målt som volumen af partiklerne  $V$ , og (3) målt som lysabsorptionskoefficienten bestemt med et PSAP-instrument. Hvis man kender brænderøgs bidrag målt med en af disse målestokke kan man estimere bidragets størrelse angivet i en af de andre enheder.

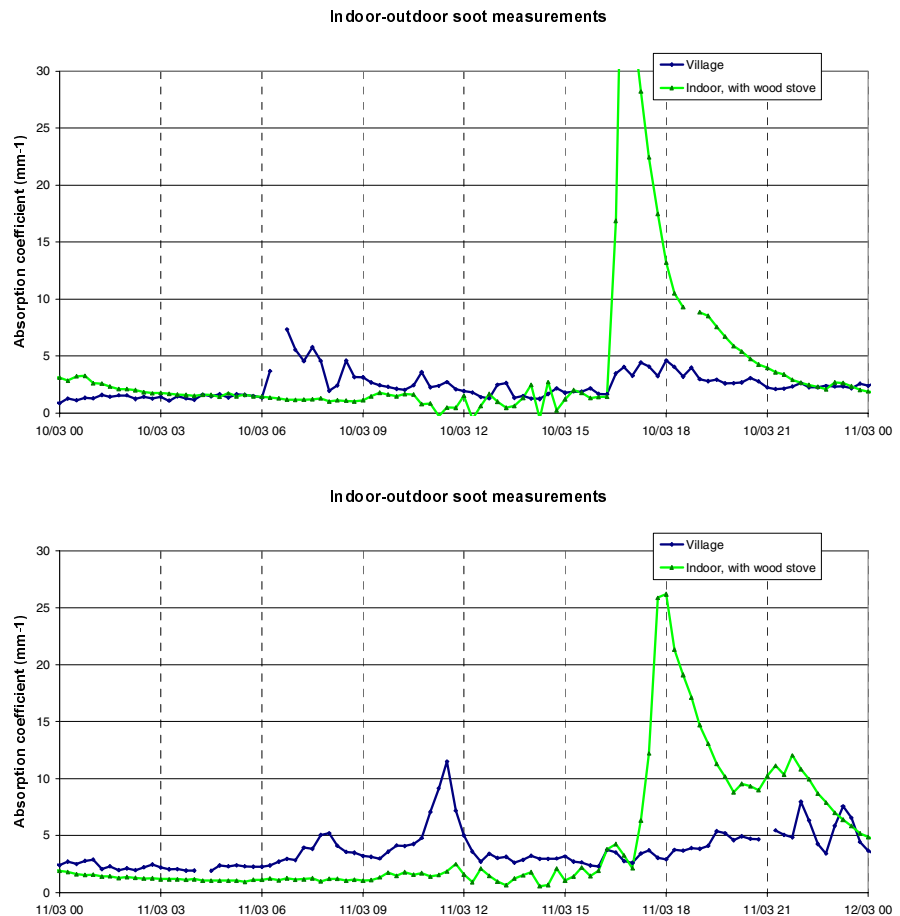
Der blev målt sodkoncentration med PSAP samtidig 3 steder: Inde i et hus, ved målevognen på Anemonevej, og ved målevognen på baggrundsstationen Schellerupgaard. Målingerne i huset *med* brændeovn foretog 6.-12. marts, og i huset *uden* den 12.-19. marts. Begge huse lå på Anemonevej, henholdsvis 20 og 70 meter fra målevognen.

