

NILU
OPPDRAGSRAPPORT NR: 29/82
REFERANSE: 20281
DATO: MAI 1982

NORDISK BEREGNINGSMETODE
FOR BILAVGASSER

RAPPORT FRA NORDISK SEMINAR,
VETTRE V/OSLO, 9.-10.12.81

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
NORGE

ISBN 82-7247-321-6

FORORD

Denne rapporten presenterer aktivitetene og konklusjonene på et nordisk seminar vedrørende beregningsmetoder for luftforurensning ved gater og veier. Seminaret ble holdt på Vettre kurs- og konferansesenter i Asker i tiden 9-10. desember 1981, med 39 deltakere fra Danmark, Finland, Norge og Sverige.

Undertegnede medlemmer av prosjektgruppen for dette nordiske NMR-prosjektet var ansvarlig for planleggingen og gjennomføringen av seminaret.

Jørgen Markvorsen, Danmark

Sakari Kajosaari, Finland

Trygve Hallingstad, Norge

Carl-Elis Bostrøm, Sverige

Steinar Larssen, Norge
prosjektleder

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	3
1 INNLEDNING	7
2 GRUNNLAGSMATERIALE FOR UTARBEIDELSE AV BEREGNINGS- METODER	8
3 SEMINARPROGRAM	11
4 KONKLUSJONER FRA GRUPPEARBEIDET	14
5 OPPSUMMERING AV SEMINARET	25
VEDLEGG 1: Deltakerliste	31
VEDLEGG 2: Gruppeinndeling	39
VEDLEGG 3: Konsentrat av foredrag	43

NORDISK BEREGNINGSMETODE FOR BILAVGASSER
Rapport fra nordisk seminar, Vettre v/Oslo 9.-10.12.81

1 INNLEDNING

Seminaret ble arrangert som en del av aktiviteten innenfor et prosjekt finansiert i 1981 og 1982 av Nordisk embetsmannskomiteé for miljøvernspørsmål. Prosjekttittelen er "Nordisk beregningsmetode for bilavgasser", (prosjektnr. 180.21-2.6.).

Prosjektets hovedmål er å komme fram til et anbefalt forslag til nordisk metode for beregning av forurensning av karbonmonoksyd (CO) og nitrogendioksyd (NO₂) ved trafikkårer. Beregningen skal baseres på kjennskap til veiens trafikkparametre og dimensjoner, utslippstall for CO og NO_x fra ulike kjøretøygrupper, samt klimafaktorer.

Hensikten med seminaret var å få sammen eksperter, myndigheter og brukere i de nordiske land, for å legge fram og diskutere status pr. 1981 når det gjelder grunnlagsdata og beregningsmetoder for forurensning langs trafikkårer. En ville få fram svakheter ved metodene i dag, og få diskutert mulighetene for forbedringer. Deltakerliste er vedlagt (Vedlegg 1).

Ved planleggingen av seminaret gikk en ut fra følgende inndeling i arbeidsområder, hvorfra en må trekke kunnskap for å få fram en anvendbar beregningsmetode:

- trafikkparametre
- utslipp av forurensende stoffer med bileksos, som funksjon av kjøretøy-type og trafikkparametre
- spredning av forurensninger ved trafikkårer
- måling av forurensninger ved trafikkårer

Under seminaret ble det gjennomført gruppediskusjoner innenfor hvert av disse arbeidsområder (Gruppeinndeling, se vedlegg 2).

Arbeidet innenfor det nordiske prosjektet og gjennomføringen av seminaret ble utført av en prosjektgruppe med følgende medlemmer:

Forsker Steinar Larssen, Norsk institutt for luftforskning,
Norge, (prosjektleder)

Civ.ing. Jørgen S. Markvorsen, Cowiconsult, Danmark

Meteorolog Lea Leskinen, Meteorologisk Institut, Finland
(inntil sept. 1981)

Meteorolog Sakari Kajosaari, Meteorologisk Institut, Finland,
(etter sept. 1981)

Førstekonsulent Trygve Hallingstad, Vegdirektoratet, Norge

Byrådir. Carl-Elis Bostrøm, Statens Naturvårdsverk, Sverige

Innen embedsmannskomiteén er dette prosjektet organisert under "Styringsgruppen for nordisk samarbeid om bilavgasser". Denne gruppen ble nedsatt i 1980, til å lede embedsmannskomiteéns arbeide på bilavgassområdet. Styringsgruppen har følgende sammensetning:

Avd.dir. Olle Åslander, Statens Naturvårdsverk, Sverige (formann)

Civ.ing. Erik Iversen, Miljøstyrelsen, Danmark

Forskare Vuokko Karlsson, Statens tekniske forskningsanstalt,
Finland

Førstekons. Trond Syversen, Statens forurensningstilsyn, Norge

Avd.ing. Sigurd Tvedt, Statens forurensningstilsyn, Norge (sekretær)

2 GRUNNLAGSMATERIALE FOR UTARBEIDELSE AV BEREGNINGSMETODER

En beregningsmetode for luftforurensning langs trafikkårer krever kjennskap til utslippstall fra trafikken (f.eks. mengde utslipp pr. tids- og lengdeenhet) og kjennskap til spredningen av utslippet i luftrommet nær veien. Kalibrering av metoden krever at det fore-

ligger et datamateriale fra målinger av forurensning ved veier.

Utslippsdata for biler i Norden finnes nå i et relativt stort omfang. De mest omfattende måleprogrammer av utslipp fra biler foreligger vel i Sverige, mens Norge også har et bra materiale når det gjelder bensindrevne personbiler. I hovedsak omfatter materialet utslippsdata for CO, NO_x og hydrokarboner (HC) fra bensindrevne personbiler. Utslippstall for ulike typer dieselkjøretøy finnes i et visst omfang i Sverige. I den senere tid har man også begynt å få fram et større datamateriale når det gjelder utslipp av partikler. I Sverige er det Naturvårdsverkets Bilavgaslaboratorium i Studsvik og Statens Bilprovning som har utført målingene. I Norge har målingene på bensindrevne personbiler til nå vært utført av Statens teknologiske institutt, Bilavdelingen i Oslo. Målinger på dieseldrevne biler utføres ved Institutt for forbrenningsmotorer og marint maskineri, Norges Tekniske Høgskole, Trondheim.

Når det gjelder målinger av forurensninger langs trafikkårer, har dette vært utført i et visst omfang i Danmark, Finland, Norge og Sverige, hovedsakelig i løpet av de siste 10 år, med en konsentrasjon av innsats i de siste 5-6 år. Det største datamaterialet foreligger nå i Sverige og Norge. Hovedsakelig er målingene konsentrert om CO, NO_x og NO₂. Hydrokarboner, partikler, bly og andre stoffer er imidlertid også målt i en del måleprogrammer.

Om dataene skal gi et godt grunnlag for testing av beregningsmetoder, må det samtidig med forurensningsmålingene utføres målinger av trafikk- og meteorologiske parametre. I en rapport for Nordisk vegteknisk forbund (NVF rapport nr. 33:1980) er det utarbeidet en oversikt over det målematerialet som fantes i Norden pr. 1980, som er brukbart for testing av beregningsmetoder. Dette materialet omfattet i Danmark ca 22 data-uker fordelt på 12 målesteder, i Finland ca 24 data-uker fordelt på 3 målesteder, i Norge ca 130 data-uker fordelt på 14 målesteder og i Sverige ca 70 data-uker fordelt på 8 målesteder.

I tillegg til dette er det i Sverige i 1980-81 gjennomført et stort måleprogram som dekker ca 200 data-uker fordelt på 16 målesteder.

Spredning av forurensninger ved veier har tidligere vært studert bl.a. i Vest-Tyskland, USA og Japan. I hovedsak har det i litteraturen forekommet to modeller for slik spredning. En modell, kalt HIWAY, beskriver spredningen langs veier uten nevneverdig bebyggelse eller andre spredningsmessige hindringer langs veien. En modell, kalt Stanford-modellen, søker å beskrive spredningen langs veier med sammenhengende fasaderekker langs begge sider. Begge disse modellene er i internasjonale publikasjoner testet mot og tilpasset måledata fra USA.

Både i Norge og Sverige har det i de siste 2-3 år foregått arbeide med forenklete metoder for beregning av luftforurensning ved trafikkårer. I Sverige har dette arbeidet stort sett vært finansiert av Statens Naturvårdsverk og av Bilavgaskommittén, som ble nedsatt i 1979 for å utrede spørsmål vedrørende virkninger av og tiltak mot bilforurensning. Høsten 1980 forelå fra Bilavgaskommittén/Naturvårdsverket et utkast til en beregningsmetode. Pr. februar 1982 foreligger et revidert utkast, der forbedringer er foretatt på basis av resultatene av det nevnte måleprogram på 16 målesteder i 1980-81.

I Norge har Norsk institutt for luftforskning søkt å komme fra til en forenklet beregningsmetode basert på resultatene av forureningsmålinger ved veier i Norge. Forslag til beregningsmetoder forelå her høsten 1980.

Presentasjonene på seminaret (Vedlegg 3 i denne rapport) beskriver hovedresultatene fra de vesentligste deler av dette arbeid.

3 SEMINARPROGRAM

- A1 Innledningsforedrag Olle Åslander, styrings-
gruppens formann, Statens
Naturvårdsverk (SNV).
- A2 Oversikt over elementer som Carl-Elis Bostrøm, SNV
inngår i beregningsmetoder
for forurensning langs veier.
- B Utslipp av forurensninger fra biler
- B1 Metodikk for utarbeidelse av Bo Persson, SNV
utslippsfaktorer for bruk i
beregningsmetoder.
Diskusjon av trafikkparametre
- B2 Utslippsfaktorer for CO og Karl Erik Egebäck
NO_x, bensinbiler Bilavgaslaboratoriet, SNV
- B3 Utslippsfaktorer for CO og Tommy Berthilsson,
NO_x, dieslbiler Bilavgaslaboratoriet, SNV
- B4 Utslippsfaktorer for norsk Wenche Haugstuen
bilpark i forhold til Statens teknologiske
svenske utslippsfaktorer institutt
- C Spredning og forekomst av forurensninger ved veger
- C1 "Bakgrunns"-forurensningen Carl-Elis Bostrøm, SNV
i byer
- C2 Fordeling av forurensning Steinar Larssen, NILU
i gate-rom
- C3 Statistikk av måledata av Odd-Hroar Killingmo
forurensning ved veger Luftlaboratoriet, SNV

C4	Beregning av NO ₂ -konsentrasjoner ved veger	Øystein Hov, NILU
C5	Relasjoner mellom CO og andre forurensningsstoffer	
	- Finske data	Sakari Kajosaari, Meteorologisk inst. og Vuokko Karlson, Statens tekn. forskningsanstalt
	- Danske data	Otto Christensen, København kommune
	- Svenske data	Göran Friberg Bilavgaskommitten, Sverige
	- Norske data	S. Larssen, NILU
C6	Spredning av partikler ved veger	Veikko Hyvönen, Fysisk inst., Helsinki Univ.
D	<u>Presentasjon og test av beregningsmetoder</u>	
D1	Utvikling av svensk beregningsmetode	Sten Laurin, Sveriges meteorologiske og hydrologiske institut (SMHI)
D2	Presentasjon av beregningsnomogrammer i svensk metode	Anders Berggren, Bilavgaskommitten
D3	Test av metoden på uavhengige data	S. Laurin, SMHI
D4	Test av svensk metode på norske data	S. Larssen, NILU
D5	Utvikling og test av beregningsmetode utformet ved NILU	S. Larssen, NILU

E Gruppearbeide: Diskusjon i følgende 6 grupper:

	<u>Gruppeformenn</u>
1. Utslipp	J. Bang, N
2. Trafikkparametre	A. Berggren, S
3. Spredning	K.E. Grønskei, N
4. Resipientmålinger	O.H. Killingmo, S
5. Brukere I	J.S. Markvorsen, D
6. Brukere II	T. Hallingstad, N

F Presentasjon av gruppenes konklusjoner og diskusjon

Konsentrat av foredragene finnes i vedlegg 3.

4 KONKLUSJONER FRA GRUPPEARBEIDET

Arbeidsgruppene fikk seg forelagt spørsmål som de i sin diskusjon skulle søke å besvare, samtidig som det ble henstilt til dem også å ta opp andre spørsmål de anså som viktige. Sammendrag av diskusjonene er skrevet av gruppe-formennene.

Gruppe 1. Utslippsfaktorer

Problemstillinger

Utslippsfaktorer gir grunnlag for beregning av totalutslipp fra trafikkstrømmer (g/m.s), fordelt på bensin- og dieselkjøretøy.

1. Hvilke er de viktigste usikkerheter i det nåværende datagrunnlaget?
2. Hvilke muligheter finnes for vesentlig forbedring av datagrunnlaget på de enkelte usikre punkter?
3. Er det rimelig å tro at det er nevneverdige forskjeller fra land til land i utslippsfaktorer for bilparken og bør eventuelle slike forskjeller klarlegges nærmere?

Sammendrag av diskusjonen v/overing. J.Bang:

Tiden tillot oss bare å diskutere utslippsfaktorer som kan brukes som grunnlag for utslippsmatriser.

- 1) Hvilke er de viktigste usikkerheter i det nåværende datagrunnlag?

Det finnes en rekke usikkerheter og vi har nedenfor nevnt noen av de viktigste uten å rangere dem.

- De utslippsfaktorene som nå brukes stammer fra målinger av 3 til 12 år gamle biler. Siden man vanligvis vil bruke beregningsmetoden for en eller annen framtidig situasjon - kanskje 10 år fram i tiden - bør utslippsfaktorene baseres på biler som representerer en nyest mulig, framtidig motorteknikk.

- Det bør legges mere spesiell vekt på utvalget av bilmodeller og -merker som utslippsfaktorene bygger på. Det som nå foreligger bygger på et utvalg som neppe er representativt for noe skandinavisk land idag og i framtiden.
- De nåværende utslippsfaktorene går bare ned til 0°C. Dette finner gruppen utilstrekkelig for nordiske forhold, særlig når en tenker på at mange steder er kanskje forurensningssituasjonen verst i den kalde årstiden. Dessuten vil en stadig større del av utslippet av CO komme fra kaldstartdelen når totalutslippet fra nye biler går ned i framtiden.
- Såkalt kondisjoneringstid dekkes ikke av den nåværende beregningsmodellen. Dersom en bil stoppes når motoren er varm - og startes igjen etter en viss tid, vil utslippet bli større enn om motoren hadde vært gjennomvarm. Om den tiden motoren stoppes er mange timer, får man en regulær kaldstart, men poenget her er at det finnes mellomsituasjoner som det bør tas hensyn til i beregningsmodellen. Det ser også ut til at utslippet blir forskjellig om bilen har stått i f.eks. 6 og 12 timer, selv om begge tilfeller regnes som kaldstart.
- Når det gjelder utslippsfaktorer for tyngre dieselkjøretøyer er det større usikkerheter i utslippsfaktorene enn for bensin personbiler. Om disse usikkerhetene bør tillegges større vekt enn de for personbiler blir avhengig av den relative forurensningsmessige effekt man tillegger disse to kjøretøygruppene. Imidlertid er usikkerheten omkring tyngre diesebilers kjøreprogram (girvalg, hastighet, m.m.) etter gruppens mening noe en bør konsentrere seg om å avklare snarest. Årsaken er hovedsaklig disse kjøretøyenes bidrag til NO_x.

- 2) For å få tilstrekkelig gode utslippsfaktorer for framtidig bruk mener gruppen at målinger av utslippsfaktorer fra et representativt utvalg av en bilpark bør foretas periodisk, f.eks. med to års mellomrom. Disse målingene kan fordelaktig skje som nordisk samarbeid der hvert av de interesserte land hovedsakelig bestemte faktorene for biler som var typiske for landet.

- Uansett, mente imidlertid gruppen at alle ville ha fordel av at de målinger som foretas i f.eks. Norge og Sverige søkes samordnet på en bedre og mere supplerende måte.

Framtidig samarbeid med kaldstartmålinger kan være et godt utgangspunkt og eksempel. Både Norge og Sverige har her utrustning som vil være i bruk i 1982.

- Gjennom det foreslåtte nordiske prosjektet om utslipp for dieserbiler vil en få belyst kjøreprogrammene for tyngre dieserbiler.

- 3) Selv om det pr. idag ikke kan kvantifiseres, tror gruppen at det er forskjell i utslippsfaktorene i de nordiske land. Hovedårsakene er:

- a) Forskjeller i avgassbestemmelser
- b) Forskjeller i sammensetning av merker og modeller i bilparken

Eksempler: Sverige - forholdsvis større andel svensk-produserte biler
Danmark - forholdsvis større andel engelske biler
Finland - Forholdsvis større andel øst-europeiske biler
Norge - Forholdsvis større andel japanske biler

Prisen på biler i de ulike land kan også ha noe å si for sammensetningen av bilparken.

- Kontrollrutiner og verksted "standard".

I Sverige har man eksempelvis hyppig og periodisk kontroll av brukte biler, mens den mer eller mindre savnes i andre land. I Norge finnes f.eks. autorisasjon av verksteder og etter-kontroll som er ulik andre nordiske land. Alt i alt er det her endel faktorer som får gruppen til å tro at utslippsfaktorene kan være forskjellige.

Gruppe 2. Trafikkparametre

Problemstillinger

Kjøremønsteret, trafikkvolumet, trafikksammensetningen og kaldstartandel er viktige parametre for å kunne gi riktigere utslipps-tall for trafikkstrømmen.

1. I den forenklete karakterisering av trafikkstrømmen som inngår i beregningsnomogrammene, hvilke forenklinger gir de største unøyaktigheter i de resulterende utslipps-estimer?
2. Hvilke feil i utslippsestimatet vil en gitt relativ feil (f.eks. 10%) i følgende parametre kunne gi:
 - kaldstartandel
 - midlere kjørehastighet
 - dieselandel
 - andel lastebiler > 10 tonn?
3. Kan beskrivelsen av trafikkstrømmen forenkles, slik at kravet til data fra trafikkstrømmen blir lettere å oppfylle (bruk bare av tilgjengelige data), uten at det går vesentlig ut over nøyaktigheten i utslippsestimatet?

Sammendrag av diskusjonen v/trafikking. A.Berggren

(Sammendraget er av praktiske årsaker oversatt til norsk).

For både CO og NO_x har trafikktettheten størst betydning. For CO er deretter hastighet og kaldstartandelen viktigst, og for NO_x andelen tunge kjøretøy. Usikkerheten ved bedømming av parameterverdiene er stor, ofte vesentlig større enn 10%.

De mest vesentlige indata, trafikk tetthet og -hastighet, er samtidig de mest forenklete. Trafikk tettheten varierer innenfor time, døgn, uke, år. Hvilken time skal være dimensjonerende? I modellen inngår den dimensjonerende timestrafikk som inngang for CO₂-beregningen, som angir konsentrasjon i middel over 8 timer. Døgnfordelingen fastlåses derved.

Trafikkens hastighet kan innen den dimensjonerende time variere fra stillstand til fri hastighet. Generelt å angi middelhastighet som mål på kjøremønsteret, har store svakheter. Undersøkelser av hastighetsvariasjoner, dieselandel, kaldstartandel, mm. mangler normalt.

I en forenklet modell bør trafikkparametrene kunne normaliseres til et antall typiske tilfelle. Gatenettet klassifiseres - hovedgate i sentrum, hovedgate i boligområder, etc. For hver gateklasse bør en kunne angi normalverdier for trafikkens døgnfordeling, dieselandelen, kaldstartandel, hastighet/trafikkbelastning, etc.

I en forfinet modell må mere omfattende trafikkundersøkelser gjøres, for å beskrive virkeligheten tilstrekkelig bra og for å korrigere angitte normalverdier.

Gruppe 3. Spredningsbeskrivelse

Problemstillinger

Spredningsbeskrivelsen ved gaten ligger til grunn for beregningen av forurensningene, basert på utslippstallene.

1. Hvor store feil i forurensningskonsentrasjonen kan de forenklete spredningsbeskrivelser i beregningsmetodene gi, under ulike forhold når det gjelder f.eks. klima og gateutforming?
2. Hvilke muligheter finnes til å komme frem til en spredningsbeskrivelse som er nevneverdig bedre?
3. Bør forskjellige spredningsbeskrivelser benyttes på ulike typer veier?

Sammendrag av diskusjonen v/forsker K.E.Grønskei

1. Usikkerhet

På grunnlag av de opplysninger som har vært tilgjengelig finner vi det vanskelig å angi et bestemt tall for usikkerhet knyttet til spredningsdelen av beregningsmetoden. Vi vil imidlertid peke på følgende momenter:

- a. Høye prosentilverdier kan være knyttet til spesielle forhold som varierer fra sted til sted, og bør ikke inkluderes i beregningsmetoden for planleggingsformål. Vi regner med at stagnerende vindforhold med inversjon vinterstid forekommer med rimelig høy frekvens i alle nordiske land. Disse spredningsforhold kan brukes i en episodemodell.
- b. Andre bidrag til usikkerhet:
 - a) Turbulens generert av biltrafikken.
 - b) Solstråling på en side av gaten kan gi spesielle sirkulasjoner ved svak vind.
 - c) Topografi og forhold ved kysten kan gi spesielle spredningsforhold.
 - d) Bestemmelsen av bakgrunnsverdien inngår ikke i beregningsmetoden. Betydningen av denne delen er fortsatt uklar.

Sammenhengen mellom observerte og beregnede verdier som er presentert på møtet indikerer at i de fleste tilfeller ligger usikkerheten i området 20-40%, avhengig av sted og måleperiode.

2. Videre arbeid

Betydningen av faktorene nevnt ovenfor bør klarlegges bedre før en tar stilling til eventuell videreutvikling av spredningsmodellen for karbonmonoksyd. Metoden bør videreutvikles for å

- ta hensyn til overgangen fra NO til NO₂
- beskrive spredning av partikulære forurensninger.

3. Ulike beregningsmetoder i ulike klimaområder

I Sverige benytter en samme formel (modell). I Norge har en sett på to typer som i prinsippet ikke er nevneverdig forskjellig. De svenske beregningene tyder på at en kan gjøre beregningene mer enhetlig.

Gruppe 4. Resipientmålinger

Problemstillinger

Resipientmålinger benyttes til test, tilpassing og kalibrering av beregningsmetoder.

1. Beregningsmetodene beregner bidraget fra trafikkstrømmen i gaten. "Bakgrunnskonsentrasjonen" adderes til dette. Hvordan skal man definere "bakgrunn", og hvordan kan den best bestemmes ved målinger?
2. Hvor store feilkilder ligger i resipientmålinger, når det gjelder å skaffe tilveie dataverdier som benyttes til test av metodene, som skyldes:
 - målemetodikk for CO og NO₂
 - korte tidsserier?
3. Kan resultater av resipientmålinger utnyttes til å si noe om årsaken til eventuelle avvik mellom målinger og beregninger, f.eks. om det skyldes utslippsbeskrivelsen, eller spredningsbeskrivelsen?

Sammendrag av diskusjonen v/laborator O-H Killingmo

Bakgrunnsföroreningar på en gata är koncentrationsbidraget som härstammar från trafiken på övriga gator samt det som härstammar från andra källor, som bostadsuppvärmning och industri.

Bakgrunden kan också definieras som den förorening som mäts på en gata om kvarteret i fråga inte är trafikerat.

Bakgrundensvärden bestämmas förslagsvis vid mätning uppströms i gatans huvudriktning. Sådan mätning bör i praktiken ofta företas ovan tak, där det inte är parker eller öppna platser utan trafik i närheten. Vid växlande vindriktning kan man inte alltid

vara säker på att en sådan station inte påverkas av utsläppet på själva gatan.

Under förutsättning av hög kvalitet på mätutrustningen och bra utbildad personal, kan man vid 1 års mätningar bestämma 99-procentiler för CO och NO₂ med små fel, uppskattningsvis 5% för CO och 10% för NO₂.

Vid korta mätserier kan felet vid bestämning av 99-percentilen på årsbasis bli ganska stort. Det visar sig t.ex. att vid mätserier på 4x1 månad fördelade på vinter, vår, sommar och höst kan felet i 99-percentilen uppskattas till 20-30%, beroende på klimavariationer på platsen.

Gruppe 5 og 6. Brukere

Problemstillinger

En nordisk beregningsmetode er tenkt å bli anvendt av lokale og sentrale myndigheter og konsulenter i sitt arbeide.

1. Er de inngangsdata som kreves, tilgjengelige i praksis for brukere av modeller?
2. Synes nomogrammene å
 - være for kompliserte?
 - ha en egnet (læmplig) utforming?
 - inneholde deler som synes overflødige?
 - være nøyaktige nok, med de hjelpelinjer som finnes?
3. Kan og bør beregningsmetoder gjøres mer anvendbare (lettere å bruke) i praksis? I tilfelle, på hvilken måte og på hvilke punkter?

Sammendrag av diskusjonen i gruppe 5 v/civ.ing. J.S.Markvorsen

Gruppediskussionen koncentrerte sig i første række om besvarelsen af de opstillede spørgsmål.

Ad. spørgsmål 1

Hvis spørgsmålet er formuleret med udgangspunkt i den frem-

lagte nomogrammetode, er det gruppens opfattelse, at man ikke i almindelighed kan forvente, at alle potentielle brugere vil kunne fremskaffe alle nødvendige data. Tænkes nomogrammerne anvendt til afgrænsning af byområder, hvori der kan forekomme forureningsproblemer forårsaget af biltrafikken, bliver det nødvendige datamateriale særdeles omfattende. Gruppen drøftede derfor muligheder for at anvende en skridtvis screening-metode, startende med en simpel metode til frasortering af alle områder (gader) uden særlige problemer (jfr. f.eks. Boström, C.E. (1977). Bilavgas-undersøkelser i svenska kommuner 1969-75. SNV PM 729. Stockholm 1977).

Denne metode kunne eventuelt udbygges således, at der etableres kurver for forskellige

- gadetyper (3-4 typer)
- klimazoner (2-3 zoner)

men stadig basert på f.eks. gadebredde og døgntrafikmængden.

Viser denne metode, at gadestrækningen måske ikke er problemfri, må yderligere data fremskaffes, således at BAK-nomogrammerne kan anvendes for en nøjere fastlæggelse af problemets art og omfang.

Ad spørgsmål 2

Vedrørende nomogrammernes udformning er det gruppens opfattelse at følgende ændringer vil medføre en lettelse i brugen.

a. Emissionsnomogrammer

- additionsdiagrammerne fjernes og erstattes med en simpel regneregul for bestemmelse af det ækvivalente antal dieseldrevne biler.
- Diagrammet for proportionering med aktuel trafikstrøm fjernes, og resulterende emission opgives f.eks. for et køretøj pr. time. Den resulterende emission fås da ved multiplikation med aktuel køretøjsmængde pr. time.
- Nogle af diagrammerne bør forsynes med hjælpelinier for højere køretøjshastighed.
- Som supplement til nomogrammerne bør der udgives tabeller med de grundlæggende data.

b. Spredningsnomogrammerne

- Additionsdiagrammerne udelades.
- De beregnede koncentrationer er 99% fraktiler. I grænseværdi-diagrammet må det derfor være tilstrækkelig at have informationer udelukkende om 99% fraktilen (eventuelt i tabelform).
- Spredningsdiagrammet viser, at immissionskoncentrationen er ligefrem proportional med emissionen. En nærmere undersøgelse viser ligeledes, at immissionskoncentrationen er nogenlunde omvendt proportional med afstanden fra trafikstrøm til beregningspunkt. Det burde derfor overvejes, om formeludtrykket vil lette beregningsarbejdet.

De anførte bemærkninger vedrører begge nomogramsæt (CO og NO_x).

Ad spørgsmål 3

Det er gruppens opfattelse, at BAK-metoden vil kunne gøres mere brugervenlig ved gennemførelse af følgende punkter:

- Til brug for større emissionsopgørelser vil det være hensigtsmæssigt at benytte en EDB-baseret metode. I den forbindelse vil det være hensigtsmæssigt, om de enkelte emissionsdiagrammer foreligger på tabelform.
- Metoden bør forbedres, således at der på realistisk måde kan tages hensyn til krydsende gader.
- I forbindelse med frigivelse af nomogrammerne til en større brugerkreds bør der udarbejdes en vejledning, som giver en nøjere beskrivelse af de benyttede parametre.

99%-fraktil

Gruppen diskuterede, hvorvidt 99%-fraktilen var et realistisk mål for forureningstilstanden i et gaderum, samt om man burde lægge netop WHO-værdier til grund for en vurdering. Det er gruppens opfattelse, at en afvejning af disse forhold er et politisk spørgsmål, men at der burde fremskaffes materiale til denne vurdering.

Sammendrag av diskusjonen i gruppe 6, v/førstekonsulent T.Hallingstad:

Spørsmål 1:

Det er ønskelig at inngangsdataene foreligger direkte i form av statistikk/prognoser. Imidlertid er det klart at man i mange tilfeller må forutsette visse inngangsdata. Det vil da være ønskelig med sjablon-metoder som gir dataene direkte. Eksempler på forutsatte data:

- Andel dieselkjøretøy
- Kaldstartandel
- Tunge kjøretøy
- Dimensjonerende timetraffic

Det vil også være ønskelig at man kan anslå middelhastigheten for dimensjonerende time avhengig av gatetype. Skiltet hastighet er ikke anvendelig.

Spørsmål 2:

Anvendeligheten av nomogram kontra tabeller bør vurderes. Foreliggende metode kan rasjonaliseres og forenkles ved at unødvendige/ubetydelige data utelukkes, f.eks. den CO-andelen dieselbilene gir (nomogram 2 i den svenske metoden).

Spørsmål 3:

Det er behov for en forenklet metode for å sortere ut gater som man bør beregne mer nøyaktig (komplett metode). En forenklet metode vil ha stor praktisk betydning for arealplanleggere uten naturlige forutsetninger for dette fagfeltet. Det foreligger behov for både manuell og databasert metode. Man må ha den manuelle metoden for å kunne dokumentere beregningene både for brukere av metoden og for publikum.

Det bør forutsettes en beregningsverdi, dette bør være konsentrasjon om vinteren fordi denne årstiden gir de ugunstigste verdier. Imidlertid er det en del usikre forhold som mindre trafikk om vinteren, biler ikke i bruk, avskiltede biler, o.s.v.

Det er behov for en fleksibel metode som kan tilpasses de framtidige kravene til utslipp fra kjøretøy, dieselandel, drivstoffalternativ, m.v.

5 OPPSUMMERING AV SEMINARET

Det ble på seminaret lagt fram to metoder for beregning av luftforurensning ved trafikkårer. Den svenske metoden (Naturvårdsverket/Bilavgaskommittén) (foredrag D1 og D2) er spredningsmessig basert på den amerikanske Stanfordmodellen (utlufting av gaterommet ved vindvirvel fra tak og ned til bakken), mens utslippsfaktorer er basert på målinger av utslipp fra biler i svensk bilpark. Metoden er kalibrert mot målinger av forurensning ved svenske trafikkårer. Den andre metoden som ble lagt fram (foredrag D5) er basert på resultater fra de forurensningsmålinger ved trafikkårer som er utført i Norge. Metoden, som er utviklet for gater med tette fasaderekker langs begge sider, forutsetter at bil-turbulensen er den viktigste spredningsfaktor i luftsjiktet nærmest gatenivå. Modellen regner ikke med en gradient i forurensningen på tvers av kjøreretningen. Den gir altså middelveiden av forurensningen over de to fortau (gatesider).

De to metodene baserer seg altså på ulike mekanismer for utluftingen av gate-rommet, men beregningsformlene er likevel ganske like:

Svensk metode (modifisert Stanford-modell)

$$C = k \frac{Q}{(V+0.5)(L+L_0)}$$

Turbulent spredningsmodellen: $C = k \frac{Q}{(V+0.5)B}$
(NILU-modell)

C - forurensningen (mg/m^3) midt på kvartal, 2 meter over fortau

k = dimensjonsløs tilpasningskonstant

Q = utslippsfaktor, $\text{mg}/\text{m}\cdot\text{s}$

V - vindhastighet, m/s

L - avstand mellom utslippspunkt (kjørefelt) og

beregningspunkt (over fortau)

L_0 - tilpasningskonstant, $L_0 = 2$ m

B - bredden mellom fasaderekkene

I den svenske modellen skal Q og L regnes for hvert kjørefelt for seg, og de resulterende C-er adderes. I den andre modellen regnes Q for hele trafikkstrømmen i gaten, mens B altså er bredden mellom fasader. Denne må derved regnes som en forenklet modell i forhold til den svenske.

Tilpasningskonstanten k har følgende verdier for et punkt 2 meter over fortau, midt på et ca 100 meter langt gatekvartal:

	For beregning av middelerdi over	
	1 time	8 timer
Svensk modell:	14	8.5
Turbulent spredningsmodell (NILU):	25	15

Den svenske modellen anses også å gi rimelig riktige verdier av forurensningen ved veier uten tettbebyggelse langs sidene ("åpne veier"), og ved veier med bare én fasaderekke.

Turbulent spredningsmodellen er utviklet for gater med tette fasaderekker på begge sider. For dette tilfellet kan turbulent spredningsmodellen betraktes som en forenklet modell i forhold til den svenske modellen.

Ved utviklingen og testingen av modellene, er en stor del av målematerialet i Norge og Sverige benyttet, både når det gjelder målinger av utslippsfaktorer og av forurensning av CO og NO₂ langs veier.

Den svenske modellen, testet mot uavhengige svenske måledata (foredrag D3 samt en mere utførlig rapport av januar 1982), ga beregnete CO-verdier som oftest lå innenfor ca ±20% av de målte verdier. Det var større avvik enn dette mellom beregnete og målte

NO₂-verdier. Det var en tendens til at den svenske metoden undervurderte NO₂-konsentrasjonen.

Den svenske modellen, testet mot norske måledata (7 testtilfeller, foredrag D4), overvurderte her CO-konsentrasjonen med i gjennomsnitt ca 25%, varierende mellom ca 0% og 50%. Beregnet NO₂-konsentrasjon var i middel for 6 testtilfeller nær de målte, men med variasjon fra tilfelle til tilfelle innenfor ±50-60%.

I disse testene ble dimensjonerende verdier for vindstyrken og temperaturen benyttet, henholdsvis 1.0 m/s og 0°C.

En må være klar over at målematerialet det testes mot, alltid vil ha sine svakheter. Korte dataserier fra måling av forurensning ved veier og ufullstendig trafikk-karakterisering er de viktigste svakheter. Det faktum at det benyttes dimensjonerende verdier for vindstyrke og temperatur i stedet for virkelige verdier, gir også usikkerheter. Systematiske feil i forurensningsmålingene antas i utgangspunktet ikke å forekomme.

Likeledes vil usikkerheter i fastsettelsen av utslippsfaktorer for CO og NO_x fra biltrafikken gi en relativt sett like store usikkerheter i den beregnede verdien for forurensningskonsentrasjonen.

På denne bakgrunn må overensstemmelse innenfor ±20% (for CO, svenske data) anses å være tilfredsstillende. Det systematiske avvik på i middel 25% ved test av den svenske metoden mot norske data, er imidlertid ikke tilfredsstillende, og dette bør undersøkes nærmere.

Testingen av den norske metoden (turbulent spredningsmodellen) mot svenske data (foredrag D5) ga rimelig bra overensstemmelse mellom målte og beregnede verdier, med intet tydelig systematisk avvik, men en spredning på ± ca 20%, når en ser bort fra de helt laveste verdier.

Testingen ble da gjort mot målinger fra målesyklus 2 (mars-juni 1980) i det svenske måleprogrammet fra Stockholm, Ørebro og Umeå. Senere testing mot det samlede svenske datamaterialet for perioden

(høsten 1979-våren 1981) viser at beregningene tenderer mot å underestimere de målte verdier. Det er konsistens mellom dette resultat, og resultatet av testen av svensk modell på norske data, som ga at beregningene overestimerte konsentrasjonene. Dette peker i retning av at det bør foretas en interkalibrering av CO-målinger i Norge og Sverige.

Utover dette har data-analyse og modell-testing (sammenholdt med spredningsforsøk med sporstoff (SF_6) i bygater) gitt følgende observasjoner av interesse:

- det er grunnlag for å si at i et gatekvartal vil konsentrasjonen øke med avstanden inn i kvartalet, i retning med overveiende vindretning. Fordelingen av utslippet langs kvartalet er overlagret denne spredningsmessige effekt. Et eksempel er økning av utslippet mot kryss på grunn av kødannelser ved trafikksignal.
- i smale enveiskjørte gater med stor trafikk tetthet (større enn anslagsvis 10 000 biler/døgn) skal den dimensjonerende vindhastighet sannsynligvis være større enn 1.0 m/s, på grunn av trafikkens pumpevirkning. 1.5-2.0 m/s synes å være en riktigere verdi.

Sammendragene fra gruppediskusjonene (kapittel 4) viser at det er ønskelig med videre arbeide på flere felter, for å forbedre beregningsmetodene.

På lang sikt vil videre rutinemessige målinger av utslippsfaktorer fra kjøretøy stadig gi grunnlag for forbedring av utslippsmatrisene for de ulike kjøretøy-grupper.

Når det gjelder trafikkparametre, påpekte gruppen at den beskrivelse av trafikkstrømmen som benyttes i dagens utkast til beregningsmetode, er sterkt forenklet. Mere grunnleggende undersøkelser av kjøremønster, trafikk-variasjoner og kaldstart-andeler synes å være nødvendig for å forbedre grunnlaget. Slike mer grunnleggende undersøkelser synes på nåværende tidspunkt ikke å være planlagt i noen av de nordiske land.

På den andre side påpekte brukergruppene at for å kunne anvende metoden i en gitt plansituasjon, er man avhengig av sjablon-verdier av trafikkparametre. Med andre ord etterlyses fra brukersiden en ytterligere forenkling, når det gjelder trafikkbeskrivelsen. Disse to krav peker i retning av at man for planleggingsformål har behov av en metode som er sterkt forenklet, mens man når det gjelder en mer nøyaktig metode for bruk til nøyaktigere beregning av forurensningsnivå langs eksisterende veier, ønskes en mer nøyaktig beskrivelse av trafikken parametre enn det som kan gis idag.

Også når det gjelder beskrivelsen av spredningen av forurensninger ved veier, er det nødvendig med et langsiktig arbeide for eventuelt å forbedre denne. Eksempelvis gir dagens metoder forurensningen i punkter nær midtpunktet av gatekvartaler, dvs. i god avstand fra påvirkning fra kryssende veier. Spredningseffekter som skyldes bilturbulens, solstråling på fasader, spesielle topografiske forhold og bygningskonfigurasjoner kan bare sjablonmessig beskrives. En antar at en eventuell utvikling mot en mer generell spredningsmodell som kan dekke flere praktiske situasjoner, vil skje langsamt.

Det er visse muligheter for både forbedring og forenkling av beregningsmetodene på kort sikt, slik at dette kan komme til nytte ved utarbeidelse av et anbefalt forslag til en nordisk beregningsmetode i 1982. Forbedringer og forenklinger kan skje på disse felter:

1. Sjablonverdier for trafikkparametre:

For å gjøre en beregningsmetode mer brukervennlig, dvs. stille mindre krav til forundersøkelser for å skaffe tilveie inngangsdata, bør det arbeides fram sjablonverdier for trafikkparametre som f.eks. den dimensjonerende timestrafikkens andel av døgntrafikken, andel varmkjørtede biler, hastighet og tungtrafikkandel, for et antall gateklasser som veinettet grovt kan deles inn i.

2. Bakgrunnsverdier for CO og NO₂:

Det bør utarbeides en forenklet metode for beregning av bakgrunnsverdier av CO og NO₂ i byområder, basert f.eks. på tettstedets størrelse, olje- og bensinforbruk i tettstedet og klimafaktorer.

3. NO₂-konsentrasjonen i gater:

Arbeidet med en forenklet modell for oksydasjonen fra NO til NO₂ i eksosen fra biler (se foredrag C4) bør fortsette.

4. Forskjeller i utslippsfaktorer fra land til land:

Det ble på seminaret påpekt at det er forskjeller i utslippsfaktorer i de nordiske land, selv om disse ikke kan kvantifiseres i dag. Det bør arbeides fram mot en kvantifisering av disse forskjeller.

Forarbeidet til og diskusjonene under seminaret viser i hovedsak at beregningsmetoder i dag kan estimere CO-forurensningen ved trafikkårer innenfor anslagsvis $\pm 20\%$. Feilmarginen for NO₂ er større. Dette viser at metodene for CO tar hensyn til variasjoner i de viktigste faktorer på en rimelig god måte. Testingen kan tyde på en viss inkonsistens mellom norske og svenske CO-data, som kan skyldes ulikheter i utslippsfaktorer, systematiske feil i forurensningsmålinger eller andre ting.

Det kan være grunn til å presisere til slutt de begrensninger som ligger i de metoder som er utviklet. De er utviklet for å beregne konsentrasjonen av CO og NO₂ ved gater, og er kun testet mot målinger av disse stoffer. Med metodene beregner man forurensningen i et punkt ca 2 m over fortau midt på et gatekvartal. Det er 99%ilene av timesmiddelverdier av CO og NO₂, regnet på årsbasis, som beregnes. Beregninger i andre punkter langs kvartal, f.eks. ved gatekryss, forutsetter et bedre grunnlagsmateriale når det gjelder kjøremønster, spredningsforhold og utslippsfaktorer enn det som er tilgjengelig i dag. Beregning av forurensningen av andre stoffer, f.eks. hydrokarboner som benzen og svevestøv og dettes innhold av f.eks. bly og PAH krever også et utvidet grunnlagsmateriale.

VEDLEGG I
DELTAKERLISTE

DELTAKERLISTE

Medlemmer av prosjektgruppen

Danmark

Civ.ing. Jørgen S. Markvorsen,

Cowiconsult
Teknikerbyen 45
DK-2830 VIRUM, tlf. 02/857311
02/884077

Finland

Meteorolog Sakari Kajosaari,

Meteorologiska Institutet
PL 503
SF-00 100 Helsingfors 10
tlf. 0/171922

Meteorolog Lea Leskinen

Meteorologiska Institutet
PL 503
SF-00 100 Helsingfors 10
tlf. 0/171922
(medlem inntil sept. 1981)

Norge

Førstekonsulent Trygve Halling-
stad

Vegdirektoratet
Postboks 8109 DEP
OSLO 1 tlf. 02/206050

Sverige

Byrådir. Carl-Elis Bostrøm,

Statens naturvårdsverk
Boks 1302
S.171 25 Solna, tlf. 08/981800

Prosjektleder

Siv.ing. Steinar Larssen

NILU
Postboks 130,
2001 Lillestrøm,
tlf. 02/714170

Medlemmer av styringsgruppen

Danmark

Civ.ing. Erik Iversen

Miljøstyrelsen, Energikontoret
Strandgade 29
DK-1401 København,
tlf. 01/578310

Finland

Forsker Vuokko Karlsson

Statens tekniska forsknings-
central.
SF-021 50 Esbo 15,
tlf. 90/4561 (Växel)

Norge

Førstekons. Trond Syversen

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 DEP
OSLO 1 , tlf. 02/229810

Sverige

Avd.dir. Olle Åslander (formann)

Statens naturvårdsverk
Fack
S-171 20 , tlf. 08/981800

Avd.ing. Sigurd Tvedt (sekretær)

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 DEP
OSLO 1 , tlf. 02/229810

Observatør fra

NET/NBK

Overing. Per Sitje

Vegdirektoratet
Postboks 8109 DEP
OSLO 1, tlf. 02/206050.

