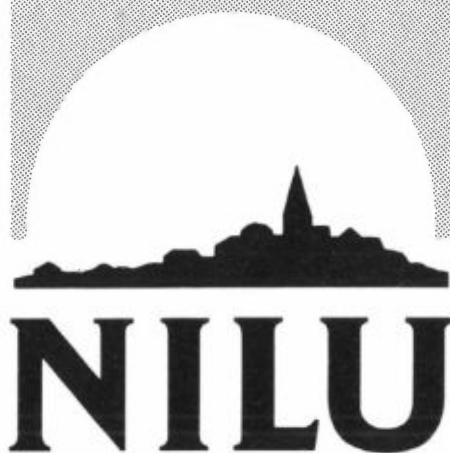


NILU TR : 9/91
REFERANSE : O-1540
DATO : AUGUST 1991
ISBN : 82-425-0277-3

Luftforurensning fra veitrafikk

EN SERIE FOREDRAG FRA NILU

S. Larssen, J. Clench-Aas, B. Sivertsen,
C. Torp og D. Tønnesen



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Norwegian Institute For Air Research
POSTBOKS 64 — N-2001 LILLESTRØM — NORWAY

FORORD

Denne rapporten er en sammenstilling av 7 foredrag utarbeidet av NILU i 1990 og 1991 om luftforurensninger fra veitrafikk.

Det første foredraget ble presentert på IFE/NILUs seminar: Energi- og miljømessige perspektiver for Norge, 11. oktober 1990.

De seks øvrige ble presentert på Vegdirektoratets kurs for Vegkontorene: Veiplanlegging og luftforurensning, 4.-6. juni 1991.

Disse seks foredragene er utarbeidet på bestilling fra Vegdirektoratets Miljø og trafikksikkerhetsavdeling, som også dekket kostnadene til utarbeidelsen.

INNHOOLD

FORORD

Energibruk og miljøkonsekvenser i samferdselssektoren.

Steinar Larssen (F 20/90)

Luftforurensninger knyttet til veitrafikk.

Bjarne Sivertsen (F 18/91)

Helseeffekter fra biltrafikkforurensning i Norge.

Jocelyne Clench-Aas (F 17/91)

Spredningsmodeller for luftforurensning fra veitrafikk.

Steinar Larssen (F 13/91)

VLUFT. En beregningsmodell for luftforurensningsanalyse av veinett til bruk i transportplan- og NVVP-arbeidet.

Steinar Larssen og Charlotte Torp (F 14/91)

Spredning av luftutslipp fra veitunneler.

Steinar Larssen og Dag Tønnesen (F 16/91)

Luftforurensning fra veitrafikk. Trafikktiltak, veiparametre og tiltak på omgivelsene.

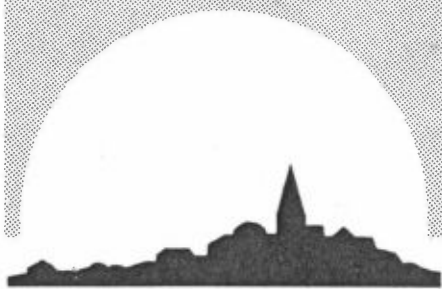
Steinar Larssen (F 15/91)

NILU F: 20/90

NILU F : 20/90
REFERANSE : Q-303
DATO : OKTOBER 1990

ENERGIBRUK OG MILJØKONSEKVENSER I SAMFERDSEKTOREN

S. Larssen



NILU

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Norwegian Institute For Air Research
POSTBOKS 64 — N-2001 LILLESTRØM — NORWAY

INNHOOLD

	Side
1	INNLEDNING 2
2	LUFTMILJØPROBLEMER KNYTTET TIL SAMFERDSELEN I DAG .. 4
	2.1 Lokale problemer knyttet til veier, byer og flyplasser 4
	2.2 Samferdselens bidrag til regionale og globale luftforurensningsproblemer 9
3	VIRKNINGEN AV 90-ÅRENES TILTAK MOT BILAVGASS-FORU- RENSNING 12
	3.1 Skjerpede avgasskrav og miljøavgifter 13
	3.2 Satsing på kollektivtrafikk 17
	3.3 Miljøsatsing i transportplanarbeidet 20
	3.4 Eksempel: Transportplan 2005, Drammen 20
	3.5 Piggdekk/veislitasje 22
	3.6 Oppfyllelse av kortsiktige miljømål (1990-2000) 22
	3.7 Spesifikke utslipp fra person- og gods- transport pr transportmodus 23
4	NØDVENDIG UTVIKLING PÅ LANG SIKT 25
5	KONKLLUSJON 30

ENRGIBRUK OG MILJØKONSEKVENSER I SAMFERDSEKTOREN

S. Larssen

Norsk institutt for luftforskning
Postboks 64, N-2001 LILLESTRØM, Norge

1 INNLEDNING

Samferdsel er flytting av mennesker og varer. Samfunnet vårt fungerer på betingelse av at samferdselen fyller behovet for slik flytting, transport. På mange måter er det de muligheter samferdselsformene gir til å løse transportbehov, som er med og styrer samfunnsutviklingen i stort. Da bør en også via samferdselspolitikken kunne bidra til å styre utviklingen og derved transportbehovet.

Energibruken i samferdselssektoren er stor. Samferdselen i Norge står for 25 prosent av energibruken i landet. Globalt er tallet lavere. Med fornybare energikilder som ikke forårsaker miljøproblemer, kunne samferdselen helt styres av behovet, dersom krav til trafiksikkerhet og arealbehov også kunne tas vare på. I dag bidrar som vi vet samferdselen i stor grad til de miljøproblemer vi har lokalt, regionalt og globalt. Nå bør samferdselspolitikken, spesielt på lengre sikt, styres med løsning av miljøproblemene som grunnlag. Miljøproblemene er dimensjonerende fordi det nå er klart at de representerer grensene for utviklingen av samfunnet.

Turproduksjonen er et sentral begrep blant samferdselsforskere. Den bestemmes av transportbehovet. Med økende internasjonalisering vil transportbehovet kunne øke radikalt. Tenk bare på hva åpningen av Øst-Europa vil kunne bety for behovet for person- og varetransport i Europa framover.

Råvarelagre betraktes som død kapital. Krav til kostnadsreduksjon i produksjon og handel betinger mindre og oftere vareleveranser - "just enough, just in time". Krav til leveransehastighet er stor. Dette befordrer økt overgang fra skinne- til vei-transport. Energibruken øker. Også i Norge er det et grunnlag for den nåværende veiplan (1990-1993) at varetransporten på vei vil øke med 50% fra 1987 til 2000, mens frakt med jernbanen bare vil øke med ca 20%.