### 8.3 Resultater



**Figur 8.1.** Tidsmæssigt forløb af sodkoncentration. (a) Huset uden brændeovn. (b) Huset med brændeovn.

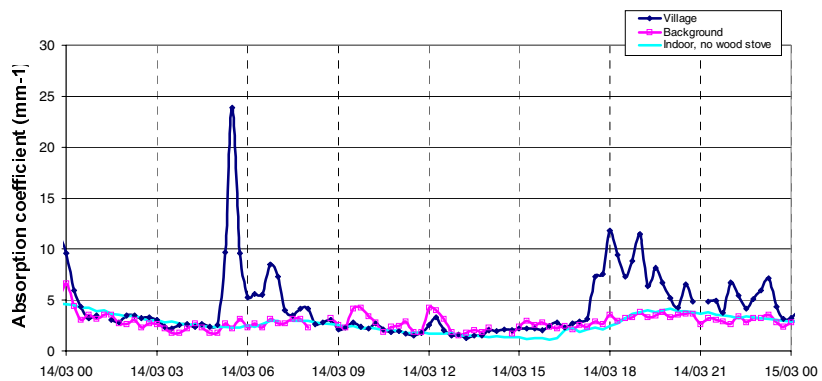
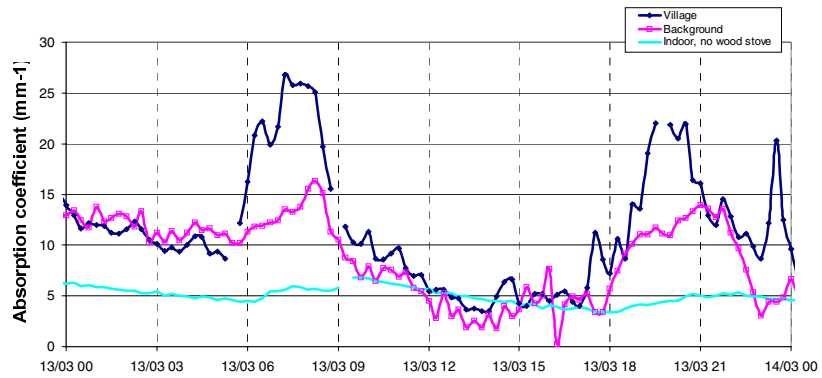
Figur 8.1a og b viser sodkoncentrationens variation med tiden i de to uger, hvor målingerne blev foretaget. De viser data fra tre målestationer: Målevognen på Anemonevej, baggrundsstationen, samt indendørsmålinger. Tidsaksen på Figur 8.1a er så sammenpresset, at vigtige detaljer ikke fremstår klart. Derfor vises i Figur 8.2 det detaljerede forløb af den daglige variation for to typiske dage i huset med brændeovn (10. og 11. marts).



**Figur 8.2.** Tidsmæssigt forløb af sodkoncentration i huset med brændeovn for to dage. Øverst for 10. marts, nederst for 11. marts. Koncentrationen inde i huset og lige udenfor (ved målevognen på Anemonevej) er vist.

Det fremgår at der for de to dage er lave indendørs koncentrationer frem til ca. kl. 17. Indtil da har der ikke været tændt op i ovnen. I forbindelse med optændingen stiger den indendørs sodkoncentration væsentligt. Koncentrationen i stuen klinger derpå gradvis af. I henhold til logbogen lægges der begge dage brænde i ovnen 7-8 gange i aftenens løb efter kl. 17. Påfyldningerne ytrer sig ikke særlig klart i den indendørs koncentration. Derimod er det åbenbart, at optænding i en kold ovn fører til store indendørs koncentrationer, som det varer omkring 6 timer at nedbringe til samme niveau som udendørs.

Som kontrast kan man betragte forløbet af sodkoncentrationen i huset *uden* brændeovn, dels på Figur 8.1b, dels på det detaljerede eksempel vist som Figur 8.3.



**Figur 8.3.** Tidsmæssigt forløb af sodkoncentration i huset uden brændeovn for to dage (13. og 14. marts). Også koncentrationen lige udenfor huset samt ved baggrundsstationen er vist.

Koncentrationsforløbet indendørs (blålig kurve) fremstår som en kraftigt neddæmpet udgave af det udendørs forløb. Kraftige udendørs toppe giver anledning til efterfølgende meget små, forsinkede og udglattede indendørs toppe. Der er en del forskel mellem det udendørs niveau de to dage. 13. marts var det udendørs baggrundsniveau væsentligt højere end den følgende dag. Derimod er det indendørs niveau ikke så påvirkeligt, men ligger gennemgående under eller på linje med det udendørs baggrundsniveau.

Tabel 8.1 sammenfatter middelværdien af sodmålingerne i de to uger.

