

NILU OR : 11/91  
REFERANSE : O-8836  
DATO : FEBRUAR 1991  
ISBN : 82-425-0228-5

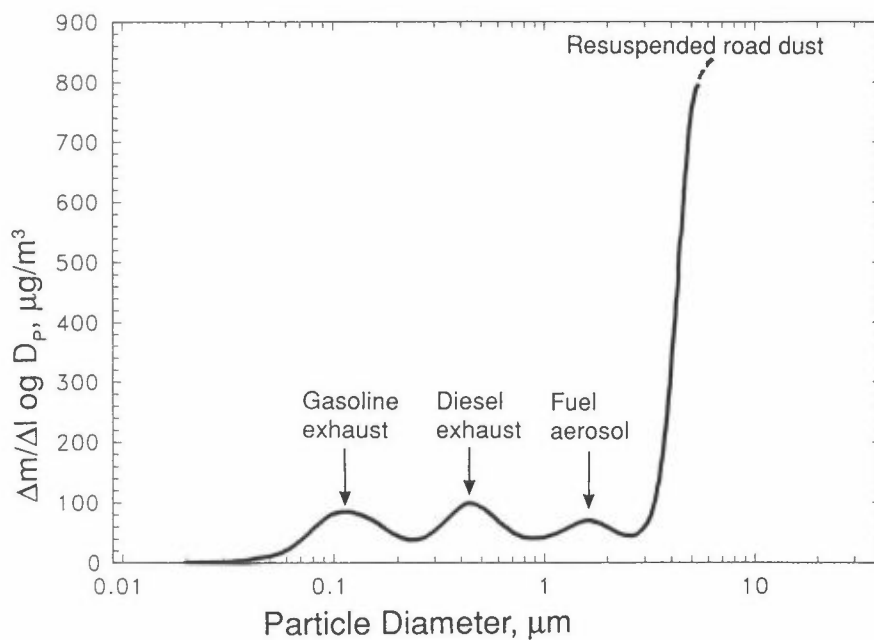
# Partikler i tettstedsluft i Norden

UTSLIPP - FOREKOMST - HELSEVIRKNINGER,  
MED HOVEDVEKT PÅ BILEKSOSPARTIKLER

PARTICLES IN URBAN AIR IN NORDIC COUNTRIES

Emissions - concentrations - health effects,  
with emphasis on car exhaust particles

S. Larssen



## FORORD

NILU har på oppdrag fra Nordiska bilavgasgruppen under Nordisk ministerråd utarbeidet denne rapporten om partikkelforurensning i luft i byer og tettsteder i Norden. Utgangspunktet for bilavgassgruppen var å få utredet biltrafikkens betydning som kilde til befolkningens eksponering til helseskadelig partikkelforurensning for å vurdere betydningen av skjerpede krav til partikkelutslippet fra dieserbiler. I rapporten legges derfor hovedvekten på partikler fra bileksos.

Rapporten gir en oversikt over relevante resultater rapportert i litteraturen og for øvrig når det gjelder utslipp av partikler, kildebidrag til eksponeringen, helseeffekter, grenseverdier og forekomst av partikkelforurensning i nordiske byer. I oppsummeringen (kap. 7) og i sammendraget vurderes bileksospartiklens betydning.

Det er forsøkt å samle inn en så fullstendig database som mulig om partikkelforurensning i byer i hvert av de nordiske landene. Arbeidet ble ført så langt det var mulig innenfor rammen av dette prosjektet. Databasen er fullstendig for Norge og antakelig mindre fullstendig for de andre landene. Basert på dette materialet er det søkt å gi et bilde av partikkelforurensningen som er dekkende for den forskjellen som finnes mellom ulike områder i Norden. Hovedtrekkene i beskrivelsen er korrekt, men forskere i hvert enkelt land kan vurdere nødvendigheten av å modifisere beskrivelsen når det gjelder forholdene i sitt eget land.

---

Forside-bildet er fra målinger med 11-trinns Berner-impaktor i Vålerengatunnelen i Oslo (Larssen et.al., 1990b). Selve størrelsesfordelingen er beregnet og fremstilt av Risto Hillamo, Finlands meteorologiske institutt.



# INNHOOLD

	Side
FORORD .....	1
SAMMENDRAG .....	5
SUMMARY IN ENGLISH .....	13
1 UTSLIPP AV PARTIKLER .....	23
1.1 Sammen drag .....	23
1.2 Partikler i bileksos .....	27
1.3 Partikler i bensineksos .....	32
1.4 Partikler i dieseleksos .....	33
1.5 Partikler fra veistøv .....	36
1.6 Partikler fra forbrenning av olje, koks og søppel .....	37
1.7 Partikler fra fyring med ved .....	37
1.8 Utslippsfaktorer for biler bestemt ved målinger ved gater .....	40
1.9 Kontroll av totalutslipp av partikler i Oslo ved hjelp av luftkvalitetsmålinger .....	41
2 BIDRAG FRA ULIKE PARTIKKELKILDER .....	41
2.1 Bidrag til samlet partikkelutslipp i byer/ tettsteder i Norge .....	42
2.2 Oversikt over beregninger av reseptorpunkter i Norden .....	47
2.3 Beregning av bidrag for bileksos ved hjelp av sporstoffer .....	51
2.4 Sammenligning av de ulike metodene .....	55
3 SOT ("BLACK SMOKE") .....	57
3.1 Beskrivelse og måleteknikk .....	57
3.2 Utslippsfaktorer for sot .....	59
3.3 Sot som indikator på partikkelmengde, svertning og mutagenitet i luft i tettsteder .....	59
4 HELSEEFFEKTER AV PARTIKLER - GRENSEVERDIER OG STANDARDER .....	63
4.1 Luftveisirritasjon, nedsatt lungefunksjon, bronkitt .....	63
4.1.1 Kriteria for korttidseksposering .....	65
4.1.2 Kriteria for langtidseksposering .....	68
4.1.3 Grenseverdier/standarder for sot, TSP og PM <sub>10</sub> .	70
4.2 Genotoksiske effekter. Sammenfatning av sentrale referanser .....	74

	Side
5	FOREKOMST AV PARTIKLER I LUFT I TETTSTEDER I NORDEN .. 80
6	FORHOLDSTALL MELLOM $PM_{10}$ , SOT OG TSP ..... 88
6.1	Sot/ $PM_{10}$ ..... 90
6.2	Sot/FP ..... 91
6.3	TSP/ $PM_{10}$ ..... 91
6.4	TSP/sot ..... 91
6.5	Sammendrag ..... 92
7	OPPSUMMERING ..... 98
8	REFERANSER ..... 110
	VEDLEGG A: Partikler i bensineksos ..... 123
	VEDLEGG B: Partikler i dieseleksos ..... 145
	VEDLEGG C: Partikler fra veistøv ..... 173
	VEDLEGG D: Partikler fra fyring med olje og kull og fra søppelforbrenning ..... 181
	VEDLEGG E: Kildebidragsberegninger i Norden ..... 185
	VEDLEGG F: Sammendrag av måleresultater av partikler i tettstedsluft i Norden ..... 197
	VEDLEGG G: Helseeffekter av partikler i luft. Utfyllende kommentarer fra tre sentrale referanser ..... 227

## SAMMENDRAG

Denne rapporten om partikkelforurensning i luft i byer og tettsteder i Norden beskriver følgende tema:

- Utslipp av partikler fra ulike kildekategorier.
- Bidrag til partikkeleksponeringen fra de ulike kildene.
- Helseeffekter av partikler.
- Grenseverdier for partikkelforurensning i luft.
- Forekomst av partikkelforurensning i byer i Norden.
- Partikkelmålinger egnet til å beskrive utviklingen i helse-skadelig partikkelforurensning.

Hovedvekten er lagt på bilavgasspartikler. I kapittel 7 gis et mer omfattende sammendrag av stoffet i rapporten, som konkluderer om bilavgasspartiklens betydning. Her gis bare en kortfattet oppsummering.

## BILEKSOSPARTIKLER

Disse inneholder stoffer som i høy konsentrasjon er helseskadelige, bl.a. helt eller delvis uforbrent drivstoff (bensin eller dieselloilje), bly (fra blyholdig bensin) og svovelsyre (mest fra svovel i dieselloilje). I bileksosen er drivstoffrestene og de øvrige partiklene finfordelte og har diameter stort sett i området 0,05-0,7  $\mu\text{m}$ . Ved pusting følger de luften helt ned i lungene og kan avsettes og absorberes i lungeblærene. Hovedkomponentene i partiklene er uorganisk karbon ("sot") og organisk karbon (drivstoffrester). PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) er en stoffgruppe som inneholder helseskadelige komponenter. Partiklens mulighet til å gi skade på arvestoffet ved absorpsjon i kroppen karakteriseres ofte ved å måle

partiklenes "mutagenitet" overfor visse bakterietyper gjennom såkalte "biologiske tester" (f.eks. Ames' test).

Det er ikke klart i detalj hvilke stoffer som gir den mutagene effekten. PAH-stoffer, spesielt nitro-PAH, er ansvarlig for en del av den. Kjemiske reaksjoner i avgassene etter utslipp, og blanding med utslipp fra andre kilder, kan føre til at mutageniteten endrer seg.

"Mutagenitet" er derved ikke nødvendigvis en adderbar størrelse når flere kildetyper bidrar, og når en går fra utslipp til forekomst i luften.

#### BENSIN KONTRA DIESEL

Pr. kjørt kilometer er partikkelutslippet fra dieserbiler mye større enn fra bensinbiler, og den kjemiske sammensetningen av partikler i bensin- og dieseleksos er forskjellig.

Tabellen nedenfor gir de relative utslippsbidragene fra bensin- og dieserbiler til samlet eksosutslipp fra en typisk trafikkstrøm med 10% tunge og 5% lette dieserbiler.

#### UTSLIPPSBIDRAG I PROSENT

Utslipp av:	Bensindrevne personbiler (uten katalysator)	Dieseldrevne lette biler (før 1990)	Dieseldrevne tunge biler (før 1990)
Partikler	20	10	70
Drivstoffrester (org.C)	30	10	60
Sot (uorg. C)	5	15	80
PAH	55	5	40
Mutagenitet	50	10	40

Tunge dieserbiler dominerer utslippet av partikler, sot og drivstoffrester. Bensin- og dieserbilene gir som grupper omtrent like store bidrag til PAH og mutagenitet.

## VEISTØV

Veistøv fra piggdekkenes slitasje av veidekket om vinteren er en betydelig partikkelkilde i byer der piggdekk er i utstrakt bruk. I tørre perioder dominerer veistøvet over eksospartiklene, også når det gjelder inhalerbart støv. Veistøvet gir bare et lite bidrag til mutageniteten.

## BILEKSOSPARTIKKEL-UTSLIPP FRAM MOT ÅR 2000

Innførte og forventede avgasskrav vil endre utslippsbildet fra biltrafikken fram mot 2000. Katalysatorbiler med partikkelutslipp ned mot 1/10 av utslippet fra biler uten katalysator vil dominere i 2000. Lette dieselbiler med utslipp ned mot 1/3 av dagens introduseres nå. Dette øker de tunge dieselbilenes relative betydning. Disse står også for en stor del av veidekkeslitasjen og oppvirvling av veistøv. For disse biler ventes avgasskrav som vil redusere partikkelutslippet med kanskje 50% på nye biler fra 1994. Dette betyr at eksospartikkelutslippet fra et gitt trafikkarbeid i 2000 vil komme ned mot halvparten av utslippet i dag. Økningen i trafikkarbeidet vil motvirke denne utviklingen. Med dagens utskiftingstakt for biler, slik den er i Norge (ca. 3% pr. år), vil utslippsreduksjonen skje langsomt, men den vil skyte fart etter 1995. Veistøvplagen forblir uendret, med mindre man får til en holdningsendring eller ved andre midler får en vesentlig overgang til "miljøpigger" eller piggløse dekk.

## MÅL FOR PARTIKKELKONSENTRASJON I LUFT

Følgende mål for partikkeleksponering via respirasjon er vanlig brukt:

Sot           Representerer egentlig uorganisk karbon (sorte partikler). Organiske bestanddeler er adsorbent til sotet.



Dette målet er brukt i utstrakt grad siden 1960-tallet som et mål for helseskadelige forbrenningspartikler.

$PM_{10}$  Inhalerbare partikler. Vekten av partikler med diameter mindre enn 10  $\mu m$ . Representerer samlet partikkelbelastning som kroppen får ved nesepusting.

TSP Totalt svevestøv. Vekten av partikler med diameter mindre enn anslagsvis 50-100  $\mu m$ . Representerer det som kan komme inn i kroppen ved munnpusting (inkl. det som avsettes i munn/svelg). Representerer også nedsmussing.

For disse målene eksisterer grenseverdier, som er vanlig brukt bl.a. i de nordiske landene.

Forholdet mellom konsentrasjoner av  $PM_{10}$ , TSP og sot varierer en god del fra sted til sted. Det er vanskelig å gi representative forholdstall. Det mest interessante er kanskje forholdet  $PM_{10}/TSP$ . For de relativt få steder der målinger er gjort i Norden er forholdstallet mellom 0,6 og 0,8, høyest på gatestasjoner. I EPAs kriteriedokument om  $PM_{10}$  benyttes forholdstallet 0,64, og forholdene mellom USAs primærstandarder for  $PM_{10}$  og TSP er 0,67.

#### FOREKOMST AV PARTIKLER I TETTSTEDSLUFT I NORDEN

Målinger utført i nordiske byer viser at grenseverdier for sot og  $PM_{10}$  overskrides jevnlig langs hovedveinettet og også generelt i sentrumsområdet av større byer. Målingene tyder på at sotkonsentrasjonen synes å være større i byer i Norge enn i Danmark og Sverige. Dette kan skyldes større grad av vedfyring og lite fjernvarme i norske byer, men kan også reflektere forskjeller i trafikkforhold og lastebilenes tekniske stand hva gjelder utslipp. Fra Finland er tilgjengelig datamateriale svært sparsomt.

I Sør-Sverige og Danmark kan bakgrunnsnivået av sot og partikler bli høyt i sammenheng med episoder med forurensningstransport fra kontinentet.

Målematerialet er for sparsomt til å trekke konklusjoner om grad og hyppighet av overskridelser av grenseverdier i ulike områder i Norden.

I byer i Norge kan de høyeste konsentrasjonene bli 2-4 ganger høyere enn grenseverdier, spesielt nær hovedveinettet. Som med luftforurensningen for øvrig vil byer med dårlig ventilasjon oppleve dette hyppigst, spesielt i områder der piggdekk er i utstrakt bruk. Problemene med sot og  $PM_{10}$  øker med omfanget av fyring i enkelthus med ved og koks.

#### BILEKSOSPARTIKLENE'S BIDRAG TIL EKSPONERINGEN

På et hvert sted er det kildestyrken til de ulike kildekategoriene i nærheten som bestemmer hvilke(n) utslippskilde(r) som dominerer forurensningen. På fortau ved en sterkt trafikkert vei dominerer bileksosen. I et lite tettsted med kaldt vinterklima kan partikler fra vedfyring dominere, og likeledes industriutslipp på steder med dominerende industri.

I større byer i Norge uten vesentlig industriutslipp og fjernvarme, samt med en del ved/koksfyring er bilavgasspartiklenes utslippsbidrag om vinteren av størrelse 30-40% av forbrenningspartikler totalt. I tillegg kommer veistøvets bidrag, som til  $PM_{10}$  i gjennomsnitt kan utgjøre 25% av forbrenningspartiklene. I byer med fjernvarmeanlegg og mildere klima er partikkelforurensningen mindre, men de lokale bilavgassenes relative betydning er større. I de sørlige deler av Norden er transport av forurenset luft fra Europa til tider av stor betydning for forurensningsnivået også i byer.

Bilavgassenes utslippsbidrag til mutageniteten i partiklene er større enn deres bidrag til samlet partikkelmengde. I større

byer i Norge, der bilavgassene bidrar med 30-40% av samlet partikkelutslipp, er deres bidrag til mutageniteten 50-60%.

#### HELSEEFFEKTER AV PARTIKLER/GRENSEVERDIER

Det skilles mellom irriterende effekter, som kan gi seg utslag bl.a. i nedsatt lungefunksjon og bronkitt, og genotoksiske effekter som kan bidra til kreft.

Når det gjelder irritasjons-effekter, er det av Verdens helseorganisasjon (WHO), miljømyndighetene i USA (EPA) og Statens miljömedisinska laboratorium (SML) i Sverige gitt kriterier for ved hvilke partikkelkonsentrasjoner i luft man anser at effekter vil inntre. WHO har strengere kriterier enn EPA når det gjelder  $PM_{10}$ , mens WHO og SML har gitt samme kriterier for sot. Grenseverdier framkommer ved å sette en sikkerhetsfaktor i forhold til kriterieverdiene. For sot og TSP benyttes en sikkerhetsfaktor på 1,5-2, mens for  $PM_{10}$  benytter WHO 1,5 og EPA 1,0. Dette medfører at WHOs foreløpige anbefaling til  $PM_{10}$ -grenseverdi ligger vesentlig lavere enn EPAs,  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mot  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (døgnmiddelverdi). En forutsetning for alle disse partikkelgrenseverdier er at  $\text{SO}_2$  også er til stede i luften.

Veistøv kan bidra vesentlig til irritasjonseffekter, men bidrar lite til genotoksiske effekter.

Luftforurensninger i tettsteder inneholder genotoksiske stoffer som gir mutagen effekt i testsystemer med levende, ikke-humane celler, og ekstrakter av forurenset luft kan fremkalle svulster hos forsøksdyr.

Forskningsgrupper ved Institutt for kreftforskning ved Radiumhospitalet i Oslo og ved Strålningsbiologiska institutionen ved Stockholms universitet har ved ulike metoder estimert at luftforurensningen i byer kan være en medvirkende årsak til 1-2 krefttilfeller pr. år pr. 10 000 innbyggere. Det laveste tallet gjelder lungekrefttilfeller i Oslo og det høyeste gjelder

krefttilfeller i tettsteder i Sverige. Denne risikoen er 10-100 ganger høyere enn akseptert risiko for allmennheten med hensyn til radioaktiv stråling. Det er uklart hvor stor del av denne risikoen som er knyttet til partikler i luft og hvor stor del som er knyttet til gasser.

#### HELSEEFFEKTER AV BILEKSOSPARTIKLER I NORDISKE TETTSTEDER

Partikler av helt eller delvis uforbrent drivstoff i bilavgasser er så små (0,05-0,7  $\mu\text{m}$  i diameter) at de følger puste-luften ned i lungene og i stor grad deponeres der. Fortsatt inneholder disse partiklene bly. Bileksosen bidrar i de fleste større byer med 30-40% eller mer til samlet utslipp av forbrenningspartikler og 50-60% eller mer til mutageniteten. Bilavgassens bidrag til befolkningens eksponering er trolig større enn dette fordi befolkningen oppholder seg en del av tiden i trafikknære områder. Grenseverdier for partikler i luft overskrides i byenes sentrumsområder og spesielt nær hovedveinettet. Det er målt konsentrasjoner opp til 4 ganger høyere enn WHOs grenseverdi for  $\text{PM}_{10}$ .

Tatt i betraktning at sikkerhetsfaktoren er 1,5 kan en vente at irriterende effekter av partikler opptrer i de mest forurensede byområdene. F.eks. barn er en utsatt gruppe.

Bilavgassene gir i dag (inntil 1990) i de fleste større byer i Norden et viktig bidrag til den type partikler som anses å bidra til den kreftrisikoen av luftforurensninger som er nevnt ovenfor.

Dieselavgassene står i dag for anslagsvis 70-80% av samlet partikkelutslipp fra biltrafikken (ekskl. veistøv) og omtrent 50% av utslippet av mutagene stoffer.

## UTSLIPP ETTER 1990

Etter hvert som bensindrevne biler som tilfredsstillter dagens strenge utslippskrav når det gjelder CO, NO<sub>x</sub> og HC, dominerer i bilparken (etter 1995), vil utslippet fra de tunge dieselbilene dominere bilavgassutslippet helt. Kravene til de bensindrevne bilene vil de fleste steder ikke føre til særlig redusert konsentrasjon av inhalerbare partikler, spesielt ikke når det tas hensyn til forventet økning i trafikkarbeidet. Mutageniteten i luften vil imidlertid avta noe. For å redusere partikkeleksponeringen i byene vil det være av stor betydning å redusere de tunge dieselbilenes partikkelutslipp.

## OVERVÅKING AV PARTIKKELFORURENSNING/BILAVGASSPARTIKLER

Sotmålinger er enkelt og billig å utføre og har vært målt på faste stasjoner i Norden i en årrekke (i Norge siden ca. 1970). Slike målinger bør fortsatt utføres på en del målestasjoner. De gir uttrykk for svertningspotensialet av forurensningen.

Endringer i samlet partikkelutslipp og i mutagenitet reflekteres imidlertid ikke av sotmålingene. Mutagenitetsmålinger er kostbare. Målinger av partikkelmengde og spesielt PM<sub>10</sub> bør utføres i større grad for å følge endringen i forurensningsnivå framover som følge av bl.a. utslippskrav til biler. Endringen i PM<sub>10</sub> ved faste målestasjoner, knyttet til fuktige perioder når veistøv ikke gir bidrag, vil gi et rimelig godt uttrykk for endringen i mutageniteten knyttet til partikkelforurensningen. Ved noen få faste stasjoner i nordiske byer bør mutagenitetsmålinger i tillegg utføres jevnlig for å overvåke dette direkte.

## SUMMARY IN ENGLISH

This report on air pollution by aerosols in Nordic urban areas has been written on commission from the Nordic Vehicle Exhaust Group working under the Nordic Ministerial Council. As a basis for evaluating the need for and effect of stricter particle emission regulations for heavy duty diesel vehicles, the Vehicle Exhaust Group needed the following question answered: How large is the contribution from car traffic, and from diesel cars in particular, to the urban population exposure to particle pollution detrimental to health.

International literature on particle emissions from various source categories has been reviewed, as well as the health effect literature. Nordic literature concerning measurements of particle concentrations and source category contributions has been reviewed. The data base on measurement results is fairly complete for Norway, and less complete for Denmark, Finland and Sweden.

The report covers the following topics:

- Emissions of particles from various source categories.
- Source contributions to the aerosol exposure.
- Health effects of particles.
- Air quality guidelines and standards for particle pollution.
- Urban particle pollution in Nordic countries.
- Aerosol parameters suitable for monitoring the development of particle air pollution detrimental to health.

The emphasis is put on car exhaust particles.

### CAR EXHAUST PARTICLES

These particles contains compounds which in high concentrations are damaging to health, among others completely or partly unburned fuel (gasoline or diesel oil), lead (from leaded gasoline) and sulphur acid (mostly from sulphur in diesel oil). In car exhaust the residual fuel and the other particles are very small, and have diameters within the range 0.05-0.7  $\mu\text{m}$ . Such particles follow the breathing air deep into the lungs and may deposit and be absorbed in the alvioli. The main components in the particles are inorganic carbon ("soot") and organic carbon (residual fuel). PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) is a group of compounds which contains components detrimental to health. The ability of the particles to cause damage to the genetic material of the cells is often characterized by measuring the mutagenicity of the particles towards certain types of bacteria, determined by socalled biological tests (for instance Ames' test).

### GASOLINE VERSUS DIESEL

Per driven kilometer the particle emissions from diesel fueled cars are much larger than from gasoline fueled cars, and the chemical composition of particles in gasoline and diesel exhaust is quite different.

The table below gives the relative contributions from gasoline and diesel cars to the total particle emissions from a typical stream of traffic with 10% heavy and 5% light duty diesel cars.

## CONTRIBUTION, PER CENT

Exposure	Light duty gasoline fueled cars (without catalyst)	Light duty diesel fueled cars (pre 1990)	Heavy duty diesel fueled cars (pre 1990)
Particles	20	10	70
Residual fuel (org.C)	30	10	60
Soot (inorg. C)	5	15	80
PAH	55	5	40
Mutagenicity	50	10	40

Heavy duty diesel cars dominate the emission of sum of particles, soot and residual fuel (organic carbon). Gasoline and diesel cars give, as groups, about equally large contributions to PAH and the mutagenicity.

ROAD DUST

Road dust from the wear of the road surface by studded tires in the winter is a significant particle source in cities where studded tires are used extensively. In dry periods the road dust dominates over exhaust particles, also as far as inhalable particles are concerned. The road dust gives only a small contribution to the mutagenicity.

EMISSIONS OF CAR EXHAUST PARTICLES TOWARDS 2000

Introduced and expected car exhaust emission regulations will change the emission picture from car traffic towards 2000. Cars with 3-way catalyst with particle emissions down towards 1/10 of the emissions from cars without catalysts will dominate in 2000. Light duty diesel cars with emissions down towards 1/3 of the emissions today are now introduced. This will increase the importance of heavy duty diesel vehicles. These vehicles are also dominating the generation and resuspension of road dust.



It is expected that heavy duty diesel emission regulations will reduce the particle emissions from new cars may be by 50% from 1994. All this means that the exhaust particle emissions from a given traffic activity in 2000 may be as low as one half of the emissions today. An expected increase in traffic activity will counteract this development. With todays introduction rate of new light duty cars into the car fleet, which in Norway p.t. is as low as 3% per year, the emission reduction will get a slow start, but it will speed up considerably after 1995. The nuisance from road dust will remain unchanged or increase with increased traffic activity, unless there will be a significant transfer from todays heavy studs to tires with lighter studs or unstudded winter tires.

#### MEASURES OF PARTICLE CONCENTRATION IN AIR

The following measures for particle exposure via respiration are commonly used:

- Soot Represents inorganic carbon (black particles). Organic compounds are adsorbed to the soot. This measure has been used extensively in Europe since the 1960'ies as a measure for combustion particles detrimental to health.
- PM<sub>10</sub> Inhalable particles. The mass of particles with diameters less than 10 µm. Represents an estimate of the total exposure of particles to the body, by nose breathing.
- TSP Total suspended particles. The mass of particles with diameters less than 50-100 µm. Represents an estimate of the total body burden of particles by mouth breathing (including what is deposited in the mouth/throat). Represents also soiling.

For these particle measures, air quality standards or guidelines have been set, and are commonly used in the Nordic countries and in other countries.

The ratio between concentrations of  $PM_{10}$ , TSP and soot, measured at the same point, varies quite a bit from place to place. It is difficult to give representative figures for these ratios. The most interesting ratio is probably  $PM_{10}/TSP$ . For the relatively few measurement points in Nordic countries from which measurements have been reported, the average of this ratio was within 0.6-0.8, highest at street stations. In the criteria document for  $PM_{10}$  of the US Environmental Protection Agency the ratio 0.64 is used to some extent, and the ratio between the US primary standards for  $PM_{10}$  and TSP is 0.67.

#### OCCURENCE OF PARTICLES IN URBAN AIR IN NORDIC COUNTRIES

Measurements performed in Nordic cities show that air quality guidelines for soot and  $PM_{10}$  are exceeded rather often along the main road network, and also in general in the central areas of larger cities. The measurements indicate that the concentration of soot are larger in cities in Norway than in Denmark and Sweden. This may be due to a more extensive use of wood and coal for space heating and less use of district heating in Norwegian cities, but it may also reflect the technical standard of the heavy duty diesel vehicles as far as emissions are concerned. Only limited data material from Finland was available for this report.

In the southern parts of Sweden and Denmark the background level of soot and particles may be very high during episodes with transport of polluted air from the continent.

The data base is not extensive enough to draw general conclusions as to degree and frequency of exceedances of air quality guidelines in different parts of the Nordic countries.

In cities in Norway the highest concentrations may be as high as 2-4 times higher than the air quality guidelines, especially close to the main road network. As with air pollution in general, the cities with poor ventilation climate will experience poor air quality most often, especially in areas where studded tires are used extensively. The problems with soot and  $PM_{10}$  will increase with the extent of wood and coal used for space heating.

#### CONTRIBUTION FROM CAR EXHAUST PARTICLES TO THE POPULATION EXPOSURE

At any given point it is the source strength of the various source categories in the area which determines which emission sources dominates the pollution. At the sidewalk of a busy street the car exhaust particles dominate. In a small town with cold winter climate particles from wood combustion may dominate, and likewise industrial emissions may dominate in industrial towns.

In larger cities in Norway without industrial emissions and district heating, and with a certain amount of wood/coal combustion for space heating, the contribution from car exhaust particles in the winter may be of the order 30-40% of the total combustion particle emissions. In addition comes the contribution from resuspended road dust, which to  $PM_{10}$ , may, on the average, amount to about 25% of the combustion particles. In cities with extensive district heating and milder climate the particle pollution is less, but the relative importance of car exhaust particles is larger. In the southern part of the Nordic area polluted air transported in from the south may at times dominate the particle pollution also in cities.

The contribution from car exhaust particles to the mutagenicity is larger than the contribution to total particle mass. In larger cities in Norway, where the car exhaust contributes 30-40% of total particle emissions, their contribution to mutagenicity emissions is 50-60%.

## HEALTH EFFECTS OF PARTICLES/AIR QUALITY GUIDELINES

We distinguish between irritant effects, which may lead to for instance reduced lung function and bronchitis, and genotoxic effects which may contribute to the development of cancer.

To protect against irritant effects, the World Health Organization (WHO), the Environment Authorities in USA (EPA) and Department of Environmental Hygiene of Karolinska Institute (SML) in Sweden have given air quality criteria for the particle concentration in air, i.e. at which concentration it is considered that detrimental effects can be detected. WHO has stricter criteria than EPA as far as  $PM_{10}$  is concerned, while WHO and SML have given identical criteria for soot. Air quality guidelines or standards appear by dividing the criteria values by a safety factor. For soot and TSP a safety factor of 1.5-2 is used, while for  $PM_{10}$  WHO uses a safety factor of 1.5 and EPA a factor of 1.0. The result of this is that the WHO tentatively recommended guideline for  $PM_{10}$  is considerably lower than the EPA guideline,  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  versus  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (24 hour average values). It is a condition for all these particle guidelines that  $\text{SO}_2$  is present in the air as well.

Resuspended road dust may contribute significantly to irritant effects, but contributes little to genotoxic effects.

Air pollution especially in urban areas contains genotoxic compounds which give mutagenic effects in test systems with living, non-human cells (f.inst. bacteria), and extracts from polluted air may cause tumor development in test animals.

Research groups at the Institute for cancer research by the Radium Hospital in Oslo, and at the Radiation biology laboratory at Stockholm University have by different methods estimated that the air pollution in cities may be a contributing factor in the development of 1-2 cancer cases per year per 10 000 inhabitants. The lowest number applied to lung cancer cases in Oslo, and the highest number concerns cancer

cases in urban areas in Sweden. This risk is 10-100 times larger than the accepted risk for the public due to radioactive radiation. It is not clear how large part of this risk may be accounted for by particles in air, and how large part which may be accounted for by gases.

#### HEALTH EFFECTS OF CAR EXHAUST PARTICLES IN NORDIC URBAN AREAS

Particles of completely or partly unburnt fuel in car exhaust are so small (0.05-0.7  $\mu\text{m}$  in diameter) that they follow the breathing air down into the lungs and is to a large extent deposited there. These particles still contain lead. In most larger cities the car exhaust contributes 30-40% or more to the total emissions of combustion particles, and 50-60% or more to the mutagenicity of the particle emissions.

The contribution from car exhaust to the population exposure is probably larger than this, since the population part of the time are close to areas with heavy traffic. Air quality guidelines for particles in air are exceeded in the central areas of cities and especially close to the main road network. Concentrations up to 4 times larger than WHO guideline for  $\text{PM}_{10}$  have been measured.

Considering that the safety factor for  $\text{PM}_{10}$  relative to the criteria value is 1.5, it can be expected that irritant effects of particles occur in the most polluted urban areas. Children constitutes a sensitive group.

Car exhaust represents today (before 1990) in most larger cities in Nordic countries an important contribution to the type of particles which are considered to contribute to the cancer risk of air pollution, as mentioned above.

Diesel exhaust contributes today approximately 70% of the total particle emissions from car traffic (resuspended road dust excluded) and about 40% of the emissions of mutagenicity.

### CAR EXHAUST EMISSIONS AFTER 1990

As catalyst cars are introduced and gradually dominates the car fleet (after 1995), the emissions from heavy duty diesel vehicles will dominate the car exhaust particle emissions completely. The introduced regulations for gasoline fueled cars will most places not lead to a significantly reduced concentration of inhalable particles, especially taking into account the expected increase in traffic activity. The mutagenicity in air will, however, be somewhat reduced. To reduce the exposure to combustion particles in urban areas significantly, it will be of large importance to control the particle emissions from heavy duty diesel vehicles.

### MONITORING OF PARTICLE CONCENTRATION/CAR EXHAUST PARTICLES

Soot measurements are simple and cheap, and has been performed at fixed monitoring stations in urban areas in Nordic countries for several years (in Norway since about 1970). Such measurements should continue at a certain number of these monitoring stations.

Changes in total combustion particle emissions and in mutagenicity will, however, not be reflected by soot measurements. Mutagenicity measurements are expensive. Measurements of particle mass, and especially  $PM_{10}$ , should be performed to a larger extent to follow future changes in the pollution level by particles, as a result of emission regulations to cars. Changes in the  $PM_{10}$  concentration at fixed monitoring stations, especially during wet periods when resuspended road dust do not contribute, will express reasonably accurately the changes in mutagenicity linked to the particle pollution. Mutagenicity measurements should be performed at a few fixed monitoring stations in Nordic cities to directly monitor the development of the mutagenicity in air.



## PARTIKLER I TETTSTEDSLUFT I NORDEN

### UTSLIPP - FOREKOMST - HELSEVIRKNINGER, MED HOVEDVEKT PÅ BILEKSOSPARTIKLER

## 1 UTSLIPP AV PARTIKLER

### 1.1 SAMMENDRAG

Forbrenning av fossilt brennstoff er den mest vesentlige kilden til inhalerbare partikler (partikler med diameter  $<10 \mu\text{m}$ , også kalt  $\text{PM}_{10}$ ) i luft i tettsteder i Norden. De viktigste kildegrupper her er forbrenning av bensin og motordiesel i bilmotorer, samt olje og ved i større og mindre stasjonære forbrenningsenheter. Kull og koks kan være en kilde av betydning noen steder.

Utslipp fra industriprosesser kan være viktige partikkelkilder i en del byer og tettsteder.

Veistøv er en vesentlig partikkelkilde om vinteren i områder med utstrakt bruk av piggdekk. I tørre perioder med oppvirvling av tørt støv fra veistøvdepotet, dominerer veistøvet grovfraksjonen av inhalerbart støv (partikler med diameter  $2-10 \mu\text{m}$ ), og også gir et vesentlig bidrag til finfraksjonen (diameter  $<2 \mu\text{m}$ ). Veistøvet skyldes i hovedsak piggdekkenes slitasje av veidekket.

De helsemessige konsekvenser av partikler i luft skyldes både mengden partikler i seg selv, og partiklenes kjemiske sammensetning.

Fra forbrenning av fossilt brennstoff fås i hovedsak karbonholdige partikler, dels organisk karbon (helt eller delvis uforbrent brennstoff) og dels uorganisk (elementært) karbon. De uorganiske karbonpartikler består for størstedelen av karbon i gitterstruktur med stor lysabsorberende evne. De fremstår som



svarte partikler, "sot"-partikler. Polysyklisk organisk materiale (POM) er i noen grad adsorbent på sotpartiklene, men POM er hovedsakelig en bestanddel i den organiske karbonfraksjonen. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en stoffgruppe i det organiske materialet som det knytter seg spesiell interesse til, fordi endel PAH-forbindelser er klassifisert som karsinogene stoffer. Eksempler på slike stoffer er bens(a)pyren, nitropyren. Mutagenitetsanalyse ved hjelp av spesielle bakteriestammer (f.eks. "Ames test") er i dag den mest benyttede metode for å indikere partiklers mutagenitet og karsinogenitet.

En kommentar om "mutagenitet" kan være på sin plass:

Mutagenitet som "måles" på denne måten skyldes den samlede virkningen på bakteriene av en rekke stoffer i partiklene. Fra hver enkelt kildegruppe (bensin, diesel, ved etc.) er det forskjellig sammensetning av de stoffene som gir mutagen effekt, og det er også sannsynlig at disse stoffene gjennomgår kjemiske reaksjoner i atmosfæren etter utslippet. "Mutagenitet" er derved ikke nødvendigvis en uforanderlig og direkte adderbar størrelse når flere kilder bidrar, og når en går fra forekomst i utslipp til forekomst i luften. Dette må en ha i tankene når "mutagenitet" behandles i ulike sammenhenger i denne rapporten.

Bly i bensineksos og sulfat i avgasser fra motordiesel- og oljeforbrenning er eksempler på andre sporstoffer i partikler fra forbrenning av fossilt brensel som kan ha helsemessig betydning. Innholdet av bly og svovel i brennstoff er blitt vesentlig redusert det siste tiåret, og bly i bensin vil i Norden praktisk talt være borte i løpet av 5-10 år.

Veidekke av asfalt består til ca. 95% av steinmateriale. Noen steder kan  $\alpha$ -kvarts være en vesentlig bestanddel av steinmaterialet, og dette kan utgjøre en viss helserisiko. De resterende 5% er bitumen, tungtløselig organisk materiale, med innhold bl.a. av PAH-stoffer. Veistøv vil for øvrig bestå av partikler fra den lokale geologi, samt alt slags materiale som er inntransportert med og deponert fra kjøretøy.

Det er her foretatt en litteraturundersøkelse på utslipp av partikler fra forbrenning av fossilt brennstoff, samt fra veistøv. Tabell 1 gir et sammendrag av utslippsfaktorer for partikler fra bensin- og dieseldrevne biler, oljeforbrenning og vedfyring, samt veistøv. Utslippsfaktorene er gitt som utslipp pr. brennstoffenhet (bortsett fra veistøv, som er gitt i g/km), og en har tatt med utslipp av partikler totalt, uorganisk og organisk karbon, bly, PAH, BaP og mutagenitet. Utslippsfaktor for sulfat er ikke tatt med, idet utslippet av sulfat i tettsteder ikke er stort nok til at  $SO_4$ -konsentrasjonen i luft i tettsteder er nevneverdig høyere enn i regional bakgrunnsluft, dersom ikke spesielle industriutslipp er til stede i tettstedet.

Tabell 1 er basert på materialet i vedlegg A-D, som beskriver utslippet fra de enkelte kildekategorier mer i detalj.

Tabellen begrenser seg til utslipp av inhalerbare partikler,  $PM_{10}$ , dvs. partikler med diameter (EAD\*) mindre enn 10  $\mu m$ . Hovedmengden av partikler fra forbrenning av fossilt brennstoff har vesentlig mindre diameter enn 10  $\mu m$ . Partikler i dieselsos er typisk av diameter 0,2 - 0,7  $\mu m$ . Dette er drivstoffrester og agglomererte sotpartikler, ofte av uregelmessig form. To andre fraksjoner med betydelig mindre masse totalt forekommer også, én i størrelsesområdet 0,01-0,05  $\mu m$  som består av primærkarbonpartikler av sfærisk form, og én i området 1-10  $\mu m$  (utgjør opptil 5-10% av massen), som er partikler løsrevet fra indre vegger i eksossystemet. Partikler i bensineksos har også en tremodal størrelsesfordeling, blypartikler og drivstoffrester med diameter 0,05-0,1  $\mu m$ , drivstoffrester av diameter 1-2  $\mu m$  og partikler løsrevet fra indre flater i eksosystemet, med diameter større enn 5-10  $\mu m$ . Disse siste er ofte større enn 10  $\mu m$ , som er grensen for inhalerbare partikler. Størrelsesfordelingen av eksospartikler er nærmere beskrevet i vedlegg A og B for h.h.v. bensin og diesel.

---

\* EAD-ekvivalent aerodynamisk diameter, lik diameteren av en sfære av materiale med tetthet 1 g/cm<sup>3</sup> som har samme fallhastighet som den aktuelle partikkelen.

Tabell 1: Sammendrag av estimerte gjennomsnittlige utslippsfaktorer for en del kildekategorier, basert på litteraturgjennomgangen beskrevet i vedlegg A-D.

	Enhet	Bileksos		Veistøv, vinter, tørt	Olje	Ved i småovner
		Blybensin	Diesel <sup>1</sup>			
Partikkelutslipp, totalt	g/kg	0,25-0,5	4	3 <sup>2</sup> (g/km) 0,8 <sup>3</sup> (g/km)	0,3 <sup>4</sup> 1,5 <sup>5</sup>	10
Karbon - organisk	mg/kg	50-250	1 000			~4 000
- uorganisk	"	10-25	2 500			~2 000
Bly	"	25 <sup>8</sup>	(13)	2 <sup>2</sup> (mg/km) 1,5 <sup>3</sup> (mg/km)		
PAH	"	1,5-5	8	2 (mg/km)	1 <sup>6</sup> 0,02 <sup>7</sup>	40
BaP	"	0,05-0,15	0,05-0,1			0,4
Direkte mutagenitet (TA 98, uten metabo- lisk aktivering,-S9)	10 <sup>6</sup> rev/kg	0,25-1,0 <sup>9</sup>	3 <sup>10,12</sup>	<0,01 (10 <sup>6</sup> rev/km)	0,1 <sup>6</sup> 0,003 <sup>7</sup>	5
	rev/ $\mu$ g partikler	1-2 <sup>9</sup>	0,5-1 <sup>10</sup>	3·10 <sup>-3</sup> <sup>14</sup>	1 <sup>6</sup> 0,02 <sup>7</sup>	0,5 <sup>11</sup>

1. 80% av dieselforbruket i tunge biler (>3,5 tonn), 20% i lette biler.
2. Inhalerbare partikler, 70 km/h, 10% tung-trafikk.
3. Respirable partikler, 70 km/h, 10% tung-trafikk.
4. Lettolje.
5. Tungolje.
6. Bolig-kjeler.
7. Større anlegg.
8. 0,15 g Pb/l.
9. Med metabolsk aktivering (+S9) fås, i ulike undersøkelser, noe høyere, like mye, eller noe lavere mutagenitet enn målt direkte (-S9).
10. Med metabolsk aktivering (+S9) fås noe lavere mutagenitet enn målt direkte (-S9).
11. Med metabolsk aktivering (+S9) fås vesentlig høyere mutagenitet, opp mot det dobbelte, dvs. ca. 1 rev/ $\mu$ g partikler (bl.a. Stevens et al. (1989)).
12. Basert på estimatet 2,5·10<sup>6</sup> rev/kg for tunge diesalbiler.
13. Blyinnhold i motordiesel i Norden regnes å være svært lite.
14. Med metabolsk aktivering (+S9) fås ca. 30% høyere mutagenitet enn målt direkte (-S9).

I tillegg til kildene gitt i tabell 1, har utslipp fra industriprosesser, søppelforbrenning i større anlegg, åpen brenning av avfall (hageavfall, etc.) og oljeforbrenning i skipsmotorer

på havn en viss betydning i tettsteder. Utslipp fra industri kan dominere partikkelforurensningen i delområder i tettsteder.

I tillegg kommer også tilførselen av partikler til tettstedet fra kilder utenfor (bakgrunnsforurensning). Denne varierer mye, avhengig av område og tid. Generelt er den større jo nærmere en kommer kontinentet. Den er størst i Sør-Sverige og Danmark (se kapittel 5).

Når det gjelder mutagenitet kan også partikler fra sigarett-røyking (sidestrømryk) nevnes.

Tabell 2 gir en oversikt over utslippsfaktorer for disse kilder.

Tabell 2: Utslippsfaktorer for partikler.

		Sjøpelforbrenning		Sigaretter (sidestrømryk) Utslipp pr. sigarett	Skips- motorer	Bakgrunn Konsentrasjon i luft
		Store anlegg	Åpen burning Utslipp pr. brennstoffenhet			
Partikler	g/kg		20-100 <sup>c</sup>	10 mg <sup>b</sup>	1 <sup>g</sup>	
PAH	mg/kg	2,5	200-600 <sup>c</sup>			
Mutagenitet	rev/kg	5·10 <sup>4</sup>	5·10 <sup>6a,d</sup>	50 000 rev	1,5·10 <sup>6f</sup>	<1-30 rev/m <sup>3e</sup>

a Antar samme utslippsfaktor som for vedforbrenning (Alfheim et al., 1985).

b Löfroth et al. (1989).

c Semb (1987).

d Utslippstallet for mutagenitet er sannsynligvis høyere enn for vedfyring, i lys av det store PAH-utslippet. Resultater fra målinger foreligger imidlertid ikke.

e Målt på Birkenes, en bakgrunnstasjon nær sørspissen av Norge.

f Antar samme faktor som for tunge dieserbiler.

g Melhus, Ø., Inst. for forbrenningsmotorer, Trondheim, personlig meddelelse.

## 1.2 PARTIKLER I BILEKSOS

I tabellene 3, 4 og 5 er gitt utslippsfaktorer for partikler for bensindrevne biler uten og med katalysator, og for lette og tunge dieseldrevne biler. Utslippsfaktorene representerer et sammendrag fra den litteraturen om emnet som har vært tilgjengelig i dette arbeidet (se vedlegg A og B). Referansene gis for det meste i vedleggene.

Tabell 3 gir utslippet av partikler samlet og en del komponenter i partiklene, gitt i g/km. Tabell 4 gir partikkelutslippets kjemiske sammensetning (hovedkomponenter) og tabell 5 gir utslippsfaktorer i g pr kg drivstoff.

Tabell 3: Utslippsfaktorer for partikler i bileksos i tettstedtrafikk, regnet pr. kjørt km. Estimer basert på litteraturen referert i vedlegg A og B. (Tall i parentes gir uttrykk for variasjonen i de måleresultater som er tilgjengelige.)

	Bensindrevne personbiler		Dieseldrevne biler	
	Blybensin <sup>1</sup> 0,15 g/l	Blyfri bensin/ katalysator	Personbiler/ varebiler <3,5 t	Lastebiler/ busser >3,5 t
Eksospartikler, samlet mg/km	20-40	5	450	1 300 <sup>2</sup>
Karbon - organisk "	(5-20)	0,75-1	100 (70-140)	300 (200-400)
- uorganisk "	2-4 <sup>7</sup>	0,25-1	280 (200-350)	800 (600-1000)
Sulfat (som SO <sub>4</sub> ) "	(0,05-0,5)	1,5-2,5	2-15 <sup>3</sup>	6-45 <sup>3</sup>
Bly (0,15 g Pb/l) "	2,7	0	≈0	≈0
Metaller (Fe, Zn, Ca, Al)	(0,2-2)		2-7	6-20
PAH <sup>4</sup> µg/km	100-400 (35-550)	5-10	750 (500-960)	2 500 (240-4 900)
BaP "	4-12 (0,5-15)		(5-10)	
Mutagenitet uten metabolsk aktivering (-S9) 10 <sup>3</sup> rev/km	20-100 <sup>5</sup> (5-100)	2-5	300 <sup>6</sup> (100-400)	500-1 000 <sup>6</sup>

1 Laveste estimat: Gjelder nyere biler som tilfredstiller krav svarende til ECE R15-04 og tilsvarende svenske krav.

Høyeste estimat: Gjelder gjennomsnittsutslipp fra hel bilpark, inkl. kaldstartutslipp (kaldstartandel: 25%).

2 Vektsammensetning: 3,5-10 t: 40%, 10-20 t: 40%, >20 t: 20%

3 S-innhold i bensin: 0,25 vol. %.

4 14 PAH fra fenantren til koronen.

5 Med metabolsk aktivering (+S9) måles i noen tilfeller økt mutagenitet, i noen tilfeller uendret eller noe lavere mutagenitet enn med metabolsk aktivering (-S9).

6 Med metabolsk aktivering (+S9) måles noe mindre mutagenitet enn uten metabolsk aktivering (-S9).

7 Det er her regnet med en andel på 10% av partikkelmassen.

Tabell 4: Kjemisk sammensetning av respirable partikler i bileksos, bykjøring. Estimer basert på litteraturen referert i vedlegg A og B.

	Bensinbiler			Dieselbiler	
	Blybensin	Blyfri bensin		Lette <3,5 t	Tunge >3,5 t
		uten katalysator	med katalysator		
<u>Partikkelutslipp</u> mg/km	20-40	?	5	450	1 300 <sup>1</sup>
<u>Sammensetning</u>					
Uorganisk karbon %	1-10	}	5-20	45-80	
Organisk karbon %	30-55		15-35	15-30	
Sulfat (som SO <sub>4</sub> ) %	0,2-1,5	2	30-50	0,1-6 <sup>2</sup>	
Cl %	~1-2	0	0		
Bly <sup>3</sup> %	10	0	0	≈0	
Brom <sup>3</sup> %	~5	0	0		
Metaller %	1-6	7		1-3	

1 Vektsammensetning: 3,5-10 t: 40%, 10-20 t: 40%, >20 t: 20%.

2 S-innhold i diesel: 0,25%.

3 Pb-innhold i bensin: 0,3 g/l.

Tabell 5: Utslippsfaktor for respirable partikler i bileksos, bykjøring, regnet pr. kg drivstoff.

	Bensinbiler <sup>1</sup>		Dieselbiler	
	Blybensin 0,15 g/l	Blyfri bensin katalysator	Person-/varebiler <sup>2</sup> <3,5 t	Lastebiler/busser <sup>3</sup> >3,5 t
Eksospartikler, samlet mg/kg	250-500	60	5 000	4 000
Karbon - organisk "	50-250	9-12	1 100	900
- uorganisk "	30-50	3-12	750-1 500	600-1 200
			3 000	2 500
			2 000-4 000	2 000-3 000
Sulfat (som SO <sub>4</sub> ) "	0,5-5	20-30	15-100	10-90
Bly "	25	0	0	0
PAH "	1,5-5	0,05-0,1	8	7,5
			5-10	0,7-14,5
BaP "	0,05-0,15		0,05-0,1	
Mutagenitet 10 <sup>3</sup> rev/kg	250-1 200	25-60	3 000	1 500-3 000
rev/μg partikler	1-2	0,4-1	0,6	0,4-0,8

1 Drivstoff-forbruk: 11 l/100 km

2 Drivstoff-forbruk: 11 l/100 km

3 Drivstoff-forbruk: 40 l/100 km

Det framheves at det er relativt stor variasjon i resultater av målinger av utslipp. Bilmodell og bilens tekniske stand har stor betydning for utslippet. Det er derfor knyttet relativt stor usikkerhet til utslippsfaktorer som skal være representative for hele bilparken ved kjøring i tettsteder. I tabellene er i noen grad gitt intervaller for utslippsfaktorene som antyder usikkerheten. Spesielt er den stor når det gjelder PAH og mutagenitet, fordi så få måleresultater er tilgjengelige.

I kapittel 1.8 og 1.9 benyttes målinger langs gater og i bysentra som utgangspunkt for å estimere gjennomsnittlige utslippsfaktorer for bilparken relativt til CO. Disse sammenlignes der med de som er estimert i tabellene 3-5.

Lette dieseldrevne biler (person og varebiler) har et partikkelutslipp 10-20 ganger større enn bensinbiler uten katalysator, mens dieseldrevne lastebiler har 30-60 ganger større utslipp, regnet i g/km, og 10-20 ganger større, regnet i g/kg drivstoff. I tabell 6 og 7 er satt opp eksempler på dieselbilens andel av partikkelutslipp fra biltrafikken basert på utslippsfaktorene i tabell 4. En har da brukt det øvre estimatet for bensineksos: 40 mg/kg.

Bare for fordelingen 96%/2%/2% er dieselbilenes bidrag mindre enn 50%. I et tettsted er fordelingen 85%/5%/10% den mest vanlige. De tunge dieselbilene står da for 70% av partikkelutslippet fra bileksos, og bensindrevne personbiler står for bare 18%. Om en går ut fra det lavere estimat for bensindrevne biler, 20 mg/km, eller enda mindre utslipp fra katalysatorbiler ( $5 > \text{mg/km}$ ), blir dieselbilenes bidrag relativt enda større, og egentlig helt dominerende.

Dieselbilene dominerer enda mer når det gjelder utslipp av uorganisk karbon ("sot"). Når det gjelder organisk karbon, PAH og mutagenitet blir dieselbilene mindre dominerende, se tabell 7. De dieseldrevne bilene gir da 35-55% av disse utslippene, om en bruker det høyeste estimatet på utslipp fra bensinbiler.

Tabell 6: Ulike bilklassers andel av partikkelutslippet fra biltrafikken.

Andel av trafikkarbeidet %			Andel av partikkelutslippet %		
bpb <sup>1</sup>	dlb	dtb	bpb	dlb	dtb
96	2	2	53	12	35
93	2	5	34	8	58
85	5	10	18	12	70

1 : Utslippsfaktor for denne klassen: 40 mg/km.

bpb: Bensindrevne personbiler.

dlb: Dieseldrevne lette biler (person og varebiler, 50/50%).

dtb: Dieseldrevne tunge biler (lastebiler og busser).

Tabell 7: Ulike bilklassers bidrag (i prosent) til partikulært utslipp, for en trafikkarbeidfordeling mellom bpb/dlb/dtb på 85%/5%/10%.

	bpb	dlb	dtb
Organisk C	33	10	57
PAH	54	6	40
Mutagenitet	48	9	43

Et spesielt forhold knytter seg til svovel og sulfat. Det meste av svovelet i drivstoffet slippes ut som  $SO_2$ , men en mindre andel (i dieseleksos anslagsvis 5%) slippes ut som sulfatpartikler. Diesebilene dominerer også  $SO_4$ -utslippet. I eksosen fra katalysatorbiler oksideres imidlertid mye av svovelutslippet opp til  $SO_4$ , slik at sulfatutslippet er større fra biler med katalysator enn uten, ved uendret svovelinnhold i bensinen. I USA har en funnet at opptil 50% av partikkelutslippet fra katalysatorbiler er sulfat. Sulfatutslippet fra bensindrevne biler med katalysator kan da komme til å bety like mye som dagens utslipp for dieserbiler. Totalt er sulfatutslippet fra biltrafikken imidlertid av mindre betydning i forhold til andre kilder. Biltrafikken kan gi sulfatkonsentrasjoner ved gater av størrelse opptil  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som døgnmiddelverdi. Til sammenligning



var sulfatkonsentrasjonen i luft i Sør-Norge i 1989 i gjennomsnitt knapt  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , med maksimale døgnmiddelverdier opp mot  $25\text{-}30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (SFT, 1989). Hovedkilden til dette er  $\text{SO}_2$ -utslipp fra oljeforbrenning i Europa.

### 1.3 PARTIKLER I BENSINEKSOS

Et sammendrag av litteraturundersøkelsen av eksospartikler for bensindrevne biler er gitt i vedlegg A. En lang rekke målinger av partikkelutslipp fra bensindrevne personbiler er gjort, først og fremst i Sverige, Tyskland og USA. En rekke forhold har betydning for utslippet, bl.a.:

- bilmodell
- bilens alder og stand
- kjøresyklus anvendt under testen
- kaldstart/varmstart

Det er derfor nokså stor variasjon i resultatene fra de ulike undersøkelser. Et sammendrag er gitt i tabell 3, 4 og 5, der utslippsfaktorer er gitt for biler uten katalysator og med katalysator.

