

Denne rapport er trykket på returpapir.

NILU
TEKNISK NOTAT NR: 9/77
REFERANSE: 21373
DATO: SEPTEMBER 1977

LUFTFORURENSNINGER FRA BILTRAFIKK

RAPPORT FRA ET SEMINAR ARRANGERT AV
NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
LILLESTRØM 14. JUNI 1977

<u>INNHold</u>	Side
<u>INNLEDNING</u>	III
<u>SEMINARPROGRAM</u>	V
<u>DELTAKERLISTE</u>	VI
<u>SAMMENDRAG FRA DE ENKELTE FOREDRAG</u>	IX
Forurensningsutslipp fra biler Utslippsreduksjoner og restriksjoner av J. Bang, Statens Teknologiske Institutt, Motor- og Bilteknisk avdeling	A-1
Målinger av luftkvalitet ved trafikkårer i Norge. Sammenlikning med miljøstandarder av St. Larssen, Norsk institutt for luftforskning..	B-1
Spredning av utslipp fra biltrafikk av Knut E. Grønskei, Norsk institutt for luftforskning	C-1
Utvikling av spredningsmodeller for biltrafikk. Målinger av Göran Friberg, Stockholms kommun, Utrednings- och planeringsavdelningen	D-1
Helsevirkninger av W. Lindberg, Hygienisk institutt, Universitetet i Oslo	E-1
Sekundære forurensninger - Definisjon av J. Schjoldager, Norsk institutt for luftforskning	F-1
Sekundære forurensninger fra biltrafikk. av Øystein Hov, Institutt for geofysikk	G-1
Blyforurensning av vegetasjon nær trafikerte veier av Arne Semb, Norsk institutt for luftforskning ...	H-1
Forurensning fra veitrafikk - virkemidler og tiltak for reduksjon av slik forurensning av avd. dir. J. Hatling, Statens forurensningstilsyn	I-1

Blank

1 INNLEDNING

I byer og tettbygde strøk i Norge er vegtrafikken en av de største kilder til luftforurensning. I en by som Oslo er vegtrafikken ansvarlig for det alt vesentlige av utslipp av karbonmonoksyd (CO), hydrokarboner (HC) og bly, ca 70 prosent av utslippet av nitrogenoksyder (NO_x som NO₂) og ca 5-10 prosent av utslippet av svovelforbindelser (som SO₂). Når det gjelder partikler (svevestøv, sot, nedfallstøv) er det vanskelig å gi noenlunde sikre estimater, men uten tvil vil støvet som genereres av vegtrafikken (utslipp, veistøv) utgjøre en betydelig del av totalstøvet som genereres i Oslo.

Vegtrafikken skiller seg ut fra de andre hovedkildene (f.eks. oljeforbrenning, industri) ved at utslippet skjer svært nær bakken og spredt over hele det tettbygde området. Dermed maksimeres i realiteten virkningen av utslippet, ved at et stort antall mennesker blir direkte eksponert til utslippet og dets virkninger.

De miljømessige problemer som biltrafikken medfører (forurensning, støy, ulykker) er åpenbart for alle som ferdes i tettbygde strøk. Situasjonen i dag er at det økende biltallet gir en økende trafikkmengde som i tettbygde områder betjenes av et gatenett som allerede ofte er sterkt belastet, og som ikke utvides i samme grad som trafikkøkningen. Omfanget av de miljømessige problemer som biltrafikken medfører i dag, sammen med en vurdering av utviklingen i de kommende år, gjør det nødvendig å ta opp til drøftelse hvilke virkemidler en bør satse på for å redusere problemene i tiden framover.

Miljøverndepartementet har i Stortingsmelding nr. 44: "Tiltak mot forurensninger" beskrevet problemet under avsnitt "Forurensninger fra transport". Departementet konkluderer her med følgende: "På bakgrunn av den kunnskap som foreligger om forurensninger fra motorkjøretøyer her i landet, mener Regjeringen det er nødvendig å sette i verk tiltak for å

1 INNLEDNING

I byer og tettbygde strøk i Norge er vegtrafikken en av de største kilder til luftforurensning. I en by som Oslo er vegtrafikken ansvarlig for det alt vesentlige av utslipp av karbonmonoksyd (CO), hydrokarboner (HC) og bly, ca 70 prosent av utslippet av nitrogenoksyder (NO_x som NO_2) og ca 5-10 prosent av utslippet av svovelforbindelser (som SO_2). Når det gjelder partikler (svevestøv, sot, nedfallstøv) er det vanskelig å gi noenlunde sikre estimater, men uten tvil vil støvet som genereres av vegtrafikken (utslipp, veistøv) utgjøre en betydelig del av totalstøvet som genereres i Oslo.

Vegtrafikken skiller seg ut fra de andre hovedkildene (f.eks. oljeforbrenning, industri) ved at utslippet skjer svært nær bakken og spredt over hele det tettbygde området. Dermed maksimeres i realiteten virkningen av utslippet, ved at et stort antall mennesker blir direkte eksponert til utslippet og dets virkninger.

De miljømessige problemer som biltrafikken medfører (forurensning, støy, ulykker) er åpenbart for alle som ferdes i tettbygde strøk. Situasjonen i dag er at det økende biltallet gir en økende trafikkmengde som i tettbygde områder betjenes av et gatenett som allerede ofte er sterkt belastet, og som ikke utvides i samme grad som trafikkøkningen. Omfanget av de miljømessige problemer som biltrafikken medfører i dag, sammen med en vurdering av utviklingen i de kommende år, gjør det nødvendig å ta opp til drøftelse hvilke virkemidler en bør satse på for å redusere problemene i tiden framover.

Miljøverndepartementet har i Stortingsmelding nr. 44: "Tiltak mot forurensninger" beskrevet problemet under avsnitt "Forurensninger fra transport". Departementet konkluderer her med følgende: "På bakgrunn av den kunnskap som foreligger om forurensninger fra motorkjøretøyer her i landet, mener Regjeringen det er nødvendig å sette i verk tiltak for å

SEMINAR TIRSDAG 14. JUNI

LUFTFORURENSNINGER FRA BILTRAFIKK

PROGRAM

Møteleder: Forskningsleder Y. Gotaas

1.	0900-0910	Åpning	Inst.sjef B. Ottar	NILU
2.	0910-0950	Forurensningsutslipp fra biler. Utslippsreduksjoner og restriksjoner.	Avd.ing. J. Bang	Statens Teknologiske Institutt
	0950-1010	Kaffe		
3.	1010-1050	Målinger av luftkvalitet ved trafikkårer i Norge. Sml.med miljøstandarder.	Forsker S. Larssen	NILU
4.	1050-1130	Spredning av utslipp fra biltrafikk.	Forsker K.E. Grønsei	NILU
	1130-1230	Lunchpause		
5.	1230-1300	Utvikling av spredningsmodeller for biltrafikk. Målinger.	Gøran Friberg	Miljøvårdsnemnden Stockholm
6.	1300-1340	Helsevirkninger	Førsteamanuensis W. Lindberg	Hygienisk Institutt
	1340-1400	Kaffe		
7.	1400-1450	Sekundære forurensninger fra biltrafikk.	Forsker J.Schjoldager Vit.ass. Ø. Hov	NILU Geofysisk Inst. Blindern.
8.	1450-1500	Blyforurensning av vegetasjon langs veier. Sammendrag.	Forsker A. Semb	NILU
9.	1500-1520	Virkemidler og tiltak til reduksjon av forurensninger fra biltrafikk.	Avd.dir. J. Hatling	Statens Forurensningstilsyn

Deltakerliste

(Institutter og organisasjoner i alfabetisk rekkefølge)

Walter Lindberg	Hygienisk Institutt, Universitetet
Bjørn Bakke	Hygienekontoret, Helsedirektoratet
Egil Hesstvedt	Institutt for Geofysikk, Universitetet
Øistein Hov	" " " "
Ivar Isaksen	" " " "
G. Slettebø	Kragerø Helseråd
Jorunn Bjørnsen	Miljøverndepartementet
Tor Lerstand	Norsk Institutt for by og regionforskning
Yngvar Karlsson	Oslo Byplankontor
Øivind Klevestrand	" "
Gunnar Martinsen	" "
Jon Moseng	Oslo Helseråd
Randulv Os	" "
Sigrid L. Bjørnstad	Statens Forurensningstilsyn
John Hatling	" "
John Bang	Statens Teknologiske Institutt
A. Bugge	" " "
Gøran Friberg	Stockholms miljø og hälsovars- Förvaltning
Edvin Frøysadal	Transportøkonomisk institutt
Stein Ericksrud	Vegdirektoratet
Ove Chr. Lyngholt	"
O.E. Ruud	"

B. Ottar	Norsk Institutt for Luftforskning			
Odd F. Skogvold	"	"	"	"
Harald Dovland	"	"	"	"
Anton Eliassen	"	"	"	"
Yngvar Gotaas	"	"	"	"
Frederick Gram	"	"	"	"
Knut E. Grønskei	"	"	"	"
Leif O. Hagen	"	"	"	"
Einar Joranger	"	"	"	"
Steinar Larssen	"	"	"	"
Erling Mikkelsen	"	"	"	"
Jørgen Schjoldager	"	"	"	"
Arne Semb	"	"	"	"
Bjarne Sivertsen	"	"	"	"
Karin Thrane	"	"	"	"

viii

Blunt

SAMMENDRAG FRA DE ENKELTE FOREDRAG

FORURENSNINGSUTSLIPP FRA BILER
UTSLIPPSREDUKSJONER OG RESTRIKSJONER.

Foredrag holdt av tekn. leder Jon R. Bang, STI, ved NILU's seminar 14.6.77 om luftforurensninger fra biltrafikk.

I bileksos finnes et mangetall av forskjellige stoffer. Noen hundre er hittil kjent, de fleste av dem hydrokarboner. Diskusjon og omtale av eksosforurensninger blir derfor vanligvis konsentrert om noen få nøkkelkomponenter:

Kullos (CO), hydrokarboner (HC), oksydanter, nitrogenoksyder (NO_x) og blyforbindelser (PbR). De fire første produseres av bilen, mens den siste er en følge av tilsetninger i bensinen.

Mengden som slippes ut av de forskjellige stoffene varierer med følgende faktorer:

1. Motorens konstruksjon
2. Motorens tilstand og justering
- 3 og 4. Kjøre måte og - hastighet
5. Bilens vekt
6. Trykk og temperatur i lufta.

I det følgende skal vi utdype de fire første. De to siste får vi dessverre ikke tid til å se særlig på, men kan nevne at utslippsmengden øker med bilens vekt og at trykk og temperatur har forholdsvis liten innvirkning ved normale variasjoner. Lavere trykk, slik som ved kjøring over fjellovergang, gir større CO-konsentrasjon, om ikke forgasseren er en av de moderne med høydekompensator.

Motorens konstruksjon har betydning både gjennom tiltak som innvirker på selve forbrenningsprosessen, (slik som blandingsforhold mellom luft og bensin, tenningstidspunktet, forbrenningsrommets utforming, resirkulasjon av eksos, m.m.) og ved tiltak som går på etterbehandling av den eksosen som forlater motoren (termisk eller katalytisk etterbrenning).

Alle bilmotorfabrikanter arbeider idag mer eller mindre med å redusere utslippene ved hjelp av tiltak som innvirker på forbrenningsprosessen. Som eksempel kan vi se på hvordan blandingsforholdet mellom luft og bensin virker inn på konsentrasjonene av CO, HC og NO_x i eksosen. Kurveforløpene for CO og NO_x er forholdsvis like fra motor til motor, mens forløpet for HC kan variere mer, særlig den høyre delen. Mye av årsaken til at konsentrasjonen av HC øker i konvensjonelle bensinmotorer når blandingen blir mager, er at man ikke greier å antenne blandingen "skikkelig".

forts.

Motoren fusktenner og går ikke rent. I de siste årene har stadig flere bilfabrikker arbeidet med motorer med såkalt delt sylinderfylling, f.eks. Honda's CVCC-motor, fig. 2. I slike motorer kan man bruke svært mager blanding, og som det framgår av fig. 1, får man da både lite CO og NO_x og dessuten lite HC, fordi forbrenningen kan skje "normalt".^x Det er sannsynlig at vi i framtiden vil få stadig flere biler med motorer med delt fylling.

Det er ikke sannsynlig at vi i umiddelbar framtid vil få noen bruk av katalytiske etterbrennere (som oksyderer CO og HC i eksossystemet) i Norge, slik som i USA. Slike krever nemlig bruk av absolutt blyfri bensin. Blyet forgifter katalysatormassen etter kort tid.

Betydningen av riktig vedlikehold og justering av motoren blir ofte glemt i debatter og utredninger om utslipp fra biler. Dette er uheldig, fordi det kan bli en meget viktig faktor, ikke minst i framtiden. Jeg skal forklare dette nærmere:

Det vil alltid være slik at majoriteten av bilparken består av noen år gamle biler, også i framtiden. De fleste av dem vil det ha blitt skrudd på, og justert, flere ganger, mens noen antakelig bare har gått uten noen form for vedlikehold. Motorene vil, høyst sannsynlig, bli stadig mer kompliserte og kravene til riktige justeringer øke i framtiden.

I fig. 3 har jeg tatt med endel eksempler, som vi har målt ved STI, på hvilke utslipp gale justeringer eller manglende vedlikehold kan gi. Eksempelene er riktignok noen av de verste vi har hatt, men unike er de ikke.

En annen side som også ofte blir lite påaktet, er betydningen av kjøremåten og - hastigheten. Figur 4 viser tydelig hvordan utslipp pr. kilometer og bensinforbruket øker når gjennomsnittshastigheten blir svært lav. Det skulle ikke være vanskelig å tenke seg at en rykkvis kjøring i saktegående kø gir betraktelig større utslipp enn en jevn kjøring med høyere gjennomsnittshastighet (grønn bølge).

Når det gjelder nasjonale bestemmelser for maksimalt tillatte avgassutslipp fra biler, finnes det hovedsakelig tre forskjellige:

- a) De såkalte ECE-bestemmelsene
- b) USA-bestemmelsene (og Sverige)
- c) De japanske bestemmelsene.

La meg med en gang presisere at en nøyaktig sammenlikning mellom grenseverdiene for a), b) og c) ikke er mulig, fordi prøve og målemetodene er forskjellige.

ECE-bestemmelsene (ECE-Regulation nr. 15) brukes av så og si alle europeiske land, også av Norge, men ikke av Sverige. Kravene til maksimalutslipp er forholdsvis moderate og har hittil bare omfattet CO og HC.

forts.

Det er tillatt med større utslipp for store biler enn for små. Bestemmelsene har vært skjerpet én gang, (CO ÷ 20%, HC ÷ 15%) men ikke i Norge, og vil fra 1978 også omfatte utslipp av NO_x. Fra ca. 1980 er det ventet at bestemmelsene vil bli skjerpet^x på nytt, både i ECE og Norge. De vil da bli omlag like strenge som de svenske bestemmelsene for CO og HC, men ikke for NO_x.

Nåværende og framtidige grenseverdier framgår av tabell 1.

Både amerikanske og japanske bestemmelser er betydelig strengere enn de europeiske (også svenske), men, som tidligere sagt, vil jeg ikke prøve å kvantifisere forskjellen. California har enda strengere krav til tillatte maksimalutslipp enn resten av USA.

De amerikanske myndighetenes framdriftsplan for skjerping av avgassbestemmelsene har vært endret en rekke ganger, vesentlig etter påtrykk fra bilfabrikantene. Jeg tør derfor ikke garantere at de grenseverdiene som er oppgitt i tabell 1 er absolutt riktige, men de skulle allikevel gi et inntrykk av utviklingen.

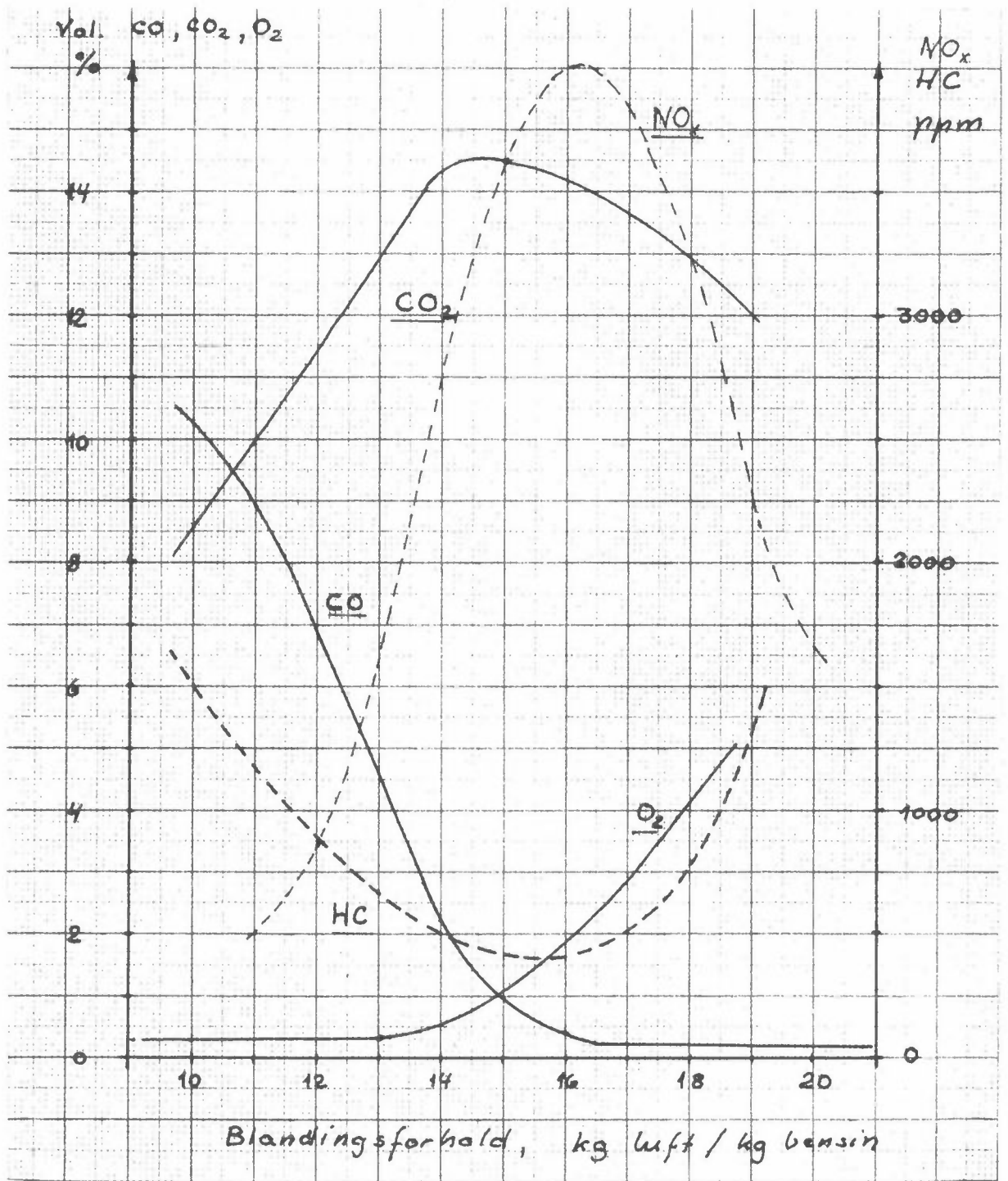


Fig. 1. Eksosens innhold av CO, CO₂, O₂, HC og NO_x som funksjon av blandingsforholdet mellom luft og bensin (ppm = parts per million, 1000 ppm = 0,1 vol %))

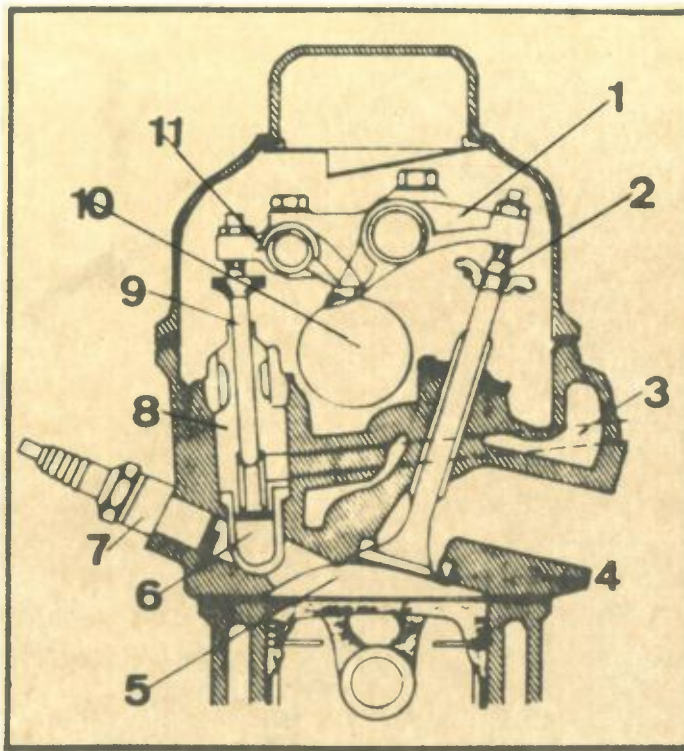


Fig. 2. Snitt av elementene i CVCC-motor.

1. Vippearmer for ventiler og hovedforbrenningsrom.
2. Innsugningsventil.
3. Innsugningskanal til "forkammer".
4. Topplukk.
5. Hovedforbrenningsrom.
6. "Forkammer".
7. Tennplugg.
8. Ventilstyring.
9. Innsugningsventil.
10. Kamaksel.
11. Vippearmer for ventil til "forkammer".

Fig. 3. Eksempler på virkningen av riktig justering av motoren.

Amerikaner 1970 mod.	CO, gram/km	HC, gram/km	CO-tomgang, vol-%
Ved første gangs måling	130	2,5	6,2
"Justert"	54	1,5	2,8
Justert etter fabr. forskr.	19	0,9	0,2
Tysk bil, øvre mellomkl. 1971 mod.			
Ved første gangs måling	44	4,8	3,0
"Justert" av ikke merkeverksted	48	4,3	3,7
Justert av merkeverksted (En "supressor" skiftet)	40	1,6	4,2
Amerikansk Sportscupé 1971 mod.			
Ved første gangs måling	78	2,3	1,6
Justert og skiftet dyser	17	1,9	0,4

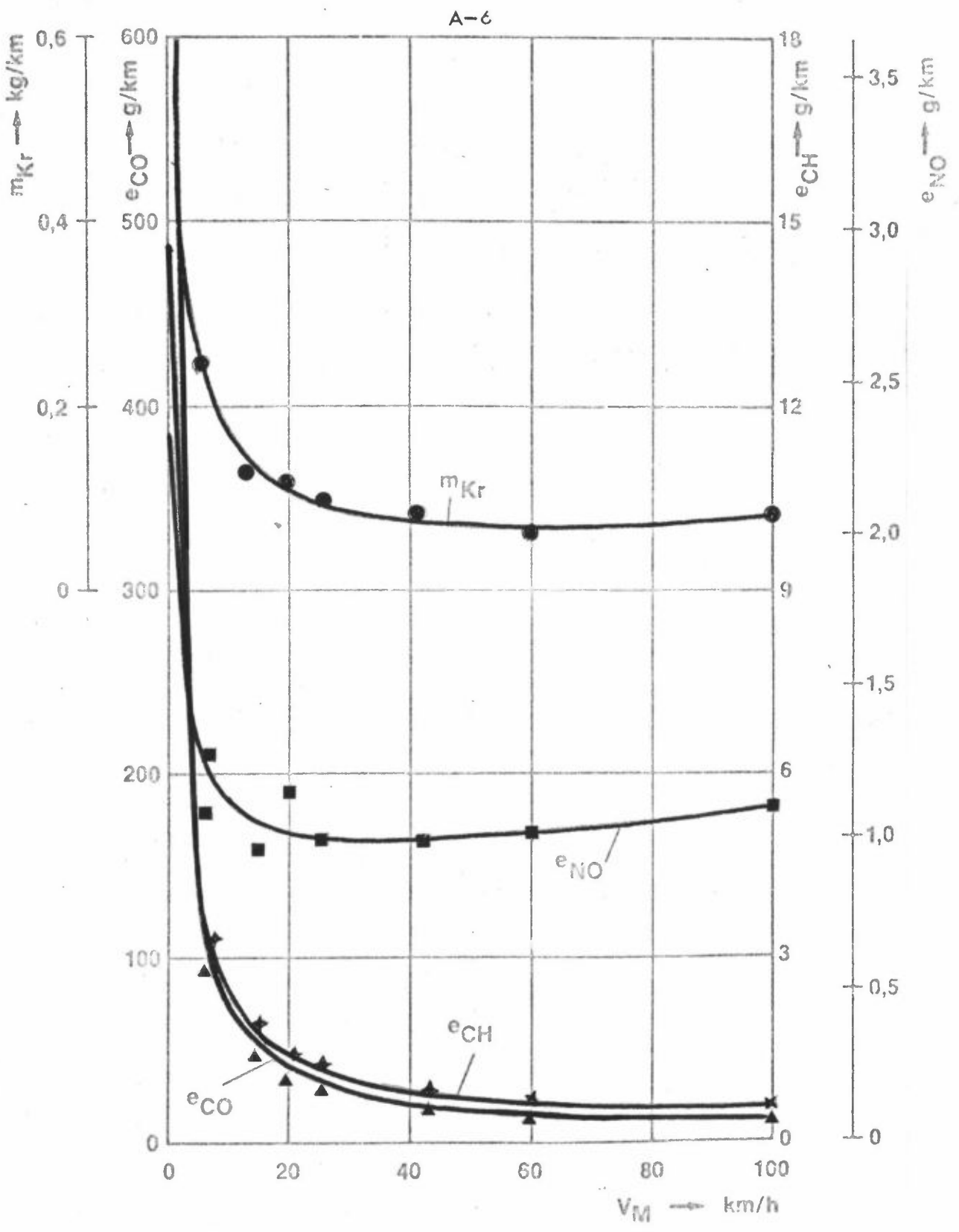


Fig. 4. Utslipp av CO, HC og NO i gram pr. km og bensinforbruket i kg pr. km som funksjon av gjennomsnittshastigheten. (Fra målinger med 44 ulike biler i Køl. May, H. et a.l: Neuere Untersuchungen über die Emission von Kraftfahrzeugen im Ballungsgebiet Køl: Staub febr. 1972).