**Tabel 8.1.** Sodkoncentration udtrykt som lysabsorptionskoefficient. Enhed  $Mm^{-1}$

	7.-11. marts	12.-19. marts
Baggrundskoncentration	3,7	3,6
Målevognen i byen	4,5	4,7
Indendørs uden brændeovn		2,1
Indendørs med brændeovn	4,8	

Tabellen viser, at den indendørs sodkoncentration i huset *uden* brændeovn er meget lavere end både koncentrationen umiddelbart udenfor og ved baggrundsstationen. I huset *med* brændeovn betyder spidsværdierne derimod så meget, at sodkoncentrationen i middel ikke ligger under, men lidt *over* den udendørs værdi.



Enheden i tabellen er  $\text{Mm}^{-1}$ . Som tidligere nævnt har Slagslundeundersøgelsen gjort det muligt at opstille en såkaldt kildeprofil for brænderøg. Det betyder, at et bidrag til sodforurening, som hidrører fra brændefyring, kan "oversættes" til et bidrag i form af  $\text{PM}_{2.5}$ .

Sammenlignes forureningen inde i huset med brændeovn med forureningen udendørs ved målevognen (7.-11. marts) ses at sodværdien inde i huset er forhøjet med  $0,3 (\text{Mm})^{-1}$ . Der fås altså en tillægsforurening i forhold til udendørsniveauet. I kraft af kendskab til ovennævnte kildeprofil kan man estimere hvor stort tillægget til forurening med  $\text{PM}_{2.5}$  er. Det beløber sig til  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Inde i huset *uden* brændeovn er niveauet lavere end udendørs. Sammenligner man forureningen inde i huset med forureningen udendørs ved målevognen (12.-19. marts) ses at sodniveauet indendørs er reduceret med  $2,6 (\text{Mm})^{-1}$ , svarende til  $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2.5}$ .

Ser man alene på dette meget begrænsede sæt af resultater, kan man konstatere, at den samlede forskel – regnet som  $\text{PM}_{2.5}$ -koncentrationer – på at opholde sig i et hus med, respektive uden, brændeovn, har været omkring  $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som gennemsnit over en uge. Det skal bemærkes, at ovnen i huset med brændeovn var fra 1997. Under optænding stod ovndøren typisk en smule på klem som vist i Figur 8.4. Beboerne havde ikke indtryk af, at der var nogen problemer med dårligt træk eller med forurening, sådan som målingerne afslørede.



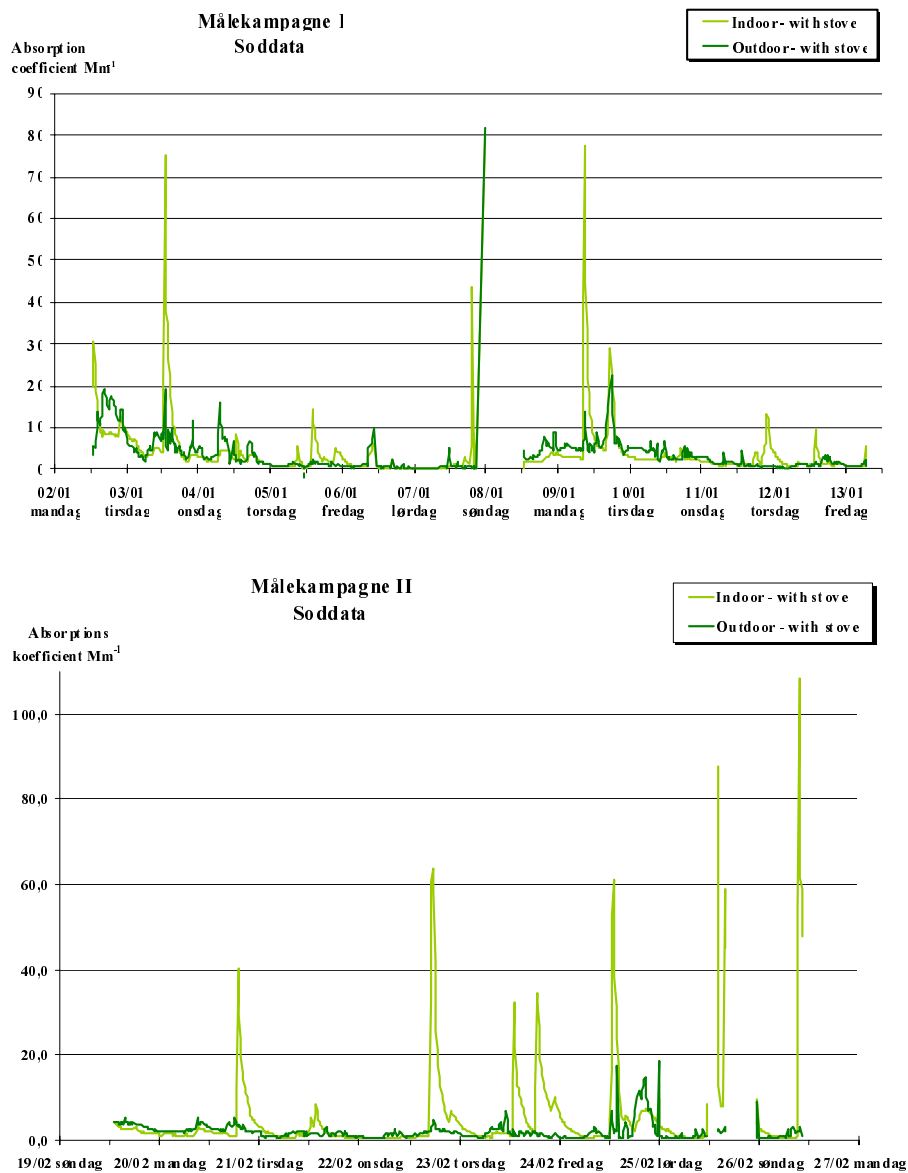
Figur 8.4. Ovnen i huset med brændeovn. Til højre er vist, hvordan ovndøren typisk stod på klem under optænding.