For biler uten katalysator er det gitt et lavt og et høyt estimat, i tillegg til total variasjonsbredde i målingene for en del komponenter. Det lave estimat gjelder en del nyere biler testet i Sverige. Det høye estimat gjelder samlet bilpark i Norge, inkludert en kaldstartandel på 15%. Hovedvekten er da lagt på en undersøkelse av i alt ca. 40 personbiler av modell- og aldersfordeling representativ for norsk bilpark (Melhus, 1983).

Når det gjelder bly, har en gått ut fra et blyinnhold på  $0,15 \text{ g/l}$  bensin, og at i gjennomsnitt 12-14% av blyet i bensinen ved bykjøring slippes ut på inhalerbare partikler (Haugsbakk og Larssen, 1985).

Utslipet fra en kald motor er vesentlig høyere enn fra en varm. I ECE-syklusen med starttemperatur  $20^{\circ}\text{C}$  var partikkelutslippet omtrent dobbelt så stort som ved start med varm motor (Haugsbakk og Larssen, 1985). Kaldstarttemperaturen har også stor betydning. I FTP-1973-syklusen var kaldstartutslippet ved starttemperatur  $-10^{\circ}\text{C}$  dobbelt så stort som ved starttemperatur  $22^{\circ}\text{C}$ . Tilsvarende øker PAH-utslippet til det 4-dobbelte (Egebäck et al., 1984). Dette innebærer at ved en kaldstartandel på 15% vil partikkelutslippet fra en trafikkstrøm i en vinterperiode med  $-10^{\circ}\text{C}$  være ca. 25% høyere enn i en sommerperiode med ca.  $20^{\circ}\text{C}$ .

Partikkelutslippet synes å øke med økende kjørehastighet, hovedsakelig på grunn av at utslippet av uforbrent og delvis forbrent drivstoff øker, og også fordi blyutslippet øker (kvoten bly ut/bly inn er ca. 50% ved 80 km/h mot 10-15% ved bykjøring (ECE-syklus)). Ved 80 km/h konstant hastighet var blyutslippet 60 mg/km mot 35 mg/km for ECE-syklus, varmstart (Haugsbakk og Larssen, 1985).

Relativt nye biler med 3-veis katalysator har et partikkelutslipp på ca. 10% av gjennomsnittsbilen i dagens norske bilpark. Dette gjelder både partikler totalt, karbon, PAH og mutagenitet. Når det gjelder sulfat øker utslippet imidlertid til det 5-dobbelte. Sulfat er en hovedkomponent i utslippet fra katalysatorbiler, og utgjør ifølge amerikanske undersøkelser ca. halvparten av partikkelmassen. En går ut fra at S-innholdet i bensinen har betydning for sulfatutslippet.

#### 1.4 PARTIKLER I DIESELEKSOS

Et sammendrag fra litteraturundersøkelsen av utslipp fra dieseldrevne biler er gitt i vedlegg B. Også for dieserbiler er de fleste tilgjengelige målinger gjort i Sverige, Tyskland og USA. De fleste undersøkelser omfatter et lite antall kjøretøy, ofte bare ett eller to. Det er stor variasjon i motortyper og

motorstørrelser når det gjelder tunge dieserbiler, og det er derfor stor variasjon i resultatene fra de ulike undersøkelser.

Et sammendrag av utslippsfaktorer fra vedlegg B er gitt i tabellene 3, 4, og 5, der det er skilt mellom lette biler (personbiler og varebiler med totalvekt <3,5 tonn), og tunge biler (lastebiler og busser med totalvekt >3,5 tonn).

For lette dieseldrevne personbiler i bykjøring (ECE- og FTP-syklus) er det ikke så stor variasjon i resultater, og utslippet ligger i området 0,2-0,3 g/km. Lette biler med større motor (varebiler) har utslipp i området 0,5-0,6 g/km. Om personbiler og varebiler utgjør en like stor andel av trafikkarbeidet i tettsteder, blir utslippsfaktoren for person- og varebiler 0,4-0,45 g/km. I Norge er antallet dieseldrevne personbiler og dieseldrevne varebiler omtrent like stort, omtrent 40 000 av hver.

Kaldstart øker utslippet noe. I FTP-syklusen med kaldstart ved 20°C er utslippet 20-30% høyere enn med varmstart. Utslippet ved kaldstart ved lavere temperaturer er ikke undersøkt. Akkumulert kjørelengde synes ikke å påvirke utslippet.

For dieseldrevne lastebiler og busser er det stor variasjon i målte utslippsfaktorer. Basert hovedsakelig på resultater av målinger i Sverige, forslås følgende utslippsfaktorer:

Kjøretøyklasse, totalvekt, tonn	Partikkelutslipp, g/km Bykjøring
3,5-10	0,75
10-20, inkl. busser	1,5
>20	2

Målinger i USA gir noe mindre utslipp enn dette. Innen CORINAIR-prosjektet i EF (EG) foreslås følgende faktorer for bykjøring:

3,5-16 tonn:	0,9 g/km
>16 tonn	: 1,6 "
Busser	: 1,4 "

Ved landeveiskjøring synes partikkelutslippet å gå noe ned. Dette er funnet i to ulike undersøkelser, dvs. utslippet er målt direkte (Potter et al., 1988) og indirekte (Pierson et al., 1983) for biler i virkelig trafikk, og det er også indikert av Baines et al., (1979) for bykjøring og "highway"-kjøring i New York og Los Angeles (se tabell B4 i vedlegg B).

Drivstoffkvaliteten synes å ha en innvirkning på partikkelutslippet, men målinger som er gjort gir ikke helt entydige resultater.

Nielsen og Sorenson (1988) refererer en undersøkelse i USA som viser at redusert aromatinhold i dieselen, fra 30% til 10%, reduserer utslippet noe, ca. 10% (ved tomgang er reduksjonen større), mens redusert svovelinnhold, fra 0,5% til 0,03% S ga betydelig lavere utslipp (35-45% reduksjon). En undersøkelse rapportert av Björkman og Egebäck (1987) synes å underbygge at svovelinnholdet betyr mer enn aromatinholdet.

I Sverige er flere undersøkelser gjort, der utslipp fra "lett diesel" (lavsvovlig diesel med cetantall i området 41-43 og aromatinhold ca. 17%) er sammenlignet med utslipp fra "handelsdiesel" (cetantall 45-50, 20-25% aromat og varierende S-innhold). Bertilsson et al (1987) fant bare liten reduksjon i partikkelutslipp ved bruk av lettdiesel, mens Grägg og Egebäck (1988) fant en betydelig reduksjon (40-45%). Disse forskjeller kan, i lys av S-innholdets betydning, skyldes at S-innholdet i "handelsdiesel" i Sverige varierer en del.

Økningen i partikkelutslipp ved økt S-innhold i diesel skyldes ikke i første rekke økt sulfatutslipp, selv om dette også øker en del ( $SO_4$ -innholdet i partikkelutslippet er bare noen få prosent).

Når det gjelder PAH og mutagenitet, er utslippsfaktorene usikre, spesielt for tunge dieserbiler. Bare et fåtall utslippsmålinger er rapportert i litteraturen.

#### 1.5 PARTIKLER FRA VEISTØV

Veistøvet gir bidrag av betydning for partikkelforurensningen i tettsteder bare der det er utstrakt bruk av piggdekk. Veistøvbidraget er da av betydning når veibanen er tørr og veistøvdepotet er tilgjengelig for oppvirvling. I Norge slites anslagsvis 250 000 tonn fra asfaltveidekket på norske veier hvert år. Ca. 95% av dette er stein, og ca. 5% er bitumen. Bare en liten del av dette er inhalerbare partikler. Størrelsesfraksjonen av støv tatt fra veier i Oslo ga at 0,1% av massen var inhalerbare partikler, dvs. 250 tonn på landsbasis. Til sammenligning utgjør eksospartikkelutslippet fra veitrafikken i Norge anslagsvis 1 800 tonn i piggdekkseasonen.

I tørre perioder i piggdekkseasonen er imidlertid veistøvbidraget mye større enn i gjennomsnitt. Det er foretatt en undersøkelse av dette ved en ringvei i Oslo. Et sammendrag av resultater er beskrevet i vedlegg C. På grunnlag av måleresultatene herfra, kan en anslå utslippsfaktorer for veistøv for den veien der målingene ble gjort (tabell 8). Årsdøgntrafikken var ca. 35 000, kjørehastigheten 70 km/h og tungtrafikkandelen ca. 10%. Utslippsfaktorene i tabellen gjelder tørr vei i piggdekkseasonen.

Ved våt vei og utenfor piggdekkseasonen (etter godt veirenhold) er utslippet vesentlig mindre enn eksospartikkelutslippet. Ved lavere kjørehastighet og mindre tungtrafikkandel avtar veistøvsitasjen og oppvirvling vesentlig, sannsynligvis med kvadratet av hastigheten og nær proporsjonalt med tungtrafikkandelen, idet de store kjøretøyene står for det meste av oppvirvlingen.

Tabell 8: Anslåtte utslippsfaktorer fra veistøv ved horisontal vei, kjørehastighet 70 km/h, 10% tungtrafikkandel. Faktorene gjelder forhold ved tørr vei i piggdekk-sesongen.

	Partikkelfraksjon	
	<2 $\mu\text{m}$	<10 $\mu\text{m}$
Partikler totalt, g/km	0,8	3
Bly (ved 0,15 g/l) mg/km	1,5	2
PAH "	2	2
Mutagenitet rev/km	10 000	10 000

Veistøvetts innhold av bly, PAH og mutagenitet har i gjennomsnitt liten betydning i forhold til eksosutslippet. Ved tørr vei vil veistøvet dog føre til en viss økning i bly- og PAH-konsentrasjonen i luften, men mutageniteten fra veistøvet er helt uten betydning. Dersom steinmaterialet i asfalten inneholder  $\alpha$ -kvarts, kan det innebære en helserisiko.

#### 1.6 PARTIKLER FRA FORBRENNING AV OLJE, KOKS OG SØPPEL

Det er et begrenset refererbart materiale når det utslippsfaktorer for partikler fra forbrenning av olje, koks og søppel. Et sammendrag er gitt i vedlegg D og i tabell 1 og 2. Når det gjelder utslipp av mutagene stoffer, har vi basert oss på de faktorer som er brukt i MIL-2-prosjektet (Nordforsk) (Alfheim et al., 1985).

#### 1.7 PARTIKLER FRA FYRING MED VED

Partikkelutslippet fra vedfyring har bl.a. blitt målt av Muhlbaier Dasch et. al. (1989), og innen det svenske Bio-brensel-prosjektet ble gitt en oversikt over utslippsfaktorer

(Energikommisjonen, 1978). Det samme ble gitt i MIL-2-prosjektet (Nordforsk) (Alfheim et al., 1985).

Basert på disse målinger og oversikter, synes følgende utslippsestimat å være de mest korrekte for vedfyring:

		Små ovner	Varmekraft
Partikler totalt,	g/kg	10	
C-uorganisk,	"	2	
C-organisk,	"	4	
PAH,	mg/kg	40	1
Mutagenitet	rev/kg ved	$5 \cdot 10^6$	$20 \cdot 10^3$
	rev/MJ	$2,5 \cdot 10^5$	$10^3$
	rev/mg part.	$2,5 \cdot 10^2$	15

#### 1.8 UTSLIPPSFAKTORER FOR BILER BESTEMT VED MÅLINGER VED GATER

Forholdstall mellom utslippsfaktorer for ulike stoffer kan bestemmes ved å måle konsentrasjon av forurensninger langs gater. Fordelen med slike målinger er at de utslippsfaktorer en kommer fram til representerer gjennomsnittet for alle biler i trafikkstrømmen som passerer målepunktet. Dersom målingene tas som gjennomsnitt over en dag eller mer, vil flere tusen biler passere målepunktet. En kan da med god nøyaktighet si at målingene er representative for bilparken ved de trafikkforhold (hastighet, etc.) som dominerer ved målepunktet. Ulempen med utslippsmålinger på denne måten, er at en ikke lett kan skille mellom ulike bilklasser (bensin/diesel, personbiler/lastebiler/busser), men en får gjennomsnittet over alle bilklasser.

I Oslo har målinger ved to stasjoner, en gatestasjon (St. Olavs gate) og en referansestasjon i nærheten som representerer bakgrunnen i området, pågått hver vinter siden 1980. Det utføres

målinger av bl.a. CO, NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, partikler, PAH, bly og mutagenitet. Det utføres kontinuerlige målinger eller døgnmålinger hele januar-februar hvert år.

Differensen i forurensningsnivå mellom gatestasjonen og referansestasjonen er proporsjonal med utslippet fra trafikkstrømmen i gaten.

Fra disse målingene kan utslippsfaktorer beregnes, og sammenholdes med utslippsfaktorene for biler i tabell 3. Kjørehastigheten forbi gatestasjonen er ca. 30 km/h. Andelen lastebiler er målt til ca. 2%, og andelen lette dieselbiler anslås til 5%. Som referanse benyttes utslippsfaktoren for CO som kan beregnes fra Nordisk beregningsmetode for bilavgasser (NMR, 1984), til å være ca. 25 g/km i St. Olavs gate, med en anslått kaldstartandel på 15%.

Resultatene er gitt i tabell 9.

Tabell 9: Indirekte bestemte utslippsfaktorer fra trafikkstrømmen i St. Olavs gate sammenliknet med utslippsfaktorene fra litteraturundersøkelsen (fra tabell 3).

	Netto-konsentrasjon på gatestasjon	Konsentrasjon relativt til		Beregnet utslippsfaktor basert på $q_{CO}=25$ g/km	Utslippsfaktor fra tabell 2 $(93/5/2)^2$	Relativt til partikler
		CO	Partikler			
CO	4,3 mg/m <sup>3</sup>					
Partikler	11 µg/m <sup>3</sup>	$2,6 \cdot 10^{-3}$		65 mg/km	75 mg/km	
Bly	0,40 µg/m <sup>3</sup>	$93 \cdot 10^{-6}$	0,036	2,4 mg/km	2,7 mg/km	0,036
PAH	~50 ng/m <sup>3</sup>	$11,6 \cdot 10^{-6}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	290 µg/km <sup>3</sup>	300 µg/km	$4,0 \cdot 10^{-3}$
Mutagenitet TA98(-S9)	~20 rev/m <sup>3</sup>	$4,7 \cdot 10^3$ rev/g	$1,8 \cdot 10^6$ rev/g	$118 \cdot 10^3$ rev/g	$115 \cdot 10^3$ rev/km	$1,5 \cdot 10^6$ rev/g

1 Konsentrasjon gate minus konsentrasjon referanse-stasjon.

2 Fordeling bensin personbiler/diesel lette biler/diesel lette lastebiler. Utslippsfaktorer for lette diesel lastebiler anslås til følgende:

Partikler : 750 mg/km (se side 161)

PAH : 1 500 mg/km

Mutagenitet:  $400 \cdot 10^3$  rev/km.

3 Referanse: Larssen (1984).



De indirekte bestemte utslippsfaktorer stemmer godt med faktorene fra litteraturundersøkelsen, når en baserer seg på utslippsfaktoren for CO gitt i Nordisk beregningsmetode.

Det er utslippet fra bensindrevne personbiler som dominerer partikkelutslippet i St. Olavs gate. Disse målingene bekrefter derfor de utslippsfaktorer som er satt opp i tabell 3 for denne bilklassen, med 40 mg/km for partikler, 300 µg/km for PAH på partikler (tyngre enn pyren) og 100 000 revertanter/km., dvs. de øvre estimater i tabellen, for gjennomsnittsbilen i norsk bilpark. Nyere biler vil ofte ha utslipp ned mot nedre del av intervallene gitt i tabell 3.

#### 1.9 KONTROLL AV TOTALUTSLIPP AV PARTIKLER I OSLO VED HJELP AV LUFTKVALITETSMÅLINGER

Målinger av svevestøvkonsentrasjoner og andre partikkelparametre, samt CO og andre gasser utført på referansestasjonen i Oslo sentrum kan benyttes til å kontrollere de beregnete totalutslipp av partikler og mutagenitet i Oslo som kan beregnes fra utslippsfaktorene i tabellene 3 og 5, samt trafikkarbeid og forbrukstall for oljeprodukter. Beregningen baseres på samlet CO-utslipp, som er beregnet med relativt god nøyaktighet fra bensinforbruk, trafikkarbeid og utslippsfaktor for CO (Gram, 1987).

Resultater er gitt i tabell 10. Det må sies å være god overensstemmelse mellom målte og beregnete verdier, når en tar hensyn til en viss bakgrunnskonsentrasjon i luften som kommer inn over byområdet.

Disse beregninger tyder på at utslippsfaktorene totalt sett som er utledet i denne rapporten (tabellene 3, 4 og 5) gir en rimelig god beskrivelse av virkelige utslipp i Oslo. Spesielt tyder dette på at utslippsfaktorene som er brukt for mutagenitet fra biler ( $10^6$  rev/kg for bensin,  $4 \cdot 10^6$  rev/kg for lette dieserbiler og  $2,5 \cdot 10^6$  rev/kg for tunge dieserbiler) ikke er for høye.

Tabell 10: Beregnet konsentrasjon i Oslo sentrum, basert på utslippsfaktorene brukt i denne rapporten samt målt CO-konsentrasjon og beregnet CO-utslipp, sammenlignet med målte konsentrasjoner.

	Utslipp, vinter tonn	Beregnet konsentrasjon <sup>3</sup>	Målt konsentrasjon <sup>1</sup>
CO	33 000		1,7 mg/m <sup>3</sup>
Partikler, finfraksjon	550 <sup>2</sup>	28 µg/m <sup>3</sup>	30-40 µg/m <sup>3</sup>
Mutagenitet	345 · 10 <sup>12</sup> rev	18 rev/m <sup>3</sup>	24 rev/m <sup>3</sup>
	370 · 10 <sup>12</sup> rev <sup>4</sup>	19 rev/m <sup>3</sup>	
Bly	33 (totalt)		0,35 µg/m <sup>3</sup>
	6,6 <sup>5</sup>	0,34 µg/m <sup>3</sup>	

1 Gjennomsnitt for januar og februar måneder.

2 Bileksos og individuell boligoppvarming (ekskl. veistøv).

3 Fra utslipp fra bileksos og individuell boligoppvarming, ekskl. bakgrunnskonsentrasjon.

4 Inkl. siderøyk fra sigaretter: ~24 · 10<sup>12</sup> rev.

5 Pb<sub>ut</sub>/Pb<sub>inn</sub> i motor, ved bykjøring: 20%

## 2 BIDRAG FRA ULIKE PARTIKKELKILDER

På ethvert sted bestemmes bidragene til konsentrasjonen av partikler i luft og til kjemisk sammensetning i første rekke av styrken av de ulike kildekategorier i nærheten av stedet, og i andre rekke av kildestyrkene lenger unna. På fortau ved en sterkt trafikkert gate vil bileksosen dominere. I et lite tettsted med kaldt klima om vinteren kan partikler fra vedfyring dominere, mens i et lite tettsted i Sør-Sverige eller Danmark kan langtransporterte sulfat- og sotpartikler fra kontinentet dominere.

Det er flere metoder en kan benytte til å anslå bidrag fra ulike kildekategorier. Tre av disse, som vil bli omtalt her, er:

1. Beregning av bidrag til samlet utslipp i byer/tettsteder, basert på utslippskartlegging.
2. Beregning av bidrag i delområder av byer/tettsteder, ved hjelp av utslippskartlegging og kildeorienterte spredningsmodeller.
3. Beregning av bidrag i reseptorpunkter der samlet partikkelkonsentrasjon er målt, ved hjelp av reseptororienterte modeller (kjemisk massebalanse, faktoranalyse, regresjonsanalyse).
4. Beregning av bidrag fra bileksos ved hjelp av sporstoffer.

#### 2.1 BIDRAG TIL SAMLET PARTIKKELUTSLIPP I BYER/TETTSTEDER I NORGE

Dette kan beregnes basert på forbrukstall for brennstoff/drivstoffkategorier for ulike kjøretøy- og anleggstyper, og de utslippstall som er gitt i tabellene 1-5.

I Norge er forbrukstall tatt fram for Oslo (Gram, 1987), Bergen (Hoem et al., 1985), Sarpsborg/Fredrikstad (Haugsbakk og Gram, 1983), Drammen (Haugsbakk, 1987) og Elverum (Hagsbakk og Schjoldager, 1987). Elverum er et mindre tettsted (ca. 15 000 innbyggere) på indre Østlandet, med kaldt vinterklima og lite forurensende industri. De øvrige er i norsk målestokk større byer der biltrafikk og individuell boligoppvarming dominerer, og der industri og varmesentraler, avfallsforbrenning og havnetrafikk gir varierende bidrag til partikkelutslippet.

Tabell 11 og tabell 12 gir relative bidrag til henholdsvis samlet partikkelutslipp og samlet utslipp av mutagene stoffer fra bileksos og individuell boligoppvarming i noen norske tettsteder om vinteren. Dette er arealfordelte kilder som har lav utslippshøyde og fordeler seg over tettstedets mest befolkede og beferdete områder der befolkningen eksponeres. Utslipp fra

industri, varmesentraler, avfallsforbrenning og havnetrafikk skjer oftest enten gjennom relativt høye skorsteiner som gir god spredning og lave bakkekonsentrasjoner, eller utslippet skjer ofte utenfor eller i utkanten av de mest beferdete områder. Disse kilder vil derfor oftest bidra i mindre grad til befolkningens eksponering til forurensning enn det som kildestyrken alene tilsier. Det vil likevel være mange tilfeller der f.eks. industriutslipp dominerer svevestøvelastningen lokalt.

Tabell 11: Relative bidrag til partikkelutslipp, finfraksjon (partikler med diameter  $<2 \mu\text{m}$ ) i noen byer og tettsteder i Norge om vinteren, regnet i prosent av samlet utslipp fra bileksos og individuell boligoppvarming.

	Oslo	Bergen	Sarpsborg/ Fredrikstad <sup>2</sup>	Drammen <sup>2</sup>	Elverum <sup>3</sup>
Veitrafikk	29	39	41,5	81,5	3
- bensin	8	10,5	9	22	
- diesel, lett	3	3	3,5	7,5	
- diesel, tung	18	25,5	29	52	
Boligoppvarming, individuell	71	61	58,5	18,5	97
- olje, parafin	8	8,5	14	5,5	6,5
- ved	62	15	?	?	90,5
- koks	1	37,5	44,5	13	-
Varmesentraler	9	7	11+31 <sup>1</sup>	8	-
Avfalls- forbrenning	25	?	?	?	?
Havnetrafikk	?	?	?	9	-
Veistøv	?	?	?	?	?
Samlet utslipp fra veitrafikk og ind. boligopp- varming (tonn)	551	133	139	50	37

1. Industribedrift, tungolje (Borregaard) Skorsteinshøyde: 140 m.

2. Ekskl. vedfyring (intet estimat for vedforbruk).

3. Lite tettsted på indre Østlandet (kaldt vinterklima).

Tabell 12: Relative bidrag til utslippet av mutagene stoffer (revertanter, målt i TA98 (-S9)-systemet i noen byer og tettsteder i Norge om vinteren, regnet i prosent av samlet utslipp fra bileksos og individuell bolig oppvarming.

	Oslo	Bergen	Sarpsborg/ Fredrikstad	Drammen	Elverum
Veitrafikk	45	57	59	91	1
- bensin	24	31	27,5	48	
- diesel, lett	3,5	3	4,5	7	
- diesel, tung	17,5	23	27	36	
Boligoppvarming, individuell	55	43	41	9	99
- olje, parafin	4,5	4	7	2	
- ved	49	11	?	?	99
- koks	1,5	28	34	7	
Avfalls- forbrenning	1,5				
Skipstrafikk, havn			10		
Samlet utslipp fra veitrafikk og ind. boligoppv. 10 <sup>12</sup> rev.	345	91	91	46	172

Veistøv er et arealfordelt utslipp. Denne kilden er ikke tatt med i tabell 11 for samlet partikkelutslipp, fordi utslippsfaktorene som funksjon av kjørehastighet og tungtrafikkandel ikke er godt kjent. Når det gjelder mutagenitet (tabell 12) vet vi at veistøvet bidrar lite.

Veistøvet bidrag til partikkelforurensningen i områder der piggdekk er i utstrakt bruk om vinteren, kan estimeres basert på de målinger som er gjort i Oslo (Larssen, 1987a, se vedlegg C). Ved tørr vei med 70 km/h og 10% tungtrafikk var bidraget fra veistøv til finfraksjonen av partikler 3,5 ganger bidraget fra bileksospartikler. For inhalerbar fraksjon var forholdstallet 16, i forhold til bileksospartikler. Dette betyr at på tørre dager om vinteren dominerer veistøvet inhalerbar

partikkelkonsentrasjon i områder med god kjørehastighet. Dette er lett å observere på slike dager, som en grålig dis, f.eks. i Oslo og Bergen. Når det gjelder finfraksjonen, vil dominansen være mindre, spesielt i sentrumsområder der trafikkhastigheten er vesentlig lavere enn 70 km/h.

I tabell 13 er satt opp estimater av veistøvbidraget relativt til eksospartikkelbidraget for ulike steder og forhold, forutsatt en trafikk sammensetning 85%/5%/10% av henholdsvis lette bensinbiler/lette dieselbiler/tunge dieselbiler. Ved våt vei settes veistøvbidraget til null.

Tabell 13: Estimat av veistøvbidraget til partikler relativt til bidraget fra bileksospartikler for ulike kjøreforhold. (Trafikksammensetning: se teksten).

	Finfraksjon ( $<2 \mu\text{m}$ diameter)	Inhalerbar fraksjon ( $<10 \mu\text{m}$ diameter)
<u>Partikler</u>		
Tørr vei, 70 km/h, 10% tungtrafikk	3,5	16
Tørr vei, 35 km/h, 10% tungtrafikk	1	4,5
Gjennomsnitt, 75% våt vei/25% tørr vei, 35 km/h	0,25	1
<u>Tørr vei, 70 km/h 10% tungtrafikk</u>		
Bly	0,75	1
PAH	1,5-2	1,5-2
Mutagenitet (TA98/-S9)	~0,1	~0,1

Ifølge estimatet får veistøvet i sentrum av byer et totalbidrag til finfraksjonen av partikler som i gjennomsnitt er ca. 1/4 av eksospartikkelbidraget. Bidraget til inhalerbar fraksjon er like stort som eksospartikkelbidraget. I områder med større kjørehastighet dominerer veistøvet partikkelkonsentrasjonen helt når veien er tørr.

Tallene i tabellen kan være et utgangspunkt for et grovestimat av veistøvets betydning som partikkelkilde.

Ut fra dette kan bidragene som beregnet i tabellene 11 og 12 for henholdsvis finfraksjon av partikler og mutagenitet fra de ulike partikkelkilder i en del norske byer vurderes.

Veitrafikkens beregnede bidrag til samlet utslipp av partikler fra veitrafikk og individuell boligoppvarming om vinteren (tabell 11), varierer fra 3% i Elverum, der vedfyringen dominerer helt, til 81,5% i Drammen, der høy grad av el-oppvarming og stor gjennomfartstrafikk fører til at utslippet fra tunge dieselmotorer gir over 50% av utslippet. Vedfyring er også en viktig kilde i Oslo, mens koksforbrenning betyr mye både i Bergen og Sarpsborg/Fredrikstad.

Om veistøvet tas med, reduseres prosenttallene i tabell 11 med anslagsvis 25% av samlet bidrag fra bileksos, ifølge estimatet i tabell 13.

Varmesentraler, avfallsforbrenning og havnetrafikk gir oftest mindre bidrag til eksponeringen, når en også tar hensyn til utslippets plassering og utslippshøyde.

Tallene i tabell 11 viser i hvor stor grad bidragene fra de ulike kildekategorier kan variere fra by til by, sett i gjennomsnitt over vinteren. Slike tall kan danne utgangspunkt for å vurdere de ulike kildenes betydning for langtidseksponeringen til svevestøvet.

Når det gjelder veitrafikkens beregnede bidrag til mutageniteten i partiklene (tabell 12) varierer det fra ca. 1% i Elverum (vedfyring gir resten) til 91% i Drammen. Vedfyring er også en hovedkilde i Oslo, mens koksforbrenning betyr en del i Bergen og Sarpsborg/Fredrikstad. Avfallsforbrenning, skips- og lufttrafikk gir bare små bidrag. Det samme gjelder i de fleste tilfeller veistøv, der mutagenitet pr.

bilkm i bysentra i gjennomsnitt anslås til mindre enn 5% av bileksosens bidrag.

Siderøyken fra sigarettøyking gir faktisk et ikke ubetydelig bidrag til totalutslipp av mutagenitet. I Norge røyker ca. 38% av befolkningen daglig, med et gjennomsnittsforbruk på ca. 14 sigaretter pr. dag (Lund, 1989). I byer er sigarettforbruket noe høyere enn dette. Basert på et anslag at siderøyken i en sigarett gir 50 000 revertanter (Sanner, 1989; Löfroth, 1989), gir dette et totalutslipp til luft i Oslo fra sigarettøyking på ca.  $25 \cdot 10^{12}$  revertanter i vinterhalvåret, sammenlignet med et vinterutslipp fra veitrafikk og boligoppvarming på  $345 \cdot 10^{12}$  revertanter. Siderøyken fra sigaretter står altså for ca. 7% av dette utslippet. Når alle bensindrevne biler får katalysator, og røykevanene forblir uendret, vil røykingen, basert på de data vi har i dag, gi et mutagenutslipp som er omtrent samme størrelse som bensinbilparken.

Byene som er brukt som eksempler er ikke typiske industristeder med prosessutslipp av partikler. I byer og tettsteder med prosessindustri med store partikkelutslipp, f.eks. smelteverk, (stål, aluminium, FeSi etc.), koksverk, eller mange mindre virksomheter med prosessutslipp, kan disse bidra mye eller dominere helt. Et eksempel er Mo i Rana i Norge, der det inntil 1988 var både jernverk og koksverk i drift.

## 2.2 OVERSIKT OVER BEREGNINGER AV KILDEBIDRAG I RESEPTORPUNKTER I NORDEN

Målinger av svevestøv (mengde og elementsammensetning) og andre parametre som mutagenitet og også gasskonsentrasjoner (CO, NO<sub>x</sub>, etc.) i en del byer i Norden har gitt grunnlag for beregning av kildebidrag til forurensningen ved hjelp av modeller for kjemisk massebalanse, hovedkomponentanalyse og regresjonsanalyse. Dette er gjort i København (Kronborg et al., 1984; Kemp, 1987 og Kemp, 1988), Göteborg (Dahlberg og Steen, 1987), Nyköping (Bringfelt, 1987) og Oslo (Schaug og Larssen, 1989). Det er brukt ulike metoder i de ulike undersøkelsene.



Resultater fra de enkelte undersøkelser beskrives i vedlegg E. Et sammendrag er gitt i tabell 14 og tabell 15 for henholdsvis sentrumsstasjoner og gatestasjoner.

Gatestasjoner representeres av H.C. Andersens Boulevard i København (ÅDT 60 000), Rådhusgata i Oslo (ÅDT 25 000) og Repslagaregt. i Nyköping (ÅDT 13 000).

Sentrumsstasjoner representeres av GP-huset (tak) i Göteborg, 2 stasjoner i Oslo og 4 stasjoner i København, i tillegg til Stormgade i København, som får et relativt vesentlig bidrag direkte fra H.C.A. Boulevard.

Tabell 14: Beregnet bidrag (i prosent) fra ulike kildekategorier. Reseptorpunkter i bysentra (ikke gatestasjoner)  $d_p$ : partikkeldiameter.

	Bil Bensin Diesel		Olje	Lang-transport	Mineralstøv/ jordstøv	Ubestemt
<u>SVEVESTØV</u> Göteborg, vinter $d_p < 50 \mu\text{m}$	31	43	13	8	0	5
<u>Oslo, vinter</u> $d_p < 2,5 \mu\text{m}$						
Dronningparken	21		60 (olje/ved/ LTP)		3	16
Kontraskjøret	27		48 (olje/ved/ LTP)		6	16+3 (metaller)
Ullevål Hageby	31		48 (olje/ved/ LTP)		3	18
<u>København, år</u> $d_p < 50 \mu\text{m}$						
Stormgade ( $d_p < 5 \mu\text{m}$ )	15		10	55	10	10
Vanløse	35-40 (energi)				25	30-55
Tårnby	30-35 (energi)			40	17	3-8
Glostrup	40-50 (energi)			40	20	-
Ballerup	40-50 (energi)			(Al, S, Mn, Ti)	25 +12 (halm)	10-20
<u>MUTAGENITET</u> Göteborg	3	75				22

Tabell 15: Beregnet bidrag (i prosent) fra ulike kildekategorier. Reseptorpunkter på gatestasjoner.  $d_p$ : partikeldiameter.

	Bil	Olje	Lang-transport	Mineralstøv/ jordstøv	Ubestemt
<u>SVEVESTØV</u>					
<u>København (<math>d_p &lt; 50 \mu\text{m}</math>)</u>					
H.C.A. Boulevard (60 000 ÅDT)	38	20	26	20	-
<u>Oslo (<math>d_p &lt; 2,5 \mu\text{m}</math>)</u>					
Rådhusgata (25 000 ÅDT)	28		46	15	11
<u>Nyköping (<math>d_p &lt; 10 \mu\text{m}</math>)</u>					
Repslagaregt (13 000 ÅDT)	7	43 (olje og kull)		30	20
<u>MUTAGENITET</u>					
H.C.A. Boulevard	20	24	29		27

På sentrumsstasjonen i Göteborg ble bileksosen beregnet å bidra med 74% av TSP ( $d_p < 50 \mu\text{m}$ ) (31% fra bensin og 43% fra diesel), olje (lokalt) med 13% og LTP med 8%.

På sentrumsstasjoner i Oslo bidro bileksosen med 20-30% av finfraksjonen ( $d_p < 2,5 \mu\text{m}$ ), olje, ved og LTP med 50-60% og mineralstøv (veistøv) med 3-6% (ubestemt: 15-20%). Bileksosens bidrag stemmer rimelig godt med det en beregnet fra totalutslippet av partikler i Oslo (se tabell 11). Veistøvetts estimerte bidrag på ca. en fjerdedel av bileksosen (se kap. 2.1) stemmer også godt overens med resultatene i tabell 14. Bileksosens bidrag stemmer også godt med en forenklet beregning basert på målt blykonsentrasjon og forholdet mellom bly og partikler i bileksos (se kapittel 2.3).

I København kunne en ikke i analysen skille mellom bileksos og oljeforbrenning lokalt. En kilde som kombinerer disse (kalt "energi") bidro med 30-50% av TSP ( $d_p < 50 \mu\text{m}$ ), mens et LTP-bidrag på 40% ble beregnet på to av stasjonene, og jordstøv bidro med 15-25%.

Analysene i de tre byene gir derved for sentrumstasjonene nokså forskjellige resultater. Bileksosens beregnede bidrag i Göteborg er mye større enn i Oslo, mens det i København (Stormgade) er mindre enn i Oslo igjen. I København er LTP-bidraget til TSP beregnet til å være stort (40-50%), mens det i Göteborg er 8% og i Oslo sannsynligvis mindre enn dette. Årsaker til disse forskjeller kan ligge i:

- Ulik faktisk kildefordeling i byene.
- Ulikt faktisk LTP-bidrag (f.eks. større i København enn i Oslo).
- Ulik stasjonsplassering i forhold til lokal kildeinnflytelse.
- København-data gjelder ett helt år, mens analysen i Oslo og Göteborg gjelder vinterdata.
- Oslo-dataene gjelder finfraksjonen ( $d_p < 2,5 \mu\text{m}$ ), mens dataene fra Göteborg og København gjelder TSP. Dette skulle for øvrig gi større bileksosbidrag i Oslo ( $d_p < 2,5 \mu\text{m}$ ) enn i København ( $d_p < 50 \mu\text{m}$ ), mens beregninger gir det motsatte resultat.
- Ulike statistiske metoder for kildebidragsberegning er brukt i de ulike undersøkelsene.

Kildebidragsberegningene på gatestasjoner i København og i Oslo stemmer rimelig godt overens. Bileksos bidrar med 38% av TSP på H.C. Andersens Boulevard, og 28% av finfraksjonen ( $d < 2,5 \mu\text{m}$ ) i Rådhusgaten, med knapt halvparten av trafikkmengden. Bidragene for olje + ved + LTP og mineralstøv er begge steder h.h.v. 46% og 15-20%.

I Repslagaregatan i Nyköping er beregnet bidrag fra bileksos svært lite, 7%. Muligens representerer dette bare bensineksos, og ikke også dieseleksos (se vedlegg E).

Det er også gjort kildebidragsberegninger for mutagenitet i Gøteborg (sentrumstasjon) og i København (gatestasjon, H.C. Andersens Boulevard). Resultatene skiller seg fra hverandre. I Gøteborg sentrum ble det beregnet at dieselbiler dominerer mutageniteten, mens på H.C. Andersens Boulevard i København bidrar bileksos, lokal oljeforbrenning og LTP omtrent like mye.

### 2.3 BEREGNING AV BIDRAG FRA BILEKSOS VED HJELP AV SPORSTOFFER

#### Dieselutslipp i Wien

I en periode sommeren 1984 ble all motordiesel solgt innenfor en radius av 150 km fra Wien sentrum tilsatt et organisk salt som inneholdt grunnstoffet dysprosium. Dette ble så benyttet som sporelement for dieselpartikler i svevestøvprøver tatt fra luft på 11 ulike målesteder i byen (Horvath et al., 1988).

Som utgangspunkt ble benyttet en utslippsfaktor for dieselpartikler på 3 g/kg diesel. Dette er lavt i forhold til en faktor på 4-5 g/kg som utledet i denne rapporten (tabell 5).

Dieselandelen av totalt forbrukt motordrivstoff (bensin+diesel) i Wien var 32% i 1982. Tilsvarende tall for Oslo var 25% i 1985. Motordrivstoff sto for 23% av samlet energiforbruk i Wien, og det samme gjorde olje, mens fast brennstoff stod for 4% og naturgass for 24%.

Ulik plassering av de 11 målestasjonene i forhold til lokal påvirkning fra trafikk og andre kilder førte til at beregnet dieselpartikkelbidrag varierte fra 12% til 33% av TSP. Bidraget økte med økende antall dieselbiler i trafikk i nærheten av målestasjonen. På en målestasjon på et tak i sentrum var dieselpartikkelbidraget 33%.

Ved bruk av en utslippsfaktor på 5 g/kg i stedet for 3 g/kg blir de beregnede dieselbidrag tilsvarende større.

De beregnede dieselbidrag her gjelder sommerforhold, da en må anta at bileksosen er en av hovedkildene til partikkelforurensningen i Wien.

#### Bruk av bly som sporstoff for beregning av bileksosbidrag

Basert på målinger av blykonsentrasjonen i partikler og kjennskap til utslippsfaktorer for bly og partikler fra bensin- og dieseldrevne biler, kan partikkelbidraget fra biltrafikken beregnes etter formelen (Larssen, 1987):

$$C_{p,e} = C_{Pb} \frac{q_{p,e}}{q_{Pb}}$$

$C_{p,e}$  = bidraget til partikkelkonsentrasjonen fra bileksos ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$C_{Pb}$  = konsentrasjonen av bly i partikler i luft ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$q_{p,e}$  = utslippsfaktor for partikler i bileksos (g/km)

$q_{Pb}$  = utslippsfaktor for bly i bileksos (g/km)

Slike beregninger av bidraget fra bensin- og dieseleksospartikler ble gjennomført for en rekke målesteder i byer og ved veier i Norge (Larssen, 1987b).

Tabell 16 viser et utdrag av disse resultatene. I tillegg er nå også bidraget fra bensineksos beregnet.

Tabell 16: Beregnet bidrag fra bensin- og dieseleksos til partikkelkonsentrasjon på en del målestasjoner i Norge, basert på måling av blykonsentrasjon i partikler (Larssen, 1987b)

FP = finfraksjon ( $d_p < 2,5 \mu\text{m}$ )

IP = inhalerbar fraksjon ( $d_p < 10 \mu\text{m}$ )

Tettsted/gate periode	Trafikk/belaggenhet	Partikkelkonsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Bidrag (%)			
		FP	IP	FP		IP	
				Bensin	Diesel	Bensin	Diesel
<u>OSLO</u>							
<u>St. Olavs gt.</u>	Sentrumsgate,						
Februar 1985	13 000 ÅDT,	49	59			22	41
Februar 1986	2% DLB, 30 km/h	43	94			10	19
<u>Oslo sentrum</u>							
Februar 1985	Sentrumstasjon i	40	49			14	48
Februar 1986	trafikkert område, ~30-50 km/h	31	46			11	37
<u>Ringveien</u>							
Sommer 1984	Ringvei gjennom ellers	14	26	14	54	10	39
Vår 1985 vått	lite trafikkert bolig-	18	27	20	75	18	69
Vår 1985 tørt	område, 35 000 ÅDT, 10% DLB, 60-70 km/h	47	438	12	46	2	7
<u>BERGEN</u>							
<u>Teaterparken</u>	Sentrumstasjon i						
Vinter 1983/84	trafikkert område	26	43			10	30
Sommer 1983	30 km/h	13	23			9	21
<u>SARPSBORG/ FREDRIKSTAD</u>							
<u>Brochs gt</u>							
Vinter 1981/82	Sentrumsgate	51	69			8	35
<u>City</u>							
Vinter 1981/82	Sentrumstasjon i	45	56			4	17
	trafikkert område, 6 m o.b.						
<u>Fellesbanken</u>							
Vinter 1981/82	Sentrumstasjon i	30	39			2	8
	trafikkert område, 20 m o.b.						

Et sammendrag av tabellen gir følgende bidrag (i prosent) for bensin- og dieseleksos til inhalerbare partikler:

	Bensin	Diesel
Oslo, Bergen gate- og sentrumstasjoner	9-22	19-69
Ringvei, Oslo, gjennom boligområde, tørr vei	2	7
Sarpsborg/Fredrikstad, gate- og sentrumstasjoner	2-8	8-35

Disse beregningene viser altså at bensineksosen i Oslo og Bergen bidro med høyst ca. 20% av inhalerbar partikkelkonsentrasjon, høyest i St. Olavs gate i Oslo vinteren 1985, der andelen dieseltrafikk er spesielt lav, og det var stort sett vått veidekke og lite veistøv.

Dieseleksosen ga vesentlig større bidrag, ca. 20-70%, mest ved Ringveien om våren (10% tungtrafikk) med vått veidekke.

Ved Ringveien ved tørt veidekke var bensin- og dieselbidragene til  $PM_{10}$  svært små, henholdsvis 2% og 7%. Veistøvet dominerte inhalerbar partikkelkonsentrasjon.

I Sarpsborg/Fredrikstad var bileksosens bidrag mindre enn i Oslo og Bergen. Det kan bl.a. skyldes bidrag fra industriutslipp i området.

Bidrag til finfraksjonen er bare beregnet for Ringveien i Oslo. Der dominerte bileksosen helt ved våt vei (20% fra bensin og 75% fra diesel), og var viktig også ved tørr vei (12% fra bensin og 48% fra diesel).

I beregningene som ble utført i 1987 ble det benyttet en sammensetning av trafikkarbeidet i nærheten av sentrumstasjonene

med 8% lette dieselbiler og 8-10% tunge dieselbiler. Dette kan ha vært et overestimert av dieselandelen, og det gir i så fall en for stor beregnet andel av partikkelforurensningen fra dieseleksos.

#### 2.4 SAMMENLIGNING AV DE ULIKE METODENE

Bl.a. i Oslo, Bergen og Sarpsborg/Fredrikstad er bilavgassenes bidrag til svevestøvet beregnet med ulike metoder, og resultatene sammenlignes i tabellene 17 og 18.

I Oslo er det god overenstemmelse mellom de tre metodene, bortsett fra for sentrumstasjonen Nordahl Bruns gt., der beregning av dieselbidrag ved hjelp av bly som sporstoff ga 35-48% fra diesel, mens det for andre sentrumstasjoner, og partikkelutslipp for Oslo totalt, er 16-18% fra diesel. Beregningen av dieselbidrag basert på bly som sporstoff er ganske følsom for hvor stor dieselandel som benyttes i trafikkarbeidet rundt målestasjonen. I beregningen for Nordahl Bruns gt. ble benyttet en andel av lette og tunge dieselbiler på 8% hver. Dersom denne reduseres til 5% på hver, som etter senere trafikkartlegging er mer sannsynlig, reduseres beregnet dieselbidrag til  $PM_{10}$  til 23-30%, som er nærmere det som beregnes med de andre metodene for andre sentrumstasjoner og for Oslo som helhet.

Likeledes, for Rådhusgata gir hovedkomponentanalysen et lavere bileksosbidrag (29%) enn en får fra beregningen basert på bly som sporstoff (44%). Begge metoder har sine usikkerheter, og bedre overenstemmelse kan kanskje ikke ventes. Men det kan også tenkes at det er vanskeligheter i hovedkomponentanalysen å skille ut bidraget for motordieseloljen (dvs. dieseltrafikk) fra forbrenningspartikler fra olje for øvrig, slik at noe av det store bidraget som beregnes fra olje/ved egentlig er fra dieselavgasser.



Tabell 17: Bidrag til partikkelforurensning i Oslo, beregnet med ulike metoder.

	BIDRAG, PROSENT				
	Bensineksos	Dieseleksos	Olje/ved	Veistøv	Ubestemt
Bidrag til samlet partikkelutslipp i Oslo, vinter	7	19	67	7	--
<u>SENTRUMSTASJONER, VINTER</u>					
Beregnet bidrag i reseptor-punkter ved hjelp av hovedkomponentanalyse på finfraksjon ( $d_p < 2,5 \mu\text{m}$ ),					
- Dronningparken	21		60	3	16
- Kontraskjøret	27		48	6	19
- Ullevål Hageby	24		48	3	25
Beregnet bidrag fra bileksos til $\text{PM}_{10}$ , ved hjelp av Pb som sporstoff					
- Nordahl Bruns gate	11-14	37-48			
- Dronningparken	6	17		6*	
- Kontraskjøret	6	17		6*	
- Ullevål Hageby	6	16		6*	
<u>GATESTASJONER, VINTER</u>					
<u>Rådhusgata</u>					
Beregnet bidrag i reseptor-punkter, hovedkomponentanalyse					
	29		15	15	11
Beregnet fra Pb som sporstoff					
	12	32		11*	

\* Anslått veistøvbidrag lik 25% av bileksosbidraget.

Tabell 18: Bidrag til partikkelforurensning i Bergen, beregnet med ulike metoder.

	BIDRAG, PROSENT			
	Bensineksos	Dieseleksos	Olje/ved	Veistøv
Bidrag til samlet partikkelutslipp i Bergen, vinter	9	26	55	10
Bidrag til $\text{PM}_{10}$ fra bileksos beregnet ved hjelp av Pb som sporstoff, vinter				
- Teaterparken	10	30		10*

\* Anslått veistøvbidrag lik 25% av bileksosbidraget.

Sammenligningen gir grunnlag for å gi følgende estimat for bidrag til gjennomsnittlig  $PM_{10}$ -konsentrasjoner i Oslo sentrum generelt (ikke i gater) om vinteren:

Bensineksos: ca. 5%  
Diseleksos: 15-20%  
Olje/ved : 50-70%  
Veistøv : ca. 5%

I Bergen er det god overenstemmelse mellom de to metoder brukt der. Biltrafikkens bidrag i Bergen er noe større enn i Oslo, på grunn av mindre grad av vedfyring:

Bensineksos: 10%  
Diseleksos: 25%  
Olje/ved : 55%  
Veistøv : 10%

### 3 SOT ("BLACK SMOKE")

#### 3.1 BESKRIVELSE OG MÅLETEKNIKK

I forbindelse med forbrenning av fossilt- og bio-brensel brukes betegnelsen "sot" om den delen av partiklene i avgassen som har stor lysabsorberende evne, og derved framstår som svarte partikler som sverter lyse flater, og også filterpapir som benyttes som oppsamlingsmedium ved prøvetaking. Sotpartiklene består i hovedsak av karbon i gitterstruktur ("elementært karbon", "uorganisk karbon") som danner partikler av typisk størrelse noen tiendedels mikrometer. Disse kan danne agglomerater, ofte lange kjeder etter annen uregelmessig form. Adsorbent til sotpartikler kan være organiske stoffer, sulfat, nitrat, etc. (se kapittel 1).

Mengden av slike partikler, i utslipp eller luft, kan bestemmes ved spesifikke analyser som bestemmer mengden karbon, (uorganisk (elementært) og organisk C), svovel, o.a. Betegnelsen

"sot" ("black smoke") brukes imidlertid i sammenheng med en mer uspesifikk analysemetode som ut fra lysabsorpsjonen gir et mål på mengden elementært karbon i prøven. Lysabsorpsjonen (svertningen) bestemmes ved å måle intensiteten av lys reflektert fra et filterpapir der partikkelprøven er filtrert fra luft som er sugd gjennom filtret, i forhold til intensiteten av lyset som sendes mot prøven. En versjon av denne metoden ble standardisert innen OECD i 1964, og den er benyttet i utstrakt grad i mange land.

Svertningsgraden (% refleksjon) omsettes til en partikkelkonsentrasjon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) basert på en kalibreringskurve (OECD-kurven). Denne ble etablert på begynnelsen av 60-tallet ved hjelp av samtidige målinger av svertning og finpartikkelmengde i luftprøver tatt i en rekke europeiske byer.

Kalibreringskurven baserer seg på at forholdet mellom partikkelmengde og elementært karbon i partikkelutslippet i tettsteder ikke endres over tid. Dette er ikke tilfelle. Som en ser av tabell 4, er andelen elementært karbon i partikkelutslippet fra ulike kilder svært forskjellig (ca. 10% i bensineksos, ca. 60% i dieseleksos, ca. 20% i vedfyringsutslipp). Etterhvert som bileksos får økende betydning som utslippskilde i forhold til oljefyring og vedfyring, endres derfor forholdet mellom elementært karbon og partikkelmengde, og kalibreringskurven gir ikke lenger et korrekt uttrykk for partikkelmengden.

Svertningsmålingen kan imidlertid fortsatt brukes som et relativt mål for konsentrasjonen av elementært karbon i luften. Metoden kan kalibreres mot mer spesifikke analysemetoder for elementært karbon, og derved være en billig metode for måling av elementært karbon. Dette er gjort i noen grad basert på prøver og partikler i bileksos (bensin og diesel) (Larssen og Heintzenberg, 1984; Haugsbakk og Larssen, 1985).

Basert på disse målingene kan anslås som et første estimat at innholdet av elementært karbon i en prøve er ca. 20% av den partikkelmengde som OECD-kurven gir. Antallet prøver var lite.

Et større antall prøver er nødvendig for å verifisere dette tallet.

### 3.2 UTSLIPPSFAKTORER FOR SOT

I tabellene 1, 4 og 5 er gitt følgende utslippsfaktorer for uorganisk karbon, eller elementært karbon, som utgjør det alt vesentligste av massen i sotpartikler:

	mg/kg	Andel av partikkelmassen, prosent
Bensineksos	30-60	ca. 10
Dieseleksos	3 000	ca. 60
Vedfyring	2 000	ca. 20
Oljefyring: lettolje	150*	ca. 50
tungolje	750*	ca. 50

\* Antatt 50% av partikkelmassen.

### 3.3 SOT SOM INDIKATOR PÅ PARTIKKELMENGDE, SVERTNING OG MUTAGENITET I LUFT I TETTSTEDER

Sotmåling med OECD-metoden er enkel og billig å utføre. Spørsmålet er i hvilken grad sot kan betraktes som en brukbar indikator på de ulike virkningene av partikkelforurensningen i tettsteder.

#### Svertning av lyse flater

Svertningsmålingen gir nettopp uttrykk for svertning av lyse flater, og er følgelig en god indikator på nivå og endring av slik svertning. Dersom partikkelutslipp ble regulert for å redusere svertningen av lyse flater (ulempe spesielt ved veier

med mye dieseltrafikk), ville svertningsmåling egne seg godt til kontroll av effekten av tiltakene.

### Nedsmussing

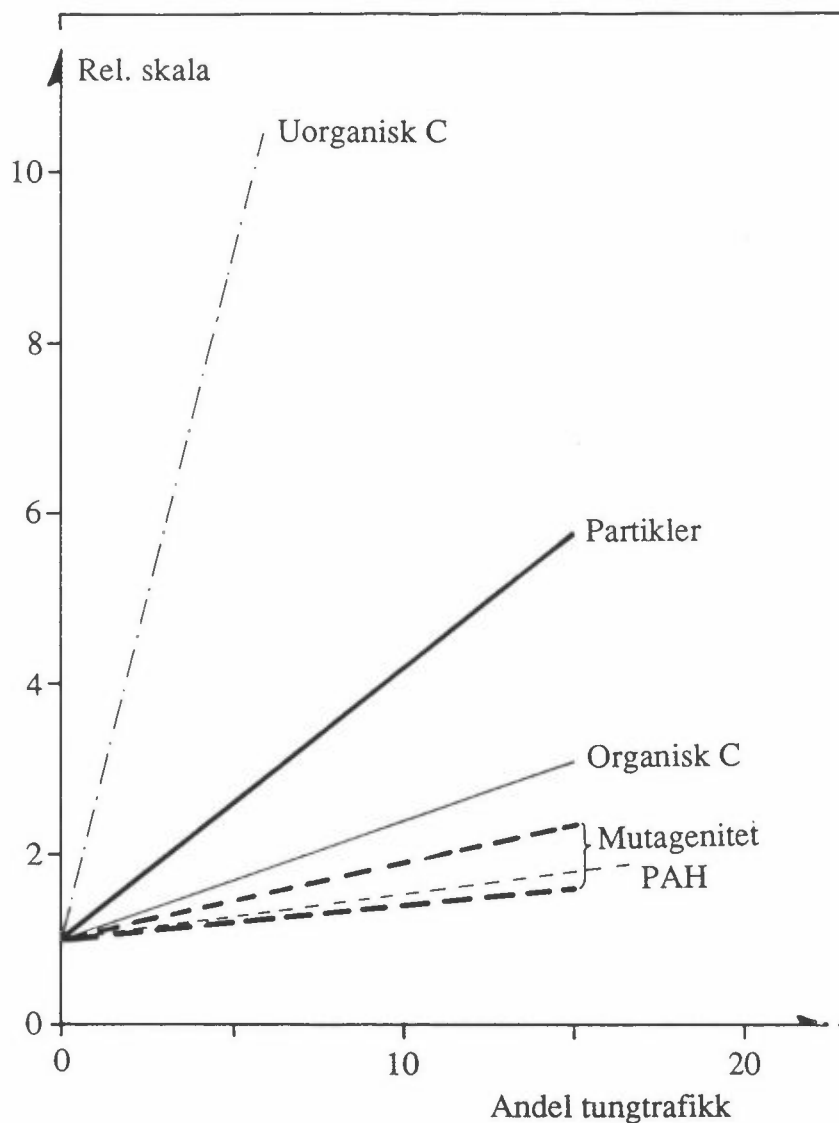
Nedsmussing skyldes nedfall av store partikler (f.eks. veistøv). Svertningsmålinger er uegnet til å beskrive dette.