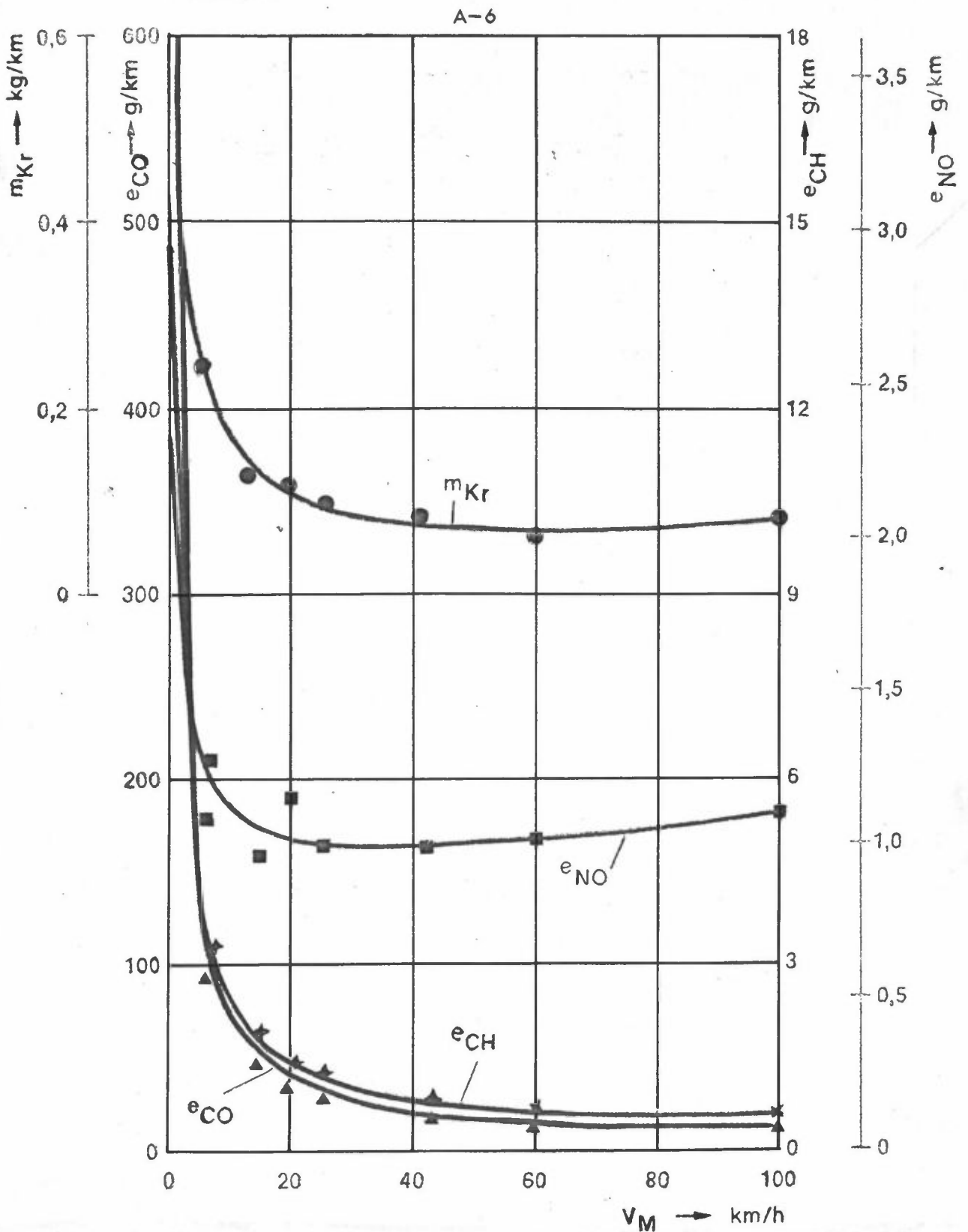


Fig. 4. Utslipp av CO, HC og NO i gram pr. km og bensinforbruket i kg pr. km som funksjon av gjennomsnittshastigheten. (Fra målinger med 44 ulike biler i Köln. May, H. et a.l: Neuere Untersuchungen über die Emission von Kraftfahrzeugen im Ballungsgebiet Köln: Staub febr. 1972).

TABELL 1. GRENSEVERDIER FOR UTSLIPP.

<u>ECE (Norge)</u>	<u>CO gram/km</u>	<u>HC gram/km</u>	<u>NO_x gram/km</u>
Nåværende:	25 - 55	2,0 - 3,2	Ingen
Fra 1978:	20 - 44	1,7 - 2,7	2,5 - 4,0
Fra ca. 1980:	16 - 36	1,5 - 2,4	2,1 - 3,4
<u>Sverige</u>	24,2	2,1	1,9
<u>USA</u>			
1976	9,4	0,9	1,9
1977	9,4	0,9	1,25
1978/79	9,4	0,9	1,25
1980/81	5,6	0,6	1,25
1982	2,1	0,26	1,25

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM

MÅLINGER AV LUFTKVALITET VED TRAFIKKÅRER I NORGE.
SAMMENLIKNING MED MILJØSTANDARDER

Steinar Larssen

NILU har i løpet av perioden 1969-75 gjennomført relativt omfattende målinger av luftforurensning som skyldes vegtrafikk. Målingene er utført ved trafikkårer i Oslo, Bærum, Drammen, Holmestrand, Larvik, Bergen og Tromsø. Det mest omfattende måleprogrammet ble gjennomført i løpet av 1974-75.

Målingene viser at det ved sterkt trafikkerte trafikkårer i Norge kan forekomme høye forurensningsnivåer. Konsentrasjoner kan overskride miljøstandarder for luftkvalitet av flere komponenter som forskjellige land, også Norge, har fastsatt eller foreslått. Overskridelsene er ved de sterkest trafikkerte trafikkårer vesentlige og hyppige.

Normer og retningslinjer for luftkvalitet

Blant andre Sverige, Vest-Tyskland, USA, Canada og Japan har fastsatt miljøstandarder for luftforurensende stoffer fra vegtrafikk. Verdens Helseorganisasjon (WHO) har også anbefalt normer for disse stoffene (recommended long term goals). Det eksisterer standarder for karbonmonoksyd (CO), nitrogendioksyd (NO₂), svoveldioksyd (SO₂), sot, bly og ikke-metan hydrokarboner (NMHC). I Norge foreligger nå et forslag til veiledende miljøstandarder for NO₂, SO₂ og sot. Standardene for CO, NO₂, SO₂, sot og bly er satt ut fra helsekriterier. Standarder for NMHC er satt for å søke å hindre dannelsen av fotokjemiske oksydanter, som også kan representere et helseproblem.

CO-standardene varierer fra land til land. USA og Canada har de mest restriktive normer, Vest-Tyskland de minst restriktive. De amerikanske er vesentlig strengere enn de vest-tyske. WHO har anbefalt de amerikanske normer.

For NO₂ og sot er det en relativt god overensstemmelse mellom de enkelte lands standarder, når en ser bort fra Japans NO₂-standard, som er svært restriktiv.

Bare Vest-Tyskland har foreslått retningslinjer for innholdet av bly i svevestøv. Andre land, f.eks. USA satser i stedet på å redusere blyinnholdet i bensinen så mye at blyet i luften ikke vil representere et helseproblem.

Standardene (tallverdien) er gitt sammen med en midlingstid. De dekker midlingstider fra 1 time til 1 år. Når en tar hensyn til at de som oppholder seg ved trafikkåre kan inndeles i grupper med oppholdstider fra noen minutter (kjørende) til hele året (beboere) er det rimelig at alle standarder med midlingstider fra 1 time til 1 år kommer til anvendelse også i områdene langs trafikkårene, og ikke bare i områder tilbaketrasket fra direkte trafikkpåvirkning.

Tabellene 1 og 2 gir en oversikt over de ulike standardene for CO og NO₂.

Tabell 1: Oversikt over luftkvalitetsnormer for CO (mg/m³).

CO mg/m ³	Midlingstid					Merknad
	1 time	8 timer	24 timer	95 pros.	1 år	
USA og WHO ¹	40	10				USA: Primary and Secondary air Quality Standard 1971 (3) WHO: Recommended long term goal, 1972 (2)
Canada	15	6				Max desirable level } Clean Air Act " acceptable " } " tolerable "
	35	15				
		20				
Vest-Tyskland				30	10	Bundes-Immissionsschutzgesetz, 1974 (4)
Japan		20				(6)
Rijnmond	60		12			Fase 2
Nederland		120	23			Fase 3
Alarmnivåer		300	46			Fase 4

¹) WHO stiller i tillegg krav til at CO-innholdet i blodet ikke skal overskride 4% COHb.

Tabell 2: Oversikt over luftkvalitetsnormer for nitrøse gasser (mg/m³).

Nitrøse gasser mg/m ³	Midlingstid				Merknad
	1 time	24 timer	95 pros	år	
NO ₂					
USA				0.10	Primary and Secondary Air Quality Standard 1971 (3)
Vest-Tyskland			0.30	0.10	Federal immisjonskontroll- lov 1974 (4)
Japan		0.04			(5)
Canada				0.06	max desirable level
	0.40	0.20		0.10	max acceptable level
	1.0	0.30			max tolerable level
WHO	0.19-0.32				(9)
Nederland	0.30	0.15			Fase 2
(Rijnmond)	0.50	0.20			Fase 3
Alarmnivåer	0.75	0.30			Fase 4
Norge (vei- ledende miljø- standardforslag jan. 1977)	0.40	0.20		0.10*	*halvårsmiddel (vinter)
NO					
Vest-Tyskland			0.60	0.20	Federal immisjonskontroll- lov 1974 (4)

Forurensningsnivå ved trafikkårer

De 3 hovedmålesteder som danner grunnlaget for de fleste konklusjoner fra måleprogrammet er følgende:

Rådhusgaten, Oslo, høy bebyggelse ved veien, relativt god trafikkflyt

Torggaten, Oslo, " " " " , målinger utført ved trafikkløys

El8, Lysaker, Bærum, åpen vei, relativt god trafikkflyt

Målingene er utført ved fortau, 2 m over bakken og ca 1-2 m fra veikanten. Figur 1 viser et eksempel på plassering av målestasjon i gatetverrsnittet.

Overskridelse av luftkvalitetsstandarder

Normer for alle de nevnte stoffer ble overskredet vesentlig og hyppig ved de 3 nevnte stedene. Mest vesentlig var overskridelsene av CO-normer. USA's CO-norm på 10 mg/m³ (8-timers middel) ble på de ulike målesteder i vinterperioden overskredet på 80-95 prosent av antall dager målinger ble utført (fra 64 dager i Rådhusgt til 14 dager i Torggt). Høyeste målte verdi lå 4 ganger høyere enn normen.

Tabell 3 viser de høyeste konsentrasjoner som er målt ved de nevnte målesteder beregnet i forhold til miljøstandarder for de forskjellige stoffene.

Tabell 3: Forholdstall mellom høyeste målte konsentrasjoner og luftkvalitetsnorm.

Målested	Trafikk ÅDT biler/døgn	CO		NO ₂			Svevestøv (sotverdi)	Bly i svevestøv ⁴
		USA,WHO 1t	USA,WHO 8t	WHO ¹ 1t	Norge ² 1t	Norge ² 24t	Norge ² ,Sverige 24t	Vest-Tyskland 24t
<u>Oslo</u>								
Rådhusgt	≈ 24 000	1.6	3.9	> 1.7 ³	>1.3 ³	> 2.0 ³	1.65	1.9
Torggt	≈ 9 000	1.15	2.8	> 1.7 ³	>1.3 ³	> 1.6 ³	1.2	1.3
<u>Bærum</u>								
ElB, Lysaker	≈ 59 000	1.0	2.2	> 1.7 ³	>1.3 ³	> 1.7 ³	1.3	1.5

1) Høyeste grense for det området WHO foreløpig har anbefalt.

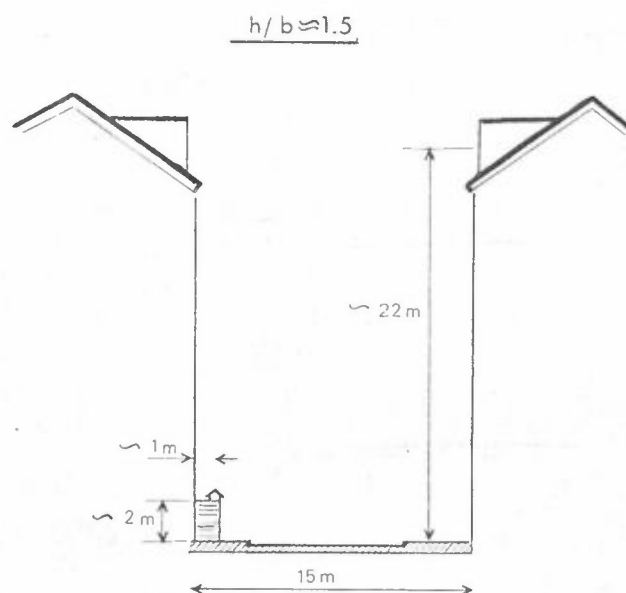
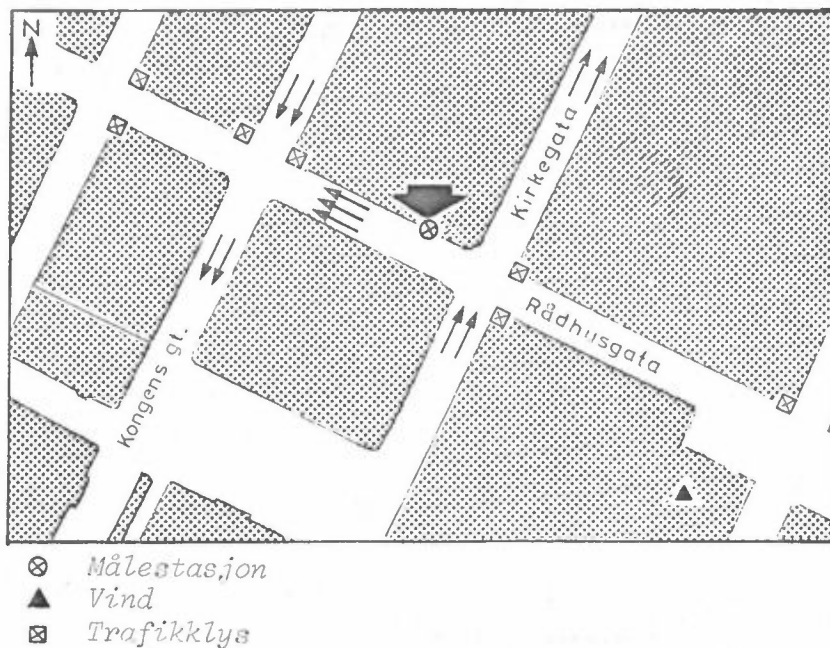
2) Forslag til veiledende miljøstandard, februar 77.

3) Basert på peakverdier.

4) Retningslinje foreslått av VDI, Vest-Tyskland.

En rangeringsliste for de enkelte stoffenes potensial som forurensningsproblem kan settes opp på basis av størrelsen av den høyeste målte overskridelsen av de enkelte standarder:

<u>Stoff</u>	<u>Standard</u>	<u>Største overskridelser</u>
CO	USA (8t middel)	ca 300 prosent
NO ₂	Norge(24t middel)	ca 100 prosent
Bly i svevestøv	Vest-Tyskland (24t middel)	ca 90 prosent
Sot	Norge(24t middel)	ca 65 prosent



Figur 1: Rådhusgata, Oslo. Plassering av målestasjon.

Målestasjonen ble plassert i hytte på fortauet, inntil husveggen.

Veg og trafikkbilde: Lysregulert kryss. En kjøreretning (mot NV). 3 kjørebener. Horisontal vei. Hovedåre for gjennomgangstrafikk gjennom Oslo sentrum. Relativt stor andel dieselkjøretøyer. 2 rushtrafikktopper pr. døgn. Trafikklysene er regulert i grønn bølge. Hoveddelen av trafikken går derfor forbi stasjonen med relativt jevn hastighet. Trafikklyskøen ved Kongens gate rekker ikke til målestasjonen, bortsett fra midt i rushtiden.

ADT: ca 24000 biler/døgn (1975)

CO framtrer altså som den mest betydelige forurensning fra biler, sett i relasjon til helserisiko. Forutsetningen for dette er at de standarder som er nevnt i tabellen foran er likeverdige, med hensyn til helserisiko. Dersom en ser bort fra USA's 8 timers standard, som er den mest restriktive, framtrer NO₂ som den viktigste forurensningskomponent.

Biltrafikkens bidrag til totalforurensningen

Utslippsoversikter for Oslo viser at bilutslippets bidrag til forurensningen av CO, NMHC og bly her dominerer helt. Når det gjelder NO₂ og sot kommer forbrenning av olje (f.eks. husoppvarming) inn som en viktig kilde. Tilsvarende forhold vil en ha i andre norske byer, der en ikke har store, dominerende utslipp fra industrikilder.

Sammenheng mellom forurensningsnivå og bestemmende faktorer

I tillegg til trafikk tettheten har følgende faktorer betydning for nivået ved trafikkarer:

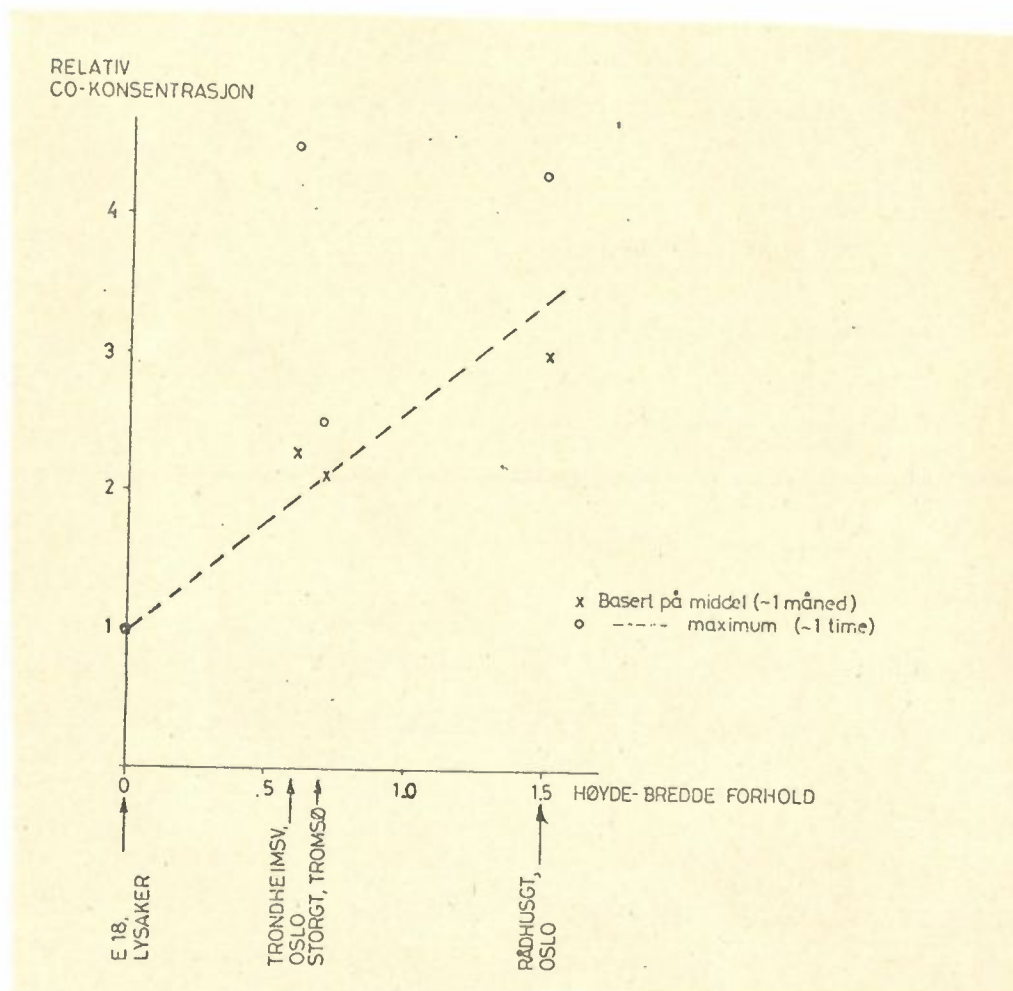
Atmosfæriske spredningsforhold. Den samlede innflytelse som de klimatiske forhold har på forurensningsnivået viser seg ved å sammenligne nivået om vinteren med nivået til andre årstider. Tabell 4 viser at CO-nivået om vinteren ligger ca 2 ganger høyere enn i andre årstider. Det samme gjelder for andre komponenter, og skyldes dels de dårligere atmosfæriske spredningsforhold om vinteren, dels også større utslipp da pr kjøretøy (kald motor, choke, piggdekk etc).

Tabell 4: Eksempel på trafikale luftforurensningers variasjon med årstiden.

CO, mg/m ³	Åpent gaterom Lysaker, ÅDT ≈ 59.000		Lukket gaterom Rådhusgt, ÅDT ≈ 24.000	
	Vinter 75	Høst 74	Vinter 75	Vår 74
Middel	7.8	3.2	9.6	3.7
Høyeste 1 times middel	36	16	63	32
Høyeste 8 timers middel	22	9	39	17

Trafikkavviklingsforhold. Nivået er vesentlig høyere ved trafikklys/trafikk-kø enn på steder med flyt i trafikken. CO-konsentrasjonen øker med en faktor på 4-5, de øvrige komponenter med en faktor på ca 2.

Gatetverrsnitt. Bebyggelsen ved veien nedsetter utluftingen, mere jo høyere husene er i forhold til gatebredden. Andre forhold, som gatens retning i forhold til hovedvindretningen, spiller også en rolle. Forurensningsnivået pr enhet av trafikk tetthet synes å øke nær lineært med hushøyde-gatebreddeforholdet, se figur 2. Ved samme trafikk tetthet er forurensningen i Rådhusgt (høyde/bredde ≈ 1.5) ca 3 ganger høyere enn ved E18, Lysaker (høyde/bredde ≈ 0).



Figur 2: Relativ CO-konsentrasjon i forhold til E18, Lysaker (korrigert til ens trafikk tetthet) som funksjon av gatetverrsnittets høyde-bredde-forhold. Kons. ved E18, Lysaker = 1.0

Problemets omfang

Basert på målingene kan en sette opp følgende tabell for ved hvilke trafikk tettheter en kan vente at luftkvalitetsnormer vil overskrides, avhengig av veitype og trafikkavvikling, når en forutsetter atmosfæriske spredningsforhold som i Oslo:

Tabell 5: Trafikk tetthet (ÅDT) som ville gitt konsentrasjoner lik luftkvalitetsnormer.