Innbudte deltakere

Danmark

Civ.ing. Otto Christensen,

Miljøkontrollen
Stormgade 20
DK-1555 København V
tlf. 01/153800

Peter Rechnagel

Miljøstyrelsen, Energikontoret
Strandgade 29
DK-1401 København,
tlf. 01/578310

Finland

Veikko Hyvönen

1 Oulun ITPSTO
PL 335
SF-Oulu 10 tlf. 981/224833

Risto Jokinen

Helsingin Kaupangin Kaupunki-
suunnitteluvirasto
Liikenne suunnitteluosasto
Nilsiäkatu 6
SF-005 10 Helsinki 51

Kalevi Takala

Kuopion Läänin lääninhallitus
(Kuopio Länsstyrelse)
Hallituskatu 12-14
SF 701 00 Kuopio 10

Norge

Dosent Terje Almås

Norges Tekniske Høgskole
Inst. for forbrenningsmotorer
og marint maskineri
7034 TRONDHEIM tlf. 075/94000

Overing. Jon Bang

Statens teknologiske institutt
Motor- og bilteknisk avd.
Akersveien 24c,
OSLO 1 tlf. 02/204550

Forsker Knut Erik Grønskei

Norsk institutt for luft-
forskning
Postboks 130,
2001 LILLESTRØM, tlf 02/714170

Avd.ing. Wenche Haugstuen	Statens teknologiske institutt Motor- og bilteknisk avd. Akersveien 24c, OSLO 1 tlf. 02/204550
Forsker Øystein Hov	Norsk inst. for luftforskning Postboks 130, 2001 LILLESTRØM tlf. 02/714170
Avd.ing. Arve Kulblik	Oslo kommune Vegvesenet Trondheimsveien 5, OSLO 1, tlf. 02/115060
Siv.ing. Gustav Nielsen	Transportøkonomisk institutt Grenseveien 86 OSLO 6 tlf. 02/194900
Siv.ing. Tor Nicolaisen	Norges Tekniske Høgskole Institutt for samferdselstekn. 7034 TRONDHEIM tlf. 075/94000
Siv.ing. Arvid Rosseland	Samfunnsteknikk VVB A/S Sandakerveien 74 OSLO 4 tlf. 02/228310
Overing. Randulf Os	Oslo Helseråd St. Olavs Plass, OSLO 1, tlf. 02/201070
 <u>Sverige</u>	
Trafiking. Anders Berggren	Stadsarkitektkontoret Trafikavdelingen Boks 216 S-75 104 Uppsala, tlf. 018/161160
Siv.ing. Tommy Berthilsson	Bilavgaslaboratoriet, SNV Studsvik Energiteknik S-611 82 Nyköping, tlf. 0155/80000
Laborator Karl Erik Egebäck	Bilavgaslaboratoriet, SNV Studsvik Energiteknik S-611 82 Nyköping tlf. 0155/80000

Siv.ing. Göran Friberg	Stockholms miljö och hälso- vårdsförvaltning Utrednings- och planeringsavd. Boks 17 203 S-104 62 Stockholm tlf. 08/588158
Siv.ing. Sture Grauers	VIAK AB Mölndalsvegen 85 S-412 85 Göteborg, tlf. 031/813120
Siv.ing. Inga-Maj Eriksson	Statens vägverk S-781 87 Borlänge tlf. 0234/75000
Siv.ing. Leiv Hilding	Statsbyggnadskontoret Fack S-701 01 Örebro, tlf.019/140080
Laborator Odd-Hroar Killingmo	Luftlaboratoriet, SNV Studsvik Energiteknik S-611 82 Nyköping tlf. 0155/80000
Meteorolog Sten Laurin	SMHI Klimatbyrån Boks 923 S-601 19 Norrköping tlf. 011/108000
Kjemiker Pedro Oyola	Luftlaboratoriet, SNV Studsvik Energiteknik S-611 82 Nyköping tlf. 0155/80000
Byråing. Bo Persson	Statens Naturvårdsverk Boks 1302 S-171 25 Solna, tlf. 08/981800
Siv.ing. Mikael Stamming	Kjessler och Mannerstråle AB Boks 5107 S-102 43 Stockholm, tlf. 08/224200
Siv.ing. Bo Svanholm	Umeå kommun Gatukontoret S-901 84 Umeå, tlf. 090/161000

VEDLEGG 2
GRUPPEINDELING

GRUPPEINNDELING

Gruppe 1: Utslipp, bensin- og dieselkjøretøy

J. Bang, N (gruppeformann)
T. Almås, N
T. Berthilsson, S
K.E. Egebäck, S
W. Haugstuen, N
V. Karlsson, F
P. Sitje, N

Gruppe 2: Trafikkparametre

A. Berggren, S. (gruppeformann)
G. Friberg, S
A. Kulblik, N
G. Nielsen, N
T. Nicolaissen, N
B. Persson, S
P. Rechnagel, D

Gruppe 3: Spredning

K.E. Grønskei, N (gruppeformann)
Ø. Hov, N
V. Hyvönen, F
S. Kajosaari, F
S. Laurin, S

Gruppe 4: Resipientmålinger

O.H. Killingmo, S (gruppeformann)
O. Christensen, D
S. Larssen, N
P. Oyola, S

Gruppe 5 og 6: Brukere

5

J.S.Markvorsen, D
(gruppeformann)

S. Grauers, S

I.M. Eriksson, S

L. Hilding, S

R. Jokinen, F

A. Rosseland, N

T. Syversen, N

B. Åslander, S

6

T. Hallingstad, N (gruppeformann)

C.E. Bostrøm, S

E. Iversen, D

M. Stamming, S

B. Svanholm, S

K. Takala, F

S. Tvedt, N

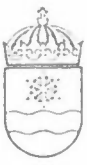
R. Os, N

VEDLEGG 3
KONSENTRAT AV FOREDRAG

INNHold

			Side
A1	Innledningsforedrag	Olle Åslander	47
A2	Oversikt over elementer som inngår i beregningsmetoder for forurensning langs veier	Carl-Elis Bostrøm	49
B	<u>Utslipp av forurensninger fra biler</u>		
B1	Metodikk for utarbeidelse av utslippsfaktorer for bruk i beregningsmetoder. Diskusjon av trafikkparametre	Bo Persson	51
B2	Utslippsfaktorer for CO og NO _x , bensinbiler	Karl-Erik Egebäck	57
B3	Utslippsfaktorer for CO og NO _x , dieselbiler	Tommy Berthilsson	69
B4	Utslippsfaktorer for norsk bilpark i forhold til svenske utslippsfaktorer	Wenche Haugstuen	73
C	<u>Spredning og forekomst av forurensninger ved veger</u>		
C1	"Bakgrunns"-forurensningen i byer	Carl-Elis Bostrøm	83
C2	Fordeling av forurensning i gaterom.	Steinar Larssen	85
C3	Statistikk av måledata av forurensning ved veger	Odd-Hroar Killingmo	93
C4	Beregning av NO ₂ -konsentrasjoner ved veger	Øystein Hov	101

C5	Relasjoner mellom CO og andre forurensningsstoffer		
	- Finske data	Sakari Kajosaari	111
		Vuokko Karlsson	113
	- Danske data	Otto Christensen	121
	- Norske data	S. Larssen	127
	- Svenske data	Göran Friberg	135
C6	Spredning av partikler ved veier	Veikko Hyvönen	141
D	<u>Presentasjon og test av beregningsmetoder</u>		
D1	Utvikling av svensk beregningsmetode	Sten Laurin	147
D2	Presentasjon av beregningsnomogrammer i svensk metode	Anders Berggren	151
D3	Test av metoden på uavhengige data	S.Laurin	159
D4	Test av svensk metode på norske data	S.Larssen	163
D5	Utvikling og test av beregningsmetode utformet ved NILU.	S.Larssen	167



A 1

Inledningsanförande

Olle Åslander

Presenterat vid "Nordisk seminar om beräkningsmetoder för bilavgaser" Vettre V/Oslo, 9-10 december 1981

Under den senaste 20 års perioden har skett en betydande ökning av transporter med bil. Detta är ett resultat av en ekonomisk tillväxt och genomgripande förändringar i mönster för boende, produktion, sysselsättning serviceutbud och fritidsverksamheter. Den här utvecklingen har lett till att vi i dag har fått en betydande biltrafik i våra städer och tätorter. Successivt har vi i samband härmed uppmärksamats negativa konsekvenser bl a i form av luftföroreningar.

Trafikplaneringen i tätorter har under senare år alltmer kommit att inriktas mot åtgärder i syfte att begränsa negativa konsekvenser av den omfattande biltrafiken bl a de problem som uppstår genom bilavgaserna. Behov föreligger nu att på ett fördjupat sätt kunna beakta dessa bilavgasproblem i den planmässiga styrningen av trafiken.

Sambandet mellan trafik - luftkvalitet i en tätort kan tas fram genom mätning av dessa parametrar. För att ett sådant underlag ska bli användbart fordras dock omfattande mätprogram. Dessa är tyvärr dyrbara och tar lång tid att genomföra. I vissa sammanhang, t ex utvärdering av framtida planer, kan mätning inte direkt utnyttjas.

Mot den här bakgrunden föreligger ett behov av en beräkningsmodell som beskriver sambandet mellan trafik - luftkvalitet och som kan användas i trafikplaneringssammanhang. En sådan modell för trafikbuller har utvecklats på nordisk bas och avsikten är nu att försöka få fram en motsvarande modell som täcker bilavgaserna.

En analys av förutsättningarna för en beräkningsmodell för bilavgaser visar på mycket komplexa förhållanden. Bl a fordras kunskap om utsläpp från bilar under olika kör- och temperaturförhållanden och om spridning och omvandling av föroreningar i utomhusluften. En fullständig beskrivning av sådana här förlopp är inte möjlig i dag. Samtidigt står det klart att en noggrann beskrivning även skulle kräva en orimligt detaljerad kartläggning av förut-

1981-11-26

sättningarna i varje enskilt beräkningsfall.

Utgångspunkten i arbetet med en beräkningsmodell för bilavgaser är därför att finna en "lagom" komplicerad beräkningsmodell som baseras på ingångsparametrar som normalt finns tillgängliga i planeringsarbetet eller som enkelt kan tas fram. Samtidigt önskas givetvis att beräkningsresultatet ska ha en acceptabel överensstämmelse med verkligheten och därmed vara användbart i trafikplaneringsarbetet.

En sådan här beräkningsmodell är inte lätt att konstruera och det fordras en ordentlig och samlad analys av de erfarenheter vi f n tillsammans kan besitta. Därigenom bör det vara möjligt att identifiera möjligheter och svagheter hos det underlag som föreligger och behov av fortsatt utvecklingsarbete under år 1982.

Avsikten är att i slutet av år 1982 kunna presentera en nordisk beräkningsmodell för bilavgaser som omfattar föroreningarna koloxid och kväveoxider. Om möjligt bör även underlag föreligga för korrelation av andra slags föroreningar till koloxid eller kväveoxider.

A2

Översikt över element som ingår i beräkningsmodeller för bilavgaser

Carl-Elis Boström

Presenterat vid "Nordiskt seminarium om beräkningsmetoder för bilavgaser", Vettre V/Oslo, 9-10 december 1981.

Uppkomsten av en bilavgasförorening i ett gaturum eller längs en väg består av två delar, utsläpp (emission) och spridning (dispersion). Bilarna på en gata brukar ur spridningssynpunkt betecknas som en linjekälla till skillnad från punktkällor, där utsläppet sker från en definierad punkt och på en viss höjd. Utsläppet från alla gator i en stadsdel eller stad karaktäriseras som en ytkälla.

För att beskriva de olika element som ingår i beräkningsmetoder för bilavgaser kan det vara lämpligt att göra en uppdelning i de faktorer som bestämmer utsläppets storlek och de faktorer som påverkar spridningen.

En beräkningsmodell ska kunna beskriva sambandet mellan utsläppet och koncentrationen i en eller flera punkter och med hänsyn tagen till tidsvariabler.

Beräkning av emissioner

Emissionen från fordon på en gata beror på ett flertal faktorer.

De viktigast är

- fordonsflödet, d v s antalet bilar per dygn eller timme
- fordonsflödets sammansättning m a p bensin resp diesel-drivna fordon och bilarnas totalvikt
- yttertemperaturen och andelen bilar med icke varmkörda motorer
- trafikens sammansättning m a p årsmodeller och därmed bilarnas utrustning för avgasrening
- körsätt och trafikens medelhastighet

Beräkningen av emissioner och underlaget för emissionsberäkningarna erhållna genom laboratorieprov och trafikundersökningar utgör ett mycket viktigt led i modellberäkningarna. Ett fel i emissionsuppskattningen är direkt proportionell mot det fel som erhålles i haltuppskattningen.

Spridning av avgaser

Spridningen av avgaser bestäms av gaturummets utformning och spridningsmeteorologiska förhållande.

Den viktigaste geometriska parameter som bestämmer halten i gaturummet är avståndet från trafikströmmen till beräkningspunkten. Omgivande bebyggelse kan ha betydelse beroende på vilken typ av halter som beräknas. För höga halter, typ 99-procentiler synes omgivande bebyggelse ha mindre betydelse medan för medelvärden är omgivande bebyggelse av betydelse, d v s om gatan har dubbel- eller enkelsidig bebyggelse. De viktigaste meteorologiska parametrarna för halterna i ett gaturum är vindens hastighet och vindens riktning.

För modellberäkning av bakgrundshalt tillkommer sådana meteorologiska faktorer som temperatur, blandningshöjd och stabilitet.

Andra faktorer av betydelse för avgashalten

- Bidrag från korsande gator
- Inverkan av gatans lutning på emissionerna
- Bakgrundshaltens variation
- Omvandlingar i atmosfären
- Beräkningspunkt

Krav på beräkningsmodellen

En beräkningsmodell kan ha olika syften och ändamål. Det finns en uppenbar skillnad mellan modeller som beskriver förekomsten av höga halter eller genomsnittliga halter. Beräkningsmodellen kan även ha olika utformning beroende på om man vill beskriva föroreningshalten nära vägen (ex vis Stanfordmodellen) eller vid öppna vägar (High-way-modeller). Mer komplicerade modeller krävs för att kunna beskriva föroreningshalten i en gatukorsning.

De viktigaste elementen som bestämmer bilavgashalten i ett gaturum

Vid en uppskattning har följande data kommit fram rörande betydelsen av olika faktorer för uppkomsten av avgashalten.

<u>Element</u>	<u>Vikt</u>
Trafikströmmens storlek och dess utsläppsdata	1
Avståndet till trafikströmmen	0,8
Vindhastighet	0,5
Vindriktningen	0,3-0,4
Hushöjd	0,1-0,2

B1

Metodik för utarbetande av utsläppsfaktorer för bruk
i beräkningsmetoder. Diskussion av trafikparametrar

Bo Persson

Presenterat vid "Nordisk seminar om beregningsmetoder
for bilavgasser", Vettre v/Oslo, 9.-10. desember, 1981.

Fordonsparken kan huvudsakligen indelas i person-
bilar och tunga fordon (lastbilar+bussar). Person-
bilarna är huvudsakligen bensindrivna, men några
procent är f.n. dieseldrivna och denna andel ökar.
I framtiden kan gas- eller alkoholdrivna bilar bli
vanligare, men detta har inte beaktats i arbetet
med beräkningsmodell för bilavgaser i Sverige.

De totala utsläppen av kolmonoxid och kväveoxider
från olika fordonskategorier i Sverige har beräk-
nats till följande för 1975 (SNV PM 1078):

Fordonskategori	Kolmonoxid, ton	Kväveoxider, ton
Bensindrivna personb.	1 026 000	89 000
Dieseldrivna personb.	5 500	1 800
Lastbilar	37 000	62 000
Bussar	6 200	10 000
Motorcyklar	8 900	50
Mopeder	18 000	25
Summa	1 100 000	164 000

I föreliggande version till beräkningsmodell har ingen
hänsyn tagits till utsläpp från MC och mopeder.

Utsläppen för olika fordonskategorier varierar starkt
med hastighet, körsätt och temperatur. I den svenska
beräkningsmodellen har utsläppsberäkningarna baserats

på en medelkörcykel baserad på uppmätta data från Stockholm. Körcykeln återges nedan:

Hastighet	Tidsandelar, %							
	Tomgång	Acceleration						
		-1,5	-0,9	-0,3	+0,3	+0,9	+1,5	+1,5
7,5	35	3	5	9	19	10	8	11
22,5	16	10	8	11	17	17	12	9
37,5	9	7	7	21	27	21	6	2
52,5	4	4	6	28	42	14	2	0

Körcykeln representerar närmast förhållandena i stadstrafik med det relativt ryckiga körmönster som uppstår där. På genomfartsleder och på motortrafikleder utanför tätbebyggda områden är givetvis körmönsterna avsevärt jämnare, men avsikten var att ta fram en beräkningsmodell som i första hand är användbar på förhållanden i tätorter.

Vid lägre temperatur ökar utsläppen. Tiden närmast efter kallstart kan emissionerna vara avsevärt förhöjda jämfört med normalfallet. Avsikten var att ta hänsyn till dessa förhållanden i beräkningsmodellen. Data förelåg vad avsåg kolmonoxid- och kväveoxidemissioner för olika temperaturer, för period efter kallstart, samt för olika accelerations- och hastighetsintervall för bensindrivna personbilar i SNV PM 891 och 1135. Av dessa data kunde följande emissioner i gr/km tas fram för bensindrivna personbilar:

Utsläpp av koloxid i gr/km för bensindrivna personbilar:

Medelhastighet	Temperatur		
	0°C	+10°C	+20°C

Kallstartsandel 60%

7,5	171,7	150,9	130,2
22,5	79,9	67,3	57,4
37,5	47,0	40,0	33,1
52,5	35,2	29,2	24,1

Kallstartsandel 40%

7,5	143,1	129,7	116,1
22,5	66,6	57,9	51,2
37,5	39,2	34,3	29,5
52,5	29,4	25,1	21,5

Kallstartandel 25%

7,5	122,0	113,8	106,0
22,5	56,8	50,8	46,6
37,5	33,3	30,1	26,9
52,5	25,0	22,0	18,3

Kallstartsandel 15%

7,5	107,7	103,1	98,4
22,5	50,1	46,0	43,4
37,5	29,5	27,3	25,0
52,5	22,1	19,9	18,3

Utsläpp av kväveoxider i gr/km för bensindrivna personbilar:

Kallstartsandel 60%

7,5	3,45	3,08	2,47
22,5	3,39	3,06	2,51
37,5	2,69	2,49	2,06
52,5	2,91	2,59	2,13

Kallstartsandel 40%

7,5	3,37	2,93	2,37
22,5	3,30	2,92	2,41
37,5	2,61	2,42	2,01
52,5	2,81	2,48	2,03

Kallstartandel 25%

7,5	3,32	2,83	2,28
22,5	3,24	2,81	2,32
37,5	2,57	2,29	1,92
52,5	2,75	2,39	1,96

Kallstartandel 15%

7,5	3,27	2,52	2,23
22,5	3,20	2,75	2,28
37,5	2,53	2,24	1,89
52,5	2,71	2,35	1,92

För dieseldrivna personbilar och tunga fordon saknades uppgifter om emissionernas temperaturberoende och ev. kallstartseffekter, varför nedanstående värden avser varmkörda fordon vid +20°C. Tungta fordon har indelats i två klasser, totalvikt omkring 5 ton och totalvikt omkring 20 ton. Det är möjligt att man i det fortsatta arbetet huvudsakligen bör skilja på tre klasser; lätta lastbilar (1-5 ton), bussar+tunga lastbilar utan släp (ca. 10-15 ton) samt ledbussar+tunga lastbilar med släp (ca. 20-30 ton) såsom utgörande en mer representativ kategoriindelning av den tunga trafiken.

<u>Kolmonoxid</u>	Dieselpersonbilar	Lastb. 5 ton	Lastb. 20 ton
7,5	8,7	13,7	27,2
22,5	3,9	8,1	23,9
37,5	2,3	5,6	12,0
52,5	1,6	3,9	7,4

Kväveoxider

7,5	1,67	13,10	35,75
22,5	1,42	10,31	36,57
37,5	1,16	7,62	23,61
52,5	1,00	5,52	14,04

Dessutom har en prognos tagits fram för förändringen av utsläpp 1980-2000 baserat på utskrotningsfrekvens av äldre bilmodeller och försämringsfaktorer (dvs. ökade emissioner vid ökande ålder). Denna gäller enbart bensindrivna personbilar. För dieseldrivna fordon har tills vidare antagits att någon försämring av utsläppen vid ökande ålder på fordonet inte äger rum.

Utgångspunkt för emissionsberäkningarna är i stort sett ca. 1977 års situation. Detta innebär att emissionerna bör reduceras med följande procenttal beroende på vilket årtal beräkningen avser:

År	CO, red. %	NOx, red. %
1980	9	13
1981	10	16
1982	11	19
1983	12	22
1984	12	25
1985	13	28
1986	13	30
1987	14	33
1988	14	35
1989	15	37
1990	15	38
1995	16	39
2000	16	40

Detta förutsätter att inga skärpta avgaskrav träder i kraft under perioden. Som synes blir reduktionen betr. NOx större än betr. CO.

Som framgått av ovanstående finns det åtskilliga punkter där en förbättrad belysning av förhållandena är önskvärd. Några av de mest angelägna områdena nämnes nedan:

- Hänsynstagande till utsläpp från MC och mopeder
- Vidareutveckling av körcykel för bestämning av emissioner, t ex karakterisering av körcykel "mitt på kvarter"
- Data för högre hastigheter (dvs. större än 60 km/h)
- Data för lägre temperaturer (dvs. -10°C , -20°C , -30°C)
- Närmare data om kallstartsemissioner
- Bättre data för dieselfordon, vad avser olika klasser av tunga fordon, kallstarts- och temperatureffekter
- Ingångsdatas konsistens med vad som är möjligt att få fram i olika kommuner, dvs. huruvida ingångsdata över huvud taget kan bli tillgängliga.
- Försämringsfaktorer för dieselfordon
- Data för andra drivmedelsalternativ

B 2

UTSLÄPPSFAKTORER FÖR KOLOXID OCH KVÄVEOXIDER
BENSINBILAR

Mätning av föroreningsutsläpp

Till följd av att krav införts om att begränsa föroreningsutsläppen från motorfordon har behov uppkommit av att utveckla standardiserade metoder för mätning av utsläpp. Vid kontrollmätning av utsläppen är det nödvändigt att bilfabrikanten och myndigheten har möjlighet att komma fram till samma resultat. Detta gäller isynnerhet fall då det är fråga om typgodkännande eller certifiering av fordon.

De mätmetoder som används idag kan sägas bestå av tre element, körcykel, uppsamlingsmetod och analysmetod. Av dessa är det körcykeln som varit den mest kontroversiella vid försöken att enas om en över hela världen accepterad gemensam mätmetod.

Idag finns tre eller rättare sagt fyra olika körcykler som de olika mätmetoderna ECE, USA resp Japan grundas på, se Figur 1-3. I inget av länderna där man tillämpar den ena eller andra mätmetoden ser man någon klar möjlighet att kunna acceptera en körcykel som skiljer sig från den egna. Det vanligaste skälet till detta tycks vara att den körcykel som man själv utvecklat eller accepterat anses vara den mest representativa för trafiksituationen i det egna landet.

Ser man kritiskt på frågan om körcykelns representativitet kan man dock med fog påstå att körcykeln ytterst sällan är helt representativ för den lokala trafiksituationen. Situationen i våra tätorter och tätortscentra är närmast den att varje område och varje typ av gata har sitt eget speciella körmönster. Detta blir man särskilt medveten om i de fall man har behov av att studera effekten lokalt av emissionsbegränsande eller andra åtgärder.

Utveckling av körmönstermatris

Under hösten 1975 bildades en projektgrupp med representanter för Statens naturvårdsverk, Stockholms kommun, Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut och bilavgaslaboratoriet i Studsvik i syfte att utveckla en spridningsmodell för bilavgaser. Bilavgaslaboratoriets roll i projektarbetet var att generera utsläppsfaktorer som skulle kunna användas i beräkningsarbetet för spridningsmodellen.

Redan vid starten av utvecklingsarbetet stod det klart att bilavgasmätningarna måste ske vid även andra körmönster än de standardiserade körcyklerna. Behovet var att kunna beskriva emissionen vid kortare och mera specifika körsekvenser än de som representeras av en hel körcykel. En körcykel omfattar som regel en körsträcka av en kilometer eller mer.

Försök som utfördes gav lovande resultat då de visade att man med fördel kunde dela upp körningen i ett flertal olika accelerationer, konstantkörningar och retardationer. Flera olika kör-mönster provades och arbetet ledde slutligen fram till utvecklandet av ett körschema som kunde beskrivas i en matris med medelhastigheten på den ena axeln och accelerationen på den andra, se Tabell 1. Större delen av matrisen utgörs av korta sekvenser av accelerationer och retardationer. Idén var att man genom interpolering inom matrisen skulle kunna beskriva alla typer av körningar i en tätort. Accelerationsstegen

$0,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$, $1,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$ resp $1,8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$ valdes för att de skulle täcka en svag acceleration, en något kraftigare acceleration och en mycket kraftig acceleration. Den sistnämnda är dock knappast möjlig att utföra annat än med lätta fordon. För tyngre fordon är sannolikt andra accelerationsklasser med mindre kraftiga accelerationer lämpligare.

Emissionskartering

En av förutsättningarna för att kunna klara en emissionskartering vid korta körsekvenser är att provtagning kan utföras med acceptabel noggrannhet. Hos det utvecklade provtagningssystemet var t ex ledningarna korta från avgasrör till avgasuppsamlingssäck vilket bidrog till att minimera provtagningsfelet. Med hjälp av var och en av de vanligaste märkena och modellerna måste ingå för att resultaten från mätningarna skall kunna anses representativa för bilparken i stort. Som framgår av Tabell 1 omfattar körtagningssystemet visas schematiskt i Figur 4.

Det analysystem som användes vid mätningarna var av samma typ som de system som används vid standardiserade avgasprov. Analys-systemet bestod av:

- * NDIR-analysator (infrarödanalysator utan spridningsoptik) för analys av koloxid, koldioxid och kolväten (som hexan)
- * FID-analysator (flamjonisationsdetektor) för analys av kolväten
- * Chemiluminiscensanalysator för analys av kväveoxider.

Det största problemet vid all mätning av bilavgasemissioner är att bilarna uppvisar mycket stora spridningar i emission även om de är av samma märke och modell. En emissionskartering måste därför omfatta mätningar på ett stort antal bilar. Flera bilar av av de vanligaste märkena och modellerna måste ingå för att resultaten från mätningarna skall kunna anses representativa för bilparken i stort. Som framgår av Tabell 1 omfattar kör-mönstermatrisen ett stort antal körningar. I själva verket är mätningarna så pass omfattande att endast en bil per dag kan avverkas. Då utförs även ett standardiserat avgasprov med bilen för att få referensvärden för emissionen.

I särskilt de nordiska länderna är det vid emissionskarteringen viktigt att ta hänsyn till klimatfaktorer och då framförallt temperaturen. En bil som stått parkerad under en hel natt eller en hel dag avger flera gånger större emission under start och varmkörning än en bil med varm motor.

För att samla in data med vars hjälp varmkörningsemissionen skulle kunna beskrivas utfördes jämförande mätningar vid "låg" temperatur (ca 0°C) och "hög" temperatur (ca 20°C). Mätningarna har då utförts vid körcykelprov och på bil som varit uppställd så lång tid att den antagit ungefär samma temperatur som omgivande luften.

Mätningar har även utförts vid körning enligt körmonstermatrisen vid "låg" (resp "hög") temperatur men då på från början varmkörd bil. Mätningarna vid ca 0°C ("låg" temperatur) har dock utförts på ett mindre antal fordon än mätningarna vid 20°C.

Emissionsmatrisen

Emissionskarteringar pågick periodvis under åren 1976, 1977 och 1978. Mätresultaten från alla mätningarna har sammanställts och presenteras som medelvärden i Tabell 2 och Tabell 3 och avser koloxid- och kväveoxidemissionen.

Sammanfattningsvis kan sägas att emissionskarteringen ger stöd för följande slutsatser:

- * Utsläppet av koloxid och kolväten per körd vägsträcka minskar med ökad medelhastighet medan utsläppet av kväveoxider per körd vägsträcka ökar med ökad medelhastighet räknat i hastighetsområdet upp till 50 km/h.
- * Medelutsläppet av koloxid (per körd vägsträcka) är ungefär samma om medelhastigheten representeras av accelerationer och retardationer som om den representeras av konstant hastighet. Medelutsläppet av kolväten och kväveoxider per körd vägsträcka är däremot större om bilens medelhastighet representeras av accelerationer och retardationer än om den representeras av konstant hastighet.
- * Föroreningsutsläppen ökar, i vissa fall kraftigt, om bilen startas och körs vid låg temperatur. Själva starten och varmkörningen lämnar det största bidraget, åtminstone ifråga om koloxid och kolväten. Denna temperaturpåverkan är inte lika kraftig i fråga om kväveoxidutsläppet eller om bilen är varmkörd.

Koloxid- och kolväteemissionen som funktion av medelhastigheten åskådliggörs i Figur 5 resp Figur 6.

Undersökningen av "kallstart"-emissionen kontra varmstartemissionen gjordes som nämnts ovan genom körcykelprov. Beräkningen av varmkörningsfaktorerna grundas på förhållandet mellan emissionen vid start vid ca 0°C och emissionen vid start vid ca 20°C för de två första kör cyklerna vid ECE-prov (ca 6 min körtid). Varmkörningsfaktorer för 10°C har beräknats genom interpolering mellan 0°C och 20°C.

På grund av att underlag saknats för beräkning av en varmkörningsfaktor för varje belastningssteg har samma faktor använts för alla steg i det aktuella temperaturfallet. De varmkörningsfaktorer som använts har för koloxid varit 1,8 för 20°C, 2,22 för 10°C och 2,27 för 0°C. För kväveoxider har varmkörningsfaktorerna varit 1,27 för 20°C, 1,19 för 10°C och 1,1 för 0°C. Förmodligen är varmkörningsfaktorn högre vid låg motorbelastning än vid hög. Hur det förhåller sig i detta avseende har dock inte varit möjligt att fastställa.

I emissionsmatriserna har hänsyn även tagits till skillnaden i emission hos varmkörd bil när den körs utomhus jämfört med när den körs inomhus.

Spridningen hos mätvärdena har beräknats genom statistisk analys. För mätningarna år 1976 då emissionskartering gjordes på 35 bilar är typiska värden för medvärdet (\bar{x}) och medelvärdets avvikelse

$\left(\frac{s}{\sqrt{n}}\right)$ är

\bar{x} (mg/s)	$\frac{s}{\sqrt{n}}$ (mg/s)	belastningsfas	komponent
109	17	tomgång	CO
237	33	15 km/h	"
280	38	30 "	"
285	42	45 "	"
306	50	60 "	"
1.9	0.1	tomgång	NO
3.3	0.4	15 km/h	" x
7.8	1.0	30 "	"
16.1	1.7	45 "	"
36.3	3.3	60 "	"

Som framgår av detta är spridningen hos mätvärdena betydande och därför bör mätdata utökas för att öka säkerheten hos emissionsfaktorerna.

Tabell 1. Schema över de olika drifttillstånden hos bilen som mätningarna täcker

Medelhastighet: Tomgång 0 km/h

Konstantkörning 15, 30, 45 resp 60 km/h

Retardation och acceleration 7.5, 22.5, 37.5, resp 52.5 km/h

Retardations- resp. accelerationsklass km/h	-1.8	-1.2	-0.6	0	0.6	1.2	1.8
0	-	-	-	Tomgång	-	-	-
15	Retardation i området 15 - 0 km/h	Retardation i området 15 - 0 km/h	Retardation i området 15 - 0 km/h	Konstantkörning i området 15 km/h	Acceleration i området 0 - 15 km/h	Acceleration i området 0 - 15 km/h	Acceleration i området 0 - 15 km/h
30	Retardation i området 30 - 15 km/h	Retardation i området 30 - 15 km/h	Retardation i området 30 - 15 km/h	Konstantkörning i området 30 km/h	Acceleration i området 15 - 30 km/h	Acceleration i området 15 - 30 km/h	Acceleration i området 15 - 30 km/h
45	Retardation i området 45 - 30 km/h	Retardation i området 45 - 30 km/h	Retardation i området 45 - 30 km/h	Konstantkörning i området 45 km/h	Acceleration i området 30 - 45 km/h	Acceleration i området 30 - 45 km/h	Acceleration i området 30 - 45 km/h
60	Retardation i området 60 - 45 km/h	Retardation i området 60 - 45 km/h	Retardation i området 60 - 45 km/h	Konstantkörning i området 60 km/h	Acceleration i området 45 - 60 km/h	Acceleration i området 45 - 60 km/h	Acceleration i området 45 - 60 km/h
ECE (18,7 km/h)	-	-	-	ECE-varmcykel	-	-	-

Tabell 2. Körmomentundersökningar vid olika temperaturer. Baserat på 57 bilar och "varmkörningsfaktorena" 1.8 för 20°C, 2.22 för 10°C och 2.65 för 0°C. Medelvärde för de 6 första minuterna efter "kallstart" vid respektive temperatur.

KOLOXID mg/s

Accelerationsklass Hastighetsklass m/s ² km/h	Temp °C	-1.8	-1.2	-0.6	0	0.6	1.2	1.8
0	20	-	-	-	196	-	-	-
	10	-	-	-	237	-	-	-
	0	-	-	-	277	-	-	-
15	20	194	194	203	356	452	518	536
	10	225	225	278	406	505	748	706
	0	255	255	353	456	559	977	877
30	20	194	194	203	412	493	630	700
	10	225	225	278	452	628	830	1000
	0	255	255	353	492	762	1030	1299
45	20	198	198	238	416	477	695	851
	10	239	239	308	511	625	1033	1347
	0	280	280	378	606	772	1371	1843
60	20	198	198	238	461	488	1166	1843
	10	239	239	308	566	712	1785	2306
	0	280	280	378	672	948	2404	2768
ECE	20	-	-	-	356	-	-	-
	10	-	-	-	475	-	-	-
	0	-	-	-	593	-	-	-

Tabell 3. Körmomentundersökningar vid olika temperaturer. Baserat på 57 bilar och

"varmkörningsfaktorer" 1.27 för 20°C, 1.19 för 10°C och 1.1 för 0°C.

Medelvärde för de 6 första minuterna efter kallstart vid resp temperatur.

KVÄVEOXIDER mg/s

Accelerationsklass Hastighetsklass m/s ² km/h	-1.8	-1.2	-0.6	0	0.6	1.2	1.8
0	-	-	-	2.8 2.4 2.1	-	-	-
15	1.9 1.6 1.2	1.9 1.6 1.2	1.0 1.2 1.4	3.8 4.9 5.9	6.5 8.2 9.9	14.5 16.0 17.6	16.3 19.0 21.7
30	1.9 1.6 1.2	1.9 1.6 1.2	1.0 1.2 1.4	9.3 13.7 18.1	24.6 28.4 32.2	45.6 47.1 48.6	56.4 62.9 69.5
45	3.2 3.7 4.1	3.2 3.7 4.3	2.0 2.3 2.6	18.2 23.5 28.8	54.5 57.2 59.9	85.3 82.6 79.8	97.3 95.0 92.7
60	3.2 3.7 4.1	3.18 3.72 4.26	2.0 2.3 2.6	41.9 50.4 58.8	109.3 108.2 107.0	140.0 131.8 123.6	137.8 118.4 99.1
ECE 1) 0-60	-	-	-	11.4 12.2 13.1	48.9 53.9 58.9	84.2 85.1 86.1	84.8 86.9 88.9

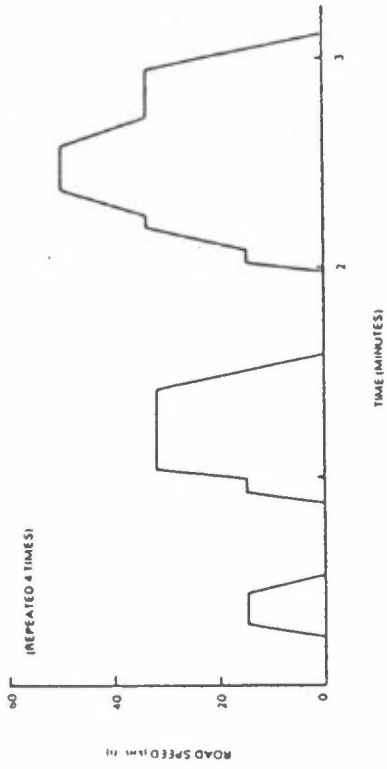


Figure 2. ECE-15 Test Driving Cycle

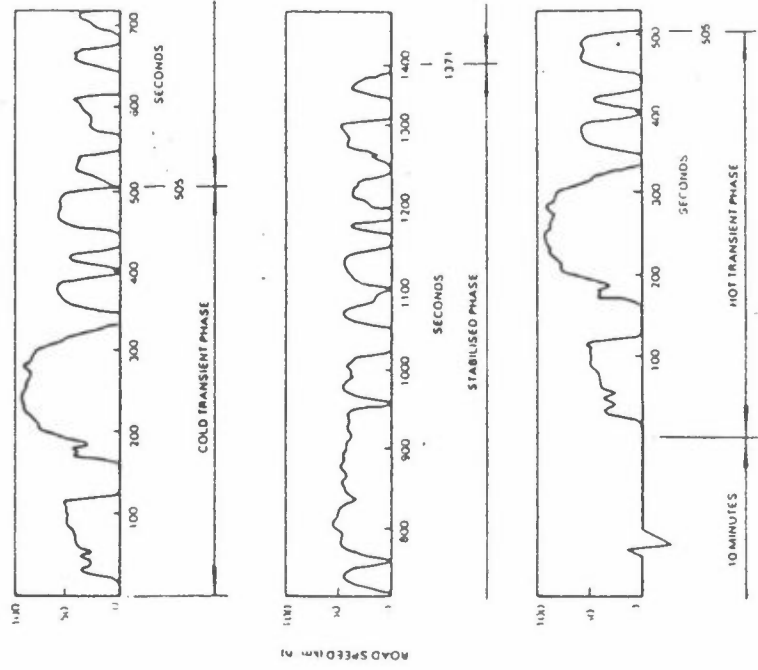


Figure 3. U.S. Federal Test Procedure Driving Cycle

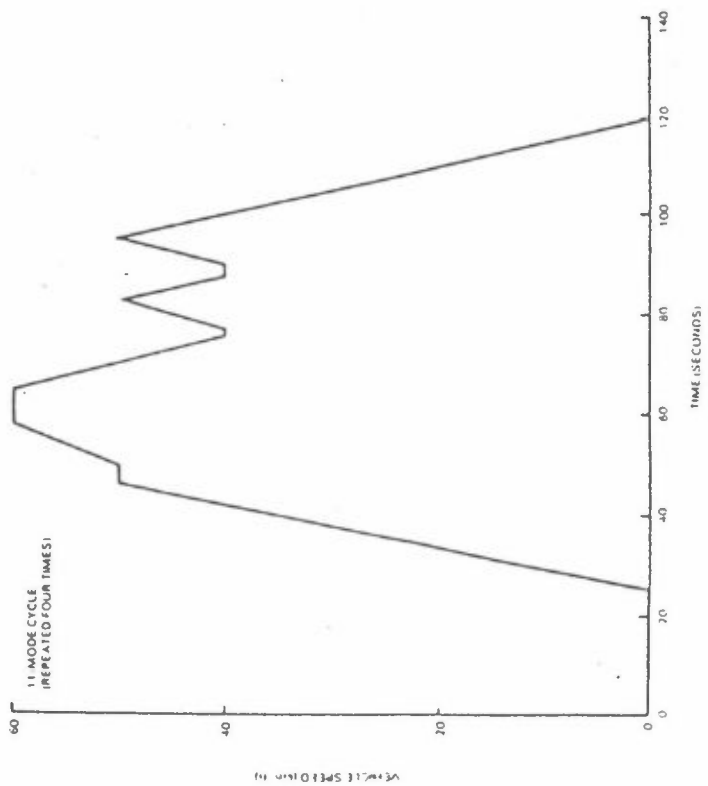
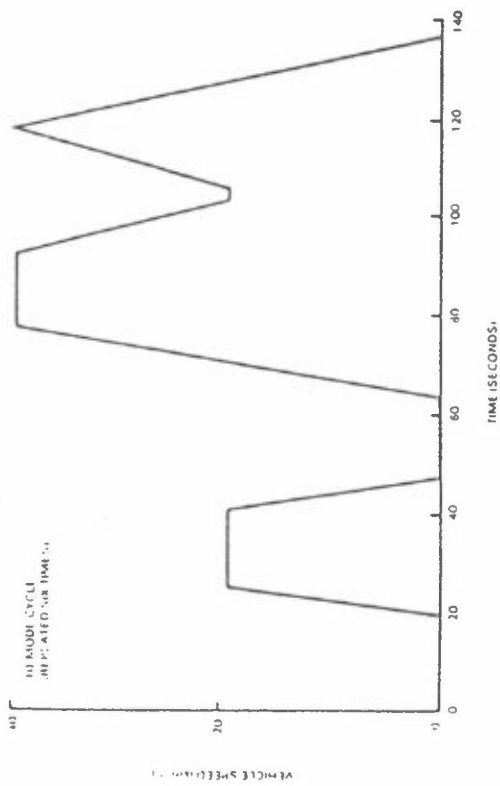
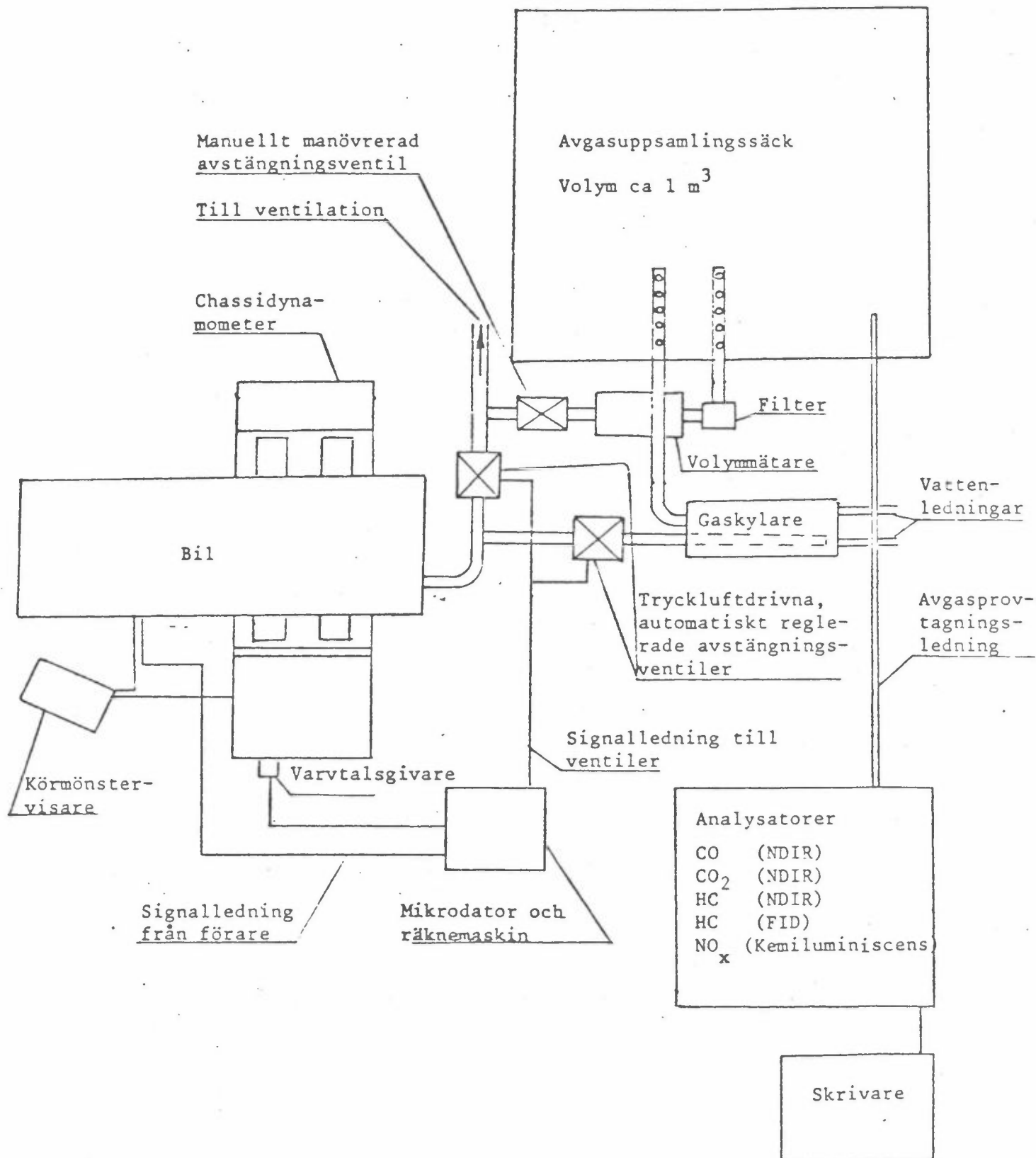


Figure 1. Japanese Test Procedure Driving Cycles

Dessutom användes viss verkstadsutrustning för kontroll av bilens injustering och funktion.