### Helseeffekt

Indikatorer på helseeffekt av partikler i luft er f.eks. konsentrasjonen av inhalerbare partikler,  $PM_{10}$  (korttidseffekt: irritasjon; langtidseffekt på lungefunksjon, bronkitt) og mutageniteten i partiklene.

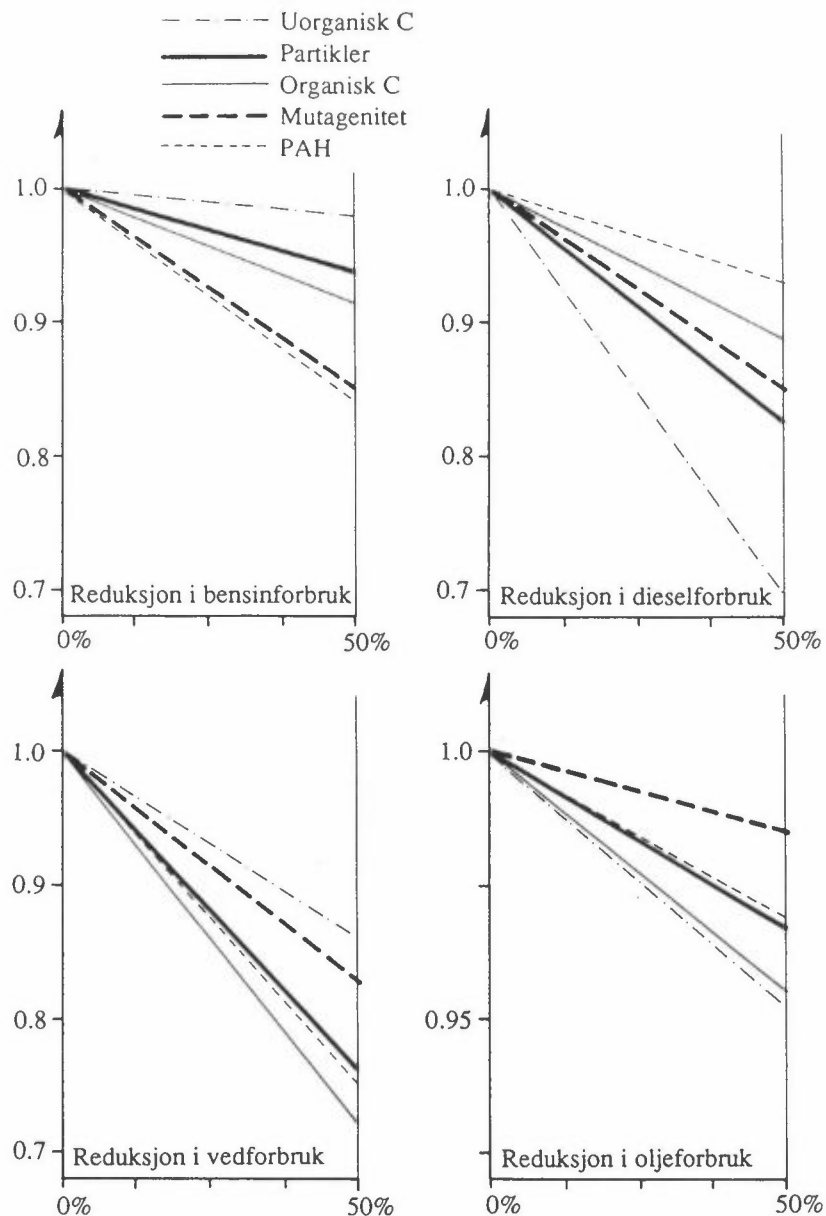
Figur 1 viser den relative endring i utslippet av partikler, uorganisk C (sot), organisk C og mutagenitet fra en trafikkstrøm som funksjon av økende tungtrafikkandel.

Figuren viser at utslippet av uorganisk karbon øker mye mer med tungtrafikkandelen, enn partikkelutslipp samlet og mutagenitet. Sot er derved ikke et godt mål for de nevnte helseeffektindikatorer, i de tilfeller der veitrafikk er hovedkilden. PAH er i følge figuren en god indikator på endringer i mutageniteten.



Figur 1: Relativ endring i utslippet av partikulær forurensning fra en trafikkstrøm som funksjon av tungtrafikkandelen.

Figur 2 viser hvordan utslippet totalt i Oslo av partikler, mutagenitet etc. endrer seg relativt, når brenselforbruket for hver av kildegruppene halveres.



Figur 2: Relativ endring i totalutslippet i Oslo av partikler, karbon, PAH og mutagenitet som følge av halvert forbruk av henholdsvis bensin, motordiesel, ved og lett-olje.

Figuren viser at sot (uorganisk C), bare når det gjelder endringer i vedforbruk, er en brukbar indikator på endringer i samlet partikkel- og mutagenitetsutslipp.

Sot er ikke en god indikator på endringer i samlet partikkel- og mutagenitetsutslipp som følge av endringer i forbruk av bensin, diesel og olje. PAH og organisk C er bedre indikatorer på endringer i mutagenitetsutslipp som følge av endringer i brennstoffforbruk i disse kildene.

## 4 HELSEEFFEKTER AV PARTIKLER - GRENSEVERDIER OG STANDARDER

### 4.1 LUFTVEISIRRITASJON, NEDSATT LUNGEFUNKSJON, BRONKITT

I nyere luftforurensningshistorie forekommer en del tilfeller der det synes nokså klart at partikler i luft i byområder har medvirket til å påvirke befolkningens helsetilstand, og gitt økt sykdomsfrekvens (morbiditet), forverret sykdomsforløp og død (mortalitet).

I Yokkaichi-området i det sentrale Japan var høye konsentrasjoner av svovelsyre dråper den sannsynlige årsak til 600 tilfeller av luftveissykdom (allergisk astmatisk bronkitt, "Yokkiochi-astma"). Svovelsyren stammet fra en titanoksydfabrikk som gjennom en 14 m høy pipe slapp ut 100 000-300 000 kg svovelsyre pr. år. Gjennomsnittskonsentrasjonen 1-2 km fra fabrikkene var ca. 160  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  som svovelsyre (månedsmiddelverdi).

I de klassiske luftforurensningsepisodene i London, Meuse-delen og Donora var konsentrasjonene av både sot, svovelsyre,  $\text{SO}_2$  og andre forurensningskomponenter svært høye, og mortaliteten som følge av luftveissykdommer økte signifikant i disse episodene. Studiene av disse episodene kan ikke peke direkte på en enkelt forurensningskomponent som årsak til økt mortalitet og sykdomsfrekvens, men svovelsyre anses som en mer sannsynlig årsak enn f.eks.  $\text{SO}_2$ , karbonpartikler eller andre kjente stoffer.

Litteraturen omkring helseeffekter av partikler, ofte sett i sammenheng med  $\text{SO}_2$ , er svært omfattende. Bl.a. Environmental Protection Agency (EPA) i USA og Verdens helseorganisasjon har utarbeidet kriteria-dokumenter for svevestøv og  $\text{SO}_2$  som bakgrunn for å sette grenseverdier eller luftkvalitetsstandarder og retningslinjer for partikler og  $\text{SO}_2$ . I Norden har Ericsson, Camner og kolleger ved Statens miljømedisinske laboratorium ved Karolinska sjukhuset i Stockholm utarbeidet kriteriadokumenter i forbindelse med arbeidet med å sette luftkvalitetsstandarder i Sverige.



I denne foreliggende rapport utarbeides en oversikt over nyere viten om helseeffekter av partikler basert på følgende kriteriadokumenter:

- G. Ericsson og P. Camner: Health effects of sulfur oxides and particulate matter in ambient air (Ericsson og Camner, 1983).
- Environmental Protection Agency: Ambient air quality standards for particulate matter (EPA, 1987).
- Verdens helseorganisasjon: Air quality guidelines for Europe (WHO, 1987).

I disse dokumentene bedømmes helserisikoen knyttet til svevestøv både på bakgrunn av epidemiologiske studier og effektstudier der økt mortalitet, økt hyppighet av luftveissykdommer og -symptomer, og redusert luftveisfunksjon settes i sammenheng med konsentrasjonen av partikler og svoveldioksid i luft. Både akutte og kroniske effekter av høye korttidsverdier (døgngjennomsnitt) og høye langtidsmiddelverdier vurderes.

Det klassiske materialet fra London er svært omfattende. Data-materialet inkluderer mortalitets-, morbiditets- og luftkvalitetsdata for 14 vintre fra 1958 til 1972 (bl.a. Lawther, 1970). London-materialet er også senere underkastet nøyere analyse av sammenhenger mellom luftkvalitet og effekter (se EPA, 1987 for referanser). Andre nyere studier som blir tillagt vekt i kriteriadokumentene fra EPA og WHO er:

- Undersøkelse av forurensningsepisoder i Steubenville, Ohio (Dockery et al., 1982).
- Undersøkelse av forurensningsepisoder i 1985 i Ijmond, Nederland (Dassen et al., 1986).
- Undersøkelse i 6 amerikanske byer, 1976-1980 (Ware et al., 1986).

- Undersøkelse i Sheffield, 1963-65 (Lunn et al., 1967).
- Undersøkelse i Berlin, New Hampshire, 1961-73 (Ferris et al., 1973; 1976).
- En rekke undersøkelser utført av Ericsson, Camner og kolleger, av deposisjon og rensing ("clearance") i lunge, og av lungefunksjonsforandringer i friske og astmatiske individer ved eksponering til partikler. Disse undersøkelsene er referert til i Ericsson og Camner (1983) og Camner (1986).

Av disse er luftveissymptomer og luftveisfunksjon hos barn undersøkt i Sheffield, de 6 amerikanske byer og i Steubenville og Ijmond.

Et problem ved en sammenfattende vurdering av resultater av helseeffektundersøkelser er at partikkelkonsentrasjonen i luft måles med ulike metoder i de ulike studiene. I Europa er det tradisjonelt sot ("black smoke") som er benyttet som partikkelindikator, bl.a. i materialet fra London. I USA er det TSP ("total suspended particles", vekten av partikler med diameter  $d_p < \text{ca. } 50 \mu\text{m}$ ) som er mest benyttet. I den senere tid har partikkelindikatoren  $\text{PM}_{10}$  (vekten av partikler med diameter mindre enn ca.  $10 \mu\text{m}$ ) kommet i utstrakt bruk. Grenseverdier anbefales i den senere tid nettopp for  $\text{PM}_{10}$ . I vurderingen av helseeffekter og fastsettelse av grenseverdier kommer en derfor ikke utenom å måtte fastsette eller anta relasjoner mellom sot, TSP og  $\text{PM}_{10}$  (se kapittel 6). Spesielt i EPAs kriteriadokument er dette punktet tillagt stor vekt.

#### 4.1.1 Kriteria for korttidseksponering

I tabell 19 er gitt et sammendrag av kriteriene for korttidseksponering til partikler (og  $\text{SO}_2$ ) som er satt opp i de tre kriteriadokumentene.

Både Ericsson og Camner, og WHO beskriver det mulige samvirket mellom partikler og  $\text{SO}_2$ , og tar med de  $\text{SO}_2$ -nivåer som samtidig har vært til stede i de undersøkelser en baserer seg på. I EPAs vurdering av partikkelkriteriet tas ikke  $\text{SO}_2$  med som en komponent av betydning for helseeffekten.

Tabell 19: Sammendrag av luftkvalitetskriteria for partikler ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), korttidseksposering (24 h-gjennomsnitt), fra tre kriteriadokumenter. I de tilfeller der partikler og  $\text{SO}_2$  sees i sammenheng, er  $\text{SO}_2$ -kriteriet inkludert i parentes.

	Økt mortalitet	Økt akutt luftveismorbiditet, voksne		Redusert lungefunksjon hos barn	
	Sot	Sot	TSP	TSP	$\text{PM}_{10}$
Ericsson og Camner, (1983)	500 (500)	250 (300)	150-240 (300)		
EPA, (1987)	1 000				
"effects likely"	?			200-420	140-350
"effects possible"				125-160	<125
"no significant effects noted"					
WHO, (1987)	500 (500)	250 (250)		180	110 <sup>a</sup>

a) "Thoracic particles" (tilnærmet lik  $\text{PM}_{10}$ ).

Når det gjelder økt mortalitet er det London-materialet som ligger til grunn. Ericsson og Camner og WHO gir samme vurdering, mens EPA har et høyere nivå for "effects likely".

For økt akutt luftveismorbiditet er det samsvar mellom Ericsson og Camner og WHO, når det gjelder sot.

Det er redusert lungefunksjon hos barn som kan detekteres ved de laveste eksponeringsnivåer, og det er tolkningen av resultatene her, den vekt en legger på dette, og størrelsen av en eventuell sikkerhetsmargin, som bestemmer hvor lavt en grenseverdi for partikler (evt. i samvirke med  $\text{SO}_2$ ) bør ligge.

EPA vurderer at redusert lungefunksjon hos barn først inntreffer ved en TSP-konsentrasjon på  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dette valget innebærer ifølge EPA-dokumentet (med referanse til Dockery et al., 1982) at det godtas at opptil 5% av barna, i episoder med slike konsentrasjoner (tilsvarende  $150 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ ), vil få redusert sin luftveisfunksjon (FEV) med opptil 10-15%. Dette dreier seg om den mest følsomme gruppen av barn, når det gjelder luftveis-symptomer. Videre skrives at "- the maximum likely changes in lung function appear to present little risk of significant adverse responses". I setningen etterpå står imidlertid følgende: "Standards set at a somewhat higher level (than  $150 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ ) would, however, present an unacceptable risk of premature mortality and allow the possibility of more significant functional changes." (EPA, 1987). Etter EPAs vurdering synes det derved å være liten forskjell mellom de nivåer som representerer liten risiko for effekter på følsomme barn og de nivåer som representerer en uakseptabel risiko for økt "premature" mortalitet hos individer med luftveissykdommer.

WHO vurderer nedre grense som gir redusert lungefunksjon hos barn noe lavere enn EPA, ved  $180 \mu\text{g TSP}/\text{m}^3$ , også med referanse til Dockery et al. (1982).

Både Ericsson og Camner og WHO regner samvirkende effekt mellom partikler og  $\text{SO}_2$ , dvs. at effekt krever at både partikler og  $\text{SO}_2$  er til stede i de konsentrasjoner gitt i tabell 19.  $\text{SO}_2$ -nivå er ikke gitt av WHO når det gjelder TSP og  $\text{PM}_{10}$  som gir redusert lungefunksjon hos barn, men i kriteriadokumentet står "in the presence of sulfur dioxide". I EPA-dokumentet nevnes ikke  $\text{SO}_2$  spesifikt i forbindelse med kriteriene eller grenseverdiene for partikler.

Ericsson og Camner gir ingen kriterier i samband med redusert lungefunksjon hos barn. De gir imidlertid en nedre grense på  $150 \mu\text{g TSP}/\text{m}^3$  for økt akutt luftveismorbiditet hos voksne (med referanse til én undersøkelse på Long Island, Bronx og Queens i New York i 1970 av Cohen et al., 1974), altså et lavere nivå enn EPA og WHO gir for redusert lungefunksjon hos barn. Cohen

et al. er også referert til i WHO-dokumentet, men ikke i EPA-dokumentet.

Ericsson og Camner poengterer at effektnivåene (laveste grenser ved hvilke man har observert effekter) er usikre, men at de likevel representerer det best mulige estimat som kan gis "på nåværende tidspunkt" (1983).

EPA og WHO gir også et kriterium for  $PM_{10}$ . Dette gjøres på basis av TSP-kriteriet samt en faktor mellom  $PM_{10}$  og TSP.

Det er kjent at forholdet mellom  $PM_{10}$  og TSP i luft kan variere mye med sted og tid, avhengig av fordelingen av kildebidrag til partiklene. Dette diskuteres i EPA-dokumentet, og i litteraturen finnes en lang rekke referanser, spesielt fra USA, der resultater av samtidige målinger av  $PM_{10}$  og TSP er referert. I Norden er slike sammenligningsmålinger utført i noen grad. Resultater fra slike målinger er beskrevet i kapittel 6.

Både EPA og WHO benytter en faktor for  $PM_{10}/TSP$  i overkant av 0,6, fra faktisk målte forholdstall i Steubenville (Spengler et al., 1986). I Norden er målt forholdstall innenfor 0,5-0,85. Målematerialet er relativt lite.

Camner (1986) gir ingen kriterier for  $PM_{10}$ . Etter hans mening mangler ennå (1986) epidemiologiske studier over sammenhengen mellom  $PM_{10}$  og helseeffekter, og videre at  $PM_{10}$ -fraksjonen kunne undervurdere betydning av partikler større enn 10  $\mu m$ . Camner mente derfor det ennå i 1986 var for tidlig å foreslå grenseverdier for  $PM_{10}$ -fraksjonen.

#### 4.1.2 Kriterier for langtidseksponering

I tabell 20 er gitt et sammendrag av kriteriene for langtids-eksponering til partikler (og  $SO_2$ ) som er satt opp i de tre kriteriadokumentene.

Tabell 20: Sammendrag av luftkvalitetskriteria for partikler ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), langtidseksponering (årgjennomsnitt), fra tre kriteriadokumenter. I de tilfeller der partikler og  $\text{SO}_2$  sees i sammenheng, er  $\text{SO}_2$ -kriteriet inkludert i parentes.

	Økte luftveis- symptomer og -sykdom hos voksne	Økte luftveis- symptomer og -sykdom hos barn		Redusert lunge- funksjon hos barn	Kombinert indikator
	TSP	Sot	TSP	TSP	$\text{PM}_{10}$
Ericsson og Camner, (1983)	100 (100) <sup>c</sup>	100 (100)	100 (100)	100 (100) <sup>c</sup>	
EPA, (1987)					
"effects likely"	180	230-300			>80-90
"effects possible"	130-180 <sup>a</sup> 60-150 <sup>a</sup>	<230	60-114		40-90
"no signif. effects noted"	80-130			40-114	<40
WHO, (1987)	180 <sup>b</sup>	100 (100) <sup>b</sup>			

- a) ulike studier  
 b) uspesifisert barn og voksne  
 c) barn og voksne.

Som for korttidseffekter, tar Ericsson og Camner, og WHO, med  $\text{SO}_2$  som en samvirkende faktor, mens dette ikke gjøres spesifikt av EPA.

Ericsson og Camner (1983) gir ett og samme kriterium (100 (100)) for både sot ( $\text{SO}_2$ ) og TSP for alle effektspesifikasjoner (økte luftveissymptomer og -sykdommer og redusert lungefunksjon hos barn og voksne).

EPA og WHO gir begge 180  $\mu\text{g}$  TSP/ $\text{m}^3$  som nedre grense der økte luftveissymptomer og -sykdommer er detektert hos voksne (EPA: "effects likely"). EPA har i tillegg referanse til en undersøkelse som gir "effects possible" ved TSP-nivå ned mot 60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Samtidig gis tall for "no significant effects noted" ved nivåer 80-130  $\mu\text{g}$  TSP/ $\text{m}^3$ . Dette gir et eksempel på usikkerheten ved kriterieestimatene. For redusert lungefunksjon hos barn gir EPA intervallet 40-114  $\mu\text{g}$  TSP/ $\text{m}^3$ , for "no significant effect noted".

Bare EPA gir kriterier for  $PM_{10}$ . Disse representerer alle effektspesifikasjonene i tabellen, og gir intervallet 40-90  $\mu g PM_{10}/m^3$  for "effect possible".

#### 4.1.3 Grenseverdier/standarder for sot, TSP og $PM_{10}$

Basert på de kriterier som er gitt i tabellene 19 og 20, samt sikkerhetsfaktorer, er det i de tre kriteriadokumentene gitt standarder eller "guideline values for exposure" (WHO) for partikler (og  $SO_2$ ). Disse er satt opp i tabell 21, sammen med de sikkerhetsfaktorer som er brukt.

Tabell 21: Sammendrag av retningslinjer og standarder for konsentrasjon av partikler (og  $SO_2$ ) i luft gitt i de tre refererte kriteriadokumenter.

	Sot <sup>d</sup> ( $SO_2$ )		TSP ( $SO_2$ )		$PM_{10}$ ( $SO_2$ )	
	Verdi	SF*	Verdi	SF*	Verdi	SF*
<u>Korttidseksposering</u> (24 h middelverdi)						
Ericsson og Camner (1983) <sup>a</sup>	120 (150)	2				
EPA (1987) <sup>b</sup>					150 (-) <sup>h</sup>	1
WHO (1987) <sup>c</sup>	125 (125)	2	120 <sup>e</sup>	1,5	70 <sup>e</sup>	1,5
<u>Langtidseksposering</u>						
Ericsson og Camner (1983) <sup>a</sup>	40 (50) <sup>f</sup>	ca. 2	50 (50) <sup>f</sup>	ca. 2		
EPA (1987) <sup>b</sup>					50 (-) <sup>g,h</sup>	1
WHO (1987) <sup>c</sup>	50 (50) <sup>g</sup>	2				

\* Tilhørende sikkerhetsfaktor i forhold til laveste effektnivå.

a "Recommended Swedish standards for the protection of public health".

b National primary and secondary ambient air quality standards.

c Guideline values for combined exposure to sulfur dioxide and particulate matter.

d Nominelle  $\mu g/m^3$ -verdier, ved bruk av reflektometrisk metode, og OECD-kurven.

e "Values to be regarded as tentative at this stage, being based on a single study (involving sulfur dioxide exposure also)".

f Halvårsmiddel-verdier (oktober-mars og april-september).

g Årsmiddelverdi.

h Kan overskrides i gjennomsnitt én gang pr. år.

For sot (og  $\text{SO}_2$ ) er de svenske og WHO-retningslinjene nær de samme. For  $\text{PM}_{10}$  har WHO foreslått en foreløpig retningslinje for korttidseksponering (døgnverdi) som er vesentlig lavere enn EPA har gitt. Dette skyldes både en ulik vurdering av laveste effektnivå, og at WHO har lagt inn en sikkerhetsmargin på 1,5 i forhold til dette. Den svenske TSP-retningslinjen for langtids-eksponering ligger også på et vesentlig lavere nivå enn den TSP-konsentrasjonen som tilsvarende EPAs nåværende  $\text{PM}_{10}$ -standard (EPAs tidligere partikkelstandard var  $75 \mu\text{g TSP}/\text{m}^3$  som årsmiddelværdi).

Hovedforskjellen mellom EPAs og svenske og WHO-retningslinjer synes å være at EPA aksepterer at luftveisfølsomme barn kan få en redusert lungefunksjon (FEV) på 10-15% av standardnivået. EPA anser at dette "appear to present little risk of significant adverse responses". Likeledes anser EPA at "the information available to support the existence of significant adverse effects at annual  $\text{PM}_{10}$  levels below  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  - especially when 24-hour levels are maintained below  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  - is quite limited and uncertain". WHOs retningslinjer innebærer at slik risiko ikke bør aksepteres, og de gir en sikkerhetsmargin mot dette. Svenske retningslinjer er på linje med dette.

I denne sammenheng bør det nevnes at EPAs nasjonale "air quality standards" i utgangspunktet skal overholdes, og at enkeltstater må sette i gang programmer for å redusere forurensningen, dersom luftkvaliteten på de faste målestasjoner i EPAs og statens målenett overskrider standardene. Standardene har derved praktiske og økonomiske implikasjoner. WHOs retningslinjer ("guidelines") har mer form av en anbefaling som gir befolkningen full beskyttelse mot effekter.

Ericsson og Camner (1983) har som reservasjon at partikler med "spesifikk" toksisitet ikke er vurdert. Anbefalingene (for partikler og  $\text{SO}_2$ ) er satt for å beskytte mot irriterende eller betennelseseffekter av luftforurensende stoffer. De legger vekt på at både sot og TSP er indikatorer av uklar toksikologisk betydning, dersom sammensetningen og størrelsesfordelingen av



partiklene ikke er spesifisert. Fra en praktisk synsvinkel er imidlertid både sot og TSP grove indikatorer på luftforurensning som er enkle å måle, og som har blitt assosiert med helseeffekter i epidemiologiske studier, oftest i samband med  $\text{SO}_2$ .

Både Camner (1986) og WHO nevner behovet for ytterligere epidemiologiske undersøkelser der vel definerte målinger av partikler (bl.a.  $\text{PM}_{10}$ ) inngår, og der andre faktorer, som f.eks. røyking, tas i betraktning.

Ericsson og Camner (1983) avslutter med følgende bemerkning, som setter fingeren på spørsmålet om hvor relevant partikler generelt er som indeks på dagens luftforurensning:

"In the epidemiological studies, air pollution has been quantified by  $\text{SO}_2$  and particulate measurements. It is not obvious, however, that these pollutants represent a relevant index of the air pollution mixtures present in urban areas today. To reduce (effects of) air pollution, efforts should be made to reduce not only  $\text{SO}_2$  and particulate levels, but also other components present in the pollution mixture."

Tabellene 22 og 23 gir en oversikt over grenseverdier, standarder og retningslinjer for partikler (og  $\text{SO}_2$ ) gitt i de nordiske land, og en del andre land samt EF (Miljøstyrelsen, 1983).

EF har en TSP-grenseverdi som ligger en god del høyere enn USAs tidligere TSP-standarder ( $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som døgnmiddelverdi og  $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddelverdi). EF-landene følger EF-direktivet. Vest-Tyskland, Danmark og Italia benytter bare grenseverdier for TSP og  $\text{SO}_2$ , mens de fleste øvrige EF-land benytter bare sot og  $\text{SO}_2$ ).

De nordiske land har nokså ulike grenseverdier/retningslinjer for TSP. Danmark følger EFs direktiv. Sverige følger Ericsson og Camner's anbefaling. Finland har TSP-retningslinjer omtrent

Tabell 22: Grenseverdier og standarder for TSP og PM<sub>10</sub>.

	Langtidsmiddelverdi 1 år	Korttidsmiddelverdier			
		Døgn	Fraktil på årsbasis	1/2 h	1 h
<u>Nordiske land</u>					
Danmark	150	300	95%		
Island (forslag)	40 <sup>1</sup>	100 <sup>1</sup>	95%		
Finland	60	150	98%		
Norge (forslag)	-	-			
Sverige	50 <sup>2</sup>	150 <sup>2</sup>			
<u>Andre land</u>					
Vest-Tyskland	150	300	98%		
Japan		100 <sup>1</sup>	Maks.	200 <sup>1</sup>	Maks. (1 år)
Sveits	70	150	95%		
USA	50 <sup>1</sup>	150 <sup>1</sup>	3)		
Tsjekkoslovakia	40 <sup>4</sup>	150 <sup>4</sup>			
USSR		150			
Østerrike		200 <sup>1</sup>			
EF	150	300	95%		

1 PM<sub>10</sub>

2 "Bedömnings-grund"

3 En overskridelse pr. 3 år

4 "Low-volume sampler", udefinert øvre partikkel - "cut-off", men i nærheten av 30 µm ved vindstille, mindre ved vind.

på linje med EPAs PM<sub>10</sub>-standarder, mens Island har foreslått en PM<sub>10</sub>-grenseverdi i underkant av EPAs PM<sub>10</sub>-standarder. I Norge er det ikke fremmet forslag om grenseverdi for TSP og PM<sub>10</sub>.

Når det gjelder sot (og SO<sub>2</sub>) er det bare Norge og Sverige som har grenseverdier, og begge land er på linje med WHOs anbefalinger. EFs grenseverdier for sot ligger vesentlig høyere enn dette.

Tabell 23: Grenseverdier og standarder for sot (og SO<sub>2</sub> i parentes).

	Langtidsmiddelverdi		Korttidsmiddelverdier	
	1/2 år (vinter)	1 år	Døgn	Fraktil
<u>Nordiske land</u>				
Danmark	- (130)	- (80)	- (250)	98%
Island (forslag)		- (30)	- (50)	95%
Finland			- (200)	98%
Norge (forslag)	40-60 (40-60) <sup>1</sup>		100-150 (100-150) <sup>1</sup>	
Sverige	40 (100) (60) <sup>2</sup>		120 (300) - (200) <sup>2</sup>	98% (1/2 år) <sup>7</sup>
<u>Andre land</u>				
Vest-Tyskland		- (140) <sup>8</sup>		
Nederland		30 (75)	90 (250)	98% (1 år)
			- (500)	Maks (1 år)
Japan			- (105)	Maks (1 år)
Sveits		- (30)	- (100)	95% (1 år)
Ungarn		50 (70)	100 (150)	
USA		(80)	(365)	99,73% (1 år)
EF	130 (130/180) <sup>3</sup>	80 (80/120) <sup>4</sup>	250 (250/350) <sup>5</sup>	98% (1 år)
EF		40-60 (40-60) <sup>6</sup>	100-150 (100-150) <sup>6</sup>	98% (1 år)

1 Forslag til grenseverdier for luftkvalitet.

2 Planeringsmål.

3 Lav verdi gjelder ved sot > 40 µg/m<sup>3</sup>.

4 Lav verdi gjelder ved sot > 60 µg/m<sup>3</sup>.

5 Lav verdi gjelder ved sot > 150 µg/m<sup>3</sup>.

6 Veiledende, mål på lengre sikt.

7 Kan overskrides 3 dager i vinterhalvåret, men ikke påfølgende dager.

8 1/2-times-verdier mellom kl 08 og 16.

#### 4.2 GENOTOKSISKE EFFEKTER. SAMMENFATNING AV SENTRALE

##### REFERANSER

Det er kjent at luftforurensning i tettsteder inneholder stoffer som gir mutagen effekt i ulike testsystemer med levende celler (f.eks. bakterier), at ekstrakter fra partikler i luft (prøver tatt fra utslipp og fra tettstedsluft) i store konsentrasjoner kan gi svulster hos forsøksdyr ved instillasjon i lunge og på/under hud, og at svulster kan framkalles også ved lengre tids inhalasjonsforsøk med forsøksdyr. Det er derved etablert at dagens luftforurensning har et potensiale for å

indusere genotoksiske effekter i levende celler. Dette representerer også en risiko for helseskade på mennesker.

Likeledes er det kjent at hyppigheten av kreft er større i tettsteder enn på landsbygda. Denne "tettstedsfaktoren" for krefthyppighet kan ha en rekke årsaker (bl.a. nevnes forskjeller i røykevaner). Det er uenighet om luftforurensningens betydning for økt krefthyppighet i tettsteder.

Luftforurensningens genotoksiske effekt kan skyldes partikler og/eller gassformige substanser i luft.

Litteraturen vedrørende dyreforsøk, testing av luftforurensningsekstrakter i testbatterier med levende celler, samt epidemiologiske undersøkelser som inkluderer krefthyppighet er svært rikholdig. I Norden er resultater fra denne litteraturen sammenstilt i følgende rapporter, som også inneholder forfatterens egne vurderinger av risiko knyttet til genotoksiske effekter av luftforurensninger i Norden:

- "Luftforurensninger og lungekreft", av Catharina Davies og Tore Sanner, Inst. for kreftforskning ved Det norske Radiumhospitalet (1983).
- "Hälso-effekter til följd av dieselavgaser", av Per Camner, Göran Pershagen, Ulf Ahlberg, Siv Ljungqvist, Katarina Viktorin, Statens miljömedicinska laboratorium i Stockholm (1987).
- "Genotoksiska effekter av almäna luftföroreningar i tätorter", av Margaretha Törnquist og Lars Ehrenberg ved Strålningsbiologiska institutionen ved Stockholm Universitet (1991).

Det siste av disse bidragene er utarbeidet innen det svenske "Tätortsprojektet", der genotoksiske forurensninger og virkninger av disse har vært et hovedtema. Utslipp spesielt fra biltrafikk og ekstrakter fra tettstedsluft har blitt studert

m.h.p. genotoksiske effekter på levende testceller, samt virkning på ulike humane celler og metabolske funksjoner i kroppen. Risikovurderinger har vært utført på grunnlag av omfang av DNA-skader som forårsakes av en del indikatorsubstanser i utslipp og tettstedsforurensning, og sammenligning med tilsvarende skader fra radioaktiv stråling og den risikobedømming som gjøres i den sammenheng.

Vurderingen i dette kapitlet om genotoksiske effekter av luftforurensning i tettsteder baseres i hovedsak på de 3 nevnte arbeider.

Konklusjoner og sammenfatninger i de tre arbeidene viser den oppfatningen de tre refererte forskningsmiljøer har av tettstedsforurensningens og dieselvassers betydning for kreft-hypighet hos tettstedsbefolkningen. Sammenfatningene gjengis nedenfor.

I vedlegg G er gjengitt utfyllende kommentarer fra de tre referansene for følgende tema:

- Dyreforsøk med ekstrakter av svevestøv i omgivelsesluft
- Bilavgasser
- Industriutslipp
- "Tettstedsfaktoren"
- Synergisme røyking-luftforurensning.

Catharina Davies og Tore Sanner:

" Kapittel 8. Konklusjoner.

Utvikling av kreft skyldes i de fleste tilfeller et samspill mellom flere faktorer. Røyking er den viktigste årsak til lungekreft. Epidemiologiske undersøkelser, eksperimentelle undersøkelser på dyr og biologiske korttidstester i forbindelse med luftforurensning, har gitt sterke holdepunkter for at eksponering for forurensninger i omgivelsesluft, øker risikoen for lungekreft.

På bakgrunn av en samlet vurdering av epidemiologiske undersøkelser, dyreforsøk og biologiske korttidstester kan det se ut som om forurensninger i omgivelsesluften er en medvirkende årsak til omkring 5-25% av lungekrefttilfellene i Oslo. Det må imidlertid understrekes at tallene er usikre, og beregningene er basert på en rekke forutsetninger.

Epidemiologiske undersøkelser synes å vise en viss grad av forsterkende effekt mellom røyking og luftforurensninger ved utvikling av lungekreft. Antall lungekrefttilfeller hvor luftforurensninger kan ha vært en medvirkende årsak, vil være langt høyere blant røykere enn blant ikke-røykere. Det foreligger meget sparsomme data når det gjelder forsterkende virkning av yrkeseksponering for kreftfremkallende stoffer og luftforurensning ved utvikling av lungekreft. På bakgrunn av vårt kjennskap til betydningen av ulike faktorer ved utvikling av kreft, må man likevel anta at luftforurensninger vil kunne forsterke den kreftfremkallende effekt av andre lungekarsinogener.

Det er i dag ikke mulig å anslå lungekreftrisiko ved ulike typer forurensninger i omgivelsesluft. Beregninger av lungekreftrisiko ved luftforurensninger fra forskjellige kilder må basere seg på en samlet vurdering av epidemiologiske data, dyreforsøk og biologiske korttidstester. Ved vurdering av relativ risiko av forurensninger i omgivelsesluft fra ulike kilder, er det grunn til å anta at målinger med biologiske korttidstester vil få en stadig større anvendelse. Spesielt vil forsøk hvor det benyttes et batteri med forskjellige tester trolig komme til å spille en vesentlig rolle."

Margarethe Törnqvist og Lars Ehrenberg:

#### "SAMMANFATTNING

För Cancerkommittens räkning uppskattades för fem år sedan att allmänna luftföroreningar i tätort förorsakar 100-1000 av de ca 35.000 cancerfall som årligen inträffar i Sverige. Fortsatta

arbeten tyder på att risken samtidigt ligger omkring övre gränsen för detta intervall. Luftföroreningarna skulle sålunda kunna vara orsaksfaktor vid omkring en tiondel av de cancerfall som totalt kan tillskrivas "tätortsfaktorn", huvudsakligen en effekt av skillnader i levnadsvanor mellan städer och landsbygd. Riskuppskattningen innebär att tätortsbor på grund av exponeringen för luftföroreningar genomsnittligt skulle löpa en årlig risk för dödsfall i cancer om ca 1/10.000. Denna risk bör anses vara oacceptabelt hög."

Per Camner et al.:

#### "SAMMANFATTNING AV RAPPORT

Rapporten är en litteraturöversikt över hälsoeffekter till följd av dieselavgaser. Den behandlar experimentella undersökningar, där djur exponerats för dieselavgaser samt epidemiologiska undersökningar över samband mellan lungcancer och exponering för dieselavgaser hos yrkesgrupper som är särskilt exponerade för dieselavgaser. Undersökningar på djur visar att dieselavgaser med partikkelkoncentrationer  $\geq 2$  mg/m<sup>3</sup> givit klara patologiska förändringar i lungan, som inte är tumörer. Dessa förändringar har orsakats av partikelfasen i avgaserna. Dieselavgaser med partikkelhalter  $\geq 3,5$  mg/m<sup>3</sup> har orsakat lungtumörer hos exponerade djur. Det är här fortfarande oklart om partikelfas eller gasfas är av störst betydelse. Flera epidemiologiska undersökningar visar ett samband mellan exponering för dieselavgaser och ökad förekomst av lungcancer. Det är dock inte möjligt att med säkerhet fastslå ett orsakssamband, bl.a. pga ofullständigt kartlagda rökvanor och bristfälliga exponeringsdata."

Davies og Sanner (1983), og Törnqvist og Ehrenberg (1989) har ved ulike metoder kommet fram til estimat for henholdsvis den risikoen for å få lungekreft, og den risikoen for å dø av kreft, som tettstedsbefolkningen løper, som kan ha sammenheng med luftforurensningen. Davies og Sanner gjør beregninger

basert på konsentrasjoner av svevestøv og bens(a)pyren i luft, og støtter seg til tilsvarende beregninger gjort av forskere andre steder. De kommer fram til at 4-114 lungekreft-tilfeller pr. år i Oslo har luftforurensning som medvirkende årsak, med 40 tilfeller pr. år som gjennomsnittsestimat. Dette tilsvarer årlig knapt 1 lungekrefttilfelle/10 000 individer.

Törnqvist og Ehrenberg (1989) estimerer en risiko på årlig 2 krefttilfeller/10 000 individer i tettsteder i Sverige. Antall kreftdødsfall anses å være ca. halvparten av dette. Estimaten kommer fram basert på DNA-skade-frekvens som skyldes ulike indikatorsubstanser i luftforurensningen. Her inngår både direkte effekt av gasser og partikler via luftveiene, samt effekten av partikler som avsettes på bakken og opptas gjennom føden. De framhever usikkerheten i estimaten, men mener det er usannsynlig at intervallet skulle være bredere enn en faktor  $\pm 2$ .

I begge arbeider kommer en fram til omtrent samme risiko-estimat (1-2/10 000 pr. år). Dog gjelder det ene antall lungekreft-tilfeller pr. år, mens det andre gjelder antall krefttilfeller totalt pr. år.

Törnqvist og Ehrenberg framholder at denne risikoen er uakseptabel. Den ligger i det øvre området for den akseptable yrkesrisikoen for radiologisk arbeid, mens den ligger 10-100 ganger over den akseptable risikoen for individer blant allmennheten (Törnqvist og Ehrenberg, 1989).

Betydningen av partikler i luft som kilde til den risikoen som er knyttet til luftforurensning, er uklar. I testsystemer med levende celler (biologiske korttidstester) er oftest partiklene ansvarlig for den overveiende del av genotoksisk aktivitet. Det er imidlertid tvilsomt om biologiske korttidstester gir et helt representativt bilde av genotoksisk risiko.

Davies og Sanner baserer sine estimater på konsentrasjon av partikler og BaP i luft, men deres beregninger sier egentlig



ingenting om de relative bidrag fra gass- og partikkelformige substanser i luften. Camner et al. framholder, når det gjelder dieselvassger, at det er uklart om partikkelfasen eller gassfasen er av størst betydning, når det gjelder framkalling av lunge-svulster hos dyr eksponert til dieselvassger. Det synes som partikler er av størst betydning: "För att partikelfasen är av störst betydelse talar att extrakt från dieselavgaspartiklar kan orsaka cancer vid hudpensling och att sådant extrakt är kraftigt mutagent i in vitro studier. Det starkaste stödet för antagandet att partiklarna är mest betydelsefulla är resultatene av de experimentella undersökningarna på råttor." I Törnqvist og Ehrenbergs estimat bidrar partikler ved innånding med knapt 10% av risikoen knyttet til luftforurensning. Dersom en tar med deres estimat av risikoen knyttet til opptak av deponerte partikler gjennom føden, bidrar substanser i gassfasen, partikkelfasen og halvflyktige substanser med grovt sett en tredjedel hver av risikoen knyttet til luftforurensninger.

Det er uklart hvor stor betydning de ulike forurensningskilder i tettsteder har for kreftrisikoen knyttet til luftforurensning. Ifølge Davies og Sanner er det "i dag (1986) ikke mulig å anslå lungekreftrisiko ved ulike typer forurensninger i omgivelsesluft. Beregninger av lungekreftrisiko ved luftforurensning fra ulike kilder må basere seg på en samlet vurdering av epidemiologiske data, dyreforsøk og biologiske korttidstester." Ifølge Törnqvist og Ehrenberg står bilavgasser for 2/3 av den totale kreftrisikoen knyttet til luftforurensninger.

## 5 FOREKOMST AV PARTIKLER I LUFT I TETTSTEDER I NORDEN

I dette kapitlet er gitt et sammendrag av de resultater av målinger av partikler i tettsteder i Norden som har vært tilgjengelig i rapporter. Følgende partikkelmål er inkludert: sot,  $PM_{10}$ , TSP, bly og mutagenitet. En mer detaljert oversikt er gitt i vedlegg F, der hvert land er behandlet for seg.

Partikkelkonsentrasjonen varierer selvsagt over et vidt område avhengig av målestedets plassering i forhold til utslippskilder, og av spredningsforholdene til enhver tid. Det følgende materialet viser også det.

Dette sammendraget er egnet til å gi en grov oversikt over forurensningsnivået i ulike delområder i tettsteder i Norden og til å vise variasjonsbredden i nivå mellom målesteder. Målestedene er inndelt i følgende klassifisering: Gate, sentrum, boligområde, regional bakgrunn. Denne inndelingen er gjort på grunnlag av informasjonen i rapportene, som ikke alltid har vært fyllestgjørende. Rapportene er referert til i vedlegg F. Referanser er gitt i vedlegget.

Det er stort sett målinger utført etter 1985 som er tatt med i denne oversikten.

#### SOT

Tabell 24 og 25 gir en oversikt over sotkonsentrasjoner i tettsteder i de ulike land. Tabell 24 viser årsmiddelværdier og høyeste målte døgnmiddelværdier. Tabell 25 viser årsmiddelværdier og høyeste målte døgnmiddelværdier. Resultater fra evt. sotmålinger i Danmark er ikke tilgjengelig, og heller ikke i Sverige.

På sentrumstasjoner synes konsentrasjonen i byer i Norge å være vesentlig høyere enn i Danmark. Det gjelder både vintermiddelværdi og høyeste målte døgnmiddelværdi. På gatestasjoner er det målt høyere konsentrasjoner i Norge enn i Danmark. Dette kan bero på forskjeller i trafikkmengde og plassering av målestedene i forhold til trafikkstrømmene.

Tabell 24: Sot og SO<sub>2</sub>, vintermiddelverdi. Oversikt over måle-  
resultater i Norden.  
(Tall i parentes: antall målestasjoner.)

	Stasjonstype			
	Gate	Sentrum	Bolig- område	Regional bakgrunn
Danmark Sot SO <sub>2</sub>	63-93 (3) <sup>1</sup>			
Finland Sot SO <sub>2</sub>				
Norge Sot SO <sub>2</sub>	26-150 (9) <sup>1,3</sup>	3-46 (29) <sup>3</sup> 5-34 <sup>6</sup>		11 (Sørøst-N)
Sverige Sot SO <sub>2</sub>		7-23 (47) <sup>4</sup> 8-16 (39)	10-13 (3) <sup>4</sup>	10 <sup>2</sup> (Sør-S) 5-7 <sup>2</sup> (Midt-S) 2 <sup>2</sup> (Nord-S)

Tabell 25: Sot, høyeste døgnmiddelverdi. Oversikt over måle-  
resultater i Norden.

	Stasjonstype			
	Gate	Sentrum	Bolig- område	Regional bakgrunn
Danmark Sot SO <sub>2</sub>				
Finland Sot SO <sub>2</sub>				
Norge Sot SO <sub>2</sub>	38-269 (9) <sup>1,3</sup>	7-180 (29) <sup>3</sup>		36 <sup>5</sup> (Sørøst-N)
Sverige Sot SO <sub>2</sub>		17-91 (39) <sup>4</sup> <276 (39)		76 <sup>2</sup> (Sør-S) 33-66 <sup>2</sup> (Midt-S) 20 <sup>2</sup> (Nord-S)

1 Gjennomsnitt av 2 vintermånedene.

2 1986.

3 Vintrene 85/86, 86/87, 87/88.

4 Vintrene 85/86, 86/87.

5 1981-83.

6 Ekskl. industribyer. I industribyer er vintermiddelverdien opp mot 106 µg/m<sup>3</sup>.

På regionale bakgrunnstasjoner er det på et målested i Sørøst-Norge målt omtrent samme gjennomsnittsnivå som i Sør-Sverige, men det er målt mye høyere maksimal døgnmiddelkonsentrasjon i Sør-Sverige enn i Norge. Målingene ved disse stasjonene dekker ikke samme periode, slik at en ikke ut fra målingene kan konkludere at det er reelle forskjeller mellom Sør-Sverige og Sør-Norge når det gjelder maksimale døgnmiddelverdier av sot i bakgrunnen.

Grenseverdien for halvårsmiddelverdi av sot ( $40-60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i Norge,  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i Sverige) overskrides i et par av de største byene i Norge, men ikke i Sverige. Samtidige  $\text{SO}_2$ -verdier ligger noe lavere enn grenseverdier.

Grenseverdiene for døgnmiddelverdi ( $100-150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i Norge,  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i Sverige) overskrides også i noen grad i sentrum av de største byene i Norge. De høyeste målte verdier er opp mot  $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Grenseverdier på  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  synes å bli overskredet i lite omfang i Sverige. Samtidige  $\text{SO}_2$ -verdier ligger i de norske byene noe høyere enn laveste grenseverdi,  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

På gatestasjoner overskrides grenseverdiene i større omfang. I Norge er målt vintermiddelverdier opp mot  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og døgnmiddelverdier opp mot  $269 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Samtidige  $\text{SO}_2$ -verdier er som beskrevet ovenfor, dvs. de kan komme opp mot sine grenseverdier.

#### PM<sub>10</sub>

PM<sub>10</sub>-målinger er i hovedsak utført i Norge, og i noen grad i Sverige. En oversikt er gitt i tabell 26. "Middelverdiene" i tabellen gjelder 1-6-måneders vinterperioder, med målinger hvert døgn. Der målinger også er utført om sommeren, ligger gjennomsnittsverdien om sommeren på 50-60% av gjennomsnitt i vinterperioden.

Tabell 26: PM<sub>10</sub>. Oversikt over måleresultater i Norden.

	Stasjonstype					
	Gate		Sentrum		Boligområde	
	Middel	Maks.	Middel	Maks.	Middel	Maks.
Danmark						
Finland						
Norge	49-94	300	30-55	239	18-42	79
Sverige	39-47	145				

Vintermiddelverdier opp mot 55 µg/m<sup>3</sup> er målt i Norge. Tatt i betraktning det lavere nivået om sommeren, er det tvilsomt at grenseverdien for årsmiddel i USA, 50 µg/m<sup>3</sup>, ble overskredet på det målestedet (City i Fredrikstad sentrum).

De maksimale døgnmiddelverdier overskrider imidlertid grenseverdien i USA på 150 µg/m<sup>3</sup>, og i særdeleshet WHOs foreløpige retningslinje på 70 µg/m<sup>3</sup>. Dette gjelder både i gater og i sentrumsområder generelt i Oslo og Bergen.

De høyeste døgnverdiene kan opptre både som resultat av svært dårlige spredningsforhold, der forbrenningspartiklene dominerer, og som resultat av oppvirvling av veistøv under tørre perioder om vinteren og våren, da veistøvpertikler i området 1-10 µm i diameter dominerer.

### TSP

TSP-målinger er i hovedsak utført i Danmark, og i noen grad i Sverige og Norge, og på en gatestasjon i Island. Et sammendrag er gitt i tabell 27.

Tabell 27: TSP, døgnmiddelverdier ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Oversikt over måle-resultater i Norden.

	Gate		Sentrum		Boligområde	
	Middel	Maks.	Middel	Maks.	Middel	Maks.
Danmark <sup>7</sup>	54-103	110-270 <sup>1</sup>	44-58	95-150 <sup>1</sup>		
Finland						
Island	35	117				
Norge <sup>6</sup>	115	487	41	77	30-33	87
Sverige	58-80 <sup>4</sup>	290	28-68 <sup>2</sup>			
	81 <sup>8</sup>	270-550 <sup>4,5</sup>	32-57 <sup>3</sup>			
		210	51 <sup>8</sup>	120		

- 1 98-prosentil.
- 2 Odinsgatan-stasjonen, Göteborg. Vintermiddelverdier 1980-87.
- 3 Kalendergatan-stasjonen, Malmö. Vintermiddelverdier 1978-84.
- 4 Repslagaregatan, Nyköping. Konsentrasjon på hver av gatesidene (ved park og ved fasade).
- 5 Ved rengjøring av gaten i tørt vær.
- 6 14 dagers måleperioder på hvert målested, én i hver årstid.
- 7 1986.
- 8 Göteborg. 1984-85. Flere målestasjoner av hver kategori.

I danske byer var høyeste vintermiddelverdi i 1986  $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i sentrumsområder, og høyeste 98-prosentil av døgnmiddelverdier  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dette ligger godt lavere enn danske grenseverdier ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddelverdi og  $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som døgnmiddelverdi).

Ved gatestasjonene var TSP-nivået høyere, opptil  $103 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som vintermiddelverdi, og  $270 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som 98-prosentil av døgnmiddelverdier, også dette lavere enn grenseverdiene i Danmark.

Ericsson og Camner (1983) anbefaler imidlertid maks.  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for langtidseksponering. TSP-nivået ved flere av stasjonene i Danmark overskrider dette.

I Sverige og Norge er det målt maksimale TSP-nivåer i gatemiljø som er høyere enn målt i Danmark. Det kan skyldes at piggdekkbruken er mer utbredt i Sverige og Norge.

BLY

Tabell 28: Bly i partikler. Oversikt over måleresultater i Norden.

	Gate		Sentrum	
	Middel	Maks. døgnverdi	Middel	Maks. døgnverdi
Danmark <sup>2</sup>	0,09-0,51	0,4-1,2 <sup>1</sup>	0,06-0,10	0,2-0,35 <sup>1</sup>
Finland				
Norge (august)	0,09-0,70	0,45-2,70	0,03-0,15	0,13-0,80
(februar)	0,25-1,49		0,06-0,42	
Sverige	0,4 -0,6	<1,5		

1 98-prosentil.

2 1986.

MUTAGENITET

Tabell 29 gir et sammendrag av et utvalg av målinger av mutagenitet på partikler som er utført i Danmark, Norge og Sverige om vinteren. Mutageniteten er målt i Ames-tester, og verdiene i denne rapporten gjelder bakteriestammen TA98. Målingene er utført både uten og med tilsetting av metabolsk aktivator (S9). Uten S9 gir målingen et uttrykk for den direkte mutageniteten. Med S9 gir målingen uttrykk for indirekte mutagenitet, stoffer som kan metaboliseres til mutagener.

Gjennomsnittlig mutagenitet (-S9) var ca. 25 rev/m<sup>3</sup> både i Stockholm og Oslo sentrum i de aktuelle måleperioder. I Göteborg sentrum er målt i gjennomsnitt på knapt 10 rev/m<sup>3</sup> (-S9). Høyeste verdi på en sentrumstasjon ble målt i Stockholm, 70 rev/m<sup>3</sup> (2-4 døgns gjennomsnitt).

På gatestasjoner kan mutageniteten bli en god del større enn på sentrumstasjoner. Gjennomsnittskonsentrasjoner på 50-60 rev/m<sup>3</sup> er målt både i H.C. Andersens Boulevard i København og i St. Olavs gate i Oslo. Høyeste målte døgnverdi er 187 rev/m<sup>3</sup> i København.

Tabell 29: Sammendrag av et utvalg av målinger av mutagenitet i partikler i Norden om vinteren (revertanter/m<sup>3</sup>, TA98/-S9).

	Gatemiljø		Sentrum		Boligområde		Bakgrunn	
	Middel	Maks.	Middel	Maks.	Middel	Maks.	Middel	Maks.
Danmark	31-54 <sup>2</sup> 20 <sup>10</sup> 26 <sup>11</sup>	187			10-19 <sup>7</sup>	36	15 <sup>5</sup>	57
Norge	29-58 <sup>3</sup> 36 <sup>4</sup>		ca. 25 Oslo		19 <sup>8</sup>	67	3 <sup>6</sup>	40
Sverige			27 Stockholm	70 <sup>1</sup>	16 <sup>9</sup>	30		
			8-10 Göteborg	47				

- 1 2-4 døgns gjennomsnitt.
- 2 H.C. Andersens Boulevard, København (ÅDT 60 000), gjennomsnitt vinter 86 og vinter 87.
- 3 St. Olavs gt, Oslo (ÅDT 14 000), ca. 2% tungtrafikkandel, gjennomsnitt vintrene 85, 86, 87, 88).
- 4 Rådhusgt, Oslo (ÅDT 25 000), ca. 12% tungtrafikkandel, gjennomsnitt jan-feb 79 (7 dagprøver).
- 5 Risø, feb-mar 87, 15 prøver.
- 6 Birkenes, feb-mar 82, 6 prøver.
- 7 Holte og Herlev.
- 8 Elverum, mye vedfyring.
- 9 Forstad, Stockholm.
- 10 Lyngby hovedgade, København (ÅDT 13 000), vinter 86.
- 11 Vesterbrogade, København (ÅDT 22 000), vinter 86.

På bakgrunnstasjoner er mutageniteten jevnt over liten. Det er målt et gjennomsnitt på 15 rev/m<sup>3</sup> på Risø på Sjælland og 3 rev/m<sup>3</sup> på Birkenes i Sør-Norge over kortere perioder på ettervinteren. Under langtransportepisoder kan imidlertid mutageniteten komme opp over 40 rev/m<sup>3</sup> både på Risø og i Birkenes.

På alle tettstedstasjoner er mutagenitet målt med metabolsk aktivering av prøven (+S9) høyere enn direkte mutagenitet (-S9).

Unntak fra dette synes å være langtransportepisodene, da -S9 ofte gir høyere mutagenitet enn +S9.



## 6 FORHOLDSTALL MELLOM $PM_{10}$ , SOT OG TSP

Konsentrasjonene av  $PM_{10}$ , sot og TSP i gatemiljø og også i tettsteder generelt vil ikke nødvendigvis samvariere i tid, og forholdet mellom  $PM_{10}$ , sot og TSP vil kunne variere mye fra dag til dag og fra sted til sted. Årsaken er naturlig nok at ulike kilder bidrar i forskjellig grad til  $PM_{10}$ , sot og TSP. Utslippene fra disse kildegruppene samvarierer ikke nødvendigvis i tid, og de kan variere mye fra sted til sted.