Økte krav til effektiv vareproduksjon vil betinge større produksjonsenheter. Det vil føre til lengre transportavstander, og en økning i energibruken som er større enn økningen i turproduksjonen. En ukritisk utvikling langs disse linjene vil kunne føre til en kraftig utvikling i energibruken til samferdsel, forutsatt at den økonomiske utviklingen av samfunnet fortsetter.

Miljøproblemene krever at forbruk av fossilt drivstoff etter hvert reduseres betydelig. Framtidens transportbehov kan bare løses dersom en eller flere av betingelsene nedenfor oppfylles i stor grad:

- Transportbehovet avtar.
- Transportarbeidet utføres mer energi-effektivt.
- Fornybare energikilder med liten miljøbelastning brukes.

I det følgende bli disse temaene behandlet:

- Luftmiljø-problemer knyttet til samferdselen i dag.
- Virkningen av teknisk mulige tiltak i dag.
- Nødvendig utvikling på lang sikt.

2 LUFTMILJØPROBLEMER KNYTTET TIL SAMFERDSELEN I DAG

2.1 LOKALE PROBLEMER KNYTTET TIL VEIER, BYER OG FLYPLASSER

Lokale luftforurensningsproblemer skyldes i hovedsak eksosgassens innhold av karbonmonoksid (CO), nitrogenoksider (NO, NO₂), flyktige hydrokarboner (HC eller VOC - "volatile organic compounds") og partikler med innhold av organiske stoffer, bly og andre forbindelser. Biltrafikkens bidrag til tettstedsforurensning er betydelig. Flyenes utslipp kan skape problemer på og omkring flyplassene. En kortfattet oversikt over slike problemer er listet i tabell 1.

Lokale forurensningsproblemer knyttet til båttrafikk er små, men i havneområder kan utslippet fra båter gi merkbare bidrag til konsentrasjoner av NO₂ og partikler/sot. Som eksempel er det beregnet at NO_x-bidraget fra båttrafikken på Porsgrunn havn kan utgjøre 30-40% av samlet NO_x-konsentrasjon i nærmiljøet.

Tog gir knapt noen lokale forurensningsproblemer i dag. Diesellukt kan vel merkes på stasjoner med mye diesellokomotiv. I Øst-Europa er ennå kullfyrte lokomotiver i drift i noen grad.

Biltrafikk

Lokal forurensningsgrad ved gater/veier og i byer generelt er kartlagt i flere byer i Norge. På grunnlag av dette vet vi at grenseverdier for CO, NO₂, sot og svevestøv til tider overskrides langs gater med årsdøgntrafikk over 5-7000 biler, og at konsentrasjonen av NO₂, sot, svevestøv og SO₂ i sentrumslufta generelt i mange byer i Norge til tider er høyere enn grenseverdiene. Vi har estimert at 30-50% av befolkningen i byer som Sarpsborg/Fredrikstad, Bergen og Drammen til tider utsettes for luftforurensning over grenseverdier ved sine bosteder (tabell 2). Det betyr økt risiko for negativ helsepåvirkning for befolkningen.

Tabell 1: Samferdsel og lokale luftforurensningsproblemer

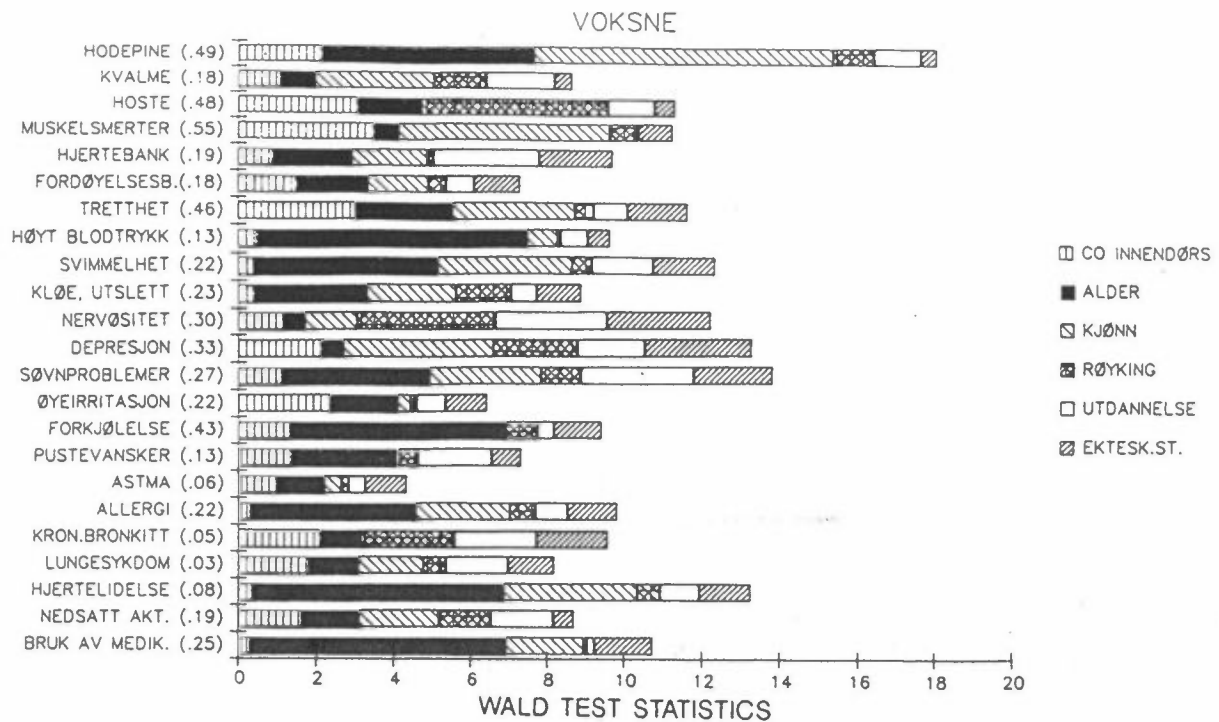
Framkomst- middel	Problem- skala	Stoffer	Effekt
Bil	Gate	CO, NO ₂ Veistøv, lukt	Helse Ulempe
	By	NO ₂ , sot PAH, andre org. stoffer mutagenitet Veistøv	Helse Helse Ulempe
Fly	Baneområde/ terminal	Lukt, VOC, Eten, NO ₂	Helse (arbeidsmiljø)
	Nærområde	Nedfall (sot/drivstoff) Lukt NO ₂	Ulempe, vekst- skader Ulempe Helse
Båt	Havn/kai	NO ₂	Helse

Forurensningen er størst langs veinettet. Eksempelvis viser en analyse nylig utført for veinettet i Drammen at grenseverdiene for CO og NO₂ overskrides langs større deler av hovedveinettet i Drammen.