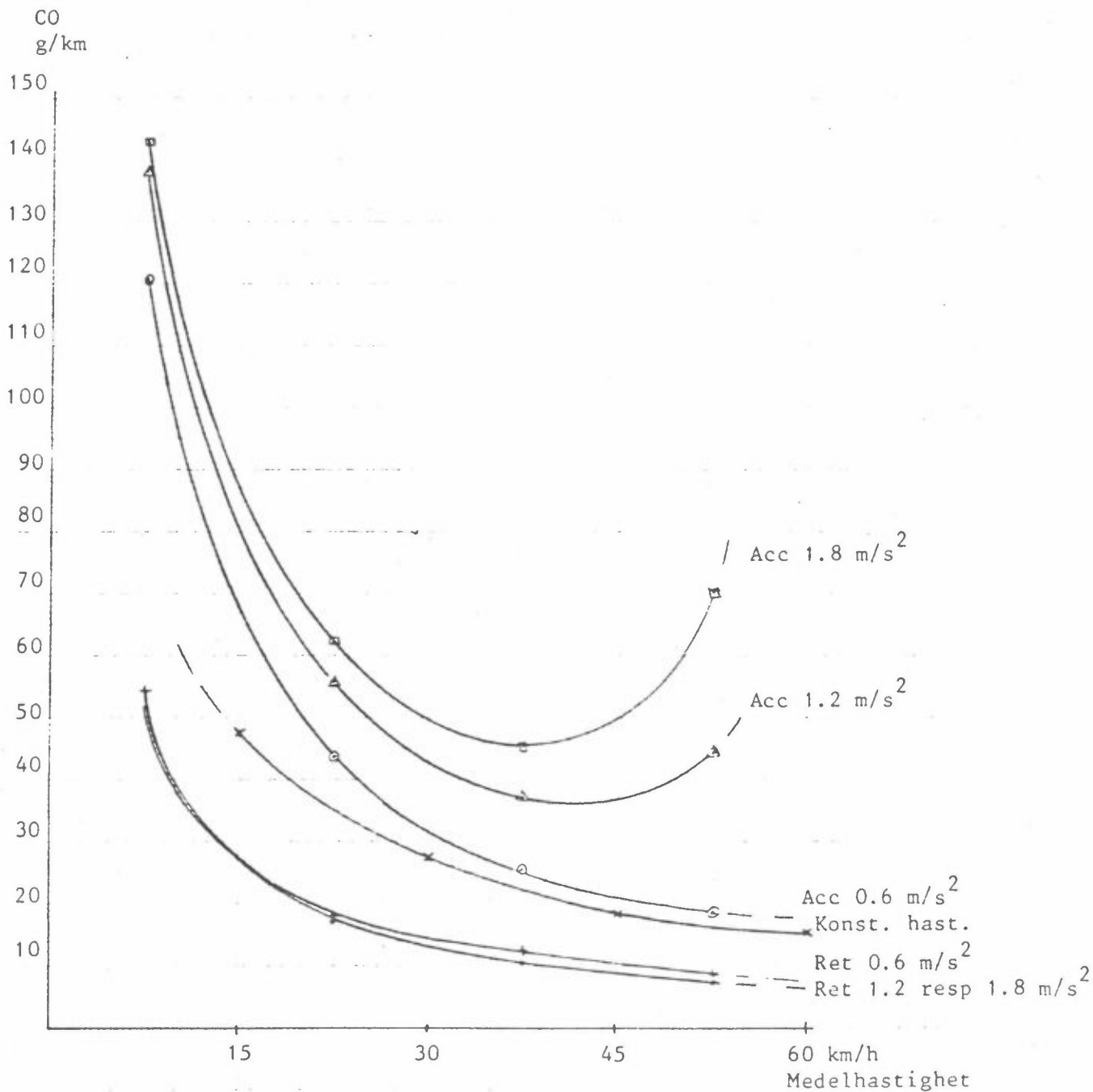
Figur 4. Provtagnings- och mätutrustning för emissionsfaktor försök

Figur 5

Samband mellan koldioxidutsläpp i g/km och medelhastighet vid acceleration, konstantkörning resp. retardation. Mätning vid 20°C på varmkörda bilar.
Medelvärde för 57 bensindrivna bilar.

1981-09-07

Eg

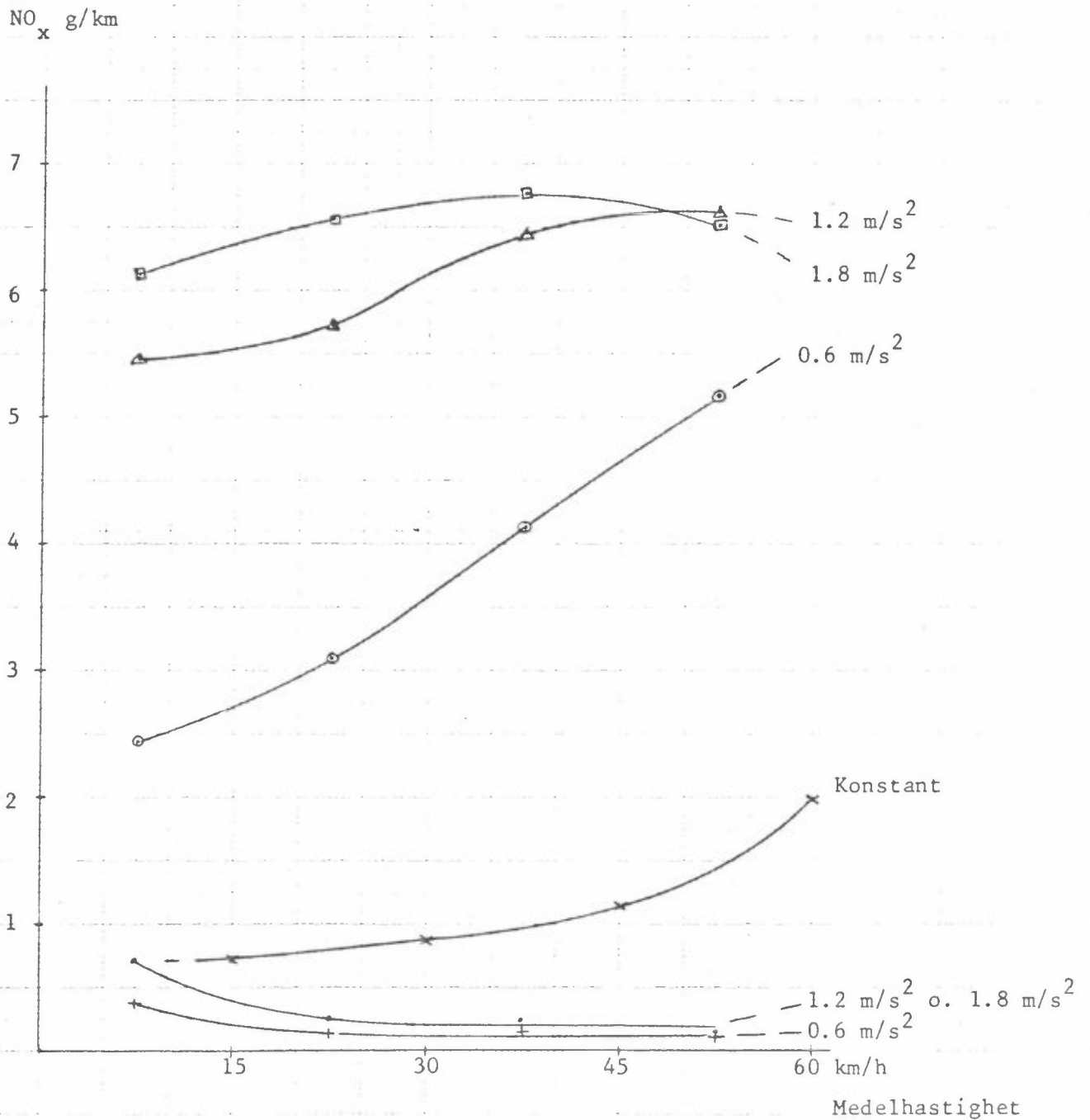


Samband mellan kväveoxidutsläpp i g/km och medelhastighet vid acceleration, konstantkörning resp retardation. Mätning vid 20°C på varmkörda bilar. Medelvärde för 57 bensindrivna bilar.

1981-11-19

Eg

Figur 6



SIS 100/100 11-1-1981

10 11-1-1981

STATENS NATURVÅRDSVERK
Bilavgaslaboratoriet, Studsvik

B 3

Utsläppsfaktorer för CO och NO_x, tunga dieselfordon

Tommy Bertilsson

Presentert ved "Nordisk seminar om beregningsmetoder for bilavgasser", Vettre v/Oslo, 9.-10. desember, 1981

Sammandrag

Ett försök har gjorts att översätta utsläppsvärden, uppmätta vid USA 13-mode-förfarande, till utsläpp vid körning i trafik. Med ledning av beräknat effektbehov och specifika utsläpp vid 13-mode-cykeln har uppskattningar gjorts av utsläpp vid vissa körtillstånd. Dessa ansluter sig till dem som gäller för personbilar. Emissionsmatrisen genomgår nu en omarbetning som kommer att ge delvis nya utsläppsvärden.

Utsläpp av koloxid och kväveoxider

Tidigare mätningar har gett vid handen att för överslagsberäkningar kan ett konstant utsläpp i g/Hkh användas i olika belastningsfall. De specifika utsläpp som använts i matrisräkningarna är för CO 6.6 g/Hkh och för NO_x 11 g/Hkh. Det finns möjligheter att låta det specifika utsläppet variera med belastningen men då krävs ett större utsläppsmaterial än det som fanns tillgängligt när arbetet på emissionsmatriserna började.

Effektbehov

Ett fordons effekt åtgår för att övervinna rullningsmotstånd, luftmotstånd och lutningsmotstånd. Vid acceleration åtgår effekt även för att övervinna fordonets tröghet. Luftmotståndet är ungefär lika stort för alla

lastbilar och beror således bara av hastigheten. Rullningsmotståndet är ungefärligt proportionellt mot fordonsvikten och därtill beroende av hastigheten. Lutningsmotståndet är beroende av fordonsvikt och lutning. I emissionsmatrisen räknar vi dock enbart med plana vägar, varför lutningsmotståndet bortfaller. Accelerationsmotståndet beror av fordonsvikt och acceleration.

Luftmotståndet har antagits ge en förlusteffekt enligt formeln $P = C_1 \cdot V^3$. Konstanten C_1 har bestämts ur erfarenhetsvärden publicerade i SAE Journal, August 1975, sid 40-43 "Reducing Truck Aerodynamic Drag", med hänsyn till att svenska lastbilar normalt är något lägre än amerikanska.

Rullningsmotståndet har antagits ge en förlusteffekt enligt formeln $P = m \cdot C_r \cdot V^{1.5}$, där m är massan. Konstanten C_r har bestämts ur erfarenhetsvärden hämtade ur nyss nämnda referens.

Effektåtgång för acceleration kan beräknas ur $F = a \cdot m$ och $P = F \cdot v$. Således fås $P = a \cdot v \cdot m$. Härvid har inte tagits hänsyn till den effekt som går åt för att accelerera roterande eller oscillerande massor i fordonets drivsystem.

Utsläppsmatris

För att karakterisera körförhållandena i stadstrafik har samma indelning i hastighetsklasser och accelerationsklasser använts som för lätta fordon. I denna används accelerationerna 0.6, 1.2 och 1.8 m/s² mellan hastigheterna 0, 15, 30, 45 och 60 km/h. Därutöver används konstant hastighet 15, 30, 45 och 60 km/h samt tomgång. Retardationerna har inte tagits med då osäkerheten om vad som händer vid dessa med dieselfordon är mycket stor. Medeleffektbehovet för varje körmode och viktklass har beräknats och multiplicerats med de specifika utsläppen för CO respektive NO_x.

Nuläge

För närvarande pågår arbete med att modifiera utsläppsfaktorerna med hjälp av data från emissionsprov på ett stort antal fordon som ingår i laboratoriets undersökningar för bilavgaskommittén. I detta arbete kommer olika specifika utsläpp att ansättas för olika belastningar. Detta medför att utsläppen för de olika moderna kommer att ändras. I de fall trafiken är mycket långsam eller mycket snabb kommer de beräknade utsläppen för ett gatuavsnitt att ändras.

Fortsatt arbete

Förhoppningsvis kommer vi att få möjlighet att, som ett nordiskt samarbetsprojekt, genom bland annat körmönsterundersökningar i trafik göra säkrare bedömningar av effektbehov och motorvarvtal vid körning i trafik. Vi vill också gärna försöka verifiera antagandet att utsläppen vid acceleration med dieseldrivna fordon kan beräknas ur "steady-state" data.

B 4 UTSLIPPSFAKTORER FOR NORSK BILPARK I FORHOLD TIL SVENSK
UTSLIPPSFAKTORER

Wenche Haugstuen

Presentert ved "Nordisk seminar om beregningsmetoder for
bilavgasser", Vettre v/Oslo, 9.-10. des., 1981.

1. INNLEDNING

Sverige har andre avgasskrav til bensindrevne personbiler enn de andre nordiske land. For utarbeidelse av en felles nordisk beregningsmetode av forurensningen fra bilavgasser i trafikkerte gater, må utslippsfaktorer for norsk og svensk bilpark sammenlignes.

Ut fra målinger utført ved Bilavgasslaboratoriet i Studsvik og ved Svensk Bilprovning samt de undersøkelser av den norske bilpark som er gjort ved STI, har vi forsøkt å klarlegge om det er noen forskjell i utslippene og eventuelt hvor stor denne forskjellen kan være. Sammenligningen må gjøres med henblikk på den svenske beregningsmetoden og de usikkerheter som ligger i denne. Modellen tar for seg bare CO og NO_x.

2. BENSINDREVNE PERSONBILER

2.1. Resultater fra målinger av nye biler

Siden 1977 er det blitt foretatt stikkprøver av nye biler i Norge. Disse foretas ved STI og bilene skal være gått minst 3000 km. Bilene stilles til rådighet av importør som også har ansvaret for at motorjusteringer etc. er korrekte.

Vi har nedenfor regnet ut et midlere utslipp for disse stikkprøve-bilene. Måleprosedyren er ECE med kaldstart.

Tabell 1. Utslipp fra nye biler målt ved stikkprøver i Norge.

	1977	1978-80
CO g/km	25	23
NO _x g/km	-	1,6

Bilprovningen i Sverige har foretatt målinger av nye biler siden 1976. Utvalget av biler er gjort ved å måle et stort antall biler av 5-6 bilmodeller.

Hvilke bilmodeller som velges ut varierer fra år til år, men store og små biler av europeisk og japansk fabrikat er representert.

Bilene ble målt i den stand de var mottatt i, men ingen av bilene var eldre enn ett år. Målemetoden var CVS-1 og for å kunne sammenligne med de norske målingene må resultatene regnes om til ECE-prosedyren. Imidlertid vil faktorene for omregninger variere fra bil til bil, men da det ikke har vært gjennomført slike målinger for alle biler, må man benytte en ligning basert på et gjennomsnitt. Vi har brukt resultatene fra en tysk undersøkelse, (1).

Tabell 2 gir utslippene fra de svenske bilene.

Tabell 2. Utslipp fra nye biler målt ved Svensk Bilprovning.

	1976 (2)		1977 (3)		1979-80 (4)	
	CVS	ECE ¹⁾	CVS	ECE ¹⁾	CVS	ECE ¹⁾
CO (g/km)	20	25	19	23	20	25
NO _x (g/km)	1,4	1,4	1,6	1,7	1,4	1,4

1) Beregnet

2.2. Resultater fra målinger av brukte biler.

For å kunne sammenligne målinger av brukte biler er det mange parametre som må være like. Bilene må være samme årsmodell, være kjørt omtrent like langt når de måles, være i samme vedlikeholds-stand og utvalgene bør omfatte biler av samme type.

Vi skal nedenfor gjengi resultatene fra svenske og norske undersøkelser av brukte biler.

Tabell 3. Utslipp fra brukte biler i Sverige. Naturvårdsverket.

	ECE-varm (g/km)		ECE-kald (g/km)	
	CO	NO _x	CO	NO _x
SNV PM 891(5)	42	1,8	-	-
SNV PM 1135(6)	27	1,3	43(±15)	1,5(± 0,4)

Begge de nevnte undersøkelsene i tabell 3 hadde som hovedhensikt å måle utslippene ved ulike belastninger. Målingene etter ECE-prosedyre ble gjort for å få et mål for bilenes tilstand.

SNV PM (5) omfattet 35 biler av 1967-75 modeller.

Målingene ble foretatt i 1976, og bilene ble målt i den tilstand de ble levert i. Utvalget av biler tror vi er representativt for Norge i dette tidsrom. I SNV PM 1135(6) rapporteres målinger av 12 biler. De var 1977-78 årsmodeller, og målingene ble foretatt i 1978. Bilene ble målt i den tilstand de ble levert i til laboratoriet. Vi tror ikke utvalget av biler er representativt for Norge i denne perioden. De fleste bilene var forholdsvis store og tunge, og det fantes ingen japanske bilmodeller i utvalget.

Spredningsmodellen for Sverige bygger på disse to rapportene vi her har referert.

Bilprovningen i Sverige har også målt utslippene fra biler i bruk. Bilene ble målt den gang de var nye og deretter etter en viss tid. Utvalget bestod av mange biler av få bilmodeller. Både store og små biler ble tatt med. Bilene ble målt i den tilstand de ble mottatt i.

Vi har nedenfor satt opp resultatene fra to slike undersøkelser. Målingene ble foretatt etter CVS-1 prosedyre og vi har omregnet resultatene til ECE-verdier etter formelen i (1).

Tabell 4. Utslipp fra brukte biler i Sverige. Bilprovningen

Rapport	Årsmodell	CVS-1 (g/km)		ECE-kald (g/km) ¹⁾	
		CO	NO _x	CO	NO _x
915 (3) (1979)	1976	21	1,6	27	1,7
	1977	23	1,6	31	1,7
8106(4) (1980)	1977-78	24	1,5	33	1,6

1) Beregnet

Ved STI har vi gjort to undersøkelser av brukte bilers avgassutslipp. Bilene ble målt i den tilstand de var i ved levering til laboratoriet.

Undersøkelsen "Betydningen av bilens vedlikehold" (7) omfattet 36 biler av ulike bilmodeller. Målingene ble foretatt i 1978, og bilene var av årsmodell 1973-75.

Ialt 80 biler ble målt i undersøkelsen "Avgassutslipp fra brukte biler". Bilene var ulike modeller førstegangsregistrert 1974-1977. Målingene ble utført i 1979, og det ble ikke gjort noe med bilene før de ble prøvet.

Resultatene som kom fram i de to undersøkelsene er satt opp i tabell 5.

Tabell 5. Utslipp fra brukte biler i Norge.

	ECE-varm(g/km)		ECE-kald(g/km)	
	CO	NO _x	CO	NO _x
Betydn. av bilens vedl.(7)	24	1,3	-	-
Avgassutsl.fra br. biler(8)	-	-	30	1,6

Utvelgelsen av biler skjedde på frivillig basis. Siden under halvparten av de spurte var villige til å stille sin bil til disposisjon vil trolig de målte bilene ikke være helt representative for den norske bilpark. Antakelig vil de som viser størst interesse for sin bil og dermed trolig vedlikeholder den godt, villigst låne den ut til slike undersøkelser.

2.4. Bruk av de svenske nomogrammene for norske bensinbiler

For å beregne utslippet fra biltrafikken i bestemte gater eller områder, har svenskene utarbeidet en beregningsmetode (9). Den benytter utslippsfaktorer som beskrevet i (10). Vi skal se på hvordan disse utslippsfaktorer er fremkommet, for dermed å kunne sammenligne med norske forhold.

Hittil har vi ikke kunnet måle avgassutslippet ved ulike temperaturer i Norge. Det er kun gjort en forsøks-serie ved STI, og resultatene fra disse målingene stemmer overens med verdiene man fant ved ECE-måling med kaldstart i 0 °C rapportert i SNV PM 1135. Vi skulle derfor tro at man ikke gjør altfor stor feil ved å anta at økningen i utslipp ved lave temperaturer er den samme for biler i Norge og Sverige.

Avgassbestemmelsene som gjelder i Sverige idag ble innført 1976. Før den tid ble ECE-prosedyren benyttet, men med andre krav. Det var imidlertid ikke så stor forskjell, og siden kravene både i Sverige og i resten av Europa var forholdsvis svake, antar vi at avgassutslippet var det samme. Både i Norge og i Sverige er ca. 50% av den totale bilpark eldre enn fra 1976. (10)(11).

Bilene som ble målt i de to undersøkelsene beregningsmodellen er basert på, var forholdsvis tunge. Dessuten var ingen japanske bilmerker representert. Vi tror bilene i dette utvalget er tyngre enn hva bilene gjennomsnittlig er i Norge. Selv om den svenske utgaven av en bilmodell vil slippe ut mindre avgasser enn den utgaven som selges i Norge, tror vi at i spredningsmodellen blir dette kompensert ved at denne bygger på større biler enn hva som er gjennomsnittet for den norske bilpark.

De aldringsfaktorer for CO man har benyttet i den svenske modellen synes noe høye for biler registrert etter 1976 i forhold til faktorene for norske biler. Årsaken er det renseutstyr som må påmonteres noen biler for at de skal overholde kravene.

2.5. Den fremtidige bilpark

Den svenske beregningsmodellen baseres på at den gjennomsnittlige forbedring av utslippet for nye biler av 1976-modell i forhold til 1971-75-modell kan settes til 20% for CO og 35% for NO_x. Med utgangspunkt i disse reduksjoner samt bilparkens alderssammensetning og aldringsfaktor har de så beregnet reduksjonen fram til år 2000. De har ikke tatt hensyn til en mulig utvikling i avgasskravene og en forbedring av dagens teknologi.

Etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn har vi ved STI laget prognoser for utviklingen i avgassutslipp ved ulike kravnivå (12). Vi har da antatt en viss utvikling i teknologien i forhold til dagens tilstand, også en forbedring i renseteknologien. Videre har vi tatt hensyn til årlig kjørelengde etter alder, overlevelsesfaktor, bilens vedlikeholdstilstand og økningen i utslipp med alder.

Sammenligning av de svenske verdiene med tallene vi kom fram til ved innføring av ECE-15-04 fra 1/1-83 og deretter ingen strengere krav innen år 2000, er gjort i tabell 7. Utslippet er relativt 1980-nivå.

Tabell 7. Utslipp relativt 1980-nivå. Svenske og norske prognoser.

År		1985	1990	2000
CO	SV	0,96	0,93	0,91
	STI	0,89	0,79	0,79
NO _x	SV	0,83	0,71	0,69
	STI	0,95	1,0	1,13

3. DIESELDREVNE KJØRETØY

Dieseldrevne kjøretøy inndeles i personbiler, lette lastebiler (bruttovekt <10 tonn) og tyngre kjøretøy (bruttevekt >10 tonn) i de svenske nomogrammene. Det er antatt at dieselbilene følger samme kjøremønster som bensinbilene i byene.

De norske bestemmelsene er datert 1964 og røkutslippet skal ikke overskride 5,5 målt etter Bosch røkskala. Målingen foretasetter fri-akselerasjonsmetoden.

Svenskene har andre bestemmelser. Disse ble innført i 1969 og er basert på en annen målemetode. Dette gjør det vanskelig å kunne sammenligne de norske og svenske kravene. For bedre å være sikre på at flest biler overholder kravene er det også innført plombering av innsprøytningspumpen.

Fra målinger gjort i 1973 av svenske biler går det frem at 95% av bilene hadde røkutslipp under 4,5 Bosch-enheter. Halvparten hadde under 3,0 Bosch-enheter (13). Etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn målte STI i fjor høst røkutslippet fra biler ute på veien (13). Resultatene viste at 50% av bilene i "nærtrafikk" (dvs. mindre lastebiler som går inne i byen) lå over grensen på 5,5 Bosch-enheter. Av de tyngre kjøretøyene som ble målt utenfor Oslo hadde 17% av disse røkutslipp over den tillatte grensen. 2/3 av de som ble målt var svenske merker.

Vi tror ikke bilene i Norge har høyere røkutslipp enn de svenske bilene når de er nye. Det dårlige resultatet i Norge skyldes antakelig dårligere vedlikehold.

Når det gjelder sammenhengen mellom røkutslipp og utslipp av andre avgasser er forholdet komplisert og ikke entydig. Årsaken er at røkutslippet kan skyldes en rekke faktorer som hver for seg kan påvirke utslippene av avgasser på forskjellige måter.

For CO-utslippet og røkutslippet er det vanligvis en viss omvendt proporsjonalitet med luftoverskuddet. Det vil si at generelt vil en senking av en motors røkutslipp også bety lavere CO-utslipp.

NO_x og HC-utslippet avtar med senere innsprøytingstidspunkt, men røkutslippet øker. Om røkutslippet skyldes galt justert innsprøytingstidspunkt vil det sannsynligvis kunne sies generelt at om røkutslippet reduseres vil NO_x og HC-utslippet øke. Tilsvarende gjelder også for røkutslipp som skyldes mekaniske årsaker i motoren. Dersom et for stort røkutslipp skyldes feil ved en dyse vil vi tro at om det rettes vil NO_x-utslippet øke, men HC-utslippet avta.

3.1. Bruk av de svenske nomogrammene for norske dieselkjøretøy

Scania og Volvo i Norge opplyser at her er deres samlede

markedsandel ca. 70%. Dette gjelder tunge kjøretøy (>10t). I Sverige er 80-90% av de tunge kjøretøyene svenske merker.

Resultatene fra de siste målinger i Studsvik tyder på at det ikke er stor forskjell mellom utslippene fra svenske og andre europeiske merker (14).

Når det gjelder lettere dieseldrevne lastebiler (< 10 tonn) har Volvo to modeller, mens Scania ikke kan levere biler i denne vektklassen.

Ut fra dette skulle det ikke være noen grunn til å tro at sammensetningen av denne gruppen avviker i Norge og i Sverige.

Det er spesielt til det totale NO_x-utslippet dieselbilene vil bidra. Siden det ser ut til å være en omvendt proporsjonalitet mellom røkutslipp og NO_x-utslipp, er det ikke sikkert de norske bilene slipper ut mer NO_x enn de svenske.

4. KONKLUSJON

Sammenligningen mellom svenske og norske utslippsfaktorer er foretatt med henblikk på den foreslåtte svenske beregningsmodellen. Resultater fra målinger gjort i Sverige og i Norge gir ikke entydig svar på forskjellen i utslipp fra de to lands bensinbilpark. Tar man i betraktning de usikkerheter beregningsmodellen er beheftet med, kan vi ikke se det er noen grunn til å skille mellom utslippsfaktorene. Denne konklusjonen er noe usikker idet det foreligger få direkte sammenlignbare målinger.

Heller ikke når det gjelder dieseldrevne kjøretøy gir det foreliggende materialet grunn til å skille mellom svenske og norske utslippsfaktorer. Vi vil imidlertid presisere at det ikke finnes direkte sammenlignbare målinger fra Sverige og Norge.

- (1) Bang, J.R., Kap. 4. Målinger av og bestemmelse for utslipp. STI-opdrag nr. 82/78. Statens tek. inst. 1979.
- (2) Kontroll av avgassutslipp. Delrapport nr. 3. Teknisk rapport nr. 702. AB Svensk Bilprovning. 1977.
- (3) Kontroll av avgassutsläpp samt undersøkning av förenklade provningsmetoder. Teknisk rapport nr. 915 AB Svensk Bilprovning 1979.
- (4) Kontroll av avgassutsläpp. Teknisk rapport nr. 8106 AB Svensk Bilprovning 1981.
- (5) Bilavgaser i gatumiljö - modell och modelltest Statens naturvårdsverk PM 891. Stockholm 1977.
- (6) Bertilsson, T., Emissioner från personbilar vid olika belastningsfall vid hörning inomhus och utomhus II. Statens naturvårdsverk PM 1135. Studsvik 1979.
- (7) Bang, J.R., Betydningen av bilens vedlikehold. Statens teknologiske inst. Oslo 1979.
- (8) Byklum, K.B., Bang, J.R., Avgassutslipp fra brukte biler. Statens teknologiske institutt. Oslo 1980.
- (9) Boström, C.-E., Nomogram och handledning för beräkning av koloxid och kväveoxider från trafik. Arbetshandling, Statens naturvårdsverk 1980.
- (10) Persson, B., Utsläppsfaktorer för personbilar och lastbilar, Arbetshandling, 1980.
- (11) Bil og vei statistikk 1981. Opplysningsrådet for biltrafikken.
- (12) Haugstuen, W., Bang, J.R., Prognoser for utslippsmengder ved ulike avgasskrav. STI 1981.
- (13) Bang, J.R., Rickertsen, G., Røkutslipp fra brukte diesel- vare- og lastebiler. STI, Oslo 1981.
- (14) Samtale med Tommy Bertilsson

C 1

Bakgrundshalter i städer

Carl-Elis Boström

Presenterat vid "Nordisk seminarium om beräkningsmetoder för bilavgaser", Vette V/Oslo, 9-10 december 1981.

Bakgrundshalt kan ha olika innebörd. Man talar om regionala och lokala bakgrundshalter. För koloxid och kväveoxider är årsmedelvärdet av de regionala halterna i Skandinavien ca 0,1-0,5 mg/m³ (CO) resp 10 µg/m³ (NO_x). Den regionala bakgrunden för timvärden kan variera avsevärt. Höga regionala bakgrundshalter kan erhållas under speciella episoder.

I en stad bidrar trafiken, bostadsuppvärmningen och industriella utsläpp till den lokala bakgrundshalten. För koloxid och kväveoxider kan den lokala bakgrundshalten i allmänhet tillskrivas trafiken och bostadsuppvärmningen. Det är komplicerat att uppskatta eller uppmäta den reella lokala bakgrunden inne i en stad. En punkt ovan tak i närheten av en gata påverkas stundtals av utsläppen från denna. Vid de mätningar som naturvårdsverkets luftlaboratorium genomför åt Bilavgas-Koloxid härrör nästan uteslutande från biltrafiken och undergår mycket långsamt oxidation till koldioxid. Halveringstiden rör sig om månader. Kväveoxiderna utsläpps primärt som kvävemonoxid. En omvandling sker i luften i första hand till kvävedioxid. Kvävedioxid omvandlas i sin tur till salpetersyrighet och salpetersyra.

Andelen kvävedioxid av totala kväveoxidhalten varierar beroende på vilken typ av medelvärden man betraktar. För halvårsmedelvärdet i en stad är fördelningen ca 50 % NO och 50 % NO₂. För höga halter typ 99-procentil är fördelningen 60-90 % NO och 10-40 % NO₂. Andelen NO₂ och NO_x varierar med transportavståndet. Således är i en stad med liten ytsträckning andelen NO₂ av NO_x ovan tak mindre än i en stad med större yta.

Vid de mätningar som naturvårdsverkets luftlaboratorium genomfört åt Bilavgaskommittén framkom följande halter "ovan tak" grundade på drygt 1 års mätningar 80/81.

Tabell 1. Halter "ovan tak" vid de olika mätgatorna. För CO 8h-medelvärden och för NO_x och NO₂-timmedelvärden

Stockholm	Koloxid mg/m ³			NO _x µg/m ³			NO ₂ µg/m ³		
	50-%	70 %	99 %	50-%	70 %	99 %	50 %	70-%	99 %
Gata	50-%	70 %	99 %	50-%	70 %	99 %	50 %	70-%	99 %
S1	0,7	1,3	6,0	50	79	606	32	44	129
S2	1,2	2,1	9,7	45	71	365	25	33	97
S3	1,0	1,9	6,7	60	93	373	38	58	119
S4	1,2	2,1	11,5	50	76	241	27	35	64
S5	0,8	1,2	6,2	46	96	635	35	49	290
S6	1,0	1,5	6,6	42	67	288	29	38	98
S7	2,1	3,3	12,6	71	145	876	31	55	135
S8 ^{x)}	0,7	0,9	2,8	25	43	234	20	31	75

x) 27 m från vägbanans kant. Hushöjd = 0

Umeå

U1	1,1	1,7	5,9	29	51	450	20	33	84
U2	0,9	1,3	8,2	29	53	759	20	31	101
U3	1,3	2,0	7,9	57	113	1155	24	37	136
U4	1,3	2,4	11,6	41	104	1032	22	41	97

Örebro

Ö1	1,2	2,1	12,3	17	36	192	13	27	73
Ö2	0,7	1,2	6,7	13	35	352	15	37	86
Ö3	0,4	0,6	2,1	19	40	362	13	27	146
Ö4	0,9	2,1	9,9	13	42	386	5	23	77

För 50-procentilen av koloxid ovan tak finns det ingen markant skillnad mellan de olika städerna vilket antyder att bakgrundshalten beror på utsläppet inom ett närområde. För kväveoxider finns det en skillnad i halter ovan tak som beror både på stadens storlek och klimat.

Vid tolkning av 99-procentilen måste hänsyn tas till att takpunkten kan påverkas av utsläppet på själva gatan. De värden som anges för 99-procentilen är inget korrekt värde på bakgrunden. Det ideala fallet för att erhålla bakgrunden är då vinden blåser tvärs gatan och takpunkten ej påverkas av utsläppet från själva gatan.

Det kan förmodligen även inträffa meteorologiska situationer med kraftiga inversioner och låg blandningshöjd. Skillnaden blir då ej så stor mellan halterna i gaturummet och ovan tak.



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Tlf. Lillestrøm 71 41 70 - Postboks 130 - 2001 Lillestrøm

C 2

FORDELING AV LUFTFORURENSNING I GATEROM
Steinar Larssen

Presentert ved "Nordisk seminar for beregningsmetoder for bil-
avgasser", Vettre ved Oslo, 9-10. desember 1981

Den romlige fordeling av forurensning i et gaterom er avhengig av

- romlig fordeling av utslippet
- luftstrømmene i gaterommet.

Luftstrømmene bestemmes av atmosfærevinden i området over bebyggelsen. Det vindbildet som denne setter opp i gaterommet er avhengig av vindens styrke og retning i forhold til gateretningen, samt hvordan bygningsmassen i de nærmeste omgivelser ser ut. Også turbulensen og luftbevegelsen som skyldes trafikken påvirker luftstrømmene i gaten.

Ved ellers vindstille vil trafikken skape turbulens og luftstrømmer i bakkesjiktet (de laveste 3-4 m). Ved enveiskjorte gater vil trafikken oftest gi en resulterende vind i retning med trafikken. Ved trafikk i begge retninger, vil luftbevegelsene bli mer kompliserte. Atmosfærevindens evne til å påvirke de luftbevegelser trafikken skaper, øker med vindens styrke. Ofte vil vindstyrken være sterk nok til å dominere.

Maksimale forurensningskonsentrasjoner opptrer imidlertid oftest ved svært lave vindstyrker og derfor er det spredningen i gaterommet ved svært lave vindstyrker som er mest interessant.

Som en forenkling kan en diskutere fordelingen av forurensning langs de 3 akser i gaterommet:

- fordeling på tvers av gateretningen
- fordeling med høyden
- fordeling langs kvartalet i gateretningen.

I det følgende vil en kort diskutere eksempler på fordeling som skyldes spredningseffekter.

Fordeling på tvers av gateretningen

Georgii (1) var den første som utførte systematiske målinger i gaterom for å studere spredningseffekter. På bakgrunn av resultatene av sine målinger i gater i Frankfurt formulerte han ideen om utlufting av gaterommet ved hjelp av en virvel (figur 1). Dette gir en forskjell i konsentrasjon på de to gatesidene, med høyest konsentrasjon på lésiden. Hans målinger viste at effekten av virvelen avtok med vindstyrken, og at den var lite effektiv ved vindstyrker over tak mindre enn 1 m/s (figur 2).

APRAC-modellen (figur 3) utarbeidet ved Stanford i USA (2) tar opp Georgii's konsept. Tilpasningskonstanter er funnet ved hjelp av målinger i San Jose og i St.Louis. Stanford-modellen forutsetter at vindstyrken er stor nok til å sette opp en effektiv virvel i gaten.

En vindtunnel-studie av spredning i gaterom foretatt i Japan (3) ga resultater som lignet på Stanford-modellen (figur 4). Skala-faktoren på 1:100 gjør at overføringen av resultatene til reelle forhold kan diskuteres.

NILU har utført spredningsforsøk i en bygata i Oslo (figur 5) ved hjelp av tracer-gass (SF_6). I gaten er det en-veiskjørt trafikk, 15000 biler/døgn i 3 kjørefelt. Resultatene viste at ved lav vindstyrke var luftstrømmene i bakkesjiktet lite påvirket av vinden over tak. Dette viste seg ved at det i bakkesjiktet var liten forskjell i tracer-gass-konsentrasjon på de to sidene av gaten (figur 5).

Fordeling med høyden

Blant annet i Frankfurt (1) (se figur 1), Stockholm (4) og i Oslo (tracer-forsøk, SF_6) er målt reduksjonen av forurensning i gate-rom med høyden av bakken. Fordelingen med høyden varierer mye fra tilfelle til tilfelle. Stanford-modellen gir en høydefordeling som i noen tilfeller reproduseres ved målinger, i andre tilfelle ikke.

Fordeling langs kvartalet

Stanford-modellen inkluderer ikke posisjonen langs kvartalet. Vindtunnel-studiene fra Japan (3) ble foretatt med vind på tvers av gaten. En fant der gradienter i gateretningen. Eksempler framgår av figur 4.

SF_6 -målingene i Rådhusgata antyder hvordan forholdene kan være i gater der hovedvindretningen er langs gaten. Konsentrasjonen av SF_6 ca 50 m fra krysset var, i 5 forsøk, 35-70% høyere enn den var ca 25 m fra krysset. Dette tyder på en oppbygging av konsentrasjonen langs kvartalet, fra kryss og i retning med hovedvindretningen. Hvert kryss representerer en betydelig mulighet for utlufting, i tillegg til at forurensning fra den kryssende vei også kommer inn i bildet. Overlagret denne variasjon er variasjonen i utslippet langs kvartalet. Utslippet øker gjerne mot kryss der det ofte oppstår stagnerende og akselererende trafikk. Disse effekter fører til at konsentrasjonsgradienten langs et kvartal kan variere mye fra kvartal til kvartal, avhengig av hovedvindretningen i forhold til gaten, kvartalets lengde, enveis/toveis trafikk og trafikkreguleringen.