I USA har det de siste år vært en relativt stor interesse for å kartlegge forholdstallet mellom  $PM_{10}$  og TSP, i forbindelse med overgangen fra TSP til  $PM_{10}$  som luftkvalitetsstandard for partikler. I EPAs kriteriadokument for  $PM_{10}$  (EPA, 1987) legges en viss vekt på dette, og man innser at forholdstallet kan variere ganske mye. En faktor  $PM_{10}/TSP = 0,64$  (tilsvarer  $TSP/PM_{10} = 1,56$ ) benyttes i en viss utstrekning. Forholdet mellom primærstandardene i USA for  $PM_{10}$  og TSP er 0,67 for årsmiddelverdi og 0,58 for maks. døgnverdi.

Siden forholdet mellom partikkelparametre kan variere så mye fra sted til sted, er det av større interesse å studere måleresultater fra tettsteder i Norden, framfor å studere litteraturen fra USA. Der gjøres også målinger stort sett over tak, mens det her er interesse for forholdene i gatemiljøet.

I Norge er det utført relativt omfattende samtidige målinger av  $PM_{10}$  og sot på målestasjoner i gatemiljø, sentrum og boligområder. Noen måleserier med  $PM_{10}$ , sot og TSP, og sot og TSP, er også gjennomført. I Danmark og Sverige finnes også noen måleserier. Resultatene fra disse målinger er sammenfattet i tabellene 31-35, der det også er henvist til referansene. Tabell 31-33 gjelder gjennomsnittsverdier for hele måleperioden, mens tabell 34-35 gjelder høye døgnmiddelverdier.

I tabell 30 er gitt et sammendrag av tabellene 31-35.

Tabell 30: Sammendrag av forholdstall mellom ulike partikkelindikatorer ( $PM_{10}$ , sot og TSP) målt i tettsteder i Norden).

		Sentrum		Gate		Bolig	
		Gj.snitt	Maks.	Gj.snitt	Maks.	Gj.snitt	Maks.
<u>SOT</u> $PM_{10}$	Vinter	typiske forh.tall	0,64 (0,4-0,85)	0,75 (0,30-1,2)	0,83 (0,6-1,0)	1,1 (0,5-2,3)	1,17 (0,9-1,4)
		høye forh.tall	1,0-1,45	2,3	1,3 (Rådhusgt)	opptil 3,9 (Rådhusgt)	
	Sommer	typiske forh.tall	0,4-0,6		0,4 (Store Ringvei)		0,3 (Hop, Bergen)
<u>SOT</u> FP	Vinter	typiske forh.tall	1,07 (0,8-1,2)	1,1 (0,4-2,1)	1,4 (1,2-1,7)	1,8 (0,9-3,7)	1,2-1,5
		høye forh.tall	1,4-1,8	3,9	2,0-2,7	opptil 5,4	3,1
	Sommer	typiske forh.tall	0,7-1,1		1,1 (Store Ringvei)		
<u>TSP</u> $PM_{10}$	Vinter	typiske forh.tall	1,6-1,7 (Oslo)		1,2 (Rep- slagaregt)	1-2 (Rep- slagaregt)	1,7 (Ullevål hageby, Oslo)
		høye forh.tall			1,7 (Rådhusgt)		
	Sommer	typiske forh.tall			1,6 (Store Ringvei)		
<u>TSP</u> SOT	Vinter	typiske forh.tall	1,6 (1,2-2,2)	1,8-2,8	0,5-1,9	0,6-1,9 opptil 3,9	1,6-3,5 1,3-4,8
	Sommer	typiske forh.tall	2,8-3,2 (Halden)		4,0-4,7		2,3-5,4 11,7 (NILU, juni 78)

## 6.1 SOT/PM<sub>10</sub>

### Sentrum

På sentrumstasjoner er forholdet mellom gjennomsnittskonsentrasjoner av sot og PM<sub>10</sub> om vinteren, for perioder av noen uker og lengre typisk, innenfor intervallet 0,4-0,84, med en gjennomsnittsverdi på 0,64. På dager med høy forurensning ligger forholdet noe høyere, gjennomsnittlig 0,75. Dette innebærer at sotkonsentrasjonen øker mer enn PM<sub>10</sub> på forurensede dager. En forklaring kan være at fyringsutslippet øker betraktelig når det er kaldt, og dette betyr mer for sot enn for PM<sub>10</sub>.

På enkelte målesteder (Oslo og Bergen) blir forholdstallet mye høyere, opp mot 1,5 som gjennomsnitt og 2,3 for maksimale døgnverdier.

For sommeren er datamaterialet relativt lite. Da ligger forholdet sot/PM<sub>10</sub> noe lavere enn om vinteren. Dette stemmer med at sotutslippet er mindre da (olje- og vedfyring betraktelig redusert) samtidig som bakkestøv bidrar noe til PM<sub>10</sub>.

### Gatemiljø

I gatemiljø er sot/PM<sub>10</sub>-forholdet om vinteren større enn på sentrumstasjoner, med intervall 0,6-1,0  $\mu\text{m}$ , ca. 0,85 i gjennomsnitt for de gater og veier vi har målinger fra. Ved høy forurensningsgrad øker dette forholdet til 1,1 i gjennomsnitt. I Rådhusgt, med mye dieseltrafikk, er sot/PM<sub>10</sub>-forholdet en del høyere enn på de andre gatestasjonene.

Det er sparsomt med sommermålinger. Vi har bare målinger fra Store Ringvei, der sot/PM<sub>10</sub>-forholdet var lavt, 0,4.

## Boligområder

I boligområder synes sot/PM<sub>10</sub>-forholdet å være en god del høyere enn i sentrum og i gater. Forholdet ligger i intervallet 0,9-1,4, med en gjennomsnittsverdi for alle stasjoner på ca. 1,2. Dette kan innebære at lokalt fyringsutslipp gir betydelig bidrag i boligområdene, og/eller at det er lite bidrag fra veistøv.

### 6.2 SOT/FP

FP er finfraksjonen av PM<sub>10</sub> (partikler med diameter <2,5 µm). Det innebærer at finfraksjonen representerer forbrenningspartikler, og får lite bidrag fra vei- og bakkestøv.

Forholdstallet sot/FP ligger jevnt over 50-70% høyere enn sot/PM<sub>10</sub>, med et gjennomsnitt på ca. 1,1 på sentrumstasjoner og ca. 1,4 på gatestasjoner.

### 6.3 TSP/PM<sub>10</sub>

Her er datamaterialet relativt lite. Forholdet mellom gjennomsnittlig TSP og PM<sub>10</sub> ligger på alle målesteder (sentrum, gate og boligområder) innenfor 1,2-1,7. Forholdstallet på dager med høy forurensning kan gå opp til 2,0.

Det refererte tall fra EPAs kriteriedokument for PM<sub>10</sub> (TSP/PM<sub>10</sub> = 1,56) ligger fint innenfor dette intervallet.

### 6.4 TSP/SOT

Også her er datamaterialet relativt lite, sett i forhold til de store variasjoner en ser mellom målesteder og fra sommer til vinter.

Forholdet mellom midlere konsentrasjoner av TSP og sot ligger på alle sentrums- og gatestasjoner mellom 0,5 og 2,2 om vinteren. På dager med høy forurensning kan forholdstallet bli en god del høyere, opp mot 3,9.

Om sommeren kan TSP/sot-forholdet bli enda større. Det er målt opp til 4,7 i gjennomsnitt ved en gatestasjon i veistøvsesongen, og opp til 11,7 på taket av NILUs bygning i et boligområde, i juni 1978.

#### 6.5 SAMMENDRAG

Datamaterialet viser at forholdstallene sot/ $PM_{10}$ , TSP/ $PM_{10}$  og TSP/sot varierer en god del fra målested til målested. Dette materialet viser at det vil være vanskelig å gi representative forholdstall mellom  $PM_{10}$ , sot og TSP.

Tabell 31: Forholdstall mellom  $PM_{10}$ , sot og TSP. Sentrumstasjoner. Gjennomsnittstall for måleperioder vinter og sommer. (FP: finfraksjon av  $PM_{10}$ , partikler med diam.  $<2,5 \mu\text{m}$ ).

Målestasjon	Periode	n	$PM_{10}$	Sot	Sot	Sot	TSP	TSP	Referanse
					$PM_{10}$	FP	$PM_{10}$	Sot	
<u>SENTRUM, VINTER</u>									
<u>Fredrikstad</u>									
City	Des-feb 81/82		55	35	0,64	0,80			
	Feb 83		49	32	0,65	1,14			
<u>Sarpsborg</u>									
Fellesbanken	Des-feb 81/82		38	24	0,63	0,84			
	Jan-mar 83		30	16	0,52	1,04			
<u>Bergen</u>									
Teaterparken	Jan-feb 83		22	25	1,16	1,46			
	Nov-feb 83/84		41	29	0,71	1,21			
Sandviken	Feb 83		30	28	0,93	1,40			
Minde	Feb 83 (HVS)		70	34	0,49	-			
	Nov-feb 83/84 (DICH0)		40	31	0,78	1,11			
<u>Drammen</u>									
Strømsøe	Des-feb 84/85		42	36	0,86	1,16			
	Okt-mar 85/86		33	28	0,85	1,22			
<u>Mo i Rana</u>									
Sentrum	Des-feb 83/84		41	30	0,73	1,15			
<u>Oslo</u>									
Kontraskjøret	Jan-feb 87		44	64	1,45	1,82			
	Jan-feb 87	5	44	54	0,81		1,66	1,35	
Dronningparken	Nov-mar 86/87		34	33	0,98	1,41			
	Nov-mar 86/87	5	40	52	1,30		1,60	1,23	
<u>Halden</u>	Feb 79	8		19				2,21	
	Okt 78	14		28				1,56	
<u>SENTRUM, SOMMER</u>									
<u>Bergen</u>									
Teaterparken	Mai-jun 83		22,5	12,5	0,56	0,73			
<u>Drammen</u>									
Strømsøe	Mai-jul 85		24	10	0,41	0,71			
<u>Mo i Rana</u>	Jun-jul 84		19	9,5	0,49	1,06			
<u>Halden</u>	Aug 78	6		12				2,80	
	Mai 78	9		13				3,23	

Tabell 32: Forholdstall  $PM_{10}$ , sot og TSP. Gate/vei-stasjoner. Gjennomsnittstall for måleperioder vinter og sommer. (FP: finfraksjon av  $PM_{10}$ , partikler med diam.  $<2,5 \mu m$ ).

Målestasjon	Periode	n	$PM_{10}$	Sot	$\frac{Sot}{PM_{10}}$	$\frac{Sot}{FP}$	$\frac{TSP}{PM_{10}}$	$\frac{TSP}{Sot}$	Referanse
<u>GATESTASJONER, VINTER</u>									
<u>Fredrikstad</u>									
Brochs gt.	Des-feb 81/82		69	62	0,90	1,22			
<u>Drammen</u>									
Fylkeshuset	Des-feb 84/85		48	45	0,94	1,36			
	Okt-mar 85/86		49	39	0,80	1,39			
<u>Oslo</u>									
Etterstadgt.	Okt-des 87		54	46	0,86	1,70			
	Jan-mar 89		43	24	0,56	1,31			
Lodalen	Nov 87		45	39	0,87	1,95			
	Jan-mar 89		66	57	0,86	2,73			
Rådhusgt.	Feb 79	4		139				1,85	
	Okt-mar 86/87	4	90	116	1,29	2,40			
	Jan 87	4	68	111	1,63	2,19	1,66	1,02	
		5						1,42	
St. Olavs gt.	Jan 87	4		74				1,07	
<u>Lillestrøm</u>									
Domus	Feb 79	13		193				0,52	
	Sep-okt 78	14		55				1,41	
<u>Nyköping</u>									
Repslagaregt.	Nov-mai 84/85		47				1,23		
<u>GATESTASJONER, SOMMER</u>									
<u>Oslo</u>									
Store Ringvei			40	15	0,38	1,07	1,55	4,13	
<u>Lillestrøm</u>									
Domus	Apr 78	9		41				4,71	
	Jun-jul 78	18		22				3,97	
<u>GATESTASJONER, HELT ÅR</u>									
<u>København</u>									
Vesterbrogade	Feb, Mai, Okt			83				1,53	
Stormgade	Apr, Sep, Nov			88				1,02	
Folehaven	Mar, Jun, Des			65				1,49	

Tabell 33: Forholdstall  $PM_{10}$ , sot og TSP. Boligområder. Gjennomsnittstall for måleperioder vinter og sommer. (FP: finfraksjon av  $PM_{10}$ , partikler med diam.  $<2,5 \mu m$ ).

Målestasjon	Periode	n	$PM_{10}$	Sot	$\frac{Sot}{PM_{10}}$	$\frac{Sot}{FP}$	$\frac{TSP}{PM_{10}}$	$\frac{TSP}{Sot}$	Referanse
<u>BOLIGOMRÅDE, VINTER</u>									
<u>Bergen</u>									
Hop	Feb 83		26	24	0,93	1,26			
<u>Oslo</u>									
Etterstadsletta	Feb-mar 89		25	35	1,39	3,10			
Ullevål hageby	Jan-feb 87		42	52	1,23	1,54			
	Jan-feb 87	4	49	55	1,12		1,73	1,55	
<u>Lillestrøm</u>									
NILU	Jan 79	9		18				1,99	
	Mar 79	11		13				2,23	
<u>Slemmestad</u>									
	Mar 79	14		8,5				3,53	
	Okt 78	14		11				2,58	
<u>BOLIGOMRÅDE, SOMMER</u>									
<u>Bergen</u>									
Hop	Mai-jun 83		16	4,5	0,29				
<u>Lillestrøm</u>									
NILU	Jun 78	16		3				11,7	
	Sep 78	11		8				2,34	
<u>Slemmestad</u>									
Berger	Aug 78	9		7				4,73	
	Jun 78	8		7				5,42	



Tabell 34: Forholdstall  $PM_{10}$ , sot og TSP. Sentrumstasjoner, vinter. Forholdstall for døgn med høyt forureningsnivå av én eller flere av komponentene. (FP: finfraksjon av  $PM_{10}$ , partikler med diam.  $<2,5 \mu\text{m}$ ).

Målestasjon	Periode	n	$PM_{10}$	Sot	$\frac{\text{Sot}}{PM_{10}}$	$\frac{\text{Sot}}{\text{FP}}$	$\frac{\text{TSP}}{PM_{10}}$	$\frac{\text{TSP}}{\text{Sot}}$
<u>SENTRUM, VINTER</u>								
City, Fredrikstad	Des-feb 81/82	6	78-173	46-131	0,61 0,34-0,85	0,81 0,43-1,07		
Fellesbanken	81-83	6	54-147	16-95	0,75 0,30-0,89	0,92 0,37-1,17		
		1	26		2,3	3,9		
Teaterparken	83-84	3	117-225	79-129	0,69 0,60-0,80	1,26 0,93-1,58		
Minde	83-84	2	207-239	113-173	0,64 0,55-0,72	0,77		
Strømsøe	84-86	5	74-151	79-151	0,85 0,52-1,18	1,51 1,29-2,08		
Kontraskjæret	Jan-feb 87	2	63-68	59-62	0,93 0,87-1,0	1,24 1,0-1,48		
Dronningparken	Nov-mar 86/87	3	51-82	53-67	0,69 0,65-0,73	1,16 0,81-1,51		
		1	51	118	2,31	2,74		
Ullevål hageby	Jan-feb 87	2	76-79	59-90	1,01 0,78-1,14	1,32 0,89-1,73		
Halden	Feb 79	2		20-36				1,80-2,8
Tak, NILU	Jan 79	3		15-33				1,3-4,6
Slemmestad	Okt 78	3		8-20				2,9-4,8

Tabell 35: Forholdstall  $PM_{10}$ , sot og TSP. Gatestasjoner, vinter. Forholdstall for døgn med høyt forurensningsnivå av én eller flere av komponentene. (FP: finfraksjon av  $PM_{10}$ , partikler med diam.  $<2,5 \mu\text{m}$ ).

Målestasjon	Periode	n	$PM_{10}$	Sot	$\frac{\text{Sot}}{PM_{10}}$	$\frac{\text{Sot}}{\text{FP}}$	$\frac{\text{TSP}}{PM_{10}}$	$\frac{\text{TSP}}{\text{Sot}}$
<u>GATE, VINTER</u>								
Brocks	Des-feb 81/82	4	127-150	128-160	0,96 0,75-1,06	1,42 0,96-1,63		
Fylkeshuset	84-86	9	61-192	94-151	1,05 0,45-1,61	1,60 1,21-2,38		
Etterstad	Okt-des 87	6	76-142	93-181	1,41 0,69-2,26	2,48 1,24-3,7		
	Jan-mar 89	3	63-93	48-122	1,13 0,62-1,94	1,61 0,89-2,71		
Domus	Feb 79	3		276-300				0,56-0,80
	Sep-okt 78	4		60-122				0,90-1,93
Rådhusgt.	Okt-feb 87/88	4	64-240		2,25 0,85-3,94	4,0 3,4-5,4		0,85-3,94
	Mar 88	3	141-300		0,78 0,49-1,16	1,97 1,85-2,11		
<u>Nyköping</u>								
Repslagaregt.	Episode, Europa		145				2,0	
	tørr vei							
	Episode, Europa		145				1,07	
	våt vei							
	Øvrige høye		50-75				1-2	
	verdier							

## 7 OPPSUMMERING

Nedenfor gis en sammenfatning av stoffet i kapitlene 1-6, med hovedvekt på følgende tema:

- bileksospartiklers bidrag til utslipp og eksponering
- helseeffekter, og bilavgasspartiklers betydning
- partikkelindikatorer for luftkvalitetsovervåking.

### PARTIKKELUTSLIPP FRA VEITRAFIKK (KAP.1 OG VEDLEGG A,B,C og D)

Partikler i bileksos er relativt godt undersøkt både i Norden og i verden for øvrig, både hva gjelder utslippsmengde, partiklenes størrelsesfordeling og kjemiske sammensetning, inkl. innholdet av mutagene stoffer. Det er en viss variasjon i resultater når det gjelder partikkelmengden i avgasser fra tunge dieselmotorer, men utslippsestimatene gir, sammen med målinger ved veier og kildebidragsberegninger, et godt nok grunnlag for å estimere bilavgassenes bidrag til partikkelforurensninger i tettsteder relativt til bidrag fra andre kilder.

Størrelsen av bilavgasspartikler er i hovedsak i området 0,05-0,7  $\mu\text{m}$ , med bensineksospartikler (inkl. blypartikler) rundt 0,1  $\mu\text{m}$ , og dieselavgasspartikler rundt 0,5  $\mu\text{m}$ . En mindre del av partikkelmassen finnes også rundt 1-2  $\mu\text{m}$  og større enn 5-10  $\mu\text{m}$ . Hovedmassen av partiklene er derved respirable og følger pusteluften helt inn i lungesekken.

Bileksospartikler består i hovedsak av karbonholdig materiale, enten uorganisk karbon ("sot") eller organisk karbon (drivstoffrester). Både i bensin- og dieseleksos utgjør dette mer enn halvparten av partikkelmassen, med overvekt på drivstoffrester i bensinpartikler og mest sot i dieselpartikler. Drivstoffrestene er helt eller delvis uforbrent. Disse inneholder en lang rekke kjemiske forbindelser. Polysykliske organiske hydrokarboner (PAH) er en stoffgruppe som inneholder enkelte forbindelser som er klassifisert som kreftframkallende. Disse

og andre stoffer i eksospartiklene gir utslag i mutagenitets-  
tester (f.eks. Ames' test) der levende bakterier eller celler  
tilføres ekstrakter av partiklene. Både bensin- og diesel-  
partikler er derved vist å være mutagene, og de kan derved  
representere en helserisiko.

Bensinpartikler inneholder bly, knapt 10% av samlet partikkel-  
masse ved bykjøring. Både bensin- og dieseleksos inneholder  
sulfat ( $\text{SO}_4$ ), opp til 1-2%. Katalysatorbiler har et mye større  
sulfatutslipp enn biler uten katalysator, opp til 10-20 ganger  
mer. Sulfatutslippet kan gi konsentrasjoner i luft ved veier  
opp til 1-2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  som døgnmiddelverdi. Dette er av liten betyd-  
ning i forhold til andre kilder til sulfat i luft.

Partikkelutslippet fra dagens dieselmotorer er mye større enn fra  
bensinbiler. Fra en trafikkstrøm med 10% tunge dieselmotorer og  
5% lette dieselmotorer gir de ulike bilklasser følgende estimerte  
bidrag til totalutslippet av partikler fra trafikk i byer og  
tettsteder (ekskl. veistøv):

BIDRAG. Prosent			
Utslipp av:	Bensindrevne personbiler (uten katalysator)	Dieseldrevne lette biler (pre 1990)	Dieseldrevne tunge biler (pre 1990)
Partikler	20	10	70
Drivstoffrester (org. C)	30	10	60
Sot (uorg. C)	5	15	80
PAH	55	5	40
Mutagenitet	50	10	40

Tunge dieselmotorer dominerer altså, for denne trafikkstrømmen,  
utslippet av sum partikler og av sot og drivstoffrester. Dagens  
bensindrevne biler gir like stort bidrag som dieselmotorene til  
utslipp av PAH og mutagenitet. De lette dieselmotorene betyr i

dag ganske lite, fordi de bare representerer 5% eller indre av trafikkarbeidet.

Innførte og ventede avgasskrav vil endre dette bildet ut over i 90-årene. Katalysatorbiler (eller biler med tilsvarende lavt utslipp) vil dominere bilparken. Disse har et vesentlig mindre partikkelutslipp enn biler uten katalysator. Lette dieselbiler med partikkelutslipp redusert til en tredjedel eller mer, introduseres. Dette vil øke de tunge dieselbilers betydning for partikkelutslippet. For disse bilene ventes også redusert partikkelutslipp, kanskje ned til halvparten fra 1994. (Busser på gassdrift og andre "tettstedsbusser" vil også komme i noen grad. Disse har lavt partikkelutslipp.)

Dette betyr at partikkelutslippet fra et gitt trafikkarbeid år 2000 vil komme ned mot halvparten av dagens utslipp. En økning i trafikkarbeidet vil motvirke denne tendensen.

Veistøvforurensningen representerer et spesielt problem der bruk av piggdekk er vanlig om vinteren. Veistøvpartiklene er i hovedsak mineralske ("steinstøv"), men bitumen (tungtflyktig oljefraksjon) utgjør omtrent 5%. I tørre perioder kan veistøvpartiklene utgjøre et mye større bidrag enn eksospartiklene, både når det gjelder inhalerbare partikler (som pustes inn) og respirable partikler (som følger luften helt ned i lunge-sekken). I tørre perioder gir veistøvet et bidrag til bly og PAH som kan være like stort eller større enn det direkte bidrag fra eksospartiklene, mens veistøvet bidrag til mutagenitet er lite. Når veibanen er våt/fuktig, er det svært lite veistøv, og eksospartiklene dominerer.

#### PARTIKKELKONSENTRASJON I TETTSTEDER I NORDEN (KAP. 5 og VEDL.F)

Det er utført målinger av sot, inhalerbare partikler ( $PM_{10}$ ) og svevestøv (TSP) i byer, ved gater og i bakgrunnsområder i Norden. Partikkelforurensningen varierer selvsagt mye med målestedsposisjon i forhold til kilder, og med spredningsforholdene til enhver tid.

Sotmålinger er mest utbredt. De er enkle og billige å utføre etter en standardmetode utarbeidet ved OECD på 60-tallet. Sotkonsentrasjonen synes å være generelt større i byer i Norge enn i Danmark og Sverige. Fra Finland har ikke data vært tilgjengelige for dette prosjektet. I Norge overskrides grenseverdier for sot jevnlig i nærheten av sterkt trafikkerte gater, og i mindre omfang også generelt i sentrum av større byer. Høyeste målte konsentrasjon ved gate er  $269 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og i sentrum generelt  $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (døgnmiddelverdier), mens grenseverdien ligger på  $100\text{--}150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I Sør-Sverige, og kanskje også i Danmark, kan sotkonsentrasjonene i bakgrunnsområder bli så høy som  $70\text{--}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som døgnmiddelverdi i episoder med transport av luftforurensninger fra Europa.

Målinger av inhalerbare partikler ( $\text{PM}_{10}$ ) er rapportert hovedsakelig fra Norge, og noe fra Sverige. De høyeste målte konsentrasjoner er  $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i gate og  $269 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i bysentrum generelt (døgnmiddelverdier, Oslo). Så høye konsentrasjoner kan opptre på tørre dager om vinteren, når veistøvet gir et stort bidrag. Grenseverdier for  $\text{PM}_{10}$  (døgnmiddelverdi) er  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (USA) og  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO).

Totalt svevestøv (TSP) er hovedsakelig rapportert fra Danmark, og i noen grad fra Sverige og Norge. Konsentrasjoner langs gater kan bli svært høye. I Norge er målt opp mot  $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i sterkt trafikkerte gater. I Danmark ligger de rapporterte TSP-målinger lavere enn de danske grenseverdier, men noen steder høyere enn den grenseverdi som Statens miljømedisinske laboratorium i Sverige anbefaler,  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (for langtidseksposering).

Mutageniteten i partikler er målt i noen byer i Sverige, Danmark og Norge. Gjennomsnittsverdier målt om vinteren er 25 revertanter/ $\text{m}^3$  både i Oslo og i Stockholm. På gatestasjoner er det målt gjennomsnittsverdier på  $50\text{--}60$  revertanter/ $\text{m}^3$  i Oslo og København. Høyeste rapporterte døgnverdi er 187 revertanter/ $\text{m}^3$ , (H.C.Andersens Boulevard i København).

Dette materialet er for sparsomt til å gi konklusjoner om grad og hyppighet av overskridelser av grenseverdier for partikler i ulike områder i Nordiske tettsteder. Det viser imidlertid at konsentrasjonene av sot og  $PM_{10}$  i gater, og også i sentrum generelt, kan bli opptil 2-4 ganger høyere enn de mest restriktive grenseverdier. Grenseverdier kan overskrides i gater med trafikkmengde over 10 000 biler/døgn, spesielt om tungtrafikkandelen er over 5%.

Som med luftforurensningen generelt vil byer med dårlig ventilasjonsklima oppleve dette hyppigst, og spesielt i de områder der piggdekkbruk er utstrakt (gjelder  $PM_{10}$ , ikke sot). Problemene med sot og  $PM_{10}$  øker med omfanget av fyring med ved og koks.

#### BILEKSOSPARTIKLERS BIDRAG TIL EKSPONERINGEN (KAP. 2 og VEDL. E)

På et hvert sted i byer og tettsteder bestemmes bidragene til konsentrasjonen av partikler i luft og deres kjemiske sammensetning i første rekke av styrken av de ulike kildekategorier i nærheten. På fortau ved en sterkt trafikkert gate vil bileksosen dominere. I et lite tettsted med kaldt klima om vinteren kan partikler fra vedfyring dominere, mens i et lite tettsted i Sør-Sverige eller Danmark kan langtransporterte partikler fra kontinentet til tider dominere. Industriutslipp kan dominere andre steder.

Det tas her utgangspunkt i en by/tettsted uten vesentlig fjernvarme og industriutslipp. Basert på utslippskartlegging i byer i Norge vil da bileksospartiklers bidrag til totalutslippet av forbrenningspartikler variere fra opp mot 90% i større byer uten ved- og koks-fyring, og ned til mindre enn 10% i mindre tettsteder med mye vedfyring. I større byer i Norge, der det er en god del fyring med ved og koks, er bilavgasspartiklenes bidrag til utslippet totalt om vinteren ca. 30-40%. I byer med fjernvarmeanlegg, som er mer vanlig i Sverige og Danmark, øker bilavgasspartiklenes relative betydning. Veistøvet bidrar også til å øke biltrafikkens betydning som partikkelkilde, totalt

sett. Industriutslipp i byer gir redusert relativ betydning av bilavgassene. Det samme gjør bidrag for langtransporterte forurensninger.

Bileksospartiklenes bidrag til utslipp av mutagene stoffer er større enn for partikler totalt. I større byer i Norge gir biltrafikken et bidrag til samlet mutagenutslipp på 50-60% (når tilsvarende tall fra forbrenningspartikler totalt er 30-40%).

Bilavgasspartiklenes relative betydning som kilde varierer altså innen vide grenser.

Kildebidragsberegninger er gjort for målesteder (reseptorpunkter) i København, Gøteborg, Nyköping og Oslo. Bileksospartikkelbidraget på sentrumsstasjoner (ikke gatestasjoner) ble beregnet til 20-30% i Oslo (gjelder  $PM_{10}$ ) og 75% i Gøteborg (gjelder TSP). På en stasjon i København (Stormgade) ble bileksosbidraget beregnet til 15%. Hovedkildene for øvrig var forbrenningspartikler fra olje og ved lokalt, og langtransportert forurensning (LTP). På gatestasjoner er bileksosbidraget blitt beregnet til 38% på H.C.Andersens Boulevard i København, 28% i Rådhusgata i Oslo, og 7% i Repslagaregatan i Nyköping. Også på disse stasjonene er olje/ved/LTP de andre hovedkildene. Forskjellene i resultater skyldes dels at noe ulike beregningsmetoder er brukt, og utvilsomt også reelle forskjeller i kildefordeling på de ulike målestedene.

Fra dette kan konkluderes at de undersøkelser som er gjort i Norden gir varierende bilavgasspartikkelbidrag til samlet konsentrasjon av forbrenningspartikler, avhengig av byens og målestedets lokalisering, og grad av fjernvarme/vedfyring. Normalt vil bileksosen gi bidrag som er større enn 20-30% i sentrum av større byer generelt, og en god del mer der fjernvarme er godt utbygd. I gater kan bilavgassene dominere, spesielt når dieselandelen i trafikken er stor. De andre hovedkildene er lokal fyring med olje, ved og koks, samt LTP. Når veistøv også tas i betraktning, øker biltrafikkens betydning som partikkelkilde, mens innslag av partikkelutslipp for



industri reduserer bileksosens relative betydning. Bileksosens bidrag til mutagenitet i luft er større enn dens bidrag til forbrenningspartikler totalt.

#### HELSE-EFFEKTER AV PARTIKLER GENERELT, OG GRENSEVERDIER (KAP. 4)

I helseeffektliteraturen skilles det mellom irriterende effekter som kan gi seg utslag i bl.a. nedsatt lungefunksjon og bronkitt, og genotoksiske effekter som kan bidra til kreft.

#### Luftveisirritasjon, nedsatt lungefunksjon, bronkitt

Sammendraget er i hovedsak basert på kriteriadokumenter utarbeidet ved Statens miljømedisinske laboratorium (SML) i Sverige (Ericsson og Camner, 1983), U.S. Environmental Protection Agency (EPA, 1987) og Verdens helseorganisasjon (WHO, 1987).

I disse kriteriadokumenter oppsummeres nyere viten om irritasjonseffekter av partikler i luft, og det gis luftkvalitets-kriteria for partikler, dvs. tall for konsentrasjon av partikler i luft ved hvilke man har dokumentert effekter. Basert på dette samt anvendelse av en sikkerhetsfaktor, kommer en fram til anbefalte grenseverdier for luftkvalitet som skal gi befolkningen en rimelig god beskyttelse mot helseeffekter av partikler i luft. Grenseverdiene som gis i de tre nevnte kriteriadokumenter er følgende:

	Sot	TSP	PM <sub>10</sub>
Middelverdi, døgn ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	120 (WHO, SML)	120 (WHO)	150 (EPA) 70 (WHO)
Middelverdi, halvår/ år ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	40-50 (WHO, SML)	50 (WHO)	50 (EPA)

Det er en forutsetning at SO<sub>2</sub> samtidig er til stede.

Når det gjelder sikkerhetsfaktor, benyttes 1,5-2 for sot og TSP både av WHO og SML. For  $PM_{10}$  benytter EPA 1,0, mens WHO benytter 1,5.

Som en ser har EPA og WHO ulik vurdering av helsevirkninger av  $PM_{10}$ . Hovedforskjellen synes å være at EPA aksepterer at luftveisfølsomme barn kan få en redusert lungefunksjon på 10-15% av "normal"-nivået. EPA anser at dette synes å representere liten risiko for "significant adverse responses", mens WHOs retningslinjer innebærer at en slik risiko ikke bør aksepteres, og gir en sikkerhetsfaktor på 1,5 mot dette.

SML gir den reservasjon at grenseverdiene gjelder irritasjons/betennelseseffekter, og at partikler med "spesiell toksisitet" ikke er vurdert.

SML anser også at det er behov for ytterligere epidemiologiske undersøkelser av partikkelforurensninger, der spesifikke partikkelmål (f.eks.  $PM_{10}$ ) anvendes i stedet for de mer uspesifikke sot- og TSP-målene.

Det er forskjeller mellom de grenseverdier for partikler som benyttes i de ulike nordiske land. Bare Sverige og Norge har grenseverdier for sot. Disse er på linje med WHO-anbefalingene. Danmark følger EF-direktivets grenseverdi for TSP (og  $SO_2$ ) som er vesentlig mer liberalt enn både WHOs og USAs grenseverdi. Finland og Sverige har grenseverdi for TSP på linje med USAs grenseverdi.

Grenseverdier for  $PM_{10}$  er foreløpig ikke benyttet offisielt i Danmark, Finland, Norge og Sverige, mens Island har et  $PM_{10}$ -forslag på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (årsmiddelverdi) og  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (døgnmiddelverdi, 95%).

EF-direktivets grenseverdier er vesentlig mer liberale enn EPAs og WHOs kriterier, både for TSP og sot.

### Genotoksiske effekter

Det er kjent at luftforurensninger i tettsteder inneholder stoffer som gir mutagen effekt i ulike testsystemer med levende, ikke-humane celler og at luftforurensninger kan fremkalle kreftsvulster hos forsøksdyr, enten ved pensling på hud av ekstrakter fra partikler, eller ved inhalasjonsforsøk. Dagens luftforurensning kan altså indusere genotoksiske effekter i levende celler. Dette anses å representere en risiko for helseskade også på mennesker. Krefthyppigheten er større i tettsteder enn på landsbygda ("tettstedsfaktoren"). Det er ikke klart hvor stor luftforurensningens betydning for dette er.

I dette arbeidet er det lagt hovedvekt på rapporter utarbeidet ved SML i Sverige, Radiumhospitalet i Norge og innen Tåtortsprosjektet i Sverige, der estimerer gis av luftforurensningens bidrag til tettstedsfaktoren.

Davies og Sanner (1983) (Radiumhospitalet i Norge), gir et estimat av antall lungekrefttilfeller i Oslo pr. år som har luftforurensning som medvirkende årsak, vurdert ut fra svevestøv- og bens(a)pyrenkonsentrasjon, med risiko ved benzeneksponering som grunnlag. Törnqvist og Ehrenberg (1989) (Tåtortsprosjektet) gir et estimat av totalt antall krefttilfeller med luftforurensning som medvirkende årsak, basert på DNA-skadefrekvens som skyldes ulike indikatorsubstanser og sammenligner dette med DNA-skadefrekvens og risikoestimer for radioaktiv stråling.

Begge arbeider gir omtrent samme risikoestimat av krefthyppighet som skyldes luftforurensninger i tettsteder, nemlig 1-2 tilfeller pr. år pr. 10 000 innbyggere, der det laveste tall gjelder antall lungekrefttilfeller i Oslo, og det høyeste tall totalt antall krefttilfeller i tettsteder i Sverige.

Törnqvist og Ehrenberg framholder at denne risikoen er uakseptabel, i det den ligger i det øvre området for akseptabel yrkesrisiko for radiologisk arbeid, og 10-100 ganger høyere enn

akseptabel risiko for allmennheten knyttet til radioaktiv stråling.

Det er uklart om det er partikler eller gasser i luft som betyr mest for denne økte risikoen, men ingen av de omtalte arbeidene vurderer partiklene som mindre betydningsfulle enn gasser. Det er også uklart hvor stor betydning de ulike forurensningskilder har for kreftrisikoen. Törnqvist og Ehrenberg anser at bilavgasser står for 2/3 av den samlede kreftrisiko knyttet til luftforurensninger.

### Veistøy

Veistøvet fra piggdekkenes slitasje av asfaltveidekke er i hovedsak mineralske partikler som gir dominerende bidrag til konsentrasjonen av TSP og  $PM_{10}$  i tørre perioder i byer der piggdekk er i utstrakt bruk. Derved kan veistøvet være en betydelig faktor når det gjelder irritasjons- og betennelseseffekter av partikler, når  $SO_2$  samtidig er til stede.

Veistøvet gir imidlertid lite bidrag til mutageniteten i forhold til det direkte bidraget fra eksospartikler. Dette indikerer at veistøvet betyr lite for kreftrisikoen.

Veistøvet inneholder  $\alpha$ -kvarts, dels fra steinmaterialet i asfalten som i varierende grad kan bestå av kvartsitt, dels fra sand som strøs på veiene. Dette kan gi risiko for silikose hos den mest eksponerte del av befolkningen.

### HELSE-EFFEKTER AV BILEKSOSPARTIKLER I NORDISKE TETTSTEDER

Bilavgasspartiklene har størrelse i området 0,05-0,7  $\mu m$ , som ved pusting trenger inn i lungesekken og i stor grad avsettes der. Partikler av uforbrent og delvis forbrent drivstoff er mutagene i biologiske testsystemer med ikke-humane celler. Partikler fra biler som går på blybensin inneholder bly.

I større byer i Norden uten dominerende industrikilder bidrar bileksosen med minst 30-40% av utslippet av inhalerbare partikler, og minst 50-60% av utslippet av mutagene stoffer. I byer med lite ved- og oljeforbrenning og med lite industriutslipp dominerer bileksospartikkel-utslippet helt.

Bileksospartiklenes bidrag til samlet partikkeleksponering er større enn tallene ovenfor, som gjelder utslippsbidrag, fordi befolkningen i deler av tiden oppholder seg på og ved veier der bilavgassutslippet bidrar mer. Dette innebærer at bileksosen i de fleste større byer i Norden står for mer enn halvparten av eksponeringen til høye konsentrasjoner av partikler i luft, som opptrer i situasjoner med svak vind og dårlige spredningsforhold lokalt. Det nevnes igjen at byer med dominerende partikkelutslipp fra industri er unntatt.

Grenseverdier for partikler i luft overskrides i nordiske tettsteder, og det er målt konsentrasjoner som er 2-4 ganger høyere enn WHOs grenseverdier i byatmosfære generelt, og i gatemiljø spesielt. Tatt i betraktning at sikkerhetsfaktoren knyttet til WHOs grenseverdier er 1,5-2, tyder dette på at partikkelforurensningen i luft i nordiske byer kan medføre helseeffekter i form av luftveisirritasjon, nedsatt lungefunksjon og bronkitt. Barn er en spesielt utsatt gruppe. Når det gjelder kreftproblematikken, gir dagens anslag at luftforurensningen kan være medvirkende årsak til 1-2 krefttilfeller pr. 10 000 innbyggere pr. år. Hvor stor del av denne økte risikoen som kan knyttes til partikler er ikke avklart.

Bilavgasspartikler utgjør i dag (inntil 1990) altså i de fleste større byer i Norden mer enn halvparten av den partikkeleksponeringen som kan gi slike helseeffekter.

#### DIESELAVGASSENES BETYDNING

Avgassene fra tunge dieseldrevne biler utgjør i dag (pr. 1990) anslagsvis 70% av samlet partikkelutslipp fra biltrafikken, og

omtrent 40% av utslippet av mutagene stoffer (når lastebilene står for 10% av trafikkarbeidet).

#### UTVIKLINGEN ETTER 1990

Etter hvert som bensindrevne biler som tilfredsstillter dagens strenge utslippskrav når det gjelder CO, NO<sub>x</sub> og HC dominerer i bilparken (etter 1995), vil utslippet fra de tunge diesebilene dominere bilavgassutslippet helt. Kravene til de bensindrevne bilene vil de fleste steder ikke føre til særlig redusert konsentrasjon av inhalerbare partikler, spesielt ikke når det tas hensyn til forventet økning i trafikkarbeidet. Mutageniteten i luften vil imidlertid avta noe. For å redusere partikkeleksponeringen i byene vil det være av stor betydning å kontrollere diesebilens partikkelutslipp.

#### OVERVÅKING AV PARTIKKELFORURENSNING/BILAVGASSPARTIKLER

Sotmålinger er enkelt og billig å utføre, og har vært målt på faste stasjoner i Norden i en årrekke (i Norge siden ca. 1970). Slike målinger bør fortsatt utføres på en del målestasjoner. De gir uttrykk for svertningspotensialet av forurensningen.

Endringer i samlet partikkelutslipp og i mutagenitet reflekteres imidlertid ikke av sotmålingene. Mutagenitetsmålinger er kostbare. Målinger av partikkelmengde, og da spesielt PM<sub>10</sub>, bør utføres i større grad for å følge endringen i forurensningsnivå framover som følge av bl.a. utslippskrav fra biler. Endringen i PM<sub>10</sub> ved faste målestasjoner, knyttet til fuktige perioder når veistøv ikke bidrar, vil gi et rimelig godt uttrykk for endringer i mutageniteten knyttet til partikkelforurensningen. Ved noen få faste stasjoner i nordiske byer bør mutagenitetsmålinger i tillegg utføres jevnlig for å overvåke dette direkte.

## 8 REFERANSER

- Agurell, E. et al. (1990) Chemical and Biological characterization of urban particulate matter. Solna, Statens naturvårdsverk (Naturvårdsverket. Rapport 3841).
- Alfheim, I., Ramdahl, T. (1986) Mutagenic and Carcinogenic Compounds from Energy Generation. Oslo (Nordisk ministerråd. Miljørapport 1986:2).
- Alsberg, T., Stenberg, U., Westerholm, R., Strandell, M., Rannug, U., Sundvall, A., Romert, L., Bernson, V., Petterson, B., Toftgård, R., Franzén, B., Jansson, M., Gustafsson, J.Å., Egebäck, K.E. and Tejle, G. (1985) Chemical and biological characterization of organic material from gasoline exhaust particles. Environ. Sci. Technol., 19, 43-50.
- Baines, T.M., Somes, J.H. and Harvey, C.A. (1979) Heavy Duty Diesel Particulate Emission Factors. J. Air Poll. Contr. Ass., 29, 616-621.
- Bendtsen, H. (1989) Luftforurening fra vejtrafik. 2 eksempler fra Lyngby og Ålborg. Herlev (Vejdatalaboratoriet. Rapport 79).
- Bertilsson, B.M., Isaksson, K. och Laveskog, A. (1987) Avgasutsläpp från bussar och lastbilar. Solna, Statens naturvårdsverk (Naturvårdsverket. Rapport 3285).
- Bertilsson, T. och Egebäck, K.-E. (1984) Pilotundersökning av fyra avgaskatalysatorer på en dieseldriven lastbil. Rev. utg. Solna, Statens naturvårdsverk (SNV PM 1739).
- Björkman, E. och Egebäck, K.-E. (1987) Påverkar dieselbränslets sammansättning emissionen? Solna, Statens naturvårdsverk (Naturvårdsverket. Rapport 3302).
- Björkman, E., Egebäck, K.-E. och Grägg, K. (1986) Avgasrening dieselfordon. Solna, Statens naturvårdsverk (Naturvårdsverket. Rapport 3170).
- Björkman, E., Egebäck, K.-E. och Grägg, K. (1986a) Partikelfällor dieselfordon. Solna, Statens naturvårdsverk (Naturvårdsverket. Rapport 3171).

- Bringfelt, B. (1987) Receptorbaserad partikelmodell för gatumiljö - Modell för en gata i centrala Nyköping. Norrköping (SMHI. Rapport 29, 1987).
- Camner, P. (1986) Partiklar i omgivningsluften - en bedömning av hälsorisker. Stockholm, Statens naturvårdsverk (Naturvårdsverket. Rapport 3165).
- Camner, P., Pershagen, G., Ahlberg, U., Ljungqvist, S. och Viktorin, K. (1987) Hälsoeffekter till följd av dieselavgaser. Stockholm (Statens Miljömedicinska Laboratorium. Rapport 2/87).
- Carpenter, K. and Johnson, J.H. (1979) Analysis of the physical characteristics of diesel particulate matter using transmission electron microscope techniques. I: Off-Highway vehicle meeting and exposition, Milwaukee, Wisc. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 790815.
- Cass, G.R., Boone, P.M. and Macias, E.S. (1982) Emissions and air quality relationships for atmospheric carbon particles in Los Angeles. I: Internat. Symp. on particulate carbon. Atmospheric life cycle, Warren 1980. Ed. by G.T. Wolff and R.L. Klimisch. New York, Plenum. pp. 207-243.
- Cass, G.R. and McRae, G.J. (1983) Source-Receptor Reconciliation of Routine Air Monitoring Data for Trace Metals: An Emission Inventory Assisted Approach. Environ. Sci. Technol., 17, 129-139.
- Chan, T.L. and Lawson, D.R. (1981) Characteristics of cascade impactors in size determination of diesel particles. Atmos. Environ., 15, 1273-1279.
- Dahlberg, K., och Steen, B. (1987) Beräkning av olika källors bidrag till luftföroreningar i centrala Göteborg. Göteborg (IVL-rapport L 87/05).
- Daisey, J.M., Cheney, J.L. and Liroy, P.J. (1986) Profiles of organic particulate emissions from air pollution sources: status and needs for receptor source apportionment modeling. J. Air Poll. Contr. Ass., 36, 17-33.
- Dassen, W. et al. (1986) Decline in children's pulmonary function during an air pollution episode. J. Air Poll. Contr. Ass., 36, 1223-1227.



- Davies, C. og Sanner, T. (1983) Luftforurensninger og Lungekreft. Oslo, Lab. for miljø- og yrkesbetinget kreft, Det norske radiumhospital.
- Dietzmann, H.E., Parness, M.A. and Bradow, R.L. (1980) Emissions from trucks by chassis version of 1983 transient procedure. I: Fuels and lubricants meeting, Baltimore. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 801371.
- Dockery, D.W. et al. (1982) Change in pulmonary function in children associated with air pollution episodes. J. Air Poll. Contr. Ass., 32, 937-942.
- Dolan, D.F., Kittelson, D.B. and Pui, D.Y.H. (1986) Diesel Exhaust Particle Size Distribution Measurement Techniques. Society of Automotive Engineers Inc. (SAE/P-80/86, paper nr. 800187).
- Egebäck, K.-E., Alsberg, T., Persson, K.-A., Nilsson, C.-A., Sundvall, A., Bertilsson, B.-M., Stenberg, U., Westerholm, R., Jonsson, A., Lindahl, R. and Rannug, U. (1983) Chemical and biological characterization of exhaust emissions from vehicle fueled with gasoline, alcohol, LPG and diesel. Solna, Statens naturvårdsverk (SNV PM 1635).
- Egebäck, K.-E. och Tejle, G. (1983) Undersökning av bilavgasemissioner och effect av olika bestämmelser. Lätta fordon. Solna, Statens naturvårdsverk (SNV PM 1675).
- Egebäck, K.-E., Tejle, G. och Laveskog, A. (1984) Undersökning av reglerade och icke reglerade föroreningar vid olika bränsle/motorkombinationere och olika temperaturer. Solna, Statens naturvårdsverk (SNV PM 1812).
- Eggleston, H.S., Gorissen, N., Joumard, R., Rijkeboer, R.C., Samaras, Z. and Zierock, K.-H. (1988) Summary Report of the CORINAIR Working Group on Emission Factors for Calculating 1985 Emissions from Road Traffic. Berlin, EnviCon.
- EPA (1987) Ambient air quality standards for particulate matter; Final Rules. Federal Register, 52, nr. 126, July 1. Washington.
- Ericsson, G. and Camner, P. (1983) Health effects of sulfur oxides and particulate matter in ambient air. Scand. J. Work Environ Health, 9, suppl. 3.

- Eggleston, H.S., Gorissen, N., Joumard, R., Rijkeboer, R.C., Samaras, Z. and Zierock, K.-H. (1988) Summary report of the CORINAIR working group on emission factors for calculating 1985 emissions from road traffic. Draft final report. Berlin, EnviCon.
- Ferris, B.G. et al. (1973) Chronic non-specific respiratory disease in Berlin, New Hampshire 1967-1973. A follow-up study. Am. Rev. Respir. Dis., 107, 110-122.
- Ferris, B.G. et al. (1976) Chronic non-specific respiratory disease in Berlin, New Hampshire 1967-1973. A further follow-up study. Am. Rev. Respir. Dis., 113, 475-485.
- Friedlander, S.K. (1973) Chemical Element Balances and Identification of Air Pollution Sources. Environ. Sci. Technol., 7, 235-240.
- Frisch, L.E., Johnson, J.H. and Leddy, D.G. (1979) Effect of fuels and dilution ratio on diesel particulate emissions. I: Congress and exposition, Detroit. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 790417.
- Funkenbusch, E.F., Leddy, D.G. and Johnson, J.H. (1979) The characterization of the soluble organic fraction of diesel particulate matter. I: Congress and exposition, Detroit. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 790418.
- Gabele, P.A., Black, F.M., King, F.G., Zweidinger, R.B. and Brittain, R.A. (1981) Exhaust emission patterns from two light-duty diesel automobiles. I: Internat. congress and exposition, Detroit. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 810081.
- Ganley, J.T. and Springer, G.S. (1974) Physical and chemical characteristics of particulates in spark ignition engine exhaust. Environ. Sci. Technol., vol. 8, 340-347.
- Gibbs, R.E., Hyde, J.D. and Byer, S.M. (1980) Characterization of particulate emissions from in-use diesel vehicles. I: Fuels and Lubricants meeting, Baltimore. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 801372.
- Gisladottir, Sigurdbjörg (1989) Personlig meddelelse. Reykjavik, The national center for hygiene, food control and environmental protection in Iceland.

- Gram, F. (1987) Utslippsoversikt for Oslo. Lillestrøm (upubliserte data, NILU).
- Groblicki, P.J. and Begeman, C.R. (1979) Particle size variation in diesel car exhaust. I: Congress and exposition, Detroit. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 790421.
- Grägg, K. och Egebäck, K.E. (1988) Undersökning av partikelfilter av wall-flow-typ. Solna, Statens naturvårdsverk (Naturvårdsverket. Rapport 3461).
- Habibi, K. (1973) Characterization of Particulate Matter in Vehicle Exhaust. Environ. Sci. Technol., 7, 223-234.
- Hagen, L.O. (1980) Upubliserte data. Lillestrøm (NILU).
- Hagen, L.O. (1986; 1987; 1988) Rutineovervåkning av luftforurensning, april 1985-mars 1986, april 1986-mars 1987, april 1987-mars 1988. Lillestrøm (NILU-rapporter OR 87/86, OR 73/87, OR 72/88).
- Hare, C.T. and Black, F.M. (1981) Motor vehicle particulate emission factors. I: APCA annual meeting, 74, Philadelphia 1981. Paper 81-56.5.
- Hassel, D. (19??) Emissionsabschätzung für Schadstoffe in Kraftfahrzeugabgasen und für andere Quellen. I: FVV-Programmstudie. Emission, Immission und Wirkungen von Kraftfahrzeugabgasen. Band 2. Frankfurt, Forschungsvereinigung Verbrennungskraftmaschinen.
- Haugsbakk, I. (1987) Basisundersøkelse av luftkvaliteten i Drammen 1984-1986. Delrapport B: Utslippsdata. Lillestrøm (NILU OR 47/87).
- Haugsbakk, I. og Gram, F. (1984) Basisundersøkelse av luftkvaliteten i Sarpsborg og Fredrikstad 1981-1983. Delrapport C: Utslippsdata. Lillestrøm (NILU OR 26/84).
- Haugsbakk, I. og Larssen, S. (1985) Måling av utslipp av partikler, sot og bly fra bensindrevne personbiler ved ulike kjøresykluser. Lillestrøm (NILU OR 3/85).

Haugsbakk, I. og Schjoldager, J. (1987) Beregninger av luftforurensninger i Elverum. Lillestrøm (NILU OR 58/87).

Hoem, K., Gram, F. og Larssen, S. (1986) Basisundersøkelse av luftkvaliteten i Bergen 1983-1985. Delrapport D: Utslippskartlegging. Lillestrøm (NILU OR 57/86).

Horvath, H., Kreiner, I., Norek, C., Preining, O. and Georgi, B. (1988) Diesel Emissions in Vienna. Atmos. Environ., 7, 1255-1269.

Joumard, R. and Perrin, M.-L. (1988) Measurement of particle and gaseous pollution of the atmosphere due to buses. Sci. Total Environ., 76, 55-62.

Kemp, K. (1987) Black Smoke from Urban Traffic. Risø, Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium (MST LUFT-A121).

Kemp, K. (1988) Mutagener i udeluften. Sammenligning med andre stoffer, statistisk behandling. Risø, Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium.

Kittelson, D.B. (1984) Fresh diesel aerosols in the atmosphere. In: Aerosols, science, technology and industrial applications of airborne particles. Ed. by B.Y.H. Liu, D.Y.H. Pui and H.J. Fissan. New York, Elsevier. pp. 783-787.

Kittelson, D.B. and Dolan, D.F. (19??) Dynamics of sampling and measurement of diesel engine exhaust aerosols. Minneapolis, Dpt. of Mech. Engg., Univ. of Minnesota.

Kittelson, D.B. and Dolan, D.F. (1980) Diesel exhaust Aerosol. In: Generation of Aerosols and Facilities for Exposure Experiments. Ed. by Klaus Willeke. Ann Arbor, Ann Arbor Sci. Publ.

Kronberg, D., Palmgren Jensen, F., Kelding, K. og Heidam, N.Z. (1984) Svævestøv i København: Receptormodeller og kildebidrag. Risø, Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium (MST LUFT-A90).

Laresgoiti, A., Loos, A.C. and Springer, G.S. (1977) Particulate and smoke emission from a light duty diesel engine. Environ. Sci. Technol., 11, 973-978.

- Larssen, S. (1978) Luftforurensninger fra veitrafikk. Målinger i Trondheim kommune, 1978. Lillestrøm (NILU OR 49/78).
- Larssen, S. (1979a) Luftforurensninger fra veitrafikk i Bergen kommune, 1978. Lillestrøm (NILU OR 24/79).
- Larssen, S. (1979b) Luftforurensninger fra veitrafikk. Målinger i Sarpsborg, 1978. Lillestrøm (NILU OR 37/79).
- Larssen, S. (1984) Automotive Emission Factors: An Indirect Measurement Method Applied to Polycyclic Aromatic Hydrocarbon and Lead Emissions. Presentert på 77th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, San Francisco, 1984 (Paper 84-72.4).
- Larssen, S. (1987a) Støv fra asfaltveier. Kjemisk og biologisk karakterisering av luftbåret støv. Fase 1: Målinger på Store Ringvei, Oslo, våren 1985. Lillestrøm (NILU OR 53/87).
- Larssen, S. (1987b) Deseleksosens bidrag til partikkelforurensning i luft i tettsteder. Lillestrøm (NILU OR 27/87).
- Larssen, S. (1988) Elementsammensetning i partikler i bileksos. Upubliserte data. Lillestrøm, NILU.
- Larssen, S. (1990a) Luftkvalitet og utslippsfaktorer for bileksos i Vålerenga-tunnelen. Lillestrøm (NILU OR 38/90).
- Larssen, S. og Friberg, A.G. (1980) Målinger av luftforurensninger i Oslo, januar-mars 1979. Rådhusgt.-St. Hanshaugen. Lillestrøm (NILU OR 32/80).
- Larssen, S. og Heintzenberg, J. (1984) Forprosjekt: Målinger av utslipp av sot og andre partikler fra personbiler og lette varebiler. Lillestrøm (NILU OR 50/83).
- Larssen, S., Heintzenberg, J., Hillamo, R., Røyset, O. and Vadset, M. (1990b) Size distribution and elemental composition of car exhaust aerosol and resuspended road dust. Presentert på NOSA Aerosolsymposium 1990, Gøteborg, 15.-16. november.