En omfattende undersøkelse av miljøforhold og helse, utført i Vålerenga/Gamlebyen innen Forskningsprogrammet Trafikk og miljø, har gitt resultater som tyder på at dagens forurensningsnivå i området faktisk påvirker helsetilstanden. Figur 1 viser statistisk signifikant korrelasjon mellom beregnet CO-nivå innendørs i bolig (brukt som indikator på forurensningsbelastning fra trafikk) og subjektivt opplevde helseplager som hoste, hodepine, muskelsmerter, tretthet, depresjoner og kronisk bronkitt. Dette antyder at luftveiene påvirkes, og at trafikkenes samlede miljøbelastning (forurensning, støy) gir et økt stressnivå. Undersøkelsen har også vist at når luftforurensningen er lik grenseverdien, opplever omtrent 25% av beboerne sterk ulempe fra "eksos og støy" fra trafikken.

Tabell 2: Antall mennesker som til tider opplever luftkvalitet ved sitt bosted dårligere enn grenseverdier, i Sarpsborg/Fredrikstad, Bergen, Mo i Rana og Drammen.

	Sarpsborg/ Fredrikstad	Bergen	Mo i Rana	Drammen
	Vinteren 1981/82	Vinteren 1983/84	Vinteren 1983/84	Vinteren 1984/85
SO ₂	52 000	13 000	0	7 000
Sot	18 000	39 000	2 000	23 000
SO ₂ og sot samtidig	17 000	13 000	0	7 000
NO ₂	1 000	46 000	0	18 000
CO	1 000	15 000	-	25 000
Støvfall			10 000	-
Befolkning i undersøkt område	100 000	140 000	25 000	65 000



Figur 1: Effekten av innendørs luftforurensningsnivå, alder, kjønn, røyking, etc. på forekomst av ulike helsesymp-tomer hos voksne, de siste 6 måneder før undersøkelsen. Vålerenga, Oslo 1987. Sammenhengen er signifikant når "Wald test score" er > 2,0.

I alle byer i Norge uten større utslipp fra industri er det biltrafikken som dominerer som kilde til CO, NO_x og NO₂. For eksempel i Oslo gir bilene 87% og 81% av henholdsvis CO- og NO_x-utslippet (tabell 3). Bensinbiler dominerer CO-utslippet helt, mens diesel lastebiler står for ca 1/3 av NO_x-utslippet fra biltrafikken. Når det gjelder svevestøv og sot er diesel lastebiler den betydeligste kilden, spesielt ved veier, men vedfyring og veistøv i tørre perioder, gir også vesentlige bidrag (tabell 3).

Tabell 3: Utslippsbidrag fra biltrafikken til CO, NO_x, partikler i noen norske byer.

	NO _x	CO	Partikler
Oslo	81	87	29
Bergen	91		39
Drammen	85		
Skien/Porsgrunn	35	38	8

Veistøvplagen, som skyldes piggdekkenes slitasje av veidekket, gir i tørre perioder så høye konsentrasjoner av inhalerbart støv at en kommer opp i nivåer der direkte effekter er målt. Derved kan eksponering til veistøv representere en økt helse-risiko. For øvrig er veistøvet til stor sjenanse og ulempe, og fører til et ekstremt skittent veimiljø i vinterhalvåret, ikke bare i byene. En lastebil foran seg er nok til å ødelegge den estetiske opplevelsen det burde være å kjøre gjennom et rent vinterlandskap. Man skal holde svært god avstand for ikke å bli påvirket av støvskyen. Renhold må utføres hyppig for å redusere ulempen.

Veitrafikken er også en dioksinkilde som står for en del av den dioksineksponering vi utsettes for. Målinger foretatt i Våler-

enga-tunnelen nylig antyder for første gang at dieserbiler gir et betydelig dioksinutslipp. Disse foreløpige resultater må bekreftes med målinger direkte i utslippet.

Flytrafikk

Mange av oss kjenner lukten av flydrivstoff (VOC) lokalt ved bane- og terminalområder på flyplasser. VOC-blandingen inneholder bl.a. eten, benzen og formaldehyd. Ved de konsentrasjoner som er målt ved flyplasser, anses ikke VOC-blandingen å utgjøre en vesentlig helserisiko, men det er påvist at den kan gi vesentlig ubehag hos ansatte på flyplassen som utsettes for dette jevnlig. NO₂ kan utgjøre et problem ved at grenseverdier kan overskrides på bane- og terminalområdet, og ut til en viss avstand fra dette. Når det gjelder NO₂, er bidraget fra biltrafikken på flyplassområdet også vesentlig.

De lokale nivåer av VOC og NO₂ ved flyplasser er kanskje i hovedsak et arbeidsmiljøproblem, fordi de fleste reisende utsettes sjelden for dette. Internasjonale utslippskrav har hovedsakelig lagt vekt på reduksjon av VOC- og sotutslipp under LTO ("landing-take-off")-syklus. Moderne fly har et vesentlig redusert VOC-utslipp, slik at luktproblemet i dag er mindre enn tidligere.

Nedfall av sot og uforbrent drivstoff har lenge vært et kjent lokalt forurensningsproblem ved flyplasser. Deposisjon av tungtflyktige hydrokarboner på flater og næringsmidler representerer neppe et helseproblem, men ulempen er uomtvistelig. Skader på vekster kan forekomme. Etter 1982 gjelder en norm som tilsier at utslipp av flytende drivstoff fra fly ikke skal skje.

2.2 SAMFERDSELENS BIDRAG TIL REGIONALE OG GLOBALE LUFTFORURENSNINGSPROBLEMER

Forsuring av vann og jordsmonn

Samferdselens forurensningsutslipp bidrar til de velkjente forurensningsproblemer som oppstår på regional skala: forsuring av vann og jordsmonn og økt konsentrasjon av ozon i troposfæren. Med regional skala menes skalaområdet anslagsvis 300-3000 km (eksempelvis Sør-Norge, Nord-Europa). Også når det gjelder overgjødning av vann og nære havområder bidrar NO_x -utslippene fra samferdselen.