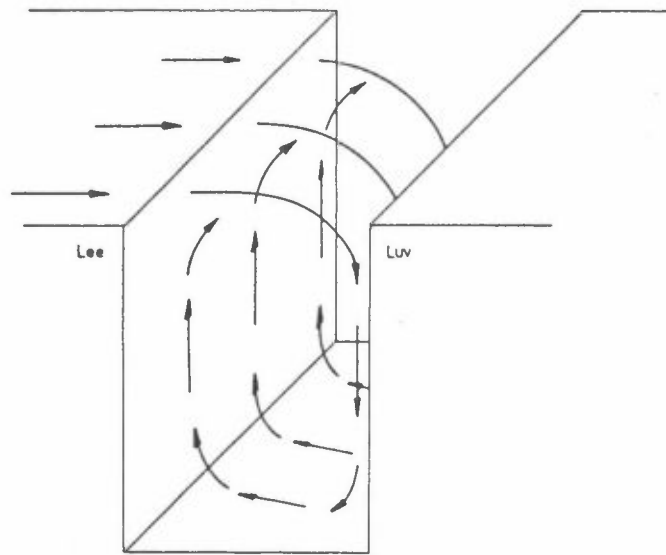
REFERANSER

- (1) Georgii, H.-W.
Busch, E.
Weber, E. Untersuchung über die zeitliche und räumliche Verteilung der Immissions-Konzentration des Kohlenmonoxid in Frankfurt am Main. Frankfurt a.M. 1967. (Institut für Meteorologie und Geophysik der Universität Frankfurt/Main. Berichte nr. 11).

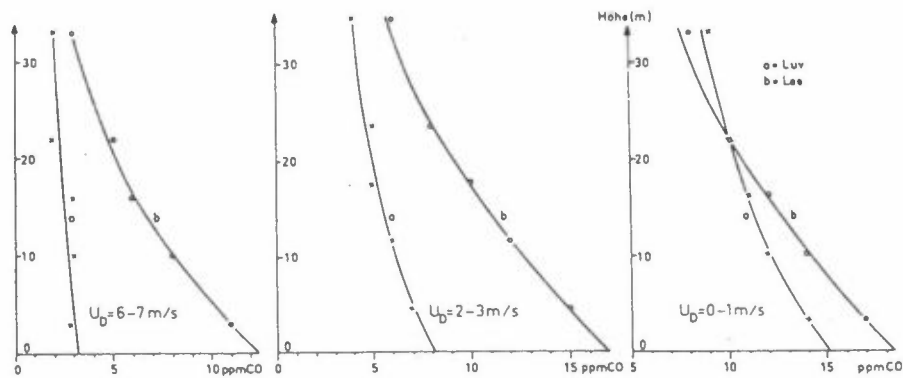
- (2) Dabberdt, W.F.
Ludwig, F.L.
Johnson, W.B. Validation and applications of an urban diffusion model for vehicular pollutants. *Atmos. Environ.* , 7, 603-618 (1973).

- (3) Kitabayashi, K.
Sugawara, K.
Isomura, S. A wind tunnel study of automobile exhaust gas diffusion in an urban district. Proceedings, International Clean Air Congress 4, Tokyo, Japan, 17-20 May 1977.

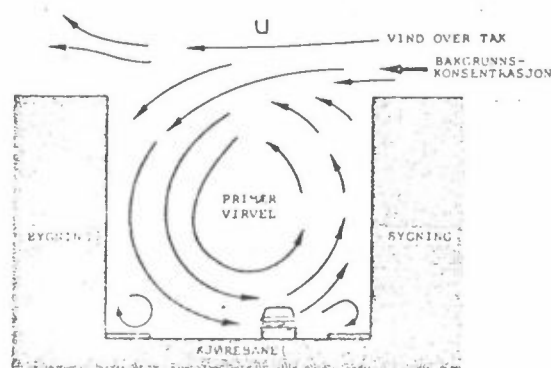
- (4) Bilavgaser i gatamiljö - modell och modelltest. Solna, Statens naturvårdsverk, 1977. (Statens naturvårdsverk. PM 891).



Figur 1: Georgii's ideskisse til luftsirkulasjon i gaterom ved tversvind (ref. 1).



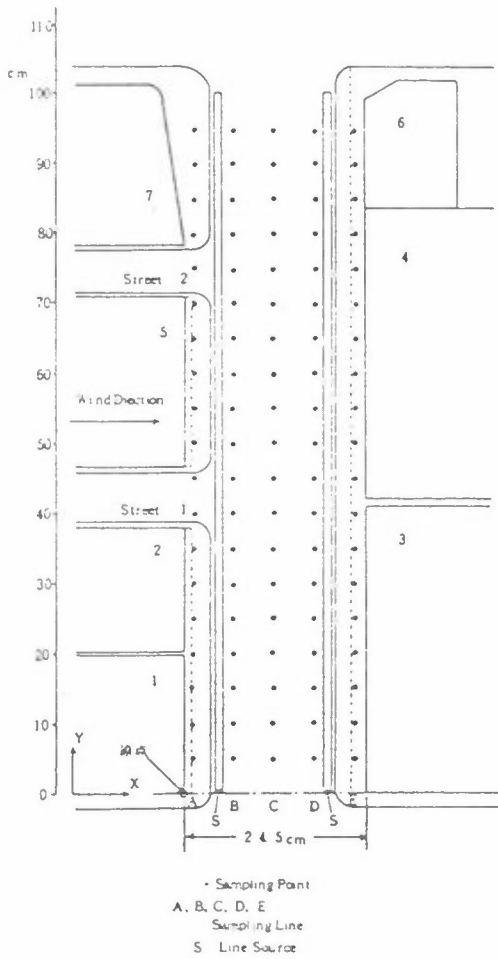
Figur 2: CO-konsentrasjonen som funksjon av høyde over bakken, vindstyrke og gateside. Resultater fra Frankfurt am Main. (ref. 1).



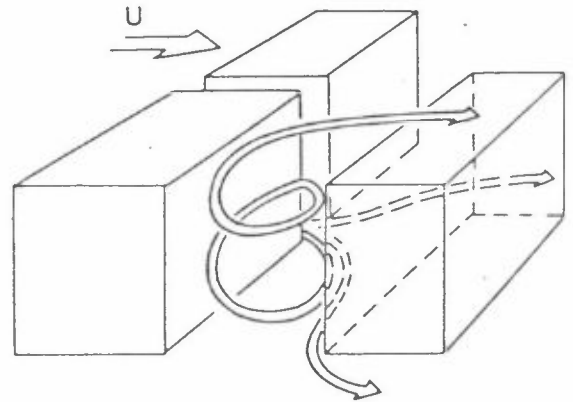
$$\text{Leside kons.: } C_L = k \cdot \frac{Q}{u+0.5} \cdot \frac{1}{L+L_0}$$

Figur 3: Stanford-modellens formulering av gate-virvelen med formel for beregning av leside-konsentrasjon (ref. 2).

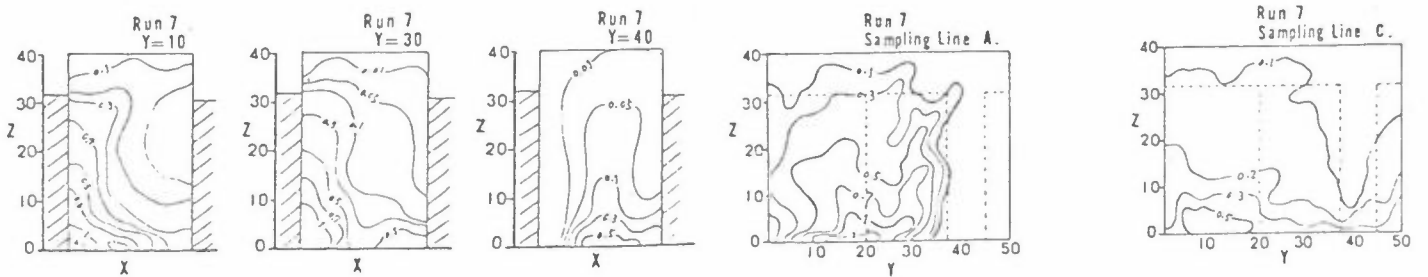
Figur 4: Eksempler på resultater fra spredningsforsøk i vindtunnel (ref. 3).



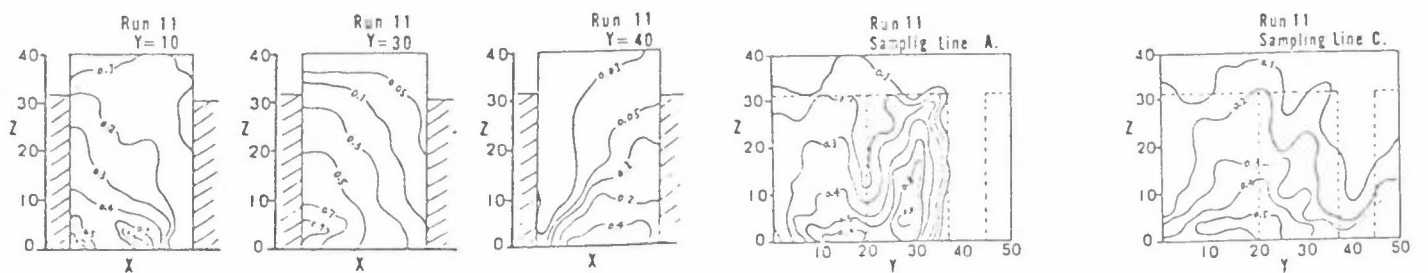
Building and the sampling point distributions in the street canyon.



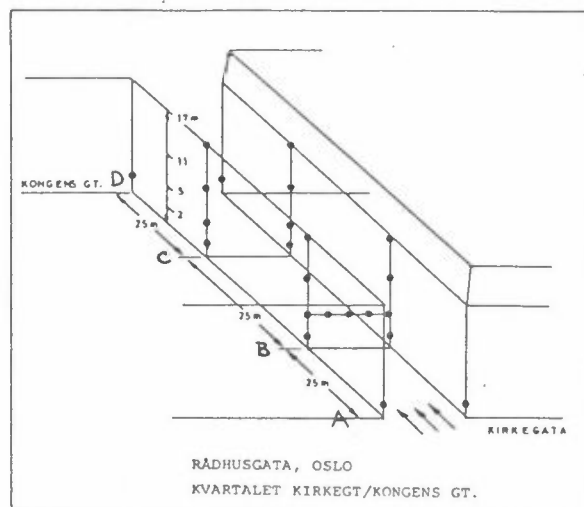
Simplified airflow model in the street canyon.



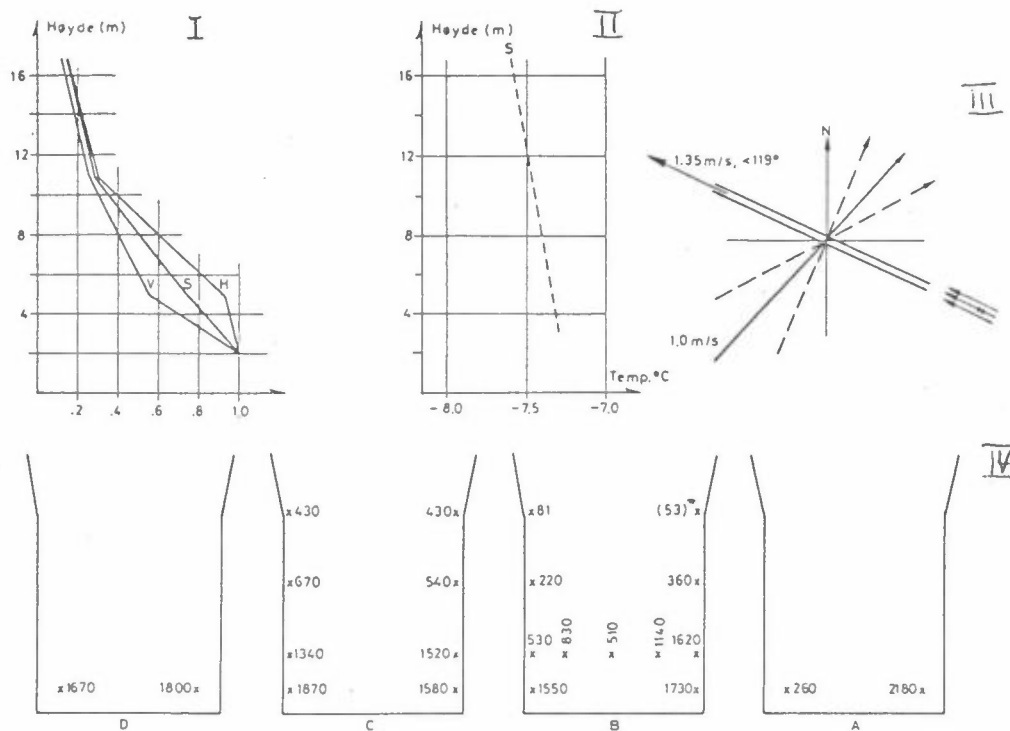
Contour-line distributions in three different vertical planes (X-Z planes) under stably stratified flow condition. Flow velocity is 0.5 m/s and vehicle speed 0 m/s.



Same as Fig. 9-a, but for wind velocity 1 m/s and vehicle speed 2 m/s.



Plasering av målepunkter for prøvetaking av SF₆ og CO i 25/50 ml automatiserte plastsprøyter. (Punktene var ca 0.5 m fra vegg, bortsett fra hjørnepunktene, som var montert på trafikklys-stolper på hjørnet av fortau).



- I Høydefordeling (relativ) V-venstre side, H-høyre side, S-middel
- II Vertikal temp.fordeling i gaterommet (LARS-sonde)
- III Gate- og vindretninger og styrke
- IV SF₆-konsentrasjoner (ppt) i målepunktene.

Figur 5: Eksempel på resultater av spredningsforsøk med SF₆ i Rådhusgata, Oslo. Testen gjelder 6.2.79 kl 1430-1500.

Statens naturvårdsverk
Luftlaboratoriet, Studsvik
611 82 NYKÖPING, Sverige

C 3

Luftföroreningar i gatumiljö, statistik av mätdata

Odd-Hroar Killingmo

Presenterat vid "Nordisk seminar om beräkningsmetoder
för bilavgasser", Vettre v/Oslo, 9-10 december 1981.

Avsikten med denna redogörelse är att mycket kortfattat redovisa förutsättningar för och sammanfattning av mätdata från det svenska Bilavgaskommitté-projektet: Trafikrelaterade luftföroreningar, som har legat till grund dels för modellutveckling och dels för utvärdering av luftföroreningssituationer.

Principiellt

Mätdata från luftföroreningsundersökningar kan bl.a. användas för att studera samband mellan trafikförhållanden och föroreningar vid olika meteorologiska förutsättningar och för att utvärdera luftföroreningskoncentrationer genom jämförelse med riktvärden för luftkvalitet. För att erhålla starka samband och säkra utvärderingar är det önskvärt med simultana mätningar av olika variabler (luftförorenings-, trafik- och meteorologiska-) inom hela deras variationsbredd. Det är också önskvärt med stora datapopulationer som medger en önskad klassindelning och en tillfresställande statistikbehandling av data. Dessa önskemål uppfylls bara delvis idag.

För modellutveckling bör mätningar ske i anslutning till den punkt eller det gatutvärnsnitt som beräkningarna är avsedda för.

För utvärdering av luftföroreningssituationer bör mätningar ske i anslutning till trafiksituationer där man kan förvänta sig maximal human exponering eller på platser som anvisas i riktlinjer för luftkvalitet.

Begränsningar i materialet

Mätningarna genomfördes under 60 veckor med fyra automatiserade vagnar i 16 gatumiljöer. Den sammanlagda mättiden på den enskilda gatan, 5 treveckorsperioder, uppgick sålunda till maximalt 25% av den totala undersökningstiden. Tillfällena med extremvärden för enskilda variabler och perioder med intressanta kombinationer av luftföroreningskoncentrationer, trafiksitua-

tioner och meteorologiska förhållanden kan sålunda ha gått förlorade.

Mätpunkterna nere i gaturummet har av hänsyn till trafikplaneringsintressen placerats mitt inne på kvarteren, ca 3 m ovan varje trottoar och ca 1 m ut från vägg. Mätpunkter på lägre höjd och närmare trottoarkant och gatukorsning hade troligtvis givit högre föroreningskoncentrationer och större frekvens av gränsvärdesöverskridanden än de som redovisas i projektet.

Beräkning av timmedelvärden har baserats på 10 uppmätta korttidsvärden jämnt fördelade under resp. timma. Detta var en teknisk/ekonomisk lösning som ej kunde testas innan projektet startade. Tolkningarna av timmedelvärden är gjorda under förutsättning av att beräkningssättet ger tillräckligt representativa timmedelvärden.

Vid rimlighetsprövning av mätdata med nedanstående datorbaserade kriterier har tveksamma data flaggats (=markerats) enligt följande:

- Stor avvikelse från medelvärde (*)
- Stor avvikelse relativt kringliggande värden (t)
- Lång serie av nästan konstanta värden (-)
- Negativa värden (N)

Ca 8% av det till datorn inmatade materialet har flaggats.

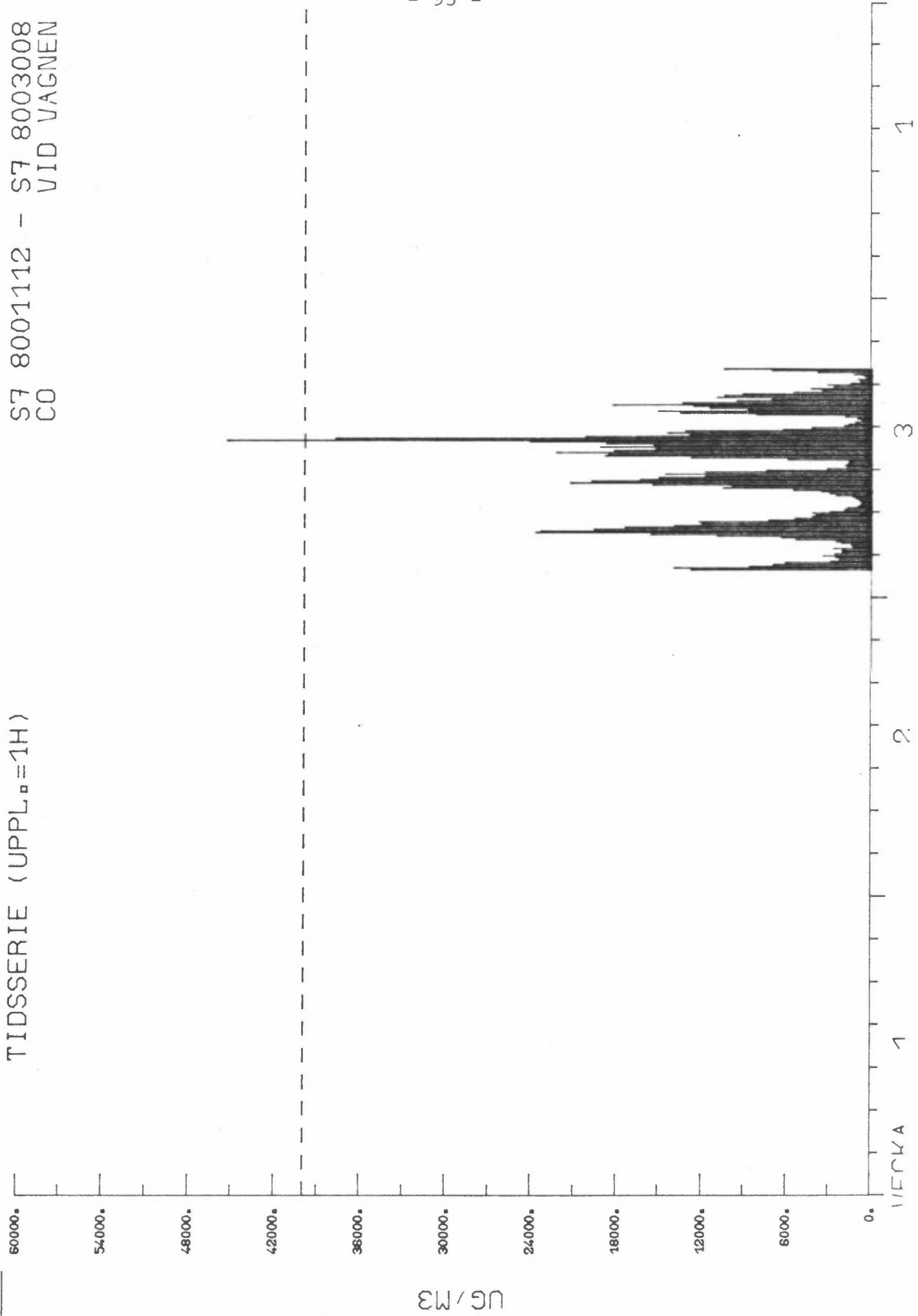
Flaggade värden som var orimliga eller där fel kunde identifieras (t.ex. stansfel, instrumentfel) förkastades, övriga accepterades.

Bortfall av data på grund av dels bristande tillgänglighet på mätutrustningen och dels utfallet av rimlighetstestningen har resulterat i att bortfallet av data för enskilda mätparametrar under enskilda tre-veckorsperioder har varierat från 0% till 100%. Det godkända mätmaterialet omfattar storleksordningen 0,5 mill. 1-timmasvärden.

Exemplifiering av tidsserie från Götgatan: CO 1h medelvärde

TIDSSERIE (UPPL. = 1H)

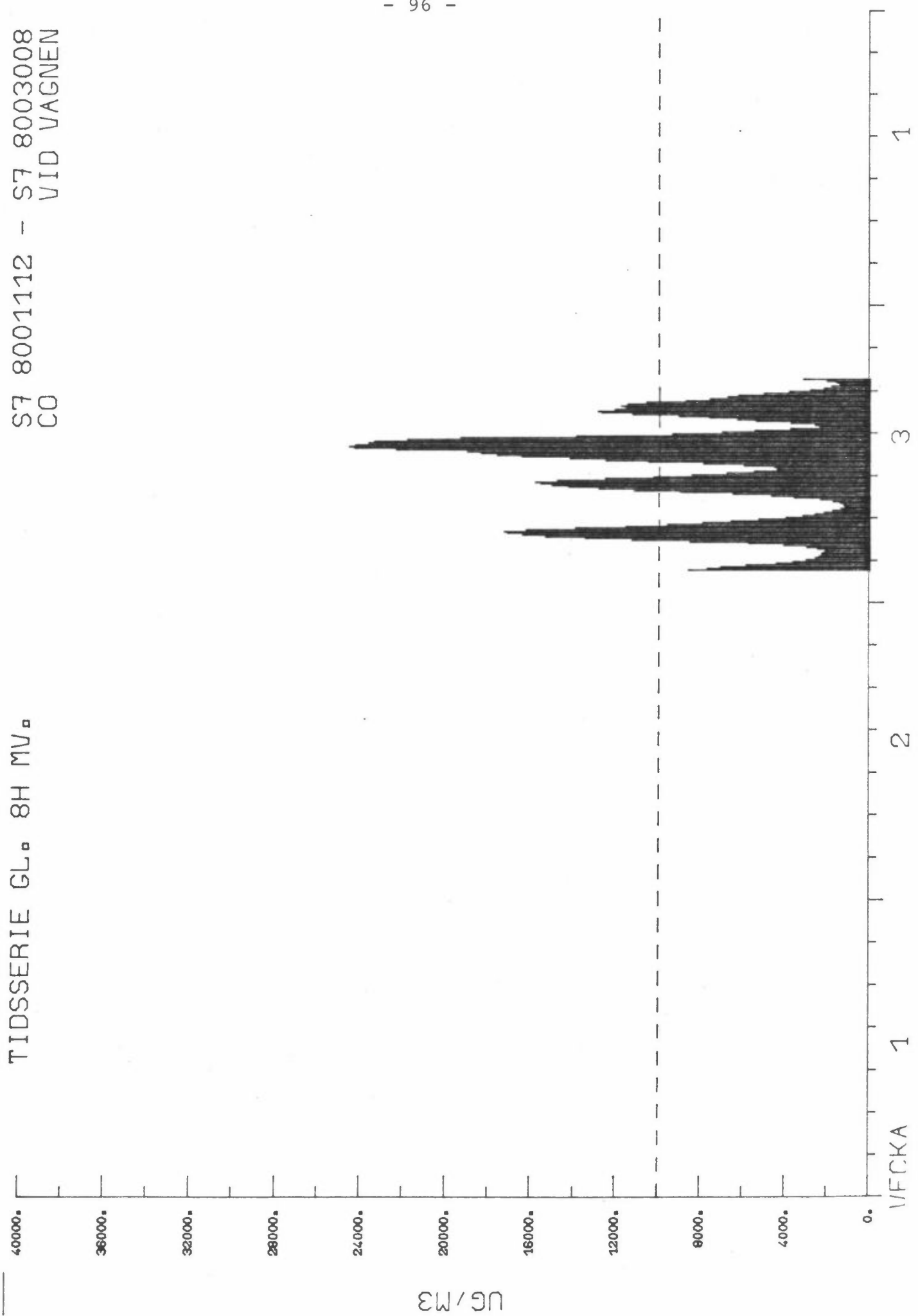
S7 8001112 - S7 8003008
CO
VID VAGNEN



Exemplifiering av tidsserie från Götgatan: CO g 8 h medelvärde

TIDSSERIE GL. 8H MV.

S7 8001112 - S7 8003008
CO VID VAGNEN



Exemplifiering av sammanfattningsstatistik för en enskild gata

Tabell:

Period: 1980, dag 12 - 1981, dag 29

Antal observationer, 70- och 99-percentilerna samt överskridande frekvens för CO, NO och NO₂ samt 95-percentil för NO.

Gata: Götgatan 90-92 (S7)

Kommun: Stockholm

	CO				NO				NO ₂			
	Ant. obs	70-perc. mg/m ³	99-perc. mg/m ³	Överskr. frekvens h %	Ant obs	70-perc. µg/m ³	95-perc. µg/m ³	Överskr. frekvens h %	Ant obs	70-perc. µg/m ³	99-perc. µg/m ³	Överskr. frekvens h %
Vagn 1h	1912	7,9	28,0	1 0,1	1775	197	512	39 2,2	1775	91	175	7 0,4
sida g-8h	1938	7,9	18,4	400 20,6								
24h									73	89	145	24 33
Mot 1h	1930	6,2	20,0	0 0	1794	140	329	8 0,4	1794	86	160	7 0,4
sida g-8h	1938	6,2	13,6	170 8,8								
24h									74	83	131	23 31
Tak 1h	1902	3,1	16,9	0 0	1765	63	323	4 0,2	1765	55	135	1 0,1
8h	1938	3,2	12,6	84 4,3								
24h									73	58	112	8 11

Riktvärden: CO (1h): 40 mg/m³

max.värde

Riktvärden: NO (1h):600 µg/m³

95-percentil

(g-8h): 10 mg/m³

max.värde

NO₂

(1h):190 µg/m³

99,9 percentilen (1 gång/månad)

(24h):80 µg/m³ max. värde

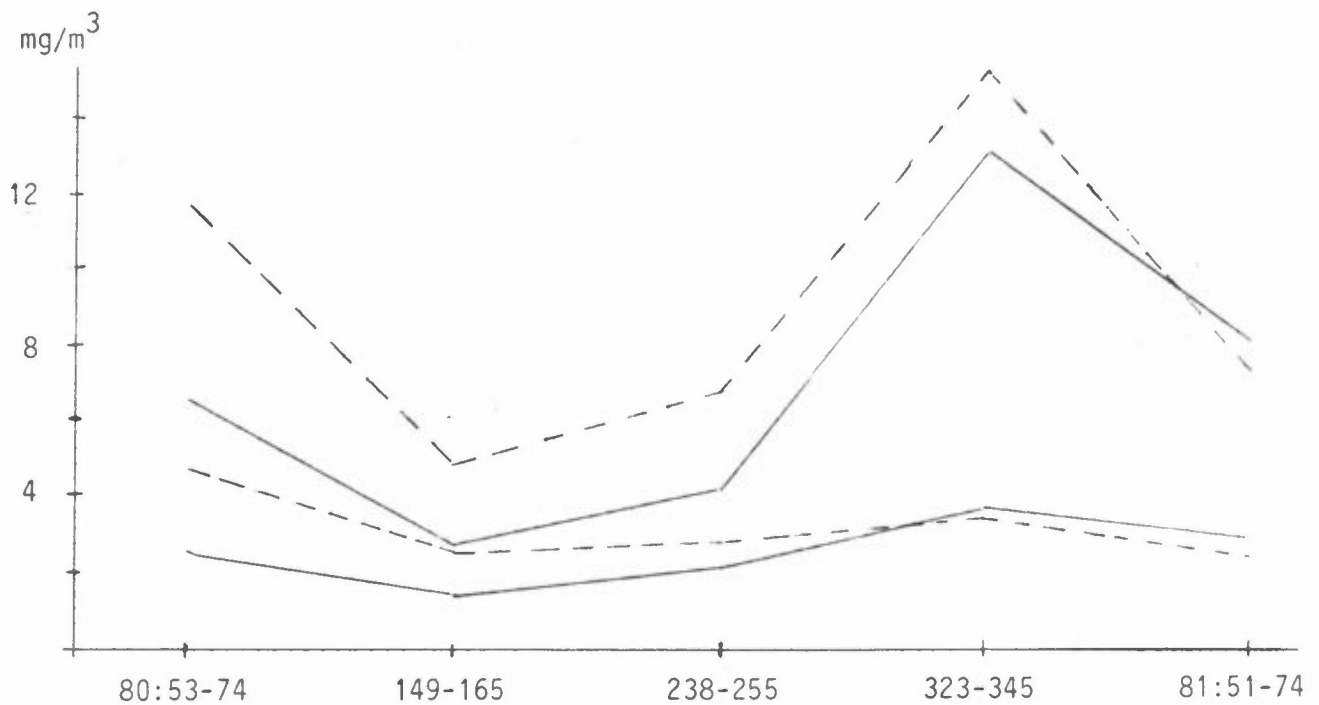
Exemplifiering av percentilers årsvariation

Period: 1980, dag 53, kl 11 - 1981, dag 74, kl 07

Gata: Storgatan 38 (U1)

Kommun: Umeå

Fig. . 70- och 99-percentiler för CO, g-8h, cykel 1, 2, 3, 4, 5.
n = antal observationer
—— = vagnssidan (V)
----- = motsatta sidan (M)



$n_V =$	493	371	372	511	425
$n_M =$	493	371	372	511	447

Exemplifiering av sotsituationen

Fig. Sammanställning av sotsdata, Stockholm

Gata	Periodlängd, dygn	Antal obser- vationer	Maxvärde $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Aritmetiskt medelvärde $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Geometriskt medelvärde $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Karlbergsvägen (S1)	386	70	54	12	6
Linnégatan (S2)	386	72	74	16	6
Högbergsgatan (S3)	389	49	42	9	4
Grev Turegatan (S4)	389	70	56	20	13
Ranhammarsvägen (S5)	288	37	71	15	5
Stallgatan (S6)	383	55	70	21	12
Götgatan (S7)	383	48	98	31	19
Lindarängsvägen (S8)	291	50	31	11	8

Riktvärden: Sot (24 h): 0,100-0,150 mg/m^3

(1 år): 0,040-0,060 mg/m^3

Sammanfattning av föroreningssituationen på de enskilda gatorna.

Förorening Gata	CO		NO		NO ₂	
	1 h	8 h	1 h	2-12 mån	1 h	24 h
Karlbergsgatan	T	TV	T	T	TV	TV
Linnégatan	T	OT	T	T	T	TV
Högbergsgatan	T	TV	T	T	TV	OT
Grev Turegatan	T	OT	T	T	T	T
Ranhammarsvägen	T	TV	T	T	T	TV
Stallgatan	T	OT	TV	OT	OT	OT
Götgatan	TV	OT	T	T	OT	OT
Lindarängsvägen	T	T	T	T	T	T
Köpmangatan	T	OT	T	T	T	T
Kungsgatan	TV	OT	T	T	T	OT
Hertig Karls Allé	T	T	T	T	OT	OT
Ö Bangatan	T	OT	T	T	T	T
Storgatan	T	OT	T	T	T	T
Norrlandsgatan	T	OT	T	T	T	TV
V Esplanaden	T	OT	T	T	OT	OT
Ö Kyrkogatan	TV	OT	T	T	T	TV

T = Inga överskridanden av riktvärden

TV= Enstaka överskridanden av riktvärden

OT= Upprepade överskridanden av riktvärden



C 4

BEREGNING AV NO₂-KONSENTRASJONEN VED VEIER

av

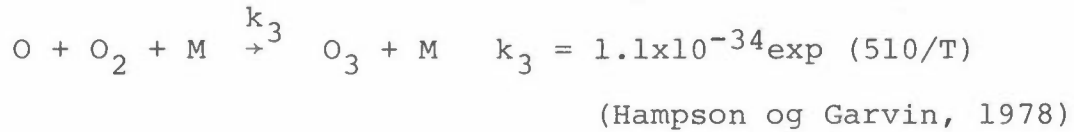
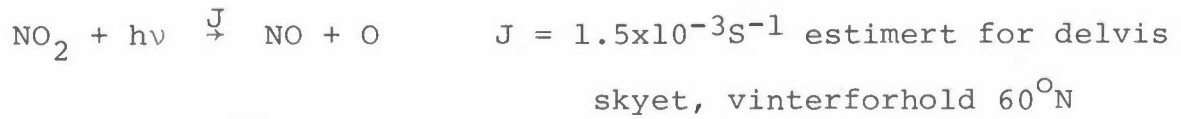
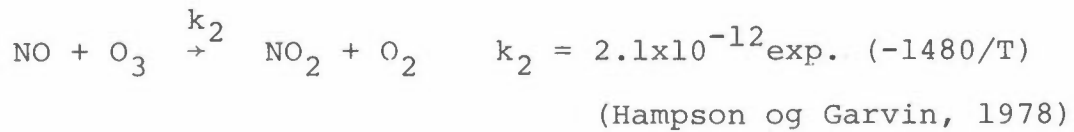
Øystein Hov

Norsk institutt for luftforskning

World Health Organization (WHO) regner med 0.5 ppm som timesverdi som den nederste grense for helseeffekter pga. NO₂-eksponering. Siden dette tallet er usikkert, anbefales 0.10-0.15 ppm (190-320 µg/m³ NO₂) som timesmiddel, som grenseverdi for NO₂.

Det måles ofte høyere konsentrasjoner enn 200-300 µg/m³ ved gater i Oslo, såvel som i bystrøk i andre land. Dette gjelder særlig i vinterhalvåret. En timesverdi på 780 µg/m³ NO₂ ble f.eks. målt 16/1-80 ved stasjon HVN i Gøteborg (Odinsgatan 4, 20 m over marknivå; Gøteborgs Hälsovårdsförvaltning, 1980). Veikant-målinger i London 1972-78 (Apling et al., 1979) viser maksimale NO₂-timesmidler på ca 300 ppb med høyeste verdier i vinterhalvåret. Målinger i St.Olavsgate i Oslo har vært utført både vinter og sommer i flere år. De høyeste NO₂-konsentrasjonene har vært målt om vinteren, med en rekke timesverdier over 500 µg/m³.

Observasjonene i St.Olavsgate januar 1981 velges ut til nærmere studium. Forløpet av NO₂ (som µg NO₂/m³) og forholdet NO₂/NO_x (volum) for alle dager med maksimale timesverdier for NO₂ over 400 µg/m³, er vist på Fig. 1. Figuren viser også dato, maks. og min. temp. (Blindern) med angivelse av tidspunktet, maks vind i m/s og tidspunkt, og døgnlig middel av vindhastigheten. Også vist er skydekket kl. 7,13 og 19 (i åttende-deler).



Konsentrasjonen av NO_2 etter 5 min. er sterkt avhengig av hvordan fortyningen skjer. På Fig. 4 er vist ulike fortyningsfunksjoner som er anvendt i beregningene, delvis basert på Schurath og Ruffing (1981). Det antas en konstant ozon-konsentrasjon på 20 ppb ($\approx 43 \mu\text{g}/\text{m}^3$), NO konsentrasjon på 100 ppb ($135 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og NO_2 konsentrasjon på 50 ppb ($104 \mu\text{g}/\text{m}^3$) i takhøyde over gaterommet.

I tabell 1 er oppsummert en del resultater som viser NO , NO_2 og O_3 konsentrasjon og NO_2/NO_x forhold etter 5 min. integrasjon, som funksjon av k_1 , T , fortyningsgrad, NO_2/NO_x initialt i exhaustgassen, NO initialt og fortyningsfunksjon (jfr. Fig. 4). Komplette beskrivelse av resultatene av denne studien foreligger i NILU-rapport nr. OR 4/82.

REFERANSER

- Apling, A.J., Rogers, F.S.M., Sullivan, E.J. og Turner, A.C. (1979) Five towns survey of kerbside air pollution VII: Data digest for the central London background sites. Warren Spring Laboratory LR 338, ISBN 0 85624 191 1.
- Egebäck, K.E. (1972) Undersökning av uppsamlings- och analys metoder för avgasprov. Statens Naturvårdsverk.

Grennfelt, P. og Sjødin, Å. (1981) Icke-fotokemiska omvandlingsreaktioner för kväveoxider i atmosfären och i nederbörd. Preliminär rapport för Projekt Kol, Hälsa, Miljö. IVL, Gøteborg.

Gøteborgs Hälsovårdsförvaltning (1980) Luftföroreningar i Gøteborg, mätningar, 1980.

Hampson, R.F. og Garvin, D. (1978) Reaction rate and photochemical data for atmospheric chemistry-1977. NBS Special Publication 513, Washington, D.C.

Lindquist, O., Ljungsström, E. og Svensson, R. (1981) Thermal oxidation of nitric oxide in polluted air.

Studsvik (1981) Oppdrag for NILU.

Schurath, U. og Ruffing, K. (1981) Die Oxidation von NO durch Sauerstoff und Ozon in Abgasfahnen. Staub-Reinhalt. Luft 41, 277-281.

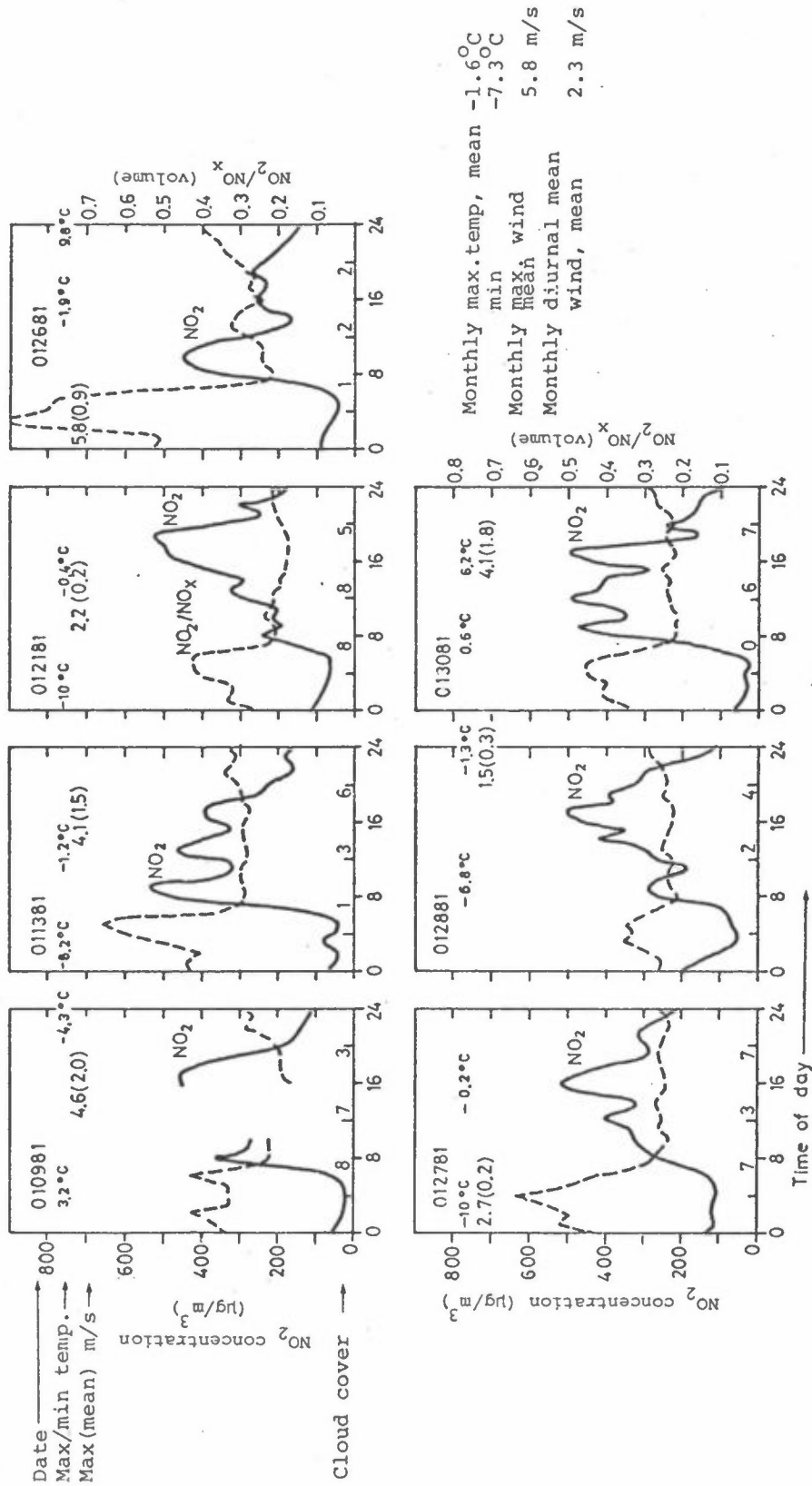


Figure 1: Street canyon measurements of NO₂ and NO₂/NO_x in St. Olavs gate in Oslo, January 1981, for all days with hourly NO₂ maximum exceeding 400 µg/m³. On the diagram is indicated date, max- and min temperature in °C together with time of occurrence, wind max and time of occurrence and diurnal mean wind in m/s, cloud cover in fractions of 8 at 7, 13 and 19 hrs. Also indicated is monthly mean max- and min temperature, max- and diurnal mean wind.