Trafikkåre	CO	NO ₂	Svevestøv (sotverdi)	Bly i svevestøv	Høyeste ÅDT uten norm- overskridelser
Trangt gatetverrsnitt, rel. god trafikkflyt (repr. ved Rådhusgt, Oslo)	≈ 6 000	< 12 000	≈ 14 000	≈ 12 000	≈ 6 000
Trangt gatetverrsnitt, trafikklys-kø (repr. ved Torggata, Oslo)	≈ 3 000	< 5 000	≈ 7 000	≈ 6 000	≈ 3 000
Åpen vei, rel. god trafikkflyt 50 km/t (repr. ved E18, Lysaker)	≈ 25 000	< 35 000	≈ 45 000	≈ 40 000	≈ 25 000

En ser at forurensningsproblemet først og fremst gjør seg gjeldende i bygater med bebyggelse og dårlig trafikkflyt. Et stort antall trafikkåre i byer/tettbygde strøk i Norge faller innenfor denne klassen. Ved åpne veier vil problemer melde seg først ved en ÅDT på ca 25 000.

Alle de målinger det her er referert til er foretatt nær trafikkårene, ca 1-2 meter fra nærmeste veikant. Resultatene er derved representative for forholdene på fortau. Den

eksponisjon enkeltindivider får er naturligvis avhengig av hvor lenge de oppholder seg i gatemiljøet. Det er i første rekke standardene med midlingstid på 8-24 timer som overskrides (se tidligere tabell). Dette betyr at overskridelsene har størst betydning ved vurdering av den belastning individer som arbeider og/eller bor ved trafikkåren utsettes for. Denne belastning er avhengig både av forurensningsnivået ute, om arbeidet foregår ute eller inne og av forhold vedrørende ventilasjon av bygningen ved trafikkåren. Ved all vurdering av luftforurensningsnivå, også når det gjelder andre forurensningskilder, er det imidlertid vanlig å vurdere belastningen ut fra konsentrasjonen utendørs. Dette er naturlig, fordi i bygninger uten ventilasjonsanlegg, eller dersom anlegget tar luften fra gatenivå (dette er ikke uvanlig i en by som Oslo), må en i utgangspunktet anta at middelnivået inne (døgnmiddel) er tilnærmet det samme som ute.

Målinger langs E18 i Bærum har vist at forurensningsnivået ved åpne veier avtar relativt raskt med avstanden (til ca det halve ved en avstand på 50 meter fra veien).

Hovedproblemene opptrer da i områder nær trafikkårene. Det samlede utslipp fra veitrafikken innen et byområde kan imidlertid også gi et regionalt forurensningsnivå (konsentrasjon over byområdet som helhet) som i enkelte tilfeller med dårlige atmosfæriske spredningsforhold kan overskride standarder. I Norge er det først og fremst utslippet av nitrogenoksyder og sot som kan gi regionale problemer.

I årene framover er det de samme stoffer, NO_x og sot, som kan gi økende forurensningsproblemer i forbindelse med vegtrafikk. Nye motorer vil etterhvert kunne gi betydelige reduserte utslipp av CO, NMHC og bly (redusert bly i bensin), mens det er et betydelig vanskeligere problem å redusere NO_x -utslippet fra bilmotorer og sot-utslippet assosiert med vegtrafikk (eksos-utslipp, veistøv).

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM

SPREDNING AV UTSLIPP FRA BILTRAFIKK

Knut Erik Grønskei

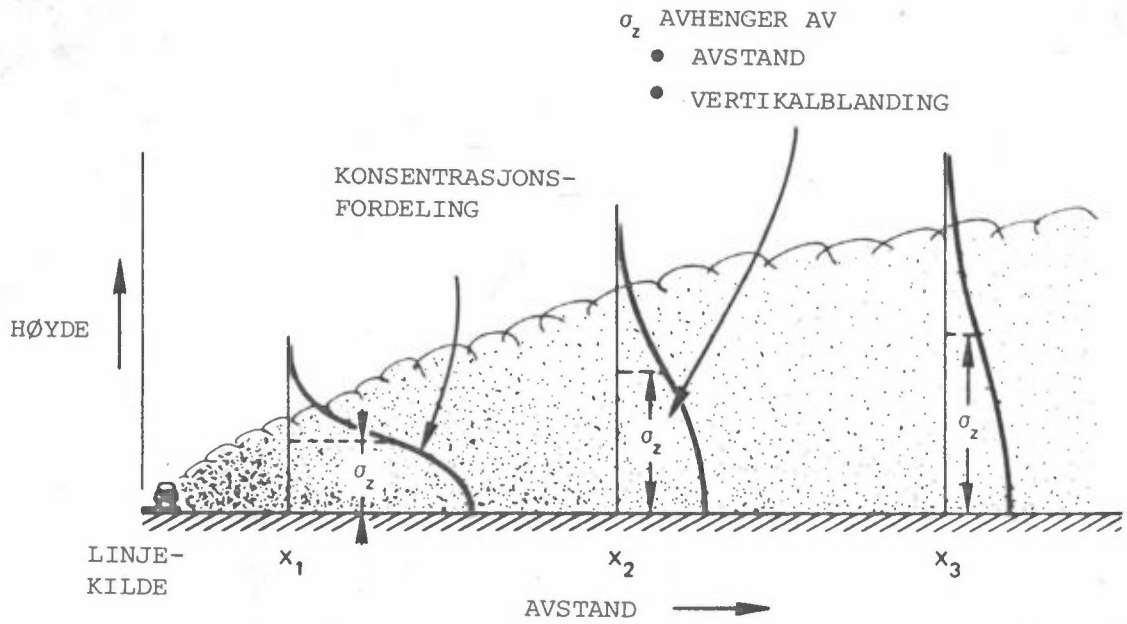
1 INNLEDNING

Når en vil klarlegge endringer i luftkvaliteten som følge av endringer i trafikkforholdene, er det nødvendig å vurdere sammenhengen mellom forurensningsutslippene fra bilene og konsentrasjonen av forurensningskomponentene nær sterkt trafikerte gater.

Ofte skyldes en vesentlig del av forurensningene biltrafikken i en enkelt gate, eller vei. I andre tilfeller er det nødvendig å vurdere bidraget fra en rekke gater og veier. Eksempelvis vil luften over et byområde være generelt forurenset blant annet fra biltrafikken, og en må beskrive spredningen fra byområdet som helhet. I det følgende beskrives de hjelpemidlene en har til rådighet når en skal vurdere spredningen, hvor gode hjelpemidlene er og resultatene i prosjekter hvor de har vært brukt i Norge.

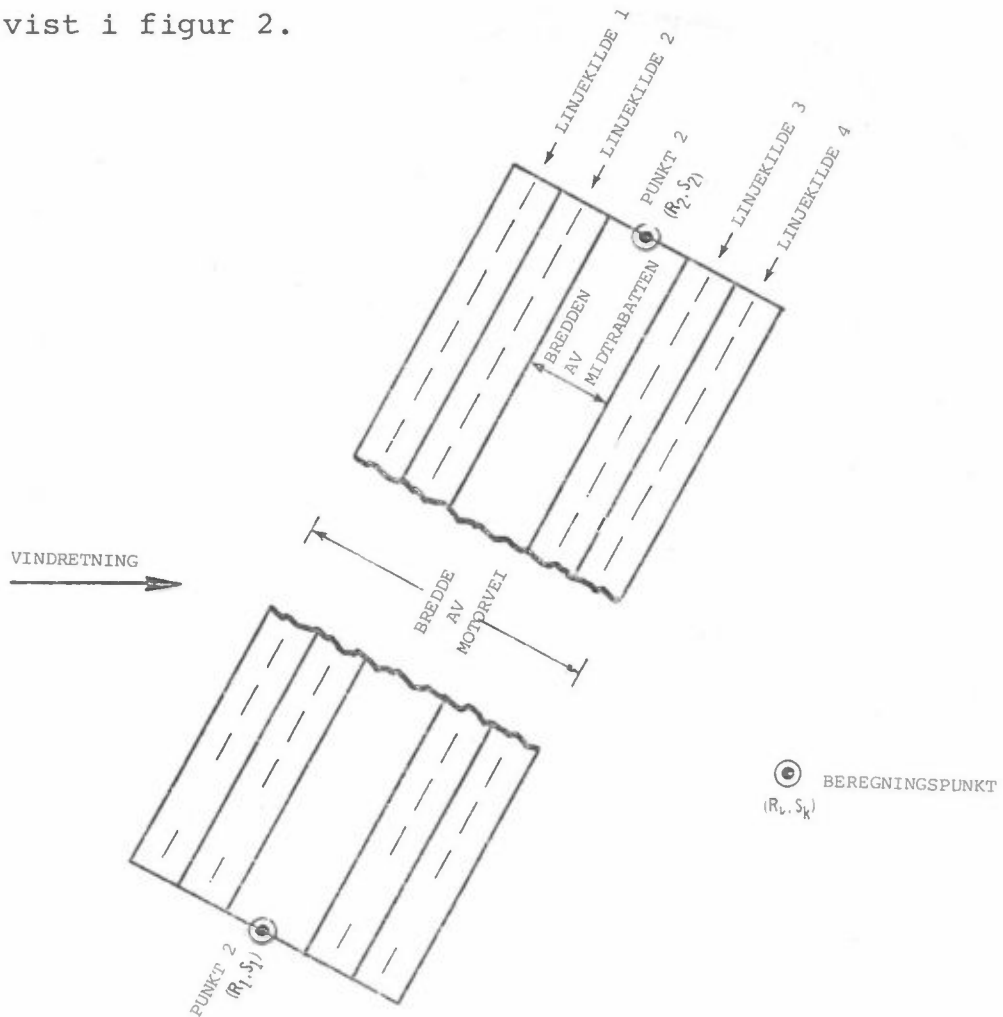
2 SPREDNING NÆR EN ENKELT MOTORVEI

Foreløpig benytter NILU en beregningsmetode som er utviklet og programmert ved EPA i USA (1). Vegbanen tilnærmes ved en linjekilde og metoden bygger på vertikalspredning ifølge en Gaussisk formulering som vist i figur 1.



Figur 1: Vertikalspredning ifølge Hiway-modellen.

Dataene som fordres for å utføre beregninger ved en motorvei er vist i figur 2.

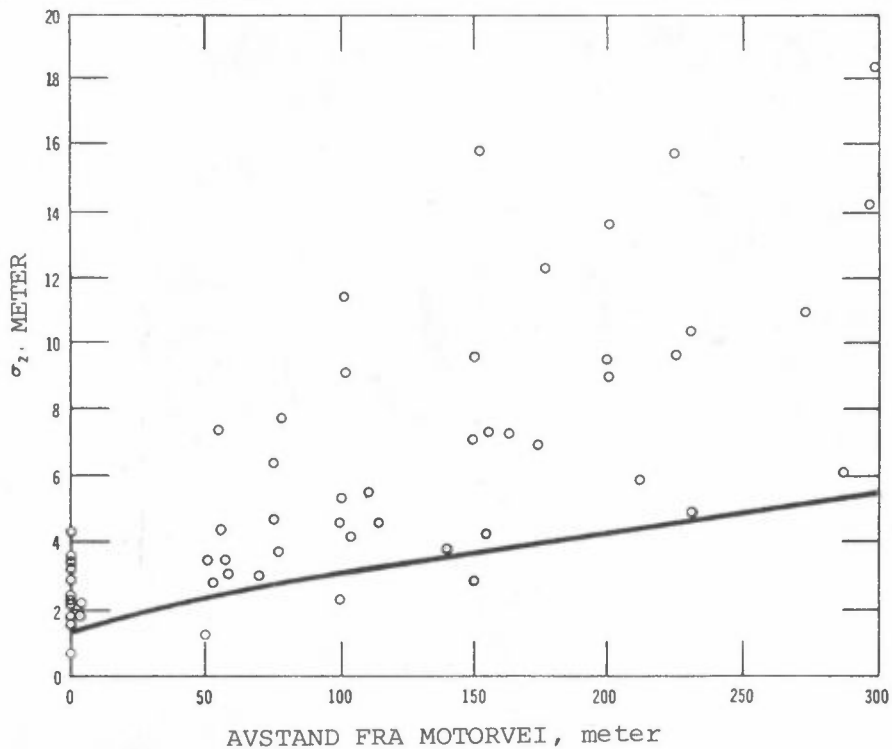


Figur 2: Forholdene som må være angitt ved konsentrasjonsberegninger ved en motorvei.

Informasjon om utslippet, samt målinger ved motorveier er benyttet til å estimere initialspredningen som følge av turbulensen som genereres av bilene.

I figur 3 indikerer en hvorledes Highway-modellen er kalibrert ved mange målinger nær motorveier i USA.

$$\sigma_z(x) = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{q}{c(p) u \cos \alpha}$$



Figur 3: Kalibrering av modell ved initialspredningen.

$$\left. \begin{array}{l} \sigma_{y0} = 3 \text{ m} \\ \sigma_{z0} = 1.5 \text{ m} \end{array} \right\} u > 3 \text{ m/s}$$

$$\left. \begin{array}{l} \sigma_{y0} = 10 \text{ m} \\ \sigma_{z0} = 5 \text{ m} \end{array} \right\} u < 1 \text{ m/s}$$

Overestimerer konsentrasjonen ved bakken.
 Underestimerer konsentrasjonen 10 m over bakken.

2. Nøytrale og stabile forhold:

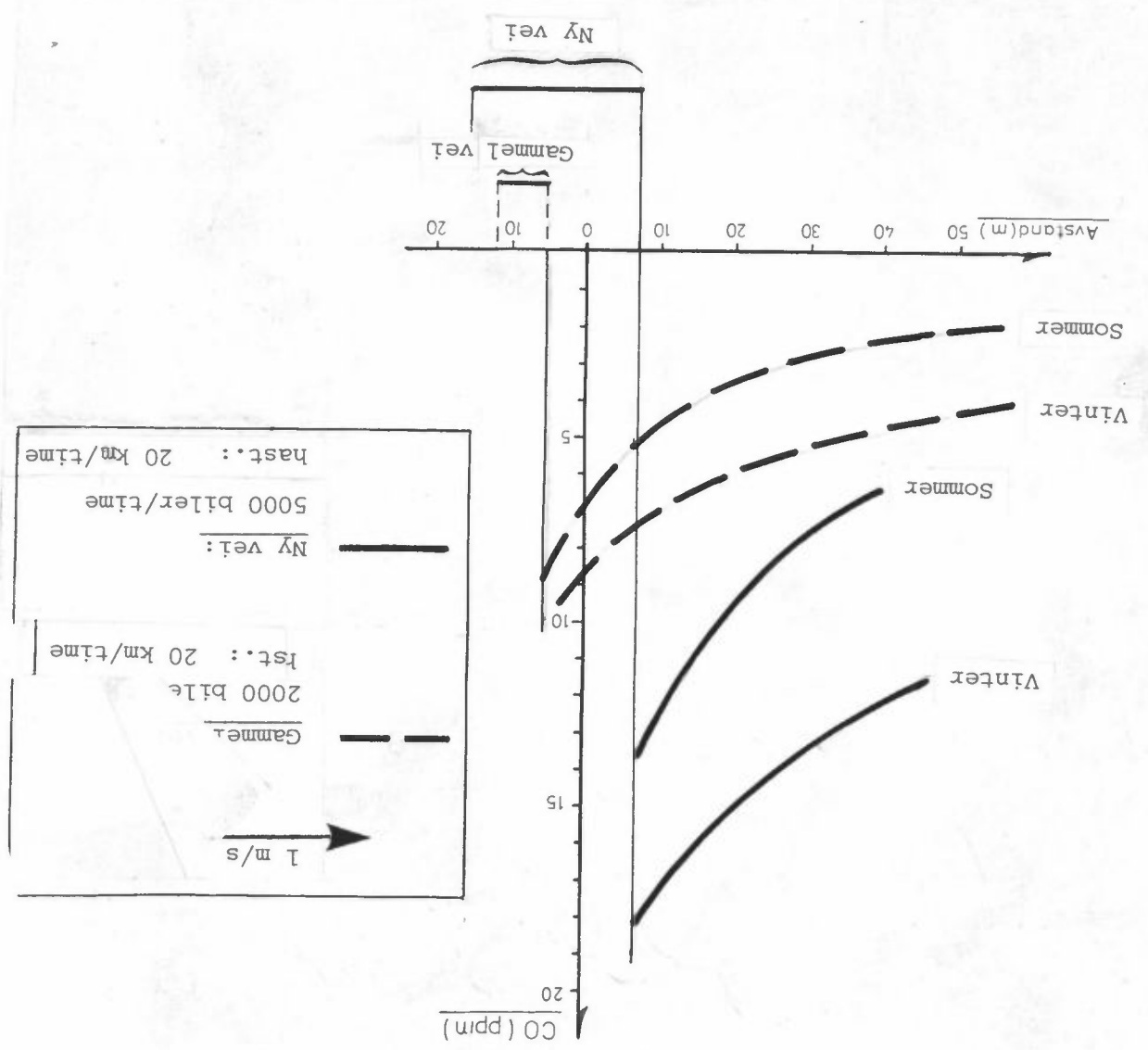
God modell. Overestimerer konsentrasjonen noe.

1. Ustabile forhold:

resultater:

General Motors har nylig publisert en grundig undersøkelse av modellens anvendbarhet (2), og er kommet frem til følgende

Figure 4: CO-konsentrasjonen som funksjon av avstanden fra vegbanen før og etter utbyggingen av Ullernshausseén.



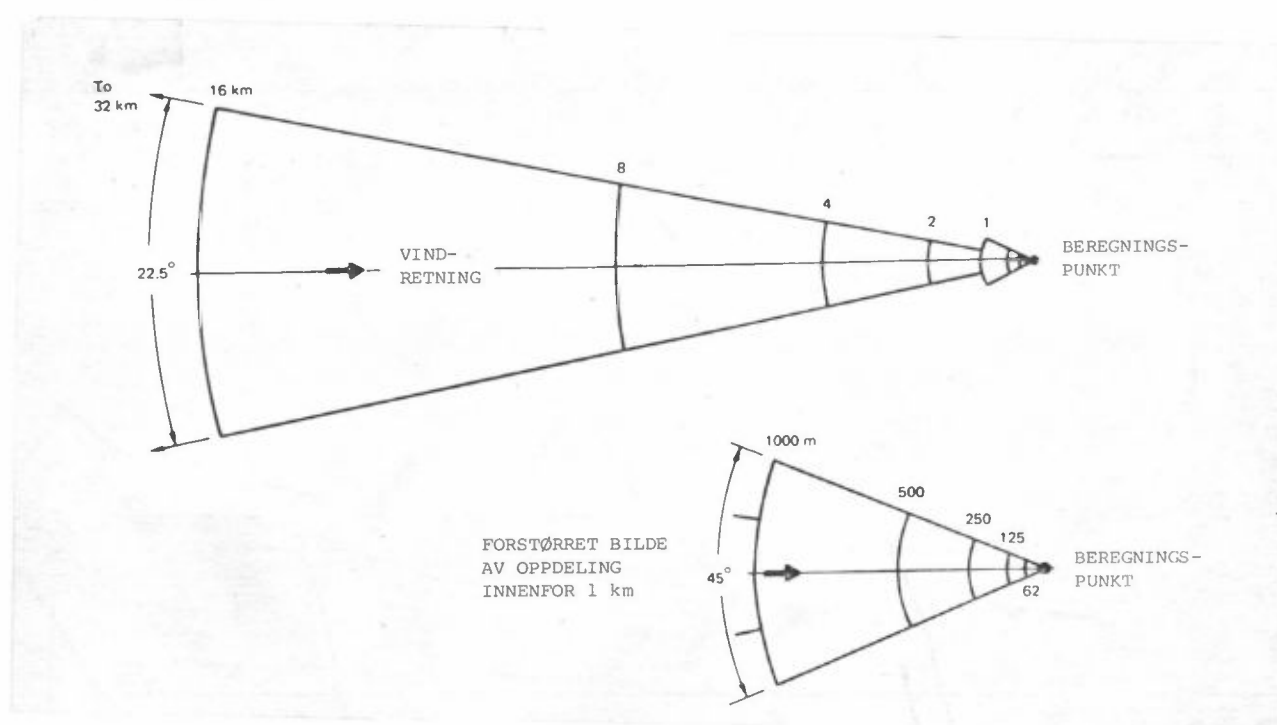
I Norge har modellen vært benyttet til å indikere endringer i forurensningsforholdene ved utbygging av veibaner som f.eks. utbyggingen av Ullernshausseén (3). I figur 4 ser en avtagningene av CO-konsentrasjonen med avstanden fra veikanten under typiske meteorologiske forhold, sommer og vinter. Konsentrasjonene er beregnet på grunnlag av maksimal biltetthet på henholdsvis ny og gammel vei.

3 SPREDNING AV TRAFIKALE FORURENSNINGER OVER ET BYOMRÅDE

Modellen som benyttes under vanlige spredningsforhold er utviklet ved Stanford Research Institute (14). Programmet beregner CO-konsentrasjonene i fritt valgte punkter og tar hensyn til:

- bidraget fra utslipp på forskjellig avstand i 16 vindsektorer (se figur 5)
- bidraget fra den nærliggende gaten. Beregningene av dette bidraget skiller mellom siden som vender av mot vinden (wind ward) og siden som vender fra vinden (leeward). Metoden er vist i figur 6.

Beregningsprogrammet foreligger ved NILU.



Figur 5: Oppdeling av et byområde ved beregning av generelt forurensningsbidrag fra biltrafikken.