Forsuringen av vann og jordsmonn skyldes deposisjon av svovel- og nitrogenforbindelser. Svovelforbindelsene (svoveldioksid og sulfater) gir fremdeles det største bidraget til forsuring, i Norge som ellers i Europa. Etter hvert som svovelutslippene i Europa reduseres ytterligere, vil betydningen av nitrogendeposisjonen kunne øke. På Sørlandet bidrar i dag nitrogendeposisjonen til at nitratkonsentrasjonene i sjøer i Vest-Agder og Rogaland er ca 30% av sulfat. For øvrig i landet er nitrogenbidraget mindre. Fortsatt stor nitrogendeposisjon kan på sikt gi økt avrenning av nitrogen til elver og sjøer. Nitrogenets forsuringspotensiale er større enn dagens bidrag fra svovel.

Samferdselens bidrag til forsuringen skjer via NO_x -utslippet. Figur 2 viser de ulike samferdselsformenes bidrag til utslippet av NO_x i Norge og i Europa. I Norge står samferdselen for nesten 80% av NO_x -utslippene. Biltrafikken utgjør 37%, fordelt på 22% for bensin og 15% for diesel. Utslipp fra båter (ekskl. fiske) utgjør knapt 30%. For Europa utgjør biltrafikken ca 38%, omtrent som i Norge. Samferdselen samlet utgjør i Europa omtrent 44% (ekskl. fly). Tiltak for reduksjon av NO_x -utslippet fra samferdselen i Europa og også i Norge har stor betydning for å redusere nitrogendeposisjonen.

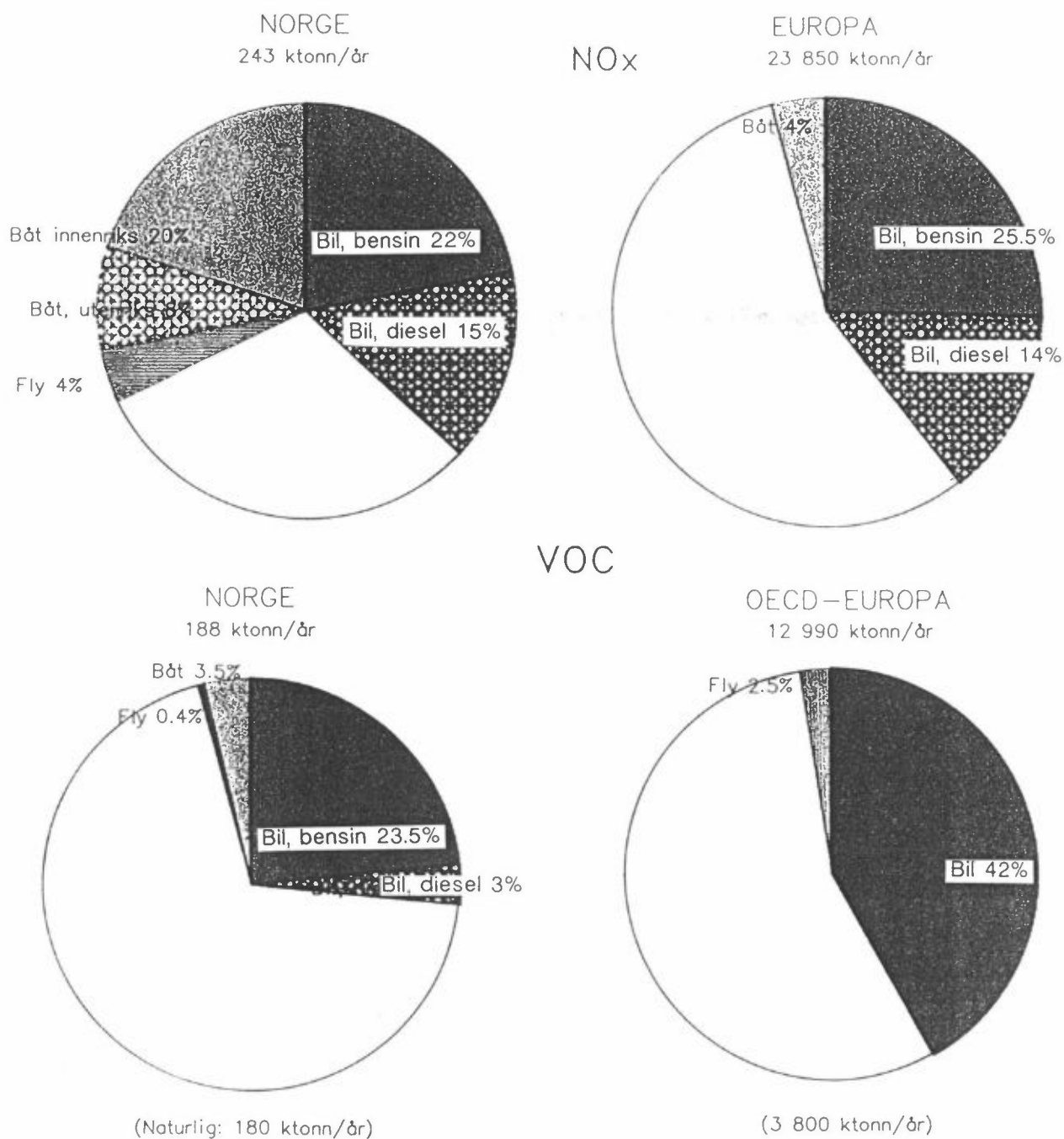
Troposfærisk ozon

Midlere konsentrasjon av troposfærisk ozon (nær bakke) er omtrent doblet i Europa i løpet av de siste 100 år. Dette skyldes økt fotokjemisk aktivitet i lufta på grunn av økt utslipp av NO_x og VOC. I episoder kan ozonkonsentrasjonen bli så høy at vekstskader kan inntreffe. Særlig på Sør- og Østlandet inntreffer slike konsentrasjoner på et varierende antall dager hvert sommerhalvår. Dagtidkonsentrasjoner av ozon over det skogforskere anser å være skadegrensen opptrer over hele landet. Figur 2 viser at samferdselen, hovedsakelig biltrafikken, i Europa også står for en stor del av VOC-utslippene, ca 38% ekskl. naturlig utslipp, og 30% inkl. naturlige utslipp. Fordampning av løsemidler er en annen viktig kilde.

Redusert troposfærisk ozonkonsentrasjon, både gjennomsnittlig og i forurensningsepisoder, betinger at både NO_x - og HC-konsentrasjoner reduseres. Tiltak for redusert utslipp av NO_x og HC fra biltrafikken i Europa er viktig.