Undersøgelsen i Slagslunde inddrog blot en enkelt ovn. En tidligere undersøgelse med to målekampanjer i Randers (Glasius et al., 2007) har givet tilsvarende resultater, hvad angår spidsværdier ved optænding. Der blev gennemført to serier målinger i et hus med en konvektionsovn fra ca. 1998. Tabel 8.2 gengiver resultater (middelværdier) fra kampagnen. Det fremgår af data at indendørs niveauet er øget i forhold til det uden-dørs.

**Tabel 8.2.** Sodkoncentration i den tidligere undersøgelse fra Randers. Hus med brændeovn. Middelværdi over kampagneperioden. Enhed (Mm)<sup>-1</sup>

	Målekampagne 1	Målekampagne 2
Indendørs, hus m. brændeovn	3,7	5,1
Udendørs	3,3	2,2

Flere detaljer ses i Figur 8.5, som gengiver resultater fra to måleserier i Randers. Ved optænding optræder store spidsværdier, der kun langsomt klinger af.



**Figur 8.5.** Tidligere målekampanjer i Randers vedr. indendørs luftforurening i hus med brændeovn (Glasius et al., 2007).

## 8.4 Konklusion vedr. indendørs forurening

Man kan således konkludere følgende:

- I huse uden brændeovn er den indendørs forurening med sod klart mindre end i udeluften.
- I huse med brændeovn kan en ovn give et mærkbart bidrag til sodforurening inde i huset. I case studier fra Slagslunde og Randers var bidraget i begge tilfælde så stort, at forureningsniveauet indendørs var højere end udendørs.
- Forureningen kommer først og fremmest, når man tænder op i en kold ovn. Dårligt træk betyder at forureningen spredes ind i stuen i stedet for at blive ført op gennem skorstenen.

## 9 Konklusion

Rapporten giver baggrundsinformation om en række forhold, der er værd at kende til, når man beskæftiger sig med forurening fra brændefyring.

For det første kan 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 danske udledninger af primære partikler. Men ved målinger i udeluften – der omfatter *både* primære og sekundære partikler – er brænderøgsbidraget set på helårsbasis ikke voldsomt stort sammenlignet med det totale partikelindhold. Det indebærer imidlertid ikke at brændeovnsbidrag 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 frikenes.

Rapporten anfører estimater for brændefyringsbidrag til partikelkoncentrationer (PM<sub>2.5</sub>) i luften for tre lokaliteter, hvor der er foretaget målinger specielt med henblik på brændefyring. Estimerne for bidraget til årsmiddelværdien spænder fra 0,5 µg/m<sup>3</sup> til 2,3 µg/m<sup>3</sup> på konkrete lokaliteter for bestemte år. For Slagslunde 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 store koncentrationer.