En bruker formlene som er vist nedenfor:

c: konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

$$c = \frac{q_e}{u} \int_0^D f \, d_e$$

$$f = \frac{1}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\}$$

Numerisk beregning:

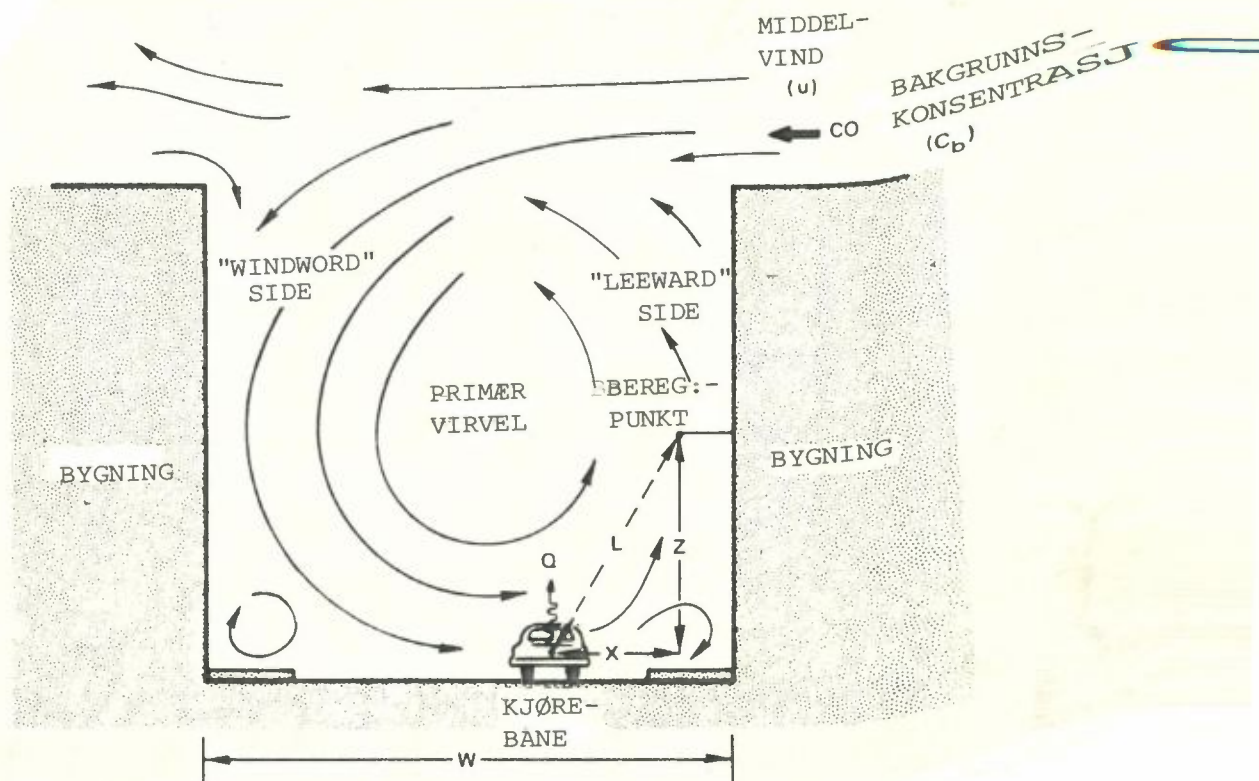
$$c = \frac{q_e \Delta l}{u} \left[\frac{1}{2} (f_0 + f_N) + \sum_{i=1}^{N-1} f_i \right]$$

Δl , $\frac{\Delta l}{2}$, $\frac{\Delta l}{4}$ 2% forskjell fra siste estimat.

$$\sigma_y = 465.1(x+b) \tan \theta_p \quad \sigma_z = g \left(\frac{x+a}{x_0} \right)^h$$

$$\theta_p = c - d \ln \left(\frac{x+b}{x_0} \right)$$

	c	d	g	h
	deg	deg	m	
A	24	2.5	123	0.94
B	18	1.8	91	0.93
C	12.5	1.1	61	0.91
D	8	0.7	34	0.87
E	6	0.5	24	0.84
F	4	0.4	15	0.82



Konsentrasjon på "leeward"-siden:

$$\Delta C_L = \frac{K Q_S}{(u + 0.5) \left[\left(x^2 + z^2 \right)^{\frac{1}{2}} + L_0 \right]}$$

K
 L_0

Konsentrasjonen på "windward"-siden:

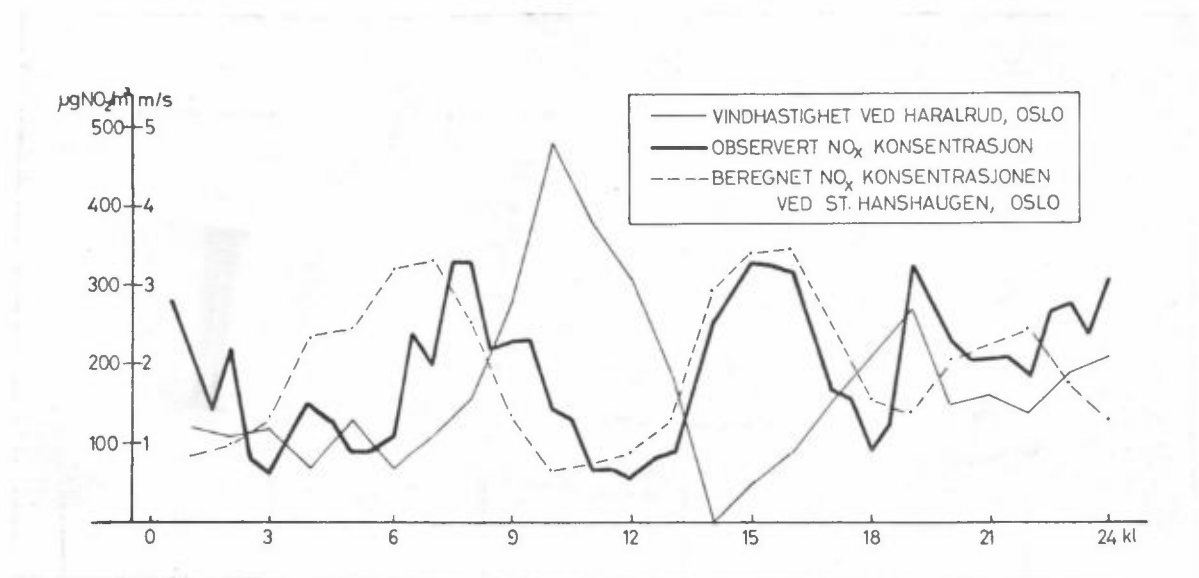
$$\Delta C_W = \frac{K Q_S (H - z)}{W(u + 0.5)H}$$

Figur 6: Beregning av forurensningsbidraget fra bilene i en

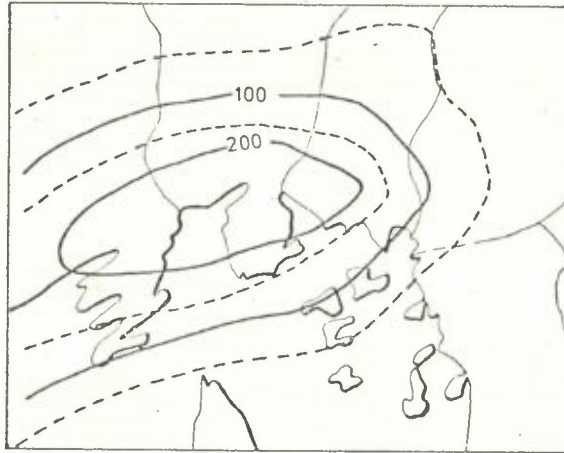
Områdebelastningen over et byområde kan også finnes ved numeriske beregningsmetoder som estimerer konsentrasjonen i en rekke punkter ved en endelig differensmetode som til enhver tid holder regnskap med hvor forurensningene slippes ut og hvor de transporteres.

Ved NILU har en utført innledende beregninger av den generelle NO_x -forurensningen over Oslo som følge av utslipp fra trafikk og oljefyring (5). De beregnede konsentrasjonene er sammenlignet med målinger fra St. Hanshaugen. (Figur 7 og figur 8).

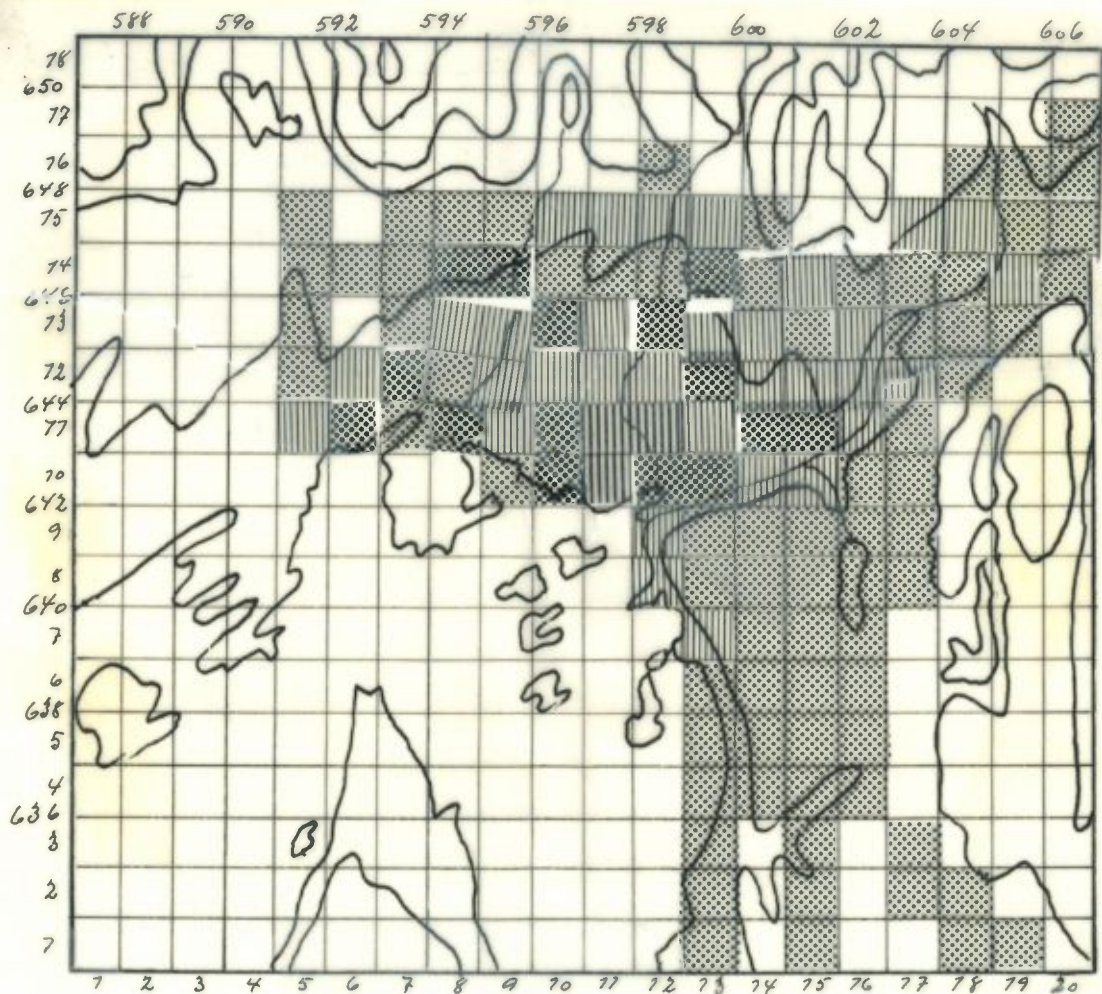
Utslippsoversikten er videre oppdatert ved hjelp av foreliggende trafikktellinger og gatelengder innen hver km^2 . Når kjøreintensiteten er kjent (se figur 9) har en estimert forurensningsutslippet pr. tidsenhet ved å multiplisere med utslippsfaktorer som er utviklet i utlandet. Utslippsfaktorer for den norske bilparken bør utarbeides for å gi bedre utslippsdata.



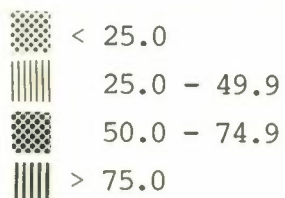
Figur 7: Observerte og beregnede NO_x -konsentrasjoner ved St. Hanshaugen som funksjon av tid på døgnet den 19. desember 1973. Vindhastigheten målt ved Haraldrud er avsatt i det samme diagrammet.



Figur 8: Beregnet NO_x fordeling over Oslo den 19/12 kl. 2400.
 Enhet: $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ (som NO_2).



Enhet: 10^3 bil km/døgn



Figur 9: Kjøreintensiteten i Oslo beregnet som antall bilkilometer som tilbakelegges innen hver km^2 i området.

4 UNDERSØKELSER AV VIRKNINGEN PÅ LUFTKVALITETEN VED NYE VEIPROSJEKTER

En undersøkelse av virkningen av et planlagt veiprosjekt på fremtidig luftkvalitet vil omfatte en rekke deloppgaver som vist i figur 10. (Figuren er utarbeidet ved EPA, USA) (6).

I figur 11 indikerer en videre utredningsbehovet ved ulik type av veiprosjekt som vist i figurens venstre kolonne.

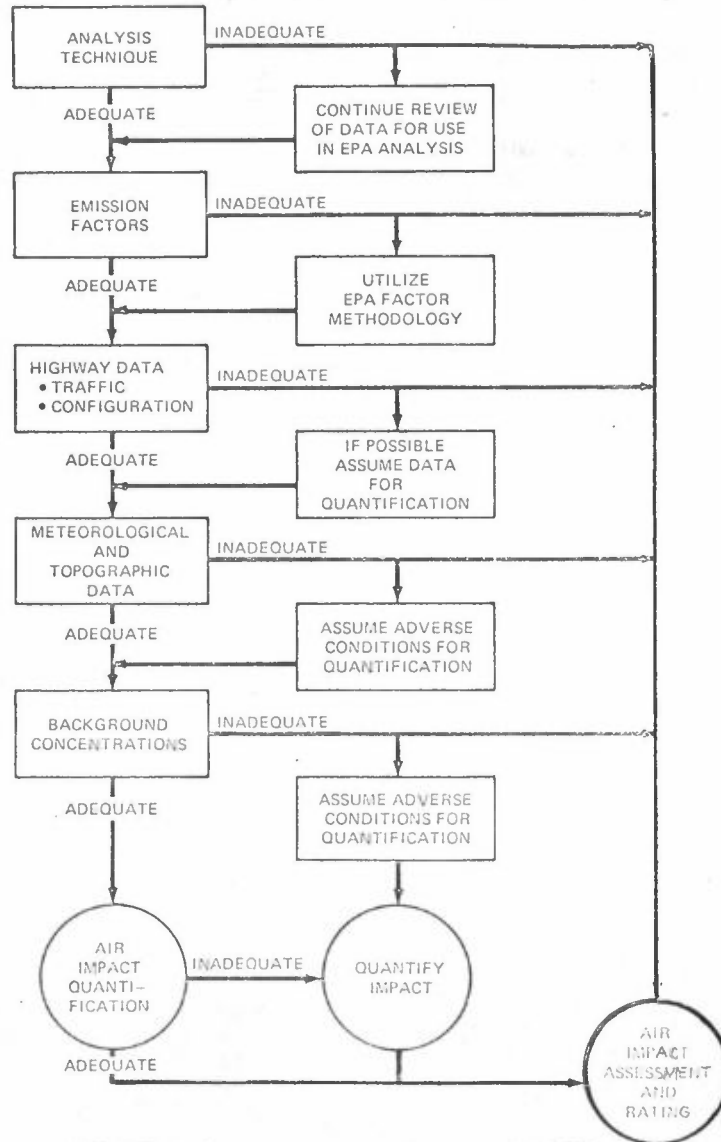
Utredningsbehov 1 (Level 1): Spesielle luftforurensninger under byggingen. Siden ulempene vil være tidsbegrensede og bare belaste de nærmeste omgivelsene har en ikke foretatt detaljerte utredninger i Norge.

Utredningsbehov 2 (Level 2): Forurensningsbelastning nær vegbanen. En foreslår å vurdere maksimale CO-konsentrasjoner nær vegbanen og sammenlikne verdiene med normer for times konsentrasjoner og 8-timers konsentrasjoner.

Utredningsbehov 3 (Level 3): En foreslår her å vurdere virkningen på luftkvaliteten i et større område (f.eks. byområde) når en tar hensyn til virkningen av vegprosjektet på hele trafikkavviklingen i byområdet. I den forbindelse vurderer en maksimal CO-konsentrasjon (8-timers middelværdi), maksimal HC-konsentrasjon (3-timers middelværdi) og NO_x-konsentrasjon (årsmiddel).

I Norge har en ikke drøftet utredningsbehovet i detalj. I praksis arbeider en imidlertid etter de samme retningslinjer og tar sikte på å registrere dagens forurensningsbelastning ved målinger og å indikere virkningen på luftkvaliteten av endrede trafikkforhold ved spredningsmodellene som er beskrevet foran.

Under utredningsbehov 3 bør en i Norge også vurdere maksimale døgnmidlere NO_x-konsentrasjoner som 24-timers middelværdier.



Figur 10: Utredning av virkningen på luftkvaliteten ved endringer i utslippsforholdene

Type of project	Project area							
	Rural with no population in microscale area		Rural with increasing population in microscale area		Urban		Metropolitan*	
	Microscale area	Mesoscale area	Microscale area	Mesoscale area	Microscale area	Mesoscale area	Microscale area	Mesoscale area
Highway modification that does not increase capacity	None	None	None	None	Level 1, construction impact	None	Level 1, construction impact	None
New minor highway or modification that increases capacity	None	None	Level 2, maximum CO	None	Levels 1 and 2, construction impact and maximum CO	None	Levels 1 and 2, construction impact and maximum CO	None
New major highway	Level 2, maximum CO	None	Level 2, maximum CO	None	Levels 1 and 2, construction impact and maximum CO	None	Levels 1 and 2, construction impact and maximum CO	Level 3, maximum CO (8 hr), HC (3 hr), NO _x (annual)

*This category includes at least the 25 regions with transportation plans (see app. A).

Figur 11: Utredningsbehov for å klarlegge virkningen av motorveiprosjekter på luftkvalite

REFERANSER

- (1) Zimmerman, J. R.,
Thompson, R. S. Users Guide for Hiway,
A Highway Air Pollution Model.
Research Triangle Park, North
Carolina 1975. (Publ. No EPA -
650/4-74-008).
- (2) Chock, D. P. General Motors Sulfate Dispersion
Experiment: Assessment of the EPA
HIWAY Model.
J. Air Poll. Contr. Assoc. 27,
39-45 (1977).
- (3) Grønskei, K. E. Trafikale forurensninger ved
utvidelse av Ullernchausséen.
Lillestrøm 1977 (NILU OR 26/76).
- (4) Mancuso, R. L.,
Ludwig, F. L. Users Manual for the APRAC-1A Urban
Diffusion Model Computer Program.
Menlo Park, California, Stanford
Research Institute, 1972.
- (5) Grønskei, K. E. Trafikale forurensninger i Oslo
området. Beregninger og vurderinger
av middelkonsentrasjonen for hver
km² under forurensningsperioder.
Kjeller 1975 (NILU TN 4/75).
- (6) Guidelines for Review of Environmental
Impact Statements. Volume 1.
Highway Projects.
Washington D. C., U.S. Environmental
Protection Agency. Office of Federal
Activities, 1973.



Sammandrag av anförande vid seminarium om luftföroreningar
från biltrafik, NILU, Lillestrøm, 1977-06-14

Bakgrund

Miljö- och hälsovårdsförvaltningens verksamhet på bilavgasområdet har tidigare främst bestått i att genomföra mätningar initierade av klagomål. På senare tid har förvaltningen fått en alltmer betydelsefull roll i den fysiska planeringen. I samband med detta har framvuxit ett behov av metoder som gör det möjligt att dels genomföra en kartläggning av dagens luftföroreningssituation, dels uttala sig om olika planalternativ med hänsyn till bilavgaser.

Mätning av luftföroreningar måste i allmänhet ske under lång tid, detta beroende på att de meteorologiska förhållandena har mycket stor betydelse för mätresultatet. En täckande kartläggning av luftföroreningssituationen kan därför av resursskäl inte enbart baseras på mätningar. Kartläggning måste till stor del ske med hjälp av beräkningar. För detta behövs en beräkningsmetod.

Mot bakgrund av detta startade Stockholms kommun ett projekt tillsammans med Statens Naturvårdsverk (SNV) och Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) i syfte att utveckla en spridningsmodell för bilavgaser. I arbetet skulle man utnyttja en amerikansk spridningsmodell för koloxid, Stanfordmodellen. Denna skulle utvecklas och prövas på Stockholmsförhållanden.

Modellens uppbyggnad

Modellen kräver följande typer av ingångsdata:

- Emissionsdata
(Sammansätts av emissionsfaktorer vid olika körtillstånd, körmönster, trafikflöde samt uppgifter om trafikflödets och körmönstrets variation under dygnet)
- Meteorologiska data
(Vindriktning, vindhastighet, stabilitet, blandningshöjd)
- Gaturummets form
(Gatans bredd, byggnadernas höjd)

Beräkningen av koloxidhalten på en gata sker i två steg:

1. Beräkning av bakgrundskoncentrationen, d v s omgivande gators bidrag.
2. Beräkning av gatans eget bidrag till koncentrationen.

Bakgrundskoncentrationen

Bakgrundskoncentrationen beräknas ur emissionen från en rad vinkelsegment upp mot vindriktningen. I modellversionen för Stockholm används sex segment ut till 4 km. Mellan 0,5 och 4 km sammanförs gatornas trafikarbete till fiktiva linjestycken.

Emissionen från ett segment erhålls genom att summera utsläppen från de gatuavsnitt (linjestycken) som ligger innanför segmentet. Spridningen antas i modellen vara gaussisk.

Bakgrundshalten för en viss timme beräknas som summan av bidragen från de enskilda vinkelsegmenten. Det samlade bidragets storlek kommer att bero på trafikdata som bestämmer emissionen samt på vindriktning, vindhastighet, blandningshöjd och stabilitetsindex den aktuella timmen.

Gatans koncentrationsbidrag

Beräkningen av gatans koncentrationsbidrag sker på olika sätt beroende på om vinden blåser tvärs eller längs gatan. Vid vindriktningar tvärs en gata bildas normalt en virvel mellan byggnaderna. På läsidan blir koncentrationen högst på grund av den motriktade vinden nära gatuplanet. Vid vindriktningar längs gatan blir den beräknade koncentrationen lika på båda sidor.

Det beräknade koncentrationsbidraget från gatan beror förutom vindriktningen på vindhastighet, gatans bredd, hushöjd samt beräkningspunktens läge i gaturummet.

Arbetet med modellen i Stockholm

I ett första skede har modellen prövats på två gator centralt belägna i Stockholm: Sveavägen och Döbelnsgatan.¹⁾ Arbetet har bestått i att ta fram ingångsdata till modellen, beräkning av koloxidhalter, mätning av koloxidhalter samt jämförelser av mätta och beräknade halter.

Speciellt mycket arbete har lagts ned på att ta fram emissionsdata. I detta har ingått följande moment:

- Källinventering (gator, trafikmängder, dygnsfördelning)
- Körmönsterstudier (registrering av trafikens medelhastighet, accelerationer och retardationer på olika gatuavsnitt och olika tider på dygnet).
- Laboratoriemätningar (koloxidutsläpp vid olika körtillstånd).

Ett gatuavsnitts (eller linjestyckes) emission beräknas med hjälp av följande uppgifter

1) Sveavägen: 33 m bred, ca 30 000 fordon/vardagsmedeldygn
 Döbelnsgatan: 19 m bred, ca 10 000 -"-

- längd
- dygnsmedelemission per fordonskilometer
- antal fordon per dygn
- gatutyp (anger timfördelningen över dygnet för fordonsmängd och specifik emission.

Parallellt med framtagandet av ingångsdata till modellen har mätningar av koloxid skett på Sveavägen och Döbelngatan. Mätningarna genomfördes under sammanlagt ca fyra månader våren och hösten 1976.

Mätningar och beräkningar har avsett sex punkter i ett snitt på vardera gatan: På båda sidor om gatan, 3 m, 10 m resp. 30 m över gatuplanet.

Några exempel på mätresultat

Figur 1

Genomsnittlig dygnsvariation av trafikflödet. De olika kurvorna avser olika månader. Trafikbilden varierar knappast mellan månaderna. Olikheter i mätresultat de olika månaderna emellan kan alltså inte förklaras av skillnader i trafikflöde.

Figur 2

Genomsnittliga dygnsprofiler för koloxidhalten på Döbelngatans västra sida under maj resp. september. Halterna är genomgående något högre under september. Halterna är högst 3 över mark.

Figur 3

Genomsnittliga dygnsprofiler för Sveavägens båda sidor under en vecka i september. Under den veckan har vindriktningen huvudsakligen varit västlig, vilket förklarar den stora skillnaden mellan öst- och västsida.

Figur 4

Uppmätta halter på Sveavägens båda sidor under en dag i september. Under förmiddagen har vinden varit östlig.

Under kvällen har den svängt om till västlig.

Figur 5

Genomsnittliga dygnsprofiler för trafikflöde resp. koloxidhalt under hela mätperioden på Sveavägen. Kurvorna följer varandra väl med undantag av tiden omkring kl. 08.00 och 17.00-18.00. Vid dessa tidpunkter uppträder i allmänhet under vardagar kötillstånd med påföljande krypkörning under en kortare tid, vilket ökar motsvarande timmedelvärdet för koloxidhalten.

Figur 6

Fördelningskurvor för högsta 8-timmarsvärden under vardagar. På Sveavägen och WHO:s rekommenderade riktvärde (10 mg/m^3) överskridits 10-15 % av antalet vardagar. På Döbelnsgatan har inga överskridanden noterats.

Jämförelse mellan mätta och beräknade värden

Figur 7

Visar ett exempel på jämförelse mellan mätta och beräknade värden i de olika mätpunkterna. Det vänstra värdet är mätt och det högra är beräknat. Båda avser genomsnittliga timvärden under maj-juni. Siffrorna inom parentes är "root mean square" resp. korrelationskoefficient. I gatunivån är överensstämmelsen förhållandevis god, dock är de beräknade värdena genomgående något lägre än de mätta. I taknivå är överensstämmelsen god på Döbelnsgatan men dålig på Sveavägen. Modellen räknar inte med något eget bidrag från gatan vid taknivå, vilket tycks vara ett riktigt antagande på Döbelnsgatan men inte på Sveavägen.

Vid en jämförelse av fördelningskurvor över mätta och beräknade timmedelvärden visar det sig att överensstämmelsen vid 50-procentilen är god. Den är mindre god vid höga värden, exempelvis 95-procentilen. Vid höga halten ger modellen nästan undantagslöst för låga halter. I den fort-

satta bearbetningen av modellen kommer bland annat att göras en kalibrering med hänsyn till detta.

I avvaktan på en användbar spridningsmodell

I avsaknad av en hanterbar beräkningsmetod får man utnyttja de erfarenheter som redan gjorda mätningar på olika håll kan ge, då ett planförslags luftföroreningskonsekvenser skall bedömas.

Naturvårdsverket har gjort en sammanställning av mätresultat från bilavgasundersökningar i svenska kommuner. Materialet är fylligast vad avser koloxidmätningar. I rapporten har mätresultaten jämförts med det av WHO rekommenderade riktvärdet för koloxid (10 mg/m^3 som 8-timmarsmedelvärde). Varje mätplats har karakteriserats med hjälp av gaturummets form (gatubredd, hustyp, hushöjd) och trafikflöde.

I brist på säkrare bedömningsgrunder ger naturvårdsverkets sammanställning en viss vägledning då en gatas "luftföroreningskapacitet" skall bedömas. Sammanställningen kan beskrivas med hjälp av figur 8, som mycket grovt visar en innerstadsgatas trafiktålighet som funktion av gatans bredd. För gator som ligger över kurvan är risken mycket stor att WHO:s riktvärde för koloxid skall överskridas. I figuren har lagts in några exempel från Stockholm. Punkternas läge i figuren stämmer väl överens med resultatet av de mätningar som genomförts på dessa gator.