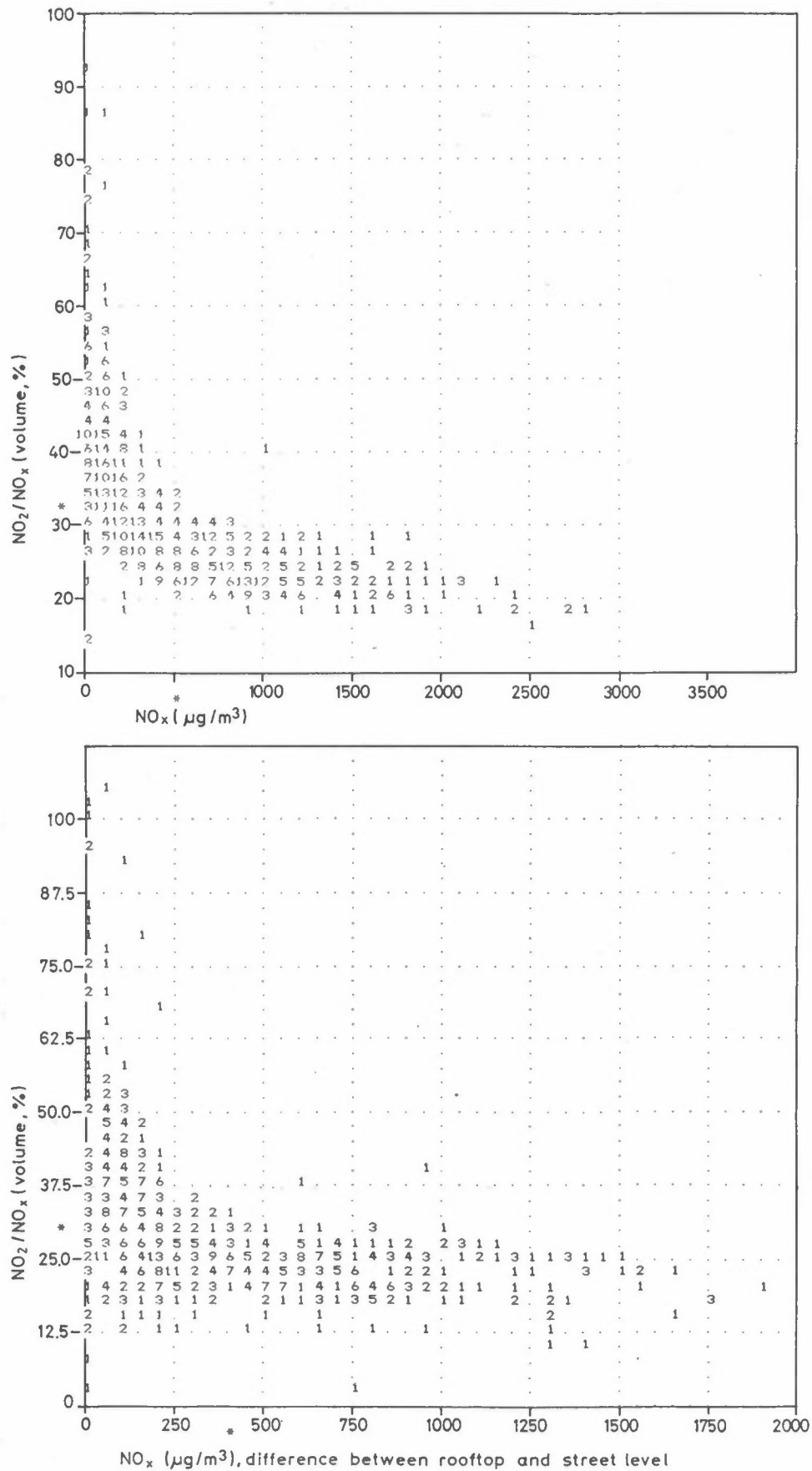
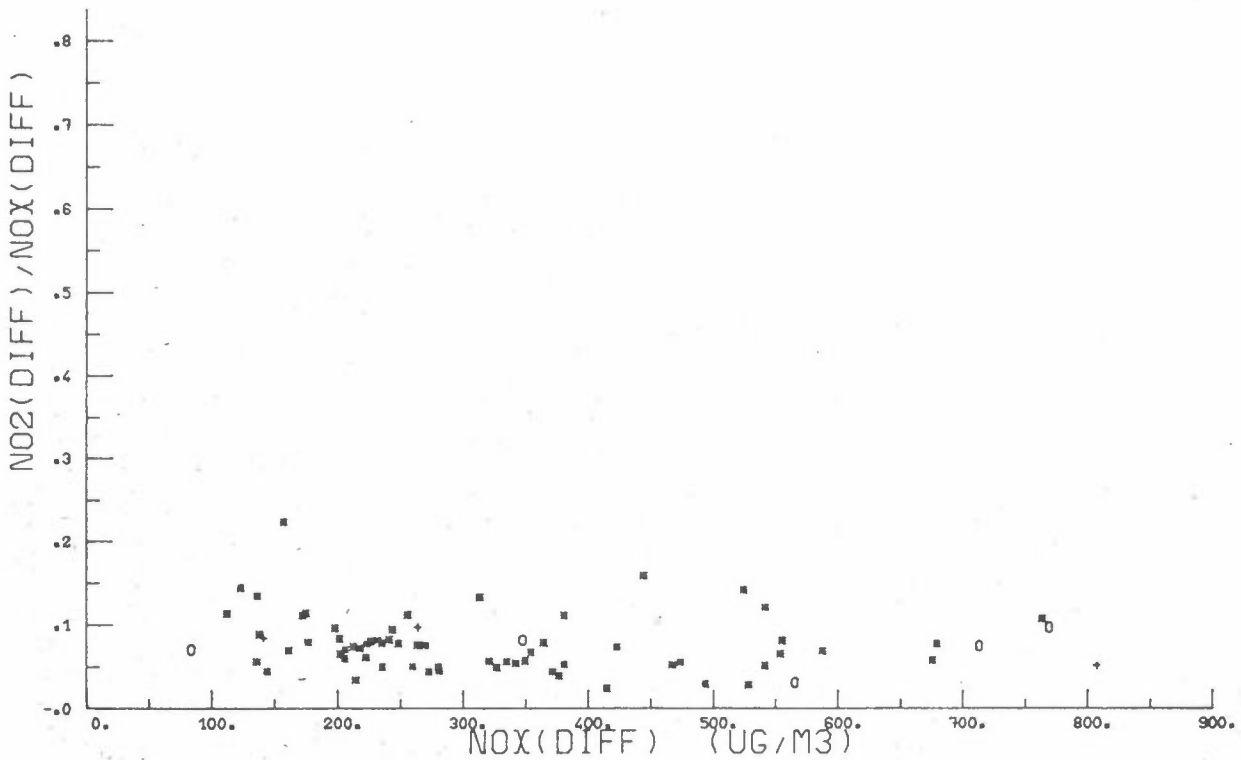
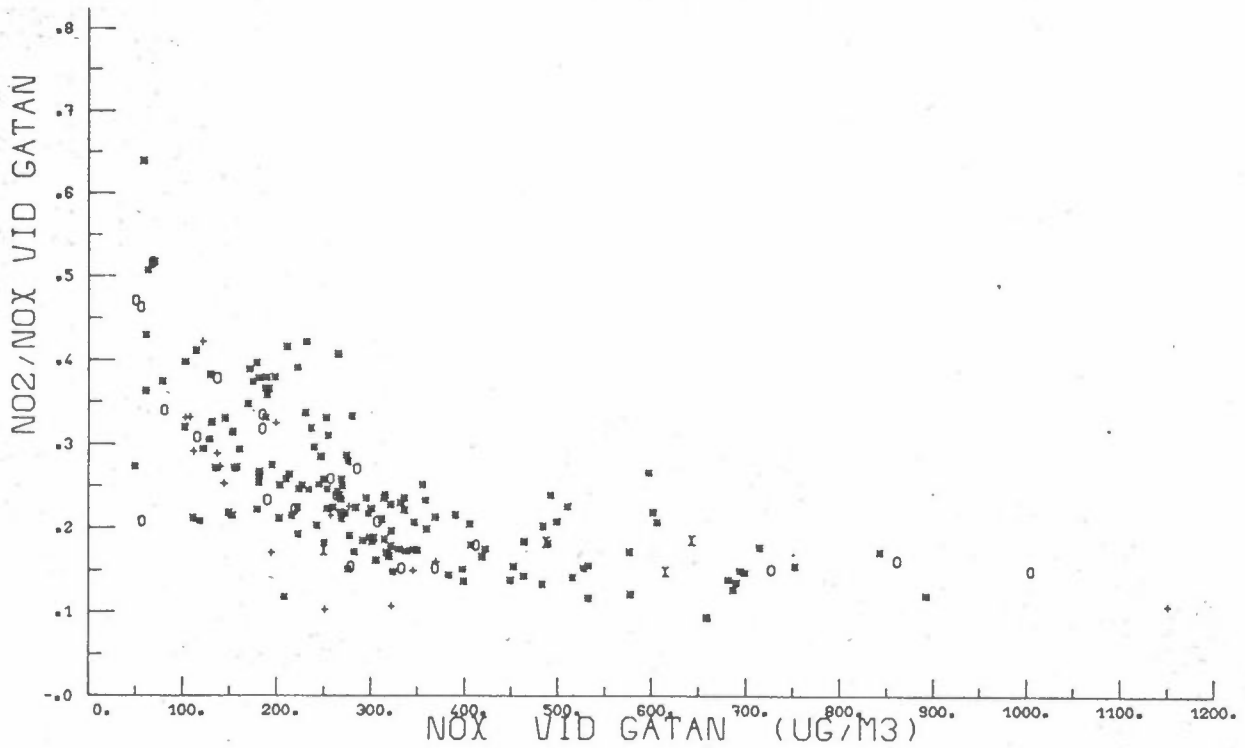


Figure 2: Street canyon measurements of the ratio NO_2/NO_x (by volume) as a function of the NO_x concentration for St. Olavs gate in Oslo, January 1981. The numbers on the diagram indicate the number of observations with coordinates which coincide (upper part). In the lower part, NO_2/NO_x is shown as a function of NO_x where the measured rooftop concentrations of NO_2 and NO_x are subtracted to give what is thought to be the net contribution to the NO_2 and NO_x concentrations from vehicle exhaust in the street.



Figur 3

Figur 3: NO₂-andelen av NO_x (NO₂/NO_x) som funksjon av NO_x-konsentrasjonen i gaten. Målinger^x i Kungsgatan, Ørebro, 1980/81^x (Studsvik, 1980). NO₂ (diff) og NO_x (diff) representerer differensen av målinger i gatenivå og over tak for de tilfeller da vindretningen over tak er slik at takpunktet ikke påvirkes av utslippet i gaten.

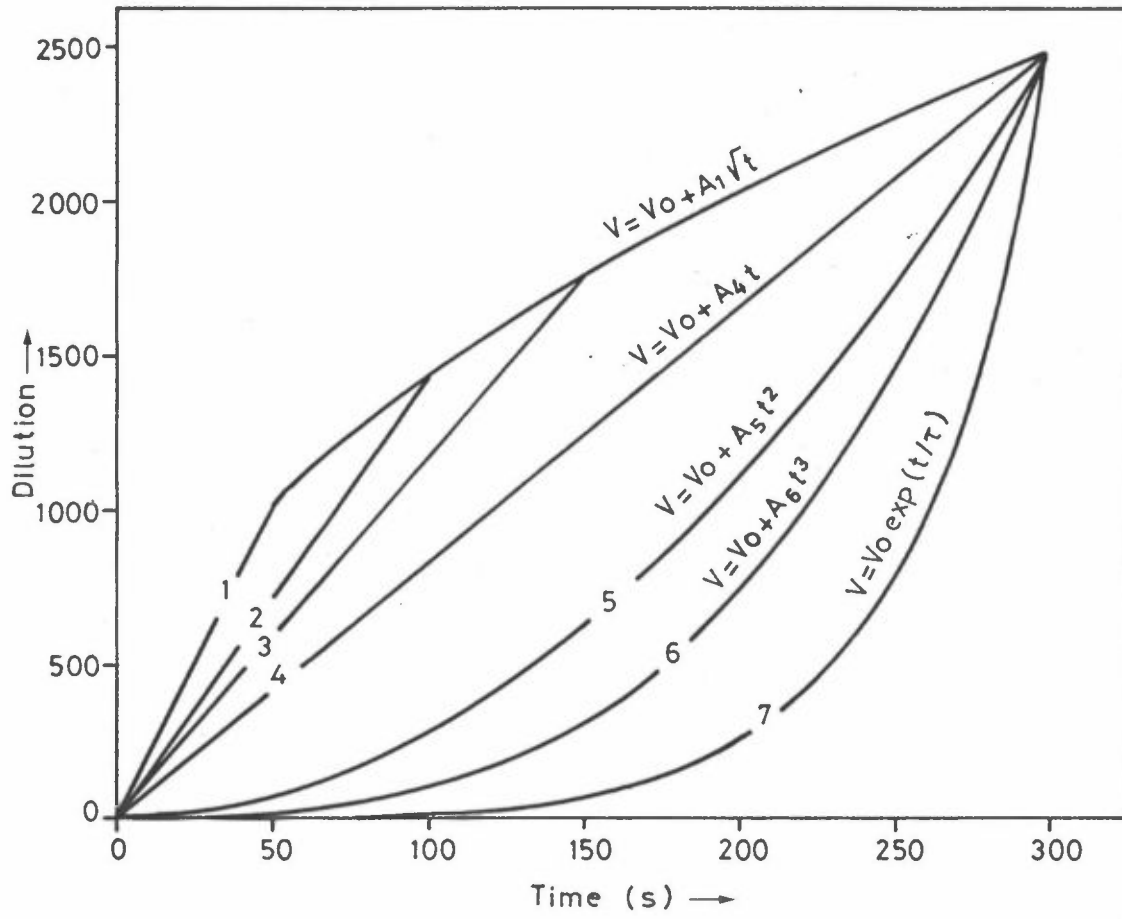


Figure 4: Dilution as a function of time in the model.

Tabell 1: Modellforsøk

Nr.	k_1 cm ⁶ molekyl ⁻² s ⁻¹	T °K	fortynningsgrad etter 5 min.	NO ₂ /NO _x Initial	NO initial (ppm)	Fortynnings- funksjon (jfr.fig.4)	NO (ppm)	Etter 5 min. NO ₂ (ppm)	O ₃ (ppb)	NO ₂ /NO (volum ^x)
1	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0	1000	1	1.06	.09	.6	.07
2	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0	1000	4	1.05	.10	.8	.09
3	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0	1000	5	.90	.23	2.0	.20
4	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0	1000	6	.75	.39	3.9	.34
5	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0	1000	7	.71	.43	5.3	.38
6	5.1x10 ⁻³⁸	260	1000	0	1000	5	.89	.24	2.8	.22
7	4.2x10 ⁻³⁸	285	1000	0	1000	5	.91	.22	1.6	.19
8	1.1x10 ⁻³⁷	273	1000	0	1000	4	1.01	.14	1.0	.12
9	1.1x10 ⁻³⁷	273	1000	0	1000	5	.77	.37	3.4	.32
10	1.1x10 ⁻³⁷	273	1000	0	1000	6	.56	.58	7.0	.51
11	1.4x10 ⁻³⁷	260	1000	0	1000	5	.70	.44	5.6	.39
12	4.6x10 ⁻³⁸	273	2000	0	1000	1	.57	.08	1.0	.12
13	4.6x10 ⁻³⁸	273	2000	0	1000	5	.51	.13	2.4	.20
14	4.6x10 ⁻³⁸	273	4000	0	1000	1	.33	.07	1.7	.18
15	4.6x10 ⁻³⁸	273	4000	0	1000	5	.30	.09	3.2	.23
16	4.6x10 ⁻³⁸	273	8000	0	1000	1	.21	.07	2.6	.25
17	4.6x10 ⁻³⁸	273	8000	0	1000	5	.20	.07	4.3	.27
18	0	273	1000	0	1000	1	1.08	.07	0.5	.06
19	0	273	1000	0	1000	5	1.06	.07	0.9	.06
20	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0.15	1000	1	1.06	.24	1.5	.18
21	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0.15	1000	5	.90	.38	3.0	.29
22	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0.30	1000	1	1.06	.39	2.3	.27
23	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0.30	1000	5	.90	.52	3.9	.37
24	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0	250	1	.33	.07	1.6	.17
25	4.6x10 ⁻³⁸	273	1000	0	250	5	.32	.08	2.8	.20

Finnish Meteorological Institute

C5

On the relationships between CO and nitrogen oxides at
Lönrotinkatu in February 1981

Sakari Kajosaari

Presented in "Nordisk seminar om beregningsmetoder for
bilavgasser", Vettre v/Oslo, December 9th 1981.

As a part of a larger project concerning the effect of
traffic on the air quality in the area of Helsinki and its
surroundings. Concentrations of CO and nitrogen oxides
were monitored at various locations. The data of Lönrotin-
katu 19 were used to obtain information about relationships
between these pollutants in the air of Helsinki.

The measurement site is a typical street canyon. The
approximated traffic flow varies from 10 vehicles per
hour to a peak value of 1600 vehicles per hour. Figure 1
shows schematically the arrangements of the measurement site.
CO and NO₂ were monitored at the point M₁ during 31.1.-19.2.81
and at M₂ during 20.2.-4.3.81. During both of these periods
NO, NO₂ and NO_x were monitored at M₃.

Figure 2 shows the dependence of hourly values of nitrogen
oxides on CO for both periods. The correlation (r) seems
rather good except in the period 1 for NO₂ at 3 m level
(0.48). The steepness of lines for NO₂ changes clearly
from period 1 to period 2 while the difference between the
lines stays nearly the same.

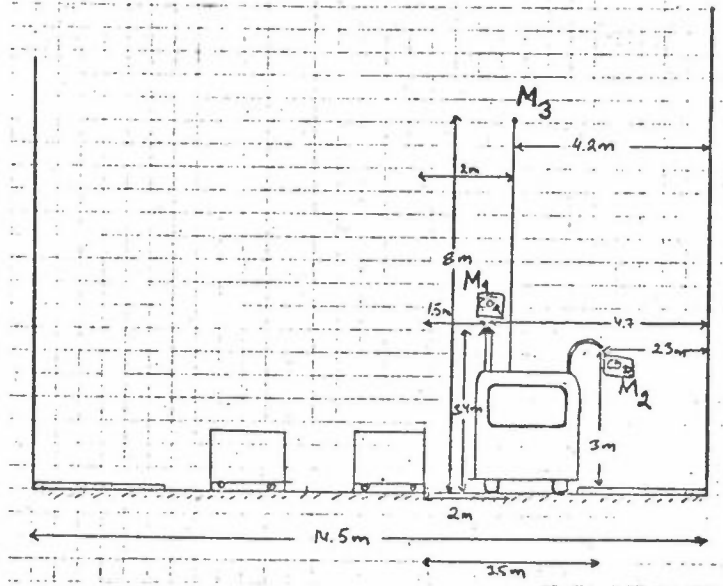


Figure 1. Schematic representation of the measurements at Lönnrotinkatu 19 in February 1981.

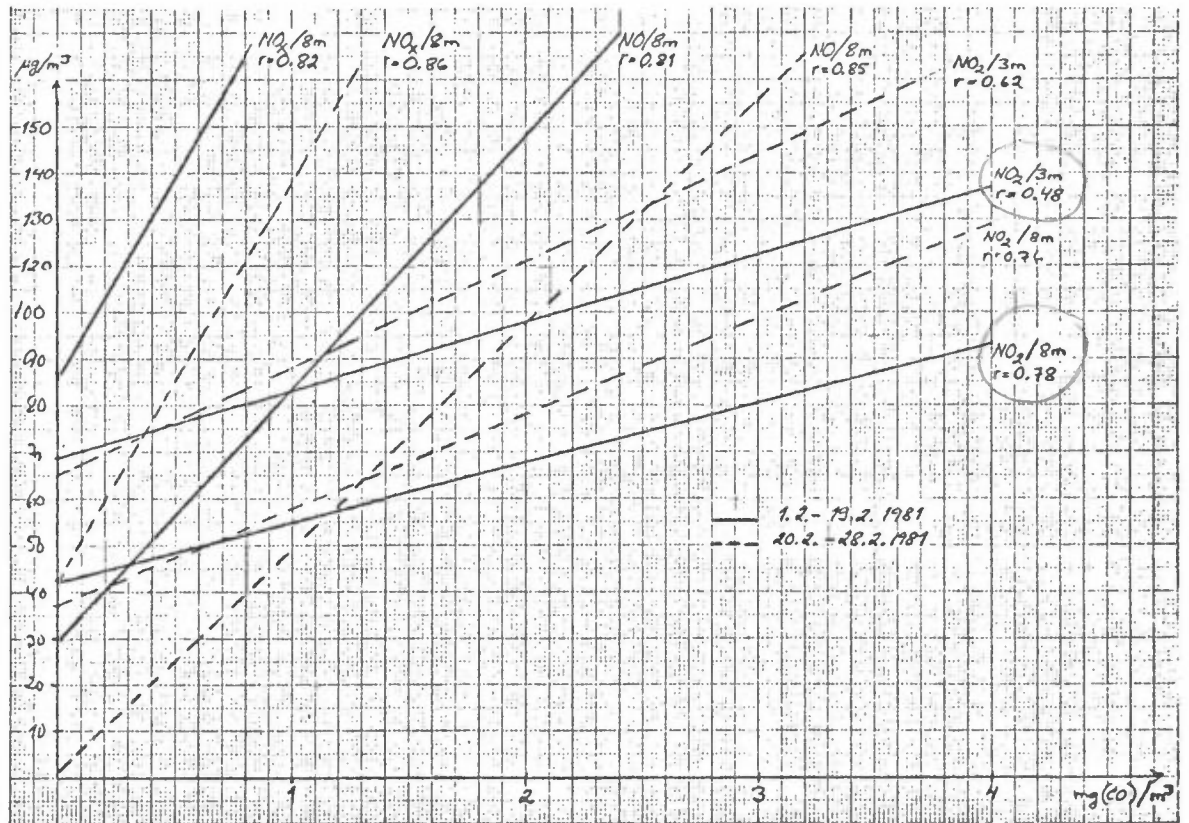


Figure 2. The dependence of hourly values of NO, NO₂ (at two levels) and NO_x on CO at Lönnrotinkatu 19 in February 1981.

C5

THE CORRELATION BETWEEN THE CONCENTRATIONS OF SOME HYDROCARBONS
AND CARBON MONOXIDE IN CITY AIR

Karlsson, V. & Häsänen, E.

To be presented at "Nordisk seminar om beregningsmetoder for bilavgasser", Vette v/Oslo, December 9-10, 1981

The purpose of the investigation is to determine the concentrations, and their variations, of the pollutants benzene, toluene and xylene, found in city air throughout the day and different seasons of the year.

The ratio of these hydrocarbons to carbon monoxide, which are simultaneously measured, is calculated. The aim is to find out, if it is possible to predict the levels of the aromatic compounds, especially benzene, in city air on the basis of measured carbon monoxide concentrations, composition of the fuel used and composition of the automobile exhaust, traffic density and weather conditions.

Guidelines and Norms

There are, so far, no existing guidelines in Finland concerning aromatic compounds' concentration in automobile exhaust gases, ambient air, nor gasoline. At the beginning of 1981 the national oil refinery Neste has stated that the maximum concentration of benzene in gasoline is 5 % (v/v).

In the ECE regulation, which Finland has accepted, gasoline engine passenger vehicles of different weight classes are assigned maximum permitted emission levels of carbon monoxide, oxides of nitrogen and unburned hydrocarbons. More specifically, cars built after the beginning of 1981 must comply with the ECE regulation 15/03. Furthermore, beginning with passenger vehicles produced in 1984 which represent a model design which was introduced in 1980 or earlier must conform to ECE regulation 15/02 by 1984.

Finlands National Board of Health has issued guidelines for the following air pollutant levels in circular no. 1664: sulfur dioxide, suspended dust, nitrogen dioxide and carbon monoxide. The 24 hr period level for nitrogendioxide is $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ while the maximum one hour level is $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. For carbon monoxide an 8 hour level of $10 \text{mg}/\text{m}^3$ and a one hour level of $40 \text{mg}/\text{m}^3$ have been assigned.

Gasoline

In 1979, in order to investigate the levels of aromatic compounds in gasoline random gasoline samples were collected from 6 different gas stations in the Helsinki area.

Of the 21 samples collected, 11 were premium and 10 regular grade. Benzene levels in the former varied between 3,8 - 6,5 %, the average being 5,5 % and in the latter the variation was between 0,9 - 5,0 % (v/v) with an average of 2,9 % (v/v). The average amount of benzene for all samples was 4,4 % (v/v). The total level of benzene plus toluene plus xylene in the samples varied between 15 and 23 % (v/v) with an average of 19 % (v/v). Of all gasoline sold in 1979, 56 % was high octane and 44 % low octane.

Exhaust gas

In 1978 the measurement of exhaust gas emissions of 31 passenger cars was carried out of which 11 were Datsun 100 A's, 10 Lada 1200's and 10 Saab 99's. Test drives were conducted with both cold and warm engines both before and after the engines were adjusted. All together there were 107 test drives, which were carried out according to the ECE 15 test drive. The lead content of the 99 octane gasoline used in the tests was 0.59 g/l and the benzene, toluene, m- and o-xylene levels were 5.8, 9.9, 6.3 and 2.3 % (v/v) respectively.

Species measured in the exhaust gas were carbon monoxide, carbon dioxide, oxides of nitrogen, unburned hydrocarbons as well as benzene, toluene and the m- and o-xylene isomers, fuel consumption rate and the volume of exhaust gas produced.

There was a very noticeable correlation in the exhaust gas between carbon monoxide and the aromatic compounds benzene, toluene and the xylenes. The same correlation was observed between unburned hydrocarbons and aromatic compounds but not between the latter and oxides of nitrogen. The correlation was highest in the 20 °C cold engines (Table 1, Appendix 2).

To a certain degree the emissions were affected by the temperature of the engine. The emissions were, for example 10 to 15 % lower in the warmed-up engines than in the cold ones. Differences in emissions were also observed between the different car makes.

Based on results, 3-4 % of the aromatic compounds were emitted unburned. In addition to the above tests other test drives using differing levels of benzene and toluene in the gasoline were carried out. Based on the results of these tests the benzene and toluene levels in the exhaust gases were linearly dependent on the content of these same compounds in the fuel used.

Ambient air

Sampling sites

Benzene, toluene and xylenes' levels were based on measurements taken in downtown Helsinki while background levels were determined according to the levels of these substances in the coastal sections around Finland.

The Helsinki samples were collected from several types of locations including intersections; narrow streets' canyons and parks located near heavily travelled streets. The sampling periods were from 10 to 30 minutes in length and therefore are representative of short-exposure levels. The sampling points were located between one and 12 meters above street level. The total number of vehicles which passed the chosen sampling sites varied between 8,500 and 30,000 per 24 hour period and consisted of between 6-46 % diesel engine vehicles.

Levels of Compounds

The levels of the aromatic compounds benzene, toluene, m- and o-xylene in downtown Helsinki were from 1-400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. As might be expected there was a distinct dependence of the levels of the aromatic compounds on the amount of traffic at the sampling sites. An other expected relationship observed was between air temperature and compounds' levels; the lowering of the former causing, obviously, a rise in the latter, however the number of tests conducted did not justify stating any quantitative effect caused by the air temperature, e.g., $\mu\text{g}/\text{m}^3/^\circ\text{C}$. Levels were also affected by the wind direction, e.g., whether it was source-to-sampling-site in direction or vice versa.

The relationship between aromatics and carbon monoxide levels

Graphs illustrating aromatics and carbon monoxide levels are the same in appearance and the correlation between them is found in appendix 1, furthermore, the relationships between the various

aromatic compounds and carbon monoxide in both exhaust gases and city air are on the same level.

Conclusions

We have determined that the levels of aromatics are diluted by a factor of 1000 in city air and that the background levels are about one one-hundredth of those in city air during rush hour periods. Also shown was that these levels are influenced by traffic density, ambient air temperature and wind direction. Furthermore, and more importantly, there has been demonstrated a clear relationship between carbon monoxide and the aromatic compounds in exhaust gases as well as in city air.

On the basis of our preliminary results, therefore, it seems likely that the levels of aromatic compounds can be estimated on the basis of carbon monoxide levels, traffic density, fuel composition and weather conditions.

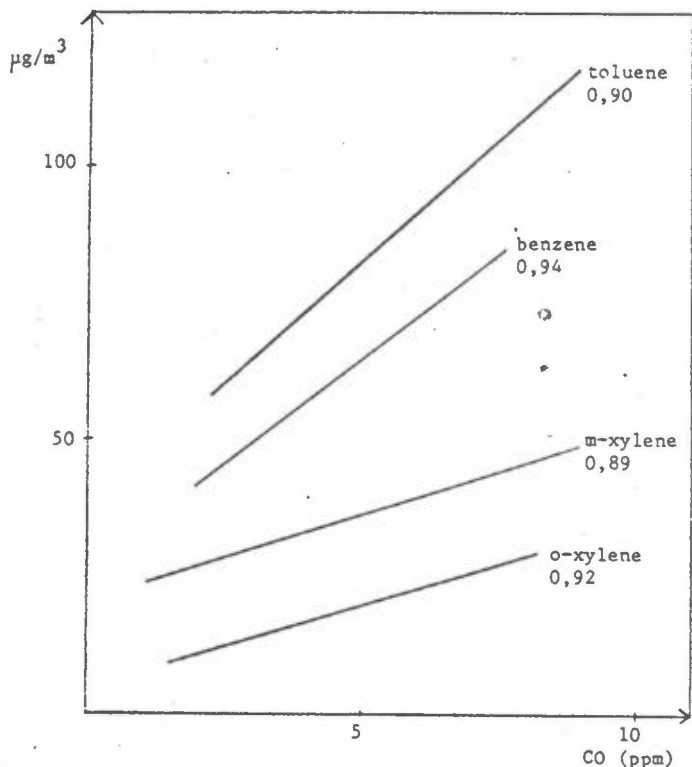


Figure 1. Varsapuisto, May 1979 (a small park in central Helsinki). Traffic density 20000/24 h, the percent of diesel engine vehicles was 46 %.

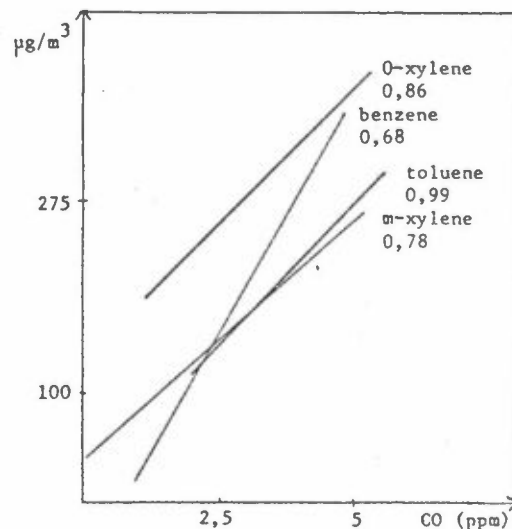


Figure 2. Lönnrotinkatu March 1981 (a narrow street canyon in Helsinki). Traffic density 18500/24 h, the percent of diesel engine vehicles was 10 %.

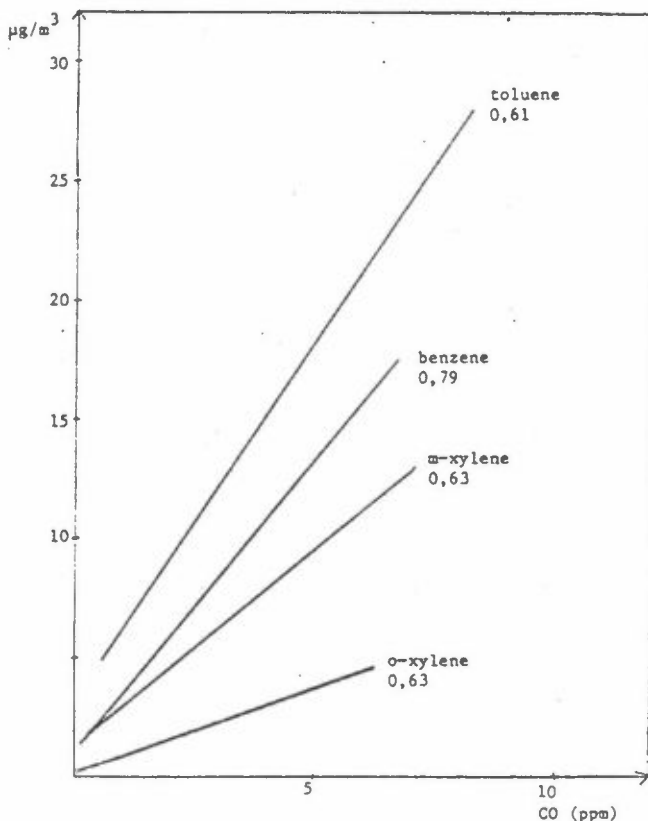


Figure 3. Topeliuksenkatu, June 1981 (a small park in central Helsinki). Traffic density 18500/24 h, the percent of diesel engine vehicles was 20 %.

Table 1. The correlation between aromatic hydrocarbons and carbon monoxide and unburned hydrocarbons in automobile exhaust.

	Correlation		
	cold engine	warm engine	all test drives
benzene/CO	0,82	0,77	0,79
toluene/CO	0,78	0,70	0,74
o-xylene/CO	0,67	0,66	0,66
m-xylene/CO	0,63	0,57	0,60
benzene/CH	0,81	0,71	0,80
toluene/CH	0,80	0,67	0,78
o-xylene/CH	0,70	0,68	0,74
m-xylene/CH	0,65	0,63	0,70

Målestedets beliggenhed:

Målestedet er beliggende ved en stærkt trafikeret indfaldsvej i den sydvestlige del af København (se bilag 1).

Trafikintensitet: ca. 64.000 biler pr. døgn.

Måleperiode: 23/1-7/2-1980.

Analysemetoder og resultater:

1. Carbonoxid (CO):

Infrarødspektrofotometri.

Resultaterne foreligger som ½-times middelværdier, angivet i ppm.

2. Nitrogenoxider (NO, NO₂ og NO_x):

chemiluminiscens, baseret på reaktionen $NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2 + \text{lys}$.

Resultaterne foreligger som ½-times middelværdier, angivet i µg/m³.

3. Ply (Pb):

Protoninduceret x-ray flourescensanalyse.

Resultaterne foreligger som døgnmiddelværdier angivet i µg/m³.

De under punkt 1 og 2 nævnte analyser er foretaget af Dansk Kedelforening.

Analysen for bly (pkt. 3) er foretaget af Miljøstyrelsens luftforureningslaboratorium.

Bilag:

Måleresultaternes variation med døgnet.

Gennemsnittet af målingerne, udregnet for hver time for hele døgnet, er beregnet for NO_x og CO som vist i bilag 2.

Sammenhængen mellem NO_x og NO (fig.3.1 i bilag 3).

Tallene er de udregnede timemiddelværdier.

Sammenhængen mellem CO og NO₂ (fig.3.2 i bilag 3).

Tallene er de udregnede timemiddelværdier.

Sammenhængen mellem CO og NO_x (fig.4.1 i bilag 4).

Tallene er de udregnede timemiddelværdier.

Sammenhængen mellem CO og Pb (fig.4.2 i bilag 4).

Tallene foreligger som døgnmiddelværdier.

Tabel:

NO ₂			NO _x			Bly		
A	B	ρ	A	B	ρ	A	B	ρ
5,1	1,1	0,996	37,5	0,6	0,997	0,27	0,05	0,760

A og B er konstanter i ligningen for regressionslinien:

$$y = A x + B$$

ρ er korrelationskoefficienten.