Klimagasser

Samferdselen bidrar til utslipp av klimagassene CO_2 og CH_4 og også til utslippet av N_2O , etter hvert som 3-veis katalysatorer innføres på bensindrevne biler. I eksos fra bensin- og dieselmotorer er det CO_2 som gir det helt dominerende bidraget, sett i forhold til stoffenes "drivhuseffekt". I Norge står samferdselen for ca 40% av CO_2 -utslippet og biltrafikken for ca 22%. I Europa står transportsektoren for anslagsvis 12% av CO_2 -utslippet. Globalt er tallet sannsynligvis mindre enn 15%.



Figur 2: Samferdselens bidrag til utslipp av NO_x og VOC (HC) i Norge og Europa, dagens forhold. (NO_x - Europa gjelder hele Europa, inkl. europeisk Sovjet.

Stratosfærisk ozon

Det er en utstrakt bruk av luftkondisjoneringsanlegg i biler i varme strøk. Derved gir biltrafikken opphav til utslipp av KFK-gasser som bryter ned stratosfærisk ozon. I USA går 13% av KFK-forbruket til luftkondisjonering i biler.

Flyenes utslipp av NO_x i nedre del av stratosfæren fører sannsynligvis til en viss reduksjon i stratosfærisk ozon. På nordlige breddegrader skjer en ikke ubetydelig del av langflyginger over tropopausen. Over Vest-Europa er tropopaus høyden lavere enn 10 km i 45% av tiden om vinteren og ca 20% av tiden om sommeren. Ozonedbrytning via NO_x fra fly er et aktuelt spørsmål i forbindelse med den videre utvikling av overlydsfly for sivil passasjertransport.

Flyenes utslipp av vanndamp i tropopausen/nedre stratosfære skulle kunne bidra til stratosfæriske isskyer som er en av forutsetningene for ozonhullet i Antarktis. Det er anslått at flytrafikkens vanndamputslipp kan øke det naturlige vanninnholdet i nedre stratosfære med størrelsesorden 1%.

3 VIRKNINGEN AV 90-ÅRENE TILTAK MOT BILAVGASS-FORURENSNING

I dag er en del utviklingslinjer i gang som vil gi redusert utslipp fra biltrafikk dersom trafikkarbeidet ikke øker for mye. Disse er bl.a.:

- skjerpede utslippskrav til biler
- miljøavgift på drivstoff
- satsing på kollektivtrafikk
- miljø-satsing i transportplanarbeidet (tettsteder)
- "miljøpiggekk"

Ut over dette vil en overføring av transport fra vei til bane kunne gi betydelig redusert utslipp (se kapittel 3.7).

3.1 SKJERPEDE AVGASSKRAV OG MILJØAVGIFTER

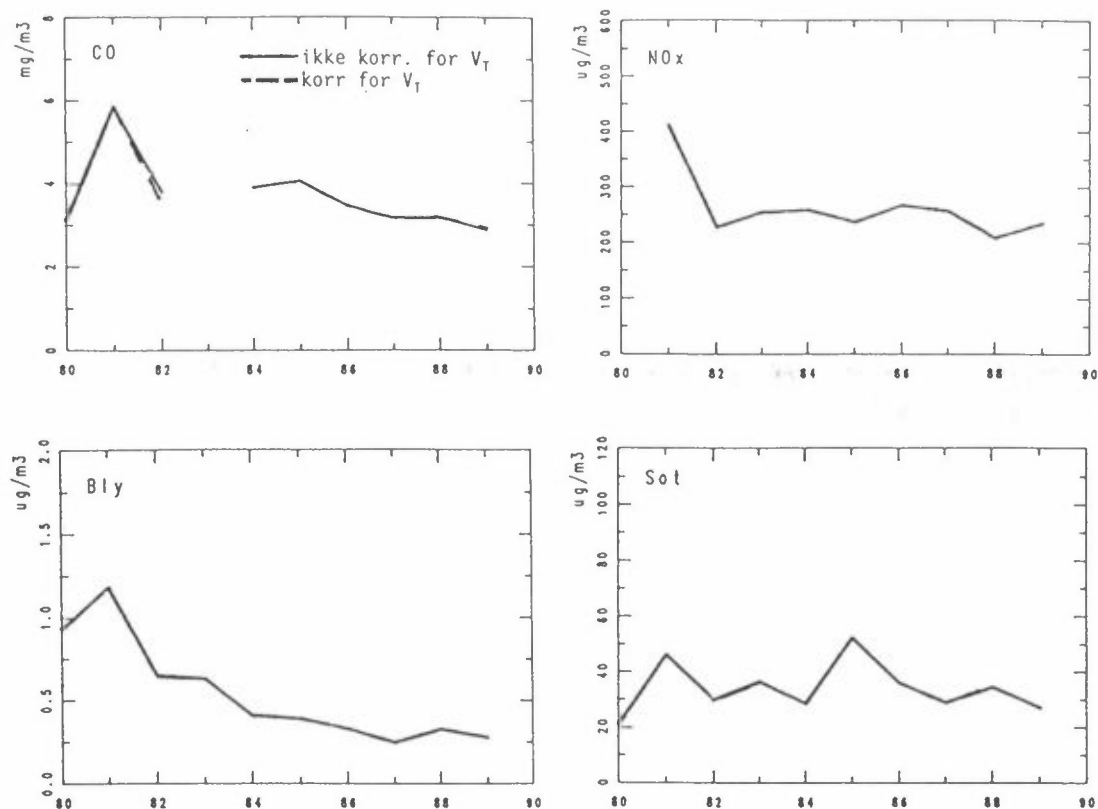
Skjerpede avgasskrav til biler og miljøavgifter på drivstoff er med og styrer en teknisk utvikling av kjøretøy som har gitt/vil gi:

- bensindrevne biler med 3-veis katalysator (senere med EGR)
- dieseldrevne biler med lavere NO_x-utslipp og partikkelfilter
- biler med vesentlig redusert drivstoff-forbruk