- Larssen, S. og Tønnesen, D.A. (1986) Støyskjermers og vegetasjonshekkers virkning på støvforurensningen langs veier. Målinger ved Store Ringvei i Oslo, sommeren 1984. Lillestrøm (NILU OR 65/86).
- Lepperhoff, G., Tomingas, R. und Schommers, J. (1982) Partikel- und PAH-Emissionen von Diesel- und Ottomotorfahrzeugen vergleich der Emissionen und ihrer Wirkung auf den Organismus. Berlin, Umweltbundesamt.
- Levsen, K., Schilhabel, J. and Puttins, U. (1987) Progress in the Analysis of Diesel Soot Particles. J. Aerosol Sci., 18, 845-848.
- Lipkea, W.H., Johnson, J.H. and Vuk, C.T. (1979) The physical and chemical character of diesel particulate emissions - measurement techniques and fundamental considerations. I: Congress and exposition, Detroit 1978. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 780108.
- Lund, K.E. (1989) Personlig meddelelse. Oslo, Statens tobakk-skaderåd.
- Lunn, J.E. et al. (1967) Patterns of respiratory illness in Sheffield infant school children. Br. J. Prev. Soc. Med., 21, 7-16.
- Löfroth, G. (1981) Comparison of the mutagenic activity in carbon particulate matter and in diesel and gasoline engine exhaust. I: Short-term bioassays in the analysis of complex environmental mixtures, II. Ed. by M.D. Waters a.o. Plenum.
- Löfroth, G. (1981b) Salmonella/microsome mutagenicity assays of exhaust from diesel and gasoline powered motor vehicles. Environ. Internat., 5, 255-261.
- Löfroth, G. (1989) Personlig meddelelse. Göteborg, Nordiska Hälsovårdshögskolan.
- Löfroth, G. et al. (1989) Upubliserte data. Göteborg, Nordiska Hälsovårdshögskolan.
- Melhus, Ø. (1983) Partikkel- og avgassutslipp fra lette bensinbiler. Trondheim, Inst. for forbrenningsmotor og marimt maskineri, NTH (Rapport IFMM 83-02).

- Miljøstyrelsen (1983) Forsuringsprosjektet: Utenlandske regler og standarder. København.
- Muhlbaier, J.L. and Williams, R.L. (1982) Fireplaces, furnaces and vehicles as emission sources of particulate carbon. In: Particulate Carbon, Atmospheric Life Cycles. Ed. by G.T. Wolff and R.L. Klimisch. New York, Plenum Press.
- Muhlbaier Dasch, J. and Cadle, S.H. (1989) Atmospheric Carbon Particles in the Detroit Urban Area: Wintertime sources and Sinks. Aerosol Sci. Technol., 10, 236-248.
- Møller, M. and Alfheim, I. (1983) Mutagenicity of air samples from various combustion sources. Mutation Research, 116, 35-46.
- Møller, M., Alfheim, I., Larssen, S. and Mikalsen, A. (1982) Mutagenicity of airborne particles in relation to traffic and air pollution parameters. Environ. Sci. Technol., 16, 221-225.
- Møller, M., Alfheim, I., Mikalsen, A. og Joranger, E. (1982) Organiske forurensninger i luft og nedbør. Oslo (SI/NILU-rapport 81-12 02-1).
- Møller, M., Ramdahl, T. and Alfheim, I. (1985) Mutagenic activity and PAH-analysis of airborne particles from a wood-heating community in Norway. Environ. Intern., 11, 189-195.
- Nielsen, A.S. og Sorenson, S.C. (1988) Partikeludslip fra tunge køretøjer. Lyngby, Laboratoriet for energiteknik (RE 88-3).
- NMR (1984) Nordisk beregningsmetode for bilavgasser. Lillestrøm (NILU OR 56/84).
- Okamoto, W.K., Gorse, R.A. and Pierson, W.R. (1983) Nitric acid in diesel exhaust. J. Air Poll. Contr. Ass., 33, 1098-1100.
- Ostenfeldt, N. (1989) Luftforurensning med mutagene stoffer i København og omegn. København, Miljøstyrelsen (Arbeidsrapport nr. 11, 1989).

- Palmgren Jensen, P. (1987) Sammenfatning af hovedresultaterne i det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram (LMP). Risø, Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium (MST LUFT-A120).
- Palmgren Jensen, P. og Kemp, K. (1988) Det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram. Luftkvalitetsmålinger, Årsrapport 1986. Risø, Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium (MST LUFT-A123).
- Pierson, W.R., Gorse, R.A., Szkarlat, A.C., Brachaczek, W.W., Japar, S.M., Lee, F.S.-C., Zweidinger, R.B. and Claxton, L.D. (1983) Mutagenicity and chemical characteristics of carbonaceous particulate matter from vehicles on the road. Environ. Sci. Technol., 17, 31-44.
- Potter, C.J., Bailey, J.C., Savage, C.A., Schmidl, B., Simmonds, A.C. and Williams, M.L. (1988) The measurement of gaseous and particulate emissions from light-duty and heavy-duty motor vehicles under road driving conditions. I: Internat. congress and exposition on the European automotive scene, Detroit 1988. Warrendale, Society of automotive engineers (SAE SP-746). Paper 880313. pp. 1-11.
- Raunemaa, T., Hyvönen, V. and Kauppinen, E. (1983) Submicron size particle growth and chemical transformation in gasoline exhaust-I. Size distribution and transformation. I: Annual conference of the Association for Aerosol Research, 11, pp. 335-341.
- Sanner, T. (1989) Personlig meddelelse. Oslo, Inst. for kreftforskning, Det norske radiumhospital.
- SCB (1988) Luftkvalitet i tätorter 1978-1987. Stockholm, Statistiska centralbyrån (Na24 SM 8801).
- Schaug, J. og Larssen, S. (1990) Beregninger av kildebidrag til svevestøvforurensninger i Oslo. Lillestrøm (NILU OR 63/90).
- Schuetzle, D. and Perez, J.M. (1983) Factors influencing the emissions of nitrated-polynuclear aromatic hydrocarbons (Nitro-PAH) from diesel engines. J. Air Poll. Contr. Ass., 33, 751-755.
- Seizinger, D.E. (19??) Analysis of carbonaceous diesel emissions. Bartlesville, Oklahoma, Dpt. of Energy, Bartlesville Energy research center.



SFT (1989) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport 375/89).

Sivertsen, B. (1989) Utslippsfaktorer for beregning av utslipp til luft. Lillestrøm, Norsk institutt for luftforskning (notat 5. april 1989).

Springer, K.J. and Baines, T.M. (1977) Emissions from diesel versions of production passenger cars. I: Passenger car meeting, Detroit. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 770818.

Springer, K.J. and Stahman, R.C. (1977a) Diesel car emissions - emphasis on particulate and sulfate. I: Internat. Automotive Congress and Exposition, Detroit. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 770818.

Springer, K.J. and Stahman, R.C. (1977b) Unregulated emissions from diesel used in trucks and buses. I: Internat. Automotive Congress and Exposition, Detroit. Warrendale, Society of automotive engineers. Paper 770258.

Stevens, R.K., Lewis, C.W., Dzubai, T.G., Cupitt, L.T. and Lewtas, J. (1989) Sources of Mutagenic Activity in Urban Fine Particles. Research Triangle Park, NC (EPA/600/D-89/034).

Svanberg, P.-A., Dahlberg, K., Grennfelt, P., Kindbök, K., Løvblad, G. och Peterson, K. (1987) Svaveldioxid, kvävedioxid och sot i svensk tätortsluft 1986-87. Göteborg (IVL-rapport L87/249).

Sørensen, J.S., Høg, J. (1986) Målinger af gadeluftforurensningen i København i 1985. København, Miljøkontrollen, København Kommune.

Ter Haar, G.L., Lenane, D.L., Hu, J.N. and Brandt, M. (1972) Composition, Size and Control of Automotive Exhaust Particles. J. Air Poll. Contr. Ass., 22, 39-46.

Törnqvist, M. (1989) Allmänna luftföroreningar i svenska tätorter - Genotoksiska effekter och cancerrisker. Bilaga till underlagsrapport 1: Luftföroreningar i tätorter - problem och miljömål. Solna, Statens naturvårdsverk.

- Törnqvist, M. og Ehrenberg, L. (1991) Genotoksiska effekter av almäna luftföroreningar i tätorter. I: Stadsluften. En bok om luften i våre tätorter. Solna, Statens naturvårdsverk (ISBN-91-620 1089-1).
- Walsh, M.P. (1987) Heavy Duty Trucks and Buses. The US Program. Solna naturvårdsverk (Naturvårdsverket. Rapport 3284).
- Ware, J.H. et al. (1986) Effects of ambient sulfur oxides and suspended particles on respiratory health of preadolescent children. Am. Rev. Respir. Dis., 133, 834-842.
- Westerholm, R. et al. (1986) Chemical analysis and biological testing of emissions from a heavy duty diesel truck with and without two different particulate traps. Stockholm Univ., Arrhenius laboratoriet.
- Westerholm, R.N., Alsberg, T.E., Frommelin, Å.B., Strandell, M.E., Rannug, U., Winquist, L., Grigoriadis, V. and Egebäck, K.-E. (1988a) Effect of fuel polycyclic aromatic hydrocarbon content on the emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagenic substances from a gasoline-fueled automobile. Environ. Sci. Tech., 22, 925-930.
- Westerholm, R., Stenberg, U. and Alsberg, T. (1988b) Some aspects of the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) between particles and gas phase from diluted gasoline exhausts generated with the use of a dilution tunnel and its validity for measurement in ambient air. Atmos. Environ., 22, 1005-1010.
- Whitby, K.T. and Sverdrup, G.M. (1980) California aerosols: their physical and chemical characteristics. In: The character and origins of smog aerosols. Ed. by G.M. Hidy, P.K. Mueller, D. Grosjean, B.R. Appel and J.J. Wesolowski. New York, Wiley. pp. 477-517.
- WHO (1987) Air quality guidelines for Europe. København (WHO Regionale Publ. European series, 23).
- Zierock, K.H. (1983) Charakterisierung der partikelförmigen Emissionen von Dieselmotoren. Staub Reinhalt. Luft, 43, 241-247.



## VEDLEGG A

### PARTIKLER I BENSINEKSOS

	<u>Side</u>
1. Størrelsesfordeling	125
2. Kjemisk sammensetning	132
3. Utslippsfaktorer, partikler	135
4. PAH	137
5. Mutagenitet	140



## 1 STØRRELSSESFORDELING

I den åpne litteraturen er det rapportert noen, men ikke mange, undersøkelser som inkluderer gode målinger av størrelsesfordelingen av partikler i eksosen fra bensindrevne biler.

Partiklene i eksosen fra biler uten katalysator består av flere partikkelpopulasjoner. Ved forbrenning av blyholdig bensin dannes blyholdige partikler i eksosen ved kondensasjon på kondensasjonskjerner ved en temperatur på 300-400°C. Ved videre avkjøling av eksosgassen kondenserer delvis forbrent og uforbrent drivstoff ved temperaturer under 100°C (Ganley og Springer, 1974). Dette kondenserer på kondensasjonskjerner og på de allerede dannede blypartiklene. En tredje populasjon består av partikler som er avsatt på indre vegger i eksossystemet, som løsriveres.

Raunemaa et al. (1983) har vist eksempler på størrelsesfordeling av partikler i eksosen fra en bensindrevet bil ved konstant hastighet, 30 km/h (figur A1). To partikkelpopulasjoner trer fram, en med middeldiameter ca. 0,06 µm, og en med middeldiameter ca. 2 µm. I figuren antydes også en tredje populasjon med diametre større enn 5-10 µm.

Whitby et al. (1980) har gjort målinger av størrelsesfordelingen av brom på partikler ved veikant av en motorvei (figur A2). Størrelsesfordelingen for brom i figur A2 er omtrent som fordelingen for samlet partikkelvolum i figur A1. De samme tre partikkelpopulasjoner trer fram i begge figurer, men populasjon 0,01-0,1 µm dominerer mye mer for brom (og derved også for bly) enn for partikkelvolum samlet.

Disse målingene tyder på at i utslippet er brompartikler og derved sannsynligvis også blypartikler i hovedsak av størrelsesklasse 0,01-0,1 µm med mediandiameter 0,05-0,07 µm. Drivstoffrester finnes i fraksjonen 1-2 µm, men også noe i den minste fraksjonen.

Larssen (1990b) gjorde målinger av størrelsesfordeling av partikler i luft i en veitunnel i Oslo (60 km/h, 3,5% stigning). Prøvetakingen skjedde med lavtrykksimpaktor (type Berner, 11 trinn). Målinger ble foretatt samtidig både ved innløpet og utløpet av tunnelen. Differansen representerer utslippet fra trafikken i tunnelen. Midlere oppholdstid for partikler i den lufta som passerer målepunktet ved utløpet er 1-2 minutter. Disse prøvene representerer derved en mellomstasjon mellom fersk eksos og byregional eksosaerosol. Figur A7 viser vektstørrelsesfordelingen fra en lørdagsprøve (ca. 3% andel tunge dieselbiler) og mandagsprøve (ca. 20% tunge dieselbiler). Figur A8 viser tilsvarende for bly.

Lørdagsprøven representerer i hovedsak lette, bensindrevne biler. I differansestørrelsesfordelingen framtrer de samme populasjoner som i Raunemaas og Whitbys målinger. Vektmessig er det tre populasjoner, én med mediandiameter ca. 0,12  $\mu\text{m}$ , og én i området 1-2  $\mu\text{m}$ , mens veistøvfraksjonen med partikler større enn 2  $\mu\text{m}$  dominerer massen helt. Blyfordelingen har to populasjoner, én med mediandiameter ca. 0,07  $\mu\text{m}$  (primærbly) og én med partikler større enn ca. 2  $\mu\text{m}$  (representert ved bly avsatt på veibanen).

Både Raunemaa og Whitby gjorde også målinger i utemiljøet nær, og lenger unna veier. Raunemaas målinger (figur A3) antyder rask partikkelvekst av de minste partiklene opp i området 0,1-0,2  $\mu\text{m}$ . Whitbys målinger antyder også dette. Figur A4 viser at i omgivelsesluften i trafikkert miljø har man to hovedpopulasjoner, én i området 0,1-1  $\mu\text{m}$  med blypartikler og noe drivstoffrester, og en i området 1-20  $\mu\text{m}$  med noe drivstoffrester, men hovedsak vei- og bakkestøv generert av mekaniske prosesser. Det er også igjen noe av primærparklene, i størrelsesområdet 0,01-0,1  $\mu\text{m}$ .

Whitby og Raunemaa benyttet avansert måleutstyr og har høy ekspertise på måling av partikkelstørrelsesfordelinger. Partikler større enn 10  $\mu\text{m}$  i diameter dekkes imidlertid ikke i Raunemaas målinger. På 70-tallet ble det utført en del målinger

av eksospartiklers støvfordeling ved hjelp av Anderson-impaktorer (Ganley og Springer, 1974). Anderson-impaktorer har noen svakheter når det gjelder klassifisering av partikler etter størrelse, men med disse kan også partikler større enn  $10 \mu\text{m}$  innsamles.

Et sammendrag av resultater av slike målinger er vist i figur A5. Ifølge disse var 10-20% av partikkelvekten på partikler med diameter større enn  $10 \mu\text{m}$ , og 55-75% var på partikler mindre enn  $1 \mu\text{m}$ .

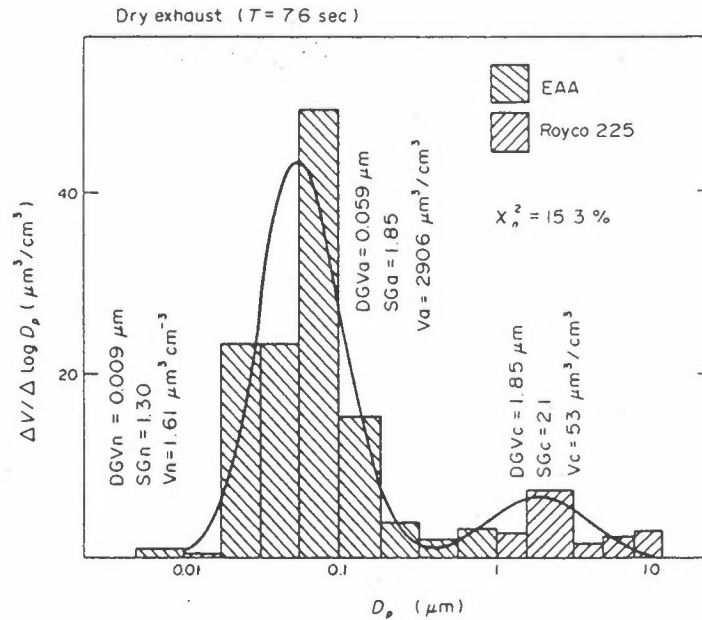
Larssen (1990b) gjorde målinger i en veitunnel i Oslo, med lavtrykksimpaktor (type Berner). Størrelsesfordelingen for lørdags- og mandagstrafikk er vist i hhv. figur A7 og A8. Andelen av tunge dieselbiler var ca. 3% på lørdag og ca. 20% på mandag. Bensineksospartiklene viser seg i modusen med middeldiameter rundt  $0,1 \mu\text{m}$ , der en også finner det aller meste av blyet. Dieselpartikler kommer fram i modusen omkring  $0,5 \mu\text{m}$ . Modusen rundt  $1-2 \mu\text{m}$  kommer også fram her, som i figur A1 og A2. Veistøvet viser seg i modusen for partikler større enn noen  $\mu\text{m}$ .

I sammendrag innebærer dette at en har tre partikkelpopulasjoner i eksosen fra bensindrevne biler uten katalysator:

- én i størrelsesområdet  $0,01-0,15 \mu\text{m}$  diameter, med middeldiameter  $0,07-0,1 \mu\text{m}$ , der det meste av blyet finnes, og også en del drivstoffrester,
- én i størrelsesområdet  $1-2 \mu\text{m}$ , med drivstoffrester og også noe bly,
- én i størrelsesområdet  $>5-10 \mu\text{m}$ , som i hovedsak er bly- og drivstoffholdige partikler avsatt og deretter løsrevet fra eksos-systemets indre vegger.

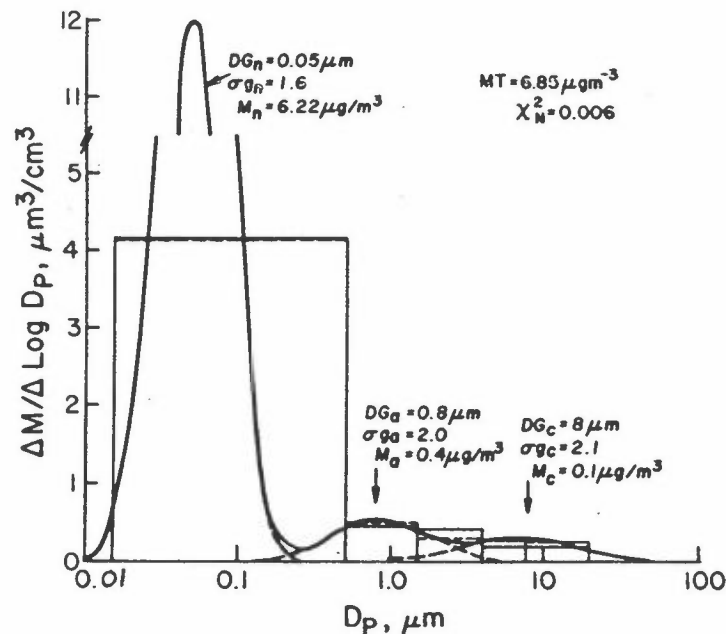
Når den ufortynnete eksosen så møter atmosfæren utenfor, skjer en rask vekst i de minste partiklenes størrelse ved hjelp av agglomerering og absorpsjon av gassformige drivstoffrester,





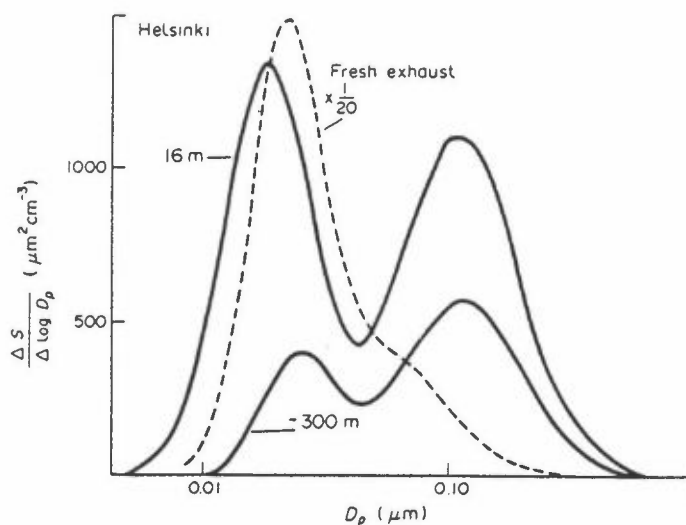
Figur A1: A typical particle volume concentration distribution of undiluted dry exhaust measured using the electrical aerosol analyzer EAA and optical particle counter (Royco 225). A constant speed of 30 km/hr was considered.

Fra: Raunemaa et al. (1983).



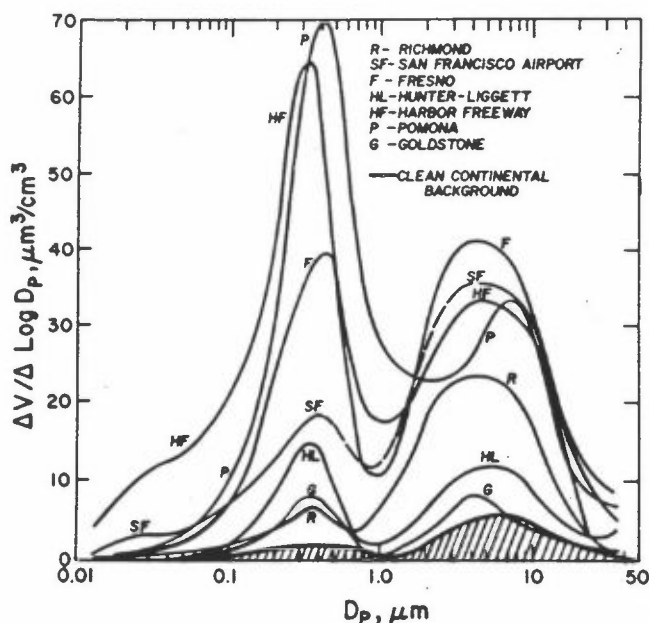
Figur A2: Bromine size distribution sampled from 0500 to 0700 at the Harbor Freeway on September 20, 1972, using the Lundgren impactor. Solid bars are the actual data, and dashed bars are the fitted trimodal model masses on each stage. The curves are the three modes. This represents a distribution dominated by the nuclei mode.

Fra: Whitby et al. (1980).



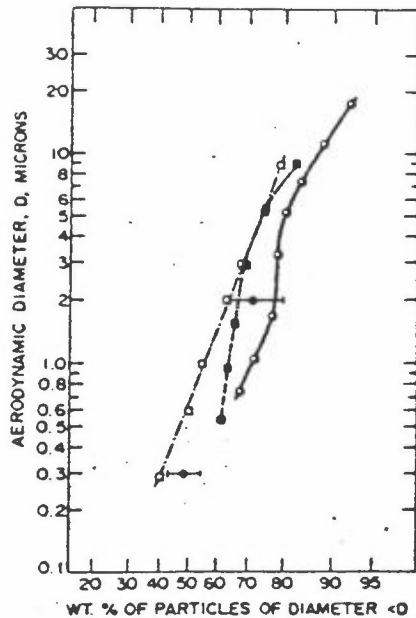
Figur A3: Comparison of the surface concentration distribution of fresh gasoline exhaust in urban air with the distribution at different mean distances from the highway.

Fra: Raunemaa et al. (1983).



Figur A4: Grand average volume-size distributions for seven of the sites characterized by the mobile laboratory during the ACHEX experiment in 1972. A size distribution for clean continental aerosol is shown at the bottom for comparison. Note that even the background sites of Hunter-Liggett and Goldstone are well above clean background.

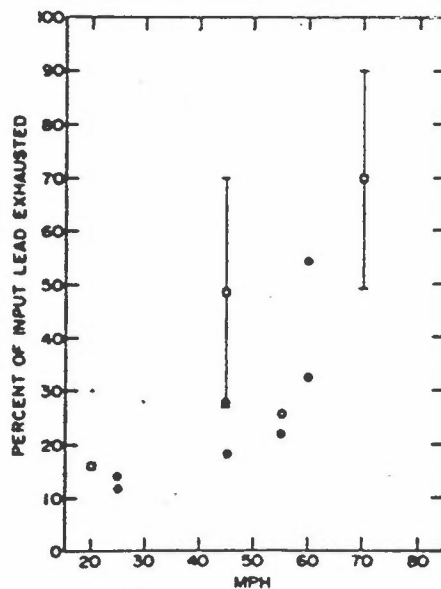
Fra: Whitby et al. (1980).



Figur A5: Size distributions of exhaust particles from engines operating on fuel with 3 ml TEL/gal. Comparison of various results at room temperature.

O present study, 55 mph cruise condition, ● Mueller et al. (1962) average of 25, 45, and 60 mph road load tests. Horizontal lines indicate 98% confidence limit. □ Habibi et al. (1970), 45 mph cruise condition. ■ Moran and Manary (1971), 2250 rpm steady speed.

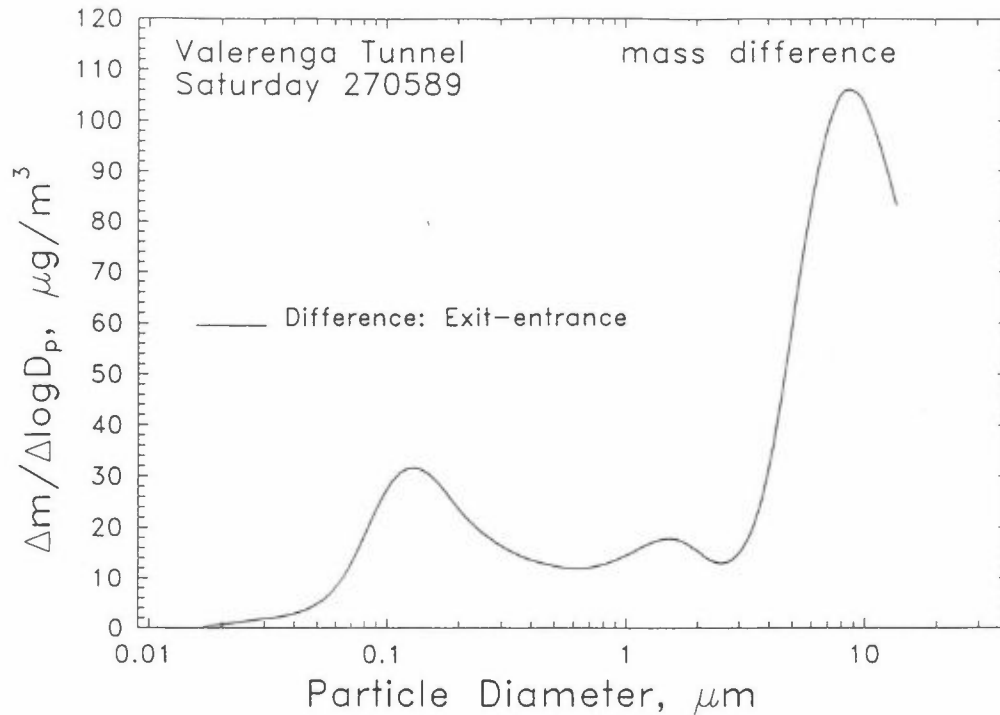
Fra: Ganley og Springer (1974).



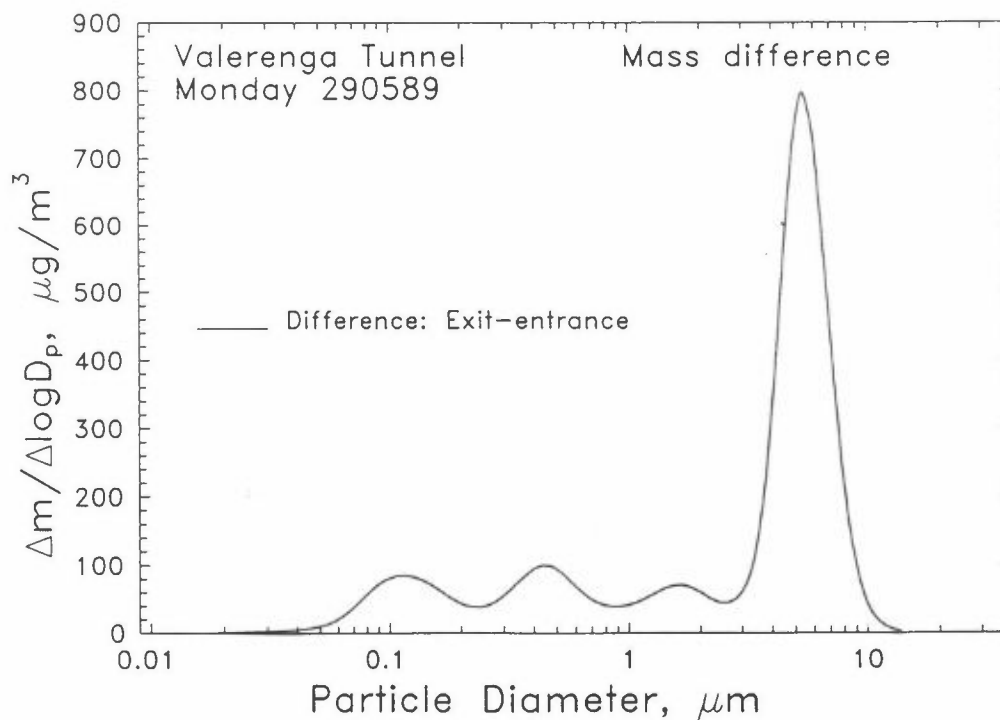
Figur A6: Percent of input lead exhausted vs. speed. Comparison of the result of the present study with results from full size cars operated at road load conditions on chassis dynamometers.

O Present study, ● Sampson and Springer (1972), ● Hirschler et al. (1957), □ Habibi (1970), vertical lines indicate spread in data, ● Ter Haar et al. (1972).

Fra: Ganley og Springer (1974).



Figur A7: Størrelsesfordeling av partikler målt i Vålerenga-tunnelen i Oslo med lavtrykksimpaktor (type Berner). Prøve tatt lørdag 27.5.89. Tungtrafikkandel: ca. 3%. Fra: Larssen et al. (1990b).



Figur A8: Størrelsesfordeling av partikler målt i Vålerenga-tunnelen i Oslo med lavtrykksimpaktor (type Berner). Prøve tatt mandag 29.5.89. Tungtrafikkandel: ca. 20%. Fra: Larssen et al. (1990b).

slik at en ender opp med to dominerende partikkelpopulasjoner, en i området 0,1-1  $\mu\text{m}$  som inneholder hoveddelen av blyet samt drivstoffrester, og en i området 2-20  $\mu\text{m}$  som inneholder løse revne eksospartikler, og også veistøv.

En del av primærpartiklene i området 0,01-0,1  $\mu\text{m}$  vil også være tilstede så lenge en befinner seg svært nær trafikkert miljø. Vektmessig betyr de lite, men antallet slike partikler er fortsatt stort, og brukes som indikasjon på at relativt ferskt eksosutslipp er til stede. Lenger unna trafikkert miljø vil denne fraksjonen etter hvert forsvinne helt og gå over i 0,1-1  $\mu\text{m}$ -fraksjonen.

Ved redusert innhold av bly i bensin vil størrelsen av populasjonen 0,1-1  $\mu\text{m}$  avta noe relativt til fraksjonen av større partikler.

## 2 KJEMISK SAMMENSETNING

Hovedbestanddelene i partikkelutslippet fra bensindrevne biler er karbonmateriale ("carbonaceous material"), både organisk og uorganisk (elementært karbon, EC). Det organiske karbonmaterialet består av en lang rekke stoffer i mer eller mindre ufullstendig forbrent drivstoff, bl.a. polysykliske organiske stoffer (PAH-stoffer).

I utslippet fra biler som går på blyholdig bensin kan bly, brom og klor også anses som hovedkomponenter, og for øvrig er det mindre mengder av andre ioner og grunnstoffer som S- og N-ioner, jern og andre. Den kjemiske sammensetningen av utslippet varierer mye med kjøreforholdene (hastighet, akselerasjon, etc.).

Tabell A1 gir en sammenstilling av de referanser vi kjenner til, der stoffsammensetningen i bensinbileksos er målt eller omtalt.

Tabell A1: Kjemisk sammensetning av partikkelutslippet fra bensindrevne biler (prosent).

	Org.C	Uorg.C	Pb	Br	Fe	Zn	Cl	Al	Si	K	SO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Test-betingelser, Ant. kommentarer test
<u>Blybensin</u>													
Ter Haar, 1972	35,9	31,7	16,4	18,3									FTP Kaldstart 4 FTP Varmstart 4
Friedlander, 1973	40,3		40	7,9	0,4	0,14	6,8						Datasammendrag. Los Angeles, 1972
Muhlbaier og Williams, 1982	8,4	3,0											FTP 1970-78 mod. 5 HFET 1970-78 mod. 5
Hare og Black, 1981	≤33		≥36	≥18			≥6				≥1,3		Modeller etter 1970 uten katalysator, 0,4 Pb/l
Haugsbakk og Larssen, 1985	10		11										ECE, kaldstart, 0,3 g Pb/l 13 ECE, varmstart, 0,3 g Pb/l 13 80 km/h, 0,3 g Pb/l 12
Larssen, 1988			8,1		1,8	0,15							ECE, kaldstart, 0,3 g Pb/l 12 ECE, varmstart, 0,3 g Pb/l 7 80 km/h, 0,3 g Pb/l 8
Cass og McRae, 1983	54,5		21,1	8,2	0,25	0,021	5,4	0,04				0,21	g Pb/l
EPA, 1981	50	3,8	20	5	2,1	0,35	3,0	1,1	0,82	0,072	1,3	0,9	g Pb/l
<u>Oksydasjonskatalysator/blyfri bensin</u>													
Muhlbaier og Williams, 1982	21,4	17,9											FTP 4 HFET 4
Hare og Black, 1981	≈ 40											2	Blyfri, <u>uten</u> katalysator
	≈ 20											33	Blyfri, <u>med</u> katalysator
Cass og McRae, 1983	39				0,11	0,07		0,12	0,51	0,044	50		

Det tilgjengelige datamaterialet gir da i grove trekk følgende sammensetning av bensinbileksos (i prosent):

	Blybensin uten kat.	Blyfri bensin	
		Uten kat.	Med kat.
Organisk C	} 30-55	} ≈40	} 20-40
Uorganisk C			
Pb	10 <sup>a</sup>		
	20-40 <sup>b</sup>		
Br	5-20 <sup>b</sup>		
Cl	3-7 <sup>b</sup>		
Fe, Zn, Al, Si, etc.	1-6	≈7	
SO <sub>4</sub>	0,2-1,5	2	33-50

a Blyinnhold i eksospartikler, basert på målinger ved blyinnhold i bensin 0,3-0,4 g/l.

b Basert på at alt bly i bensin slippes ut instantant, hvilket ikke er tilfelle.

Karbonmaterialet er altså hovedkomponenten, både med og uten katalysator, og utgjør 30-55% av partikkelmassen med blybensin, og 20-40% ved blyfri bensin.

Uorganisk (elementært) karbon utgjør mindre enn 10% av partikkelmassen med blybensin, og endel mer med blyfri bensin.

Innholdet av bly, brom og klor er selvsagt avhengig av tilsetningen av bly- og bromforbindelser i bensinen. For biler i norsk bilpark er det funnet at ca. 10% av partikkelmassen i eksosen er bly, ved et blyinnhold på 0,3 g/l, uavhengig av kjørehastighet (Haugsbakk og Larssen, 1985). Dette underbygges av resultater av undersøkelser sammenstilt av Ganley og Springer (1974) (se figur A6).

Dette innebærer at ved bykjøring (ECE-syklus) slippes bare ca. 15% av blyet som er i bensinen ut instantant. En del av det blyet som da avsettes i eksossystemet vil ved kjøring på høy hastighet og ved akselerasjon støtes ut som større partikler. Det er anslått at ca. 25% av blyet vil forbli i eksosystemet.

En del amerikanske kilder angir en blyandel av partikkelmassen på 20-40%. Dette er beregnet ut fra blyinnholdet i bensinen, og representerer ikke det som faktisk finnes i eksosutslippet.

Sulfatinnholdet i eksosen er avhengig av svovelinnholdet i bensinen. Innholdet av svovel i bilbensin i Norge var i 1988 0,035% (Norsk petroleumsinstitutt). Ifølge amerikanske kilder er  $SO_4$ -innholdet i eksos fra blybensin anslått til 0,2-1,5%. Fra biler på blyfri bensin uten katalysator ble anslått 2%  $SO_4$ , mens fra katalysatorbiler er  $SO_4$ -andelen anslått til 33-50%. Det skyldes at katalysatoren oksiderer mye av svovelet i bensinen til sulfat.

### 3 UTSLIPPSFAKTORER, PARTIKLER

Tabell A2 gir en oversikt over tilgjengelige målinger av partikkelutslipp fra bensindrevne personbiler.

Målinger gjort i Sverige gjelder relativt nye svenske biler som tilfredsstillende svensk kravnivå. I bykjøring i sommertemperatur synes disse bilene å ha et lavt partikkelutslipp, anslagsvis 15 mg/km ved et blyinnhold på 0,15 g/l. En USA-versjon av en Volvo, med katalysator demontert, men med Lambda-sonden i funksjon, hadde et enda lavere utslipp, ca. 5 mg/km.

Fra målinger på 19 biler i Norge, et utvalg som søkte å representere norsk bilpark hva gjelder bilmodell og aldersfordeling, fikk man for ECE varmsyklus 35 mg/km, og nesten det dobbelte av dette både for ECE kaldsyklus og 80 km/h konstant hastighet (Haugsbakk og Larssen, 1985). Dette stemmer bra med resultatet fra Piersons målinger fra Alleghany-tunnelen i USA i mai-juni 1979, i og med at ca. 50% av personbilene i trafikkstrømmen gjennom tunnelen var utstyrt med katalysator, med svært lavt utslipp.



Tabell A2: Oversikt over måleresultater, partikkelutslipp fra bensindrevne personbiler.

	mg/km	g/kg	g Pb/l
6 biler, FTP 73, 22°C -10°C (Egebäck et al., 1984)	15 ( 8-24)	0,18 (0,13-0,27)	0,17
	31 (23-70)	0,35 (0,25-0,61)	0,17
SAAB 900 GL, FTP 73 (Alsberg et al., 1985)	12		0,15
Volvo 240/B23F, 1984 US-versjon, eks. katalysator (4 ulike drivstoff), FTP 73 (Westerholm et al., 1988a)	3,8-5,5		0
MB 200 FTP ECE VW Golf FTP ECE (Lepperhoff et al., 1982)	20		0,15?
	20		0,15?
	25		0,15?
	60		0,15?
Otto-motor FTP 75 (Hassel)	150		>0,5
Alleghany tunnel, 1979, 80 km/h 50% katalysatorbiler mai-juni august-september (Pierson et al., 1983)	30±11		
	6±11		
	- 6		
19 personbiler "fra gaten", norsk bilpark (Haugsbakk og Larssen, 1985)	ECE kald	60 <sup>1</sup> ( 5-193)	0,15-0,4
	ECE varm	35 <sup>1</sup> ( 5-79 )	0,15-0,4
	80 km/h konst.	65 <sup>1</sup> (26-186)	0,15-0,4
Biler m/oks. katalysator (Springer og Baines, 1977)	Cutlass VW Rabbit (4,5 l)		Cutlass VW Rabbit (4,5 l)
	FTP 75 kald	8,4 5,0	0,071 0,068
	FTP 75 varm	3,6 3,0	0,034 0,043
	HFET	13,6 1,6	0,181 0,032

<sup>1</sup> Ingen signifikant forskjell i utslipp ved blyinnhold i bensin fra 0,15 til 0,4 g/l

Det er altså en ganske stor variasjon i måleresultatene, og det kan synes som utslippet varierer fra modell til modell, med bilens tekniske stand, og spesielt med hvilke avgasskrav bilen er bygget for å tilfredsstillе. Blyinnholdet i bensinen har også en innvirkning på partikkelutslippet, med tendens til økt utslipp ved økt blyinnhold. I det norske målematerialet kunne man imidlertid ikke se en signikant økning i utslipp, fra 0,15 til 0,40 g Pb/l. Variasjonen fra bilmodell til bilmodell var såpass stor at blyinnholdets innvirkning ble maskert.

For norsk bilpark i 1984 synes 40 mg/km å være et rimelig godt estimat for bykjøring, med 25% kaldstartandel. I en bilpark med større innslag av nyere biler som tilfredsstiller ECE 15-04 krav eller tilsvarende svenske krav, vil partikkelutslippet være mindre, kanskje ned mot 20 mg/km.

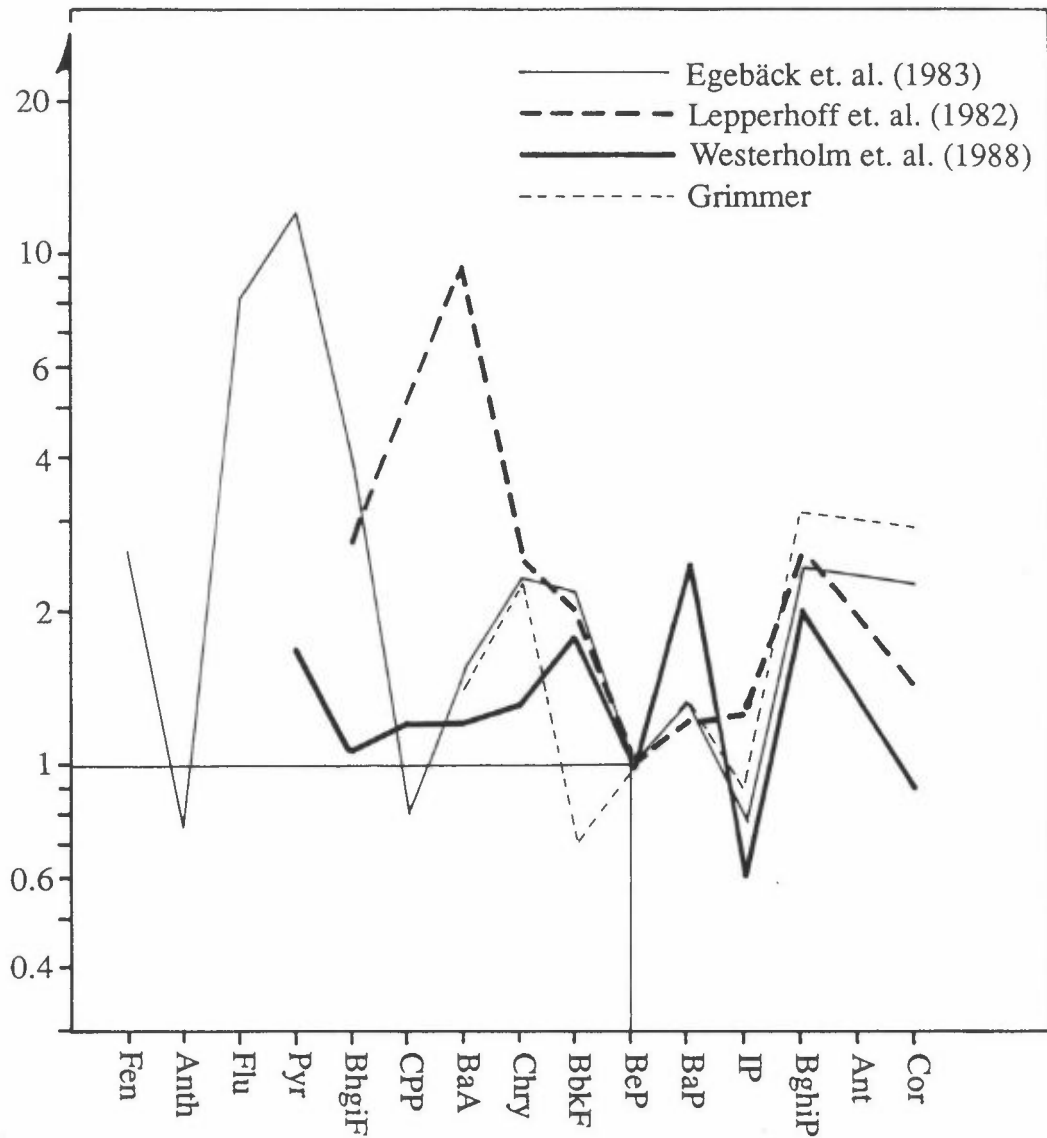
#### 4 PAH

Tabell A3 gir en oversikt over resultater av utslippsmålinger av PAH knyttet til partikler fra lette bensindrevne biler. De fleste målinger er utført i Sverige, på svenskproduserte biler, og noe er gjort i Vest-Tyskland, på tyskproduserte biler. Figur A9 viser PAH-profiler fra noen av målingene, relativt til bens(e)pyren. Lepperhoff har et mindre utvalg av PAH stoffer enn i de svenske undersøkelsene.

Tabell A3: Oversikt over utslippsmålinger av PAH på partikler fra bensindrevne lette biler.

	Test	PAH µg/km	BaP µg/km	PAH partikler ppm	BaP partikler ppm
<u>Alsberg et al. (1985)</u> SAAB 900	FTP 73	174-196 <sup>1</sup>	1,9-4,5	15-17	160-385
<u>Egebäck et al. (1983)</u> 2 biler 2 ulike blybensiner	FTP 78 FTP 78	96 (35-170)	2,6 (0,5-5,4)		
<u>Westerholm et al. (1988a)</u> Volvo 240, US-versjon ekskl. katalysator, blyfri bensin	FTP 73	44 <sup>2</sup>	6,6 <sup>3</sup>		
<u>Lepperhoff et al. (1982)</u> MB 200 VW Golf	FTP FTP	160 <sup>4</sup> 325 <sup>4</sup>	10 15	8 13	500 600
<u>Egebäck et al. (1984)</u> 6 biler (Saab, Volvo, VW Golf, Toyota Corolla), FTP 1973 Ca. 20 <sup>0</sup> C	FTP 73	108 <sup>5</sup> (49-216)	3,8 (1,3-8,4)	6,3 ( 2,7-8,9)	230 (100-350)
-5 -10 <sup>0</sup> C	FTP 73	432 <sup>5</sup> (280-1340)	22,4 (17-44)	17,3 (12,2-19,2)	730 (630-810)
<u>Larssen (1990a)</u> Veitunnel, Oslo	3,5% stign.  3,5% fall	250  30			

- 1) 24 PAH fra fenantren til koronen (se figur A6).
- 2) 14 PAH fra fenantren til koronen (se figur A6).
- 3) Inkl. benzo(cd)pyrenon.
- 4) 9 PAH fra benzo(ghi)fluoren til koronen se figur A6).
- 5) 16 PAH fra fenantren til koronen (se figur A6).



Figur A9: PAH-profiler, bensineksospartikler.

Et sammendrag av tabell A3 gir følgende utslippstall for PAH (fenantren-koronen) ved bykjøring (FTP-syklus, 20<sup>0</sup> C):

	$\Sigma$ PAH µg/km	BaP µg/km	PAH partikler ppm	BaP partikler ppm
Variasjonsområde	35-550	0,5-15	(3-17)10 <sup>3</sup>	100-600
Gjennomsnitt	160	5	9 · 10 <sup>3</sup>	300

Ved kaldstart ved temperatur lavere enn 20<sup>0</sup> C øker PAH-utslippene betydelig. I en undersøkelse økte PAH-utslippet fra 108 µg/km ved 20<sup>0</sup> C til 432 µg/m<sup>3</sup> ved +5-+10<sup>0</sup> C, altså en fire-dobling (tabell A3). BaP-utslippet økte med en faktor på 6, (gjennomsnitt for 6 biler).

PAH-innholdet i partiklene var i disse undersøkelsene i gjennomsnitt 9 000 ppm. BaP-innholdet var i gjennomsnitt 300 ppm.

## 5 MUTAGENITET

Tabell A4 gir en oversikt over måleresultater av mutageniteten i partikler i bensinbileksos uten katalysator, målt med Ames-test, uten metabolsk aktivering (-S9).

Tabell A4: Oversikt over resultater av mutagenitetsanalyser av partikler i eksos fra lette bensindrevne biler. Ames-test, bakteriestammer TA98 og TA100, uten bruk av metabolsk aktivering (-S9).

	Test-syklus	10 <sup>3</sup> rev/km		rev/µg ekstrakt	
		TA98	TA100	TA98	TA100
<u>DIREKTE MÅLINGER (I UTSLIPP)</u>					
<u>Sundvall og Rannug (1983)</u>					
To biler*, to drivstoff-kvaliteter					
Drivstoff G1	FTP 78	32-47	68-89		
Drivstoff G2	FTP 78	9-12	37-29		
* 1 Saab, 1 Volvo, forgasser, modifiserte motorer).					
<u>Egebäck og Telje (1983)</u>					
En bil (rev/l eksos, tilsvarer ca. 10 <sup>3</sup> rev/km)	FTP?	25	35		
<u>Alsberg et al. (1985)</u>					
Saab 900, 2 tester	FTP 73	12-18	25-48		
<u>Westerholm et al. (1988a)</u>					
Volvo 240/B23F blyfri bensin	FTP 72	4,4	11		
<u>INDIREKTE MÅLINGER</u>					
<u>Pierson et al. (1983)</u>					
Alleghany tunnel <sup>1</sup>					
mai-juni 1979		39±24	5	3±2	0,4
august-september 1979		19±10	13±32	4±3	3±7
<u>Stevens et al. (1989)</u>					
Albuquerque/Raleigh, multi-lineær regresjon basert på målinger i utendørs luftmiljø					
3,7 <sup>2,3</sup>					
<u>Larssen (1990a)</u>					
Vålerenga tunnel, april-mai 1989	60km/h 3,5% stign.	50			

1 Representerer ca. 50% katalysatorbiler og ca. 50% ikke-katalysatorbiler

2 Med metabolsk aktivering (+S9)

3 "Mobile sources", dvs. bensin + diesel

Et sammendrag av resultatene fra Sverige for TA98/-S9, gir følgende for FTP-syklus:

Variasjonsområde	5-47	$10^3$ rev/km
Gjennomsnitt	20	$10^3$ rev/km

Målingene fra Alleghany-tunnelen i USA (Pierson et al., 1983) ga resultater som ligger innen samme område. Disse resultatene representerer imidlertid en trafikkstrøm med ca. 50% katalysatorutstyrte biler. Disse gir lite bidrag til mutageniteten. Fra en trafikkstrøm i tunnelen uten katalysatorbiler skulle en få dobbelt så høy mutagenitet, altså ca. 80 000 rev/km i mai-juni og ca. 40 000 rev/km i august-september. Dette er betraktelig høyere tall enn de øvrige undersøkelser av relativt nye biler i avgasslaboratorier har gitt. Piersons tall representerer muligens et mer korrekt estimat av gjennomsnittlig utslipp av mutagene stoffer for en reell bilpark som helhet.

Målingene fra Vålerenga-tunnelen i Oslo (Larssen, 1990a) ga 50 000 rev/km fra personbiler, ved 60 km/h og 3,5% stigning, noe lavere enn Pierson's resultater.

I MIL2-prosjektet (Nordforsk) kom man fram til følgende utslippsfaktorer for lette bensindrevne biler (Alfheim et al., 1986):

	rev/km	rev/kg bensin
Uten katalysator	$100 \cdot 10^3$	$10^6$
Med katalysator	$10 \cdot 10^3$	$10^5$

Dette er tall som ligger i samme størrelsesområde som de fra Alleghany-tunnelen.

Målt med bakteriestammen TA100 ligger mutageniteten en del høyere i de svenske målingene, mens den i Alleghany-tunnelen ligger lavere enn TA98-mutageniteten.

Med metabolsk aktivering (+S9) får man i noen undersøkelser økt mutagenitet (Egebäck og Telje, 1983; Westerholm et al., 1988; Larssen, 1990a) og noen får omtrent samme eller noe lavere enn for -S9 (Sundvall og Rannug, 1983; Alsberg et al., 1985; Pierson et al., 1983).

Sundvall og Rannug (1983) brukte to kvaliteter av blyholdig bensin. Den noe mindre lettflyktige kvalitet (G2, mindre parafiner, mer olefiner enn den andre) ga lavere mutagenitet enn den andre kvaliteten, G1.





**VEDLEGG B****PARTIKLER I DIESELEKSOS**

	<u>Side</u>
1. Størrelsesfordeling	147
2. Kjemisk sammensetning	154
3. Utslippsfaktorer, partikler	156
4. PAH	163
5. Mutagenitet	167



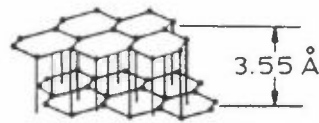
## 1 STØRRELSESFORDELING

Ved forbrenning av dieseldrivstoff i dieselmotorer dannes i hovedsak karbonholdige partikler (fra drivstoffet selv) som har både organiske og uorganiske bestanddeler, og svovelholdige partikler, med svovelinnholdet i drivstoffet som kilde. Partikulært svovel forekommer hovedsakelig som svovelsyre, enten som finfordelte dråper eller adsorbent på karbonpartikler. Mengdemessig dominerer karbonpartiklene (Lipkea et al., 1979). En tredje bestanddel er uorganiske partikler i forbrenningsluften som vil opptre også i dieseleksosen.

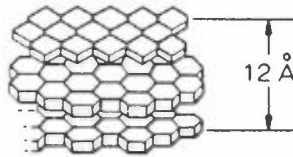
Karbonpartiklene dannes ved nukleasjon i flammesonen. Disse partikkelkjernene er i størrelsesområdet 0,001-0,01  $\mu\text{m}$ . Ved aggregering (koagulering) vokser de i brennkammeret og de første deler av eksossystemet til større kjerner av nær sfærisk form av størrelse 0,01-0,05  $\mu\text{m}$  ("sphericles" typisk størrelse 0,02  $\mu\text{m}$ ). Dette er de primære "sot"-kjerner som dominerer i dieseleksos. Sotpartiklene er bygd opp av "platelets" (hexagonal C-atomgitterstruktur, grafitt-struktur) som gir "krystallitter" (2-5 lag med hexagonale gittere) som igjen pakkes sammen til nær sfæriske partikler av størrelse 0,01-0,05  $\mu\text{m}$  (se figur B1).