De to lokaliteter med et bidrag på omkring 2 µg/m<sup>3</sup> – Gundsømagle og Slagslunde – må betegnes som områder med høj brændefyringsaktivitet, imens den tredje – Vindinge – med et bidrag omkring 0,5 µg/m<sup>3</sup> har moderat fyringsaktivitet. Disse estimater giver et fingerpeg om, hvad man kan forvente at finde i andre danske boligområder.

Hertil skal føjes, at gennemsnitstal ikke fortæller den fulde historie om belastningen fra brænderøg. Man kan episodevis opleve meget større koncentrationer end gennemsnittet, i særdeleshed hvis man er nabo til en brændeovns ejer, der fyrer dårligt. Kapitel 7 viser et enkelt illustrativt eksempel.

Det fremgår af kapitlet om emissionsfaktorer, at *man som brændeovnsbruger ved sin adfærd kan påvirke emissionerne ganske væsentligt*. Der er et stort potentiale for reduceret forurening, hvis nogle tilfælde af dårlig fyring kan undgås.

Det hører dog med i helhedsbilledet, at selv en moderne brændeovn forurener langt mere end industrielle anlæg per kilo afbrændt træ. Således er den emissionsfaktor, der benyttes i danske emissionsopgørelser for store træfyrede kraftvarmeværker, 1,23 g PM<sub>2.5</sub>/GJ (Nielsen et al., 2010). Det er næsten 500 gange mindre end for en ovn, der lige netop overholder Brændeovnsbekendtgørelsen.

Det er en stor udfordring at fastlægge repræsentative emissionsfaktorer, fordi hyppigheden af god og dårlig fyring spiller ind.

I Slagslunde-undersøgelsen har det været muligt at undersøge om de officielle emissionsfaktorer er konsistente med de målte koncentrationer, baseret på oplysninger om ovnenes brændeforbrug mv. Beregningerne viser, at for at opnå konsistens i tallene skal man i Slagslunde benytte en væsentligt lavere gennemsnitlig emissionsfaktor end den, der fremkommer på baggrund af sættet af officielle emissionsfaktorer. Resultaterne peger på, at emissionsfaktorerne for 'nyere ovn' og 'gammel ovn' bør justeres ned til omkring halvdelen af de officielle værdier der blev anvendt i 2005-opgørelsen for at passe med de konkrete målinger i Slagslunde. Det vægtede gennemsnit for emissionsfaktoren i Slagslunde er fundet til ca. 7 g PM<sub>2.5</sub>/kg træ (440 g/GJ). Men det skal understreges, at justeringen af emissionsfaktorerne er behæftet med stor usikkerhed, og at den ikke uden videre kan antages at gælde generelt i Danmark. Det skal i øvrigt bemærkes at de officielle emissionsfaktorer årligt opdateres, hvilket betyder at den officielle aggregerede emissionsfaktor er faldet fra 672 g/GJ i 2005 til 533 i 2008.

I kapitlet om emissionsfaktorer gøres opmærksom på en potentiel faldgrube, som man risikerer at møde, når man sammenligner emissionsfaktorer, der er baseret på forskellige målemetoder: Der er en særdeles stor forskel på om man baserer emissionsfaktorer på en måling, der medtager kondensérbare partikler (som den norske standard NS 3058-2), eller på en måling der ikke medtager kondensérbare partikler (som den tyske standard VDI 2066). Forskellen er beskeden, hvis ovnenes driftsforhold er optimale, men beløber sig til en faktor 2-10 under normale driftsforhold. Emissionsfaktorer, der medtager kondensérbart stof – som de, der almindeligvis benyttes i Danmark – er mest retvisende som grundlag for at vurdere koncentrationer i udeluften.