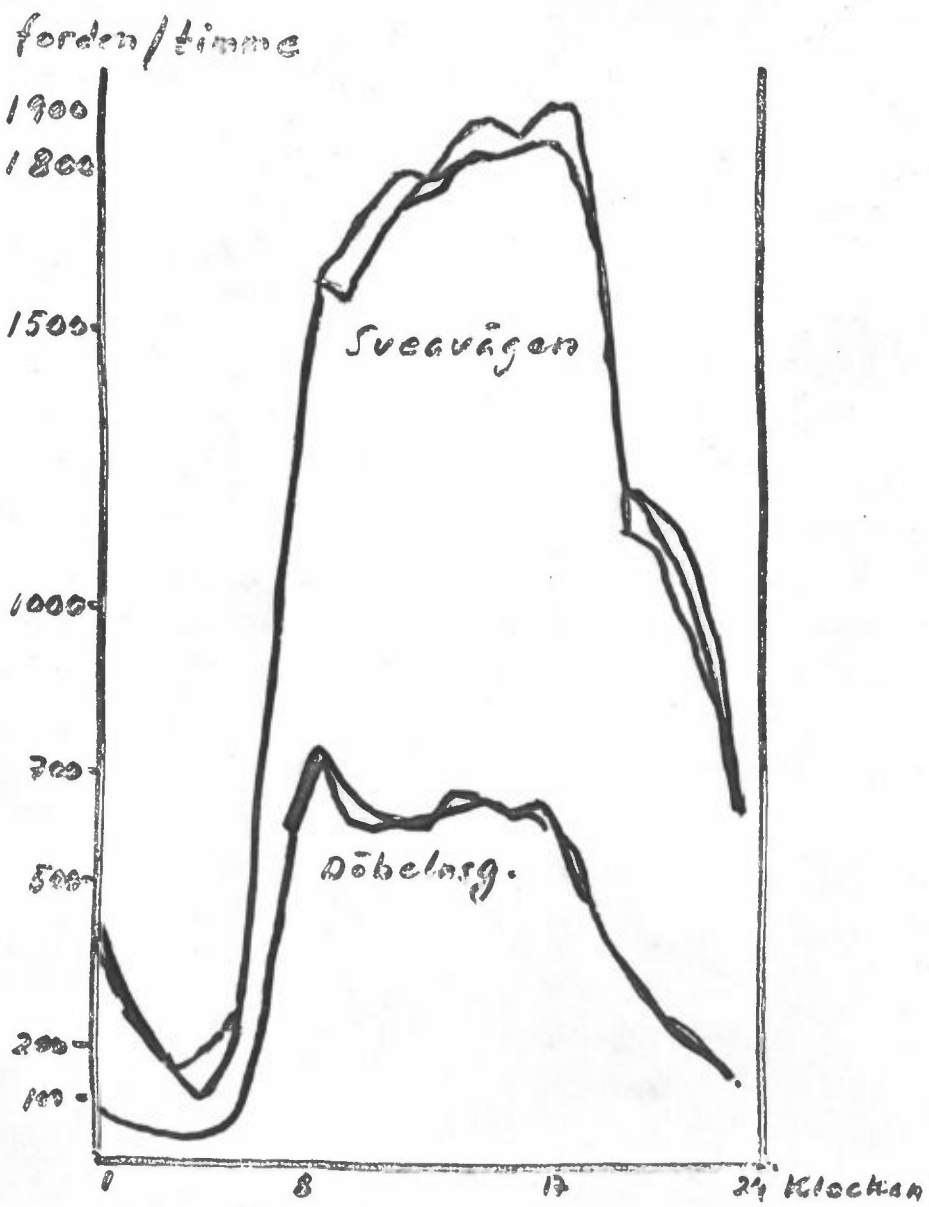
Effekter av trafiktekniska åtgärder

Förändringar i en gatas framkomlighet påverkar bilarnas körmönster och sannolikt också gatans trafikbelastning, beroende på vilken funktion gatan har i gatunätet. Stadsbyggnadskontoret i Stockholm har genom empiriska studier tagit fram samband mellan trafikflöden och fordonshastighet för gator av olika typ. Gatorna är indelade i standardklasser, vilka definieras med hjälp av hastighetsbegräns-

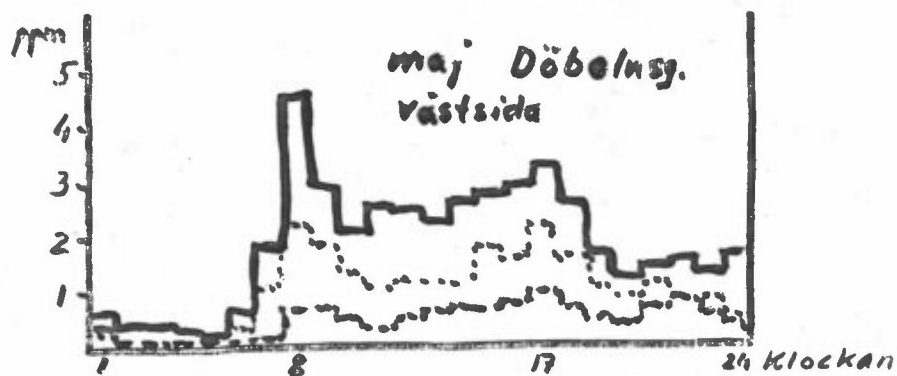
ning, antal körfält och "störningsgrad". Figur 9 visar exempel på sådana samband för två olika standardklasser.

Förhållandena på Sveavägen inom cityområdet motsvarar idag i stort sett klass 04. Antag att vi vill förbättra Sveavägens framkomlighet så att den motsvarar exempelvis klass 05.

Det är svårt att på förhand säga om den förbättrade framkomligheten kommer att innebära främst en ökning av medelhastigheten eller främst en ökning av trafikbelastningen. I det förra fallet minskar den totala koloxidemissionen, i det senare fallet ökar den. Effekterna av en förbättrad framkomlighet på en gata beror på vilken roll i gatunätet gatan tilldelats.



FIGUR 1



FIGUR 2

Koloxidhalter 2,5m
Sveavägen 6-10 sept
(måndag - fredag)

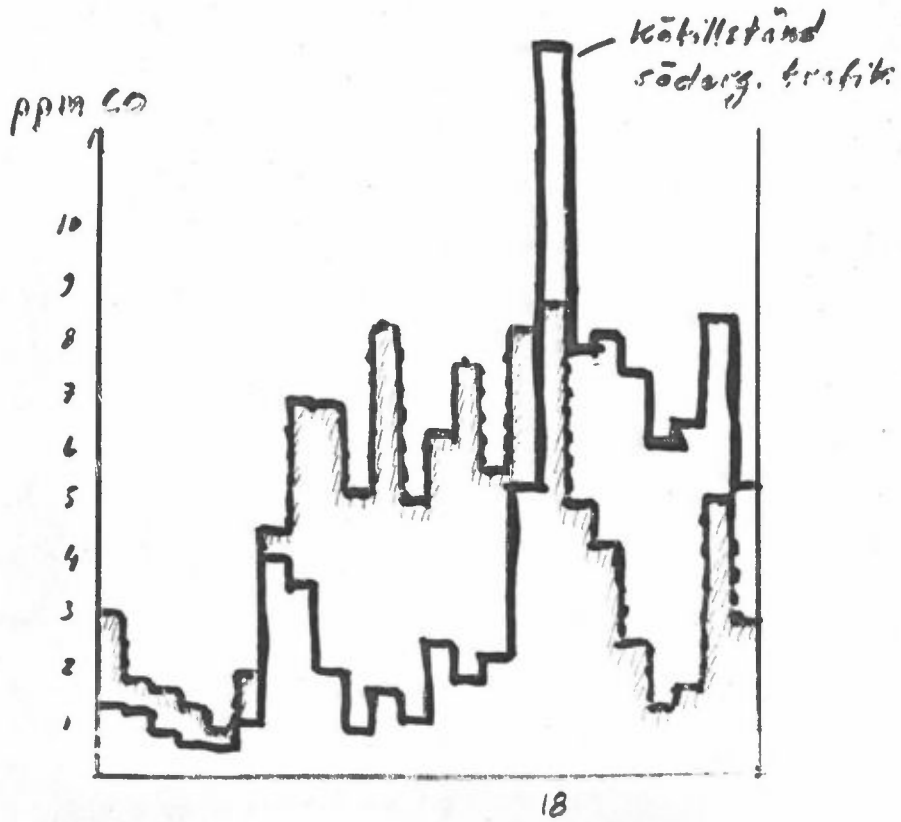


FIGUR 3

Sveavägen 2/9

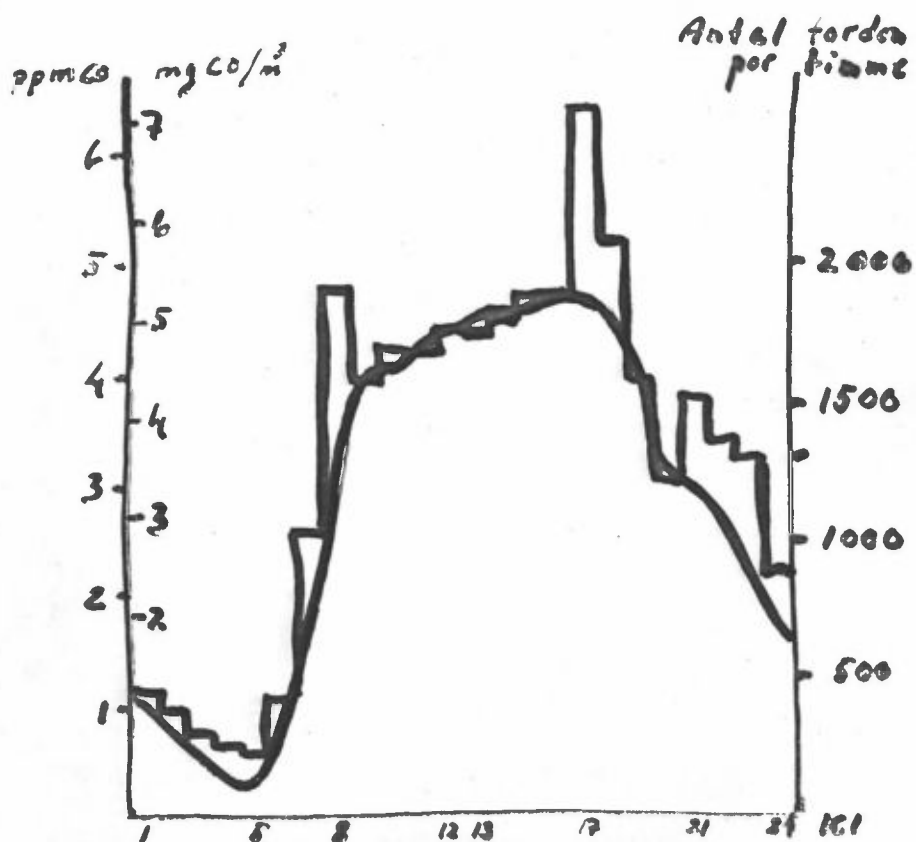
— västsidan (6, 2)

▨ östsidan (7, 8)

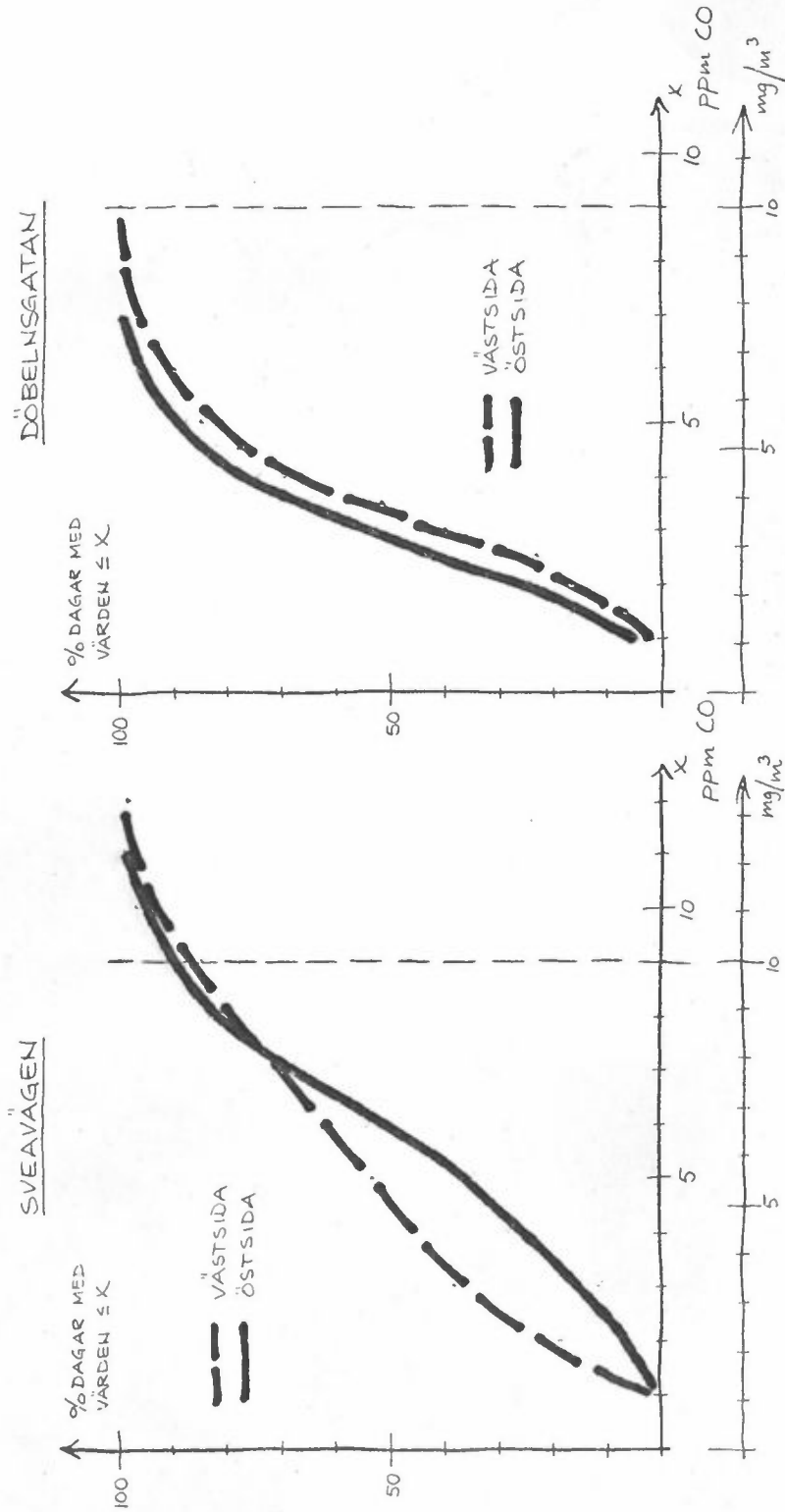


FIGUR 4

Genomsnittliga kolsäioxidvärden
april-sept 74 Sveavägen

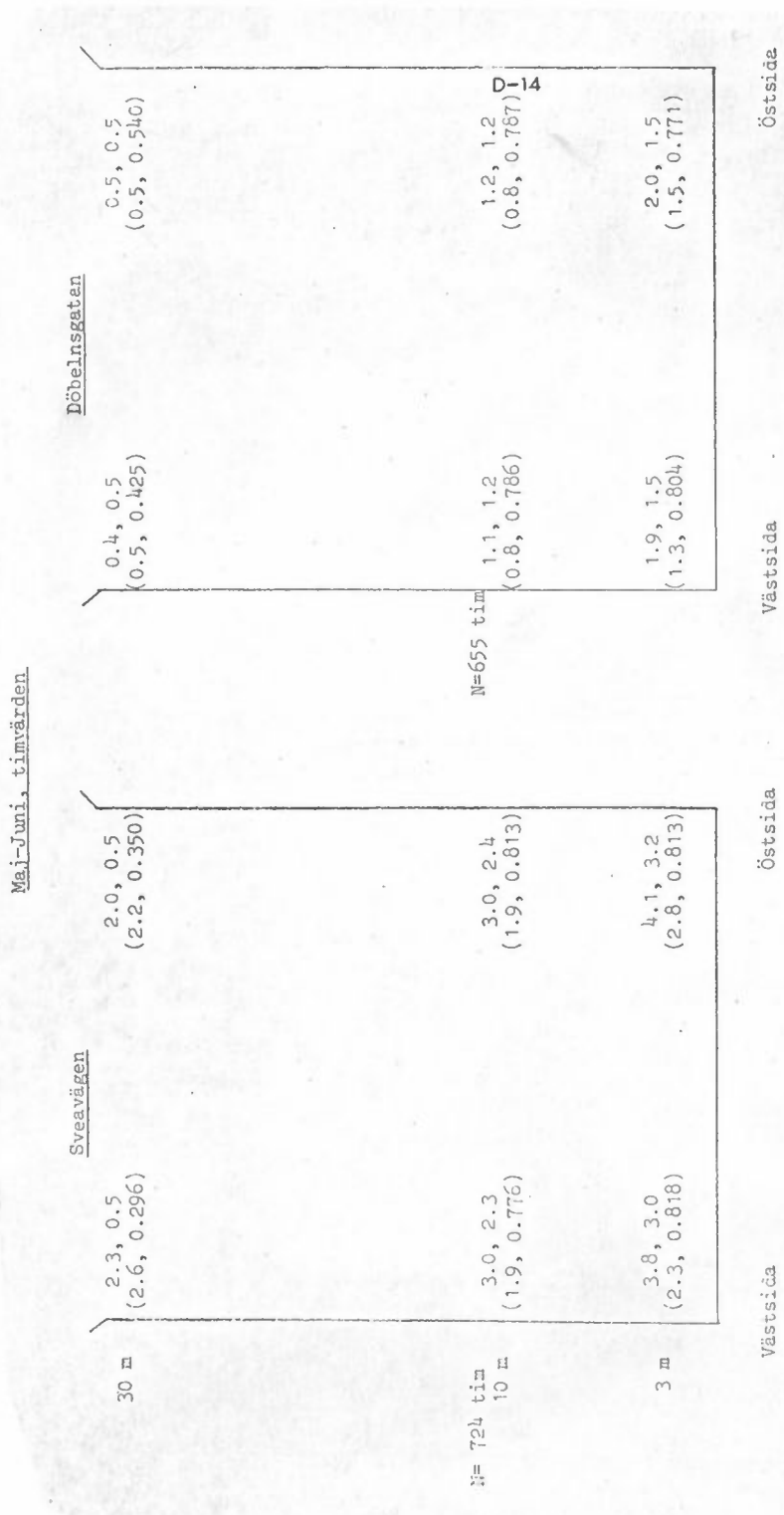


FIGUR 5



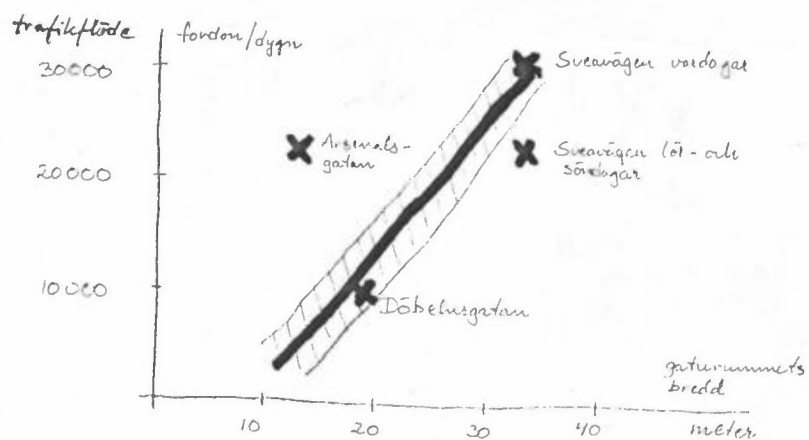
FÖRDELNINGSKURVOR FÖR HÖGSTA 8-TIMMARSVÄRDEN - LINJÄRA SKALOR
LÖR- OCH
(EU SÖNDAGAR)

FIGUR 6

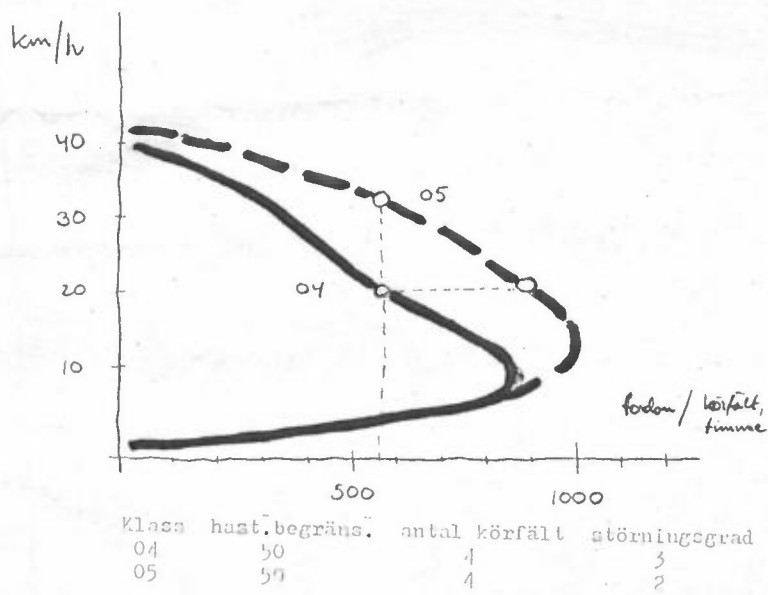


FIGUR 7

D-15



FIGUR 8



FIGUR 9

Seminar om luftforurensning fra biltrafikk.

W. Lindberg: Helsevirkninger.

Biltrafikkens helsevirkninger omfatter trafikkulykkene, støyen og den fysiske inaktivering som den måtte føre til, men her skal vi begrense oss til virkningene av luftforurensningene, som sannelig er et stort nok emne i seg selv.

Avgassene fra forbrenningsmotoren inneholder svært mange enkeltkomponenter som kan ha helsemessig betydning om konsentrasjonene i innåndningsluften er store nok, og vi vet vel egentlig svært lite om hele dette problemkomplekset. Men selv om jeg holder meg til de viktigste komponentene som vi vet noe om virkningene av, så blir det følgende 8 stoffer ellers i grupper av forurensende stoffer: karbonmonoksyd, nitrogenoksyder, fotokjemiske oksydanter, sulfater, bly, asbest, polynukleære hydrokarboner, sot og luktende stoffer. Jeg skal omtale helseeffektene av hver av disse i tur og orden:

Karbonmonoksyd.

Virkningene av de aktuelle konsentrasjoner i gateluft er:

1. Binding av hemoglobinet i blodet og derved ^{noe} hemning av oksygentransporten. CO har 250 g. oksygenets affinitet (bindingskapasitet) til hemoglobin som derved undras O₂-transporten, og dessuten interfererer CO med frigjøring og utnyttelse av O₂ fra oksyhemoglobin i vevene.

2. Effekten på O_2 -transporten og utnyttelsen i hjertemuskelen er slik at bare 5% CO hemoglobin medfører at blodgjennomstrømningen må økes med 20% for å motvirke hjertekrampe.
3. Eksperimentelt kan det påvises forandringer i blodkarveggen hos kaniner svarende til forstadiet til åreforkalkning ved 16% CO hemoglobin. Overdødelighet av infarkt hos røkere sammenlignet med ikke-røkere og hos byboere sammenlignet med landbefolkning kan bero på CO eksposisjon, - men vi skal ha in mente at CO -eksposisjonen jevnlig er betydelig høyere hos røkere enn hos ikke røkende trafikanter, (trafikkonstabler har f.eks. maks. 4% mot 10% - endog opptil 16% CO hemoglobin hos stor-røkere).
4. Virkningen av CO -eksposisjon på psykomotoriske- og psykosensoriske egenskaper (som evnen til å skille ut flimring av lyspunkter eller tilsvarende for lyd) er tvilsom men det er undersøkelser som tyder sterkt på at ved relativt høy CO -hemoglobin-% vil oppmerksomheten hos sjåføren kunne sløves når han må kjempe mot monotoniens ensformighet. Vi skal også huske at eksposisjonen i cupéen under kjøring kan være større enn hva vi måler i sterkt trafikkerte gatekryss og vi må også regne med at den utålmodige bilist som raser hjem til en forsinket middag når køen løser seg opp, slett ikke er den ideelle trafikant også av andre psykiske og psykologiske grunner. Han er dessuten påvirket av mange andre komponenter i bilavgassen enn CO .

Nitrogenoksyder:

Fra forurensningskilder, enten det er stasjonære fyringsanlegg eller forbrenningsmotoren, slippes ut vesentlig kun NO og monoksydet har ikke direkte helseeffekter i de aktuelle konsentrasjoner, såvidt vi vet. Muligheten foreligger vel for dannelses av nitro^saminer med carcinogene egenskaper men det har ikke vært påvist, og heller ikke methemoglobindannelse, ved slik eksposisjon. I den grad NO medvirker til dannelses av fotokjemiske oksydanter i luften, har monoksydet indirekte helsemessig betydning som vi kan komme tilbake til.