Sotkjernene agglomerer i eksossystemet og i atmosfæren til lenker og partikler av svært irregulære, tredimensjonale former. Ved liten og middels motorbelastning dominerer primærpartiklene, mens lenker og irregulære former dominerer ved stor belastning.

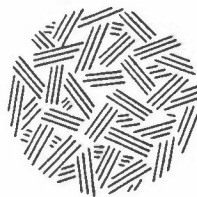
Det er vanskelig å definere en diameter på geometrisk grunnlag for slike partikler. Partikkelstørrelsen defineres i form av "ekvivalent diameter". Den mest brukte og aktuelle av disse er "ekvivalent aerodynamisk diameter, EAD", som er lik diameteren av en sfære med tetthet 1 g/cm<sup>3</sup> som oppfører seg på samme måte som sotpartikkelen i et aerodynamisk system, f.eks. i en treghetsimpaktor for oppsamling av partikler fra luften, eller i lungen.



PLATELET



PLATELETS



PARTICLE

Figur B1: Substructure of carbon particle. Adapted from Mantell (77) based on discussion in Broome and Khan (91).  
Fra: Lipkea et al. (1979).

Størrelsesfordelingen av dieseleksospartikler bestemmes oftest ved hjelp av impaktorer eller andre prøvetakere (f.eks. elektrisk aerosolanalysator, diffusjonsbatterier) som gir omtrent samme partikkeldiameterer som impaktorer. Det er god overensstemmelse mellom resultater fra disse ulike prøvetakere (Dolan et al., 1980; Groblicki et al., 1979).

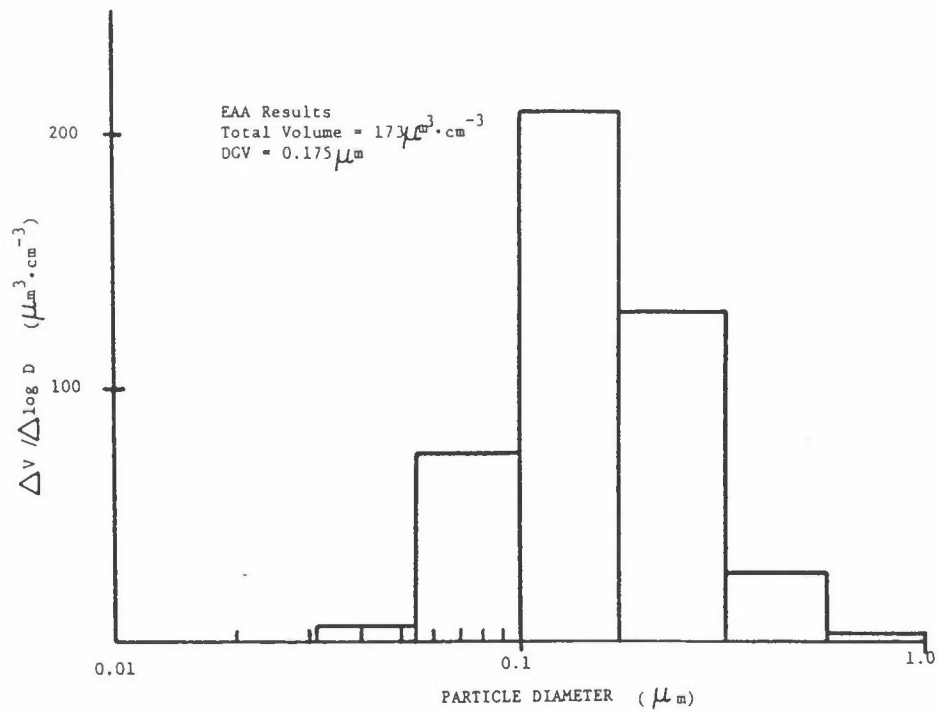
Størrelsesfordelingen av dieselpartikler er rapportert av mange, ved ulike grader av fortykning av dieseleksosen. Oftest gjøres dette i fortykningsrør ("dilution tunnels") der råeksosen fortyknes med ren luft i forhold opptil 50:1 på tidskala 1-5 sekunder, eller det kan være målt ved mye større fortykningsgrader (rask fortykning, <1 sek.) i området 1:1000 eller mer, enten i fortykningsrør eller i atmosfæren nær dieseleksosutslipp.

Fortynningsgraden før prøvetaking kan ha betydning for resultatet, idet den influerer på graden av agglomering og graden av adsorpsjon av flyktige organiske bestanddeler på partiklene i avkjølingsfasen etter utslipp (Kittelsohn og Dolan, 1980). Liten fortynningsgrad og lengre tid vil kunne gi større partikler og mer adsorpsjon av flyktige organiske forbindelser i eksosen enn en vil finne under virkelig fortynning og avkjøling ved utslipp på vei. Spesielt ved eksponeringsforsøk der dyr i eksponeringskammer eksponeres for høye konsentrasjoner av dieselpartikler, kan oppholdstiden bli så lang (noen minutter) at den kan ha betydning. Ved prøvetaking av partikler i dieseleksos for fysisk og kjemisk karakterisering, synes det imidlertid som bruk av fortynningsrør som gir fortynningsgrader opptil 50 gir forhold som er godt representative for reell spredning ved vei, fordi oppholdstiden i røret, før prøvetakingen skjer, er så kort (få sekunder).

Eksempler på størrelsesfordelingen av dieselpartikler i fortynnet eksos er vist i figur B2 (Dolan et al., 1980).

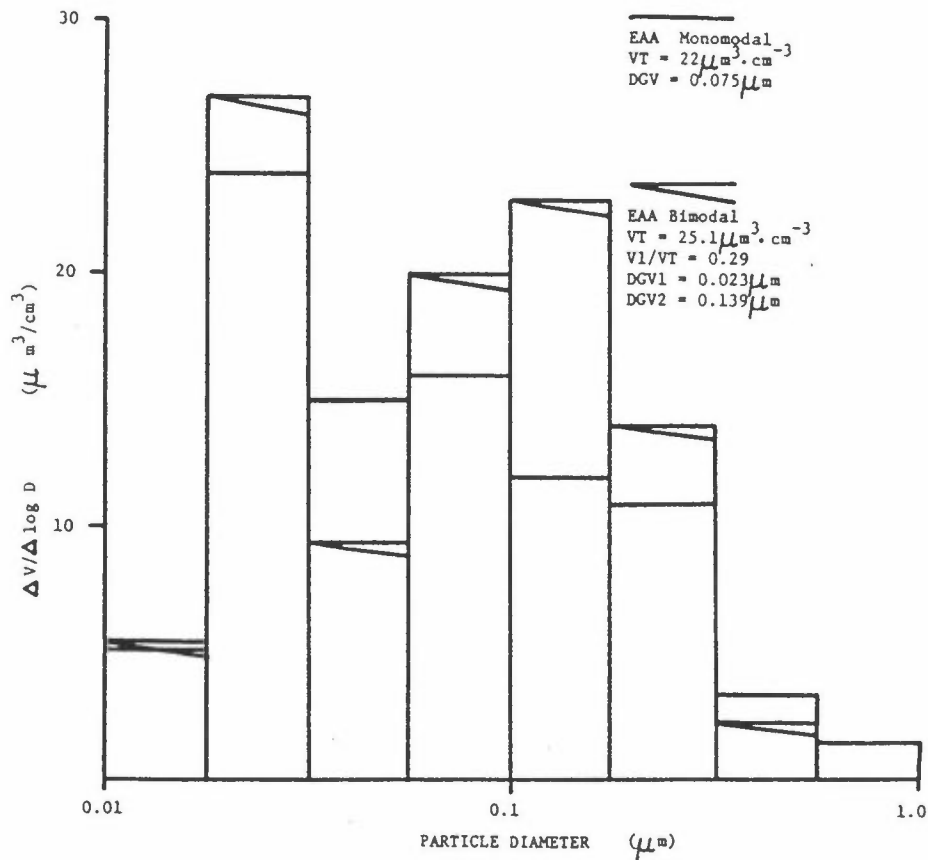
Figur B2a viser volumstørrelsesfordelingen i utslippet fra en 1 600 cm<sup>3</sup> indirekte innsprøytingsmotor med forkammer (virvelkammer) ved 2 000 RPM og en bremsebelastning på 0,17 MPa BMEP. Fordelingen er en-modal (en populasjon) med geometrisk middeldiameter,  $d_{gv}$ , lik 0,175  $\mu\text{m}$ . Dette er typisk for resultater som også andre forskere rapporterer (Groblicki et al., 1979; Zierock, 1983). Innholdet av flyktige organiske forbindelser på partiklene i dette utslippet var lite, ca. 20% av vekten.

Figur B2b viser fordelingen i utslippet fra en 3 600 cm<sup>3</sup> direkteinnsprøytingsmotor. Her sees en to-modal fordeling, en nukleærmodus med  $d_{gv}$  lik 0,023  $\mu\text{m}$ , og en akkumulasjonsmodus med  $d_{gv}$  lik 0,139  $\mu\text{m}$ . Den siste tilsvarer fordelingen fra den andre motoren, mens nukleærmodusen altså her kommer i tillegg. Innholdet av flyktige bestanddeler i dette partikkelutslippet var høyt, ca. 60% ved den belastning som her er vist, mye høyere enn for den andre motoren. Det antydes at det er sammenheng mellom høytinnhold av flyktige forbindelser og forekomst

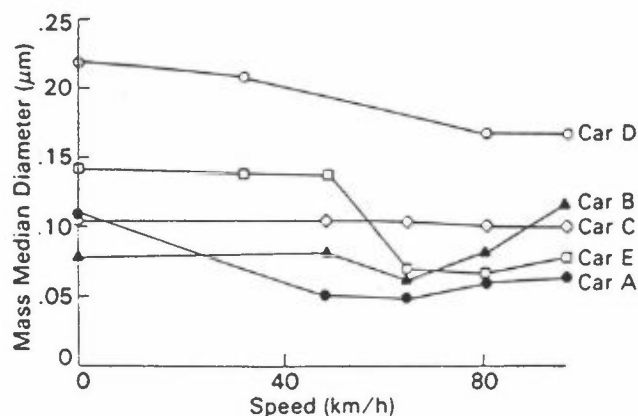


Figur B2a: Particle volume size distribution for Engine 2.  
 Fra: Dolan et al. (1980).

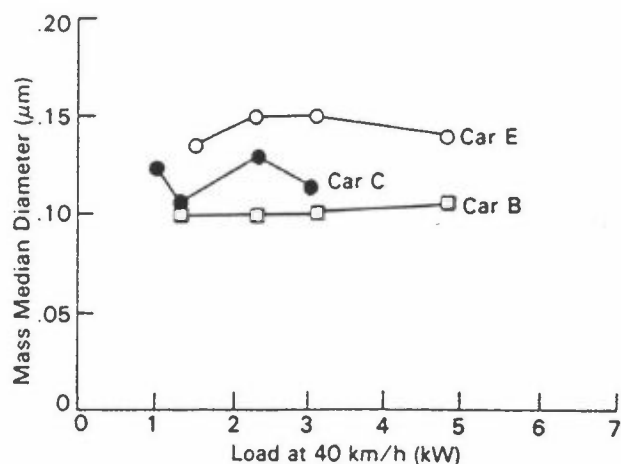
Dilution Ratio = 970



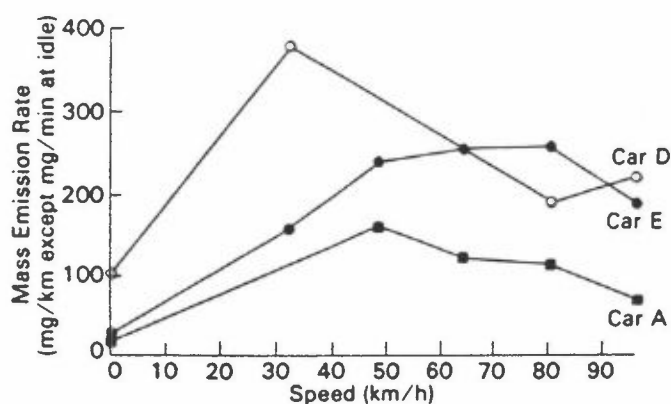
Figur B2b: Particle volume size distribution for Engine 1.  
 Fra Dolan et al. (1980).



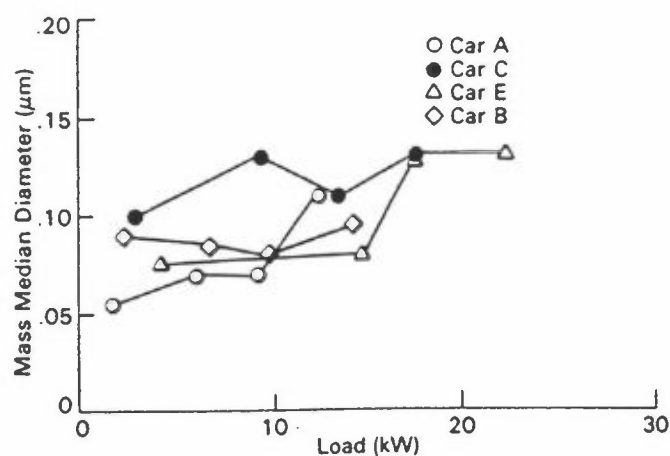
Effect of speed on particle mass median diameter (road load)



Effect of load on particle mass median diameter



Effect of speed on mass emission rate of particulate matter (road load)



Effect of load on particle mass median diameter

Figur B3: Eksempler på massemediandiameteren av dieseleksospartikler som funksjon av kjørehastighet og motorbelastning, og partikkelutslipp som funksjon av kjørehastighet.

Fra: Groblicki et al. (1979).

av nukleærmodus i utslippet. Også andre (f.eks. Zierock, 1983) har rapportert et skift mot mindre partikkelstørrelser i utslippet fra direkteinnsprøytingsmotorer.

Størrelsesfordelingen av partiklene synes å variere bare i liten grad med kjørehastighet og motorbelastning. Figur B3 viser resultater for 5 diesel personbiler med motorstørrelser i



området 2,1-5,7 l (bil D var en spesiell pilotmodell). Figuren viser at masse middeldiameteren for partiklene ( $d_{gv}$ ) lå innen området 0,05-0,15  $\mu\text{m}$  for alle hastigheter og belastninger. Også andre (Dolan et al., 1980) finner at  $d_{gv}$  har en begrenset variasjon med kjørehastighet og motorbelastning.

Målinger utført i gatemiljø utfyller målingene som er utført i laboratorier. Joumard og Perrine (1988) har utført målinger i en gate reservert for busstrafikk. De rapporterer at relativt til forholdene om natten får man om dagen en volumstørrelsesfordeling der en akkumulasjonsmodus med partikkeldiameter i området 0,08-0,25  $\mu\text{m}$  dominerer. Dette ligger innen det området av  $d_{gv}$  som rapporteres fra laboratoriemålinger av dieseleksos.

Larssen (1990b) gjorde målinger i en veitunnel i Oslo, med lavtrykksimpaktor (type Berner). Størrelsesdelingen for lørdags- og mandagstrafikk er vist i hhv. figur A7 og A8 i Vedlegg A. Andelen av tunge dieselbiler var ca. 3% på lørdag og ca. 20% på mandag. Dieseleksospartiklene viser seg i størrelsesfordelingen på mandag som en modus med middeldiameter ca. 0,5  $\mu\text{m}$ . Dette er noe større partikler enn det som tidligere er rapportert fra målinger i fortynningstunneler i laboratorier. Oppholdstiden for partiklene inne i tunnelen er i gjennomsnitt 1-2 minutter. Disse målingene antyder at dieselpartiklene agglomerer inne i tunnellufta der konsentrasjonen er høy (100-150  $\mu\text{m}/\text{m}^3$ ), og derved vokser i størrelse opp til 0,5  $\mu\text{m}$ .

De fleste av de refererte målinger av dieselpartikler i laboratorier er utført på mindre dieselmotorer, i området 1-6 liter motorvolum. En del målinger er imidlertid utført på en Caterpillar 3150 sugemotor med direkte innsprøyting. Gjennomsnittstørrelsen på partikler i utslippet basert på antall,  $d_{gn}$ , var ca. 0,045  $\mu\text{m}$ , omtrent den samme for ufortynnet og forfortynnet eksos (Carpenter og Johnson, 1979). Dette er innen det størrelsesområdet som er målt i utslippet fra mindre motorer. Dolan et al. (1980) målte  $d_{gn}$  på ca. 0,07  $\mu\text{m}$  for en 1,6 l forkammermotor og ca. 0,02  $\mu\text{m}$  for en 3,6 l direkte innsprøytingsmotor.

Det er bare få undersøkelser av partikler i dieseleksos større enn ca. 1  $\mu\text{m}$ . De fleste har konsentrert seg om akkumulasjonsmodusen, som dominerer i utslippet. Både Laresgoiti et al. (1977), Chan og Lawson (1981) og Zierock (1983) brukte enten optiske partikkeltellere eller treghetsimpaktorer for å måle partikkelutslippet. Disse instrumenter måler også partikler større enn 1  $\mu\text{m}$ . Disse undersøkelser viser at anslagsvis 5-10% av partikkelmassen i utslippet er på partikler i størrelsesområdet 1-10  $\mu\text{m}$ .

Med samme type måleteknikk fant El-Shobokshy (1984) at omtrent 30% (vekt) av partikkelutslippet fra en énsylindret 600  $\text{cm}^3$  dieselmotor var partikler større enn 1  $\mu\text{m}$ .

I sammendrag innebærer dette at på samme måte som for bensinbileksos, foreligger også i dieseleksos i utgangspunktet 3 partikkelfraksjoner:

- én i størrelsesområdet 0,01-0,05  $\mu\text{m}$  (kjernefraksjonen), med middelstørrelse ca. 0,01-0,02  $\mu\text{m}$ , hovedsakelig bestående av primærkarbonpartikler av sfærisk form. Vekten av denne fraksjonen vil ofte være svært liten, selv om antallet partikler er stort.
- én i størrelsesområdet 0,05-0,5  $\mu\text{m}$  (akkumulasjonsfraksjonen), med en middeldiameter 0,1-0,2  $\mu\text{m}$ , bestående av agglomererte sotpartikler av ofte uregelmessig form, med adsorberte organiske forbindelser på sotpartiklene. Denne fraksjonen inneholder også sulfat, enten som svovelsyre-dråper eller svovelsyre adsorbent på sotpartiklene. Denne fraksjonen dominerer massen i partikkelutslippet.
- én i størrelsesområdet 1-10  $\mu\text{m}$ . Denne fraksjonen kan utgjøre 5-10% (opptil 30% for små motorer) av massen. Den inneholder sannsynligvis partikler som er løsrevet fra eksossystemets indre vegger, og antas å ha en sammensetning omtrent lik den i akkumulasjonsfraksjonen.

Disse fraksjonene er målt i fortynningsrør der luft og dieselsos er blandet i et forhold opptil 50:1. En fortynning av eksosen har altså allerede skjedd før prøvetakingen. De fraksjoner som er beskrevet ovenfor er altså også de som forekommer i atmosfæren i trafikkert miljø, før ytterligere reaksjoner har skjedd i atmosfæren.

## 2 KJEMISK SAMMENSETNING

En rekke undersøkelser er gjort av den kjemiske sammensetningen av dieselpartikler (f.eks. Funkenbusch et al., 1979; Frisch et al., 1979; Seizinger; Hassel; Springer og Stahman, 1977a; 1977b; Springer og Baines, 1977; Gabele et al., 1981; Gibbs et al., 1980; Dietzmann et al., 1980; Muhlbaier og Williams, 1982).

Hovedbestanddelen i partikkelutslippet fra dieserbiler er, som for bensinbiler, karbonmateriale ("carbonaceous material"). Dette består dels av uorganisk karbon (elementært karbon) og organisk karbon, som er helt eller delvis uforbrent drivstoff.

En liten del av det organiske karbonet foreligger i utslippet som PAH (polysykliske organiske hydrokarboner) og deriverte PAH (N-PAH, S-PAH). En del av disse forbindelsene er klassifisert som kreftfremkallende og mutagene.

Partiklene inneholder også svovel i form av  $\text{SO}_3$  eller svovelsyre som skrives seg fra svovelinnholdet i drivstoffet. I motordiesel i Norden i dag er dette typisk 0,2% S på vektbasis. Bare noen få prosent av drivstoffsvovelet forekommer som partikulært svovel i eksosen. Resten slippes ut som  $\text{SO}_2$ .

Partiklene inneholder også spormengder av en rekke andre grunn-elementer som finnes som spor i drivstoffet og forbrenningsluften, eller skrives seg fra slitasjepartikler fra motor og eksosanlegg.

Tabell B1 gir et sammendrag av de resultater som er referert (se referanselisten ovenfor).

Tabell B1: Elementsammensetningen i dieselpartikler. Sammendrag av resultater fra en rekke undersøkelser (referanser: se teksten) som dekker tettstedskjøring, lette og tunge dieserbiler.

Grunnelement	Partikkelsammensetning, % vekt
C totalt	75-95
organisk (SOF <sup>1</sup> )	15-60 (typisk 15-30%)
uorganisk (elem. C)	resten
H	2-10
N	0,1-1
S	0,3-2 <sup>2</sup>
Fe	0,03-0,1
Zn	0,1-0,6
Ca	0,3-0,8
P	0,1-0,4
Pb	0,2-0,4
Al	0,01-0,12

1) SOF: "Soluble organic fraction".

2) Svovelinhold i drivstoffet: 0,23% S.

Tabellen representerer resultater fra amerikanske tettstedskjøresykluser (FTP-syklus for lette biler og US 1983 transient-syklus og buss-syklus for tyngre kjøretøy). Sammensetningen i utslippet synes å være omtrent den samme for lette og tunge dieselkjøretøy.

Totalmengden C i utslippet synes å variere lite, og ligger typisk på 75-80% av vekten (enkeltresultater ned i 55% er også rapportert, da med noe mer hydrogen enn typisk). Fordelingen mellom uorganisk og organisk C ("soluble organic fraction") varierer imidlertid en god del. De fleste målinger over hele kjøresykluser gir 15-30% organisk C av total partikkelvekt, men enkeltmålinger opp i 60% er rapportert. Fordelingen uorganisk/organisk C varierer mye med motorbelastning og hastighet. Mens 75% belastning (Mode 5 i US 13-mode-syklus) ga 15-30% organisk

C (variasjon med drivstoff), ga 25% belastning (Mode 3) 80-85% organisk C av samlet partikkelvekt, dvs. omtrent bare organisk C og svært lite uorganisk (Funkenbusch et al., 1979).

Den kjemiske sammensetningen i drivstoffet påvirket også andelen organisk C. Større andel tungtflyktige fraksjoner i drivstoffet synes å gi større andel organisk C i utslippet, idet en da får større grad av adsorpsjon av uforbrent drivstoff på partikler i utslippet (Funkenbusch et al., 1979).

Sulfatinnholdet i partiklene er naturlig nok en funksjon av svovelinnholdet i drivstoffet. Frisch et al. (1979) fant en lineær sammenheng.

### 3 UTSLIPPSFAKTORER, PARTIKLER

#### Lette biler (totalvekt <3,5 tonn)

Tabell B2 gir en oversikt over en del målinger av utslippsfaktor fra partikler for lette dieseldrevne personbiler, utført i avgasslaboratorier. Målingene er utført for ulike kjøresykluser, som ECE-syklusen (bykjøring) og de amerikanske FTP (bykjøring)- og HFET (landeveiskjøring)-sykluser. Nedenfor er gitt gjennomsnittsverdier (g/km) for alle målinger:

	ECE	FTP	HFET	Konstant hastighet ca. 50 km/h    96 km/h	
<u>Personbiler</u>					
VW, MB, Peugeot		0,22	0,23	0,19	0,23
16 personbiler, Norge	0,28				
Lette biler, USA		0,23			
<u>Varebiler og større personbiler</u>					
7 varebiler, Norge	0,60				
Oldsmobile, Cutlass 5,7 l		0,47			

Gitt i g/kg drivstoff er utslippet anslagsvis 4-5 g/kg.

Tabell B2: Oversikt over målte utslippsfaktorer for partikler, lette dieseldrevne biler.

Biltype	g/km (g/kg)				Referanse
	ECE	FTP	Kjøresyklus HFET	Konst. hast.	
VW Rabbit		0,27 0,23 (4,8) 0,18	0,34 0,18 (4,9) 0,16	0,22 (45 km/h) 0,17 (80 km/h)	Gabele et al., 1981 Gibbs et al., 1980 Springer og Baines, 1977
Mercedes Benz 240/300		0,34 (4,2)	0,30 (3,7)	0,22 (80 km/h)	Gibbs et al., 1980
Mercedes Benz 220/240/300		0,22 <sup>1</sup> 0,18 <sup>2</sup>	0,22		Springer og Stahman, 1977
Mercedes Benz 240		0,24		0,13 (35 km/h) 0,16 (64 km/h) 0,18 (88 km/h) 0,23 (96 km/h)	Laresgoiti et al., 1977
Oldsmobile Cutlass		0,34 0,51 (5,1) 0,57	0,36 0,23 (3,5) 0,30	0,24 (70 km/h) 0,20 (80 km/h)	Gabele et al., 1981 Gibbs et al., 1980 Springer og Stahman, 1977
Peugeot 204		0,27 <sup>1</sup> 0,21 <sup>2</sup>	0,18		Springer og Stahman, 1977
Peugeot 504		0,25			
Diesel stasjonsvogn, 1,6 l	0,23	0,19		0,21 (40 km/h, 2 gear) 0,49 (50 km/h, 3 gear) 0,07 (60 km/h, 4 gear) 0,09 (70 km/h)	Potter et al., 1988 <sup>3</sup>
16 ulike personbiler, Norge	0,28 (gjennomsnitt) 0,17-0,68 (variasjonsbredde)				Larssen og Heintzenberg, 1983
7 ulike varebiler, Norge	0,60 (gjennomsnitt) 0,30-0,90 (variasjonsbredde)				Larssen og Heintzenberg, 1983
Lette dieselbiler, USA		0,23 (50-prosentil) 0,28 (75-prosentil)			Walsh, 1987
Alleghany tunnel Mai-juni				0,30±0,11 ("highway cruise", ca. 90 km/h)	Pierson et al., 1983
August-september				0,06 <sup>+ 11</sup> - 6 ("highway cruise", ca. 90 km/h)	Pierson et al., 1983
4 dieselbiler (Oldsmobile Cutlass, Oldsmobile Delta, Opel Record)		0,68		0,42 (88 km/h)	Muhlbaier et al., 1982

1) Kaldstart, 2) Varmstart, 3) Målinger utført på vei.

Tabell B2 viser at det kan være store variasjoner i resultater for samme biltype i ulike undersøkelser, og at utslippet kan variere stort fra bil til bil. Tallene ovenfor gir en god indikasjon på at utslippet fra personbiler i gjennomsnitt er i nærheten av 0,25 g/km, ikke svært avhengig av kjøresyklus, dog med noe høyere utslipp for ECE-syklusen, som har lavest gjennomsnittshastighet, men større hastighetsvariasjoner ved lave hastigheter. Ved konstant lav hastighet er utslippet mindre, mens det øker med økende konstant hastighet, og er ca. 0,25 g/km igjen ved ca. 100 km/h.

Zierock et al. (1988) har i en ekspertgruppe innen CORINAIR-prosjektet i EF (EG) for å beregne utslipp fra mobile kilder, anbefalt følgende verdier for partikkelutslipp for lette dieseldrevne biler (<3,5 tonn GVW):

"Mode"	<u>g/km</u>	<u>g/kg drivstoff</u>
Urban	0,2	3,5
Rural	0,15	3,5
Highway	0,3	4,7

Dette stemmer godt med sammendraget på forrige side for personbiler. Større personbiler og varebiler med totalvekt <3,5 tonn har nok en del større utslipp enn personbiler.

Kaldstart øker utslippet. I 4 undersøkelser rapporteres at ved FTP-syklusen er utslippet ved kaldstart 20-30% høyere enn ved varmstart.

I en undersøkelse ble utslippet målt på biler med ulik akkumulert kjørelengde (Gibbs et al., 1980). Utslippet økte ikke for Oldsmobile Cutlass opp til kjørelengder på 45 000 km, og for VW Rabbit ikke opp til 200 000 km kjørelengde.

Potter et al. (1988) har utført målinger av utslipp fra biler i virkelig trafikk på vei. Figur B4 er gjengitt fra referansen. Den viser målt utslipp fra to biler med indirekte innsprøyting, en med 1,6 l og en med 2,3 l sylindervolum. Den minste motoren hadde et utslipp på 0,07-0,15 g/km, størst ved lavest hastighet. 2,3 l-motoren hadde et mye større utslipp, 0,2-0,6 g/l, også høyest ved lave gjennomsnittshastigheter. Virkelig trafikk ga for disse bilene en god del større utslipp enn ECE R15-syklusen.

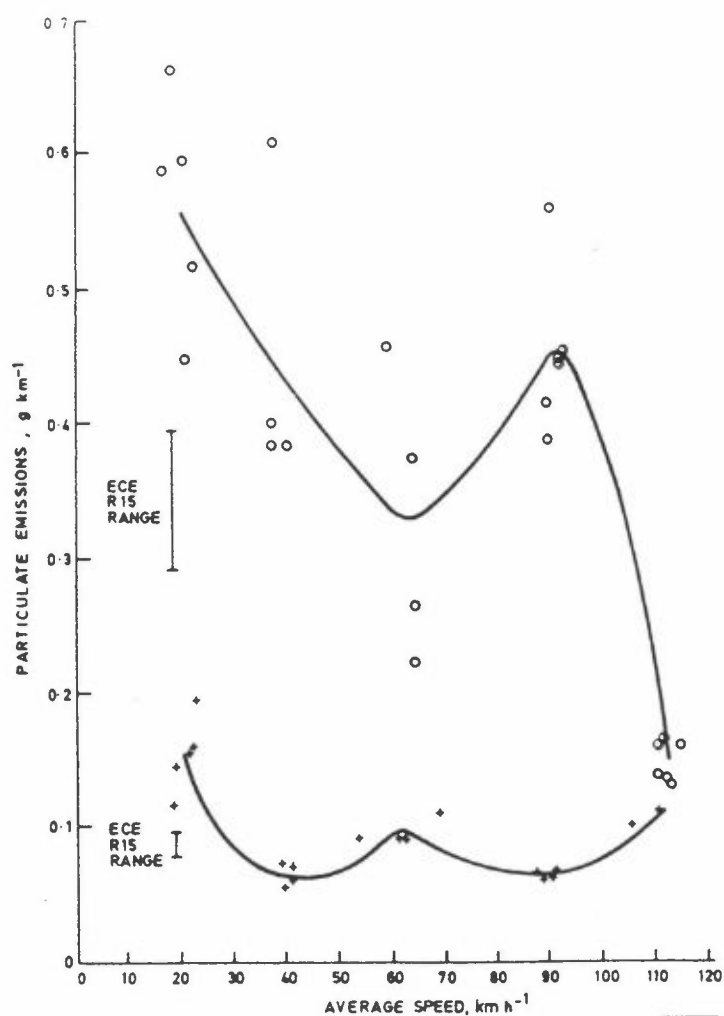


FIG.14 PARTICULATES MEAN EMISSIONS FOR 1.6L (+)  
AND 2.3L (O) INDIRECT INJECTION DIESEL ENGINED CARS

Figur B4: Particulates mean emissions for 1.6 l (+) and 2.3 l (o) indirect injection diesel engines cars. Fra: Potter et al. (1988).



Kombinasjon av tabell B1 og tabell B2 gir de utslippstall for ulike stoffgrupper som er gitt i tabell B3.

Tabell B3: Anslåtte utslippsfaktorer (g/km) for partikler og noen stoffgrupper i partiklene, lette dieseldrevne kjøretøy.

		Personbiler	Varebiler
Partikler, totalt	g/km	0,25	0,6
Uorganisk C	g/km	0,11-0,20	0,25-0,5
Organisk C <sup>1</sup>	g/km	0,04-0,08	0,1 -0,2
SO <sub>4</sub>	mg/km	2-15 <sup>2</sup>	5-35 <sup>2</sup>
Zn	mg/km	0,25-1,5	0,6 -3,5
Ca	mg/km	0,75-1,8	1,8 -4,3
Fe	mg/km	0,08-0,25	0,2 -0,6

1: "Soluble organic fraction".

2: S-innhold i drivstoffet: ca. 0,25%.

### Lastebiler og busser

Tabell B4 gir et sammendrag av utslippsfaktorer målt i avgasslaboratorier i Sverige og USA, samt målinger gjort i England av utslipp fra biler i virkelig trafikk.

Berthilsson et al. (1987) gir utslippstall for ulike buss- og lastebilklasser, med økende utslipp fra ca. 0,4 g/km for småbusser og 3,5 tonns lastebiler til 2 g/km for 22-25 tonns vogn-tog.

For klassen 15-25 tonn (8-13 l) ble utslippsfaktoren målt til ca. 0,7 g/km. Senere målinger utført på Volvo og Scania lastebiler i denne klassen (se tabellen) ga varierende utslippsfaktorer. Scania-bilene hadde utslipp i området 0,45-1 g/km i ulike kjøresykluser, mens Volvo-bilene hadde utslipp i området 0,8-3,4 g/km. Dette antyder de variasjoner en kan vente i partikkelutslipp fra diesel lastebiler under varierende kjøreforhold og kjøretøystatus.

Basert på tallene fra Berthilsson et al. (1987), kan følgende utslippsfaktorer antydes for de tre kjøretøyklassene 3,5-10 tonn, 10-20 tonn, inkl. busser og >20 tonn totalvekt:

Kjøretøyklasse, totalvekt	Partikkelutslipp, g/km Bykjøring
3,5-10 tonn	0,75
10-20 tonn, inkl. busser	1,5
>20 tonn	2

Målinger i veitunnel i Oslo gir en utslippsfaktor på anslagsvis 1,5-1,75 g/km for diesel lastebiler, ved kjørehastighet 60 km/h og 3,5% stigning (Larssen, 1990). Ved 3,5% fall ble det estimert en utslippsfaktor på 0,1 g/km.

Potter's målinger i virkelig trafikk passer rimelig godt inn i dette bildet, mens målingene fra USA avviker noe. Baines et al. (1979) og de øvrige referanser gir lavere utslipp fra gjennomsnittslastebilen i bykjøring i USA (ca. 1 g/km), mens bussutslippet varierer fra ca. 1 g/km til ca. 2 g/km.

Zierock et al. (1988) har i CORINAIR-prosjektet anbefalt følgende verdier:

Totalvekt, tonn:		g/km		g/kg drivstoff	
		3,5-16	>16	3,5-16	>16
Urban	0,9	1,6	1,4 busser	4,3	4,3
Rural	0,9	1,6	1,2 busser	4,3	4,3
Highway	0,9	1,3	0,9 busser	4,3	4,3

Disse forslag stemmer ganske bra med vårt sammendrag på forrige side, for bykjøring.

Tabell B4: Utslippsfaktorer for partikler fra tunge diesel-drevne kjøretøy. Sammendrag.

<u>Sverige</u>							
<u>Berthilsson et al., 1987</u>							
	Volum	GVW	Part.utslipp	Refs: SNV-rapporter			
	liter	tonn	bykjøring	Bjørkman (1986a; 1987)			Kjøresykluser
			g/km				ECE US Trans Buss
Busser	8-14	12-17	1,1				
Småbusser	3-4	5-8	0,42				
Lastebiler	2,5	3,5	0,44	Volvo TDF 100			2,0 1,1 3,4
Lastebiler	3,5-4	5-6	0,63	(10 l)			0,8 <sup>2</sup> 0,8 <sup>2</sup>
Lastebiler	4-6	5-13	1,25				
Lastebiler	6-9	9-18	1,8	Scania, 1101, 1115,			0,45 0,55 0,45
Lastebiler	8-13	15-25	1,9 <sup>1</sup>	1125 (11 l)			0,55 0,35 0,6
Lastebiler	11-17	22-25	2,0				1,0 0,7
<u>USA</u>							
<u>Baines et al., 1979</u>							
			g/km				
			Bykjøring		Highway		
			New York	Los Angeles	New York	Los Angeles	
Lastebiler, halv last			1,1	0,9	0,65	0,65	
Busser, halv last			1,2	0,85	0,8	0,75	
<u>Øvrige målinger<sup>3</sup></u>							
Lastebiler (9-14 l)	0,7-1,2 g/km (13 mode, 7 mode, US transient 1983)						
Busser (7-9 l)	~ 2 g/km (7 mode, US transient 1983)						
<u>Målinger i virkelig trafikk</u>							
<u>Potter et al., 1988 (England)</u>							
Lastebil, 6 l	1,1-1,8 g/km (bykjøring, 22-23 km/h)						
	0,7-1,6 g/km (landeveikjøring, ca. 60 km/h)						
<u>Pierson et al., 1983 (Alleghany tunnel, USA)</u>							
Diesel lastebiler,	0,75 ± 0,02 ("Highway cruise", ca. 90 km/h, mai-juni)						
Gj.snitt 30 tonn GVW	0,86 ± 0,02 ("Highway cruise", ca. 90 km/h, august-september)						

1. Målinger i denne gruppen ga ca. 0,7 g/km, men i rapporten ble en ekstrapolert verdi på 1,9 g/km brukt.
2. "Lav belastning".
3. Referanser: Baines et al., 1979, Springer og Stahman, 1977, Dietzmann et al., 1980.

## 4 PAH

Tabell B5 gir en oversikt over rapporterte utslippsfaktorer for PAH-stoffer i dieselpartikler. Prøvene er tatt i fortynnings-tunnel, som innebærer at temperaturen under prøvetakingen er i området 20-30°C. Et unntak er målingene gjort i veitunnel i Oslo (Larssen, 1990a), der prøvene representerer gjennomsnittet for flere hundre tunge dieselbiler som passerer tunnelen i løpet av prøvetiden.

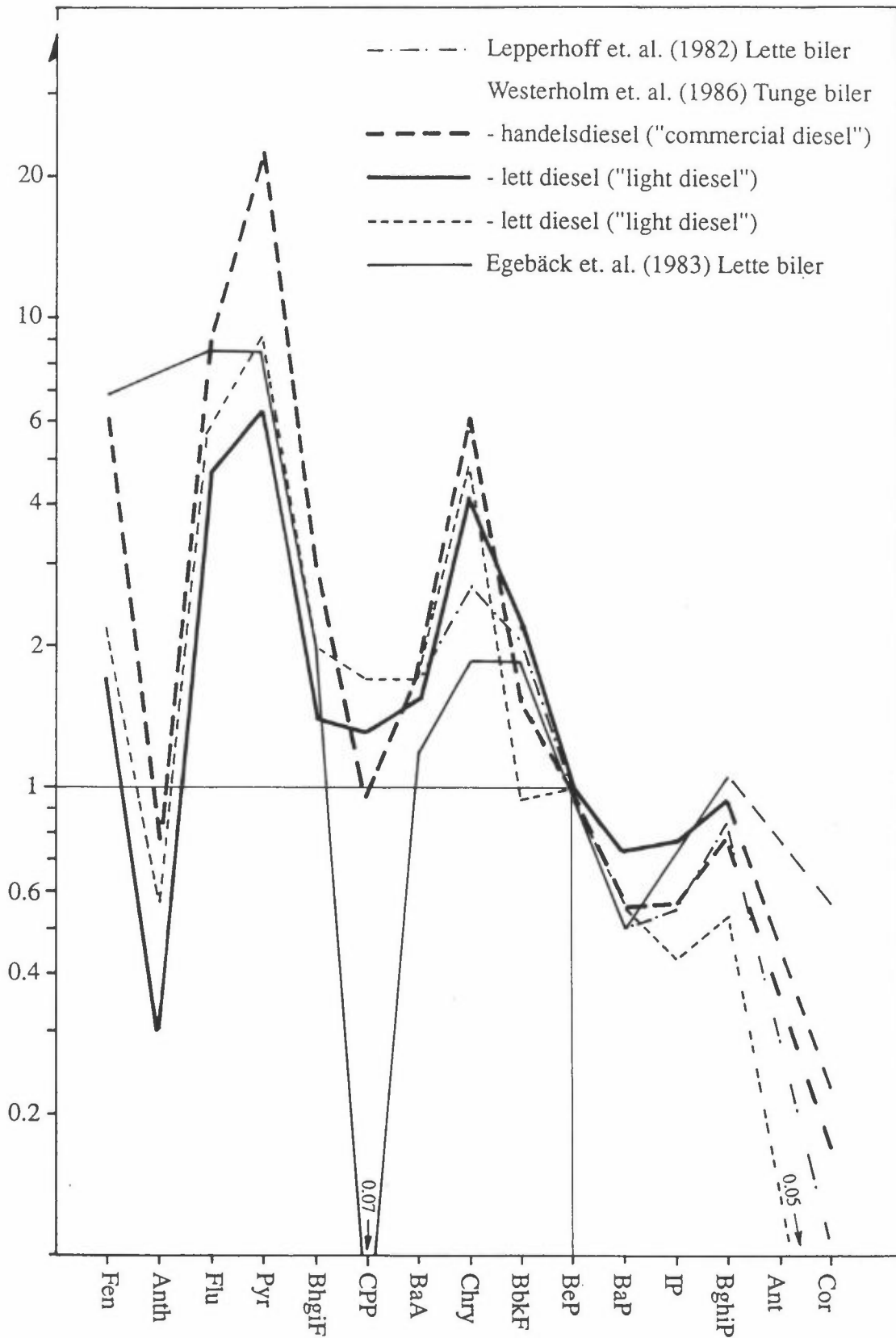
Ved 20-30°C vil 3-rings PAH for det meste foreligge i gassfasen, mens PAH med molekylvekt større enn 226-228 stort sett vil foreligge som partikler. 4-rings PAH vil dels være i gassfasen, dels i partikkelfasen. Tabellen nedenfor angir eksempler på hvor stor andel av 4-rings PAH-er som er i partikkelfasen, ved prøvetaking av utslipp for lette biler i en vanlig fortynningstunnel (Egebäck et al., 1983):

	Bensin	Diesel
Fenantren	5%	46%
Fluoranten	64%	91%
Pyrene	76%	94%
Benzo (ghi) fluoranten	94%	100%

Tabellen viser at flyktige PAH-er er adsorbent til partikler i mye større grad i dieseleksos enn i bensineksos. Årsaken er den mye større konsentrasjon av sotpartikler i dieseleksos, og derved vesentlig større partikkeloverflate tilgjengelig for adsorpsjon.

Figur B5 viser en del rapporterte PAH-profiler for dieselpartikler.

Materialet i tabell B5 er for lite til å anslå utslippsfaktorer for PAH med god nøyaktighet.



Figur B5: PAH-profiler, dieseleksospartikler.

Tabell B5: PAH i utslipp fra dieselbiler. Oversikt over rapporterte måleresultater.

	Test-syklus	PAH		BaP		1N-pyren	
		µg/km	ppm	µg/km	ppm	µg/km	ppm
<u>Lette biler</u>							
<u>Lepperhoff (1982)</u> Golf, Audi 5000, MB 300, MB TNT, Opel 2,3	FTP (5 biler) ECE (2 biler)	130 <sup>1</sup> ( 90-240)	370 (220-590)	5,8 (2-8)	17		
<u>Egebäck et al. (1984)</u> Volvo 244D MB, 4 syl. D	FTP (2 tester) FTP (3 tester)	960 ± 54 <sup>2</sup> 505 ± 48 <sup>2</sup>		11 ± 5 8,4 ± 2			
Begge biler	FTP (5 tester)	200 <sup>1</sup>					
<u>Schuetzle et al. (1983)</u> Lette biler (6 stk.)							15 (7-26)
<u>Tunge biler</u>							
<u>Berthilsson et al. (1983)</u>	Buss (høy belast.) Buss (høy belast.) Buss (lav belast.) Buss (lav belast.)	4 868 <sup>3</sup> 537 <sup>1</sup> 554 <sup>3</sup> ~ 100 <sup>1</sup>	1 520 700	150 (inkl BP-on <sup>4</sup> ) 60 (inkl BP-on <sup>4</sup> )		26 8 48 61	
<u>Björkman et al. (1986a)</u> Scania DS 1115	Buss (handelsdiesel <sup>5</sup> ) Buss (lett diesel <sup>5</sup> )	236 <sup>3</sup> 51 <sup>1</sup> 64 <sup>3</sup> 20 <sup>1</sup>	260 90			6,7 7,5 0,81 1,2	
<u>Seizinger</u> "Light-to-medium duty" "Medium speed and load"					18-35		
<u>Schuetzle et al. (1983)</u> Tunge lastebiler, 4 takts (8 stk.)	"Steady state" (middels til høy hast., 1/2-1/1 belast.) "Transient test"						0,1-1 0,8-2,8
<u>Dietzmann et al. (1980)</u> 4 ulike lastebiler (9-14 l) Drivstoff 1 (Cetane 48) Drivstoff 2 (Cetane 42) Drivstoff 3 (Cetane 52,1)	"1983 transient"			1,4 (0,6-3,3) 2,4 (0,9-6,2) 1,0 (0,3-2,9)	1,5 (0,4-3,3) 2,1 (0,6-5,6) 1,1 (0,2-3,0)		

Tabell B5, forts.

	Test-syklus	PAH		BaP		1N-pyren	
		µg/km	ppm	µg/km	ppm	µg/km	ppm
<u>Larssen (1990a)</u> Veitunnel, Oslo 13 000 biler/døgn	60 km/h, 15% tungtr. 3,5% stigning 70 km/h, 19% tungtr. 3,5% fall	1550					
<u>Björkman et al. (1987)</u>							
Volvo TDF 100 turbo (10 l)	"1983 transient" handelsdiesel lett diesel høyaromat	902	810				
Scania DS 1125 (11 l)	handelsdiesel lett diesel høyaromat	280	530				
		286	570				
		235	440				

1. 9 PAH-er (BaA-Cor)
2. 15 PAH-er (Fen-Cor)
3. 14 PAH-er (Fen-Cor, ekskl. Anthanthrene)
4. Benzo(a)pyrenon
5. Handelsdiesel: % S = 0,26. Lett diesel: % S = 0,03.

Om en holder seg til de 9 PAH-er mellom benz(a)antrasen og koronen (se figur B5), fant både Lepperhoff (1982) og Egebäck et al. (1984) PAH-utslipp i området 130-200 µg/km for lette biler. Dette inkluderer både FTP- og ECE-syklus.

For 14 PAH-er mellom fenantren og koronen fikk Egebäck et al. utslipp i området 500-960 µg/km for lette biler.

For tunge biler er det målt utslipp i området 236-4 868 µg/km (14 PAH-er) med vanlig handelsdiesel (Berthilsson et al., 1983; Björkman et al., 1986).

Benz(a)pyren-utslippet fra lette biler synes å være i området 5-10 µg/km (Lepperhoff et al., 1982; Egebäck et al., 1984). For tunge biler målte Berthilsson 150 µg/km (inkl. BP-on), mens Dietzmann målte 0,3-6,2 µg/km. Det synes å være en tendens til

økt BaP-utslipp med redusert cetan-tall (eller økt aromatinhold) (Dietzmann et al., 1980).

Tabellen gir også endel utslippstall for nitro-PAH. For lette biler målte Schuetzle et al. (1983) et utslipp av 1N-pyren på 15 ppm av partikkelmassen, mens tallet for tunge biler var ca. 1-3 ppm for transienttesten. I Sverige rapporterer Berthilsson og Björkman utslipp i området 1,2-61 ppm. Det meste av N-PAH som måles finnes i eksosen. Bare en liten del skyldes dannelsen av N-PAH på filteret under prøvetakingen (Schuetzle et al., 1983; Levsen et al., 1987).

## 5 MUTAGENITET

Dieseleksos inneholder, som bensineksos, stoffer som har mutagen virkning på bakterielle testsystemer. Eksempler er PAH-stoffer, og spesielt substituerte PAH-er, som N-PAH-er, for eksempel nitropyreneer.

Tabell B6 gir en oversikt over resultater fra mutagenitetstesting av partikler i dieseleksos som er rapportert i litteraturen. Oftest ansees mutageniteten av flyktige forbindelser i utslippet å være av mindre betydning enn mutageniteten knyttet til partikler. Tabellen gir hovedsakelig resultater fra måling av den direkte mutagenitet, dvs. når metabolitter ikke tilsettes ekstraktet (- S9). Tabellen gir resultater for bakteriestammene T98 og T100. Når metabolitter tilsettes ekstraktet av dieselpartikler (+ S9), blir mutageniteten ofttest noe mindre. Det motsatte er ofte tilfelle for bensineksos.



Tabell B6: Resultater av mutagenitetsanalyser av partikkel-utslipp fra dieselmotorer (TA98/-S9).

	10 <sup>6</sup> rev/km		rev/µg ekstrakt
	TA98	TA100	TA98
<u>LETTE BILER</u>			
<u>Pierson et al. (1983)</u>			
Sammendrag av en rekke undersøkelser av ulike forskere	0,13 (0,08-0,19)		4,2 (0,7-18,6)
<u>Gabele et al. (1981)</u>			
VW Rabbit	FTP	0,36	4,2
	HFET	0,38	4,2
	70 km/h	0,18	2,1
Oldsmobile Cutlass	FTP	0,28	4,7
	HFET	0,14	2,9
	70 km/h	0,04	1,1
<u>Gibbs et al. (1980)</u>			
Oldsmobile Cutlass '79	FTP	0,2-0,8	(rev/µg partikler) 0,3-1,25
	HFET	0,15-0,25	0,4-1,3
VW Rabbit '80	FTP	0,2	0,9
	HFET	0,2	1,5
Mercedes Benz 300 CD '78	FTP	0,4	0,9
	HFET	0,2	0,6
<u>Sundvall og Rannug (1983)</u>			
Mercedes Benz, forkammer-motor		0,40	
<u>TUNGE BILER</u>			
<u>Berthilsson et al. (1983)</u>			
Volvo F 10/TD 100G, høy belastning		1,2	
lav belastning		0,27	
Volvo F 609/D 60		0,71	
<u>Björkman et al. (1986a)</u>			
Scania DS 1115, turbo, buss-syklus	0,38 (- S9) 0,45 (+ S9)	0,83 (- S9) 0,95 (+ S9)	
<u>Pierson et al. (1983)</u>			
Sammendrag av en rekke undersøkelser av ulike forfattere (amerikanske kjøretøy)	0,22 (+ S9) (0,15-0,32)		2,3 (0,7-5,5)
Alleghany tunnel, mai-juni	0,21 (- S9)		1,1 (- S9)
Diesel lastebiler, gj.snitt: 30 tonn GVW	0,18 (+ S9)		0,9 (+ S9)
august-september	0,08 (- S9) 0,05 (+ S9)		0,4 (- S9) 0,3 (+ S9)

Tabell B6, forts.

	10 <sup>6</sup> rev/km		rev/ $\mu$ g ekstrakt TA98
	TA98	TA100	
<u>Björkman et al. (1987)</u>			(rev/ $\mu$ g partikler)
Volvo TDF 100, US transient	0,47 (handelsdiesel, - S9)		0,42
	0,63 (handelsdiesel, + S9)		0,57
	0,27 (lett diesel, - S9)		0,31
	0,34 (lett diesel, + S9)		0,40
	0,49 (høyaromat, - S9)		0,33
	0,66 (høyaromat, + S9)		0,45
Scania DS 1125, US transient	1,03 (handelsdiesel, - S9)		1,94
	0,95 (handelsdiesel, + S9)		1,79
	0,33 (lett diesel, - S9)		0,83
	0,32 (lett diesel, + S9)		0,80
	0,76 (høyaromat, - S9)		1,17
	0,85 (høyaromat, + S9)		1,31
<u>Larssen (1990a)</u>			
Veitunnel, Oslo 60 km/h	1,33 (-S9)		
13 000 biler/døgn 3,5% stigning	1,12 (+S9)		
15% tungtrafikk			

For lette biler gis følgende sammendrag av tabell B6 for TA98-tester:

Variasjonsområde	Typisk verdi, bykjøring	
0,1-0,8	0,3	10 <sup>6</sup> revertanter/km
0,7-18,6	4	revertanter/ $\mu$ g ekstrakt

Det synes som landeveiskjøring (HFET-syklus) og konstant hastighet gir noe mindre utslipp av mutagene stoffer enn bykjøring (FTP-syklus).

I MIL2-prosjektet (Nordforsk) ble omtrent de samme utslippsfaktorer anslått for lette dieseldrevne biler (Alfheim et al., 1986):

<u>Rev/km</u>	<u>Rev/kg diesel</u>	<u>Rev/<math>\mu</math>g "organics"</u>
$0,3 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^6$	5

I tillegg gir Löfroth (1981b) en mutagenitet i partiklene på 800 revertanter/g diesel, og 210 rev/g i den flyktige fasen ("kondensat").

For tunge kjøretøy er de fleste mutagenitetmålinger utført i Sverige og i USA. De amerikanske undersøkelsene gir omtrent halvparten så stor spesifikk mutagenitet (rev/ $\mu$ g ekstrakt) som det en fikk for lette dieselmotorer, og omtrent det dobbelte utslipp pr. km. De svenske undersøkelsene gir også omtrent det dobbelte utslipp pr. km av det en får fra lette biler.

På bakgrunn av dette gis følgende anslag på utslipp av mutagene stoffer for tunge dieselmotorer i bykjøring i Norden (- S9):

0,5-1	$10^6$ revertanter/km
2-5	revertanter/ $\mu$ g ekstrakt

Det er da lagt mest vekt på svenske måleresultater. Resultatene fra veitunnelen i Oslo gir noe høyere mutagenitet. Dette kan skyldes stigningen i tunnelen, som gir stor belastning og stort partikkelutslipp fra de tunge diesellastebilene.

For både lette og tunge biler gir tester med bakteriestammen T100 vesentlig større, omtrent dobbelt så stor, mutagenitet enn T98.

I MIL2-prosjektet (Nordforsk) er følgende utslippsfaktorer benyttet:

Rev/km	Rev/kg diesel	Rev/mg partikler	Rev/ $\mu$ g ekstrakt
$1,6 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^6$	$0,3 \cdot 10^3$	1

Disse utslippstall (rev/km og rev/kg) er ca. en faktor 3 høyere enn det sammendrag vi trakk ovenfor fra de refererte undersøkelser. De ulike utslippstallene fra MIL2 står ikke i forhold til hverandre. MIL2-faktoren  $0,3 \cdot 10^3$  rev/mg partikler gir, ved et partikkelutslipp på 1,3 g/km, ca.  $0,4 \cdot 10^6$  rev/km, mens MIL2 bruker  $1,6 \cdot 10^6$  rev/km. MIL2-utslippstallene for rev/mg partikler stemmer bra overens med de vi har foreslått basert på litteraturgjennomgangen, og vi velger å holde oss til dette.

Målematerialet er for lite til å trekke endelige konklusjoner om gjennomsnittlig utslipp av mutagene stoffer fra dieselparken. Målingene tyder på at spesifikk mutagenitet (pr.  $\mu$ g ekstrakt) i partiklene er større for lette enn for tunge biler (små kontra store motorer).