Endelig har en begrænset undersøgelse af indendørs forurening, hvor der blev fokuseret på niveauet af sod i indeluften, affødt nogle interessante resultater:

- I huse uden brændeovn er den indendørs forurening med sod klart mindre end i udeluften.
- I huse med brændeovn kan en ovn give et mærkbart bidrag til sodforurening inde i huset. I case studier fra Slagslunde og Randers var bidraget i begge tilfælde så stort, at forureningsniveauet indendørs var højere end udendørs.
- Forureningen kommer først og fremmest, når man tænder op i en kold ovn. Dårligt træk betyder at forureningen spredes ind i stuen i stedet for at blive ført op gennem skorstenen.

Rapporten afdækker en række vigtige forhold i brændefyringsproblematikken. Den efterlader dog også ubesvarede spørgsmål, som fortjener nærmere undersøgelse.

## 10 Tak

Mange personers indsats har været forudsætningen for at opnå de resultater, der her præsenteres og analyseres.

Forfatterne ønsker specielt at takke Jesper Stubkjær, Steen Solvang Jensen, Ole Hertel, Matthias Ketzel, Keld Mortensen, Rosanna Bossi, Per Løfstrøm, Marianne Glasius, Lizzie Stausgård, Bjarne Jensen, Marlene Plejdrup og Morten Tranekjær Jensen.

Alle de nævnte personer er eller har været ansat ved DMU.

## 11 Referencer

EEA (2009): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Technical Report 9/2009 Available at: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eeaemission-inventory-guidebook-2009>

Glasius, M., Ketznel, M., Wåhlin, P., Bossi, R., Stubkjær, J., Hertel, O. and F. Palmgren (2008). Characterization of particles from residential wood combustion and modelling of spatial variation in a low-strength emission area. *Atmospheric Environment* 42, 8686–8697.

Glasius, M., Konggaard, P., Stubkjær, J., Bossi, R., Hertel, O., Ketznel, M., Wåhlin, P., Schleicher, O. & Palmgren, F. Danmarks Miljøundersøgelser (2007): Partikler og organiske forbindelser fra træfyring – nye undersøgelser af udslip og koncentrationer. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 235. 42s. <http://www.dmu.dk/Pub/AR235.pdf>

Glasius, M., Ketznel, M., Wahlin, P., Jensen, B., Monster, J., Berkowicz, R. and Palmgren, F. (2006). Impact of wood combustion on particle levels in a residential area in Denmark. *Atmospheric Environment*, 40, p.7115-7124.

Glasius, M., Vikelsøe, J., Bossi, R., Andersen, H.V., Holst, J., Johansen, E. & Schleicher, O. (2005): Dioxin, PAH og partikler fra Brændeovne. Danmarks Miljøundersøgelser. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 212. 27 s. <http://www.dmu.dk>

Illerup, J.B., Nielsen, O.K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P. Jensen, M. T. & Bruun, H. G. (2007a): Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2005. National Environmental Research Institute. - NERI Technical Report 649: 505 pp. <http://person.au.dk/da/pub/12571272>

Illerup, J.B., Henriksen, T.C., Lundhede, T., van Breugel, C. & Jensen, N.Z. (2007b): Brændeovne og små kedler – partikelemissioner og reduktionstiltag. Miljøstyrelsen. - Miljøprojekt 1164: 46 s. (elektronisk).

Illerup, J.B. and Nielsen, M. (2004): Improved PM emissions inventory for residential wood combustion. In: Dilara, P., Muntean, M., Angelino, E. (Eds): Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop, Lago Maggiore, Italy, 18 October 2004. European Commission – EUR 21302: 142-149.

Klippel, N, T. Nussbaumer (2007): Einfluss der Betriebsweise auf die Partikelemissionen von Holzöfen. Bundesamt fuer Energie, Bern, Switzerland, 63 p. [www.verenum.ch/Publikationen/SBOfenmessun.pdf](http://www.verenum.ch/Publikationen/SBOfenmessun.pdf)

Miljøministeriet, 2007: Brændeovnsbekendtgørelsen. BEK nr 1432 af 11/12/2007. Bekendtgørelse om regulering af luftforurening fra brændeovne og brændekedler samt visse andre faste anlæg til energiproduktion. <http://www.retsinformation.dk>

Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M. and Hjelgaard, K. (2009): Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2007. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 216 pp. NERI Technical Report no. 744. <http://www.dmu.dk/Pub/FR744.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. <http://www.dmu.dk/Pub/FR776.pdf>