100 m

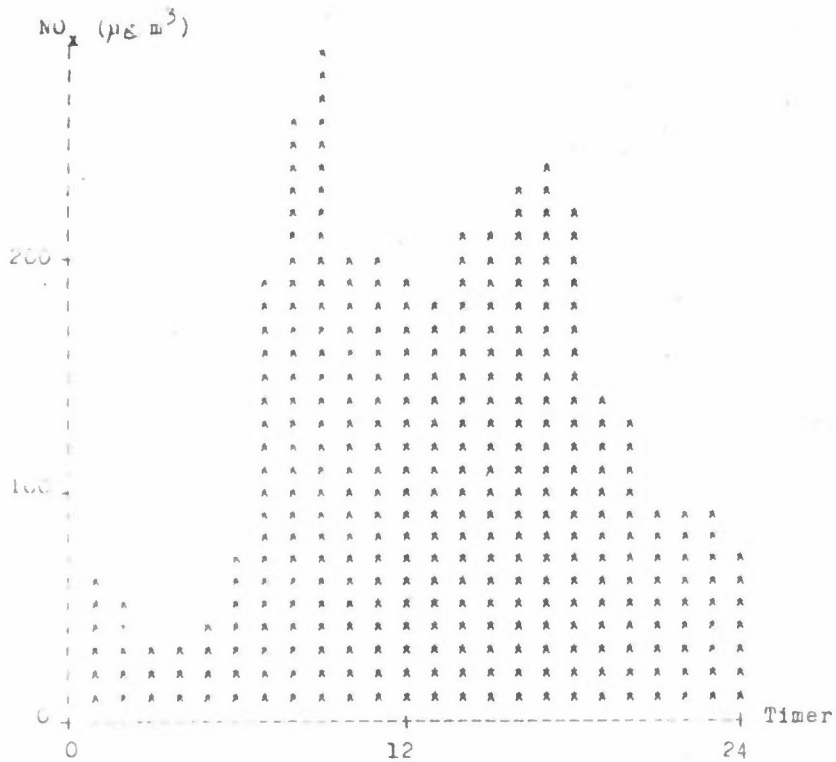


Fig. 2.1

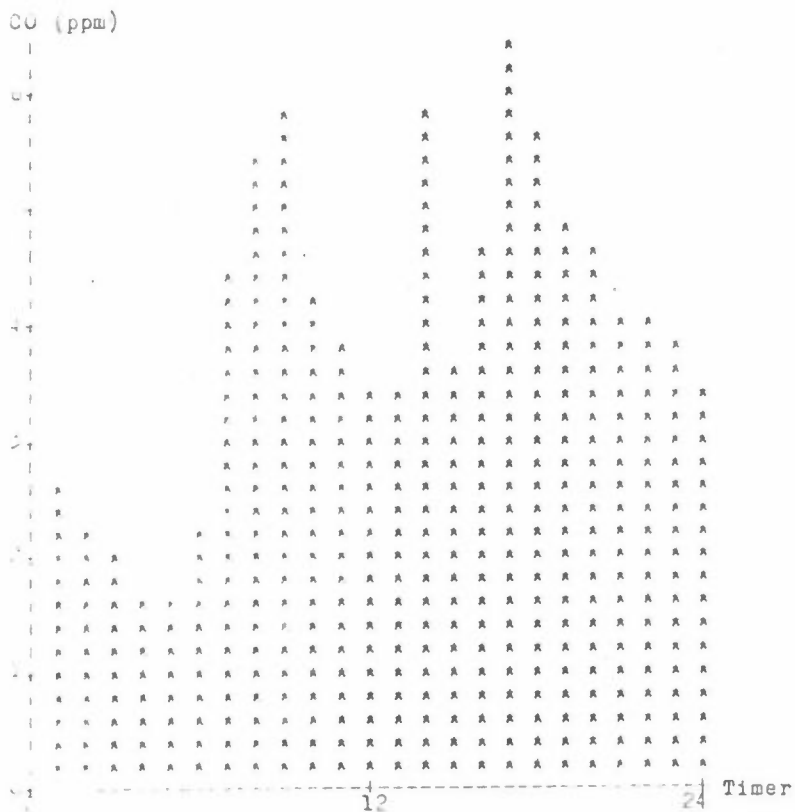


Fig. 2.2

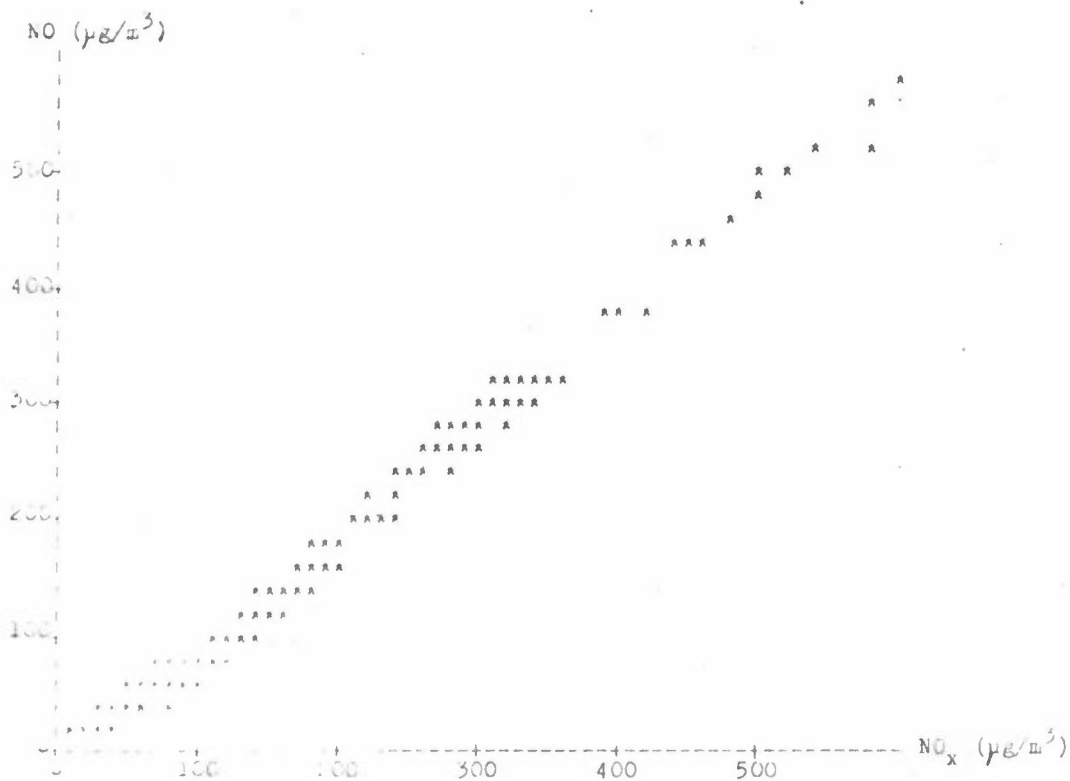


Fig. 3.1

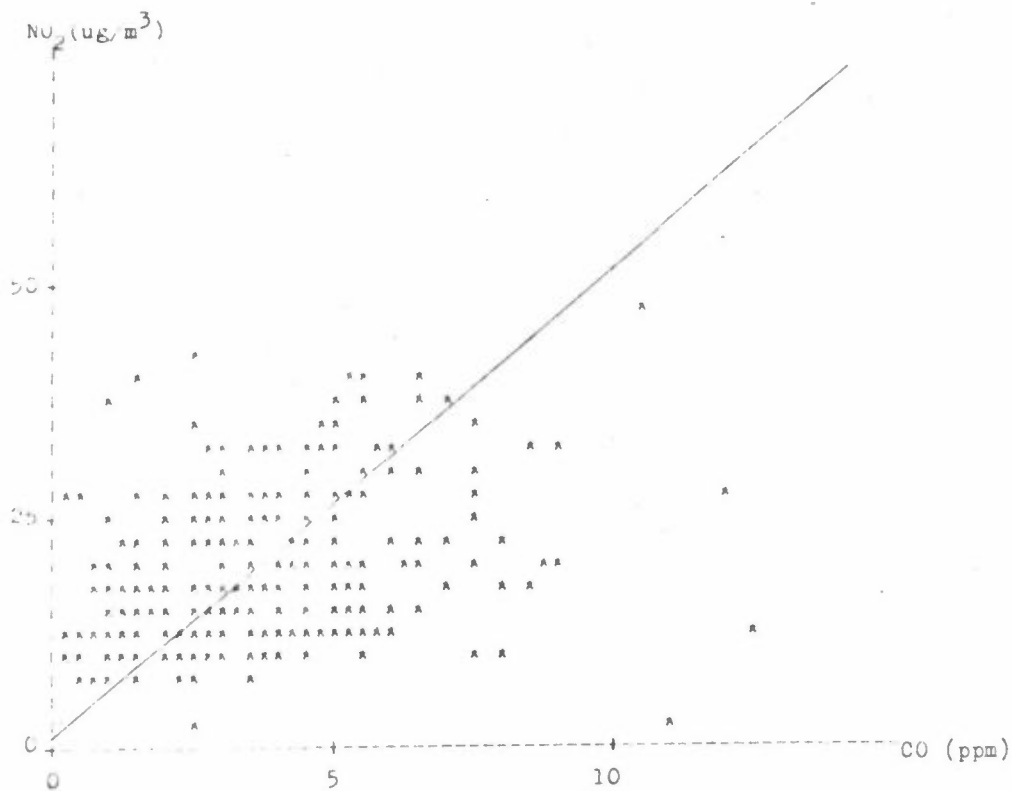


Fig. 3.2

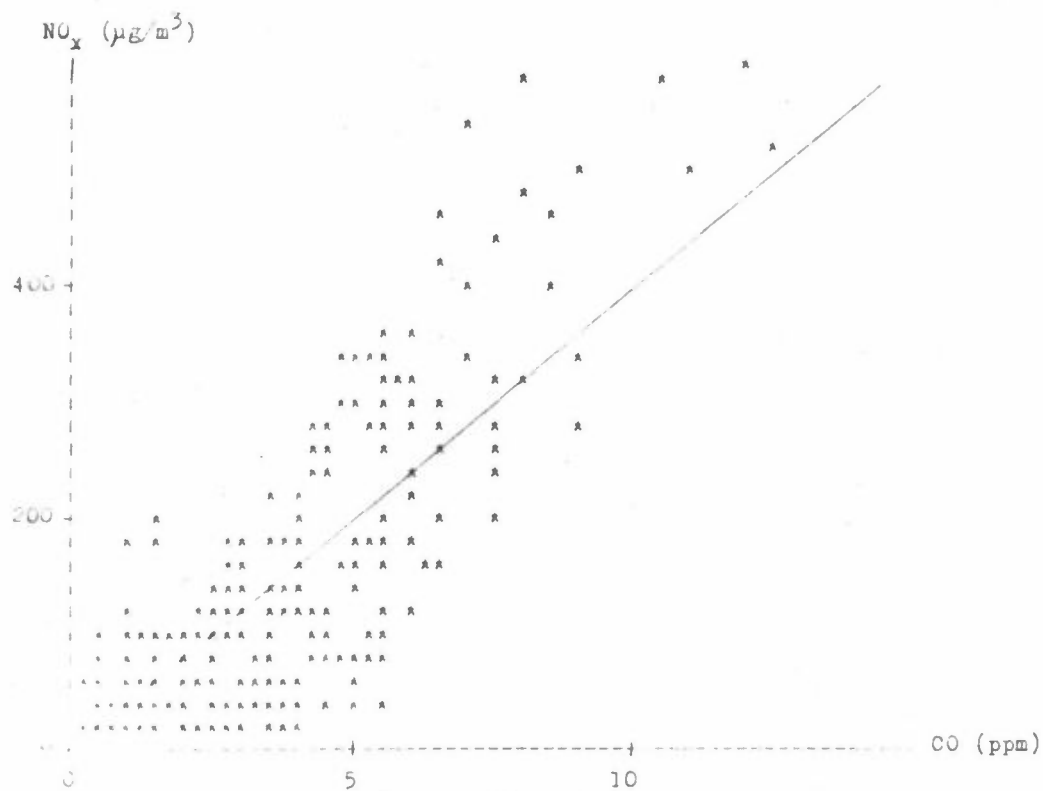


Fig. 4.1

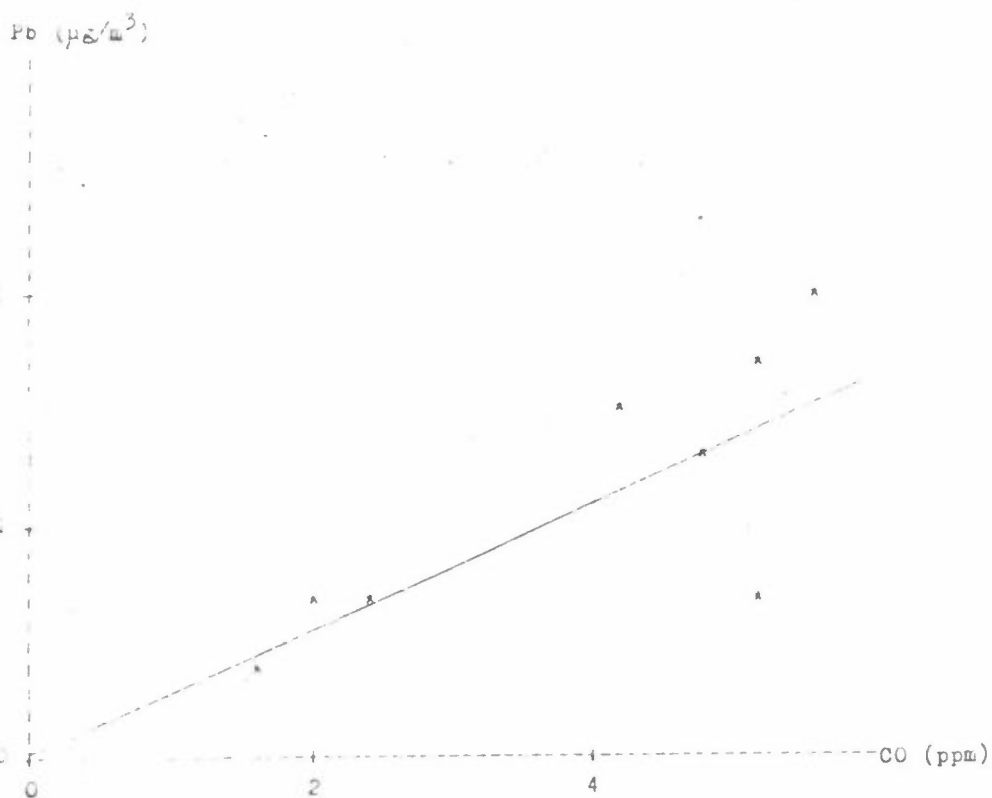


Fig. 4.2



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING

Tlf. Lillestrøm 71 41 70 - Postboks 130 - 2001 Lillestrøm

C5

RELASJONER MELLOM CO OG ANDRE
FORURENSNINGSKOMPONENTER MÅLT VED GATER

Steinar Larssen

Presentert ved "Nordisk seminar for beregningsmetoder for
bilavgasser", Vette ved Oslo, 9-10. desember 1981

Regresjoner (lineære) mellom CO og bly, sot, PAH og SO₂ (døgn-
middelverdier) ved ulike målesteder i Norge er presentert i
tabellene 1-5 og figurene 1-5.

Regresjonen mellom ulike stoffer i luften ved gater påvirkes både
av sammensetningen mellom stoffene i ulike kilder og av de
meteorologiske forhold ved gaten. Den variasjon som endringer i
meteorologiske forhold gir, kan være betydelig, og kan maskere
den informasjon om kilder som en ønsker å trekke fra regresjons-
analysen.

En presenterer først regresjoner mellom CO og SO₂, som kommer
fra to forskjellige kilder (henholdsvis biltrafikk og oljefyring),
for å vise at en kan få korrelasjonskoeffisienter på nær 0.70 som
skyldes andre ting enn samvariasjon mellom komponenter i samme
kilde.

Målemetoder

- CO : Absorpsjon av infrarødt lys (NDIR). Instrument: Maihak Unor
NO_x : Kjemioluminesens, NO-O₃. Instrument: Bendix 8101 B.
Sot : Sverting på filter (modifisert OECD-metode, filter What-
man 40). NILU automatiske luftprøvetaker, luftstrøm 2.5 l/min.

- SO₂ : Absorpsjon i 0.3% H₂O₂, analyse ved Thorinmetoden (ISO standard 4219 og 4221). Samme prøvetaker som for sot.
- Bly : Analyse av bly på filtrene fra sot-prøvetakingen. Utlaking i 1:1 HNO₃, analyse ved atomabsorpsjonspektrofotometri. Samme prøvetaker som for sot og SO₂.
- PAH : Analyse av PAH på filtre fra high-volume prøvetakere (luftstrøm ca 500 l/min, glassfiberfiltre, 142 mm). Partikkelfraksjon < 2.5 µm, utskilt ved impaksjon.

Målesteder:

Sted	ÅDT biler/døgn	Tungtrafikk- andel %	Midlere kjøre- hastighet km/t
Rådhusgt, Oslo	27 000	20	25
St.Olavsgt, "	13 000	< 5	20
Ø.Bakklandet, Trondheim	15 000	5	25
Strandgt, Bergen	9 000	10-15	25
E18, Lysaker	60 000	20	45

Regresjon CO-SO₂

Tabell 1 viser regresjon mellom CO og SO₂ (døgnmiddelverdier) på 4 målesteder. På to av stedene, ved Strandgaten i Bergen og ved St.Olavsgt. i Oslo, har geografisk fordeling av SO₂- og CO-kilder og meteorologisk variasjon vært slik at korrelasjonskoeffisientene ligger mellom 0.6 og 0.7, dvs. at 40-50% av variansen i en parameter forklares av variansen i den andre, selv om CO og SO₂ kommer fra to ulike kilder med ulike karakteristikker.

Regresjon CO - bly

Tabell 2 og figur 1 viser regresjon mellom CO og bly (døgnmiddelverdier).

I 1974, da målingene ved El8 ble foretatt, var blyinnholdet i bensin ca 0.8 g/l, mot ca 0.35 g/l i 1978-80, da de øvrige målinger ble foretatt. Kurven for El8 skiller seg derfor ut.

I Rådhusgaten (1979) og Strandgaten (1978) var regresjonskoeffisientene nær 0.00040. I Øvre Bakklandet (1978) og St.Olavs gt. (1980) lå de nær 0.00025. I St.Olavs gt. kan dette forklares ved den lave kjørehastigheten ved målestedet og derved økt CO/bly-forhold i utslippet. I Øvre Bakklandet var luftinntakene for CO og bly plassert på to forskjellige steder, slik at bly-konsentrasjonen ble undervurdert i forhold til CO.

Årstidsvariasjon kan bedømmes ut fra vinter- og sommermålinger i Strandgaten (tabell 2). Regresjonskoeffisienten var den samme både sommer og vinter, lik 0.00039.

Regresjon CO-sot

Tabell 3 og figur 2 og 3 viser disse regresjoner (døgnmiddelverdier). Her er det spredning i regresjonskoeffisientene, fra ca 0.01 til ca 0.03. Forskjellene i tungtrafikkandeler og kjørehastigheter kan forklare forskjellene kvalitativt.

Øvre Bakklandet og St.Olavs gate har lave tungtrafikkandeler. El8, Lysaker har høy tungtrafikkandel, og samtidig høy kjørehastighet, med lavt CO-utslipp fra bensinbiler som følge.

Eksempler på årstidsvariasjoner er vist i figur 3. I Strandgaten er regresjonene for vinter og sommer svært like, mens det er relativt stor forskjell i Øvre Bakklandet.

Regresjon CO-PAH

Tabell 4 og figur 4 og 5 viser regresjoner mellom CO og PAH i Rådhusgaten og St.Olavs gate i Oslo.

ΣPAH_f , betegner summen av 25 ulike PAH, fra naftalen til koronen, analysert fra filter.

Det er et relativt lite antall prøver, og en vet for lite om sammensetningen av PAH i utslipp fra bensin- og dieserbiler og fra andre kilder til å forklare de forskjeller som er funnet mellom de to gatene.

Regrasjonene er beregnet etter ligningen $Y = aX + b$

Parameter X er alltid CO

Parameter Y er SO_2 , bly, sot eller PAH.

Konklusjon

Resultatene viser at regresjoner mellom CO og andre stoffer i bilutslippet varierer fra sted til sted, og avspeiler forskjeller i kjøremønster og trafikk sammensetning. Også bidrag fra andre kilder, spesielt for NO_x , NO_2 , partikler, sot og PAH, har betydning selv i gaterommet.

Regresjonsanalyser mellom forskjellige forurensningsstoffer målt ved en gate, kan benyttes i sammenheng med beregningsmetoder, kun når en har mulighet til å trekke fra bidragene fra andre kilder enn trafikkstrømmen i gaten.

Tabell 1: Regresjon CO- SO_2 , døgnmiddelverdier. (CO mg/m^3 , SO_2 , $\mu g/m^3$)

Sted	Periode	n	\bar{X}	\bar{Y}	a	b	korr.
Rådhusgt, Oslo	feb 79	24	7.4	115	6.3	68	0.41
St.Olavsgt,Oslo	des-feb 79/80	65	5.2	98	13.2	29	0.68
Ø.Bakklandet, Trondheim	feb-mar 78	25	4.9	25	0.09	20.5	0.20
Strandgt, Bergen	feb 78	27	6.4	87	12.0	10.7	0.62

Tabell 2: Regresjon CO-Pb, døgnmiddelverdier. (CO mg/m³, Pb, µg/m³).

Sted	Periode	n	\bar{X}	\bar{Y}	a	b	korr.
Rådhusgt,Oslo	jan-mar 75	11	10.3	3.1	0.34	-0.44	0.92
" "	feb-mar 79	39	6.3	2.6	0.42	-0.03	0.90
St.Olavsgt	feb-mar 80	58	4.8	1.45	0.27	0.19	0.63
Ø.Bakklandet	jan-feb 78	20	6.0	1.8	0.26	0.23	0.79
Strandgt.	feb 78	27	6.4	2.6	0.39	0.07	0.90
"	apr+jun 78	15	3.8	1.8	0.39	0.27	0.83
El8,Lysaker	sep-okt 74	12	3.2	2.3	0.89	0.06	0.74

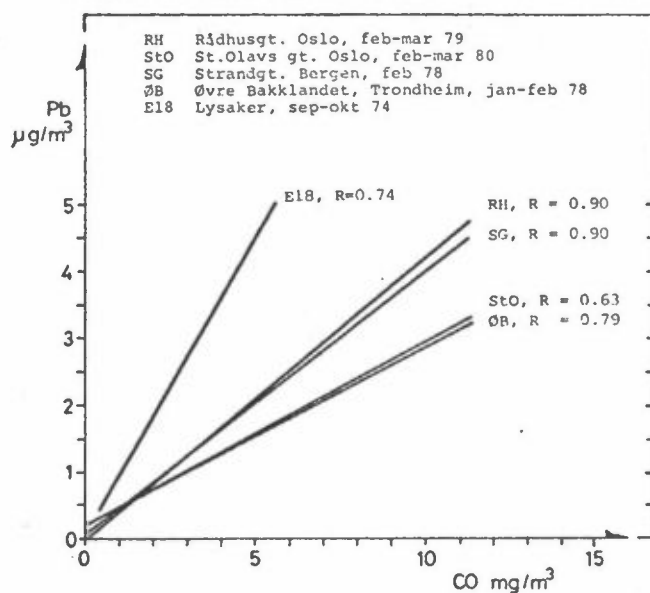
Tabell 3: Regresjon CO-sot, døgnmiddelverdier. (CO mg/m³, sot µg/m³)

Sted	Periode	n	\bar{X}	\bar{Y}	a	b	korr.
Rådhusgt.	feb 79	20	7.5	154	18.2	17.4	0.68
St.Olavsgt.	des-feb 79/80	65	5.2	61	11.5	0.39	0.81
Ø.Bakklandet	feb-mar 78	25	4.6	67	12.0	11.1	0.77
" "	mar-jun 78	55	4.7	49	8.4	9.3	0.79
Strandgt.	feb 78	27	6.4	122	20	-6.6	0.91
"	mai-jun 78	56	3.8	76	18	7.9	0.79
El8,Lysaker	sep-okt 74	19	3.4	77	30	- 24	0.74

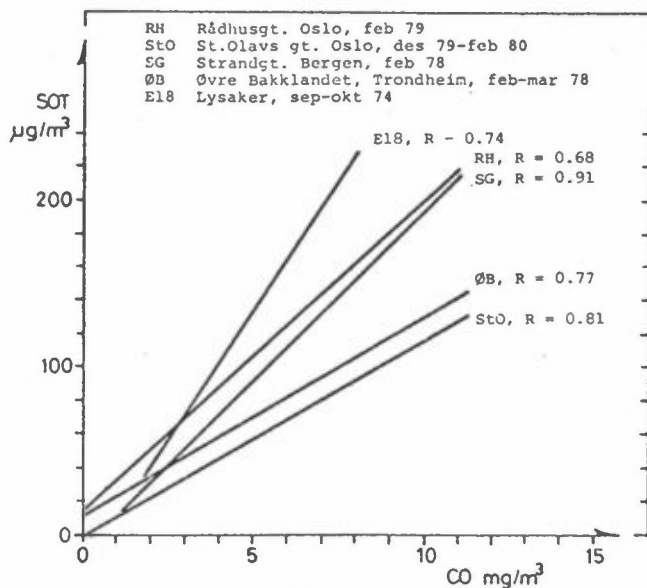
Tabell 4: Regresjon CO-PAH, døgnmiddelverdier. (CO mg/m³, PAH ng/m³)

Sted	Periode	n	\bar{X}	\bar{Y}	a	b	korr.
<u>CO-ΣPAH_f</u>							
Rådhusgt.	jan-feb 79	17	7.6	184	22.3	14.7	0.82
St.Olavsgt.	jan-mar 80	7	5.1	89	15.2	12.8	0.77
<u>CO-BaA</u>							
Rådhusgt.	jan-feb 79	17	7.6	16.2	1.7	3.3	0.90
St.Olavsgt.	jan-mar 80	7	5.1	4.6	1.1	-1.8	0.71
<u>CO-BaP</u>							
Rådhusgt.	jan-feb 79	16	7.9	7.5	0.70	2.0	0.69
St.Olavsgt.	jan-mar 80	7	5.1	6.4	2.1	-4.1	0.85

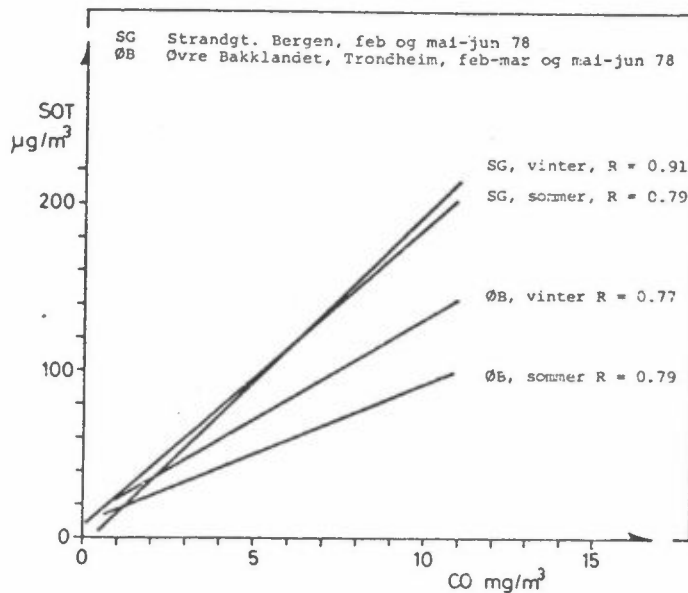
Figur 1. REGRESJON CO - Pb, DØGNMIDDELVERDIER



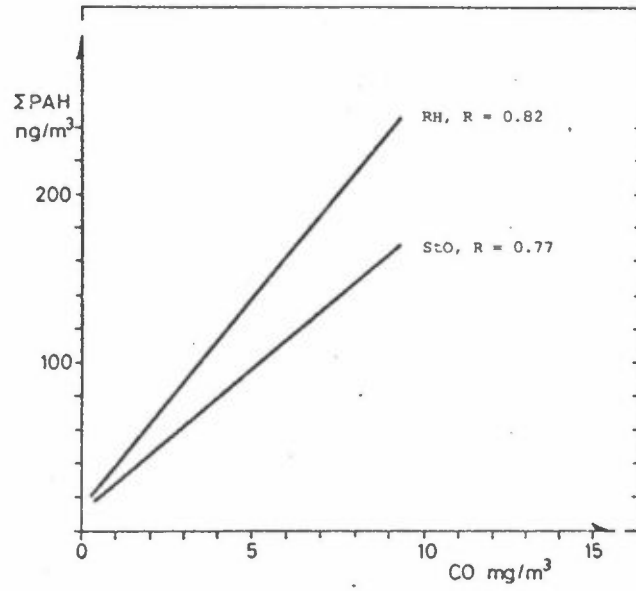
Figur 2. REGRESJON CO - SOT, DØGNMIDDELVERDIER



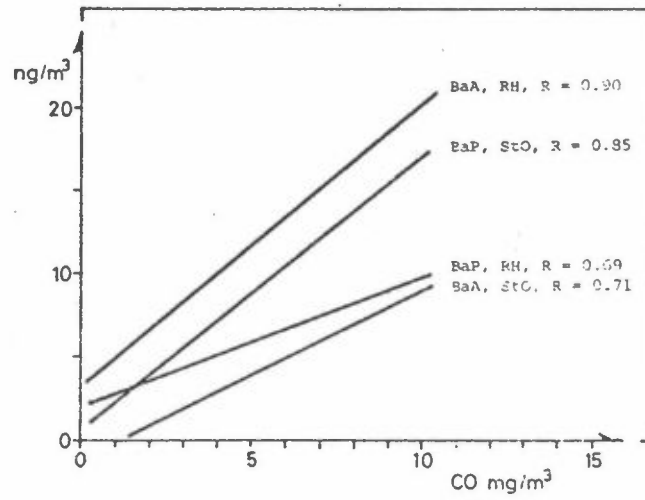
Figur 3. REGRESJON CO - SOT, DØGNMIDDELVERDIER



Figur 4. REGRESJON CO - PAH, DØGNMIDDELVERDIER.



Figur 5. REGRESJON CO - BaA, BaP





C 5

Samband mellan olika föroreningskomponenter i några svenska undersökningar

Göran Friberg

Presenterat vid "Nordisk seminar om beräkningsmetoder för bilavgasser",
Vettre v/Oslo, 9 - 10 december, 1981.

1. Samband mellan CO och bly respektive sot i Stockholm

I Stockholm genomförs sedan flera år tillbaka omfattande mätningar av bilavgashalter i luften. Den senaste redovisningen av dessa mätningar avser de mätningar som genomförts under 1980¹⁾. I den rapporten sammanställs och jämförs resultat från CO- och blymätningar på ett antal gator under 1979 och 1980 för att se om skärpningen beträffande högsta tillåtna blyhalt i bensin i Sverige²⁾ haft någon effekt på utomhusluften.

Jämförelsen avser mätningar på 12 gator 1979 och 11 gator 1980. Gatorna är inte desamma, men de båda åren representeras av ett varierat urval av relativt hårt trafikerade gator. Mätperiodernas längd har varit 2 - 4 veckor.

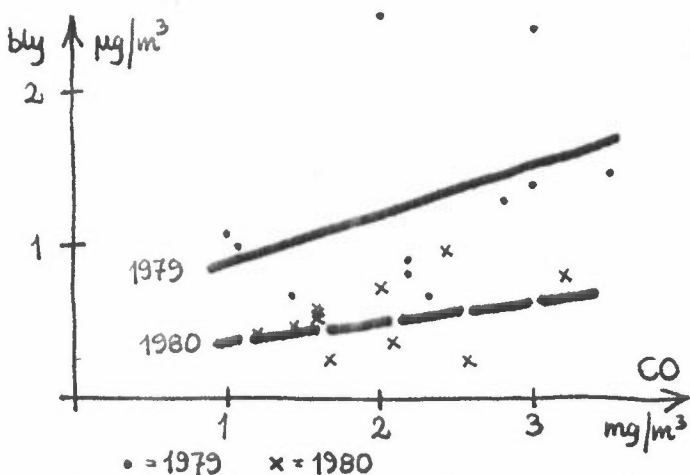
I rapporten visas att den genomsnittliga kvoten mellan 50-procentilen för timmedelvärden av CO (mg/m^3) och periodmedelvärdet för bly ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) var 3,7 år 1980 och 1,8 år 1979.

I figur 1 har 50-procentilen för CO och periodmedelvärdet för bly markerats för varje mätgata. En regressionslinje har beräknats och inritats för 1979 respektive 1980. Figur 2 visar motsvarande information för CO och sot

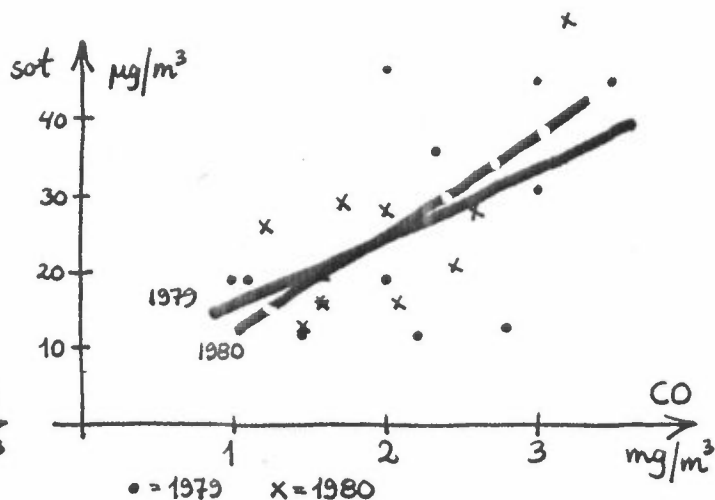
1) Stockholms miljö- och hälsovårdsförvaltning, 1981, Undersökningar av luftföroreningar under 1980.

2) Från 0,4 till 0,15 g/liter för lågoktanig bensin fr o m 1980-01-01 och för högoktanig bensin fr o m 1981-07-01.

för samma gator och samma mättillfällen som i figur 1. Trots att spridningen är stor visar figur 1 på en klar minskning av blyhalten i förhållande till CO-halten. Av figur 2 framgår att detta inte är fallet beträffande sot.



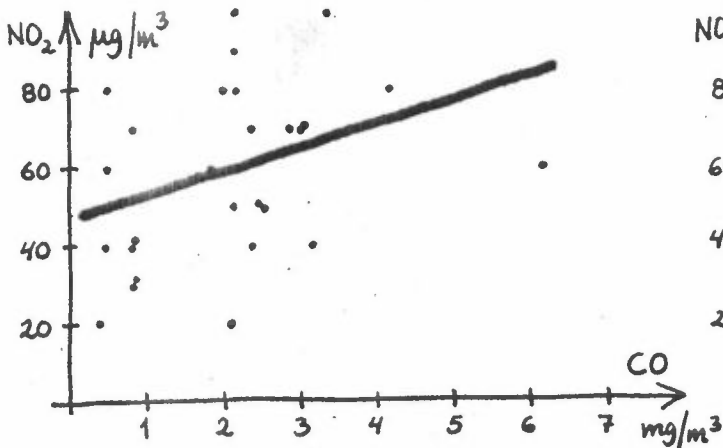
Figur 1 Samband mellan CO (50-procentil) och bly (periodmedelvärde) för ett antal Stockholmsgator vid mätningar 1979 respektive 1980.



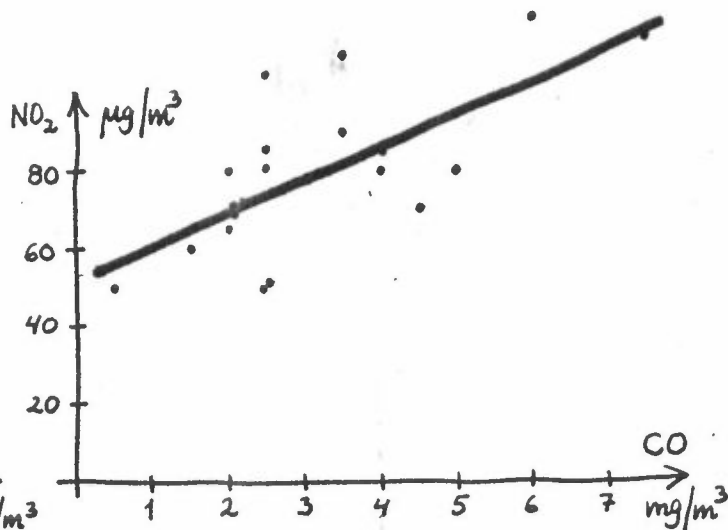
Figur 2 Samband mellan CO (50-procentil) och sot (periodmedelvärde) för ett antal Stockholmsgator vid mätningar 1979 respektive 1980.

2. Samband mellan CO och NO₂ i Stockholm

Figur 3 och figur 4 visar sambandet mellan maximala 8h-värden av CO och maximala 1h-värden av NO₂ per dag under respektive mätperiod för två gator i Stockholm. Varje punkt i diagrammen representerar en dag. Regressionslinjer är beräknade och inritade.



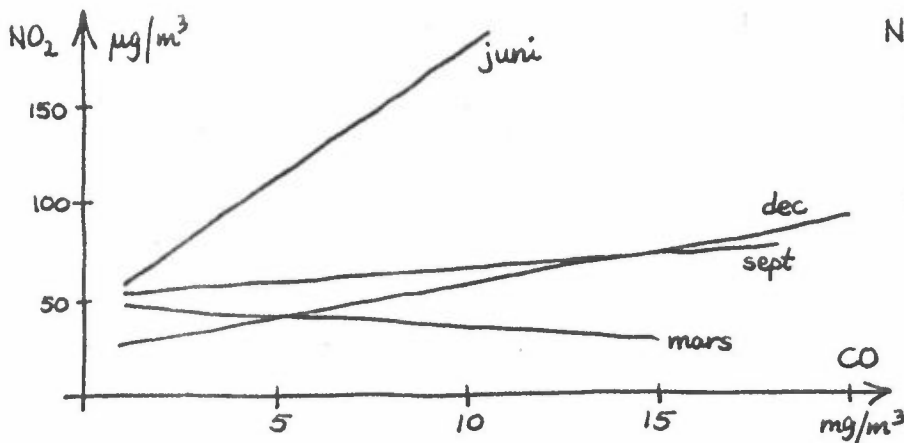
Figur 3 Samband mellan CO (max 8h-värde) och NO₂ (max 1h-värde) per dag vid mätningar i juni 1980 på Arbetargatan (8 000 fordon/dygn, 17 m gaturumsbredd, nord-sydlig längsriktning).



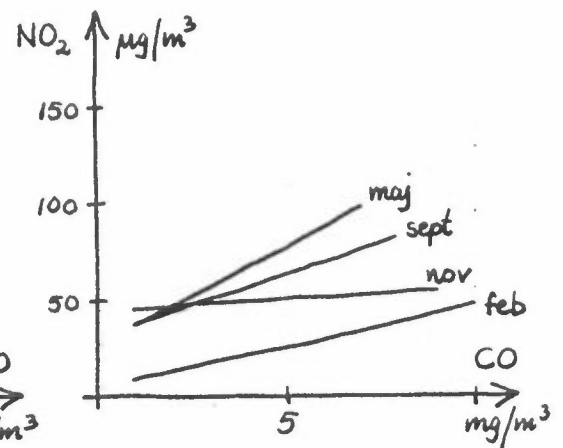
Figur 4 Samband mellan CO (max 8h-värde) och NO₂ (max 1h-värde) per dag vid mätningar i november 1980 på Hantverkargatan (6 000 fordon/dygn, 16 m gaturumsbredd, öst-västlig längsriktning).

Sambanden är likartade för de båda gatorna. För Arbetargatan är spridningen emellertid mycket stor ($r = 0,33$), medan punkterna i diagrammet för Hantverkargatan ligger relativt väl samlade efter linjen ($r = 0,71$). Gatorna har likartad form och trafikbelastning men är orienterade i olika väderstreck. Mätningarna har skett vid olika årstider.

Figur 5 och figur 6 visar motsvarande samband för två gator under olika årstider. Sommarmånaderna avviker markant från övriga årstider.



Figur 5 Samband mellan CO (max 8h-värde) och NO₂ (max 1h-värde) per dag vid mätningar under 1977 på Hornsgatan (40 000 fordon/dygn, 22 m gaturumsbredd).

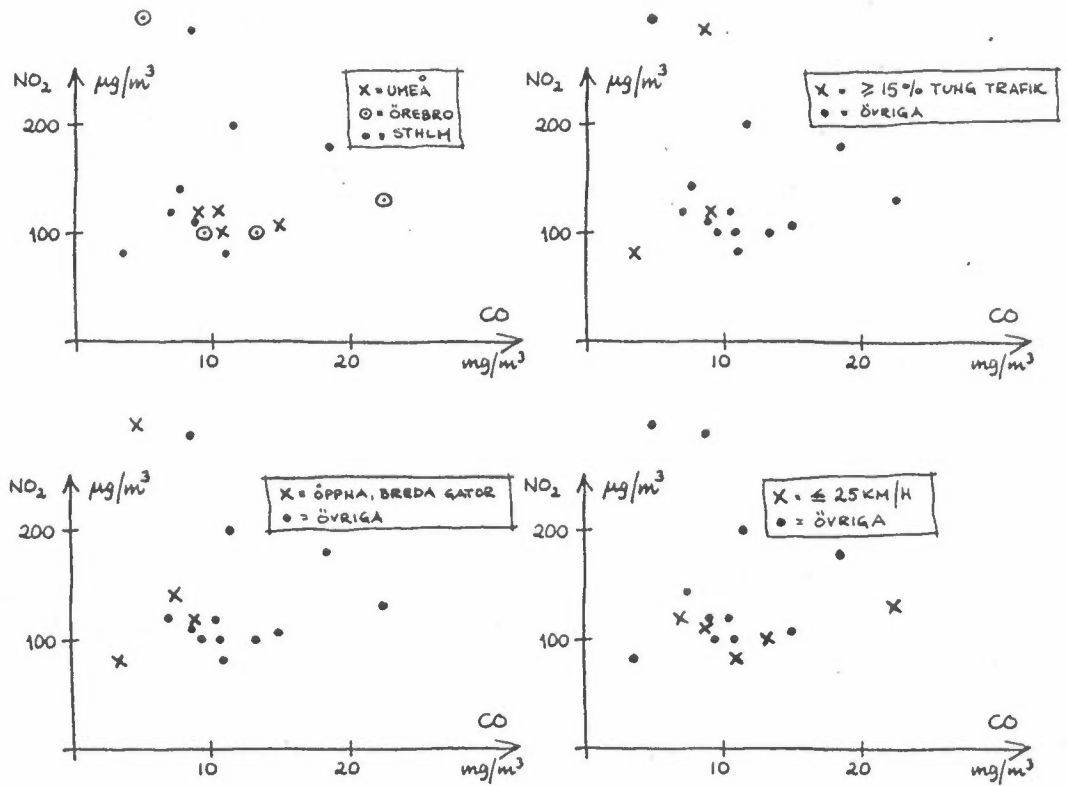


Figur 6 Samband mellan CO (max 8h-värde) och NO₂ (max 1h-värde) per dag vid mätningar under 1977 på Hantverkargatan (10 000 fordon/dygn, 16 m gaturumsbredd).

3. Samband mellan CO och NO₂ respektive NO_x i bilavgaskommitténs mätningar
I figur 7, figur 8 och figur 9 belyses samband mellan koloxid och kväveoxider med hjälp av olika mått. Med hjälp av olika markeringar görs ett försök att spegla inverkan på sambanden av följande faktorer:

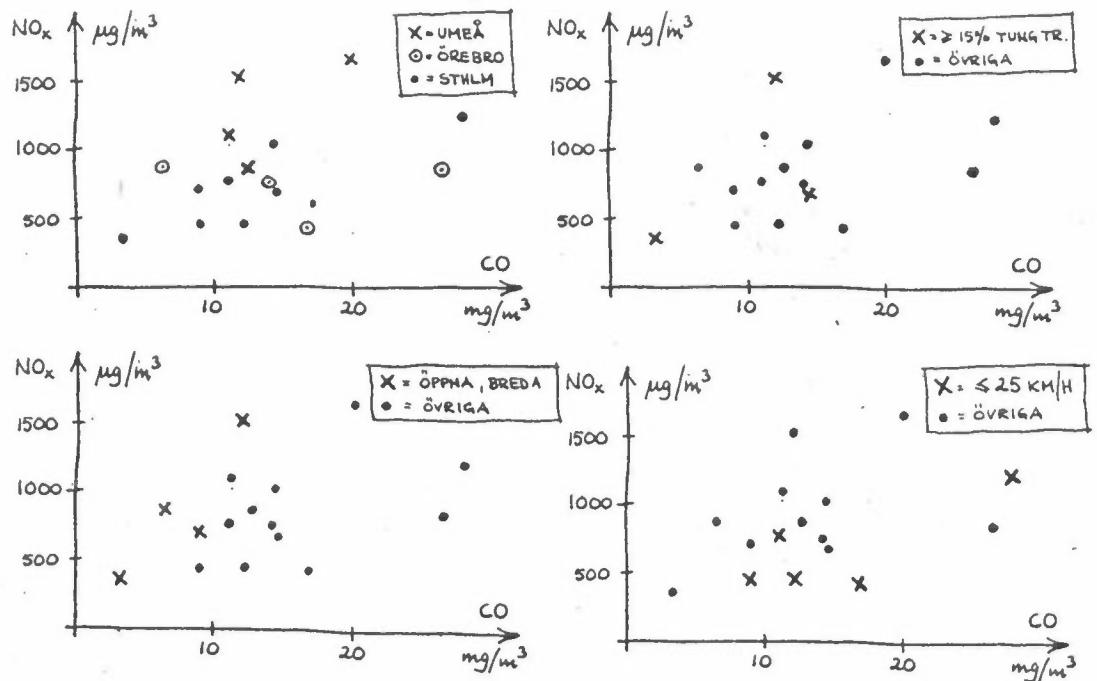
- ort
- andel tung trafik
- gaturummets form
- hastighet

Spridningen i förhållandet mellan halten av koloxid och kväveoxider är mycket stor. En sortering av gatorna med hänsyn till andel tung trafik, gaturummets form eller medelhastighet förefaller minska denna spridning. Antalet gator är emellertid för få för att dra några generella slutsatser, men figurerna kanske kan stimulera till fortsatta studier.



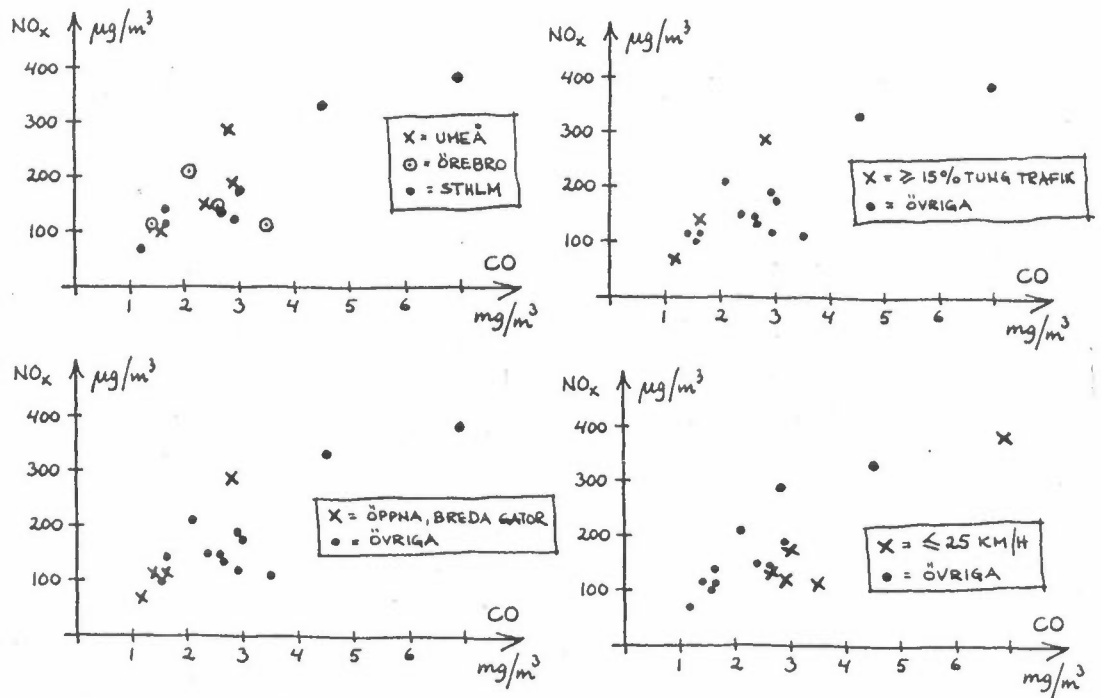
Figur 7

Samband mellan CO (99-procentil av 8h-värden) och NO_2 (99-procentil av 1h-värden) för bilavgaskommitténs 16 mätgator i Stockholm, Örebro och Umeå.



Figur 8

Samband mellan CO (99-procentil av 1h-värden) och NO_x (99-procentil av 1h-värden) för bilavgaskommitténs 16 mätgator.



Figur 9

Samband mellan CO (70-procentil av 1h-värden) och NO_x (70-procentil av 1h-värden) för bilavgaskommitténs 16 mätgator.

To be presented at "Nordisk seminar om beregningsmetoder for bilavgasser", Vettre v/Oslo, December 9-10, 1981

C 6

FINE PARTICLES IN GASOLINE EXHAUSTS:

Measurement of Size Distributions and Dispersion

V.Hyvönen, T.Raunemaa, A.Hautojärvi, V.Lindfors, R.Hillamo

University of Helsinki, Department of Physics

Siltavuorenpenger 20 D, SF-00170 Helsinki 17, Finland

In any combustion process the particle size distribution in the exhaust will be typical of the conditions and compounds involved in the process. After combustion, for example, Brownian coagulation occurs (1), and continuous transformation from the gaseous phase to particles will also take place. High relative humidity will rise to heterogeneous diffusion-nucleation processes (2).