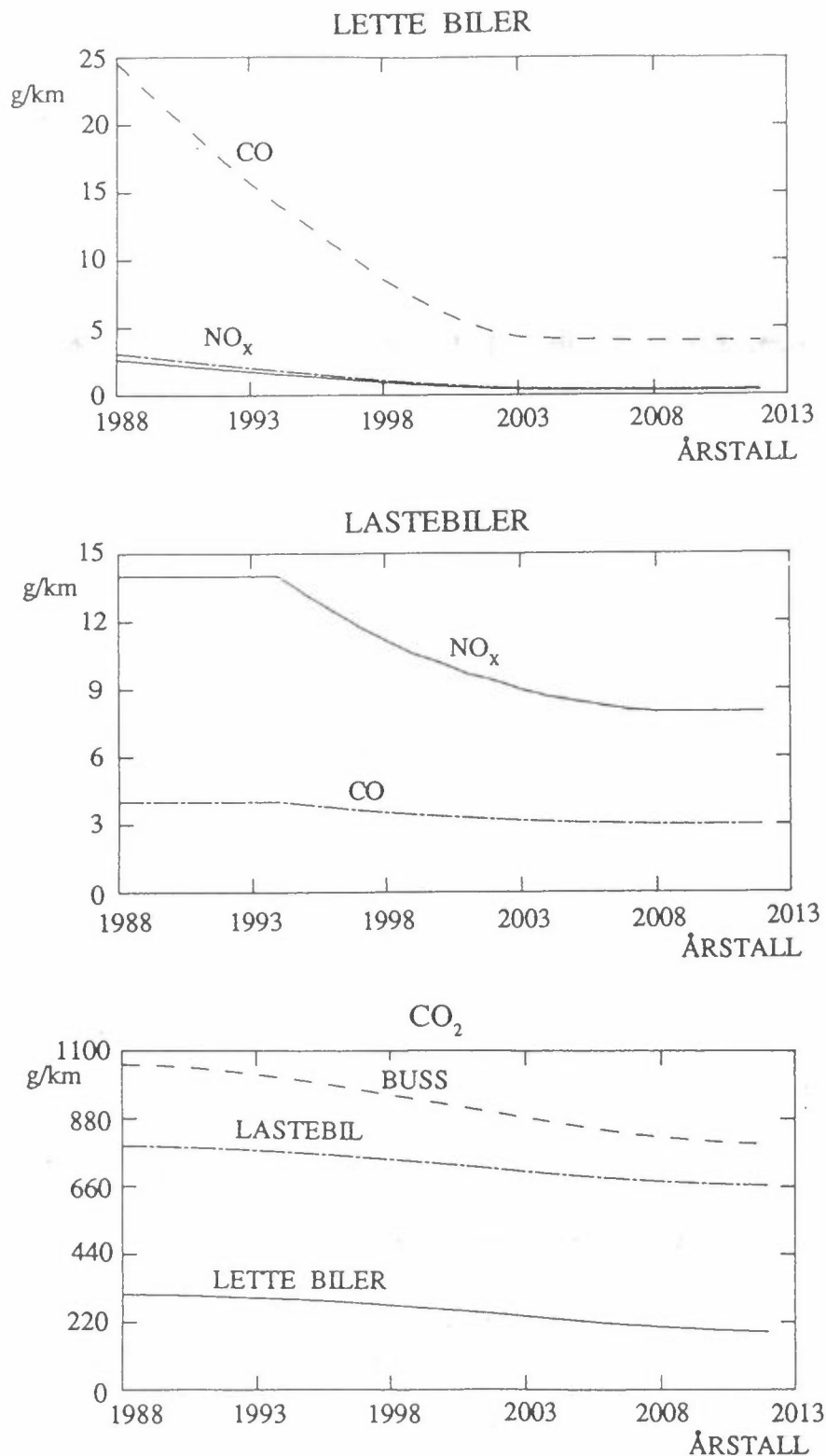
De nyere avgasskravene vil dominere i bilparken i løpet av 1995-2000 og gi en vesentlig reduksjon i gjennomsnittlig utslipp pr bil-km fram mot år 2000-2005.

I løpet av det siste 10-året har gjennomsnittsutslippet (g/km) av CO fra bilparken i Norge blitt noe redusert (ca 20%) på grunn av teknisk utvikling (før katalysatorbiler kom), mens NO_x- og sotutslippet har endret seg lite. Dette er påvist gjennom målinger i Oslo sentrum siden 1980 (figur 3). Blyutslippet er redusert til en fjerdedel.

Figur 4 viser prognosert utvikling i gjennomsnittsutslippet (g/km) av CO, NO_x og CO₂ fra bensin- og dieseldrevne biler etter 1990, basert på forventningene til de skjerpede avgasskrav og en antatt utskiftingstakt av gamle biler. For CO₂ er antatt en teknisk utvikling mot lavere drivstoff-forbruk, med i gjennomsnitt 40% reduksjon for bensindrevne biler og 20% reduksjon for dieseldrevne lastebiler fra mot år 2010. Disse prognosene viser at trafikkarbeidet må øke mye for helt å spise opp resultatet av de ventede utslippsreduksjonene for kjøretøy det neste 10-året. Prognosene er basert på at bilparken som helhet oppfyller avgasskravene. Gjør den ikke det, f.eks. dersom katalysatorene ikke holder hva de lover, blir selvfølgelig forbedringen mindre.



Figur 3: Utviklingen i gjennomsnittlig utslippsfaktor for CO, NO_x, bly og sot for personbiler, 1980-89. Nettokonsentrasjonen i St. Olavs gate (fratrukket bakgrunn), justert for endringer i vind- og trafikk fra år til år.



Figur 4: Reduksjon i gjennomsnittlig utslippsfaktor for CO, NO_x og CO₂, lette biler og tunge dieseldrevne lastebiler, 1988-2010, basert på avgasskrav som innføres i årene 1988-97. Forutsetning: avgasskravene oppfylles.

Bruk av andre drivstoff enn bensin og diesel for å oppnå avgassreduksjoner diskuteres, bl.a. metanol, petroleumsgass (LPG) og naturgass (LNG). Her er det flere muligheter:

Gassdrift i større dieselmotorer, konvertert til Otto-motorer, og med 3-veis katalysator på utslippet, er en mulighet til å redusere det store NO_x -utslippet fra lastebiler og og ikke minst bussene i bytrafikken og kanskje også fra båter.

LPG er brukt som drivstoff i biler med Otto-motor i ganske utstrakt grad i bl.a. Nederland og Spania, da uten katalysator. Disse har et svært lavt CO-utslipp, og nesten ikke benzen, partikler og PAH, men er i praksis som dagens bensinbiler uten katalysator når det gjelder NO_x - og CO_2 -utslipp. LNG vil sannsynligvis ha omtrent det samme utslippsbildet, bortsett fra at CO_2 -utslippet vil kunne bli 20-30% mindre. 3-veis katalysator påmontert biler med gassdrift vil gi svært små utslipp av alt, mindre enn bensindrevne katalysatorbiler, men CO_2 -utslippet er altså omtrent det samme, eller noe mindre. LNG brukes en god del i Italia, New Zealand, Canada og Sovjet-Unionen

Metanol er i bruk som drivstoff for biler, bl.a. i USA. Ren metanol eller iblandet 15% bensin for å lette starten, er mest aktuelt. Slike biler har, med 3-veis katalysator påmontert, utslipp av CO, NO_x og HC sammenlignbart med bensindrevne katalysatorbiler, men mindre partikler og benzen (tabell 4). Formaldehydutsnittet med eksosen er omtrent som fra bensinbiler uten katalysator, mens det kan være ganske store utslipp av metanol og alkylnitritter (viktig fotokjemisk smog-dannelse) i eksosen, selv med katalysator. Med dagens motorteknikk er CO_2 -utslippet omtrent som dagens bensindrevne biler.