Nussbaumer, T., C. Czasch, N. Klippel, L. Johansson, C. Tullin (2008): Particulate emissions from biomass combustion in IEA countries. Survey on measurements and emission factors. 40 pp. Report on behalf of International Energy Agency (IEA) Bioenergy Task 32. [http://www.ieabcc.nl/publications/Nussbaumer\\_et\\_al\\_IEA\\_Report\\_P M10\\_Jan\\_2008.pdf](http://www.ieabcc.nl/publications/Nussbaumer_et_al_IEA_Report_P M10_Jan_2008.pdf)

Olesen, H.R., Jensen, S.S, Stubkjær, J. (2010): Brug af brændeovne i Slagslunde. Resultater fra en spørgeskemaundersøgelse inden for projektet WOODUSE. Danmarks Miljøundersøgelser, AU. Arbejdsrapport fra DMU nr. 260. <http://www.dmu.dk/Pub/AR260.pdf>

Olesen, H.R, R. Berkowicz, M. Ketzel, P. Løfstrøm (2009): Validation of OML, AERMOD/PRIME and MISKAM using the Thompson wind-tunnel dataset for simple stack-building configurations. *Boundary-Layer Meteorol*, 131:73–83.

Olesen, H.R., Berkowicz, R.B, Løfstrøm, P. (2007): OML: Review of model formulation. National Environmental Research Institute, Denmark. 130pp. NERI Technical Report No. 609, <http://www.dmu.dk/Pub/FR609.pdf>.

Olesen, H.R. (1995): Regulatory Dispersion Modelling in Denmark. *Int. J. Environment and Pollution*, Vol. 5, Nos. 4-6, 412-417.

Petersen, L.K. & Martinsen, L. (2008): Brændefyring i hjemmet – praksis, holdninger og regulering. Danmarks Miljøundersøgelser, AU 51 s. Faglig rapport fra DMU nr. 668. <http://www.dmu.dk/Pub/FR668.pdf>

Pulles, T. & Aardenne, J.v. (2004): Good Practice Guidance for LRTAP Emission Inventories, 24. Juni 2004. Available at: <http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5/BGPG.pdf>

Schleicher, O., Boje, J. (2007): Vurdering af omfanget af dårlige skorstene til private brændeovne og brændekedler, regelgrundlag og løsningsmuligheder, 2007. Miljøprojekt Nr. 1192.



Todorović, J., H. Broden, N. Padban, S. Lange, L. Gustavsson, L. Johansson, S. Paulrud, B. Löfgren, "Syntes och analys av emissionsfaktorer för småskalig bibränsleförbränning" Slutrapport för avtal 503 0506 och 503 0507 på Naturvårdsverket. Nyköping, Borås, Stockholm, 2007 (In Swedish, summary in English).

Toftum, J. (2010): Air pollution from residential wood combustion in a Danish village. Indoor-outdoor measurements. International Centre for Indoor Environment and Energy. Department of Civil Engineering. Technical University of Denmark. 18 pp. [www.ie.dtu.dk/pubs](http://www.ie.dtu.dk/pubs)

Wählin, P., Olesen, H.R., Rossi, B., Stubkjær, J. (2010): Air pollution from residential wood combustion in a Danish village. Measuring campaign and results. Danmarks Miljøundersøgelser, AU. Faglig rapport fra DMU nr. 777. [http:// www.dmu.dk/Pub/FR777.pdf](http://www.dmu.dk/Pub/FR777.pdf)

Wählin, P., Berkowicz, R. & Palmgren, F. 2006: Characterisation of traffic-generated particulate matter in Copenhagen. Atmospheric Environment 40(12): 2151-2159.