Omdannelsen av NO til NO₂ i luften er imidlertid tilstrekkelig rask til å gi en overvekt av dioksydet i den generelle byatmosfære litt utpå dagen og i slike konsentrasjoner at direkte helseeffekter ikke kan utelukkes.

Ved yrkeseksposisjon med høye konsentrasjoner har NO₂ ført til snikende lungeødem og endog med akutt dødelig utgang. Oppløselighetsforholdene gjør at NO₂ utøver sin irritative effekt dypt i luftveiene i motsetning til f.eks. SO₂.

Virkningene av lavere konsentrasjoner slik de kan forekomme i utendørsluft, er især kjent fra befolkningsundersøkelsene i Chattanooga rundt en TNT-bedrift med stort NO₂-utslipp, hvor forurensningsnivåer på vel 100 µg NO₂/m³ som årsmiddel og ca. 250 µg/m³ som døgnmiddel var assosiert med øket sykkelighet av akutte luftveislidelser.

i alle segmenter av familien, såvel under som mellom to influensaepidemier i observasjonstiden. Hyppigheten av bronkitt, krupp og lungebetendelse var signifikant høyere hos eksponerte skolebarn og småbarn som hadde bodd mer enn 3 år i området, sammenlignet med kontrollbefolkningen. Undersøkelsene har vært kritisert både hva målemetode angår og med hensyn på selektiv eksposisjon, men dyreforsøk med mus støtter den antatte sammenheng: Under $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 6, 8 eller 24 t. ^{daglig} gjennom 3 mndr. øker dødeligheten av standard aerosoldose Klebsiella-pneumonia-bakterier sammenlignet med dødeligheten av samme dose hos kontroller. Nedsatt antistoffdannelse, hemmet lunge-"clearance", lavere interferonproduksjon og nedsatt baktericid aktivitet har også vært påvist. Dessuten er påvist adderende effekter av NO_2 og O_3 i musemodellforsøk og tegn til synergisk effekt.

Nye forsøk av Gardener og medarbeidere i år understreker betydningen av en grenseverdi for korttids eksposisjoner foruten årsmiddelverdien $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ idet dyreforsøk viste større effekt av gjentatte korttids eksposisjoner med høyere konsentrasjoner enn med lengre eksposisjon for lavere konsentrasjon med samme totaldose. Det trengs mer observasjoner for å vurdere betydningen av de daglige variasjoner i bymiljø.

Nitrater er assosiert med allergiske reaksjoner men ikke NO_2 pr.se. Japanerne hevder at lave NO_2 verdier ($40-80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) er assosiert med sykkelighet blant skolebarn (Jfr. Yokohama astma hos amerik. tropper og deres familier i Japan etter den 2. verdenskrig.)

En vurdering av eksisterende informasjon fører til den

konklusjon at et årlig gjennomsnitt på $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ av NO_2 i atmosfæren eller gjentatt 2-3 timers eksposisjon for $280 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i omlag 36 av årets dager kan være assosiert med øket mottakelighet for infeksjonssykdom hos barn.

Fotokjemiske oksydanter

Los Angeles smog har vi vel ikke selv om det er aktuelt å ventilere muligheten for at problemet skal oppstå også på våre breddegrader. Jeg vil bare presisere at helseeffektene nok ikke skyldes oson alene selv om oson utgjør 90% av total mengde oksydanter. Slimhinneirritasjonen med tåreflod inn-treffer ikke med osonpåvirkning i aktuell konsentrasjon alene, og peroksyalkylnitrat, peroksybenzoylnitrat, akrolein og andre aldehyder spiller nok i så måte hovedrollene. Derimot kan nedsatt resistens mot luftveisinfeksjon p.g.a. osonpåvirkning påvises i dyreforsøk. Nedsatt fysisk yteevne i konkurranse hos terrengløpere er påvist i Los Angeles på smogdager. Astmatikere reagerer i mange tilfeller på smogen og betydningen av nitrater for denne type effekter er under utredning.

Dose/effekt-relasjoner for oksydanter:

Tåreflod og øyenirritasjon ved $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.1ppm)

Symptomer (fra åndedrett, hals og hoste) hos

terrengløpere ved $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Terrengløpere har nedsatt konkurransevne ved $> 235 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Astmaanfall ($\text{O}_3 + \text{NO}_x + \text{SO}_x$) $200-500 \mu\text{g}/\text{m}^3$, (og akutte luftveis symptomer (Japan) ved $< 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$?)

Vi vet lite om kroniske effekter av gjentatte eksposisjoner over lang tid.

Sulfater

Svovelinhold i bensin er lite, meget mindre enn i dieselolje, men bruken av katalytisk etterforbrenning har ført til en viss engstelse fra helsemyndighetenes side i USA fordi utslippet da kommer i form av sure sulfater og svovelsyre ~~og~~ i gatenivå. Et storstilet eksperiment som ble gjennomført av EPA i samarbeid med General Motors i oktober 1975 på GM's prøvefelt, hvor 352 biler med katalysatorer illuderte en trafikk tetthet på 5462 biler i timen, i 17 dager med tilsammen 66 30min. prøveperioder, med et imponerende program med prøver i forskjellig avstand og høyde under varierte værforhold, med analyse av sulfater og et sporstoff - svovelheksafluorid. Høyeste målte økning av sulfatverdiene var nær veibanen og på laveste høyde og varierte fra 3-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sulfatøkningen i kjøretøyene varierte fra 0-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ med $\bar{m} = 4 \mu\text{g}$ som 2 t.verdi.

Etter min mening er resultatet av beregnet sulfatemisjon pr. bil (ca. 3,5 mg/km, svarende til en omdannelse av svovlet i brenselet til emittert, aerosolsvovel på 12%) - ikke skremmende.

Bly.

Etter opptak i giftige doser virker bly på nervesystemet og på de bloddannende organer og enzymsystemene i hemoglobinsyntesen. Noe skiller seg ut i urinen men bly kan også akkumulere i organismen ved lagring i knoklene hvorfra det kan mobiliseres ved ytre eller indre påvirkning. Blant de akutte symptomene kan nevnes blykollikk, nervelammelser

og psykiske forstyrrelser, anemi. De følsomme indikator-ene på blypåvirkning er ^{okte} blykonsentrasjoner i blodet og visse enzymreaksjoner som jeg ikke skal komme inn på her.

Organiske blyforbindelser som tetraetyl- / tetrametylbly har betydelig større akutt giftvirkning enn anorganisk bly i partikkelform (bly-oksy-halogenforbindelser i eksosen).

Akutt blyforgiftning oppstår ikke på grunn av eksponeringen i trafikken men innåndet bly og nedsvelget blystøv som skriver seg fra biltrafikken er et uønsket bidrag til den totale blybelastning av organismen gjennom mat, vann, utendørsluft og yrkeseksposisjon tilsammen. Derfor ser vi helst at langtidspåvirkningen i den luften vi innånder ikke overskrider ca. 2 μg . bly pr. m^3 luft. Ved denne belastning i trafikkmiljø kan spores en høyning av blykonsentrasjonen i blodet sammenlignet med hos ikke eksponerte.

En viss blyeksposisjon som følge av biltrafikken skjer også gjennom avsatt støv på frukt og bær, som neste foredragsholder vil gjøre rede for, men også avsatt støv i bymiljø, f.eks. på lekeplassene kan bety noe. I Birmingham i England har man f.eks. skissert blyeksposisjonen til over 50 - 150 μg bly via klissete barnehender i løpet av $\frac{1}{2}$ time om barnet spiser slikkerier mens det leker på en lekeplass i byens sentrum. Heldigvis resorberes det nedsvelgede blyet dårlig fra tarmen.

Og så til slutt vil jeg nevne de kasserte gamle bilbatterier som vi ser på de utroligste steder hvor barn leker. Her er

det virkelig fare på ferde!

Som erstatning for blytilsetning til bensin kan forskjellige aromatiske hydrokarboner brukes for å høyne oktantallet.

Mange av disse er kjente giftstoffer fra yrkeslivet i tidligere tider som bensen og xylen og toluen, men undersøkelser har vist at de foreligger ikke som sådanne i eksosen.

Derimot vil bensinstasjonspersonalet kunne eksponeres ved avdamping fra bensinpumper etc., og senere undersøkelser fra Sverige tyder på at denne eksposisjon fører til øket antall kromosomabberrasjoner hos personellet som tegn på mulig carsinogen eller genetisk påvirkning.

Asbest

I yrkeslivet kan asbestpåvirkning fremkalle "støvlunge-sykdommen" asbestose og langt mindre eksposisjon gjennom lang tid, slik som f.eks. i det ytre miljø, kan medføre forkalkninger og mesotheliomer i lungesekk og bukhinne. Dette har man sett i omgivelsene til ^s betydelige asbest- kilder, mens lungekreft som følge av asbestpåvirkning bare er påvist ved yrkeseksposisjon og da fortrinsvis hos røkere.

Da mesotheliomer er en form for ondartede svulster har sykdommens alvorlige karakter ført til at vi tar risikoen alvorlig også ved eksposisjon i det generelle bymiljø hvor asbestfibre jevnlig kan påvises, likesom det også har vært mulig å påvise asbestfibre i bybefolknings lunger med nye metoder.

Ved trimming av friksjonsmateriale i bremsetromler og clutch

er risikoen for farlig asbesteksposisjon absolutt reell og rutinene må endres deretter.

Unødig bruk av asbest må unngås og især blå asbest (crocidolitt), som heller ikke er den mest velegnede til friksjonsmateriale.

Sot og tjærestoffer.

Ved ufullstendig forbrenning oppstår kullpartikler og en rekke organiske stoffer ved pyrolyse eller pyrosyntese i forbrenningsovnen. Av disse er noen av de polynukleære, aromatiske hydrokarboner av særlig interesse fordi de i dyreforsøk har vist carcinogene egenskaper, bl.a. 3-4, benz-pyren, dibenzantra~~cen~~ og flere. På våre breddegrader skriver vel det meste av tjærestoffene i luften seg fra fyringsanleggene i byene i vintersesongen, men blant annet svenske undersøkelser viser at forurensningen med ^{med tjærestoffer} sotpartikler fra eksos er ganske betydelig og det gjelder ikke bare avgassene fra dårlig justerte dieselmotorer.

Betydningen av disse som kreftfremkallende stoffer i luftveiene har vært noe omstridt, bl.a. p.g.a. oppløselighetsforhold. Ved analyse av sotprøven trengs effektive løsningsmidler som bensen for å ekstrahere de polynukleære hydrokarbonene, og det er tvil om frigjøringen av stoffene i lungen.

Sot og luktende stoffer fra eksos, især dieseleksos, er en

betydelig ulempe i sterkt trafikkerte områder, men jeg vil ikke begi meg ut på noen nærmere beskrivelse, men henviser til Thomas Lindvall: "Lukt från bilavgasser", foredrag på "Nordisk seminar om luftforurensning og de hjerte- og lunge-syke" i Sandefjord 3-6 mars 1974.

En oversikt over gjeldende luftkvalitets-standarder og veiledende normer for luftkvalitet i enkelte land er gitt av annen foredragsholder.

SEKUNDÆRE FORURENSNINGER FRA BILTRAFIKK

Jørgen Schjoldager

Sekundære forurensninger - Definisjon

Stoffer som ikke slippes ut direkte, men som dannes i atmosfæren ved kjemiske eller fysiske prosesser (engelsk "secondary pollutant").

De viktigste sekundære forurensningene fra biltrafikk er fotokjemiske oksydanter, og i mer alvorlige tilfeller fotokjemisk smog.

En oksydant kan defineres som et stoff som har et sterkere oksydasjonspotensial enn molekylært oksygen.

Fotokjemiske oksydanter er et fellesnavn på oksyderende stoffer som dannes i atmosfæren fra nitrogenoksyder, hydrokarboner og oksygen med sollyset som drivende kraft. De viktigste oksydantene:

Ozon O_3
PAN (peroksyacetylnitrat) $CH_3-\overset{\overset{O}{\parallel}}{C}-O-O-NO_2$
Hydrogenperoksyd H_2O_2
Andre peroksyforbindelser $ROOR'$

Andre stoffer som også dannes:

Salpetersyrling HNO_2
Salpetersyre HNO_3
Aldehyder, ketoner, organiske syrer
Organiske nitritter og nitrater.

Fotokjemiske oksydanter er viktige bestanddeler av fotokjemisk smog.

Særtrekk ved fotokjemisk smog

- Aerosoldannelse (nedsatt sikt)
- Karakteristisk lukt
- Irritasjon av slimhinner (øyne)
- Vegetasjonsskader

Typiske områder der en har eller har hatt fotokjemisk smog:

Los Angeles, Denver, Phoenix (USA).

Tokyo, Sidney, Rotterdam.

Mange steder har en målt høye oksydantverdier uten å ha observert "smog", dvs nedsatt sikt. Denne "mildere" formen er observert over store deler av USA og mange land i Europa, blant andre Belgia, England, Frankrike, Italia, Nederland, Norge, Sverige, Vest-Tyskland og Østerrike.

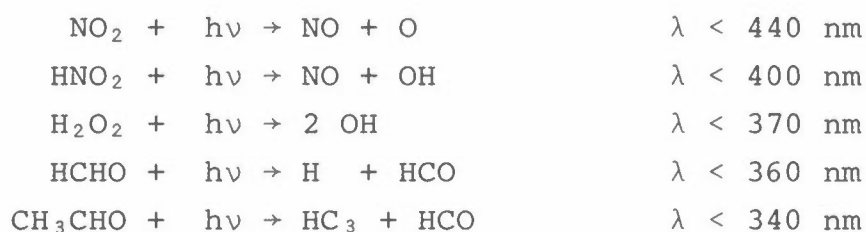
Grenseverdier for ozon

Verdens Helseorganisasjon (WHO):	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	max. timesverdi
USA :	160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	nest høyeste timesverdi i et år
Yrkeshygienisk grenseverdi	: 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(Sverige, USA)
Bakgrunnsverdi	: 40 - 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	

Luftkvalitetsnormene er altså bare en faktor 1.5-4 høyere enn bakgrunnsverdien, og den yrkeshygieniske grenseverdien er en faktor 1.5-2 høyere enn normene for uteluft. Ozon har derfor i motsetning til mange andre stoffer uønskete effekter svært nær det naturlige bakgrunnsnivået.

Viktige kjemiske trekk ved oksydantdannelsen

- Fotolytisk dissosiasjon av nitrogendioksyd (NO₂) og andre lysabsorberende gasser.
- Hurtig oksydasjon av nitrogenoksyd (NO) til NO₂.
- Oksydasjon av hydrokarboner til aldehyder, ketoner og syrer.
- Dannelse av oksydanter, samt nitritter og nitrater.

Noen fotolytiske reaksjoner

Hver av disse reaksjonene har en hastighetskonstant (k) som er strålingsavhengig:

$$k = \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} J_{\lambda} \sigma_{\lambda} \Phi_{\lambda} d\lambda$$

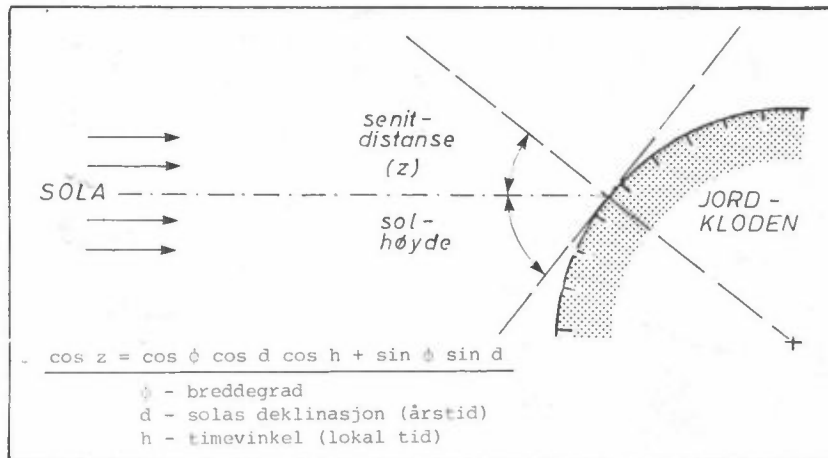
J_{λ} strålingsfluks i bakkenivå (fotoner cm⁻²s⁻¹)

σ_{λ} absorpsjonstverrsnitt (cm²)

Φ_{λ} kvanteutbytte (fotoner⁻¹)

λ_1, λ_2 grenser for absorpsjonsintervall (nm)

Hastighetskonstantene for de ulike fotolytiske reaksjonene kan altså beregnes. Solas senitdistanse (z) er gitt av følgende:



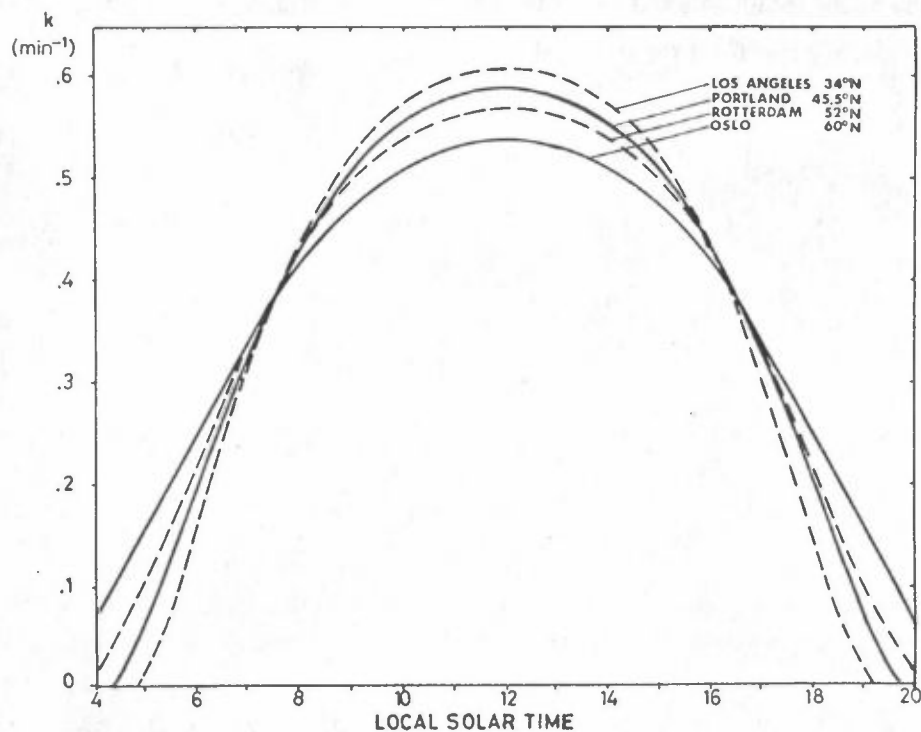
Figur 1: Illustrasjon av senitdistanse.

Figurene 2-6 viser eksempler på beregning av fotolytiske hastighetskonstanter som funksjon av tid og sted. En har valgt ut fire breddegrader og to datoer. Breddegradene er 34°N (Los Angeles, California), 45.5°N (Portland, Oregon), 52°N (Rotterdam, Nederland) og 60°N (Oslo). De to datoene er 21. juni og 21. oktober.

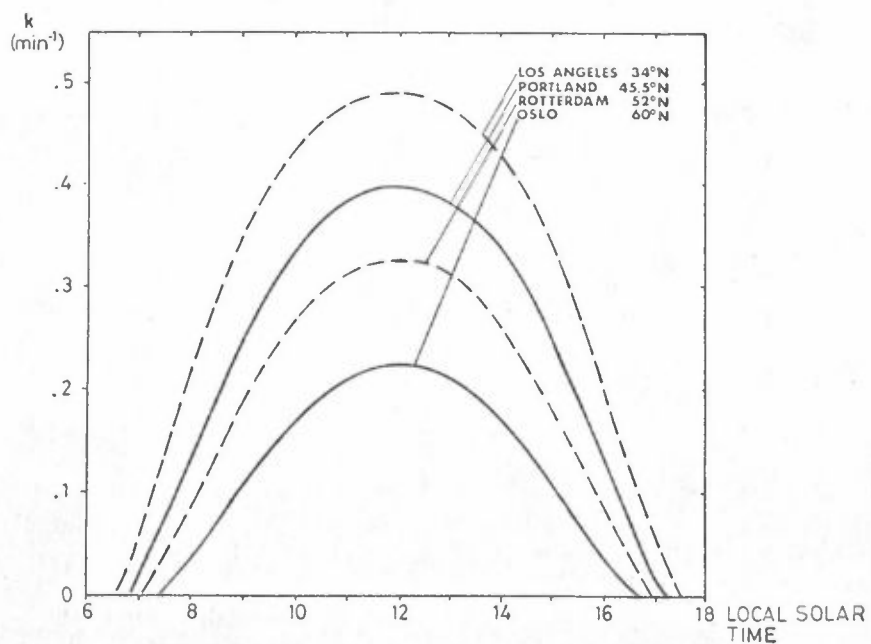
Figurene viser at det om sommeren er liten forskjell på hastighetskonstantene ved de fire breddegradene. De nordlige har høyere verdier enn de sørlige tidlig om morgenen og seint på ettermiddagen, mens de sørlige har høyest verdier midt på dagen. Om høsten har de sørlige breddegradene høyest verdier hele dagen.

En ser også at det er større relative forskjeller for formaldehyd enn for nitrogen-dioksyd. Dette skyldes at NO_2 spaltes ved bølgelengder helt opp til 440 nm, mens HCHO ikke spaltes ved bølgelengder lengre enn 360 nm. Når senitdistansen øker (solhøyden avtar), reduseres strålingsfluksen mest for de lave bølgelengdene, vesentlig på grunn av økt molekylær spredning.

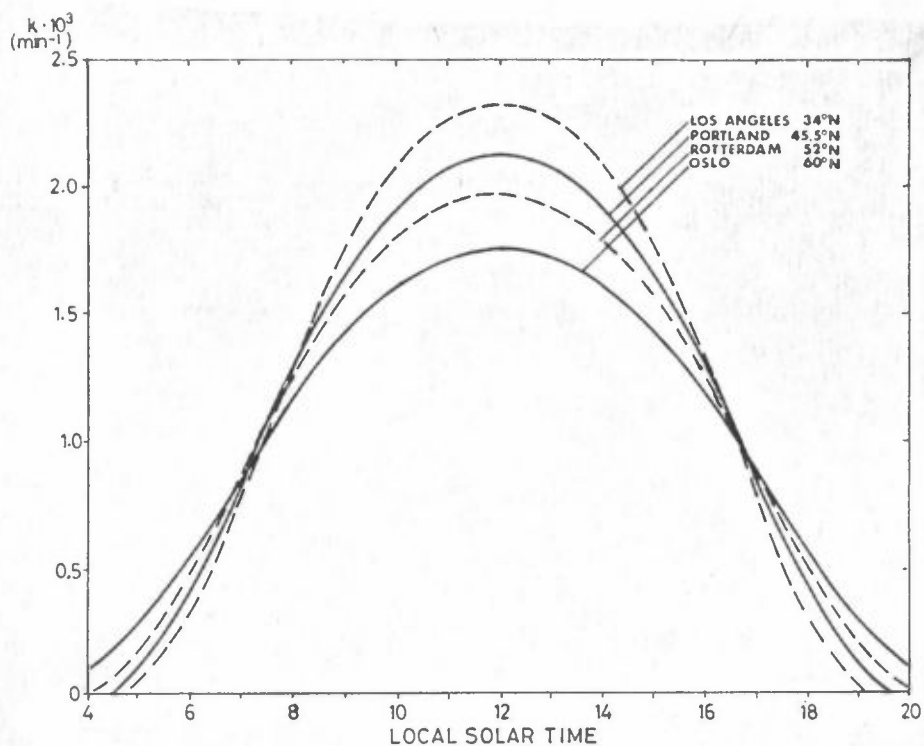
Hvordan solstrålingen varierer over året er også illustrert i figur 5 der hastighetskonstanten for NO_2 ved lokal soltid 0900 er gitt som funksjon av måned. Også her ser en at breddegradsavhengigheten er svært liten om sommeren og økende når en nærmer seg vintersolverv. Hastighetskonstanten for Oslo ved sommersolverv er like stor som for Los Angeles i slutten av august.