Av disse muligheter er det i første rekke bruk av gass i større dieselmotorer, konvertert til Otto-motor med katalysator som er mest interessant på kort sikt, fordi det gir en mulighet til større reduksjon av NO_x - og partikkelutslippet fra vei- og eventuelt sjøtransport enn andre teknologier basert på dieselmotorer gir. Gass- og metanoldrift for lette biler gir med

dagens motorteknikk utslipp sammenlignbart med dagens nyeste bensinbiler med katalysator som allerede er på vei inn i bilparken. Med hensyn tatt til den infrastruktur som er nødvendig for å gjøre gass eller metanol generelt tilgjengelig for bruk i biler, er disse siste lite aktuelle muligheter for 90-tallet. På lengre sikt derimot, er teknisk videreutvikling av meget energieffektive kjøretøy f.eks. for metanoldrift mulig, som kan gjøre metanolalternativet mer aktuelt på 2000-tallet (se kapittel 4).

Tabell 4: Utslippsfaktorer (omtrentlige) for lette biler, ulike drivstoff.

	CO g/km	NO _x g/km	HC g/km	Formal- dehyd mg/km	Benzen mg/km
Bensin, uten kat.	30-35	1,8	3-4	20-40	100
Bensin, med 3-veis kat.	2,1*	0,62*	0,25*	< 5	10
Metanol med kat., - dagens teknologi	3	0,6	0,3	20	lite
- utviklet teknologi	1	0,6	0,15		
LNG, med kat.	<1	0,5-1	~0,1		
Diesel	2,1*	0,62*	0,25*	~10	10-20

*Avgasskrav.

3.2 SATSING PÅ KOLLEKTIVTRAFIKK

Det har vært "satset" mye på kollektivtrafikken på 80-tallet, men i realiteten har tilbudet mange steder stagnert eller blitt redusert, og prisene har økt vesentlig relativt til kjørekostnader for bil (se figur 5).

I Oslo var kollektivtrafikkarbeidet det samme i 1989 som i 1980, mens personbiltrafikkarbeidet har økt med anslagsvis 25%.

Satsing på kollektivtrafikk er forurensningsmessig ikke uproblematisk. Hovedsakelig tenkes det i dag buss de fleste steder i Norge, når en snakker om kollektivsatsing. Moderne dieselbuss (etter 1994) må erstatte 10-15 personbiler med katalysator for ikke å slippe ut mer NO_x pr kilometer. For CO₂ er forholdet noe bedre: 4-5 av dagens personbiler må erstattes, men flere av årsmoell 2000. Kollektivtrafikkens dilemma er at den må frakte folk hvor de vil når folk vil, samtidig som krav både til økonomi, forurensning og andre miljøfaktorer krever stort belegg på bussene. Bare en betydelig kostnadmessig fordel for de kollektivreisende i forhold til egentransport kan gi det nødvendige kundegrnlag for en økt kollektivtrafikk, uten å gå til restriksjoner på personbiltrafikken.

Med dagens rammebetingelser rundt egentransport og kollektivtransport (transportkostnader, veinett, tilgjengelighet) synes det vanskelig å få til en særlig stor overgang fra egen- til kollektivtransport, uten sterke virkemidler. Eksempel: I transportplanen for Drammen år 2005 som nå bearbeides, inneholder KOLLEKTIV-strategien en reduksjon i egentransporten på 10% til fordel for kollektive transportmidler. For å oppnå dette, antas følgende virkemidler nødvendige:

- 50% takstreduksjon
- 15% kortere kollektiv reisetid
- 10% kortere gang/sykkelavstand til holdeplasser

De nødvendige tiltak for å få til dette er til dels langsiktige (bl.a. arealplanlegging).



Kilde: Norheim 1990 (TØI)

Figur 5: Reell prisutvikling, kollektivtransport og bensin, Oslo, 1980-1989.

Åpenbart er trikk, bane og tog de forurensningsmessig gunstigste transportmidler i Norge, så lenge de går på elektrisitet fra vannkraft. Også busser på gassdrift, med katalysator, som etter hvert blir tilgjengelige, er lite forurensende. NO_x -utslippet er lavt, men de må også erstatte anslagsvis 5-10 personbiler av modell 2000 for at de skal representere et mindre CO_2 -utslipp.

Det blir relativt marginal forurensningsreduksjon av slik satsing på kollektivtrafikk. En 10% overgang fra egentransport til elektrisk drevet kollektivtransport gir dog 10% utslippsreduksjon, men ved overgang til buss kan reduksjonen bli betydelig mindre. En 5-10% utslippsreduksjon fra egentransport i tettsteder gir anslagsvis 1-2% reduksjon i biltrafikkens samlede utslipp nasjonalt. Her må imidlertid nevnes at andre miljøfaktorer, som trafiksikkerhet, støy, bymiljø generelt, taler for redusert personbilbruk og økt kollektivtransportbruk i byene.

3.3 MILJØSATSING I TRANSPORTPLANARBEIDET

I transportplanenes MILJØ-strategi tas utgangspunkt i full oppnåelse av miljømålene, som gjelder lokal støy- og luftforurensningsbelastning. I Drammen ble det ansett nødvendig å redusere trafikkarbeidet med 35% i 2005 i forhold til TREND-strategien for å nå disse mål.

Nødvendige og tilstrekkelige virkemidler i analysen er:

- kollektivsatsing som i KOLLEKTIV-strategien (se kapittel 3.2)
- 150% økning i kostnader ved bruk av bil (for bileieren)
- restriksjoner på parkering, gjennomkjøringsforbud, etc.