## **DMU Danmarks Miljøundersøgelser**

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk) finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk)

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf.: 4630 1200  
Fax: 4630 1114

Administration  
Afdeling for Arktisk Miljø  
Afdeling for Atmosfærisk Miljø  
Afdeling for Marin Økologi  
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi  
Afdeling for Systemanalyse

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejløvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 8920 1400  
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi  
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 14, Kalø  
8410 Rønne  
Tlf.: 8920 1700  
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

## Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, [www.dmu.dk/Udgivelser/](http://www.dmu.dk/Udgivelser/), finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2010**
- 774 Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune.  
Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.
- 769 Biological baseline study in the Ramsar site "Heden" and the entire Jameson Land, East Greenland.  
By Glahder, C.M., Boertmann, D., Madsen, J., Tamstorf, M., Johansen, K., Hansen, J., Walsh, A., Jaspers, C. & Bjerrum, M. 86 pp.
- 768 Danish Emission Inventory for Solvent Use in Industries and Households.  
By Fauser, P. 47 pp.
- 767 Vandmiljø og Natur 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling.  
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Wiberg-Larsen, P., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Hjorth, M., Josefson, A.B., Bruus, M., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 106 s.
- 766 Arter 2008. NOVANA.  
Af Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P., Laursen, K., Clausen, P., Andersen, P.N., Bregnballe, T., Petersen, I.K. & Teilmann, J. 118 s.
- 765 Terrestriske Naturtyper 2008. NOVANA.  
Af Bruus, M., Nielsen, K. E., Damgaard, C., Nygaard, B., Fredshavn, J. R. & Ejrnæs, R. 80 s.
- 764 Vandløb 2008. NOVANA.  
Af Wiberg-Larsen, P. (red.) 66 s.
- 763 Søer 2008. NOVANA.  
Af Jørgensen, T.B., Bjerring, R., Landkildehus, F., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Clausen, J. 46 s.
- 762 Landovervågningsoplande 2008. NOVANA.  
Af Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Pedersen, L.E., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 128 s.
- 761 Atmosfærisk deposition 2008. NOVANA.  
Af Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Kemp, K., Løfstrøm, P. & Monies, C. 74 s.
- 760 Marine områder 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten.  
Af Hjorth, M. & Josefson, A.B. (red.) 136 s.
- 2009**
- 759 Control of Pesticides 2008. Chemical Substances and Chemical Preparations.  
By Krongaard, T. 25 pp.
- 758 Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Højvads Rende.  
Af Grant, R., Mejlhede, P. & Blicher-Mathiesen, G. 74 s.
- 757 Ecology of Læsø Trindel – A reef impacted by extraction of boulders.  
By Dahl, K., Stenberg, C., Lundsteen, S., Støttrup, J., Dolmer, P., & Tendal, O.S. 48 pp.
- 755 Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder.  
Af Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B. 38 s.
- 754 Indicators for Danish Greenhouse Gas Emissions from 1990 to 2007.  
By Lyck, E., Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Winther, M., Hoffmann, L. & Thomsen, M. 94 pp.
- 753 Environmental monitoring at the Seqi olivine mine 2008-2009.  
By Søndergaard, J., Schiedek, D. & Asmund, G. 48 pp.
- 751 Natur og Miljø 2009 – Del B: Fakta.  
Af Normander, B., Henriksen, C.I., Jensen, T.S., Sanderson, H., Henrichs, T., Larsen, L.E. & Pedersen, A.B. (red.) 170 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 200)
- 750 Natur og Miljø 2009 – Del A: Danmarks miljø under globale udfordringer.  
Af Normander, B., Jensen, T.S., Henrichs, T., Sanderson, H. & Pedersen, A.B. (red.) 94 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 150)
- 749 Thick-billed Murre studies in Disko Bay (Ritenbenk), West Greenland.  
By Mosbech, A., Merkel, F., Boertmann, D., Falk, K., Frederiksen, M., Johansen, K. & Sonne, C. 60 pp.
- 747 Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer.  
Af Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Clausen, J. 46 s.

## BRÆNDEFYRINGS BIDRAG TIL LUFTFORURENING

Nogle resultater fra projektet WOODUSE

Rapporten redegør for nogle resultater fra forskningsprojektet WOODUSE. Samtidig sammenfatter den en del af den tilgængelige viden omkring forurening fra brændefyring i Danmark. Den har som et af sine formål at bidrage til at mindske nogle af de uklarheder, der kan give anledning til misforståelser i debatten omkring brændeovnsrøg. Centralt i rapporten står resultater fra en målekampagne i Slagslunde samt nogle tilhørende modelberegninger. Men derudover redegør rapporten for en række resultater fra andre danske samt visse udenlandske undersøgelser.