Attachment onto the particles and particle composition are related to particle size. For example, the element lead is found mainly in particles with a mass median diameter $0,3 \mu\text{m}$ (3). Great attention should therefore be paid to the instrumental ability to measure all particles as well as to the conclusions drawn from different measurements in varying situations.

Also actual aerodynamic sizing of the particles is difficult due to fast varying diffusion and settling properties. To study these, continuously operating devices would be required.

The experimental set-up used to measure particle size distributions is shown in Fig. 1. The test van, a 2-litre Saab 99 Gls, was driven on a dynamometer with loads corresponding to two speeds; 30 km/h, gear 2, and 50 km/h, gear 3. These are typical for traffic in urban areas. The total exhaust flow rate was measured to be 600 l/min (at $\sim 80^{\circ}\text{C}$) for the 30 km/h drive and 800 l/min (at $\sim 100^{\circ}\text{C}$) for the 50 km/h drive.

In the experiments quoted here, particle samples were collected downstream from the exhaust tube at four points (P1 to P4, at 40 cm intervals) in the measurement chamber on the Nuclepore filters (pore size $0,4\ \mu\text{m}$) and on Al-Mylar tapes (capillary impaction technique). Particle counters (TSI Model 3030 Electrical Aerosol Analyzer and Royco 225 Optical Particle Counter) detected a particle size distribution from $0,0056\ \mu\text{m}$ to $12\ \mu\text{m}$ sizes. A clean, dry dilution air system was constructed to prevent overload and miscount effects. It was found that the relative EAA response varied linearly with the dilution rotameter reading, shown in Fig. 2, confirming accurate functioning of the system.

The collected samples were analyzed by the multielemental PIXE method /4/. Intense X-ray peaks of S, Cl, Pb and Br in the PIXE spectra show the high efficiency of the capillary technique as regards sampling very fine particles (Fig. 3). The PIXE analyzes are currently being continued for a variety of sampling conditions.

Results from the particle size measurements are shown in Figs. 4 and 5. The inaccuracies for the two first size classes, up to $0,0178\ \mu\text{m}$, are somewhat higher than for the other intervals. The distance between the points P1

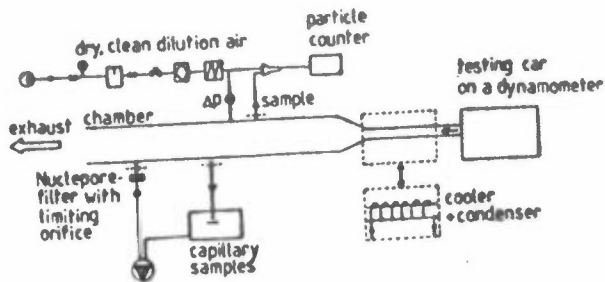


Fig. 1.
The experimental set-up, for automotive exhaust studies.

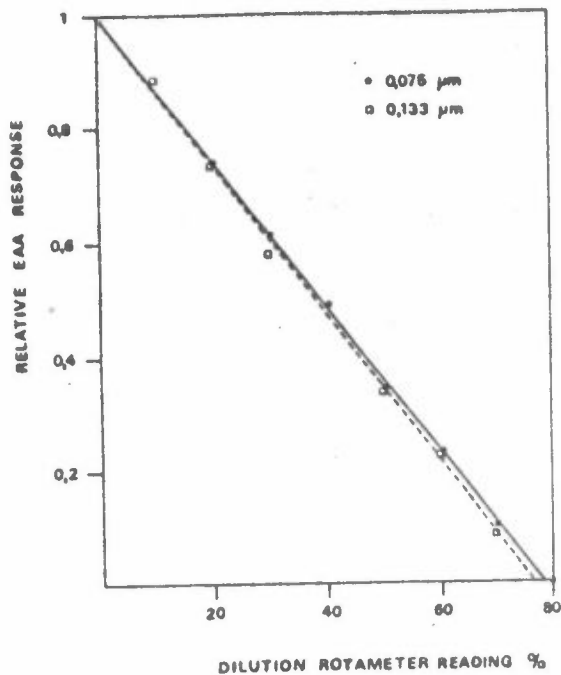


Fig. 2.
The dilution system versus EAA test.

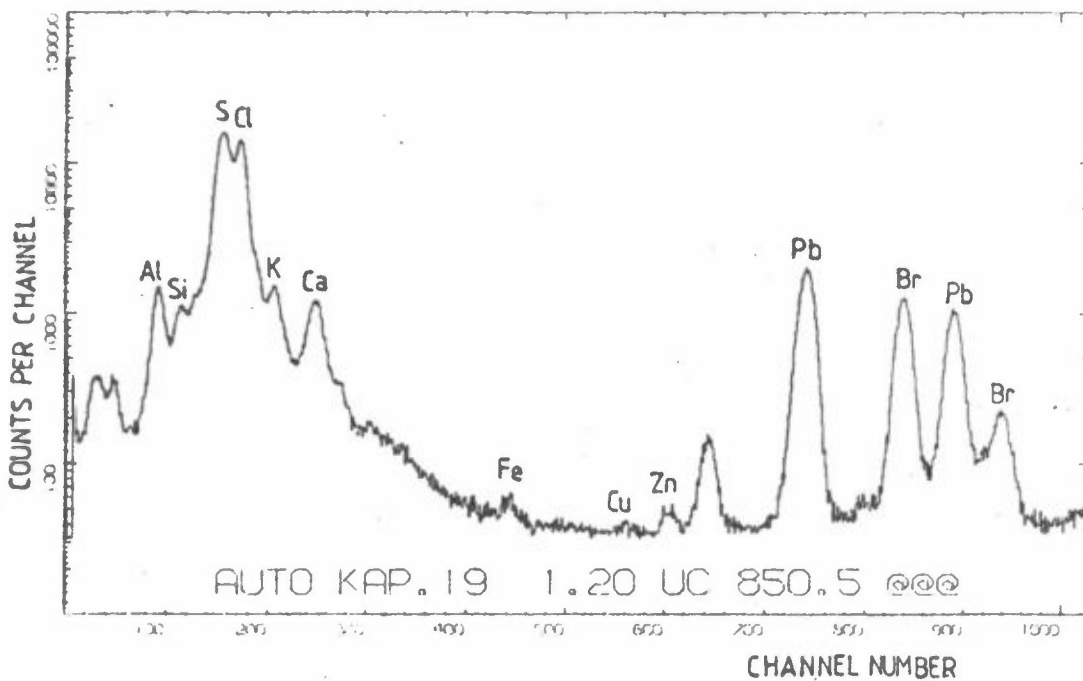


Fig. 3. Gasoline exhaust: The PIXE spectrum of a capillary sample with $E_p = 2$ MeV and $Q_p = 1,20 \mu\text{C}$ beam.

and P⁴, 1,20 m corresponds to a time lapse of 1,1 s. It is apparent that immediately after combustion, considerable changes occur in the particle size distribution. An increase in the number of larger particles (but still below 0,5 μm size) and in the total mass (0,018 - 1 μm) reveal continuous particle transformation. Comparison between the two different drive speeds shows a considerable increase of particle production at the higher speed. Without the use of external cooling the exhaust gases enter the measurement chamber ~ 1 s after the combustion. By adding a cooling system, which means an increase of tubing (see Fig. 1), a longer time will lapse before counting. This is shown to affect the particle size distribution especially at the nearest point P¹. A significant change in particle size is effected also by driving the engine cold (choke on) as compared to normal drive (choke off), Fig. 5. When comparing the results obtained by optical counting to those from electrical counting, an apparent difference is seen at $\sim 0,5$ μm size. The absorption of light in particles below and around 0,5 μm size is the origin of this sizing error.

Measurements on the vertical and horizontal dispersion of exhausts have also been carried out. Thus, sugar was tested as a backing material for PIXE analyses in the vertical study in a street canyon, the distribution being investigated and compared with that obtained for suspended particles /5/, /6/. The accumulation of particulate lead on 2 to 4 week old seedlings of oat at 20-400 m distances from a highway has also been included in the horizontal study /7/.

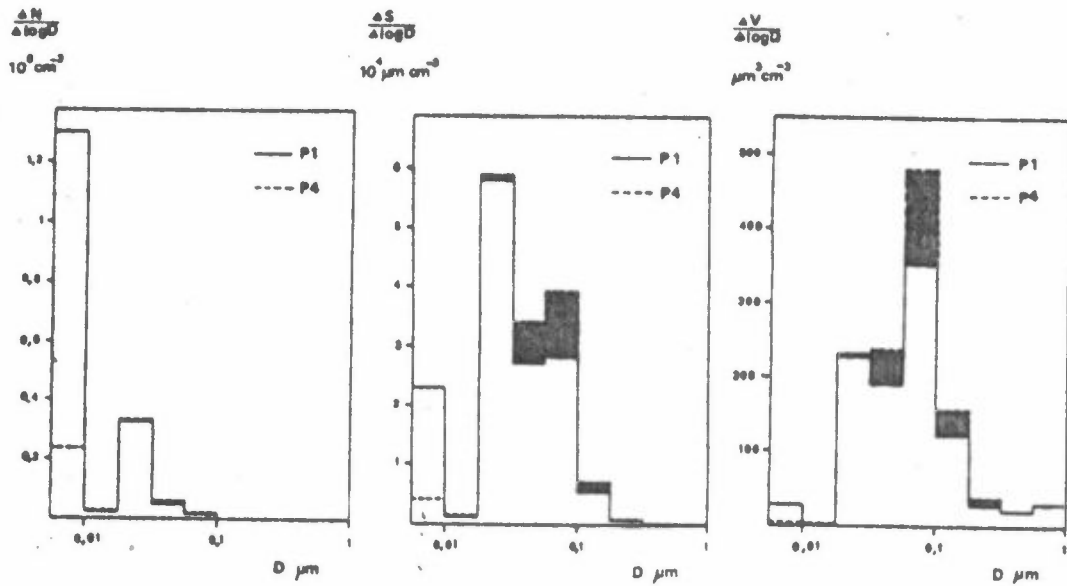


Fig. 4. Number (N), surface (S) and volume (V) size distributions for particles in the gasoline exhausts over a 1,1 s time interval. Drive speed 30 km/h with exhaust gases externally cooled.

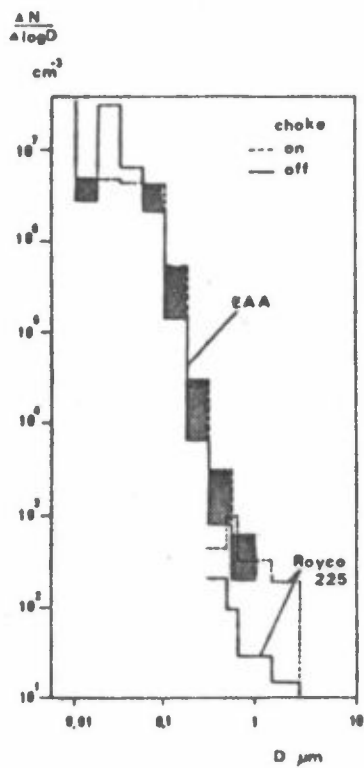


Fig. 5. Number size distribution recorded by EAA and Royco 225 counters with choke on/off. Drive speed 30 km/h with exhaust gases externally cooled.

- /1/ S.H.Suck and J.R.Brock, "Evolution of Atmospheric Aerosol Particle Size Distributions via Brownian Coagulation: Numerical Simulation", J.Aerosol Sci. 10 (1979) p. 581
- /2/ H.R.Pruppacher and J.D.Klett, "Microphysics of Clouds and Precipitation", P.Reidel Publ. Co., Holland, 1978 p. 412
- /3/ P.Little and R.D.Wiffen, "Emission and Deposition of Lead from Motor Exhausts II", Atm. Env. 12 (1978) p. 1331
- /4/ T.Raunemaa et al., "Sample Changing Facility with Electronic Control in PIXE Analysis", Nucl. Instr. and Methods", 181 (1981) p. 43
- /5/ T.Raunemaa et al., "Vertical Distribution of Particulate Trace Elements in a Street Canyon Determined by PIXE Analysis", Nucl. Instr. and Methods", 181 (1981) p. 445
- /6/ A.Hautojärvi, V.Lindfors, T.Raunemaa, "Capillary Technique Applied on Collection of Aerosol Particles", Proc. workshop Long range aerosol transport of metals and sulfur, Lund, SNV PM 1337/1980 Stockholm, p. 84
- /7/ S.Sieviläinen, "Horizontal distribution of accumulated lead at 20-400 m distance from a freeway on young seedlings of oat", Unpublished, University of Helsinki, 1980

SVERIGES METEOROLOGISKA OCH HYDROLOGISKA INSTITUT
KLIMATBYRÅNS MILJÖVÅRDSAVDELNING

D 1

UTVECKLING AV SVENSK BERÄKNINGSMETOD

STEN LAURIN

Presentert ved "Nordisk seminar om beregningsmetoder for bilavgasser", Vette v/Oslo, 9.-10. desember, 1981.

HISTORIK

Den metod som används vid SMHI för beräkning av föroreningskoncentrationer från biltrafik baserar sig på den s k Stanford-modellen. Modellen vidareutvecklades för att bättre ta hänsyn till emissionens struktur och tidsfördelning och till lokala vindförhållanden. För att få ett datamaterial att testa modellen på gjordes en noggrann undersökning av både emissioner och föroreningskoncentrationer vid två gator i Stockholm. Mätningarna, som gjordes våren och hösten 1976, utnyttjades för att förbättra modellen ytterligare och modellen testades senare mot data från en ny mätperiod under vintern 1978 med gott resultat.

MODELLENS UPPBYGGNAD

Modellen arbetar i två steg. Först beräknas föroreningskoncentrationen i den "bakgrundsluft" som kommer in i gaturummet. Bakgrundföroeningen består av dels bidrag från andra gator (CO, NO_x m fl trafikföroeningar) dels av bidrag från skorstenar (t ex NO_x). I det andra steget beräknas koncentrationsbidraget från trafiken på den aktuella gatan. Bidragen adderas för att ge den totala koncentrationen av respektive föroening i olika punkter i gaturummet. I modellen utnyttjas timvisa data för meteorologi och emission. Resultaten ges i form av timmedelvärden varur man sedan kan beräkna procentiler och medelvärden över t ex 8 timmar eller dygn.

Bakgrundskoncentration

För beräkning av bakgrundskoncentrationen används en gaussisk spridningsmodell. Man har numera möjlighet att välja mellan två olika modeller beroende på vilken typ av problem som ska behandlas. Man kan göra beräkningar med punktkällor, ytkällor och linjekällor. Med den nya modelltekniken kan emissionen tillåtas variera såväl med tid på dygnet som med meteorologiska

variabler som temperatur och vindhastighet. För beräkning av t ex kväveoxider som ju kommer både från uppvärmning och biltrafik är det av stor betydelse att kunna bestämma utsläppens fördelning i tid och rum på ett riktigt sätt.

Gatans koncentrationsbidrag

När vinden blåser över ett hinder bildas en lävirvel bakom hindret. I ett gaturum kommer detta att innebära att föroreningskoncentrationerna blir högre på gatans läsida beroende på att vinden i gatunivå är riktad åt motsatt håll som vinden ovan tak. Håltbidraget på gatans läsida är proportionellt mot emissionen Q och visar ett omvänt proportionellt beroende av vindhastigheten u och avståndet x mellan källa och beräkningspunkt. Vidare avtar koncentrationen med höjden z över gatan. Koncentrationen i en godtycklig punkt på gatans läsida kan då beräknas med en formel av följande utseende

$$C_L = C_b + \sum_i \frac{KQ_i}{u_G \cdot [(x_i^2 + z^2)^{\frac{1}{2}} + L]}$$

där C_b är bakgrundsvärdet och u_G är vinden i gatunivå inklusive den turbulenta vind som trafiken orsakar. K och L är konstanter. Summeringen över index i innebär att man bör behandla varje trafikström för sig och inte arbeta med endast en linjekälla. Orsaken till detta är att det avstånd över vilket spridningen sker är av samma storleksordning som avståndet mellan de individuella linjekällorna.

För koncentrationerna på gatans vindsida används följande formel:

$$C_v = C_b + \frac{K \cdot Q(h - z)}{w \cdot u_G \cdot h}$$

där w är gatans bredd och h är husens höjd. Här görs ingen uppdelning på trafikströmmar eftersom spridningsavståndet i detta fall är betydligt större. När vindens riktning är densamma som gatans riktning $\pm 20^\circ$ används medelvärdet av de båda formlerna.

FÖRENKLADE SPRIDNINGSBERÄKNINGAR

För att kunna göra enkla överslagsberäkningar t ex för trafikplanering utvecklades en beräkningsmetod i form av diagram. Metoden skulle huvudsakligen kunna användas för jämförelser med riktvärden d v s värden av typ 99%-il av koncentrationer. Denna inriktning på dimensionerande värden underlättar i vissa avseenden metodutvecklingen samtidigt som det naturligtvis är svårt att beräkna ett extremt värde av ofta slumpbetonad karaktär.

Grunden för att beräkna en 99%-il bör vara läsidesformeln i Stanfordmodellen eftersom den ger de högsta koncentrationerna. En relativt låg vindhastighet bör dessutom vara förknippad med dessa extrema koncentrationer. Eftersom de flesta undersökningar av relationer mellan vindhastigheten i och utanför en stad

ger en lägsta vindhastighet på typiskt 1 - 2 meter per sekund över staden vid vindstilla utanför bör ett värde på cirka 1.5 meter per sekund vara det som ska användas.

Genom observationen att den datorbaserade modellen systematiskt verkar ge lägre värden än uppmätta när det gäller 99%-iler men att lägre procentiler ger god samstämmighet mellan mätta och beräknade värden kan vissa slutsatser dras. Eftersom de meteorologiska variablerna mätts för varje enskild timme men emissionsdata endast varit ett medelvärde av några få tillfällen kan man misstänka att trafiken kan vara mycket olika vid samma tid olika dagar. Från de mätningar som Bilavgaskommittén genomfört kan konstateras att de högsta halterna oftast är förknippade med extrema trafiksituationer. Ingångsdata för den förenklade modellen bör alltså vara en relativt extrem trafiksituation. Exakt vilka ingångsdata som ska användas är inte klarlagt eftersom arbetet med den förenklade modellen pågår ännu. Även om de provberäkningar som gjorts verkar lovande återstår ännu flera problem att lösa.

BEGRÄNSNINGAR I MODELLEN

Den huvudsakliga begränsningen för modellens användbarhet gäller avståndsvärdet x . På grund av den turbulens som trafiken ger upphov till får man en initialspridning av avgaserna. Det minsta värde man bör använda för x bör vara cirka 5 meter. Begränsningen uppåt ligger sannolikt kring 40 - 50 meter, på längre avstånd krävs andra formler.

En möjlig begränsning som diskuterats är om modellen kan fungera i en trafikmiljö utanför stadsbebyggelsen där man kan ha helt vindstilla. I detta fall har trafiken sannolikt en högre hastighet och man får en turbulent vind som ombesörjer spridningen. Vindhastigheten bör kunna vara av samma storleksordning som den som används för staden dvs cirka 1 - 2 meter per sekund.

Hur modellen fungerar vid en gatukorsning kan också diskuteras eftersom man där har ett mera komplicerat spridningsmönster. Är den korsande gatan dessutom mycket trafikerad orsakar den störningar för den trafikström man studerar, med ändrade emissioner som följd.

Bilavgaskommittén
Sekretariatet

D2

Presentation av beräkningsnomogram i den svenska modellen

Anders Berggren

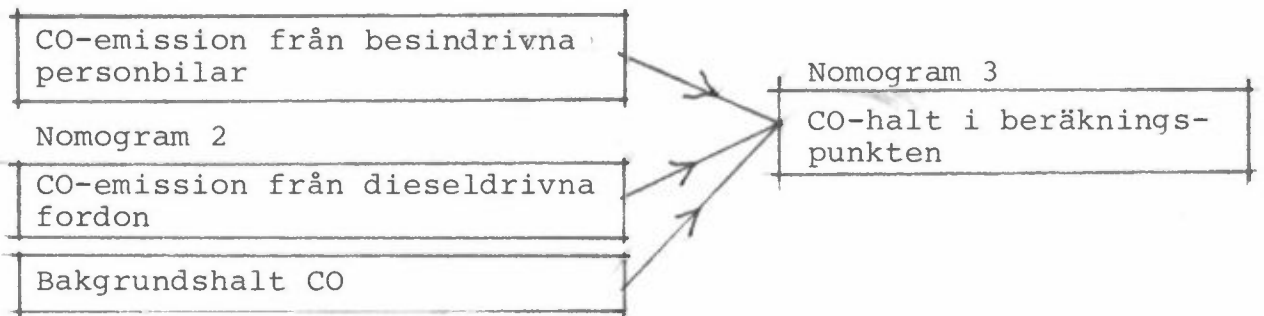
Presenterat vid "Nordiskt seminarium om beräkningsmetoder för bilavgaser". Vettre v/Oslo, 9-10 december, 1981

Beräkningsnomogrammen är, liksom modellen, preliminära och kan förbättras på många sätt. Tydligheten kan väsentligt ökas och användningen förenklas genom att nomogrammen rent rit- och trycktekniskt förbättras. Noggrannheten kan göras större och själva nomogramkonstruktionen ändras. Mitt syfte med den här presentationen är att beskriva hur nuvarande nomogram är uppbyggda och avsedda att användas men också att peka på de mest tydliga svagheter.

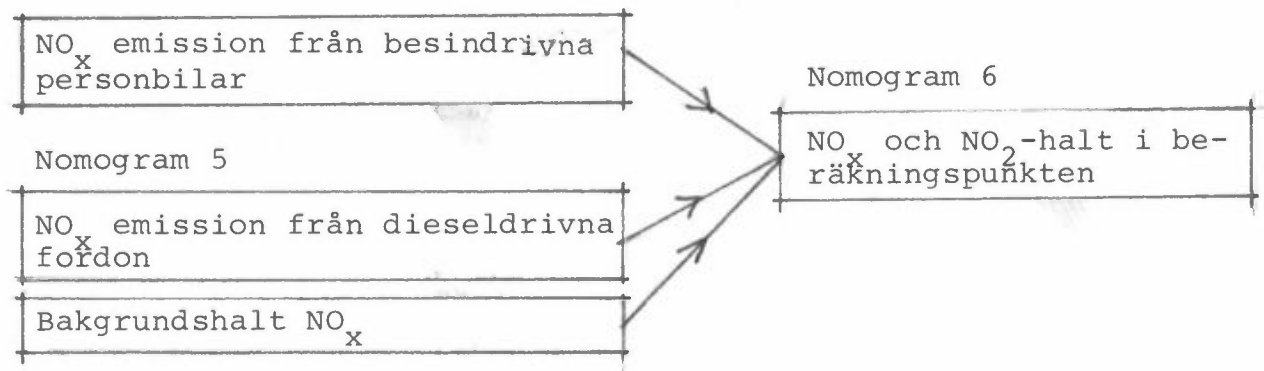
Beräkningsgång

Beräkningarna genomföres för CO och NO_x/NO₂ var för sig. För vardera föroreningen beräknas först emissionen från besindrivna personbilar och från dieseldrivna fordon. Med dessa emissionsvärden och bakgrundshalten som ingångsvärden beräknas därefter luftföroreninghalten i beräkningspunkten. Se bild.

Nomogram 1



Nomogram 4



Nomogrammens konstruktion och användning

Nomogrammen är en grafisk redovisning av de emissionsvärden, samband och spridningsantaganden som tidigare redovisats av Boström, Persson och Laurin. För att visa hur nomogrammen är uppbyggda och hur de användes har jag valt att följa ett räkneexempel. Frågan som nomogrammen i detta exempel skall ge svar på är: "Överskrides WHO:s gränsvärden för CO och NO₂ på x-gatan?"

Till nomogrammen hör en beräkningstabell. Den första uppgiften blir att i denna beskriva x-gatans utformning och trafikens storlek, sammansättning och körmönster under den dimensionerande timmen. Beräkningsmodellen är förenklad, den är endast avsedd för att beräkna halten mitt på kvarter, 3 m över markplanet. Korsningar, enkelriktningar, busshållplatser, parkerade bilar, vegetation etc kan inte beaktas. Körmönstret beskrivs enbart av medelhastigheten till vilken dock vissa fasta antaganden om accelerationer och retardationer kopplats. De för modellen nödvändiga men också tillräckliga ingångsvärdena för beräkningarna är

- . år beräkningen avser
- . årstid och temperatur
- . antal trafikströmmar att beakta var för sig
- . trafikflöde per trafikström, fordon/dim. timme
- . avståndet från trafikströmmarna till beräkningsspunkten
- . medelhastighet i beräkningssnittet per trafikström
- . andel icke varmkörda motorer per trafikström
- . andel dieselfordon av trafikflödet per trafikström
- . andel lastbilar < 10 ton av antalet dieselfordon
- . andel lastbilar > 10 ton av antalet dieselfordon
- . bakgrundsvärde CO
- . bakgrundsvärde NO_x

Beräkning av CO-emission

När ingångsvärden är bestämda beräknas CO-emissionen för bensindrivna personbilar enligt nomogram 1.

Första nomogramdelen baseras på tabellvärden som anger beräknad emission vid olika kallstartsandel, temperatur och medelhastighet. Tabellens parvisa samband är lätta att illustrera men eftersom antalet oberoende variabler är tre har ett passningsförfarande måst tillgripas. Det finns därför inbyggda "fel" i nomogrammet så att de grafiskt beräknade emissionsvärdena, i vissa relationer, skiljer sig från tabellens basvärden med kanske 15-20%. Störst överensstämmelse har eftersträvat för "normala" fall. För exemplet som följes är för trafikström T3 (37,5 km/tim, 0.C, 25% icke varmkörda motorer) nomogramvärdet för emissionen ca 6% mindre än det tabellerade värdet.

I nomogrammet beaktas vidare andel bensindrivna personbilar av totala trafikflödet och emissionsvärdet korrigeras för en med tiden ökad effekt av gällande avgasbestämmelser i Sverige. Slutligen beräknas de bensindrivna personbilarnas summerade utsläpp genom en grafisk multiplikation med totala trafikflödet under den dimensionerande timmen.

Motsvarande beräkning av CO-emission göres för dieseldrivna fordon i nomogram 2. För blandade trafikströmmar med liten andel dieselfordon kan detta steg hoppas över. Tillskotten av CO från dieselfordonen är obetydligt. Utgångsvärde för första delnomogrammet är tabellerade emissionsdata för varmkörda dieselfordon vid varierande medelhastighet och fordonslag (pb, lb 5 ton och lb 20 ton). I nomogrammet har antagits att lastbilar med totalvikt ≥ 10 ton tillhör den tyngre klassen.

Andelen dieseldrivna personbilar beaktas genom att andelen lättare och tyngre lastbilar anges i förhållande till antalet totala dieselfordon.

Beräkning av CO-halt

I nomogram 3 beräknas CO-halten vid beräkningspunkten. Nomogrammet börjar med en grafisk summering av CO-emissionen från respektive fordonslag. Den summeringen göres lättare i tabellen direkt.

Nomogramdelen för beräkning av CO-halten på olika avstånd från trafikströmmen är en grafiskt omarbetad version av SMHI:s modell för 99-procentilen.

När halterna beräknats för respektiva trafikström summeras dessa och bakgrundshalten till totala halten i beräkningspunkten. Den summeringen sker likaså lättast direkt i tabellen.

Den beräknade totala halten CO i mg/m^3 anger 99 procentil av 8 timmars medelvärde. Det av WHO angivna gränsvärdet för CO 8 h ($10 \text{ mg}/\text{m}^3$) har bedömts motsvara 99.9 procentilen. WHO-värdet har bedömts motsvara ca $8 \text{ mg}/\text{m}^3$ som 99 procentil.

Klassindelningen i nomogrammet har gjorts för att ange osäkerheterna i beräkningen och för att utjämna gränsen mellan gott och ont. De tonade fälten anger $\pm 20\%$ av WHO-värdet. Endast för beräkningsresultat i klasserna A och D kan man med någon säkerhet våga påstå att WHO:s gränsvärde under- resp överskrides.

För exemplet som följes blir det beräknade värdet för CO (8 h) $12,7 \text{ mg}/\text{m}^3$ dvs klass D och med säkerhet överskridande WHO:s gränsvärde. I korsningarna anger modellen att halten är ca 20% större än mitt på kvarter men underlaget för denna bedömning är osäkert.

Beräkning av NO_x-emission

Beräkning av NO_x-emission sker med hjälp av nomogrammen 4 och 5 på motsvarande sätt som beräkningen av CO-emissionen. NO_x-nomogrammen har likartad konstruktion och samma ingångsvärden som CO-nomogrammen.

Beräkning av NO_x/NO₂-halt

Beräkningen av NO_x/NO₂-halt sker enligt nomogram 6. I detta nomogram beräknas^x först NO_x-halt vid beräkningspunkten varefter halten NO₂ beräknas^x med hänsyn till årstiden. Andelen NO₂ har i modellen för vår, sommar och höst antagits till 25% och under vintern till 15% av totalhalten kväveoxider. Någon hänsyn till hur NO₂-halten varierar med totala halten NO_x tages inte i denna preliminära version av beräkningsmodellen.^x

I exemplet för x-gatan är den beräknade halten NO_x (1 h) 2,34 mg/m³ och halten NO₂ således 0,35 mg/m³ dvs i^x klass 5. Den beräknade halten NO₂ är väsentligt över WHO:s övre angivna gränsvärde som för 99-procentilen beräknats vara ca 0,21 mg/m³.

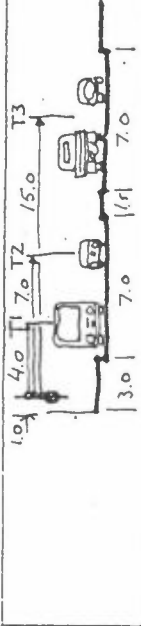
Tabell för beräkning av luftföroreningshalter

PM 1981-01-08
A. Nergrén

TABELL FÖR BERÄKNING AV CO OCH NO_x/NO₂ HALT
FÖR TRAFIK I EN BERÄKNINGSSTRÄCKA OCH MÖNÖGRAM

BERÄKNINGSSTRÄCKA: X-gatan mellan Y och Y Sida: VÄRSTA
 Avstånd från busshållplats 60 till beräkningen avser BL ... bestid VINTER ... Diestemp 0 °C
 Dieselkoncentration trafikflödet se l/h

Calculation skala 1:100



Sammansättning av
Trafik- och lastbilar per trafikstrå

Trafikström	l/h	meter	Medelhastighet km/h	Andel icke varmberörda bensindrivna fordon	Andel diesel fordon	Andel lastbilar och bussar med totalvikt:	
						< 10 ton	> 10 ton
Trafikström 1	100	4.0	30	0	100	0	100
Trafikström 2	800	7.0	20	40	10	60	20
Trafikström 3	1200	15.0	37.5	25	20	60	30

Beräkningar av NO_x-emission och CO-halt (8 h)

Bakgrundshalt **3.0**

Trafikström	CO-emission				CO-halt (8 h) 99-percentil			
	Bensin- drivna fordon enl normen	Diesel- drivna fordon enl normen	Sin CO-emis- sion från bensin- och dieseldrivna fordon	Sin CO-halt inkl bak- grundsvärdet	1	2	3	4
Trafikström 1	0.7	0.7	0.7	0.5	0.7	0.7	0.5	0.5
Trafikström 2	7.0	0.5	7.5	5.0	7.0	0.5	7.5	5.0
Trafikström 3	11.0	1.0	12.0	4.2	11.0	1.0	12.0	4.2

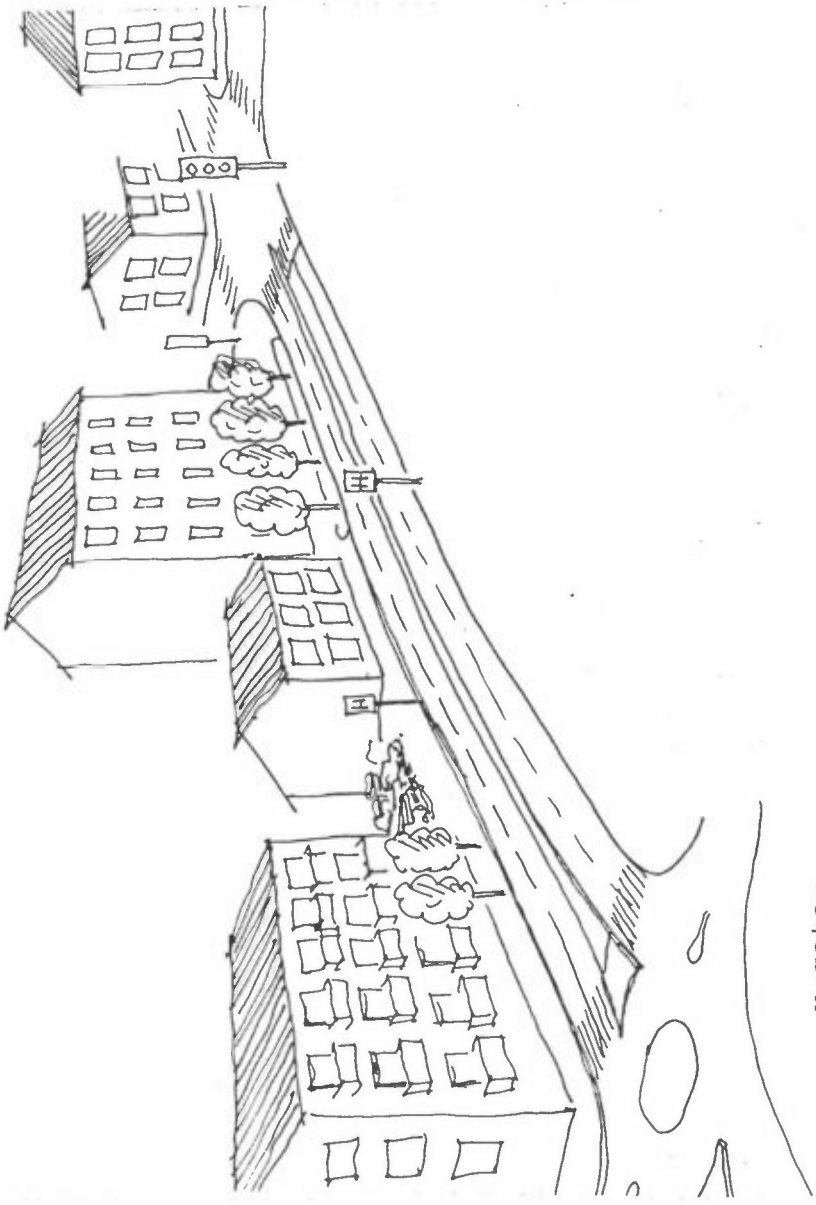
Beräkning av NO_x emission och NO_x/NO₂ halt (1 h)

Bakgrundshalt NO_x **0.5**

Trafikström	NO _x emission				NO _x /NO ₂ -halt (1 h) 99 percentil			
	Bensin- drivna fordon enl normen	Diesel- drivna fordon enl normen	Sin NO _x emis- sion från bensin- och dieseldrivna fordon	Sin NO _x -halt inkl bakgrundsvärdet	1	2	3	4
Trafikström 1	0.42	0.17	0.59	0.62	0.42	0.17	0.59	0.62
Trafikström 2	0.65	0.68	1.33	0.66	0.65	0.68	1.33	0.66
Trafikström 3	0.42	0.17	0.59	0.62	0.42	0.17	0.59	0.62

X-gatan

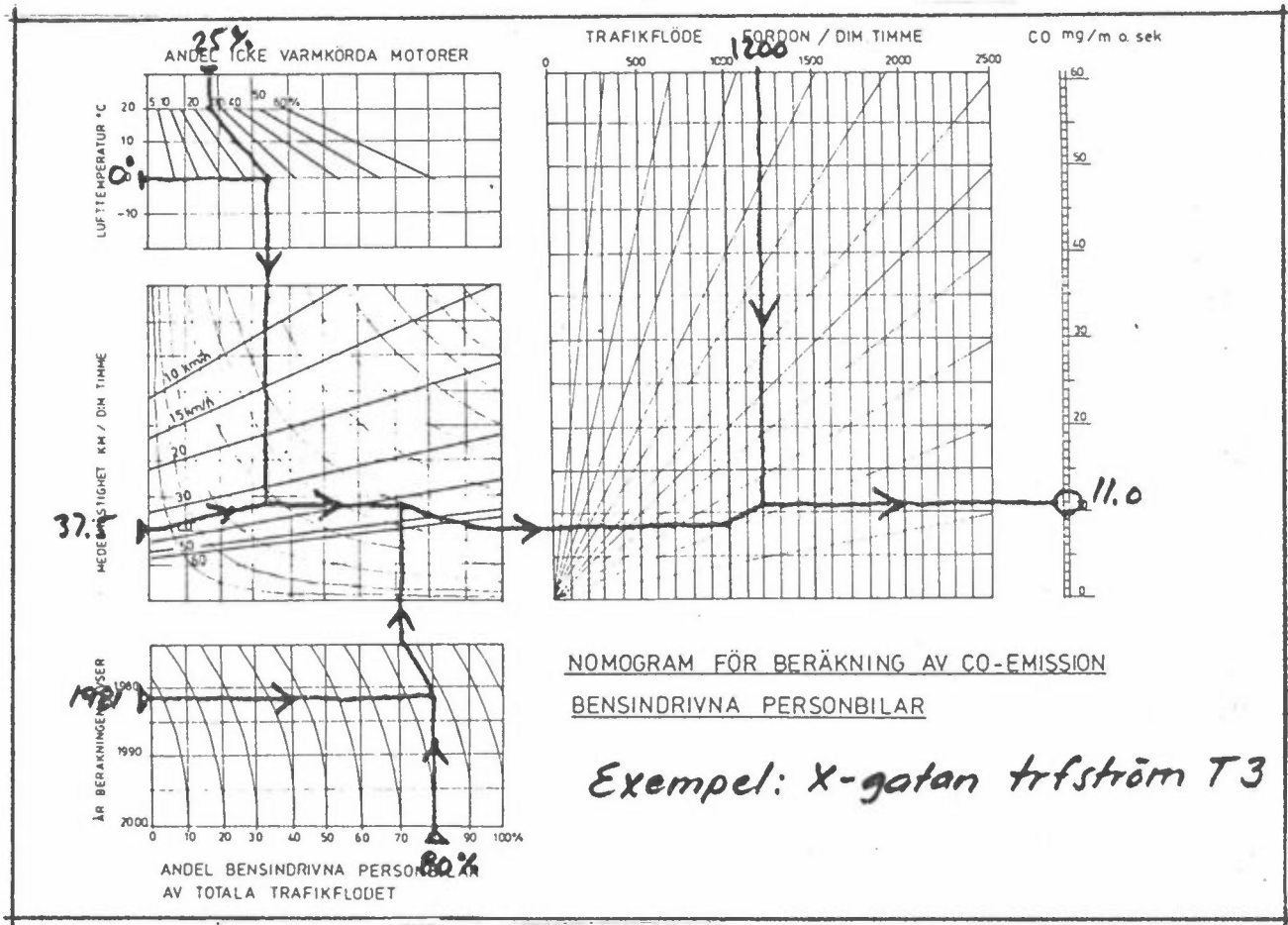
Överskrides WHO:s gränsvärden för CO och NO₂?