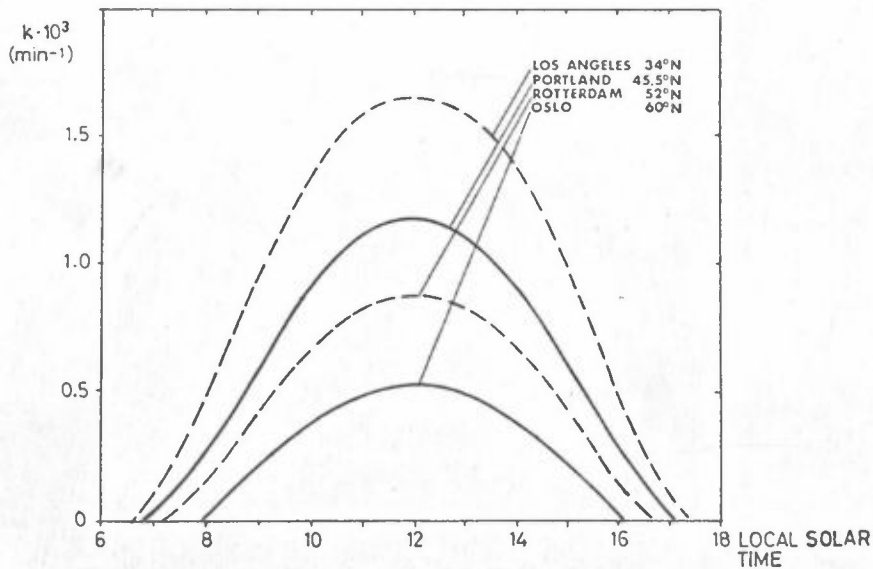
Figur 2 : Rate constant for $\text{NO}_2 + h\nu \rightarrow \text{NO} + \text{O}(^3\text{P})$ as a function of local solar time on June 21st for four latitudes.



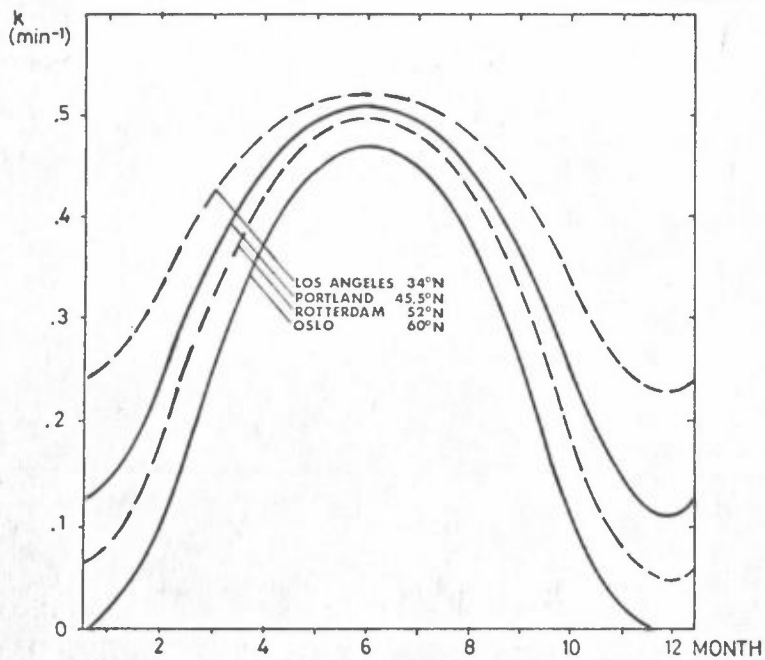
Figur 3 : Rate constant for $\text{NO}_2 + h\nu \rightarrow \text{NO} + \text{O}(^3\text{P})$ as a function of local solar time on October 21st for four latitudes.



Figur 4 : Rate constant for $\text{HCHO} + h\nu \rightarrow \text{H} + \text{HCO}$ as a function of local solar time on June 21st for four latitudes.



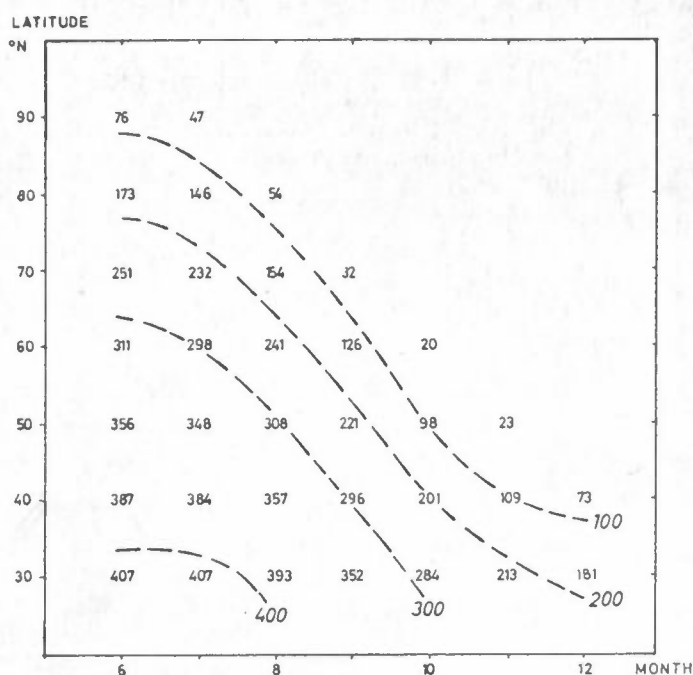
Figur 5 : Rate constant for $\text{HCHO} + h\nu \rightarrow \text{H} + \text{HCO}$ as a function of local solar time on October 21st for four latitudes.



Figur 6 : Rate constant for $\text{NO}_2 + h\nu \rightarrow \text{NO} + \text{O}(^3\text{P})$ as a function of month at local solar time 0900 for four latitudes.

Figurene 7-9 viser eksempler på dannelse av sekundære luftforurensninger (ozon, peroksyacylnitrater og aldehyder) som funksjon av årstid og breddegrad. En har uttrykt resultatene som "kart" der aksene er breddegrad ($0-90^{\circ}\text{N}$) og måned (1-12). Figurene viser eksempler på slike kart der tallene og iso-linjene er konsentrasjon (ppb) etter tre timers bestråling. På grunn av tilnærmet symmetri rundt sommersonnsværv er bare månedene 6-12 (juni-desember) gjengitt. En må merke seg at det er de relative forskjellene i figurene som er viktige, ikke de absolutte verdiene. Ozon-verdiene kan ikke sammenlignes med den amerikanske grenseverdien på 80 ppb.

Figurene 6-9 kan brukes til å sammenlikne områder og årstider med hensyn til strålingspotential. For eksempel har en hatt flere tilfeller av fotokjemisk smog i Rotterdam-området (52°N) i september måned, og smog-sesongen i Los Angeles (34°N) varer til langt ut i november. En ser at strålingspotensialet ved 60°N om sommeren er minst like høyt som de nevnte områder/tider der fotokjemisk smog har vært observert.



Figur 7 : Predicted ozone concentrations (ppb) after 3 hours irradiation of 0.15 ppm NO, 0.10 ppm NO₂, 0.15 ppm propylene and 0.45 ppm n-butane at local solar time 0900-1200.

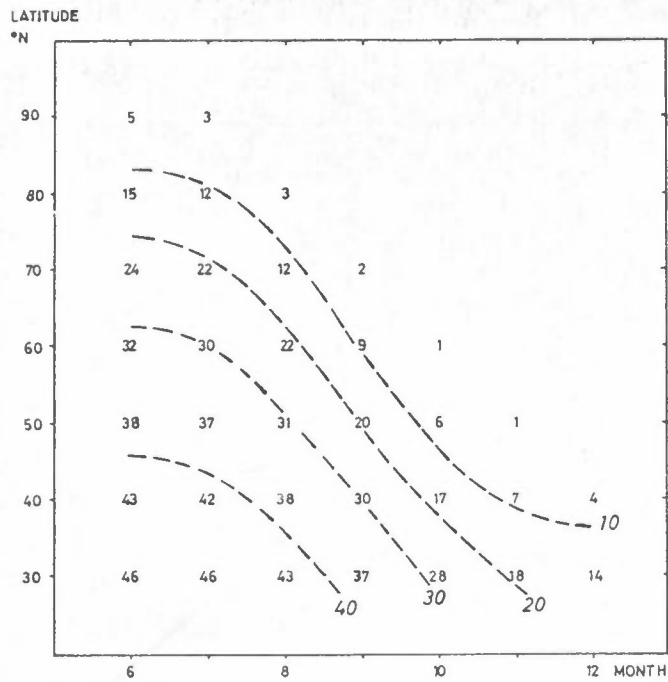


Figure 8 : Predicted concentrations of peroxyacylnitrates (ppb) after 3 hours irradiation of 0.15 ppm NO, 0.10 ppm NO₂, 0.15 ppm propylene and 0.45 ppm n-butane at local solar time 0900-1200.

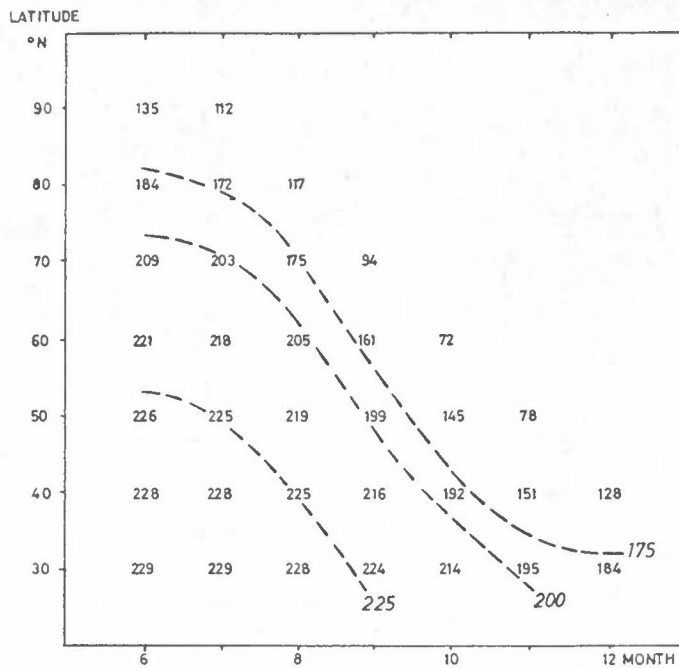


Figure 9 : Predicted concentrations of aldehydes (ppb) after 3 hours irradiation of 0.15 ppm NO, 0.10 ppm NO₂, 0.15 ppm propylene and 0.45 ppm n-butane at local solar time 0900-1200.

At fotokjemisk smog kan forekomme i Norge, er også påpekt av Miljøverndepartementet i Stortingsmelding nr 44 (1975-76). Det vises til erfaringer fra bl.a. Australia og Japan, som kan tyde på at Vest-Europa befinner seg på grensen til et mer omfattende fotokjemisk smogproblem. Det er påvist at nitrogenoksyder og hydrokarboner transporteres på samme måte som svoveldioksyd og svovelsyre over Nord-Europa, så Norge vil sikkert få del i et nord-europeisk oksydantproblem. På vestkysten av Sverige er det allerede målt høye ozonverdier (inntil 200 ppb) som skyldes transport fra andre land.

I Grenland målte en både sommeren 1975 og 1976 ozonkonsentrasjoner over den amerikanske grenseverdien. Disse konsentrasjonene kan imidlertid ikke settes direkte i sammenheng med biltrafikken fordi industriutslippene i området er store.

Sommeren 1977 måler NILU ozon på to steder i Oslo-området, Stovner og Maridalen.

Sekundære forurensninger fra biltrafikk

Øystein Hov
Institutt for geofysikk
Universitetet i Oslo

Ved utviklingen av matematiske modeller for beskrivelse av atmosfærens kjemiske omsetning, bringes kunnskap fra en rekke felter inn. Det observerte bildet i atmosfæren er det samlede resultat av vekselvirkningene mellom kjemi, både i gassfase og gass/partikkelfase, transportprosesser, innstråling av solenergi og utslipp av forurensninger. I det observerte bildet er det vanskelig å skille ut enkeltprosessers virkning, samtidig som det også er problematisk å vite hva som skyldes prinsipielle fysisk/kjemiske forhold og hva som forårsakes av lokale effekter på det aktuelle observasjonsstedet. I en modell er det mulig å studere enkeltprosessers virkning på helhetsbildet, f.eks. er det mulig å avgjøre hvilken innflytelse parametre som temperatur og innstrålt solenergi har.

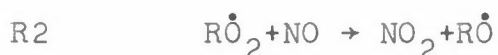
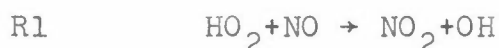
Mangfoldigheten av de fysisk/kjemisk/biologiske prosesser som er i sving i atmosfærens kjemiske omsetning gjør at en begrepsmessig enkel modell kan være vel så egnet til å kartlegge grunnleggende årsak/virkning forhold, som en komplisert og tungrodd modell. Det skal her skisseres et par modelltyper hvor det viser seg mulig å trekke en rekke konklusjoner om dannelsesmekanismer for urban luftforurensning:

1. En luftmasse antas å følge atmosfærens middelbevegelse og utsettes for forurensningsutslipp av varierende styrke. Som eksempel skal vises et simuleringsforsøk av en byplume fra St.Louis (18/7-75) hvor en luftmasse som passerte over byen i løpet av morgentimene ble fulgt utover hele dagen og innholdet av ozon, nitrogenoksyder, svoveldioksyd og sulfat målt (White et al., 1976, Isaksen et al., 1977).

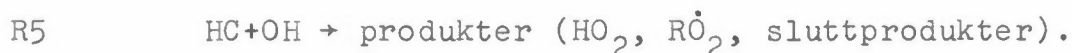
2. Et stasjonært luftvolum betraktes, med gjennomstrømming av uforurenset luft (adveksjon). Som eksempel skal vises simuleringsforsøk av oksydantdannelse i Oslo-gryta under rolige værforhold og solskinn (Hov et al., 1977).

Oksydanter dannes ved at hydrokarboner (HC) og nitrogenoksyder (NO_x) reagerer under innvirkning av sollys. I en urban atmosfære er bileksos hovedkilden for HC- og NO_x -utslippene. Mengdene som emitteres kan estimeres ut ifra tilgjengelig statistikk over forbruk av fossilt brennstoff (se Hov et al., 1977, for beskrivelse av utslippsfaktorer og sammensetning av HC-utslippene).

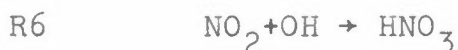
NO_x fungerer som katalysator for oksydantdannelse gjennom reaksjoner av typen



RO_2 er et organisk peroksy - radikal (f.eks. $\text{CH}_3\dot{\text{O}}_2$ eller $\text{CH}_3\text{CO}\dot{\text{O}}_2$)
M er et luftmolekyl. For å få dannet oksydanter (først og fremst ozon) må altså NO konverteres til NO_2 uten at odd oksygen (O eller O_3) forbrukes. Peroksy radikaler dannes i nedbrytningskjedene for de ulike hydrokarboner. Kjedenes initieres gjennom reaksjoner av formen



NO_x - som er aktivt i oksydantdannelsen - tappes fra systemet gjennom



Hvis R6 er mer effektiv enn R5, inaktiveres det kjemiske system med hensyn til oksydantdannelse. Av dette er det mulig å avlede følgende viktige betingelse for å få oksydantdannelse (Hesstvedt et al., 1977):

Hvis $HC/NO_x \gtrsim 1$ (volumforhold)

i en gassblanding (f.eks. byluft) er betingelsene for oksydantdannelse til stede. Hvis

$$HC/NO_x \ll 1$$

i en gassblanding (f.eks. i en kraftverkplume), brytes ozon ned.

Resultater

Resultater fra et simuleringsforsøk som beskrevet under pkt.1, er vist i fig.1. En luftpakke med et osoninnhold på 50 ppb passerer St.Louis mellom kl.06 og 09 med en middelhastighet på 5 ms^{-1} . Byutslippene av HC og NO_x tenkes blandet inn i luftmassene over en blandingshøyde svarende til den observerte (500 m om morgenen). Den beregnede osonutvikling er sammenlignet med den observerte. Hovedtrekk ved figuren: Det tar tid før ozon når sitt maksimum, selv om utslippene av HC og NO_x er store og HC/NO_x -forholdet gunstig (=2). Ozon brytes ned over byen p.g.a. høyt utslipp av NO. Osonkonsentrasjonen når maksimum etter 4 timer, d.v.s. ca.70 km fra byen når vinden er 5 ms^{-1} . Det beregnede og observerte forløp stemmer godt overens. Disse resultater gir viktige indikasjoner for kontrollstrategier for reduksjon av oksydantdannelse: Siden ozon og andre oksydanter dannes etter en oppbygningstid som kan strekke seg over flere timer, blir spor etter opphavet av forurensningsutslippene visket ut. Forhøyede osonkonsentrasjoner er dermed snarere et regionalt enn et lokalt problem. Ved en vei eller flyplass er gjerne osoninnholdet lavt, men de store HC- og NO_x -utslippene i forbindelse med trafikkårer vil etter en tids transport gi opphav til osondannelse andre steder hvis vær og innstrålingsforholdene ligger til rette for det.

Resultater fra et simuleringsforsøk som beskrevet under pkt.2: Et fiksert luftvolum med grunnflate av Oslo bys størrelse, en blandingshøyde på noen hundre meter, en gjennomstrømning av ren, uforurenset luft på noen ms^{-1} , med heterogene tapsmekanismer

og absorpsjon på bakken med effektivitet i samsvar med observasjoner, gir et oksydantbilde som vist på fig.2. Oson når opp i ca.100 ppb ved 15-tiden. Det nattlige minimum er kjemisk forårsaket (NO_x bryter oson ned katalytisk om natten). Fig.3 viser målinger av oson tatt under høytrykksperioder med rolig solskinnsvær i London og Stockholm. Direkte sammenligninger med det beregnede forløp lar seg ikke gjennomføre, men den observerte utviklingen viser mange likhetstrekk med den beregnede. Fig.4 viser konsentrasjoner av radikaler i bymodell-beregningen vist i fig.2. En pålitelig forutsigelse av utviklingen av sekundære forurensningsprodukter som oson, aldehyder, PAN og sulfat er på en avgjørende måte avhengig av at de beregnede konsentrasjoner av OH, HO_2 og andre peroksy-radikaler er nær de som observeres. Konsentrasjonene er imidlertid så lave at det er vanskelig å gjennomføre pålitelige observasjoner. Målinger i forurenset luft utført av professor Ehhalt's gruppe i Jülich i Vest Tyskland viser god overensstemmelse med konsentrasjonene som beregnes. (Perner et al., 1976, Ehhalt, 1977).

Hovedpunkter:

1. For å få oksydantdannelse i en HC- NO_x -luft blanding må HC/ NO_x -forholdet i utslippene være omkring 1 eller større.
2. Oksydantdannelse skjer på en tidsskala på noen timer. Dette gjør osonproblemet til et regionalt problem i det luftmassene transporteres langt før oksydantdannelsen kulminerer.
3. Samme mekanismer danner oksydanter og konverterer SO_2 til sulfat i smogsituasjoner.
4. Begrepsmessig enkle modeller kan gi resultater som i prinsipielle trekk stemmer godt overens med observasjoner. Brukt med kritisk sans kan slike modeller også forutsi luftkvaliteten i mer spesifiserte områder, samtidig som utvidelser kan foretas slik at et mer variert transportmønster både horisontalt og vertikalt kan inkluderes.

Referanser:

- Ball D.J. (1976) Photochemical ozone in the atmosphere of greater London. Nature 263, 580-582.
- Derwent R.G. og Stewart H.N.M. (1973) Elevated ozone levels in the air of Central London. Nature 241, 342-343.
- Ehhalt D.H. (1977) Measurements of free radicals in the atmosphere. NATO Advanced Study Institute: Spectroscopy and kinetics of atmospheric constituents. Arabba, March 13-26.
- Hesstvedt E., Hov \emptyset . og Isaksen I.S.A. (1977) On the chemistry of mixtures of hydrocarbons and nitrogen oxides in air. Geophysica Norvegica 31, No.6.
- Hov \emptyset ., Isaksen I.S.A. og Hesstvedt E. (1977) Diurnal variations of ozone and other pollutants in an urban area. Institutt for geofysikk report no.24, Universitetet i Oslo.
- Isaksen I.S.A., Hesstvedt E. og Hov \emptyset . (1977) A chemical model for urban plumes: Test for ozone and particulate sulfur formation in St.Louis urban plume. Prepared for presentation at the international symposium on Sulfur in the Atmosphere, Sept.7-14, Dubrovnik, Jugoslavia.
- Perner D., Ehhalt D.H., Pätz H.W., Platt U., Roth E.P. og Volz A. (1976) OH-radicals in the lower troposphere. Geophys. Res. Letters 3, 466-468.
- White W.H., Anderson J.A., Blumenthal D.L., Husar R.B., Gillani N.V., Husar J.D. og Wilson W.E. Jr. (1976) Formation and transport of secondary air pollutants: Ozone and aerosols in the St. Louis urban plume. Science 194, 187-189.

Figurtekster:

- Fig.1. Blandingsforhold (volum) for oson som en funksjon av tiden i byplume fra St.Louis. Utslipp av HC og NO_x (betegnet Ψ_{poll}) slippes ut i plumen mellom kl.06 og 09..

Kurven betegnet $\Psi_{\text{poll}}=0$ viser osonforløpet utenfor byplumen (Isaksen et al., 1977). Observerte osonverdier er hentet fra White et al., 1976.

Fig.2. Beregnet forløp av O_3 , NO_2 , NO , HNO_3 , HNO_2 og PAN for et stasjonært luftvolum sammenlignbart med Oslogryta under rolige værforhold med solskinn og en blandingshøyde på noen hundre meter. (Hov et al., 1977).

Fig.3. Osonmålinger i byluft. L1 refererer seg til Central London, 25/6 - 27/6 - 1975 (Ball, 1976), L2 Central London, 12/7 - 14/7 - 1973 (Derwent og Stewart, 1973), S1 Stockholm 17/5 - 21/5 - 1976 (Claes Trägårdh, MISU, personlig meddelelse).

Fig.4. Døgnlige variasjoner av OH , HO_2 , $CH_3\dot{O}_2$, NO_3 og $\Sigma R\dot{O}_2$ (summen av alle organiske peroksy radikaler) i samme modellforsøk som vist i fig.2. (Hov et al., 1977).