**VEDLEGG C**

Partikler fra veistøv



Veistøv er en betydelig kilde til partikler i luft hovedsakelig i områder der biler benytter piggdekk om vinteren. I Norge slites totalt ca. 250 000 tonn asfaltdekke pr. år. Av dette er ca. 5%, dvs. ca. 12 500 tonn, bitumen, og resten er tilslagsmateriale (stein). Denne slitasjen skjer alt vesentlig i piggdekkseasonen, og tilsvarer ca. 30 g/bilkm i piggdekkseasonen. I Norge brukes følgende anslag for slitasjefaktorer for kjøring med piggdekk (Vegdirektoratet):

Personbiler	: 20- 30 g/km
Lasterbiler og busser:	40-300 g/km

Dette stemmer bra med estimatet ovenfor beregnet på grunnlag av totalslitasjen, om en benytter 25 g/km for personbiler, og 100 g/km for lastebiler, og 10% lastebilandel av trafikkarbeidet.

Bare en liten del av dette støvet er i inhalerbar fraksjon. Prøver fra veier i Oslo ga at 0,1% av støvvekten var inhalerbar fraksjon. Dette er da 250 tonn på årsbasis i Norge, som er tilgjengelig for oppvirvling og dermed bidrar til inhalerbar partikkelkonsentrasjon i luft. Det tilsvarer ca. 15% av eksospartikkelutslippet i Norge i piggdekkseasonen, som kan anslås til ca. 1 800 tonn.

Oppvirvlingen er imidlertid bare knyttet til tørre perioder, og veistøvbidraget er da betydelig større.

Det er utført en undersøkelse av veistøv som partikkelkilde, med målinger ved en sterkt trafikkert ringvei i Oslo (Larssen, 1987). For øvrig er vi ikke kjent med andre undersøkelser som tar opp dette problemet spesifikt.

Ved undersøkelsen i Oslo ble partikkelkonsentrasjonen målt ved veien når veibanen var våt, og når den var tørr. Målingene foregikk i mars-april, når veistøvdepotet fra piggdekkenes slitasje av veibanen er stor. Ved våt vei ble antatt at bilaksosen fra trafikken på veien var den dominerende partikkel-

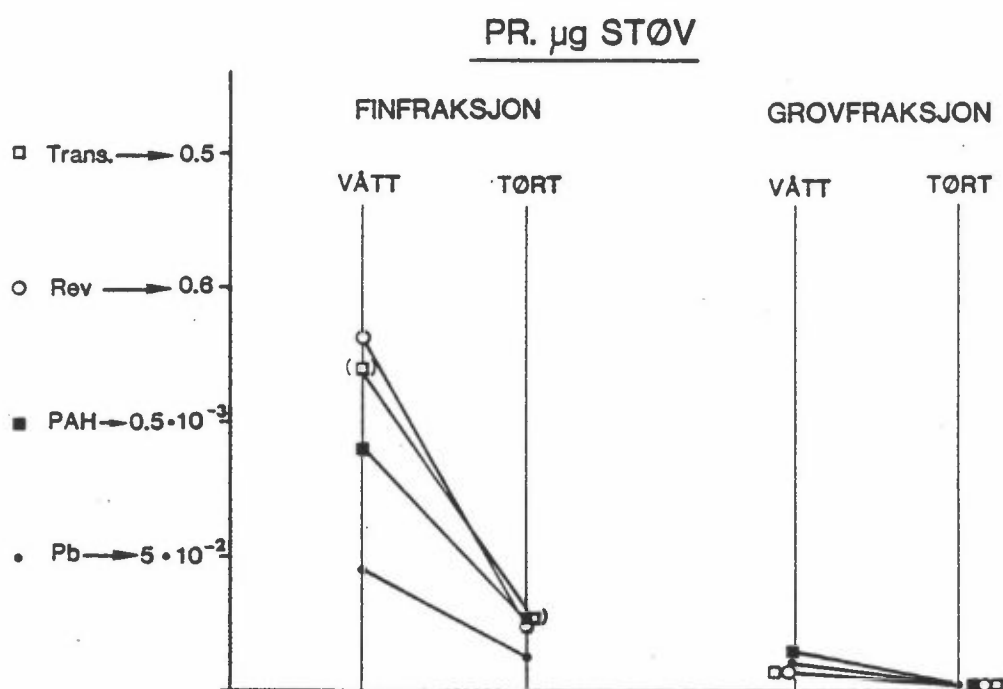
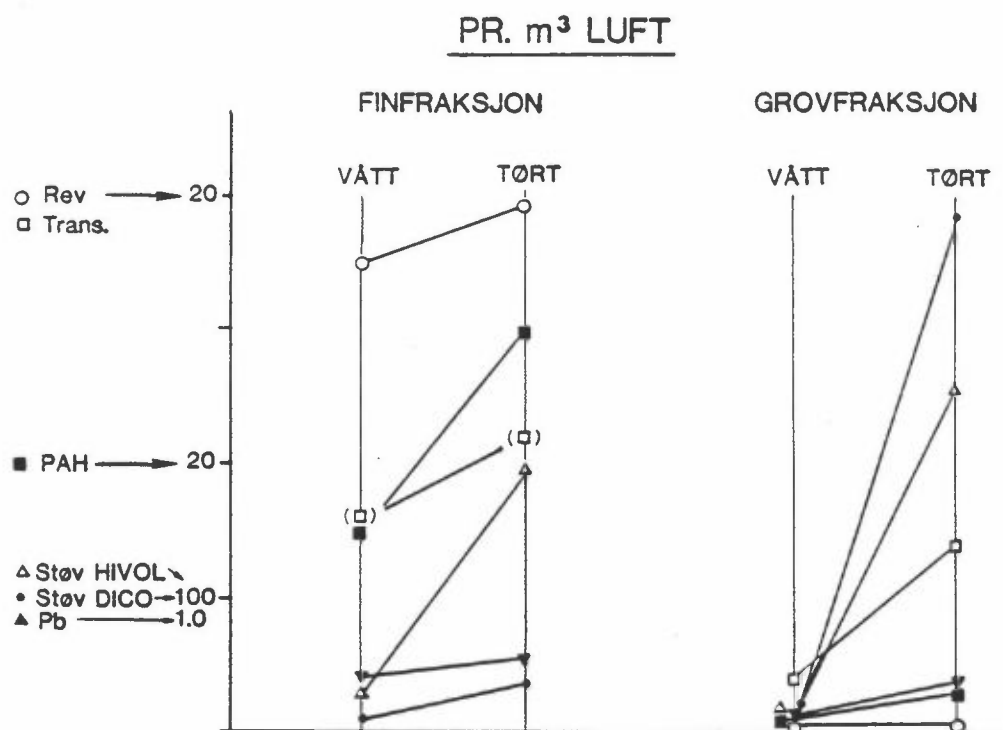


kilde, mens ved tørr vei kom veistøvkilden i tillegg. To partikkelfraksjoner ble målt: finfraksjonen (<2 µm i diameter) og grovfraksjonen (2-10 µm) av inhalerbart støv.

Tabell C1 og figur C1 gir et sammendrag av resultatene.

Tabell C1: Sammendrag av resultater av målinger av partikler i luft nær Store Ringvei i Oslo, våren 1985, ved våt og tørr veibane. Estimert av veistøvkildens betydning i forhold til eksospartikler. (Referanse: Larssen, 1987a).

	Eksos- partikler (våt veibane)	Eksos- partikler + veistøv (tørr veibane)	Veistøv eksospart. (tørr veibane)
<u>Finfraksjon (&lt;2 µm)</u>			
Partikler totalt µg/m <sup>3</sup>	11	50	3,5
Bly µg/m <sup>3</sup>	0,32	0,56	0,75
PAH ng/m <sup>3</sup>	15	40	1,7
Mutagenitet rev/m <sup>3</sup>			
T98 (-S9)	13,5	15	0,1
T98 (+S9)	18	20	0,1
<u>Inhalerbart (&lt;10 µm)</u>			
Partikler totalt µg/m <sup>3</sup>	26	433	16
Bly µg/m <sup>3</sup>	0,46	0,92	1
PAH ng/m <sup>3</sup>	16	44	1,8
Mutagenitet rev/m <sup>3</sup>			
T98 (-S9)	13,5	15	0,1
T98 (+S9)	18	20	0,1



Figur C1: Gjennomsnittsverdier av støv, bly, PAH, mutagenitet og celletransformasjon for fin- og grovfraksjon, våt og tørr vei.

På grunnlag av dette lar det seg gjøre å gi estimater for styrken av veistøvkilden (utslipp pr. km) for Store Ringvei ved Oslo, en horisontal asfaltvei med kjørehastighet ca. 70 km/h, årsdøgntrafikk ca. 35 000, og tungtrafikkandel på ca. 10%. Utslippsfaktoren for eksospartikler ved denne veien (gjennomsnitt pr. kjøretøy) er anslagsvis 0,2 g/km. Utslippsfaktoren for bly er anslagsvis 2 mg/km (ved 0,15 g Pb/l), for PAH anslagsvis 1 mg/km, og for mutagenitet anslagsvis  $100 \cdot 10^3$  rev/km. Tabell C2 gir utslippsfaktorer for veistøv som en kan estimere på grunnlag av dette.

Tabell C2: Estimerte utslippsfaktorer for veistøv ved Store Ringvei i Oslo (horisontal asfaltert vei, kjørehastighet 70 km/h, årsdøgntrafikk ca. 35 000, tungtrafikkandel 10%, andel dieseldrevne person- og varebiler 5%). Faktorene gjelder forhold ved tørr vei i piggedekksesongen.

	Partikkelfraksjon	
	<2 $\mu\text{m}$	<10 $\mu\text{m}$
Partikler, totalt g/km	0,8	3
Bly (ved 0,15 g/l) mg/km	1,5	2
PAH mg/km	2	2
Mutagenitet rev/km	$10 \cdot 10^3$	$10 \cdot 10^3$

Faktorene i tabell C2 gjelder for Store Ringvei når veidekket er tørt. Utslippsfaktoren for mutagenitet er usikker. Som tabell C1 viser var mutageniteten i partiklene omtrent den samme ved tørr og våt vei, men dog noe større ved tørr vei. Partiklene ble også testet i en celletransformasjonstest (SHE-test (syrisk hamster embryo-celler)). Grovfraksjonen ga større utslag ved tørr vei enn ved våt, mens finfraksjonen ga omtrent samme utslag ved tørr som ved våt vei. Disse testene tyder på at det er noe mutagene stoffer i veistøvet, men at det er betydelig mindre enn i eksospartiklene.

Ved våt vei og utenfor piggdekkseasonen (etter god veirengjøring) er veistøvutslippet lite i forhold til bileksosen.

Ved veier med lavere kjørehastighet og mindre tungtrafikkandel vil veistøvgenereringen være mye mindre enn anslått i tabell C1 for 70 km/h og 10% tungtrafikk. Både piggdekkenes slitasje av veidekket og oppvirvlingen av støv fra depotet på veien må antas å være proporsjonalt med kvadratet av kjørehastigheten. Samtidig gir de tunge bilene mye større slitasje og oppvirvling enn lette biler.



## VEDLEGG D

Partikler fra fyring med olje og kull  
og fra søppelforbrenning



Basert på en gjennomgang av litteraturreferanser, har man ved NILU kommet fram til utslippsfaktorer for partikler som vist i tabell D1 til bruk i undersøkelser i tettsteder i Norge.

Tabell D1: Utslippsfaktorer for partikler (g/kg) foreslått til bruk i undersøkelser i tettsteder i Norge.

Partikkelutslipp g/kg	Parafin	Fyringsolje		Tungolje LS og NS	Kull	Koks
		1 og 2	3 og 4			
Boliger	0,1	0,25	0,3	1,5	8,5	3
Middelstore anlegg (kontorbygninger, borettslag, gartnerier etc.)		0,25	0,3	1,5	4,2	
Industrianlegg					1,4	1,4

Når det gjelder PAH-utslipp, gis en oversikt i tabell C2.

Tabell D2: Utslippsfaktorer for PAH fra kull- og oljefyring og søppelforbrenning.  
Referanse: Alfheim et al. (1986).

Brennstoff	Anlegg	Utslippsfaktor mg/kg
Kull	Varmekraftverk	0,03
Olje	Varmekraftverk	0,01
	Industrivarmer	0,02
	Boligkjeler	1
Søppelforbrenning		2,5

Utslipp av mutagene stoffer fra olje- og kullfyring i større anlegg er undersøkt av Möller et al. (1983). Resultater er gitt i tabell D3. Tabellen gir eksempler på utslippsmengder fra noen anlegg. Større anlegg har ofte svært små utslipp, mens mindre



anlegg, spesielt kullfyringsanlegg, kan ha utslipp pr. brennstoffenhet av samme størrelsesorden som dieslbiler.

Tabell D3: Utslipp av mutagenitet fra fyringsanlegg for kull og olje. Referanse: Møller et al., (1983).

Brennstoff	Anlegg størrelse	Rev/MJ (-S9)	Rev/kg brennstoff (-S9)	Rev/m <sup>3</sup> (-S9)
Kull	600 MW	50	1 400 000	14 500 (partikler <sup>1</sup> ) 150 000 (flyktig <sup>1</sup> )
	395 MW	<50		
	350 MW	<50		
	29 MW	75		
	5 MW	58 000		
Olje	680 MW	18	15 000	500 (partikler <sup>1</sup> ) 500 (flyktig <sup>1</sup> )
	500 MW	<60		
	312 MW	<50		
	37 MW	490		
	6 MW	<70		

1 Prøvetakingstemperatur: ca. 150-200°C.

I MIL2-prosjektet (Nordforsk) ble utslippsfaktorene i tabell D4 for mutagenitet benyttet (Alfheim et al., 1986).

Tabell D4: Utslipp av mutagene stoffer for forbrenning av kull, olje og søppel (Alfheim et al., 1986).

	rev/kg brennstoff	rev/MJ	rev/mg partikler
Kull, varmekraft	$6 \cdot 10^3$	230	5*
Olje, varmekraft boligvarme	$3 \cdot 10^3$	70	20*
	$10^5$	$2,5 \cdot 10^3$	$10^3$
Søppel	$5 \cdot 10^4$		7

\* Avhenger av utslippsrense-utstyr.

## VEDLEGG E

Kildebidragsberegninger i Norden



Svevestøv i København 1983 (Kronborg et al., 1984)

Analysen gjelder målinger av totalt svevestøv (TSP,  $d_p < 50 \mu\text{m}$ ) på fire stasjoner (døgnmålinger 1983). Prøvene er analysert med PIXE-metoden på grunnlelementer. 14 elementer er brukt i den etterfølgende statistiske analysen. Det var en gatestasjon (H.C. Andersens Boulevard i København sentrum, ca. 60 000 ÅDT) og tre områdestasjoner i ulike bydeler (Tårnby, Glostrup, Ballerup). Partikkelkildene ble definert ved hjelp av faktoranalyse (hovedkomponentanalyse) med rotasjon, og kildebidragene ved hjelp av multippel regresjonsanalyse mellom støvkonsentrasjon og hovedkomponentene ("kildene").

Man kunne definere følgende viktige faktorer ("kilder") ved hjelp av grunnelementer:

Si, Al, etc.	"jordstøv"
Pb	"trafikk"
Ni, V	"fuel-olje, fyring (lokalt)"
Ni, V, Pb	"energi (lokalt)"
S, Mn	"fjerntransport"
K	"kalium (halmbrenning)"

Beregnete kildebidrag er gitt i tabell E1.

Biltrafikk og lokal oljefyring ("energi") var hovedkilde ved alle stasjoner (30-60% av TSP). Bare på gatestasjonen (H.C. Andersens Boulevard) kunne en skille mellom biltrafikk og olje. Biltrafikken sto der for ca. 40% av TSP.

Langtransport var den nest viktigste kilde (25-40% av TSP) bortsett fra på Ballerup, der den ikke lot seg definere.

Jordstøv sto for 17-25% av TSP. Halmbrenning var en ganske ubetydelig kilde totalt sett.

Tabell E1: Kildebidragsberegninger i reseptor (måle) punkter i København.

	Bil- trafikk	Olje	Halm	Lang- transport	Jordstøv	Ubestemt	TSP totalt $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<u>Svevestøv (<math>d_p &lt; 50 \mu\text{m}</math>)</u>							
Døgnmålinger, hele 1983 (Kronborg et al., 1984)							
H.C. Andersens Boulevard (gatestasjon)	38	20		26	20 (30)	-	90
Vanløse		35-40 <sup>1</sup>	4		25 (Jordstøv/- olje)	30-35	45
Tårnby		30-35 <sup>1</sup>	5	40	17	3-8	42
Glostrup		40-50 <sup>1</sup>		40 (As, S, Mn, Ti-kilde)	20	-	47
Ballerup		40-50 <sup>1</sup>	12		25	10-20	42
<u>Stormgade (sentrumstasjon)</u>							
Døgnmålinger 1976-85 (Kemp, 1987)							
Sot (OECD-metoden)	41-52 <sup>2</sup>	16- 9		23-28	±4	16-13	13- 32 <sup>3</sup>
Svevestøv ( $d_p < 50 \mu\text{m}$ )	16-11	15- 6		42-66	14-6	13-11	28-110 <sup>3</sup>
SO <sub>4</sub>	+10 -16	24-22		52-88	+8 -6	6-12	6- 10 <sup>3</sup>
Pb	64-84	15- 7		12- 4	6-1	13- 4	0,30-0,8 <sup>3</sup>
<u>Mutagenitet</u>							
H.C. Andersens Boulevard Målinger 1986-87 (Kemp, 1988)							
TA98 (-S9)	20	24 ("lokal")		29		27	rev/m <sup>3</sup> 51
TA98 (+S9)	23	28 ("lokal")		28		21	65

1 "Energi".

2 Første tall: Varimax-rotasjon. Siste tall: "Oblique"-rotasjon.

3 Øvre og nedre grense for årsgjennomsnittkonsentrasjon.

Sot og svevestøv, Stormgade, København, 1976-85 (Kemp, 1987)

"Stormgade" er en målestasjon i en bakgård ca. 20 m fra H.C. Andersens Boulevard. Målestasjonen kan betraktes som en sentrumsstasjon som får et ikke ubetydelig bidrag direkte fra H.C. Andersens Boulevard.

Det var registrert en betydelig øking i sotkonsentrasjonen ("black smoke", målt med OECD-metoden) etter 1979, som en ikke enkelt kunne forklare. Det ble derfor gjennomført en hovedkomponentanalyse på måleresultatene. SO<sub>2</sub>-målinger ble inkludert i analysen, i tillegg til TSP, sot, sulfat og grunnelementer i TSP.

Over hele måleperioden (1976-85 fant en følgende hovedbidrag (avrundete tall) fra ulike kilder (se tabell E1):

	Biltrafikk	Olje (lokal)	Langtransport	Jordstøv
TSP	15	10	50	10
Sot	45	10	25	5
Pb	75	10	10	
SO <sub>4</sub>		25	70	

Økningen i sotkonsentrasjonen fra 1979 til 1980 og videre til 1984, med påfølgende reduksjon i 1985 forklares med en kombinasjon av beregnet økt trafikkbidrag i perioden 1980-83 og økende bidrag fra langtransport fra 1980 mot 1984, og deretter reduksjon. Det temporært økte bidrag fra biltrafikken lar seg ikke lett forklare ut fra kjennskap til forhold ved trafikken og eksosutslippet.

Beregnet bidrag til TSP i Stormgade fra biltrafikk og oljefyring var en del mindre enn beregnet av Kronborg et al., for stasjoner i København i 1983, mens langtransportbidraget var større.

Mutagenitet i H.C. Andersens Boulevard, København, 1986-87  
(Kemp, 1988)

Mutagenitet i partikler ble målt (med High volume sampler) på H.C. Andersens Boulevard i 6 perioder á 1-2 ukers varighet fra januar 1986 til april 1987. Samtidig ble også målinger av NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, TSP og 13 grunnelementer i TSP utført (døgnverdier).

Korrelasjons- og hovedkomponentanalyse ga som resultat at biltrafikk, lokal oljefyring og langtransport hver bidro med ca. 25% av mutageniteten, målt med bakteriestammen TA98 ( $\pm$ S9) (se tabell E1).

Målinger utført på en regionalstasjon (Risø) viste at episoder av langtransport fra Europa ga mutagenitet i området 20-50 rev/m<sup>3</sup>, mens det mer normale nivå der var 5-10 rev/m<sup>3</sup>. Gjennomsnittsnivå på H.C. Andersens Boulevard var 51 rev/m<sup>3</sup> (-S9), med maksimalverdier opp til 101 rev/m<sup>3</sup> (-S9).

PM<sub>10</sub> i Repslagaregatan, Nyköping, 1984-85 (Bringfeldt, 1987)

PM<sub>10</sub> ble målt på en målestasjon ved Repslagaregatan i Nyköping (ÅDT 13 000, 12% tungtrafikk) i november 1984-mai 1985. Andre målinger som ble utnyttet i en hovedkomponentanalyse inkluderte grunnelementer og ioner (SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, etc.) i PM<sub>10</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, meteorologiske parametre og trafikk. Målingene ble utført dels i Repslagaregatan, dels på bakgrunnstasjoner og klimastasjoner i området.

Faktoranalysen ga som resultat at biltrafikken sto for bare 7% av PM<sub>10</sub>, mens olje (lokalt) og langtransport tilsammen sto for 43%, oppvirvling av veistøv sto for 30%, mens 20% av PM<sub>10</sub> forble uforklart (se tabell E2).

Resultatet kan tyde på at kilden "bilavgasser" bare inkluderer bensineksos. Ved bruk av utslippsfaktorene utarbeidet i denne foreliggende rapporten, er forholdet mellom vekten av partikler

Tabell E2: Kildebidragsberegninger i reseptor (måle)punkter i Sverige.

	Biltrafikk		Olje	Lang-transport	Oppvirvling	Ubestemt	Totalt $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Bensin	Diesel					
<u>Nyköping, <math>\text{PM}_{10}</math></u>							
Repslagaregatan (gatestasjon) Døgnmålinger, vinteren 1984-85 (Bringfeldt, 1987)	7		43 (olje og kull)		30	20	47
<u>Göteborg</u>							
Sentrumsstasjon (tak) Døgnmålinger, vinter 1984-85 (Dahlberg og Steen, 1987)							
Svevestøv	31	43	13	8	0	5	
Pb	102	4,5	0,6	0	0		0,12
$\text{SO}_4$	0,2	1,3	4	62	0	32	14
Mutagenitet	3	75	0	0	0	22	13 rev/ $\text{m}^3$

og bly i bileksos i typisk bykjøring (50 km/h) ca. 7,5 i bensineksos og ca. 35 i en trafikkstrøm med 5% lette dieselbiler og 10% tunge dieselbiler. Anvendt på den målte blykonsentrasjonen i Repslagaregatan ( $0,56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) gir dette et bidrag fra bensinbiler på ca.  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (eller 8,5%), omtrent som beregnet av Bringfeldt, mens bidraget fra trafikken som helhet blir ca.  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , eller ca. 40%.

TSP og mutagenitet i Göteborg, 1984-85 (Dahlberg og Steen, 1987)

Vinteren 1984-85 ble en rekke partikkelprøver tatt med "high volume sampler" på taket av det gamle GP-huset i Göteborg sentrum. Samtidig ble kontinuerlige målinger av  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  og  $\text{O}_3$  utført.



Hovedkomponentanalyse og cluster-analyse ble utført på et datasett med følgende komponenter:

NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, Pb, sot, revertanter, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, O<sub>3</sub>, Cl<sup>-</sup>, S.

Følgende hovedkilder ble definert:

- fyring med fossilt brennstoff
- bensinbiler
- dieselbiler
- sekundært dannet SO<sub>4</sub> og NO<sub>3</sub>.

Vei- og havsalt ble også identifisert, men utelatt i den påfølgende massebalanseanalysen for å beregne kildebidrag. Som grunnlag for massebalanseanalysen ble kildeprofiler der stoffene SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Cl, Pb, revertanter, NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> inngikk, etablert på bakgrunn av tilgjengelig informasjon av utslipp fra disse kilder.

Resultatet av kildebidragsberegningen er gitt i tabell E2. Følgende hovedbidrag ble beregnet (prosent):

	Bensinbiler	Dieselbiler	Olje	Langtransport
TSP	31	43	13	8
Bly	102	5		
SO <sub>4</sub>		1	4	62
Mutagenitet	3	75	0	0

Utslippsfaktorene for mutagenitet brukt i kildematrixene for biltrafikk skiller seg en del fra faktorene utredet i denne rapporten:

	Dahlby, Steen	Denne rapporten	
Bensinbiler (ca. 2 m <sup>3</sup> luft/km)	32 · 10 <sup>3</sup>	100 · 10 <sup>3</sup>	rev/km
Dieserbiler* (ca. 4,5 m <sup>3</sup> luft/km)	1,2 · 10 <sup>6</sup>	0,4-0,8 · 10 <sup>6</sup>	rev/km

\* Lette biler: 1,5 m<sup>3</sup>/minutt, 1/3 av trafikkarbeidet, 50 km/h  
Tunge biler: 5 m<sup>3</sup>/minutt, 2/3 av trafikkarbeidet, 50 km/h

Anvendelse av utslippsfaktorene fra vår rapport vil gi et mindre dominerende bidrag til mutageniteten fra dieserbiler og større bidrag fra bensinbiler.

PM<sub>10</sub> (finfraksjon og grovfraksjon) i Oslo, 1986-87 (Schaug og Larssen, 1989)

En hovedkomponentanalyse er utført på måleresultater fra fire målestasjoner for inhalerbart støv i Oslo (døgnmiddelverdier) for perioden september 1986-august 1987. Prøvene ble tatt med virtuelle impaktorer som skiller partiklene i finfraksjon ( $d_p < 2,5 \mu\text{m}$ ) og grovfraksjon ( $2,5 < d < 10 \mu\text{m}$ ). Prøver ble som hovedregel tatt hver 6. dag. I noen kortere perioder ble prøver tatt hver dag. Prøvene ble analysert på PIXE ved Nils Bohr-instituttet (K. Kemp) i København.

Hovedkilder til partiklene ble identifisert gjennom hovedkomponentanalysen (med Varimax-rotasjon).

Resultater av kildebidragsberegningene er gitt i tabell E3. For hver stasjon er det beregnet bidrag til fin- og grovfraksjon fra de identifiserte kilder for vinter- og vårperioden.

På gatestasjonen i Rådhusgaten (ÅDT 25 000, 10% tungtrafikk) ble beregnet at biltrafikken bidro med 26% av finfraksjonen, olje/ved med 40% og veistøv med 15%. Absoluttbidraget fra olje/ved i Rådhusgt. var 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens det ble beregnet til

Tabell E3: Kildebidragsberegninger i reseptorpunkter i Oslo.

	Kildebidrag, %					Partikkel- kons. $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Biltrafikk	Olje/ved	Mineralstøv	Metallurgisk støv	Ubestemt	
<u>FINFRAKSJON (d &lt; 2,5 <math>\mu\text{m}</math>)</u>						
<u>VINTER (desember-februar)</u>						
<u>Gatestasjon</u>						
Rådhusgt.	39	45	14	0	2	51
<u>Sentrumstasjoner</u>						
Dronningparken	21	60	3	0	16	33
Kontraskjæret	27	48	6	3	16	33
<u>Boligområdestasjon</u>						
Ullevål hageby	31	48	3	0	18	29
<u>VÅR (april-mai)</u>						
Rådhusgt.						
Dronningparken	16	78	5	0	1	19
Kontraskjæret	13	65	22	0	0	23
Ullevål hageby	11	43	11	0	35	18
	Biltrafikk		Mineralstøv	Antropogent (Mn, Zn, (Pb))	Ubestemt	Partikkel- kons.
<u>GROVFRAKSJON (2,5 &lt; d &lt; 10)</u>						
<u>VINTER</u>						
Rådhusgt.						
Dronningparken	16		32	24	28	22
Kontraskjæret	31		46	8	13	13
Ullevål hageby	15		38	30	17	13
<u>VÅR</u>						
Rådhusgt.						
Dronningparken	0		36	36	28	20
Kontraskjæret	4		63	25	8	24
Ullevål hageby	0		46	31	24	20

15-20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  på de øvrige sentrumstasjoner. Absoluttbidraget burde være omtrent det samme på alle målestasjoner. Dette antyder graden av nøyaktighet i resultatene fra analysen. Sannsynligvis er biltrafikken undervurdert som kilde til finstøv i

Rådhusgaten i forhold til på de andre stasjonene. Datamaterialet for analysen i Rådhusgaten var mindre (65 prøver) enn i analysen for de øvrige stasjoner (114 prøver).

På sentrumstasjonene (Dronningparken og Kontraskjøret) bidro bileksos med 20-30% av finfraksjonpartiklene om vinteren, og ca. 15% om våren. Olje/vedfyring lokalt ga hovedbidraget (50-60% om vinteren og 65-75% om våren), mens veistøv (mineralstøv) ga ca. 5% om vinteren og 5-20% i veistøvperioden om våren (mest på Kontraskjøret, som ligger ca. 50 meter fra sterkt trafikkerte veier).

I grovfraksjonen dominerte veistøvet (30-45% om vinteren og 35-65% om våren, mest på Kontraskjøret). Bileksos bidro med 15-30% om vinteren, og lite om våren. Dette kan dels være store eksospartikler, dels oppvirvlet bly fra veien. En annen antropogen kilde (definert hovedsakelig ved Zn, Mn og til dels Pb) ga betydelige bidrag til grovfraksjonen, spesielt om våren (25-35%).



## VEDLEGG F

Sammendrag av måleresultater av partikler  
i tettstedsluft i Norden



DANMARKLMP-målingene

Det "landsdekkende luftkvalitetsmåleprogrammet (LMP)" i Danmark omfatter 32 målestasjoner i 7 byer, inkl. København. Måleprogrammet går hele året, og det utføres døgnmålinger av TSP på 30 målestasjoner. Resultatene rapporteres i årsrapporter, og en sammenfatning av hovedresultatene er rapportert av Palmgren Jensen (1987).

## TSP

---

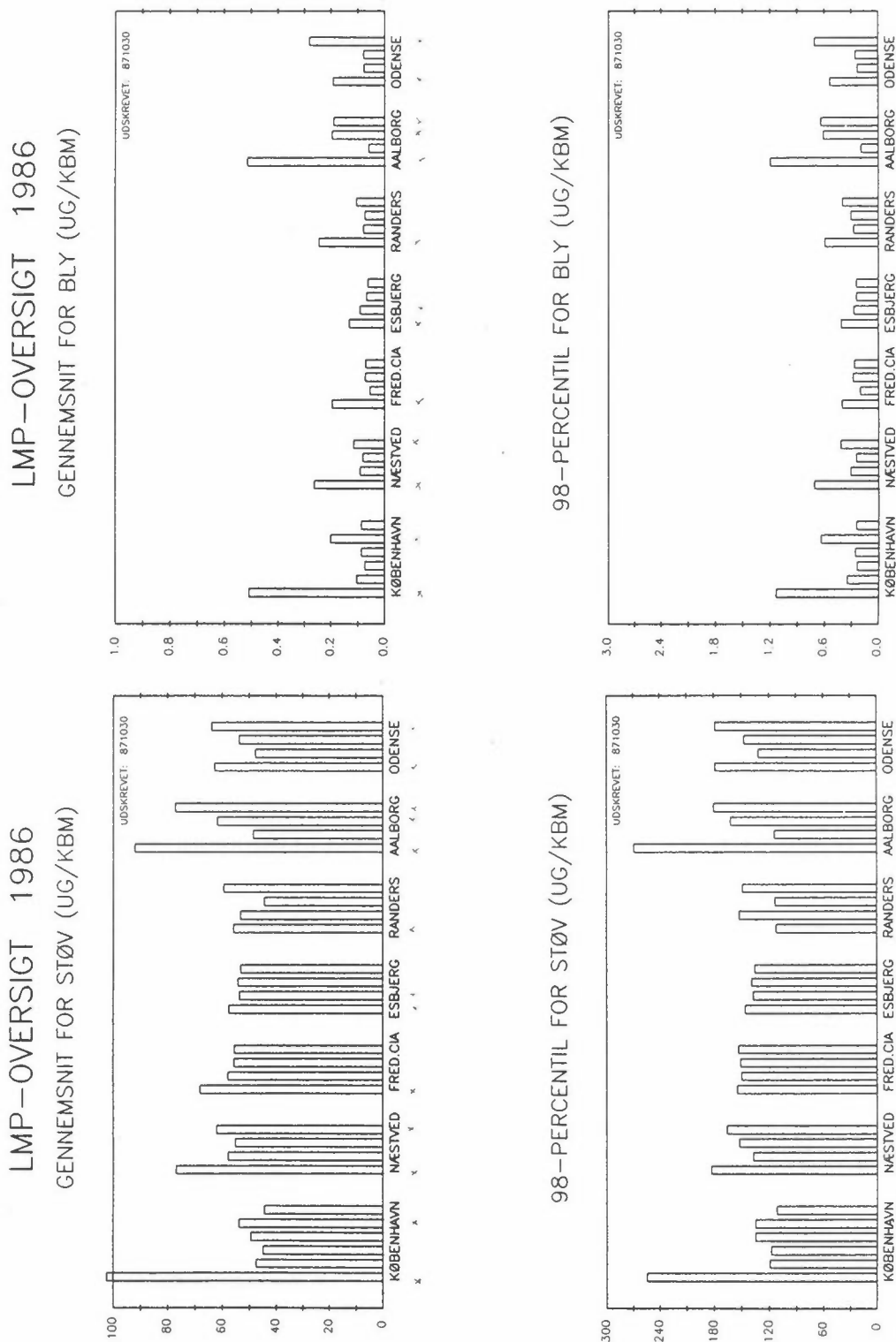
Figur F1, gjengitt fra Palmgren Jensen og Kemp (1988), viser gjennomsnittsverdier og 98-prosentil-verdier av døgnverdier av TSP for 1986. Vi har avmerket de målestasjoner som er plassert nær relativt sterkt trafikkerte veier. Tabell F1 gir et sammendrag.

Tabell F1: Sammendrag av resultater av målinger av TSP og bly ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i 1986, LMP-programmet i Danmark (fra Palmgren Jensen og Kemp, 1988).

	Årsgjennomsnitt	Høyeste måneds-gjennomsnitt	98-prosentil
<u>TSP</u>			
Ikke trafikkbelastede målesteder	44-58		95-150
Trafikkbelastede målesteder	54-103		110-270
<u>Bly</u>			
Ikke trafikkbelastede målesteder	0,06-0,10	0,08-0,22	0,2-0,35
Trafikkbelastede målesteder	0,09-0,51	0,12-0,88	0,4-1,2

98-prosentil-verdien tilsvarer omtrent den 7. høyeste døgnverdi i året, dvs. at ca. 6 døgnverdier ligger over 98-prosentilen.





Figur F1: Måleresultater for støv (TSP) og bly fra det danske landsomfattende måleprogram (LMP) for 1986.  
Fra: Palmgren Jensen og Kemp (1988).

Ved ikke trafikkbelastede målesteder var årsgjennomsnitt av TSP lavere enn  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og 98-prosentilen lavere enn  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ved trafikkbelastede målesteder var høyeste årsgjennomsnitt  $103 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (H.C. Andersens boulevard i København, med årsdøgntrafikk ca. 60 000), og høyeste 98-prosentil var ca.  $270 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (samme sted).

I 1985 var 95-prosentil-verdiene på sentrumstasjonene i de syv byene innen området  $107\text{--}211 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

De høyeste døgnverdier i de syv byene var i 1986 innen området  $201\text{--}335 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Konsentrasjonen av svevestøv i disse byene har ikke vist noen klar utviklingstendens i de siste 5 år (før 1985) (Palmgren Jensen, 1987).

TSP-nivået i de danske byer tilfredsstillende de danske grenseverdier (årsgjennomsnitt:  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; 95-prosentil:  $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Bly  
---

Figur F1 (fra Palmgren Jensen og Kemp, 1988) viser årsgjennomsnitt og 98-prosentilverdier av døgnverdier av bly i 1986. Tabell F1 gir et sammendrag.

Blynivået er vesentlig høyere på de trafikkbelastede stasjoner. Høyeste års- og månedsmiddelverdi var henholdsvis  $0,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $0,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved H.C. Andersens boulevard.

#### Gatemålinger i København

Målinger av sot, TSP og bly i TSP i gater i København er rapportert av Sørensen og Høg (1986) og av Bendtsen (1989). Tabell F2 gir et sammendrag.

Tabell F2: Sammenstilling av målinger av sot, TSP og bly ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) på gatestasjoner i København.

København 1985 (Sørensen og Høg, 1986)	Vesterbrogade "Street canyon" (ÅDT 22 000)			Stormgade "Street canyon" (ÅDT 16 000)			Folehaven Åpen gate (ÅDT 50 000)		
	Feb	Mai	Okt	Apr	Sep	Nov	Mar	Jun	Des
<u>Sot</u>									
Månedsmiddelverdi	93	64	93	77	105	83	56	71	69
Antall døgn $>100 \mu\text{g}/\text{m}^3$	11	0	11	6	14	9	4	8	7
<u>TSP</u>									
Middelverdi		127			90			97	
Maks. døgnverdi		298			192			222	
<u>Bly i TSP</u>									
Middelverdi <sup>1</sup>		0,55			0,55			0,53	
<u>Lyngby hovedgade, 1986</u> (Bendtsen, 1989)									
<u>Sot</u>		Gate (ÅDT 13 000)			By-bakgrunn				
Mars		56			22				
April		34			16				

1 Analyser hvert 3. døgn.

Sotnivåene i gatene ligger høyere enn grenseverdier anbefalt av WHO. TSP-verdiene overskrider ikke de danske grenseverdiene.

### Mutagenitet

I perioden fra januar 1986 til april 1987 ble det utført et ganske omfattende program med måling av mutagenitet ved 6 målestasjoner i og utenfor byer på Sjælland, inkl. H.C. Andersens Boulevard i København (Ostenfeldt, 1989). Tabell F3 gir et sammendrag av resultater.

Den direkte mutageniteten (-S9) på partikler i boligområder, et industriområde og på Risø (regional bakgrunn) lå i gjennomsnitt innen 10-20 rev/ $\text{m}^3$ . Med metabolsk aktivering (+S9) var nivået

Tabell F3: Sammendrag av mutagenitetsmålinger (revertanter/m<sup>3</sup>, TA98) på Sjælland, 1986-87 (Ostenfeldt, 1989). Døgnmiddelverdier.

		n	Middelverdi		Min - maks	
			-S9	+S9	-S9	
<u>Gatestasjoner</u>						
H.C.A. Boulevard (ÅDT 60 000)	vinter 86	29	31	42	13-72 (-S9)	8-92 (+S9)
	vinter 87	30	54	75	20-187 (-S9)	15-269 (+S9)
	sommer 86	12	18	15	15-30 (-S9)	9-29 (+S9)
Lyngby hovedgade (ÅDT 13 000)	vinter 86	9	20	16	12-28 (-S9)	7-26 (+S9)
Vesterbrogade (ÅDT 22 000)	vinter 86	8	26	26	18-37 (-S9)	19-41 (+S9)
<u>Boligområde</u>						
Holte	feb-mar 87	15	10	9	0-35 (-S9)	0-33 (+S9)
Herlev	mar-apr 87	10	19	15	5-36 (-S9)	2-29 (+S9)
<u>Industriområde</u>						
Mørkhøj	mar-apr 87	12	18	12	4-34 (-S9)	0-25 (+S9)
<u>Bakgrunn, regional</u>						
Risø	feb-mar 87	15	15	15	1-57 (-S9)	3-51 (+S9)

det samme eller litt lavere. De høyeste døgnmiddelverdier lå i området 30-60 rev/m<sup>3</sup>, høyest på Risø. Disse nivåer opptrer sannsynligvis i forbindelse med inntransport av luftforurensning fra Europa.

På gatestasjonene var mutageniteten høyere enn dette, spesielt på H.C. Andersens boulevard, der gjennomsnittet vinteren 87 var 54 rev/m<sup>3</sup> (-S9) og høyeste døgnverdi 187 rev/m<sup>3</sup> (-S9). Med

metabolsk aktivering (+S9) var mutageniteten på H.C. Andersens boulevard høyere, mens den gikk ned i forhold til -S9 i Lyngby hovedgade, og var uforandret i Vesterbrogade.

Målinger i H.C. Andersens boulevard om sommeren ga lav mutagenitet, og lavere med S9 enn uten S9, det motsatte av forholdet om vinteren.

På bakgrunnstasjonen var det lite forskjell i mutagenitet med/uten S9. Under forurensningsepisoder med inntransport fra Europa var den direkte mutageniteten (-S9) større enn etter metabolsk aktivering (+S9).

### ISLAND

I Island er det utført TSP-målinger på en gatestasjon i Reykjavik ved en rundkjøring der gater med årsdøgntrafikk på ca. 30 000-40 000, ca. 10 000 og ca. 40 000 møtes (Gisladottir, 1989). Kjørehastigheten på nærmeste gate er ca. 55 km/h. Målingene har gitt følgende resultater ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ):

	Årsmiddelverdi	Maks. døgnverdi
1987	33	177
1988	35	158

De høyeste TSP-verdier opptrer om vinteren, sannsynligvis i samband med veistøv fra piggdekkslitasje av veibanen.

### NORGE

Det er et relativt omfattende materiale fra målinger av sot og  $\text{PM}_{10}$  i tettsteder i Norge, både ved gatestasjoner og målestasjoner i sentrums- og boligområder. TSP-målinger er utført bare i lite omfang, likeså partikkelmålinger på bakgrunnstasjoner.

Sot (og SO<sub>2</sub>)Tettstedstasjoner  
-----

Tabell F4 gir et sammendrag av resultater for sotmålinger på tettstedstasjoner i Norge i perioden fra oktober 1985 til mars 1988. Målinger utføres hver februar, mai, august og november måned på 23 stasjoner i 1987/88 (flere stasjoner tidligere).

Tabell F4: Sot. Sammendrag av målinger i tettsteder i Norge (fra Hagen, 1986, 1987, 1988).

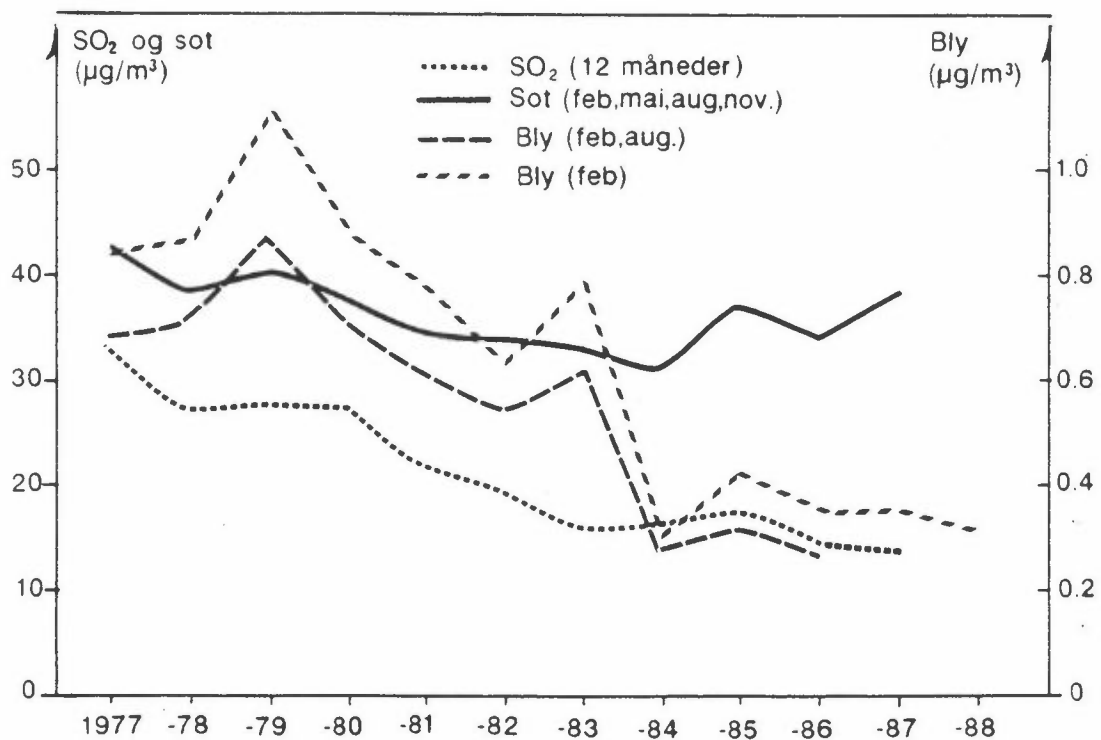
	"Årsmiddelverdi" (feb, mai, aug, nov)	"Vintermiddelverdi" (nov og feb)	Maks. døgnverdi	Antall døgn > 150 µg/m <sup>3</sup>
<u>Gatestasjoner (n = 6)</u>				
1985/86	27-111	28-150	103-269	29
1986/87	23-74	41-80	88-220	4
1987/88	18-71	26-77	38-179	3
<u>Øvrige tettstedstasjoner</u>				
1985/86 (n = 29)	5-30	3-46	7-111	1
1986/87 (n = 27)	5-21	6-31	16-114	0
1987/88 (n = 23)	5-29	7-37	28-180	2

"Vintermiddel"-verdier (gjennomsnitt av november og februar) var maksimalt 46 µg/m<sup>3</sup>. Høyeste målte døgnverdi var 180 µg/m<sup>3</sup> på disse målestasjonene. Det var få tilfeller med sotkonsentrasjon høyere enn 150 µg/m<sup>3</sup>.

Disse sotkonsentrasjonene opptrer sammen med SO<sub>2</sub>-konsentrasjoner innenfor området 5-34 µg/m<sup>3</sup> som vintermiddelverdi i de tre nevnte årene, om en ser bort fra byer med større industriutslipp. I slike byer er vintermiddelverdien av SO<sub>2</sub> målt opp mot 106 µg/m<sup>3</sup>, om en ser bort fra Sulitjelma. I Sulitjelma ble det målt vintermiddelverdier opp mot 700 µg/m<sup>3</sup> i 1985/86. SO<sub>2</sub>-utslippet i Sulitjelma er nå redusert betraktelig.

På de mest forurensede tettstedstasjonene i Norge overskrides altså den laveste grenseverdien i det anbefalte grenseverdiintervall for vintermiddelverdi i Norge,  $40\text{--}60\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De høyeste døgnverdiene overskrider den øvre grenseverdien i intervallet for døgnmiddelverdi,  $100\text{--}150\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dette er begrenset til byene Oslo og Bergen.

Figur F2 viser at sotnivået i byer i Norge ble redusert fram mot 1984, men at det siden har skjedd en utflating og eventuelt en viss økning.



Figur F2: Årsmiddelkonsentrasjoner av SO<sub>2</sub>, sot og bly ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) på åtte utvalgte stasjoner (Fredrikstad, Oslo, Drammen, Skien, Kristiansand, Stavanger, Bergen og Trondheim). Fra 1987 måles bly bare i februar.

## Gatestasjoner

Målinger på gatestasjoner er vist i tabellene F5 og F6. Sotnivået på gatestasjonene er ofte vesentlig høyere enn generelt i tettstedet, avhengig av trafikkmengder og andelen dieserbiler, spesielt tunge dieserbiler.

Tabell F5: Sammendrag av sotmålinger ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i 1978 og 1979 ved gatestasjoner i Norge.

Gate (ref)	ÅDT	Periode	Middelverdi	Maks. døgnerverdi	Antall døgn	
					>150	>100
Rådhusgt., Oslo (Larssen, 1980)	25 000	Feb 79	154	257	9	14
Strandgt., Bergen (Larssen, 1979a)	9 000	Feb-jun 78	76	159	3	34
Bakklandet, Trondheim (Larssen, 1978)	15 000	Feb-jun 78	58	243	3	17
Olav Haraldsons gt., Sarpsborg (Larssen, 1979b)	12 000	Mar-jul 78	49	230	1	12

Tabell F6: Sot, St. Olavs gate og referansestasjon, Oslo sentrum. Maksimale sotverdier i januar og februar, 1986-88 (Larssen og Hoem, 1990).  
(Middelverdier er vist i figur F3).

	Maks. verdi	Antall døgn	
		>150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	>100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<u>St. Olavs gate</u> (ÅDT ca. 14 000)			
1986	184	2	11
1987	169		15
1988	141	0	3
<u>Referansestasjon i sentrum</u>			
1986	131	0	1
1987	166	0	2
1988	64	0	0



På gatestasjonene i overvåkningsprogrammet (tabell F4) var høyeste målte gjennomsnittsverdi for november og februar  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og høyeste døgnmiddelverdi  $269 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

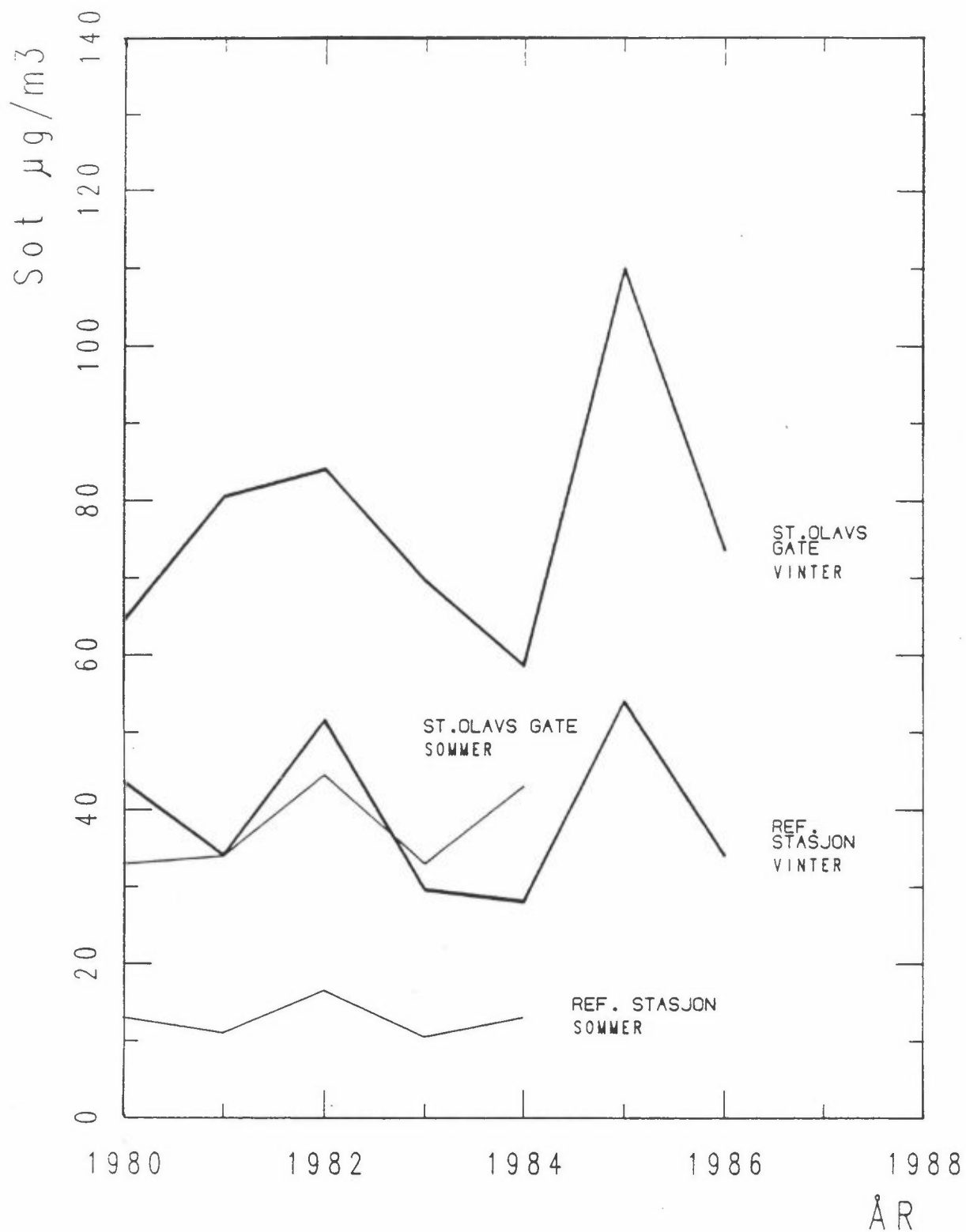
På andre målestasjoner der målinger ble utført i kortere perioder i 1978 og 1979 (tabell F5 og F6) fant en gjennomsnittsverdier for vinter- og vårperioder innen  $49-154 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og de høyeste døgnverdiene i gatene var innen  $159-257 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Årsdøgntrafikken i gatene var innen 9 000-25 000 biler/døgn, med varierende lastebilandel.

I slike gater overskrides altså grenseverdiene for sot separat vesentlig og ganske ofte om vinteren.

I Oslo er sotmålinger utført på et målestasjonpar i sentrum, en gatestasjon (St. Olavs gate) og en referansestasjon, i januar-februar hvert år siden 1980. Middelveidier er vist i figur F3, og maksimale døgnverdier i tabell F6.

I St. Olavs gate overskrides begge nedre grenseverdier for sot (halvårsmiddelverdi:  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , døgnmiddelverdi:  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Døgnmiddelverdien overskrides også av og til på referansestasjonen.

$\text{SO}_2$ -konsentrasjonen i gatene er ikke mye høyere enn i omkringliggende sentrumsområder.  $\text{SO}_2$ -utslippet for biltrafikken gir bare et ubetydelig bidrag til  $\text{SO}_2$ -konsentrasjonen.



Figur F3: Sot, middelværdier for vinter- og sommerperioder, 1980-86.

## Bakgrunnstasjoner

Sot er målt i lite omfang på bakgrunnstasjoner i Norge. Tabell F7 gir en oversikt over sotmålinger på Hoff i Østfold (sørøstligste Norge) og på Jeløya i Oslofjorden ved Moss.

Tabell F7: Sot. Sammendrag av måleresultater fra bakgrunnstasjoner i Sørøst-Norge.

	Middelverdi	Maks. døgnverdi
Hoff     jan-feb 82	11	36
okt 82-mars 83	7	25
Jeløya   mai/aug/nov/feb 85/86	5	26
mai/aug/nov/feb 86/87	5	32
mai/aug/nov/feb 87/88	5	31

Middelverdiene var omtrent som målt på bakgrunnstasjon i Sør-Sverige, mens de maksimale døgnverdier var omtrent som målt i Nord-Sverige. Forurensningsepisoder med inntransportert forurensning fra Europa gir ikke ofte så høye konsentrasjoner i luft i Norge som i Sør-Sverige.

PM<sub>10</sub>

Tabell F7 gir et sammendrag av PM<sub>10</sub>-målinger i tettsteder i Norge. Målingene er utført i perioder på fra én til 6 måneder pr. vinter i en eller to vintre i en del byer. For hver by er ulike stasjonstyper (sentrum, gate, boligområde) satt etter hverandre i tabellen, slik at en kan se forskjellene. Tabellen gir både PM<sub>10</sub>-konsentrasjonen og konsentrasjonen i "finfraksjonen (FP)" (partikler med diameter <2,5 µm).