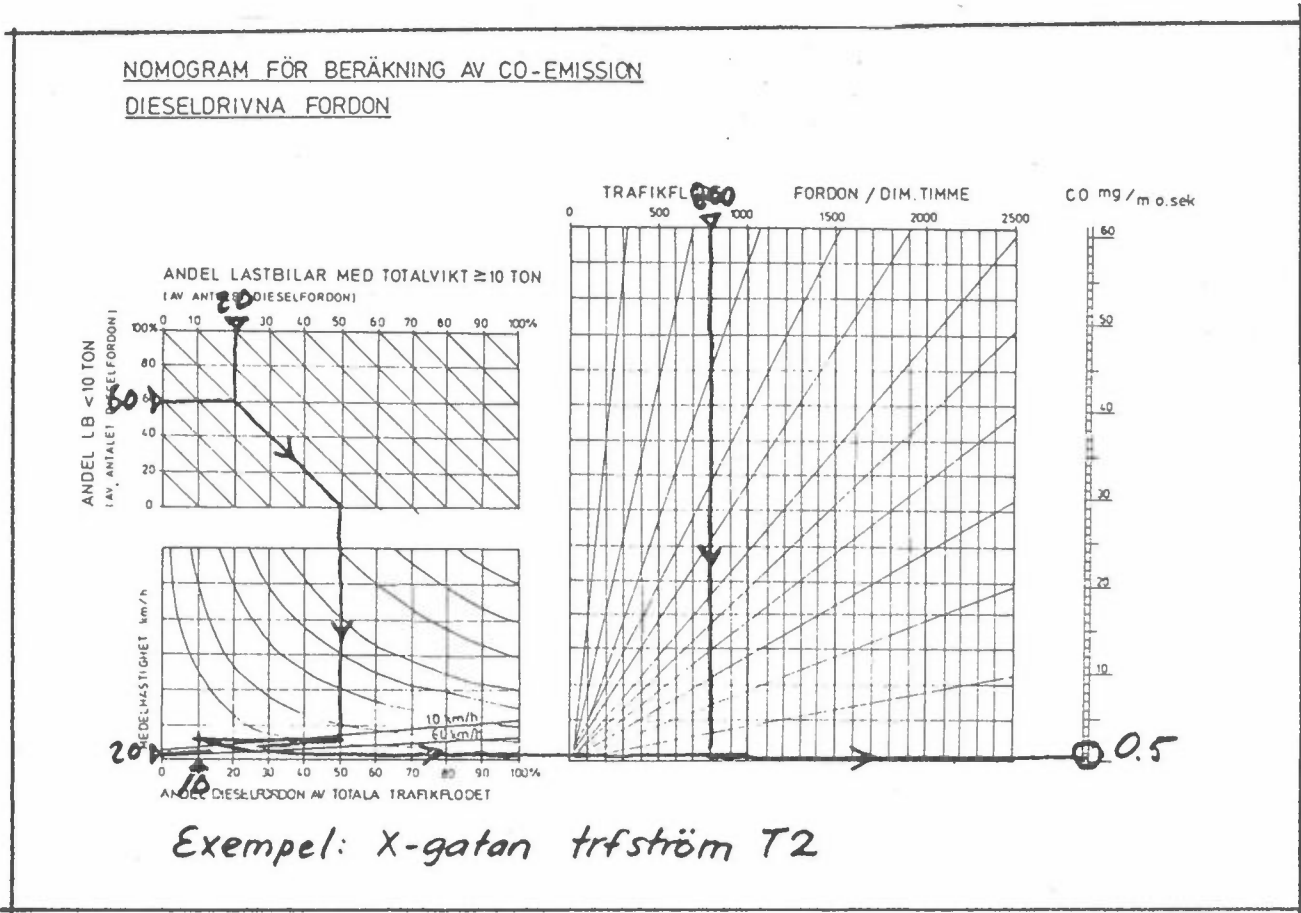
Bilaga

Exempel med användning av beräkningsmönogrammen

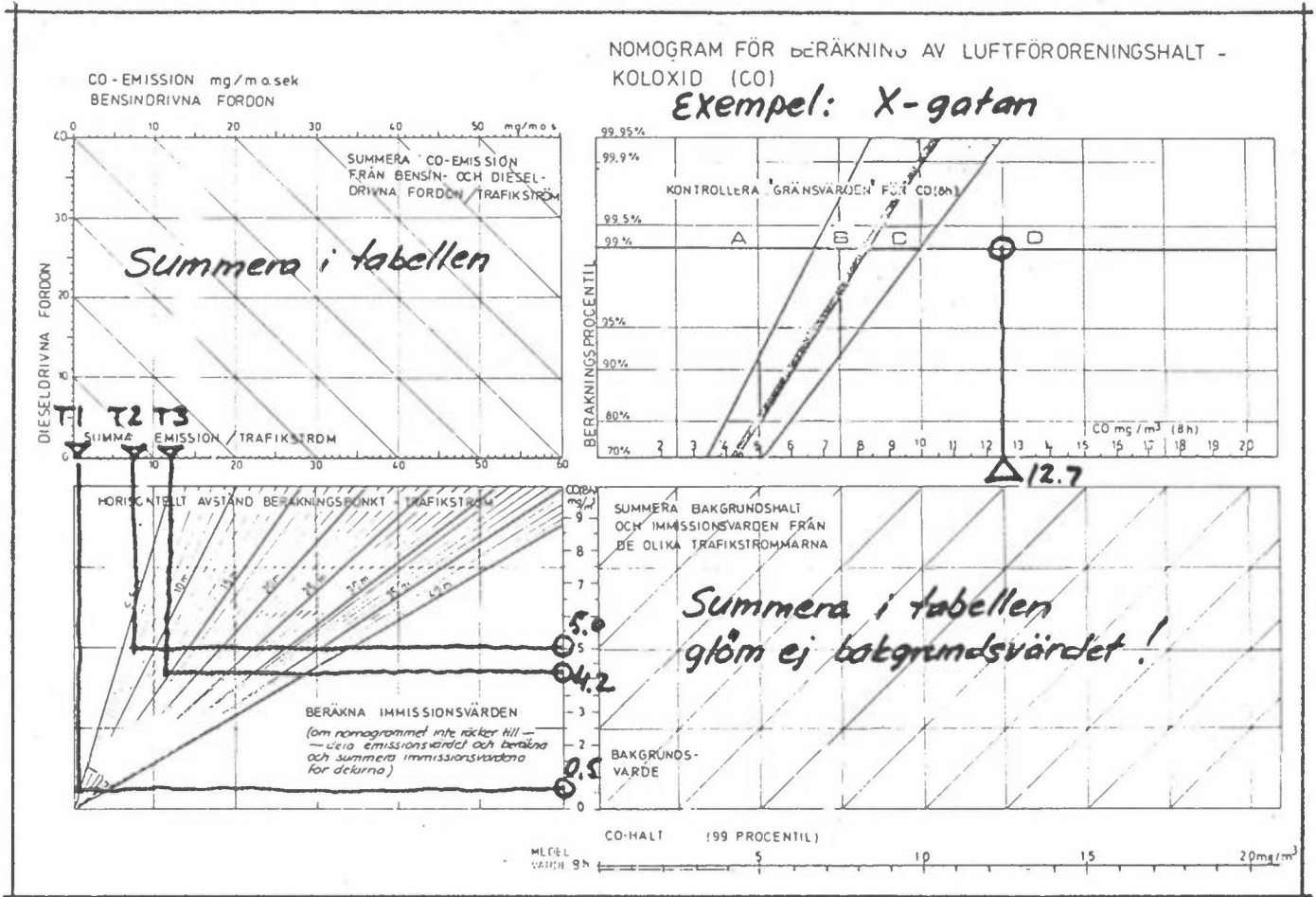
Nomogram 1. CO-emission. bensindrivna personbilar



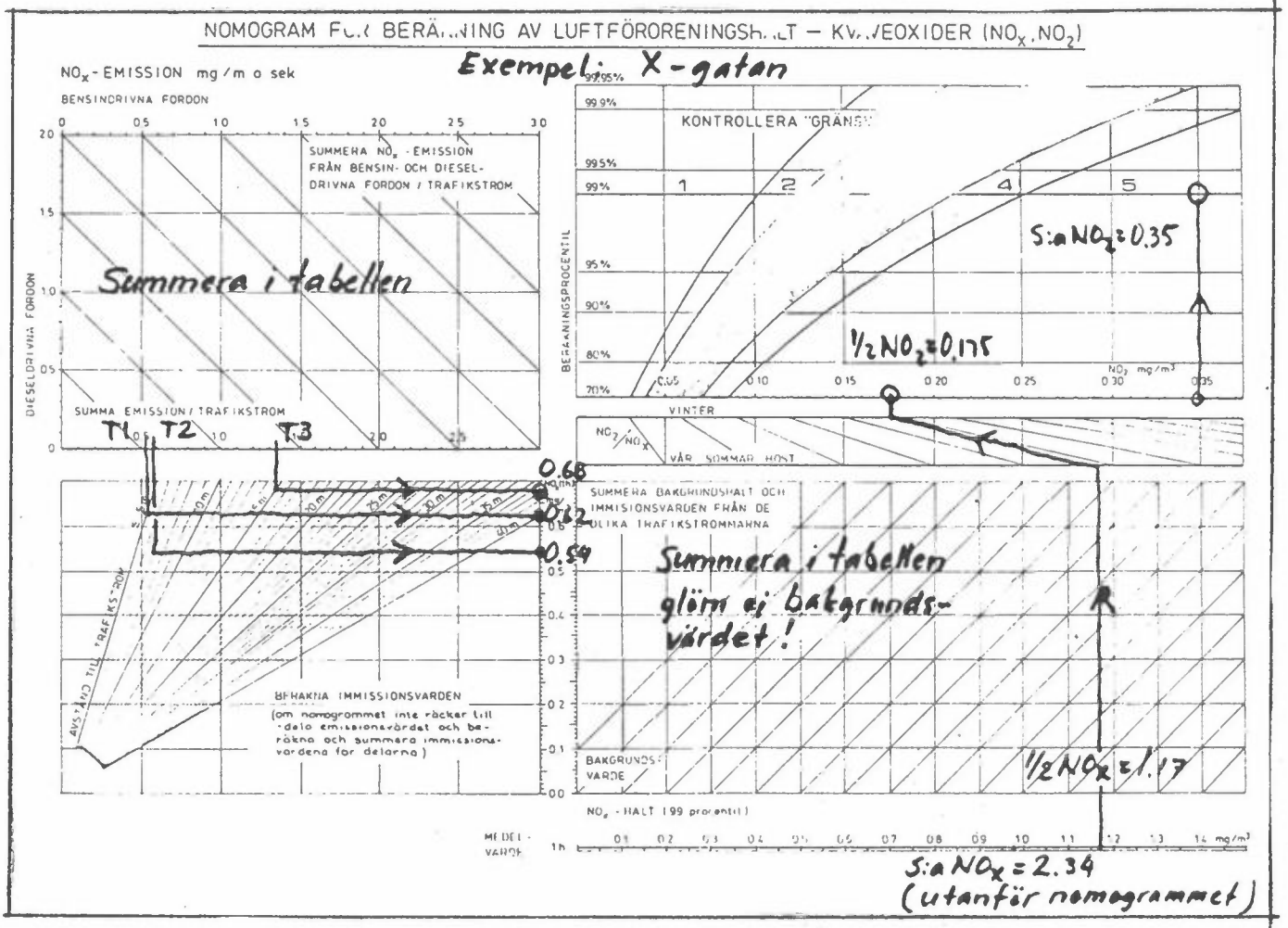
Nomogram 2. CO-emission, dieseldrivna fordon



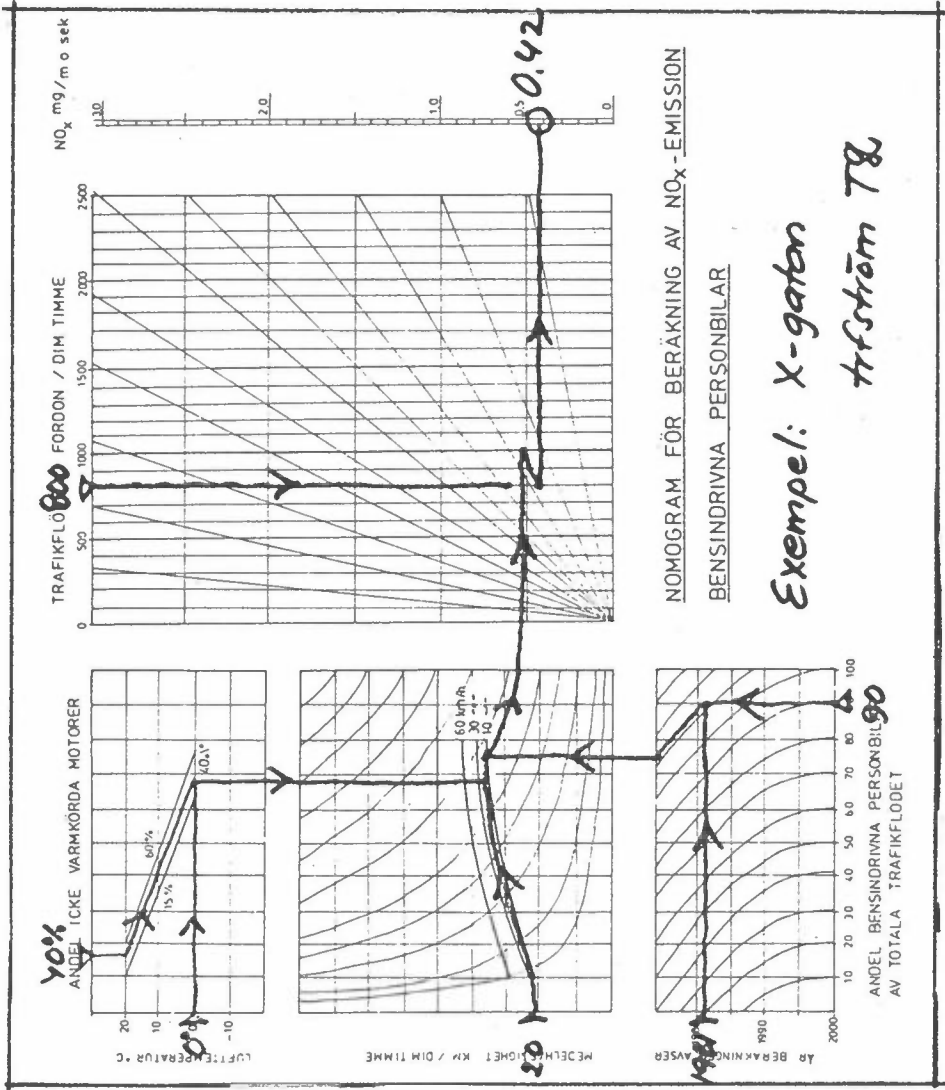
Nomogram 3. Luftföroreningshalt CO



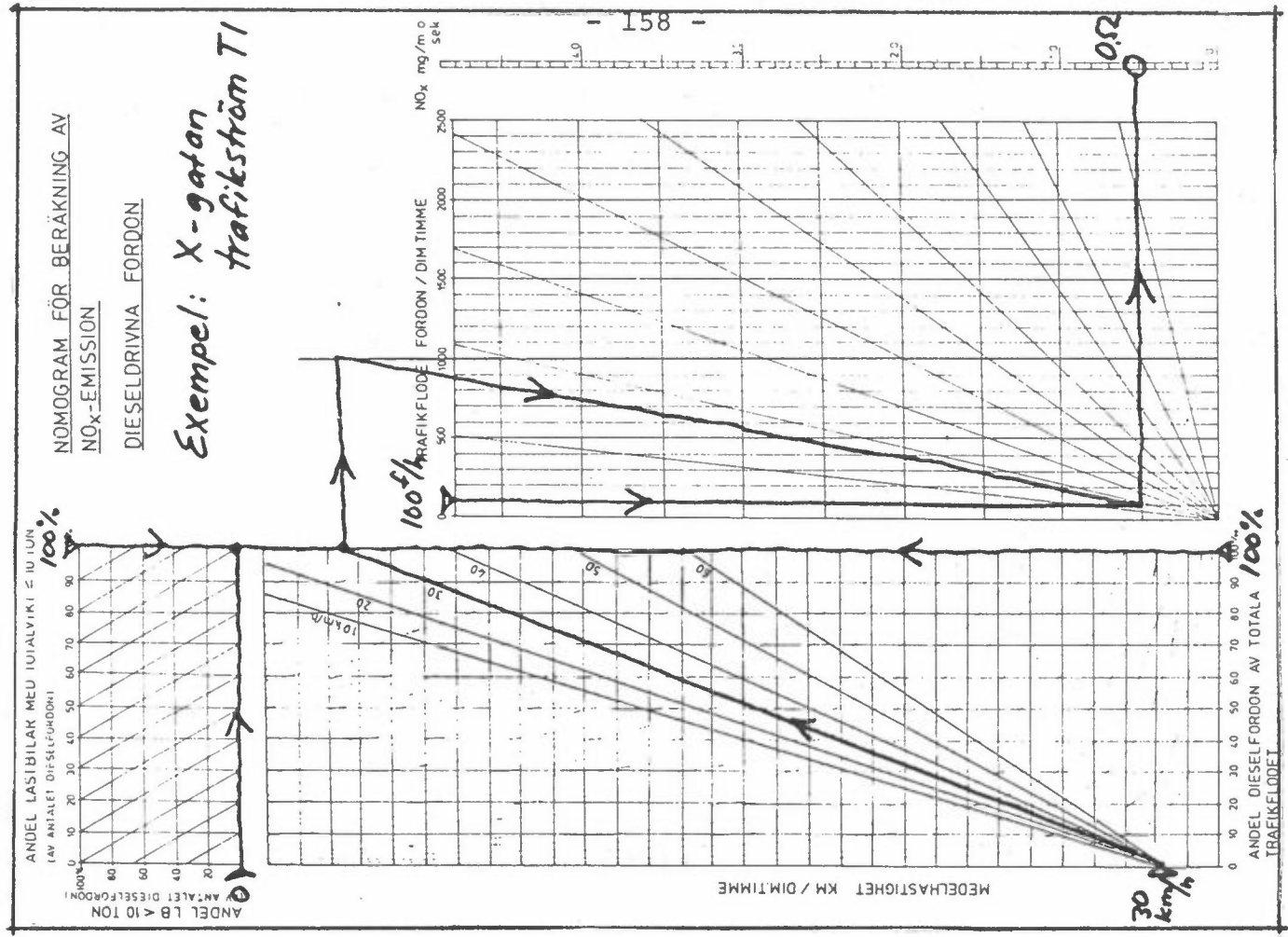
Nomogram 6. Luftföroreningshalt NO_x och NO₂



Nomogram 4. NO_x-emission, bensindrivna personbilar



Nomogram 5. NO_x-emission, dieseldrivna fordon



SVERIGES METEOROLOGISKA OCH HYDROLOGISKA INSTITUT
KLIMATBYRÅNS MILJÖVÅRDSAVDELNING

D 3

TEST AV METODEN PÅ OBEROENDE DATA

STEN LAURIN

Presentert ved "Nordisk seminar om beregningsmetoder for bilavgasser", Vettre v/Oslo, 9.-10. desember, 1981

SMHI:s bilavgasmodell har testats för koloxid mot två olika perioder med mätningar. Av mätningarna 1976 användes cirka 2/3 av materialet till att kalibrera modellen medan resten (1 maj - 15 juni) sparades som oberoende data att testa modellen på. Dessutom genomfördes mätningar 1978 (24 februari - 17 april) för att få vinterdata för vidare testning. Det fullständiga testresultatet kommer att redovisas i naturvårdsverkets PM-serie under 1982. Här kommer endast att visas ett begränsat urval av resultaten.

I följande tabell jämförs några procentiler ur frekvensfördelningarna av mätta och beräknade timvärden från de båda perioderna. Endast värden från lägsta mätthöjden (3 meter över gatan) har medtagits. Antalet timvärden från varje period är cirka 650 - 700, undantaget Döbelnsgatan 1978 då antalet var cirka 300 timmar. I nedre delen av tabellen jämförs hur de olika dygnens maximala 8-timmarsvärden fördelar sig för mätta och beräknade värden från 1978.

	Sveavägen			Döbelnsgatan		
	50%-il	90%-il	99%-il	50%-il	90%-il	99%-il
<u>1976</u>						
<u>Västsidan</u>						
Mätt	2.7	8.3	14.6	1.4	4.4	7.6
Beräknat	2.6	9.8	15.1	1.6	4.1	6.9
<u>Östsidan</u>						
Mätt	3.4	8.6	16.5	1.5	4.5	7.7
Beräknat	3.2	9.4	13.8	2.0	4.3	6.6
<u>1978</u>						
<u>Västsidan</u>						
Mätt	3.4	8.2	11.1	3.3	6.9	9.7
Beräknat	3.6	10.5	13.8	3.3	7.1	10.5
<u>Östsidan</u>						
Mätt	3.0	7.5	11.8	2.6	7.2	10.8
Beräknat	2.6	7.9	12.6	2.9	6.8	9.4
Fördelning av dygnens maximala 8-timmars medelvärden 1978						
	Min	Medel	Max	Min	Medel	Max
<u>Västsidan</u>						
Mätt	1.7	6.2	9.9	3.7	6.0	8.3
Beräknat	2.2	7.8	12.2	3.9	5.7	8.3
<u>Östsidan</u>						
Mätt	1.6	5.7	11.1	2.9	5.5	8.4
Beräknat	2.1	5.9	12.1	2.6	5.4	8.4

Test av den förenklade modellen

För närvarande pågår jämförelser av de värden som beräknats med den förenklade modellen och värden som uppmätts vid de 16 gator som ingår i Bilavgaskommitténs mätprojekt. Nedanstående jämförelse för koloxid gäller en 3-månaders period våren 1980 under vilken man mätt cirka 3 veckor vid varje mätplats. Jämförelsen avser endast att ge en uppfattning om storleksordningar, emissionerna är rätt grovt beräknade och mätvärdena är inte helt säkert representativa med hänsyn till mätperiodens begränsade längd. Stationsbeteckningens bokstav står för Stockholm, Örebro eller Umeå. Alla värden avser 99%-il av timvärden för koloxid i mg/m³.

Station	Mätt		Beräknat	
	Vid vagnen	Andra sidan	Vid vagnen	Andra sidan
S1	4.4	9.0	6.4	6.7
S2	9.0	11.7	11.2	12.8
S4	7.4	7.7	7.4	7.4
S6	16.5	17.3	17.2	17.2
S7	26.9	19.4	23.3	19.2
S8	3.2	3.1	4.5	4.5
Ö1	11.6	12.3	9.7	9.7
Ö2	4.7	5.5	8.4	7.9
Ö3	6.4	6.7	8.1	7.1
Ö4	7.1	4.8	7.4	6.7
U1	4.1	6.4	8.8	8.7
U2	5.7	8.4	6.3	6.3
U3	6.8	11.1	9.2	9.6
U4	6.2	11.3	13.5	14.7



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING

Postboks 130 - 2001 Lillestrøm

D 4

TEST AV BILAVGASKOMMITTENS NOMOGRAMMETODE
PÅ NORSKE DATA

Steinar Larssen

Presentert ved "Nordisk seminar for beregningsmetoder for
bilavgasser", Vettre v/Oslo, 9-10 desember 1981

1. Bilavgaskommittéens nomogram-metode (BAK-metoden) er testet mot målinger foretatt ved 8 gater i ulike byer i Norge i perioden 1975-1981.

Målingene er hvert sted utført i løpet av perioder fra ca 1 måned til ca 6 måneder, alltid innenfor tidsrommet desember-juli, og alltid er hele eller deler av vinteren dekket.

BAK-metoden beregner en 99-prosentilverdi på årsbasis, dvs. den ca 90. høyeste måleverdi over et år. Fordi våre målinger strekker seg over perioder på mindre enn ett år, ligger det en vurdering av målestatistikken bak de 99-prosentiler som oppgis som "målte" 99-prosentiler.

Med BAK-metoden beregnes forurensningen midt på et kvartal. Våre målinger er ikke alltid foretatt midt på kvartalet. Dette representerer en usikkerhet i testen. De målte verdiene kan justeres til et punkt midt på kvartalet, basert på en relasjon en har kommet fram til fra en samlet vurdering av vårt målemateriale.

I testingen er BAK's utslippsnomogrammer brukt direkte. STI i Norge har vurdert norske utslippsfaktorer i forhold til svenske. Dataunderlaget gir ikke grunnlag for å si at det er forskjell mellom norske og svenske faktorer for CO og NO_x.

BAK-metodens anbefalte verdier for kaldstartandel og bakgrunnsnivå stemmer ikke alltid godt overens med verdier estimert fra undersøkelser i Norge. Det er derfor gjort beregninger både med BAK's tall og norske tall for disse to variable.

2. Resultatene av testingen viser at BAK-metoden stort sett overvurderer CO-nivået, og at det er større avvik enkelte steder. NO₂-beregningen stemmer bra enkelte steder, mindre bra andre steder.

Tabell 1 viser resultater av beregninger, som kan sammenholdes med målte verdier.

Tabellen viser at CO-beregninger overvurderer 99-prosentilen bortsett fra i Strandgaten i Bergen, der beregnet verdi ligger lavere enn målt 99-prosentil. Det er god overensstemmelse for Storgaten i Lillehammer. Overvurderingen er relativt stor for Rådhusgaten i Oslo og for Øvre Bakklandet i Trondheim. NO₂-beregningen gir god overensstemmelse med målinger i Rådhusgaten og St.Olavs gate, men større avvik for de andre gatene.

For å få et riktigere bilde av BAK-metodens godhet må de målte verdier søkes "justert" til et punkt midt på det kvartal der målinger er foretatt.

3. Justering av de målte verdier til et punkt midt på kvartalet gir bedre konsistens for CO, mens det varierte bilde for NO₂ ikke endrer seg vesentlig.

De målte verdier fra Rådhusgaten og Strandgaten er "justert" til et punkt midt på kvartalet, ifølge den reaksjon som er gjengitt i figur 6.1 i den utsendte NILU-rapporten om beregningsmetoder.

Resultatene er gitt i tabell 2. En ser at BAK-metoden overestimerer 99-prosentilen av CO med 20-40%, bortsett fra i Rådhusgaten, der overestimatet er 0% på 1975-data, og 50% på 1979-data, og i Storgata, Lillehammer, der overensstemmelsen er god.

For NO₂ varierer forholdet mellom beregnet og målt verdi fra 0.5 til 1.6.

4. Der målinger er foretatt på samme sted i 2 ulike vinterperioder, viser resultatene at forurensningsnivået, selv 99-prosentilen, kan variere stort fra år til år, slik at man ett år beregner riktig i forhold til målinger, mens et annet år kan uoverensstemmelsen bli stor.

Dette viser at resultater av testing av BAK-metoden på data fra kortere måleperioder, selv en hel vintersesong, må tolkes med forsiktighet.

5. Det er usikkerheter i inngangsparametrene, spesielt data for kjørehastighet, kaldstartandel og fordelingen av dieselkjøretøy.

En følsomhetsanalyse viser at usikkerheter i estimatet av kjørehastighet og kaldstartandel har størst betydning for CO-verdien, og at rimelige usikkerheter i flere variable kan gi en samlet usikkerhet i beregningen av CO på anslagsvis ±15-25%.

For NO₂-beregningen er det dieselandelen, fordelingen > 10 tonn og bakgrunnsverdien av NO_x som gir størst usikkerhet. For NO₂ kan rimelige usikkerheter i inngangsdataene gi større feil i NO₂-estimatet enn tilfellet er for CO.

Tabell 1: Målte og beregnete verdier av CO og NO₂ ved målesteder i Norge.

Målested	Periode	n	CO 8h mg/m ³				n	NO ₂ 1h mg/m ³			
			Målt max	Målt 99%	Beregnet 99% BAK ¹	NILU ²		Målt max	Målt 99%	Beregnet 99% BAK ¹	NILU ²
Rådhusgt. 1975 Oslo	jan-mar	69	39	≈25	36	38	66	>0.53	≈0.46	0.49	0.49
Rådhusgt. 1979 Oslo	jan-mar	62	19	≈16	33	33	50	0.62	≈0.45	0.49	0.49
Torggt, Oslo	1975 feb-mar	14	28	-	22	29	30	>0.53	≈0.42	0.23	0.23
El8,Lysaker	1975 jan-feb	29	22	≈17	21	25	34	>0.53	≈0.44	0.52	0.72
St.Olavs gt,Oslo	1979/1980 des-mar	107	24	≈14	16	17	77	0.42	≈0.22	0.23	0.23
St.Olavs gt,Oslo	1980/1981 des-feb	90			16	17	60	0.54	≈0.35	0.23	0.23
Ø.Bakklandet, Trondheim	1978 jan-jul	143	24	≈15	20	20	0	-	-	-	-
Strandgt, Bergen	1978 feb-jun	125	23	≈15	11	11	0	-	-	-	-
Storgt., Lillehammer	1978 jan-jul	112	17	≈13	14	13	0	-	-	-	-
O.H.gt., Sarpsborg	1978 jan-jul	102	13	-	11	8	0	-	-	-	-

n Antall døgn med målinger.

1 BAK-metodens anbefalte verdier for kaldstartandel og bakgrunnsverdi er benyttet.

2 NILU's og TØI's estimater av kaldstartandel og bakgrunnsverdi er benyttet.

Tabell 2: Målte (justert til midten av kvartal) og beregnete verdier av CO og NO₂.

Målested	CO 8h 99%		NO ₂ 1h 99%		Beregnet/målt	
	"Målt"	Beregnet ¹	"Målt"	Beregnet ¹	CO	NO ₂
Rådhusgt. 1975	≈33	38	≈0.63	0.49	≈1.1	≈0.8
Rådhusgt. 1979	≈22	33	≈0.61	0.49	≈1.5	≈0.8
Torggt. 1975	-	29	≈0.42	0.23	-	≈0.5
El8,Lysaker 1975	≈17	25	≈0.44	0.72	≈1.5	≈1.6
St.Olavs gt. 1980	≈14	17	≈0.22	0.23	≈1.2	≈1.0
St.Olavs gt. 1981		17	≈0.35	0.23		≈0.7
Ø.Bakklandet 1978	≈15	20	-	-	≈1.3	-
Strandgt. 1978	≈10	11	-	-	≈1.4	-
Storgt. 1978	≈13	13	-	-	≈1.0	-
O.H.gt 1978	-	8	-	-	-	-

1 Beregnet med NILU/TØI's verdier for kaldstartandel og bakgrunnsverdi.



D 5

UTVIKLING AV BEREGNINGSMETODE FOR BILAVGASSER
VED VEIER, BASERT PÅ NORSKE DATA.

TEST AV METODEN PÅ BILAVGASKOMMITTEENS MÅLEDATA.

Steinar Larssen

Presentert på "Nordisk seminar for beregningsmetoder for bil-
avgasser", Vettre, 9-10.12.1981.

1. I tidsrommet 1974-1980 er det utført måling av bilforurensning ved et antall gater i Norge.

Ved alle målesteder ble CO målt kontinuerlig. I tillegg ble bly, sot, NO_x , NO_2 , SO_2 og PAH målt på en del av stedene. Trafikktellinger og meteorologiske målinger (hovedsakelig vindmålinger) ble foretatt samtidig.

Måleprogrammet var i store trekk gjennomført slik:

1974 : Holmestrand (1 gate)
1974/75 : Oslo (4 gater)
1978 : Trondheim, Bergen, Lillehammer, Sarpsborg (4 gater)
1979 : Oslo (1 gate)
1979/80 : Oslo (1 gate)

2. Dataanalyse ga generelt ikke det konsentrasjonsbilde i gate-rommet som en ville vente fra Stanford-modellen.

Stanford-modellen predikterer høyere konsentrasjoner på lé-siden av gaten. Dette fant man ikke, spesielt ved lave vindstyrker. Vind langs gaten ga de høyeste konsentrasjoner.

3. Spredningsforsøk med tracer-gass (SF_6) i Rådhusgaten i Oslo vinteren 1979 ga resultater som ikke var i overensstemmelse med Stanford-modellen.

6 spredningsforsøk (hvert av 20 minutters varighet) ble utført med varierende vindstyrke og -retning over tak. Resultatene gjenga ikke de utluftingsvirvler som forutsettes i Stanford-modellen.

Det ble målt i 4 ulike snitt langs kvartalet, fra ett kryss til det neste. Alle forsøk ga en økning i SF₆-konsentrasjonen langs kvartalet, i retning med den enveisrettede trafikkstrømmen.

Økningen fra 25 m fra krysset til 50 m fra krysset var 35-70%. Vindmålinger i gaterommet 3 m over gaten viste at vinden der alltid var i retning med trafikken, med styrke 1-2 m/s.

4. Det ble formulert en modell som forutsetter jevn konsentrasjon over hele gatebredden, og med turbulent utveksling vertikalt.

Ved gaten bestemmes den turbulente spredning av bilturbulensen. Over grensesjiktet mellom gaterommet og atmosfæren dominerer atmosfæreturbulensen. Turbulent utvekslingskoeffisient K (m²/s), varierer lineært fra K_A over tak til K_B ved bakken. Basert på en vertikal flux av forurensning som er konstant med høyden, og visse forutsetninger om utvekslingen i grensesjiktet mellom gaterom og atmosfære, fås følgende uttrykk for bakkekonsentrasjonen, C_B :

$$C_B = \text{konst} \frac{Q}{\frac{K_A}{(u + \frac{K_A}{k_1 B})}} \frac{1}{B} (1 + \frac{H}{B} k \cdot f(K_A, K_B, u))$$

Funksjonen i tilknytning til H/B er komplisert, og størrelsen av den ikke kjent ut fra tilgjengelig kunnskap.

Om en i første omgang velger å se bort fra uttrykket

$(1 + \frac{H}{B} kf(K_A, K_B, \dots))$, blir et forenklet uttrykk seende slik ut:

$$C_B = \text{konst} \frac{Q}{(u + u_0)B}$$

5. Konstanten, heretter kalt K_0 , ble beregnet ut fra resultater av målinger. Disse beregninger underbygget SF₆-resultatene med hensyn til økning av konsentrasjonen langs kvartalet, i retning med overveiende vindretning.

I figur 1 er K_0 -verdier plottet for de gater der overveiende vindretning er langs gaten, som funksjon av avstanden til nærmeste kryss i retning mot overveiende vindretning. K_0 -verdiene er

basert på høye (pseudo 99%-il) av lh CO-middelverdier, og tilhørende observasjoner av vindstyrke og trafikk tetthet.

En ser at K_o -verdien øker fra 10 henimot 50-60, når avstanden inn i kvartalet øker fra 15 m til henimot 100 m.

Ut fra forutsetningene er denne modellen gyldig bare for gaterom med tette fasaderekker på begge sider.

Målestedene dekker følgende "ranges":

Gatebredde	:	10-21 m
H/B	:	0.6-2.4
Trafikk tetthet (ÅDT):	:	7.000-25.000

6. Den forenklete modellen er testet mot CO-målinger fra Bilavgaskomiteens målinger i Stockholm, Umeå og Ørebro i 1980-81.

Figur 2 viser at overensstemmelsen mellom beregnede og målte verdier er rimelig bra.

Det er data fra målesyklus 2 (mars-juni 1980) som er benyttet. En har brukt gatene S1, S2, S4, S6, S7, U1, U3, Ø1, Ø2 og Ø3, som alle er gater med dobbeltsidig bebyggelse. S4 og S6 er enveis-kjørte gater, de øvrige har trafikk i begge retninger. Den angitte "målte" verdien, er beregnet som middelveidien for de to gatesidene.

En har brukt $K_o = 25$, som basert på norske målinger bør benyttes for målesteder midt på 100 m lange kvartaler. Kvartalene ved de svenske målestedene er 80-120 m lange, bortsett fra S2 (65 m), S7 (200 m) og Ø2 (130-180 m på hver side).

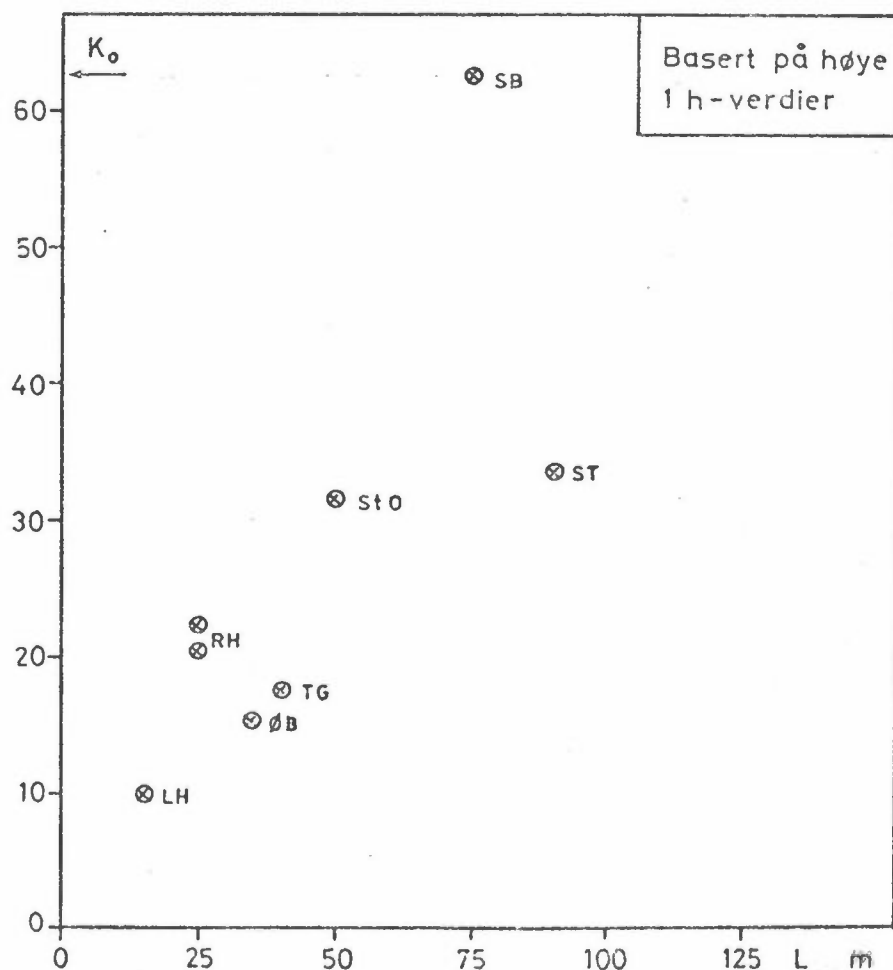
I beregningen har en ikke lagt til noen bakgrunnsverdi, fordi en regner med at denne for de fleste gatene vil være svært lav, 1-2 ppm, i perioden mars-juni.

Punktene grupperer seg rundt 1:1-linjen i figur 2. S2, S6, U1, Ø2 ligger over 1:1-linjen. Dette kan ha følgende årsaker:

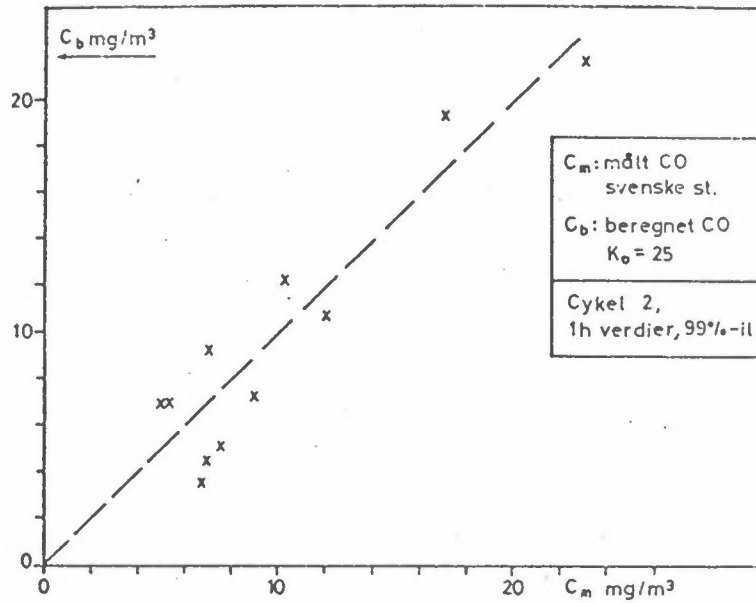
S2 : Kvartalet er bare 65 m langt. En lavere K_o -verdi bør benyttes.

- S6 : Smal gate, høy trafikk tetthet, enveistrafikk, høy hastighet. Den dimensjonerende vindhastighet på 1 m/s er sannsynligvis for lav.
- U1 : Målestedet ligger ikke midt på kvartalet.
- Generelt : Den dimensjonerende vindstyrke på 1.0 m/s kan passe godt noen steder, mindre godt andre steder.

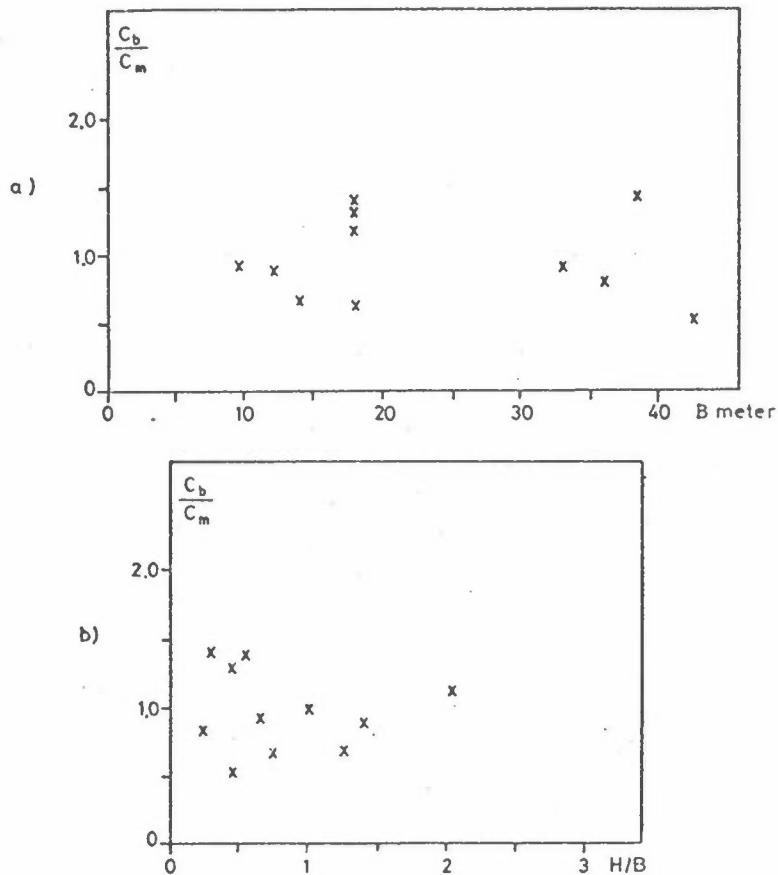
Figur 3 viser plott av C_b/C_m som funksjon av hhv H/B-forholdet og gatebredden. Plottene viser at avviket mellom beregnet og målt verdi ikke er entydige funksjoner av disse parametre, hvilket viser at metoden tar hensyn til disse faktorer på en tilnærmet korrekt måte.



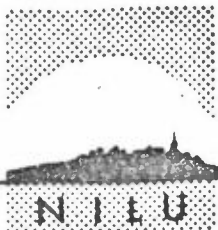
Figur 1: K_0 -verdier som funksjon av avstanden (L) til nærmeste kryss i retning mot overveiende vindretning. K_0 -verdiene er beregnet fra uttrykket $C_B = K_0 \frac{Q}{(u+u_0)B}$ basert på målte C_0 -verdier.



Figur 2: Målte og beregnede CO-verdier. Målinger fra målesyklus 2 i Bilavgaskomiteens måleprogram i Sverige 1980. Beregninger etter uttrykket $C_B = K_0 \frac{Q}{(u+u_0)B}$.



Figur 3: Forholdet mellom beregnede og målte CO-verdier (se figur 2), som funksjon av a) veibredden B, og b) høyde/bredde-forholdet mellom fasade og veibredde.



TLF. (02) 71 41 70

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING

(NORGES TEKNISK-NATURVITENSKAPELIGE FORSKNINGSRÅD)
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
ELVEGT. 52.

RAPPORTTYPE Oppdragsrapport	RAPPORTNR. OR	ISBN--82-7247-321-6
DATO MAI 1982	ANSV.SIGN. B.Ottar	ANT.SIDER 171
TITTEL Nordisk beregningsmetode for bilavgasser. Rapport fra nordisk seminar, 9-10.12.1981.		PROSJEKTLEDER St.Larssen
FORFATTER(E) Steinar Larssen		NILU PROSJEKT NR 20281
		TILGJENGELIGHET ** A
		OPPDRAGSGIVERS REF.
OPPDRAGSGIVER Nordisk embetsmannskomite for miljøvernspørsmål		
3 STIKKORD (å maks.20 anslag) Luftforurensning	Trafikk	Beregningsmetoder
REFERAT (maks. 300 anslag, 5-10 linjer) Rapporten presenterer konsentrat av foredrag og gruppe- diskusjoner på seminaret, samt en statusbeskrivelse (oppsummering av seminaret).		
TITLE Nordic method for estimation of roadside air pol- lution levels. Report from Nordic seminar 9-10.12.81		
ABSTRACT (max. 300 characters, 5-10 lines) The report contains the presentations at the seminar (short versions), abstracts of the group discussions, and a summary of the seminar (description of status).		

**Kategorier: Åpen - kan bestilles fra NILU A
Må bestilles gjennom oppdragsgiver B
Kan ikke utleveres C