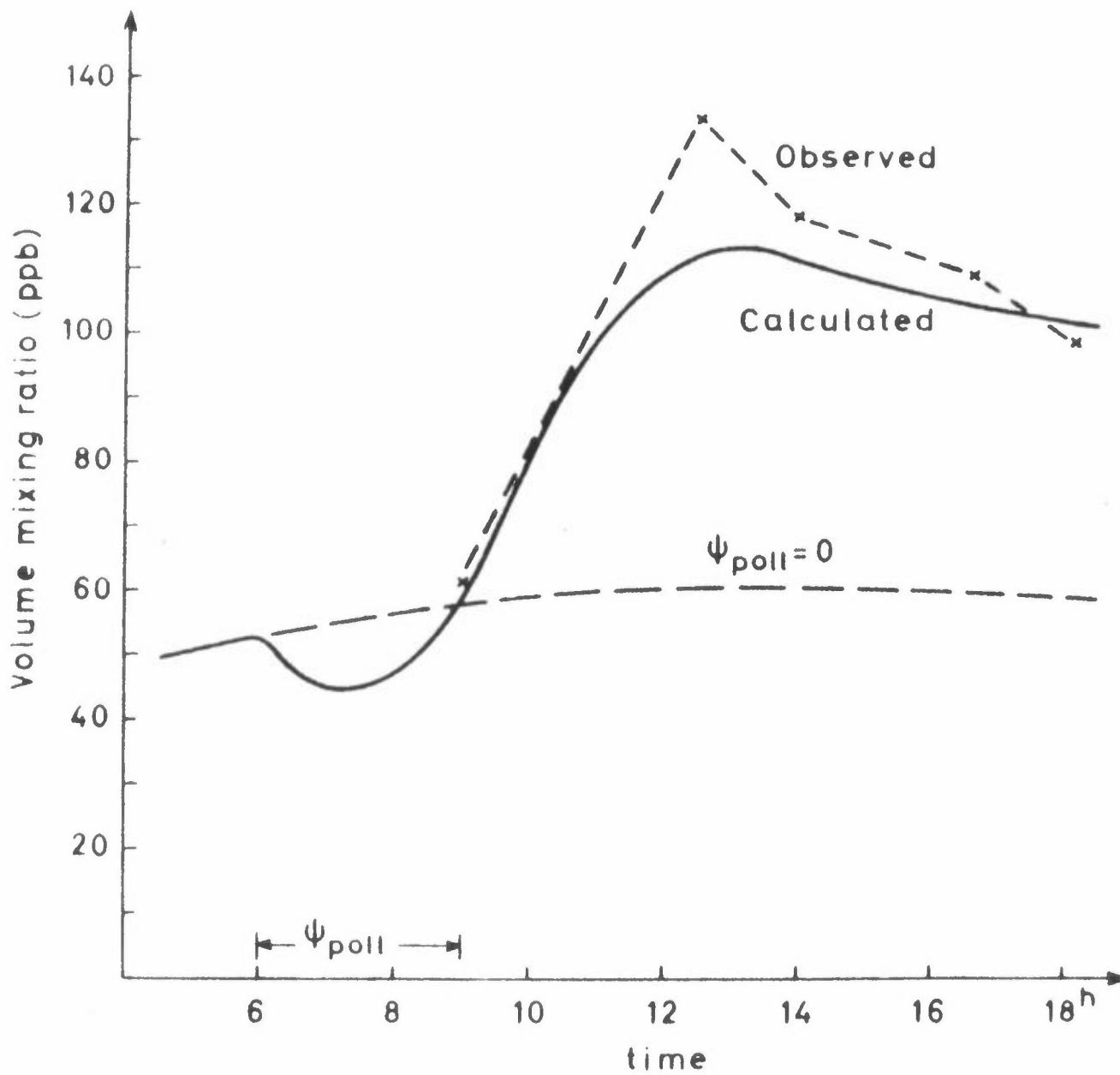


FIG.1

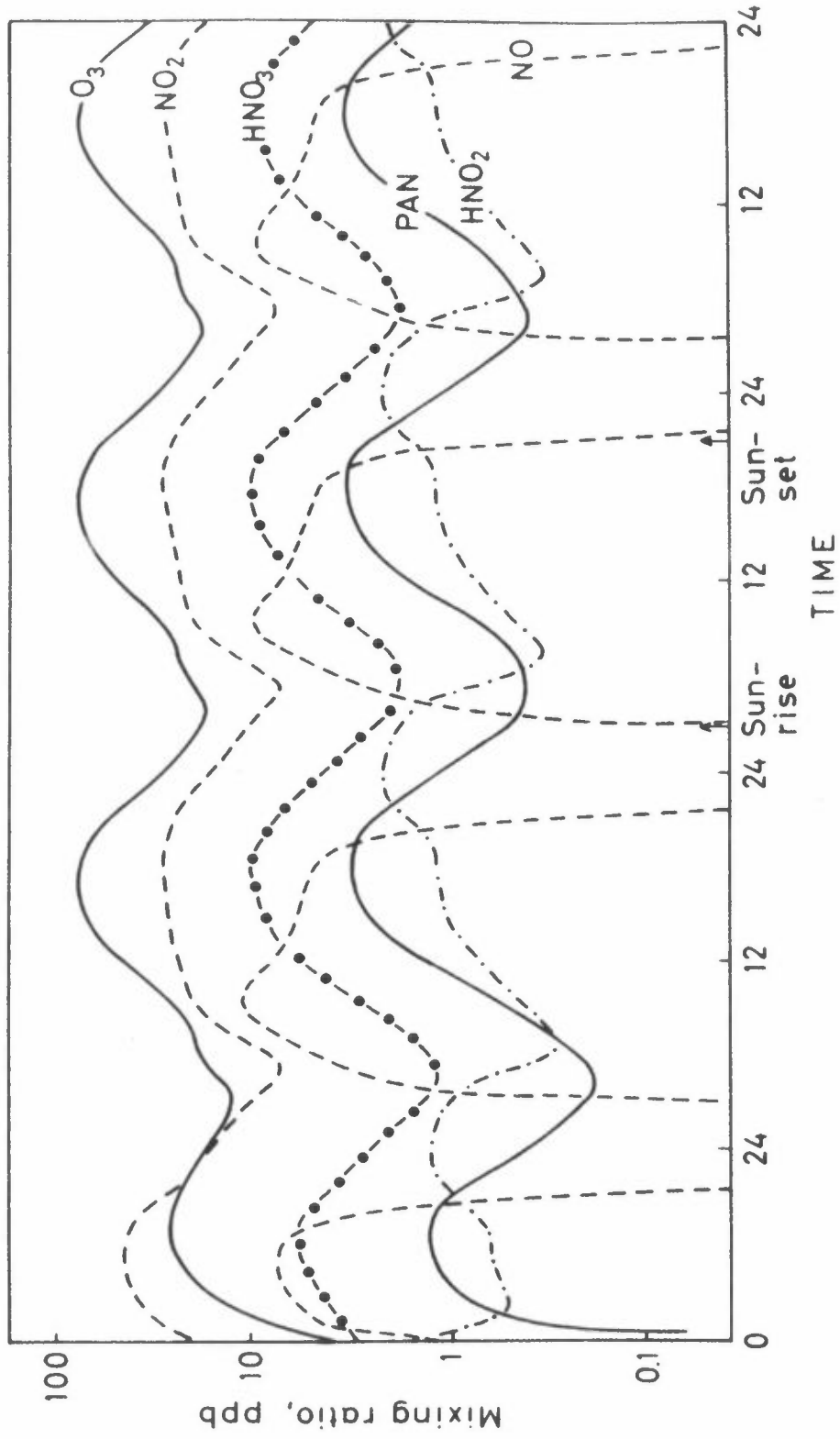
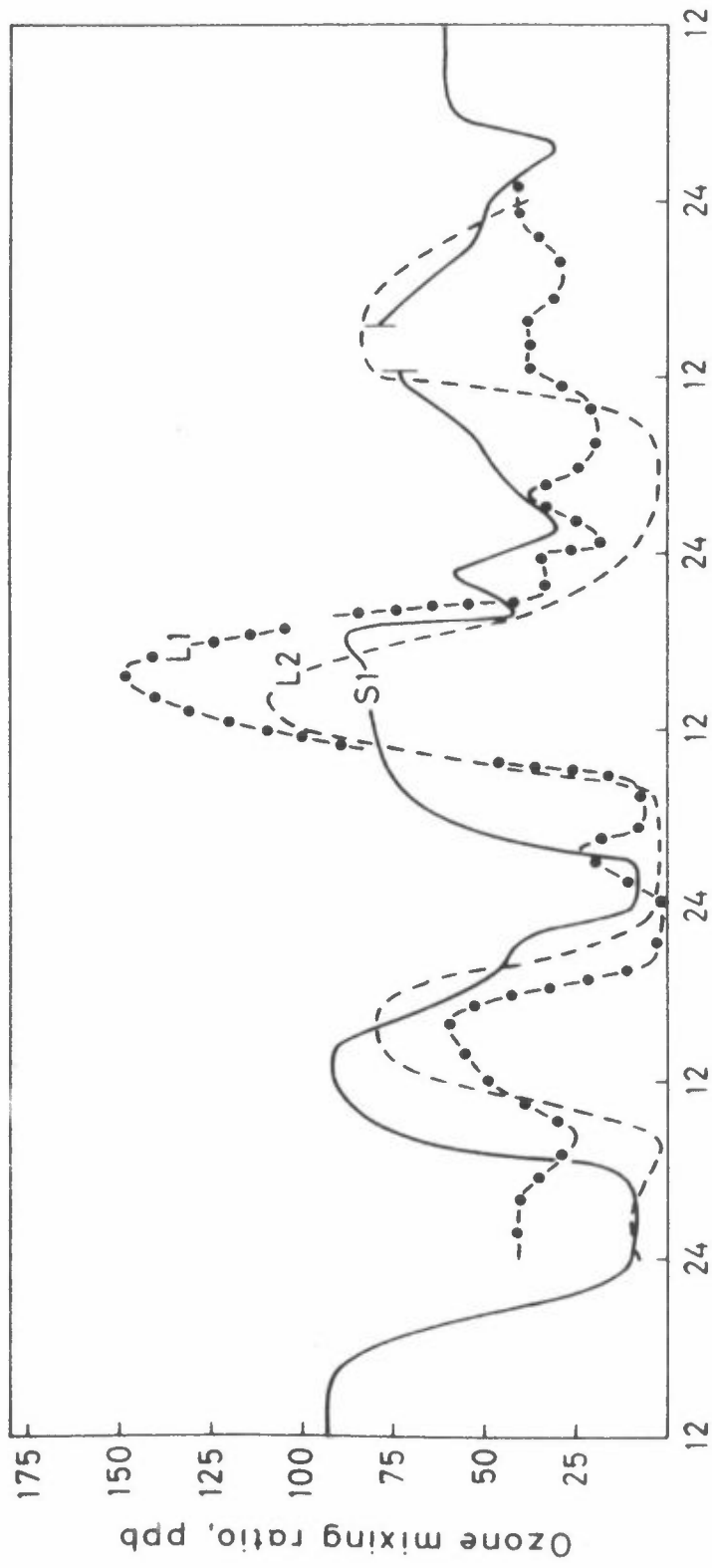


FIG. 2



TIME

FIG. 3

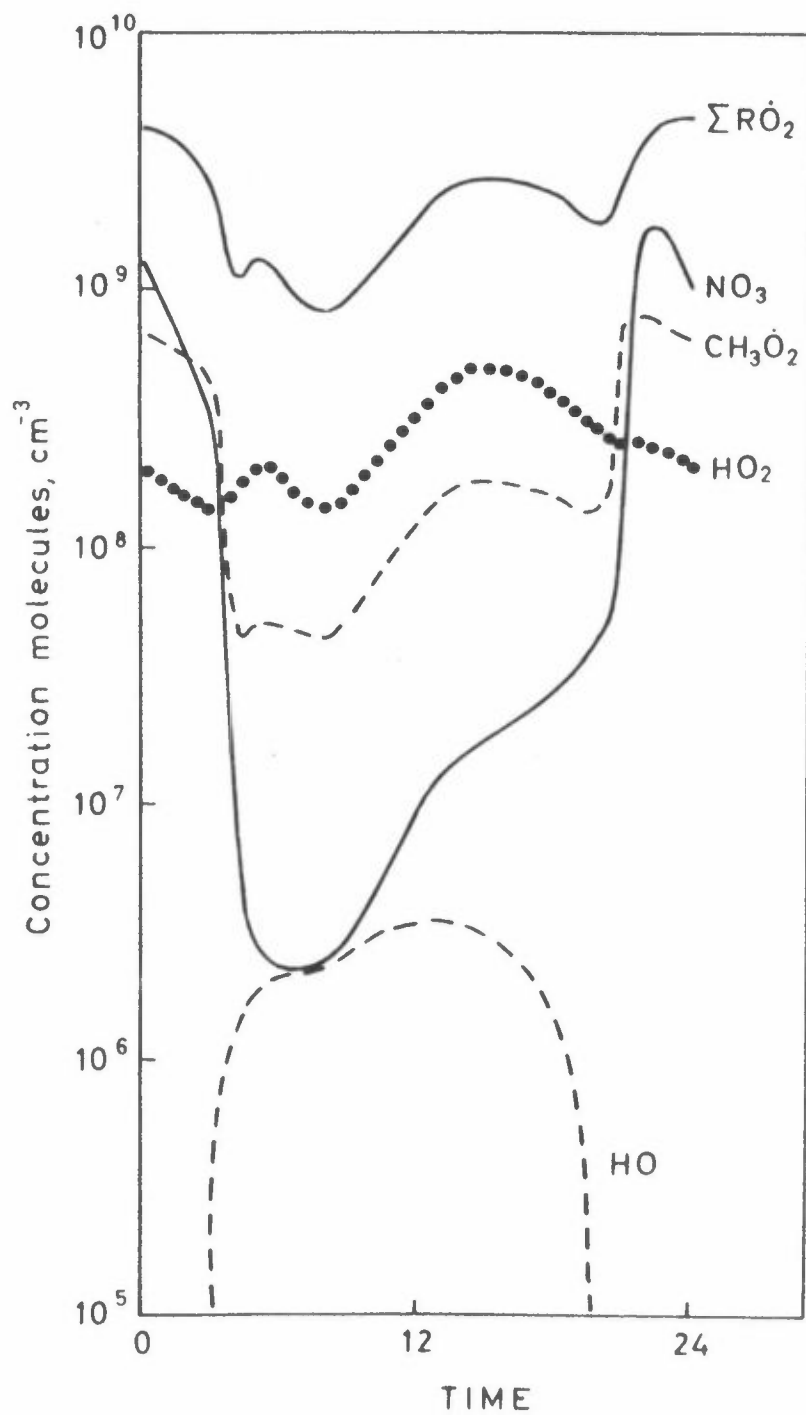


FIG.4

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM

BLYFORURENSNING AV VEGETASJON
NÆR TRAFIKERTE VEIER

Arne Semb

Det er utført to undersøkelser av blyinnholdet i nyttevekster langs trafikerte veier i Norge. Den første ble gjennomført av Selmer-Olsen og Myhre (1) som samlet inn og analyserte prøver langs Europavei 6 i Ås og Vestby. En noe mer omfattende undersøkelse ble foretatt av Havre og Underdal i 1972 og 1973 (2). Fra april 1974 er det maksimale tillatte blyinnhold i bensin 0.4 g/l, mot tidligere 0.7 g/l. Salget av bensin er imidlertid økende, etter en stagnasjonsperiode i 1974 og 1975 som følge av oljekrisen.

Det er i hovedsak god overensstemmelse mellom resultatene i de to undersøkelsene. Prøver av vegetasjon ble tatt i forskjellig avstand fra veibanen, og analysert ved hjelp av atomabsorpsjon etter forutgående forasking.

Forhøyet blyinnhold kunne påvises inntil 30 m fra veikanten, men påvirkningen avtar sterkt med avstand fra veien. Innholdet uttrykt i mg Pb/kg tørrstoff var størst for gras og for grønnsaker med stor eksponert overflate, som salat og kruspersille. Innholdet i rotvekster som potet og kålrot, og i hagebær og frukt, var meget lite.

Forfatterne råder til en viss forsiktighet ved dyrking av bladrike grønnsaker til privat bruk. Siden analysetallene er oppgitt i mg/kg tørrvekt kan en ikke umiddelbart beregne blyinntak ved konsum fra de angitte verdier. Dersom en går ut fra et tørrstoffinnhold på 10-20% og sammenligner med

tilsvarende diet-undersøkelser i andre land (3), vil selv de høyeste analysetallene ikke gi nevneverdig blyinntak sammenlignet med WHO/FAO's norm på maks 3 mg Pb/uke.

Selv med stort konsum av salat og andre bladrike grønnsaker er det etter slike beregninger lite sannsynlig at WHO-normen vil bli overskredet.

I gras ble det av Selmer-Olsen og Myhre funnet en maksimal konsentrasjon på 114 mg Pb/kg ved Korsgården i Ås. De høyeste verdier funnet av Havre og Underdal var omkring 30 mg/kg. Mer enn 10 m fra veikanten ble det funnet betydelig lavere verdier. Til sammenligning kan nevnes at i Wales, der det ble registrert blyforgiftning av hester, ble det funnet blykonsentrasjoner i beitegras opptil 1300 mg/kg tørrvekt. Storfe viste ikke tegn til forgiftning (4).

Little og Wiffen (5) har undersøkt partikkelstørrelsessammensetning og avsetningshastigheter for bly i motoravgass, og viste at avsetningshastigheten på bladverk var sterkt avhengig av overflaten, og varierte med en faktor inntil 1:5. Avsetningshastighet for grasdekt mark for partikler med masse-median diam under 0.1 μm ble funnet å være opptil 0.02 m/s. Aldring av partiklene førte til økning av partikkelstørrelsen og redusert avsetningshastighet. Mellom 60 og 80% av blyinnholdet i bensin kommer ut av ekshaustrøret som små partikler. Resten avsettes i motorens smøreolje og i ekshaustrøret, og endel kan emitteres som store partikler ($d > 1 \mu\text{m}$) ved rusing av motor o.l.

Little og Wiffen fant at mindre enn 10% av de små partiklene ble avsatt innenfor en avstand av 30 m fra en sterkt trafikert vei. Avsetningen på gras og underliggende jord 0-5 m fra veikanten ved en motorvei med en trafikk tetthet på 3320 bensindrevne kjøretøy pr. time var 11 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{døgn}$, synkende til ca. 4 mg/m^2 som gjennomsnitt for området 5-30 m fra veien.

REFERANSER

- (1) Selmer-Olsen, A.R., (1970) Myhre, A. En undersøkelse av blyinnholdet i plantemateriale langs Mosseveien. Meld. Norges Landbruks-
høgskole 49, Nr. 26, 1-7.
- (2) Havre, G.N., (1976) Underdal, B. Lead Contamination of Vegetation Grown Close to Roads. Acta Agr. Scand. 26 18-24.
- (3) Tolan, A., (1972) Elton, G.A.H. Lead Intake from Food. Environmental Health Aspects of Lead. International Symposium, pp. 77-84. Commission of the European Communities. Centre for Information and Documentation, Luxembourg.
- (4) Welsh Office (1975) Report of a Collaborative Study on Certain Elements in Air, Soil, Plants, Animals and Humans in the Swansea/Neath/Port Talbot Area, Together with a Report on a M... Bag Study of Atmospheric Pollution Across South Wales.
- (5) Little, P., (1977) Wiffen, R.D. Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb-I. Deposition of exhaust Pb to plant and soil surfaces. Atm. Env. 11(5), 437-448.

FORURENSNING FRA VEITRAFIKK - VIRKEMIDLER OG
TILTAK FOR REDUKSJON AV SLIK FORURENSNING:

Avd. dir. J. Hatling
Statens forurensningstilsyn.

Miljøvernmyndighetenes syn på forurensning fra vegtrafikk fremgår av stortingsmelding 44 (1975-76)

Stortingsmeldingen slår fast at det vil være nødvendig å sette i verk tiltak for å redusere forurensningene fra vei-trafikk på bakgrunn av det en nå vet om forurensnivåer ved trafikkarer og ikke minst på bakgrunn av at antall biler vil øke i fremtiden.

Reduksjon av forurensningsulempene fra veitrafikken kan skje ved

1. hensiktsmessig arealdisponering, eventuelt gjennom planlegging f.eks. etter bygningsloven,
2. direkte regulering av antallet personbiler,
3. regulering av bruken av biler i særlig belastede områder,
4. omlegging og regulering av trafikken og tiltak for bedre flyt i trafikken,
5. tiltak for økt bruk av kollektive og lite forurensende transportmidler,
6. tiltak for å redusere utslipp fra hvert enkelt kjøretøy.

En direkte regulering av antallet personbiler er neppe aktuell politikk foreløpig.

Når det gjelder de øvrige virkemidler og valg av disse er det flere hensyn å ta, bl.a. trafikksikkerheten.

Med hesyn til punktene 1,3 og 4, hensiktsmessig arealdisponering, regulering av bruken av biler i særlig belastede områder og omlegging og regulering av trafikken for å gi bedre flyt er dette først og fremst kommunale oppgaver. Til nå har det kun i liten grad, hvis i det hele tatt, vært lagt vekt på forurensningsaspektet ved tiltak av denne art. Det er fortrinnsvis trafikksikkerheten og økonomien som har vært bestemmende for hvilke tiltak/arealdisponering en har valgt.

Tiltak for å oppnå økt bruk av kollektive og lite forurensende transportmidler vil være både en kommunal og en statlig oppgave.

Reduksjon av forurensning fra kjøretøyene

Når det gjelder tiltak for å redusere forurensningene (både støy og avgasser) fra hvert enkelt kjøretøy, er det en ren statlig oppgave. Vi har i kjøretøyforskriftene en generell bestemmelse om at kjøretøyet skal være innrettet og utstyrt slik at den ikke unødig utvikler skadelig eller sjenerende gass eller røyk og slik at den ikke utvikler unødig eller sjenerende støy. Dessuten er det spesifikke bestemmelser når det gjelder røykutvikling fra dieserbiler og CO-innhold i avgassene fra bensindrevne biler i bruk.

For nye bensindrevne biler som registreres etter 1.1.74, gjelder bestemmelsene for innholdet av CO og hydrokarboner i avgassen, i overensstemmelse med en vedtekt vedtatt av ECE. Det foreligger en revisjon av vedtekten som setter strengere krav til innholdet av disse to komponenter^{og NOx}. Innholdet av denne revisjonen er vedtatt av Norge, og det er utarbeidet bestemmelser i henhold til denne. Disse bestemmelser er planlagt å tre i kraft 1.1.-78. Det foreligger en ny revisjon av vedtekten hvor det også stillere strengere krav til alle 3 komponentene.

En del land har innført eller er i ferd med å innføre strengere regler enn ECE-reglene. Fra norsk side vil det i første omgang være aktuelt å arbeide for en skjerping av ECE-kravene slik at alle land blir bundet av strengere regler. Dersom man ikke oppnår tilfredsstillende resultater ved dette internasjonale samarbeid, kan det bli aktuelt å innføre strengere bestemmelser her i landet.

Kontrollen med at avgasskravene tilfredsstilles skjer gjennom typegodkjenning av nye kjøretøy med stikkprøver. Statens biltilsyn har begrenset kapasitet til løpende kontroll, og det kan være nødvendig å styrke denne kontrollen.

Reduksjon av avgasser fra eldre biler

Kravene til avgassene gjelder stort sett nye biler. Innholdet av karbonmonoksyd, hydrokarboner og nitrogenoksyder i avgassen vil normalt øke etter som kjøretøyet er i bruk hvis det ikke vedlikeholdes på tilfredsstillende måte, og da spesielt med henblikk på avgassproblematikken. Myndighetene vil vurdere om det kan være hensiktsmessig å få i stand avgasskontroller av eldre biler, i likhet med det man har når det gjelder trafiksikkerhetssiden. Mens man når det gjelder avgasskravene til nye biler, ikke kan differensiere ut fra forurensnings-situasjonen i de enkelte strøk av landet, kan man få til en slik differensiering når det gjelder avgasskontrollen av "eldre" biler. Man kan tenke seg at biler i grisgrendte strøk kontrolleres etter f.eks. 3 år, mens biler som benyttes i mer forurensede strøk, kontrolleres f.eks. hvert år inntil en viss alder. En slik kontroll av "eldre" biler vil kreve en ytterligere styrking av Statens biltilsyn, og det vil også betinge utbygging og bemanning av servicestasjoner som kan foreta nødvendig ettersyn og utbedring av biler som ikke tilfredsstiller kravene.

Når det gjelder bly er det med hjemmel i Sunnhetsloven fastsatt krav om at bly-innholdet i bensinen ikke skal overskride 0,4 g/l. En vil vurdere om det kan være aktuelt å redusere bly-tilsetningen ytterligere, i likhet med det som er gjort i Vest-Tyskland og som blir vurdert i Sverige. Eventuelle fremtidige krav på dette felt regner en med vil bli gitt med hjemmel i Produktkontroll-loven.

Støy

I kjøretøybestemmelsene er det gitt regler for høyest tillatte støynivå for biler og motorsykler som er registrert etter 1. januar 1972 samt for kjøretøy som registrert før dette tidspunkt og hvor det er foretatt endringer på bilens motor, eksosanlegg, m.v. For personbiler skal støynivået ikke overstige 84 dB(A). For buss og lastebiler med totalvekt under 3,5 tonn er kravet 85 dB(A). Når totalvekten er over 3,5 tonn er kravet 89 dB(A). Når motoren yter over 200 hk, er kravet 92 dB(A). Det er også fastsatt regler for målemetoden. Disse krav er i samsvar med en vedtekt utarbeidet av ECE.

Kravene må betegnes som svært moderate. Støy er kanskje den forurensning som belaster flest mennesker, og myndighetene vil arbeide for å oppnå en betydelig reduksjon av støy fra motorer i kjøretøyer. En vil i første omgang arbeide for en tilfredsstillende skjerping av ECE-kravene. Dersom dette arbeidet ikke fører frem, kan det bli aktuelt at det i Norden fastsettes strengere støykrav. Dette har allerede vært drøftet i flere nordiske samarbeidsorganisasjoner.

I tillegg må det ved planlegging av nye veier legges vekt på å få vurdert eventuelle støyproblemer, aktuelle støyreduserende tiltak som vuller, støyskjermer, o.l.

Det er Miljøverndepartementet som har det overordnede ansvar for arbeidet med å begrense forurensninger fra ulike kilder. Når det gjelder forurensninger fra veitrafikken, vil Miljøverndepartementet trekke opp målsettinger, ta initiativ til tiltak og stå for nødvendig samordning. Det må være et nært samarbeid mellom Miljøverndepartementet og andre myndigheter, spesielt Samferdselsdepartementet/Veidirektoratet for at disse problemer skal kunne løses.

Arbeidet med å løse forurensningsproblemene i tilknytning til vegtrafikk har hittil vært for lavt prioritert i forhold til problemets omfang. Som et ledd i styrkingen av dette arbeidet vil det nå bli nedsatt et fast interdepartementalt utvalg for arbeidet med å bekjempe forurensninger fra veitrafikk. I dette utvalget vil en gjennomgå alle aktuelle tiltak for å begrense forurensningsproblemene. I SFT vil en etter hvert forsøke å bygge opp en viss ekspertise på dette felt slik at en i større grad enn hittil kan bidra med konstruktive løsninger.