Tabell F7: PM<sub>10</sub>. Sammendrag av målinger i tettsteder i Norge.\*

TETTSTED Målestasjon	Periode	PM <sub>10</sub>		Finfraksjon	
		Middelverdi	Maks. 24 h	Middelverdi	Maks. 24 h
<b>SARPSBORG/FREDRIKSTAD</b>					
<u>Sentrumstasjoner</u>					
City 6 m o.b.	Des-feb 81/82	55		44	154
	Feb-mar 83	55		25	50
Fellesbanken 20 m o.b.	Jan 82	48		39	125
<u>Gatestasjon</u>					
Brochs gate, Bussgate ÅDT ca. 10 000	Des-feb 81/82	69		51	146
<b>BERGEN</b>					
<u>Sentrumstasjoner</u>					
Teaterparken 2 m o.b.	Jan-feb 83	36	117	18	50
	Mai-jun 83	23	70	10	48
	Nov-feb 83/84	41	225	24	121
Sandviken 2 m o.b.	Feb 83	30	66	20	47
Minde 2 m o.b.	Nov-feb 83/84	40	239	28	225
Rådhuset 50 m o.b.	Feb 83	36	100	28	72
<u>Boligområde</u>					
Hop 2 m o.b.	Feb 83	26	65	19	44
	Mai-jun 83	16	51	9	27
<b>DRAMMEN</b>					
<u>Sentrumstasjon</u>					
Strømsøe	Des-feb 84/85	42		31	106
	Mai-jul 85	24		14	81
	Okt-mar 85/86	33		23	72
<u>Gatestasjon</u>					
Fylkeshuset, 13 m fra åpen vei ÅDT ca. 25 000	Des-feb 84/85	48		33	117
	Mai-jul 85	27		14	67
	Okt-mar 85/86	49		28	84
<b>MO I RANA</b> (industriby, koksverk og jernverk)					
<u>Sentrumstasjon</u>					
	Des-feb 83/84	41		26	68
	Mai-jun 84	19		9	42

\* Dataene er hentet fra datarapporter som kan fås ved henvendelse til forfatteren.

Tabell F7, forts.

TETTSTED Målestasjon	Periode	PM <sub>10</sub>		Finfraksjon	
		Middelverdi	Maks. 24 h	Middelverdi	Maks. 24 h
<b>OSLO</b>					
<u>Sentrumstasjoner</u>					
N. Bruns gt. 6 m o.b.	Feb 85	49	130	40	107
	Feb 86	46	74	31	47
Dronningparken	Nov-mar 86/87 (n = 32)	34	82	23	68
Kontraskjøret	Jan-feb 87 (n = 13)	44	68	35	58
Hotell Viking	Jun-okt 82	37	92	22	56
<u>Gatestasjoner</u>					
St. Olav gt. Fasader ÅDT 14 000, 2% TA	Feb 85	59	138	49	116
	Feb 86	94	187	43	66
Rådhusgt. Fasader ÅDT 30 000, 12% TA	Okt-mar 86/87 (n = 37)	90	300	48	87
			240		84
Etterstadgt. <sup>1</sup>	Jan-mar 89	42	93	18	63
Lodalen <sup>2</sup>	Jan-mar 89	66	248	21	62
<u>Boligområde</u>					
Ullevål hageby	Jan 87 (n = 13)	42	79	34	66
Etterstadsletta	Feb-mar 89	35	63	21	43
<b>GRENLAND</b>					
<u>Sentrums- og bolig- områder</u>					
5 målestasjoner	Jan-jun 88	21	70	13	48

1 Ca. 50 m fra E6 og tunnelmunning, ÅDT ca. 30 000.

2 Ca. 30 m fra E6 og og 150 m fra tunnelmunning, ÅDT ca. 30 000.

Følgende er en sammenfatning for  $PM_{10}$ :

	Middelverdi	Maks. døgnverdi i hver periode
Sarpsborg/Fredrikstad, vinter 81/82 og 82/83		
sentrumstasjoner	48-55	
gatestasjon (ÅDT 10 000) (fasade)	69	
Bergen, vinter 83 og 83/84		
sentrumstasjoner	30-40	239
boligområde (Hop)	26	65
Drammen, vinter 84/85 og 85/86		
sentrumstasjoner	33-42	
gatestasjon (ÅDT 25 000) (åpent, 7 m fra veikant)	49	
Mo i Rana, vinter 83/84		
sentrumstasjon (industriby)	41	
Oslo, vinter		
sentrumstasjoner, 85-87	34-49	68-130
gatestasjoner (ÅDT 14 000 og 30 000) (fasader), 85-87	59-94	138-300
Stasjoner innenfor 50 m fra europavei (ÅDT 30 000), 89	42-66	93-248
Boligområde, 87 og 89	35-42	63-79
Grenland		
sentrums- og	18-23	70
boligområder (5 stasjoner)		

På de målesteder der målinger også er utført om sommeren, var konsentrasjonen om sommeren typisk 50-60% av vinternivået.

Høyeste målte gjennomsnittsverdi for vinteren var  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (City i Fredrikstad). Tatt i betraktning det lavere nivået om sommeren, er det tvilsomt om årgjennomsnittet på denne stasjonen ville ligge høyere enn grenseverdien i USA på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Døgnmiddelgrenseverdien i USA på  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ble overskredet i flere av byene, og det ble selvfølgelig i enda større grad WHOs foreløpige retningslinje på  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . På de to målestasjoner i boligområder ble ikke målt døgnverdier over  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Tabell F8 som viser målinger ved Store Ringvei i Oslo, viser veistøvets betydning for  $PM_{10}$ -konsentrasjonen i luft. Kjørehastigheten forbi målestedet var ca. 70 km/h, og tungtrafikkandelen knapt 10%. Når veidekket var vått, var  $PM_{10}$ -nivået i gjennomsnitt  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  om våren. Ved tørt veidekke dominerte veistøvet helt, og ga et  $PM_{10}$ -nivå på  $364 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i gjennomsnitt. Om sommeren, etter rengjøring av veien, er veistøvets bidrag av liten betydning. Det forhold at det ble målt en større  $PM_{10}$ -konsentrasjon om sommeren enn om vinteren skyldes i første rekke ulike spredningsforhold i de to måleperiodene.

TSP  
---

TSP-målinger ble utført i 1977/78 på fire målestasjoner i ulike tettsteder. En high-volume-sampler ble flyttet fra sted til sted. På hvert sted dekker målingene fire 14-dagers-perioder, én i hver årstid.

Resultater er gitt i tabell F9.

På gatestasjonen var gjennomsnittsverdien for alle perioder  $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Maks. døgnverdi  $487 \mu\text{g}/\text{m}^3$  opptrådte på en tørr dag om våren, med mye veistøv.

På alle stasjoner var maks. døgnverdi om våren/sommeren høyere enn om vinteren.

Tabell F8 viser TSP-konsentrasjon langs Store Ringvei i Oslo om sommeren. Den er noe større når veien er tørr enn når den er våt. Veistøvet betyr ikke så mye om sommeren.

Tabell F8: Målinger ved Store Ringvei, Oslo. Sammendrag av PM<sub>10</sub>- og TSP-målinger.

	TSP	PM <sub>10</sub>	Finfraksjon	Referanse
<u>Vår 86</u>				
Vått veidekke	-	24	11	Larssen (1987a)
Tørt veidekke	-	364	57	
<u>Sommer 84</u>				
Vått veidekke	83	54	18	Larssen og Tønnesen (1986)
Tørt veidekke	108	44	22	

Tabell F9: TSP-målinger i Norge, 1977/78 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).  
Ref.: Hagen (1980).

	"Årsmiddel"- <sup>1</sup> verdi	Maks. døgn- verdi	Vinter <sup>2</sup>	
			Middel- verdi	Maks. døgnverdi
<u>Sentrumstasjon</u> Halden	41	77	43	65
<u>Gatestasjon</u> Domus, Lillestrøm	115	487	89	214
<u>Boligområde</u> Berger, Slemmestad <sup>3</sup>	33	87	30	64
Tak, NILU	30	79	33	76

1 4 14-dagers-perioder, én i hver årstid.

2 2 14-dagers-perioder i oktober-mars.

3 Ved sementindustri.

## Bly

---

Et sammendrag av målinger av bly i luft ved de faste overvåkingstasjonene er gitt i tabell F10.

De høyeste døgnmiddelverdier som måles på sentrumstasjoner er for tiden mindre enn  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . På gatestasjoner ble målt så høyt som  $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på en stasjon i februar 1986.



Tabell F10: Sammendrag av målinger av bly på partikler i norske tettsteder (fra Hagen, 1986, 1987, 1988 og Larssen, 1990c).

	Middelverdi		Maks. døgnverdi
	August	Februar	
<u>Gatestasjoner</u>			
1985/86 (n = 6)	0,09-0,69	0,25-1,49	0,45-2,7
1986/87 (n = 5)	0,21-0,70	0,26-0,69	0,67-1,4
1987/88 (n = 5)	-	0,30-0,64	0,86-1,3
<u>Øvrige tettstedstasjoner</u>			
1985/86 (n = 14)	0,03-0,15	0,06-0,24	0,13-0,48
1986/87 (n = 5)	0,04-0,13	0,08-0,42	0,22-0,8
1987/88 (n = 4)		0,07-0,19	0,22-0,59

Omfanget av blymålingene er for lite til å si noe sikkert om gjennomsnittlig årsmiddelverdi, men det er trolig at dette for tiden er lavere enn  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på målestedene.

### Mutagenitet

Et sammendrag av resultater av mutagenitetsmålinger i Norge er gitt i tabell F11.

Mutageniteten er størst på gatestasjoner. I St. Olavs gate ble det vinteren 87 (januar-februar) i gjennomsnitt målt  $58 \text{ rev}/\text{m}^3$  (-S9).

I Oslo sentrum generelt ble målt gjennomsnittsverdier vintrene 85-88 innen området  $20-28 \text{ rev}/\text{m}^3$  (-S9).

I boligområder i Elverum med mye vedfyring ble målt gjennomsnittlig mutagenitet omtrent like mye som i Oslo sentrum.

Tabell F11: Sammendrag av målinger av mutagenitet i partikler i Norge (revertanter/m<sup>3</sup>, TA98).

		Antall prøver	Middelverdi		Maks.verdi		Referanse
			-S9	+S9	-S9	+S9	
<u>Gatestasjoner</u>							
St. Olavs gt., Oslo (ÅDT 13 000)	jan-feb 85	8	29 <sup>1</sup>				Larssen og Hoem (1990)
	jan-feb 86	8	50 <sup>1</sup>				
	jan-feb 87	8	58 <sup>1</sup>				
	jan-feb 88	8	31 <sup>1</sup>				
Rådhusgt., Oslo (ÅDT 25 000)	jan-feb 79	7 (dag)	36	91	55	180	Møller et al. (1982)
		4 (natt)	9	17	10	28	
Store Ringvei, Oslo	mar-jun 86	3 (våt vei)	14 <sup>2</sup>	18 <sup>2</sup>			Larssen (1987a)
		3 (tørr vei)	<0,5 <sup>3</sup>	<5 <sup>3</sup>	15 <sup>2</sup>	20 <sup>2</sup>	
<u>Sentrumstasjoner</u>							
Nordahl Bruns gt., Oslo	jan-feb 85	8	28 <sup>1</sup>				Larssen og Hoem (1990)
	jan-feb 86	8	20 <sup>1</sup>				
	jan-feb 87	8	27 <sup>1</sup>				
	jan-feb 88	8	20 <sup>1</sup>				
Nordahl Bruns gt., Oslo	nov-des 81	9	14	20	29	50	Møller et al. (1981)
City, Fredrikstad	nov-des 81	8	14	18	37	50	Møller et al. (1981)
	sommer 81	7	2,1	1,5	5,8	2,9	
<u>Boligområde med vedfyring</u>							
Elverum	jan-feb 82	10	19	29			Møller et al. (1985)
	jan - kaldt		20	36	30	67	
	feb - mildt		10	13			
	langtransportepisode				81	68	
<u>Landområde med mulig industrirøyk</u>							
Ås, Grenland	des 81	3	3	5			Møller et al. (1981)
	langtransportepisode	1			32	31	
<u>Regional bakgrunn</u>							
Birkenes	feb-mar 82	6	3	1,5			Møller et al. (1981)
	langtransportepisode	1			40	28	

1 Samleanalyse av 8 døgnprøver.

2 Finfraksjon,  $d_p < 2,5 \mu\text{m}$ .

3 Grovfraksjon,  $2,5 < d_p < 10 \mu\text{m}$ .

På bakgrunnstasjoner var mutageniteten gjennomgående lav i vinterperioder, anslagsvis 3 rev/m<sup>3</sup> (-S9). I episoder med inntransportert forurensning fra Europa kan mutageniteten bli så stor som 30-40 rev/m<sup>3</sup>, omtrent på høyde med gjennomsnittsnivået i sterkt trafikkerte gater.

På alle målesteder i tettstedene (gate og sentrum) om vinteren var mutageniteten med metabolsk aktivering (+S9) større enn uten (-S9). I langtransportepisoder derimot var den direkte mutageniteten (-S9) større enn etter metabolsk aktivering (+S9). I vår- og sommerprøver er direkte mutagenitet (-S9) ofte større enn med S9 (Mikalsen et al., 1983). Dette gikk også fram av målingene i Danmark (Risø).

#### SVERIGE

Resultater av målinger av sot, TSP og PM<sub>10</sub> (samt SO<sub>2</sub> og NO<sub>2</sub>) i svenske tettsteder er gitt av Statistiska centralbyrån (SCB, 1988) for de målinger som kommunene selv utfører og av Svanberg et al. (1987) for IVLs "urbanmätnät". Målinger på 70-tallet er sammenstilt av Bostrøm et al. (1982).

Materialet kan deles i følgende deler:

- målinger av sot, SO<sub>2</sub> og NO<sub>2</sub> i tettsteder gjennom hele vinterhalvår, for å kontrollere luftkvaliteten mot retningslinjer.
- spesielle målinger over kortere perioder, spesielt "bilavgassmålinger" ved sterkt trafikkerte veier.
- målinger på bakgrunnstasjoner.

Et sammendrag av SCBs sammenstilling av data for 1985-87 er gitt i tabell F12 (sot) og tabell F14 (TSP og PM<sub>10</sub>).

Sot (og SO<sub>2</sub>)Tettsteder  
-----

Sotkonsentrasjonen, vintermiddelverdi, i svenske byer lå i 1985-87 i området 6,5-18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , høyest i Stockholm, med maksimal vintermiddelverdi på 23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vinteren 86/87 var 29 målestasjoner i drift i dette nettet.

I samme periode lå vintermiddelverdien av SO<sub>2</sub> i området 6-40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , høyest i Stockholm, med 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  vinteren 86/87.

I SCBs sammenstilling er de maksimale døgnverdier ikke inkludert. Derimot oppgis antall døgnverdier over retningslinjen på 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Denne overskrides i beskjedent omfang på målestasjonene. De siste tre vintrene fram til 86/87 ble kun en overskridelse notert for sot, på Odinsgatan-stasjonen i Göteborg vinteren 86/87. Overskridelse av døgn grenseverdien for SO<sub>2</sub> (150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) skjer i noe større omfang.

Tabell 12: Sammendrag av sotmålinger ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i noen svenske tettsteder. Gjennomsnittlig vinterkonsentrasjon for vinteren 85/86 og 86/87, samt høyeste vintermiddelverdi (SCB, 1988).

	BYSENTER			YTTEROMRÅDE		
	n	gjennomsnitt vinter	maks. verdi vinter	n	gjennomsnitt vinter	maks. verdi vinter
Stockholm	2	18	23	3	12	15
Jönköping	1	9,5	10			
Helsingborg	1	16	17	3	12,5	16
Göteborg	1	8,5	10	3	10	13
Karlstad	1 (g)	11,5	12			
Örebro	1	6,5	7			
Västerås	1	9,5	10			
Umeå	1	12	14			

g: gatestasjon

IVLs "urbanmåtnät" inkluderer 39 tettsteder (Stockholm er ikke med), med én målestasjon i hver. Et sammendrag av resultatene for vinteren 86/87 er gitt i tabell F13.

Tabell F13: Sotkonsentrasjoner ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Sammendrag av resultater fra IVLs "urbanmåtnät" (39 stasjoner) og bakgrunnsnett (5 stasjoner), vinteren 86/87 (Svanberg et al., 1987).

	Gjennomsnitt	Variasjonsområde	Målestasjon med høyeste verdi
<u>Tettsted</u>			
Gjennomsnitt, vinter	9,8	4,5-16,9	Lycksele
Maks. månedsmiddelverdi		6,4-29,7	Lycksele
Maks. døgnmiddelverdi		17-91	Helsingborg
<u>Bakgrunn</u>			
Gjennomsnitt, vinter			
Sør-Sverige		15	Vavihill
Midt-Sverige		5-7	Hoburg
Nord-Sverige		2	Bredkålen
Maks. månedsmiddelverdi			
Sør-Sverige		15	Vavihill
Midt-Sverige		9-15	Hoburg
Nord-Sverige		6	Bredkålen
Maks. døgnmiddelverdi			
Sør-Sverige		76	Vavihill
Midt-Sverige		33-66	Hoburg
Nord-Sverige		20	Bredkålen

I "urbanmåtnettet" lå vintermiddelverdien for  $\text{SO}_2$  innen området 8-16  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , med maksimale døgnverdier over 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i 12 tettsteder, høyest i Helsingborg med 267  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Forurensningsnivået av sot (og  $\text{SO}_2$ ) i svenske tettsteder har blitt sterkt redusert siden begynnelsen av 70-tallet. F.eks. i Helsingborg og Göteborg har sotnivået gått ned fra maksimale vintermiddelverdier i området 30-40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  på begynnelsen av 70-tallet til 10-20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i 86/87.

## Bakgrunnsområder

-----

IVLs stasjonsnett inkluderer 5 bakgrunnstasjoner. Sotmålinger her vinteren 86/87 er sammenstilt i tabell F13.

Tabellen viser at bakgrunnsforurensningen av sot i Sør- og Midt-Sverige ikke er ubetydelig i forhold til tettstedsnivået. I Sør-Sverige var bakgrunnsnivået, som vintermiddelverdi 86/87, minst 60% av sotnivået i tettstedene som er med i målingene. Maksimale døgnverdier i bakgrunnen er nesten like høye som i tettstedene.

Dette innebærer at forurensningsepisodene med transport av forurenset luft fra Europa gir befolkningen i Sør-Sverige nesten like stor maksimaleksponering til sot (og også  $SO_2$ ) som den lokale forurensning. Episodene med langtransport eksponerer for øvrig hele befolkningen, mens lokalforurensningen bare dekker sentrumområder i tettstedene. Langtransporten betyr også mye for langtidsbelastningen i Sør-Sverige.

Langtransportens betydning avtar jo lengre nord i Sverige en kommer, og blir ubetydelig i Nord-Sverige.

## TSP og $PM_{10}$

### Tettsteder generelt

-----

Målinger av TSP og  $PM_{10}$  er utført i lite omfang på faste målestasjoner i Sverige. En sammenstilling fra SCBs arbeid er vist i tabell F14. I Gøteborg (Odinsgatan-stasjonen) overskrides retningslinjene for TSP, både for vintergjennomsnitt og døgn-gjennomsnitt. Også i Malmø (Kalendergatan-stasjonen) ble vintermiddelretningslinjer overskredet vinteren 83/84.

Tabell F14: Sammenstilling av TSP- og PM<sub>10</sub>-målinger ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) i svenske tettsteder (SCB, 1988).

	78/ 79	79/ 80	80/ 81	81/ 82	82/ 83	83/ 84	84/ 85	85/ 86	86/ 87
<u>TSP</u>									
Gøteborg, vintergjennomsnitt Odinsgatan, døgn $>150 \mu\text{g}/\text{m}^3$			68 15	49 9	28 0	39 1	40 8	39 6	55 9
Malmö, vintergjennomsnitt Kalendergatan	45	45	32	41	38	57			
<u>PM<sub>10</sub></u>									
Gøteborg, vintergjennomsnitt Odinsgatan, døgn $>150 \mu\text{g}/\text{m}^3$									39 5

### Gateforurensning

I SCB-rapporten (SCB, 1988) rapporteres en del TSP-målinger foretatt ved gater/veier i Sverige (tabell F15). Målingene er utført i episoder på 2-4 uker på hvert målested.

Middelverdiene ligger i området  $17-80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Noen steder lå de høyeste døgnmiddelverdier over  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det er ingen tydelig sammenheng mellom TSP-konsentrasjon og trafikkmengde. Dette skyldes sannsynligvis delvis ikke sammenlignbare vindforhold i de ulike måleperioder, og at stasjonene er ulikt plassert i forhold til trafikkstrømmene.

I Nyköping ble et omfattende måleprogram av gateforurensning gjennomført i 1983-85 av Luftlaboratoriet i Statens naturvårdsverk. Målingene ble foretatt ved Repslagaregatan (ÅDT ca. 13 000, kjørehastighet ca. 30 km/h). Resultater fra målingene av TSP og PM<sub>10</sub> er rapportert av Bringfelt (1987), i forbindelse med utvikling av en reseptorbasert partikkelmodell for gate-miljø (se kapittel 2). Tabell F16 gir et sammendrag av målingene. Målinger av TSP ble gjort på begge sidene av gaten, ved en fasade på ene siden og på fortau mot en park på andre siden. Her ble også PM<sub>10</sub>-målingene utført.

Tabell F15: TSP-målinger ved gater/veier i Sverige (SCB, 1988).

	Middelverdi $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Ant. døgn >150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ÅDT	Ant. døgn	Periode
<u>Göteborg</u>					
Engelbrektsgt.	80	2	12 000	30	Nov-apr 82
Södra vägen-Korsvägen	45	2	20 000	14	Jan 82
Artillerigt.-Hornsgt.	42	0	26 000	20	Apr-mai 83
Per Dubbsgt.-Sahlgr.	45	0	32 500	26	Mai-jun 82
Vägmästarepl.	38	0	49 500	15	Des 82
Linnéplatsen	77	2	50 000	19	Feb 82
Riddargt.	56	0	61 000	18	Sep 82
<u>Jönköping</u>					
Kungsgt.	52	0	800	29	Okt-nov 80
	17	0	3 900	19	Jan-feb 83
Hoppets torg	23	0	1 600	19	Feb 83
Hakarpsv.	17	0	5 500	21	Okt-nov 81
Västra Storgt.	17	0	18 000	21	Sep-okt 81
<u>Västerås</u>					
Stora Storgt.	37	0	26 000	26	Mar-apr 84

Tabell F16: Sammendrag av døgnmålinger av TSP og  $\text{PM}_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ved Repslagaregatan i Nyköping, november 84 - mai 85 (Bringfelt, 1987).

	TSP <sub>fasade</sub>	TSP <sub>park</sub>	PM <sub>10</sub> <sub>park</sub>
<u>Gjennomsnitt</u>	80	58	47
<u>Maks. døgnverdi i episoder</u>			
30.11.-6.12. Fra Øst-Europa, tørr gate.	275	290	145
1.-9.3. Fra Europa, fuktig gate.	150	155	145
10.-22.4. Tørr gate. Gaterengjøring.	550	270	105
<u>Typisk maks.verdi i andre episoder</u>	75-200	50-150	50-75



Disse målingene gir en gjennomsnittlig TSP-konsentrasjon i perioden november-mai som er ca. 25% høyere enn  $PM_{10}$ -konsentrasjonen.

De høyeste  $PM_{10}$ -konsentrasjoner ved gaten opptrer under episoder med forurensning inntransportert fra Europa. Lokal  $PM_{10}$ -forurensning ved gaten var alltid lavere enn nivået i disse maks.-episodene. Under slike episoder, når veibanen var fuktig, var  $PM_{10}$ - og TSP-nivået omtrent det samme, hvilket innebærer som ventet at partiklene i denne luften har diameter mindre enn 10  $\mu m$ . Når gaten er tørr, gir veistøvet et bidrag som fører til at TSP-nivået blir en god del større enn  $PM_{10}$ . Spesielt under rengjøring av gaten blir TSP-konsentrasjonen ekstremt høyt, uten at  $PM_{10}$ -nivået påvirkes mye av veistøvet.

### Bly

Analyse av bly på partikler er foretatt på prøver fra en del gatestasjoner i Sverige. Blykonsentrasjonen er redusert betydelig siden slutten av 70-tallet, i takt med redusert blyinnhold i bensin. F.eks. viser målinger fra Sveavägen og Hornsgatan i Stockholm at blykonsentrasjonen er redusert med 60-70% fra 1979-81 til 1986-87.

I 1986-87 var gjennomsnittlig blykonsentrasjon på de to gatene følgende ( $\mu g/m^3$ ):

	Gjennomsnitt	Maks. døgn	ÅDT	Periode
Sveavägen	0,4	<1,5	30 000	Nov-des (ca. 100 døgn)
Hornsgatan	0,6	<1,5	40 000	Mai-jun (ca. 100 døgn)

I Repslagaregatan var gjennomsnittlig blykonsentrasjon ca. 0,55  $\mu g/m^3$  for perioden november 84-mai 85. Høyeste døgnmiddelverdi var knapt 2  $\mu g/m^3$ .

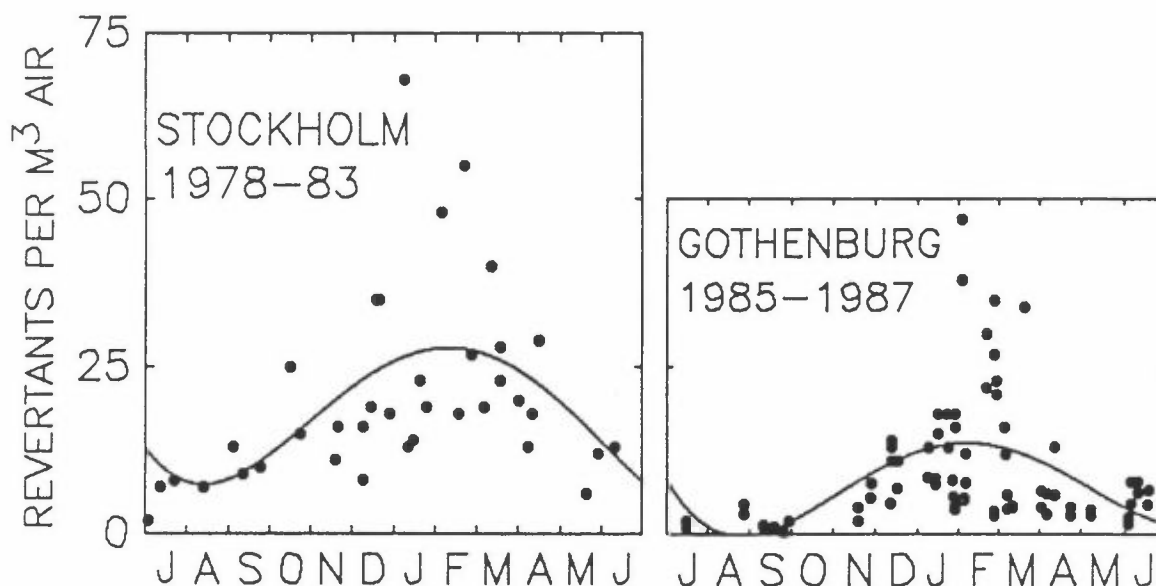
## Mutagenitet

Det er utført mutagenitetsmålinger i Stockholm og Göteborg. Figuren F4 illustrerer nivå og årstidsvariasjon (Agurell et al., 1991). Tabell F17 gir et sammendrag.

Tabell F17: Sammendrag av målinger av mutagenitet i partikler i Stockholm og Göteborg (Agurell et al., 1991).  
Revertanter/m<sup>3</sup> (-S9).

	Gjennomsnitt	Høyeste verdi
Stockholm, des 78-feb 80		
Indre by	27	70 <sup>1</sup>
Forstad	16	30 <sup>1</sup>
Göteborg, Sentrum	8-10	47

1 Gjennomsnitt av 2-4 etterfølgende døgprøver.



Figur F4: The annual variation of mutagenic response in TA98-S9 of airborne particulate matter collected at a rooftop site in central Stockholm and several street locations in Gothenburg. Each point is the average of two (Gothenburg) and two-four (Stockholm) consecutive 24 h samples. The response per  $\text{m}^3$  air is plotted against the month of collection from July to June and a moving average has been fitted to the data. It can be estimated that the results from Stockholm corresponds to an annual average of 18 rev./ $\text{m}^3$  and those from Gothenburg to 8 rev./ $\text{m}^3$ .  
Fra: Agurell et al. (1991).

## VEDLEGG G

### HELSE-EFFEKTER AV PARTIKLER I LUFT.

Utfyllende kommentarer fra tre sentrale referanser  
(Davies og Sanner, 1983; Törnqvist og Ehrenberg, 1989;  
Camner et al., 1987).

INNHold:	Side
Dyreforsøk med ekstrakter av svevestøv i omgivelsesluft	229
Bilavgasser	229
Industriutslipp	234
"Tettstedsfaktoren"	236
Synergisme røyking-luftforurensning	239



I det følgende gis utfyllende kommentarer fra de tre referansene knyttet til resultater fra dyreforsøk, epidemiologiske undersøkelser og til tettstedsfaktoren.

#### DYREFORSØK MED EKSTRAKTER AV SVEVESTØV I OMGIVELSESLUFT

Davies og Sanner (1983):

"Ekstrakt fra svevestøv i omgivelsesluft har gitt svulster på mus både etter subkutan injeksjon og etter hudpensling. Kunstig fremstilt "smog" har gitt lungesvulster på mus etter inhalasjon. I forsøk med inhalasjon av benz(a)pyren i form av svevestøv er det funnet svulster både på rotte og hamster. Av spesiell interesse er det at svoveldioksyd synes å forsterke den kreftfremkallende effekt av benz(a)pyren hos rotter. Etter intratrakeal tilførsel i hamster, har benz(a)pyren gitt svulster når det er bundet til en støvpartikkel. I forsøk uten støvpartikler ble det ikke påvist svulstdannelse."

#### BILAVGASSER

Dyreforsøk

-----

Davies og Sanner (1983):

"I undersøkelser av bilavgasser er det funnet at partikulære ekstrakter av bensin- og dieseleksos gav hudsvulster på mus. Ekstraktene er vist å ha initiativitet ved hudpensling. I inhalasjonsforsøk med dieseleksos på mus og hamster, er det ikke funnet svulstdannelse. Imidlertid, dersom dyrene ble behandlet med en initiativ, førte inhalasjon av dieseleksos til forhøyet svulsthyppighet både hos mus og hamster. Dieseleksos synes således ved inhalasjon å ha promotor aktivitet. Etter inhalasjon av bensin er det påvist nyresvulster hos hannrotter."

Camner et al. (1987):

"Experimentella undersökningar på djur visar att dieselavgaser med partikelhalter mellan 3, 5 och 7 mg/m<sup>3</sup> kan ge tumörer i lungan. Tillsammans med de epidemiologiska undersökningarna tyder detta på att dieselavgaserna kan utgöra en hälsorisk, särskilt bland personer som är yrkesmässigt exponerade.

För att kunna uppskatta risken i arbetsmiljön och den allmänna miljön krävs ingående kunskap om exponeringen för dieselavgaserna. Det krävs också kunskap om vilka ämnen i dieselavgaserna som är mest betydelsefulla samt på vilket sätt dessa ämnen orsakar lungtumörerna. När det gäller tumörer är det inte klart om partikelfasen eller gasfasen är mest farlig för människor. För att partikelfasen är av störst betydelse talar att extrakt från dieselavgaspartiklar kan orsaka cancer vid hudpensling och att sådant extrakt är kraftigt mutagent i in vitro studier. Det starkaste stödet för antagandet att partiklarna är mest betydelsefulla är resultaten av de experimentella undersökningarna på råttor. Även om man accepterar partiklarna som mest betydelsefulla, blir en bedömning av riskerna svår att göra. Data från mutagentest med dieselavgaspartiklar tyder på att partiklarna skulle utöva sin verkan som initiatorer. I så fall borde även mycket låga koncentrationer innebära en cancerrisk.

Å andra sidan visar två-steps-studier på hamstrar och råttor resultat som skulle kunna tyda på en möjlig promotiv verkan av såväl totala som filtrerade avgaser. En mekanism för uppkomsten av lungtumörer skulle kunna vara den minskade borttransporthastigheten av partiklar som förekommer hos råttor som exponerats för partikelkoncentrationer över 3 mg/m<sup>3</sup>. Denna leder till en kraftig anhopning av partiklar i lungan. Det skulle t.o.m. kunna vara så att tumörerna hos råttorna som exponerats för dieselavgaser är resultatet av en mer eller mindre ospecifik ökning av antalet partiklar i lungan. Ett visst stöd för detta antagande är att råttor, som exponerats för andra partiklar, TiO<sub>2</sub>-partiklar (Lee et al, 1985), uppvisar samma typ av

lungtumörer. Om detta skulle vara oppkomstmekanismen är det rimligt att förvänta sig att risken för tumörer kraftigt skulle minska när partikkelkoncentrationen sänks från omkring 3 mg/m<sup>3</sup>. Bilden blir ännu mer oklar då undersökningarna på möss tyder på att gasfasen orsakar tumörer i lika hög utsträckning som totala dieselavgaser. Vid riskbedömningen för människa kan man mot bakgrund av djurförsöken således inte utesluta att både partikelfasen och gasfasen kan vara av betydelse för cancer-risken."

#### Epidemiologiske studier

-----

Davies og Sanner (1983):

#### "6.2. EKSPONERING FOR BILAVGASSER

Raffle (1957) og Waller (1980) undersøkte lungekreft-dødelig-heten blant 5 forskjellige grupper mannlige arbeidstakere - teknikere i bussgarasjer/verksteder, bussjåførere, busskonduk-tører, ingeniører som utvikler nye busser, mekanikere og vakter - ansatt i London Transport Authority i perioden 1950-54 og 1950-74. Det ble ikke funnet noen økning i lungekreft-dødelig-hetsraten blant disse gruppene i forhold til resten av befolk-ningen i London med samme alder (45-64 år) (Tabell 6.21). Resultatene har imidlertid begrenset verdi, da målingene av eksponeringen for dieseleksos var unøyaktige og informasjonen om røykevaner mangelfulle.

Tabell 6.21

Lungekreft-dødelighet blant mannlige arbeidstakere i alderen 45-64 år ansatt i London Transport i 1950-74 (Waller 1980).

Type arbeid	SMR
Bussjåførere	75
Busskontrollører	75
Teknikere i garasjer/verksteder	90
Ingeniører på kontorer	66
Mekanikere og vakter	87
Totalt	79



Lungekreft-dødelighetsraten blant eksponerte og ikke-eksponerte arbeidstakere i jernbanen er undersøkt. Mekanikere, fyrbøtere og togførere utgjorde den eksponerte gruppen, mens den ikke-eksponerte gruppen bestod av kontorpersonell. Kaplan (1959) fant ingen økning i lungekreft-hyppigheten for den eksponerte gruppen i forhold til den ikke-eksponerte gruppen, ansatt i Baltimore og Ohio jernbaneselskaper i 1953-58. Hueper (1955) fant i en undersøkelse blant ansatte i to store jernbaneselskaper i USA i 1939-50 at den eksponerte gruppen, som utgjorde 25% av de ansatte, hadde 75% av alle lungekrefttilfellene. En undersøkelse blant finske jernbanearbeidere viste en økning i lungekreft-hyppigheten blant de eksponerte arbeiderne i forhold til kontorpersonalet (Hannunkari et al, 1978). Arbeiderne i denne undersøkelsen var eksponert for dieseleksos over en mye lengre tidsperiode (1955-73) enn jernbanearbeiderne i de to førstnevnte undersøkelsene.

Rapporter om lungekreft-hyppigheten blant befolkningen i sterkt trafikkerte områder synes å vise en økt lungekreft-hyppighet ved eksponering for bilavgasser. Blumer og medarbeidere (1977) fant i en undersøkelse i perioden 1958-70 at befolkningen nær en sterkt trafikkert motorvei gjennom en by i Sveits, hadde 9 ganger høyere kreft-dødelighetsrate enn befolkningen i en annen del av byen med mindre biltrafikk. I en undersøkelse av lungekreft-dødeligheten blant befolkningen i områder med forskjellig trafikk tetthet i Seattle i USA i perioden 1974-77, ble det ikke påvist noen sammenheng mellom trafikk tetthet og lungekreft-dødelighet blant menn. For kvinner ble det påvist en økning i lungekreft-dødeligheten, idet kvinner som bodde i gater hvor det passerte mer enn 15.000 kjøretøy pr dag, hadde dobbelt så stor sannsynlighet for å få lungekreft som andre kvinner ( $P=0.07$ ) (Polissar og Warner, 1981).

Aoki og Shimizu (1977) fant en økning i lungekreft-dødelighet blant beboere nær sterkt trafikkerte veier i Japan i perioden 1969-72 (Tabell 6.22).

Tabell 6.22

Aldersjustert lungekreft-dødelighet for menn og kvinner nær trafikkerte veier i Japan i 1969-72 (Aoki og Shimizu 1977).

Trafikktetthet (ant biler pr 24 t)	Årlig rate pr 100.000	
	Menn	Kvinner
1.000 - 9.999	5.6	1.9
10.000 - 19.999	15.8	2.9
20.000 - 29.999	20.7	5.2
Mer enn 30.000	24.6	8.0

En undersøkelse av lungekreft-dødelighet blant trafikanter - sjåførere og passasjerer i biler, busser, lastebiler o.l. - bosatt i by- og landområder i Cincinnati i 1955, viste en korrelasjon mellom lungekreft-dødelighet og tilbakelagt kjørelengde. Lungekreft-dødelighet for trafikanter bosatt i byområder, og som kjørte mer enn 19.300 km (12.000 miles), var dobbelt så høy som lungekreft-dødeligheten for dem som kjørte mindre enn 19.300 km (Mills 1960) (Tabell 6.23).

Tabell 6.23

Lungekreft-dødelighet for mannlige sjåførere og passasjerer som har tilbakelagt mer eller mindre enn 19.300 km og som er bosatt i by- og landområder i Cincinnati i 1955 (Mills 1960).

Område	Tilbakelagt km	Årlig rate pr 100.000		
		40-49 år	50-59 år	60-69 år
Byer	< 19.300	28	95	120
	> 19.300	65	198	806
Forsteder	< 19.300	15	62	112
	> 19.300	31	177	252
Landsbygda	< 19.300	6	32	55
	> 19.300	12	29	55

Camner et al. (1987):

"Flera epidemiologiska undersökningar visar att yrkesgrupper exponerade för diesellavgser har en ökad risk för lungcancer. Från dessa studier är det dock inte möjligt att med säkerhet fastslå orsakssamband, bl.a. beroende på att rökvanor som regel

inte kontrollerats. Bristfälliga exponeringsdata gör även en kvantitativ riskuppskattning osäker.

Försök till kvantitativa riskuppskattningar har gjorts (Harris, 1983; Albert et al., 1983; McClellan, 1986). I dessa uppskattningar har dock inte de nya inhalationsförsök där lungtumörer uppkommit efter lång tids exponering för dieselavgaser medtagits. Underlaget för kvantitativa riskuppskattningar är osäkert och ligger utanför ramen för detta uppdrag."

### INDUSTRIUTSLIPP

Davies og Sanner (1983):

#### "6.3. EKSPONERING FOR INDUSTRIUTSLIPP

Det er foretatt en rekke epidemiologiske undersøkelser i forbindelse med ulike industrier og industriutslipp. Her vil bare noen undersøkelser bli omtalt.

Litvinov og medarbeidere (1963) undersøkte sammenhengen mellom utslippene fra to store aluminiumsverk i Russland og lungekreft-dødeligheten blant befolkningen i områdene rundt aluminiumsverkene i perioden 1949-60. Innholdet av BaP i luften ved aluminiumsverkene var 17 ganger høyere enn i Moskva. I tillegg inneholdt luften bl.a. store mengder HF og SO<sub>2</sub>. Kreft-dødeligheten og hyppigheten av bronkitt og lungebetennelse blant befolkningen i det mest røykfulle området med en radius på 4 km rundt aluminiumsverkene, og i et røykfritt område 7-9 km fra verkene, ble sammenlignet. Det ble påvist en klar korrelasjon mellom røyktettheten i atmosfæren og bronkitt og lungebetennelse. Når det gjelder kreft, var sammenhengen ikke så markert. Det var en økning i kreft-hyppigheten i de røykfulle områdene nær aluminiumsverkene på ca 30% (Tabell 6.24).

Tabell 6.24

Aldersjustert kreft-dødelighet for befolkningen i avstandene 0-4 km og 7-9 km fra to store aluminiumsverk i Russland i 1949-60 (Litvinov et al 1963).

Krefttype	Årlig rate pr 100.000	
	Avstand 0-4 km	Avstand 7-9 km
Lunge og bronkier	4.8	3.6
Lever, gallegang	2.3	1.7
Endetarm	0.8	0.3
Urinblære	0.4	0.2
Alle typer	44.1	40.8

Blot og Fraumeni (1975) undersøkte i 1950-69 lungekreft-dødeligheten blant befolkningen i de 36 fylkene i USA som har kopper-, bly- eller sinksmelteverk og raffinierier, og de 35 fylkene med aluminiums- eller annen ikke-ferroindustri. I fylkene med smelteverk ble det funnet en økning i lungekreft-dødeligheten på 17% for menn og 15% for kvinner i forhold til resten av USA. For beboerne i fylker med ikke-ferroindustri, ble det ikke påvist noen økning i lungekreft-dødeligheten. Økningen i lungekreft-dødeligheten for beboere i fylker med smelteverk antas i hovedsak å skyldes utslipp av arsenikk, og muligens kan SO<sub>2</sub> virke som en kofaktor.

Lyon og medarbeidere (1977) undersøkte lungekreft-hyppigheten blant befolkningen nær et koppersmelteverk i Salt Lake Valley i USA i perioden 1969-75. Smelteverket slapp ut ca. 214.000 tonn SO<sub>2</sub> og en ukjent mengde arsenikk i atmosfæren pr år. Lungekreft-hyppigheten blant befolkningen i avstandene 0-8 km (5 miles), 8-16 km (10 miles), 16-24 km (15-miles), 24-32 km (20 miles) og 32-40 km (25 miles) fra smelteverket ble kartlagt, og sammenlignet med hyppigheten av lymfomer. Lymfomer ble valgt som kontroll fordi det ikke er funnet noen korrelasjon mellom eksponering for arsenikk og hyppigheten av lymfomer. Det ble ikke påvist noen signifikant forskjell i lungekreft-hyppigheten og hyppigheten av lymfomer i noen av de 5 undersøkte avstander fra smelteverkene (Tabell 6.25).

Tabell 6.25

Antall tilfeller av lungekreft og lymfomer blant befolkningen nær et smelteverk i USA i 1969-75 (Lyon et al 1977).

Avstand fra smelteverk (km)	Lungekreft		Lymfomer	
	Menn	Kvinner	Menn	Kvinner
0 - 8	7 ( 2)	1 ( 1)	2 ( 1)	-
8 - 16	12 ( 3)	1 ( 1)	4 ( 3)	2 ( 2)
16 - 24	91 (19)	20 (18)	23 (14)	20 (18)
24 - 32	345 (72)	83 (73)	112 (72)	78 (70)
32 - 40	24 ( 5)	9 ( 8)	12 ( 7)	12 (11)

Tallene i parentes angir prosent.

Blot og medarbeidere (1977) har undersøkt hyppigheten av kreftdødsfall i perioden 1950-69 i 39 fylker i USA hvor petroleumsindustri er konsentrert. De fant at hvite menn bosatt i disse områdene, hadde en signifikant høyere hyppighet av lungekreft, nesekreft og magekreft sammenlignet med innbyggere i andre fylker som ikke hadde petrokjemisk industri (Tabell 6.26). Hvite kvinner i disse fylkene hadde også en signifikant høyere hyppighet av lungekreft, men ikke av nesekreft og hudkreft eller av totalt antall krefttilfeller."

#### "TETTSTEDSFAKTOREN"

Davies og Sanner (1983):

"I så godt som alle epidemiologiske undersøkelser hvor det er foretatt sammenligninger av antall lungekrefttilfeller eller dødsfall som skyldes lungekreft i by- og landområder er det funnet en høyere hyppighet i byområder enn på landet. Dette gjelder både for menn og kvinner. Lungekrefthyppigheten synes å øke fra landområder til mindre byer, og er høyest i de største byene. Videre synes by/land-forholdet å være større hos de eldre aldersgruppene enn hos de yngre. Det skal understrekes at lungekrefthyppigheten har økt sterkt i alle grupper i de senere år og at denne økningen trolig i hovedsak skyldes forandringer i røykevaner.

Det er av interesse at forholdet mellom lungekreft i by- og landområder i de senere år synes å ha avtatt. En årsak til dette kan være forbedret luftkvalitet. Det skal imidlertid påpekes at andre faktorer også kan ha forårsaket reduksjonen. Røyking har blitt mer alminnelig på landet, og i tillegg har det skjedd forandringer i kommunegrensene som har medført at en større del av befolkningen nå bor i byområder.

En viktig årsak til den høyere lungekrefthyppighet i byer sammenlignet med landområder er forskjellige røykevaner. Imidlertid er det også blant ikke-røykere såvel som blant ulike grupper av røykere funnet en høyere hyppighet av lungekreft i byer enn på landet. Blant andre faktorer som kan bidra til økning i by/land forholdet er bedre diagnostikk, høyere radon-eksponering og yrkeseksponering i byer. Undersøkelser hvor det er korrigert for røyking og for en del andre faktorer som kan påvirke by/land-forholdet viser fortsatt en høyere hyppighet av lungekreft i byer sammenlignet med landområder.

En samlet vurdering av epidemiologiske undersøkelser, eksperimentelle undersøkelser på dyr og forsøk utført med biologiske korttidstester, gir meget sterke holdepunkter for å konkludere med at eksponering for forurensninger i omgivelsesluften øker risikoen for lungekreft.

Flere forfattere har prøvd å foreta beregninger over antall lungekrefttilfeller som kan skyldes luftforurensninger. De fleste av disse beregningene er basert på mengden av benz(a)-pyren i luften. Det foreligger imidlertid også beregninger basert på mengden av svevestøv i luften. Overføres tall fra slike beregninger til forholdene i Oslo, kommer man, under visse forutsetninger, til at luftforurensninger er en medvirkende årsak til mellom 4 og 114 nye lungekrefttilfeller pr år. Gjennomsnittstallet ligger på omkring 40 tilfeller. Dette tallet er i relativ god overensstemmelse med et maksimumstall som kan beregnes på grunnlag av de konklusjonene som fremkom på et Internasjonalt symposium som ble holdt i Stockholm våren 1982. Basert på konklusjonene fra dette symposiet, vil man

kunne vente at 23-34 lungekrefttilfeller i Oslo har sammenheng med forurensninger i omgivelsesluften. En samlet vurdering basert på epidemiologiske undersøkelser, dyreforsøk og biologiske korttidstester gir grunn til å anta at 5-25% av lungekrefttilfellene i Oslo har forurensninger i omgivelsesluft som medvirkende årsak. Dette tilsvarer et by/land-forhold på 1.05-1.33. Alle beregninger der man prøver å anslå hvor mange tilfeller av lungekreft som kan skyldes luftforurensninger er imidlertid usikre og basert på en rekke forutsetninger.

Bybefolkningen eksponeres i dag for mindre mengder med polysykliske aromatiske hydrokarboner og svevestøv samt svoveldioksyd enn for 20-30 år siden. På den annen side synes det å ha skjedd en økning i konsentrasjonene av visse andre forurensninger. Det foreligger ingen metode til å beregne hvordan disse kvalitative og kvantitative forandringene i forurensninger i omgivelsesluft vil påvirke hyppigheten av lungekreft.

Det skal understrekes at røyking er langt den viktigste årsaksfaktor til lungekreft. Siden røykere har mye høyere hyppighet av lungekreft enn ikke-røykere, vil dette medføre at pr 100.000 røykere, vil det være langt flere lungekrefttilfeller som har luftforurensning som medvirkende årsak enn blant 100.000 ikke-røykere. Det er grunn til å anta at forurensninger i omgivelsesluften til en viss grad kan forsterke den kreftfremkallende effekt av røyking."

Törnqvist og Ehrenberg (1989):

"Det är allmänt känt att städer, särskilt storstäder, visar högre frekvenser än glesbygder av många sjukdomar, bl.a. cancer. Orsakerna till denne överrisk i tätort, ofta sammanfattat betecknade "tätortsfaktorn", är säkerligen mycket komplexa. De omfattar vid sidan av luftföroreningar skillnader i levnadsvanor beträffande kost, tobaksrökning, alkohol, sexualvanor, fertilitetsmönster mm. och dessutom skillnader i yrken, stress osv. Preliminära epidemiologiska analyser av det svenska Cancermiljöregistret har lett till skattningen att ungefär 1/4

av de omkring 35.000 cancerfall som årligen inträffar kan hänföras till tätortsfaktorn, efter frändragande av effekterna av tobaksrökning (Environ. Int. 11, 1985, 393). Sannolikt är luftföroreningarna orsak endast till en mindre del av de ca 9.000 årliga cancerfall i Sverige, som sålunda kan hänföras till ökande tätortsgrad. Dette kan belysas med analyser av inflytandet av tätortsfaktorn i religiösa samfund med stabila och restriktiva levnadsvanor. Bland exempelvis mormonerna i Utah enligt J. Lyon och medarbetare föreligger ingen påvisbar skillnad i cancerfrekvens mellan städer och landsbygd, medan icke-mormonerna i samma stat uppvisar samma överrisk i tätorter som generellt påträffas i västerlandet (jfr Environ. Int. 11, 1985. 401).

Exemplet från Utah innebär naturligtvis inte att effekter av luftföroreningar i tätort skulle vara noll. Vi vet att avgaser från förbränning av fossila bränslen innehåller ett stort antal ämnen som är genotoxiska. Eftersom vi måste räkna med ett lineärt samband mellan risk och dos (se föreg. avsnitt), innebär förekomsten av genotoxiska ämnen att luftföroreningarna medför en ökad cancerrisk, vars skattning emellertid kräver känsligare metoder än de sjukdomsepidemiologiska. I all synnerhet bör detta gälla ett samhälle där effekterna av levnadsvanor och sociala faktorer kan överskugga risktillskottet på grund av luftföroreningar. För genotoxiska ämnen erbjuder vad man kallar molekylär epidemiologi, där den observerade slutprodukten flyttats från inträffade sjukdomsfall till vissa kemiska och genetiska förändringar i cellerna, att en så hög känslighet uppnås att riskbedömning i sådana fall blir möjlig."

#### SYNERGISME RØYKING - LUFTFORURENSNING

Davies og Sanner (1983):

"Det er publisert data som indikerer en synergistisk effekt mellom sigarettøyking og visse kreftfremkallende stoffer i



arbeidsmiljøet. Mulig synergistisk effekt mellom yrkes-eksponering og luftforurensning ved utvikling av lungekreft er lite studert. Imidlertid er det nylig kommet resultater som synes å vise at luftforurensninger øker risikoen for lungekreft i forbindelse med eksponering for kreftfremkallende stoffer i arbeidsmiljøet. På bakgrunn av vårt kjennskap til betydningen av ulike faktorer ved utvikling av kreft, må man anta at luftforurensninger generelt vil kunne forsterke den kreftfremkallende effekt av andre lungekarsinogener.

Det foreligger i dag ikke data som gjør det mulig å anslå lungekreft-risiko ved ulike typer luftforurensningskilder. Beregninger i forbindelse med lungekreft-risiko av luftforurensninger fra forskjellige kilder, må basere seg på en samlet vurdering av epidemiologiske undersøkelser, dyreforsøk og biologiske korttidstester. Det synes vanskelig å oppnå gode data vedr. lungekreft-risiko ved ulike forurensningskilder fra epidemiologiske undersøkelser. Dyreforsøk vil sannsynligvis kunne gi svar på i hvilken grad svoveldioksyd, nitrogenoksyder og ozon i omgivelsesluft medvirker til utvikling av lungekreft. Ved vurdering av relativ kreftrisiko av omgivelsesluft med forurensninger fra ulike kilder vil målinger med biologiske korttidstester sannsynligvis få stadig større anvendelse. Spesielt vil forsøk hvor det benyttes et batteri med forskjellige tester, sannsynligvis komme til å spille en vesentlig rolle."

Som en utdyping av dette (som står i sammendrag fra arbeidet til Davies og Sanner) nevnes at om en skiller mellom ulike grupper røykere, er det blant moderate røykere (<15-20 sigaretter pr. dag) at man finner den største økning i lungekreft-hyppighet fra land til by. Dette er også funnet i en svensk og en japansk undersøkelse. Dette forklares slik at storryktere har så stor eksponering til genotoksiske stoffer at luftforurensningen spiller liten rolle, mens det for moderate røykere er snakk om en synergistisk effekt, siden by/land-forholdet er større enn for ikke-røykere.

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING (NILU)  
 NORWEGIAN INSTITUTE FOR AIR RESEARCH  
 POSTBOKS 64, N-2001 LILLESTRØM

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORTNR. OR 11/91	ISBN-82-425-0228-5	
DATO FEBRUAR 1991	ANSV. SIGN. <i>Skorland</i>	ANT. SIDER 240	PRIS NOK 270,-
TITTEL Partikler i tettstedsluft i Norden. Utslipp - forekomst - helsevirkninger, med hovedvekt på bileksospartikler.		PROSJEKTLEDER S. Larssen	
		NILU PROSJEKT NR. O-8836	
FORFATTER(E) S. Larssen		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAGSGIVERS REF. L.O. Olsson	
OPPDRAGSGIVER (NAVN OG ADRESSE) Nordiska bilavgasgruppen c/o Statens naturvårdsverk 171 85 Solna, Sverige			
STIKKORD Partikler                      Tettstedsluft                      Bileksos			
REFERAT Rapporten presenterer en litteraturoversikt vedrørende bilavgasspartikler og andre partikkelkilder i tettstedsluft, bilavgassenes og andre kilders relative betydning til befolkningens eksponering til partikler i luft, helseeffekter og grenseverdier, samt forekomst av partikkelforurensning i tettstedsluft i Norden. Rapporten legger hovedvekt på bilavgassenes, spesielt diesellavgassenes betydning.			

TITLE Particles in urban air in Nordic countries. Emissions - concentrations - health effects with emphasis on car exhaust particles.

ABSTRACT

The report presents a literature review concerning car exhaust particles and other particle sources in urban air, the relative importance of car exhaust and other sources to the exposure of the population to particles in urban air, health effects and guidelines, as well as the occurrence of particles in urban air in Nordic countries. Emphasis is put on the importance of car exhaust particles, in particular diesel particles.

\* Kategorier: Åpen - kan bestilles fra NILU                      A  
                   Må bestilles gjennom oppdragsgiver                      B  
                   Kan ikke utleveres    C