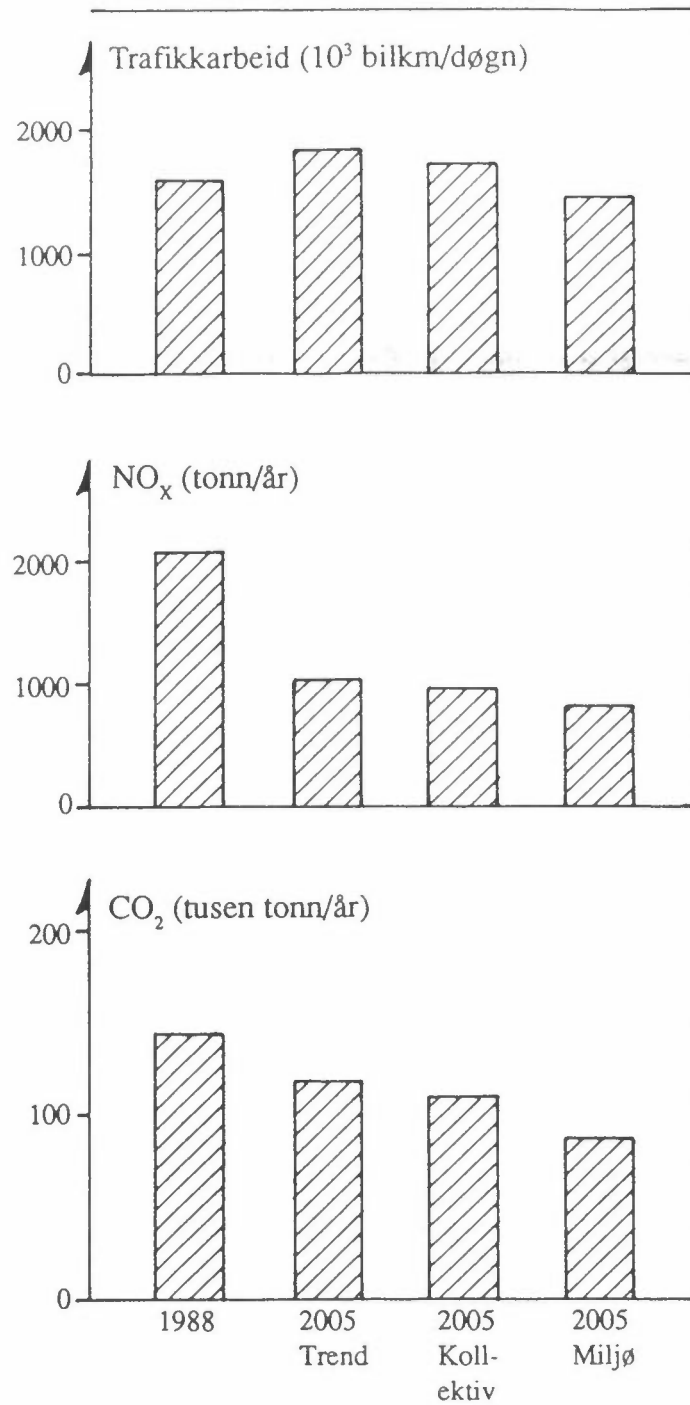
Dette er beregnet å doble kollektivtransportarbeidet og øke gang/ sykkelbruk en god del.

Dette må anses som sterke virkemidler som griper inn i den enkeltes valgfrihet, og fordelingsvirkningen kan bli betydelig, men avgassutslippene reduseres altså betydelig (se figur 6).

3.4 EKSEMPEL: TRANSPORTPLAN 2005, DRAMMEN

En analyse av luftforurensningstilstanden i Drammen i dag, utført dels ved målinger, dels ved beregninger basert på utslippsoversikter og spredningsmodeller, viser at grenseverdier for luftkvalitet overskrides langs en stor del av hovedveinettet og også generelt i Drammen sentrum, et område med ca 23 000 beboere.

I transportplanarbeidet Drammen 2005 inngår også en luftkvalitetsanalyse, og miljømålet for luft er at grenseverdier for luftkvalitet ikke skal overskrides der befolkningen bor og oppholder seg. Tre alternative transportplanstrategier inngår: TREND (fortsettelse av dagens utvikling), KOLLEKTIV (satsing på kollektivtrafikk) og MILJØ (se kapittel 3.3).



Figur 6: Trafikkarbeid og utslipp av NO_x og CO₂, dagens forhold og for 2005 (transportplanstrategier TREND, KOLLEKTIV, MILJØ).

For alle strategier blir forholdene bedre enn i dag, selv om TREND-alternativet innebærer en 15% økning i trafikkarbeidet totalt. Dette skyldes en kombinasjon av avgasskrav, veiutbygging, trafikksanering og tunneler. Full oppfyllelse av miljøkravene nås bare i MILJØ-strategien.

Figur 6 viser trafikkarbeid og totalutslipp av NO_x og CO₂ for de tre strategiene. NO_x-utslippet reduseres betydelig på grunn av avgasskravene. Reduksjonen i CO₂-utslipp reflekterer at vi har lagt inn en reduksjon i spesifikt drivstoff-forbruk for personbiler i 2005 på 40% i forhold til i dag, og tilsvarende 20% for lastebiler/busser. Det er kanskje vel optimistisk, men slike forutsetninger gir for MILJØ-strategien ca 60% mindre CO₂-utslipp enn i dag.

3.5 PIGGDEKK/VEISLITASJE

Redusert veidekke-slitasje og derved reduserte vedlikeholdskostnader og veistøvproblemer, betinger på dagens veier lettere pigger eller også piggløse dekk. Lettpiggene er på rask vei inn, og de vil gi anslagsvis halvert veidekkeslitasje. Piggløse dekk kan benyttes av mange som stort sett kjører i bystrøk. Man må da kanskje velge å la bilen stå noen dager i løpet av vinteren med vanskelige kjøreforhold. Nye dekktyper med "kloppigger" som tar bare når hjulene spinner er under utvikling.

3.6 OPPFYLLELSE AV KORTSIKTIGE MILJØMÅL (1990-2000)

Lokale miljømål for luftforurensning (ingen overskridelser av grenseverdier i 2000) kan oppnås på grunnlag av de innførte og ventede avgasskrav til kjøretøy fram mot 1997. Hvor stor reduksjon i trafikkarbeidet som i tillegg kan være nødvendig i hver enkelt by er avhengig av hvilke øvrige tiltak som settes inn, f.eks. skjerming av befolkningen mot gjennomfartstrafikk, veiutbygging som skiller trafikken fra bolig- og oppholdsområder, tunneler. Slike tiltak kan være gunstige for lokal luftkvali-

tet, men kan gå på tvers av andre miljøkrav, f.eks. til støy og arealbruk. Opplevelse av ulempe fra lukt og nedsmussing selv om grenseverdier overholdes taler også for at grenseverdiene ikke er det endelige mål for lokal luftkvalitet.

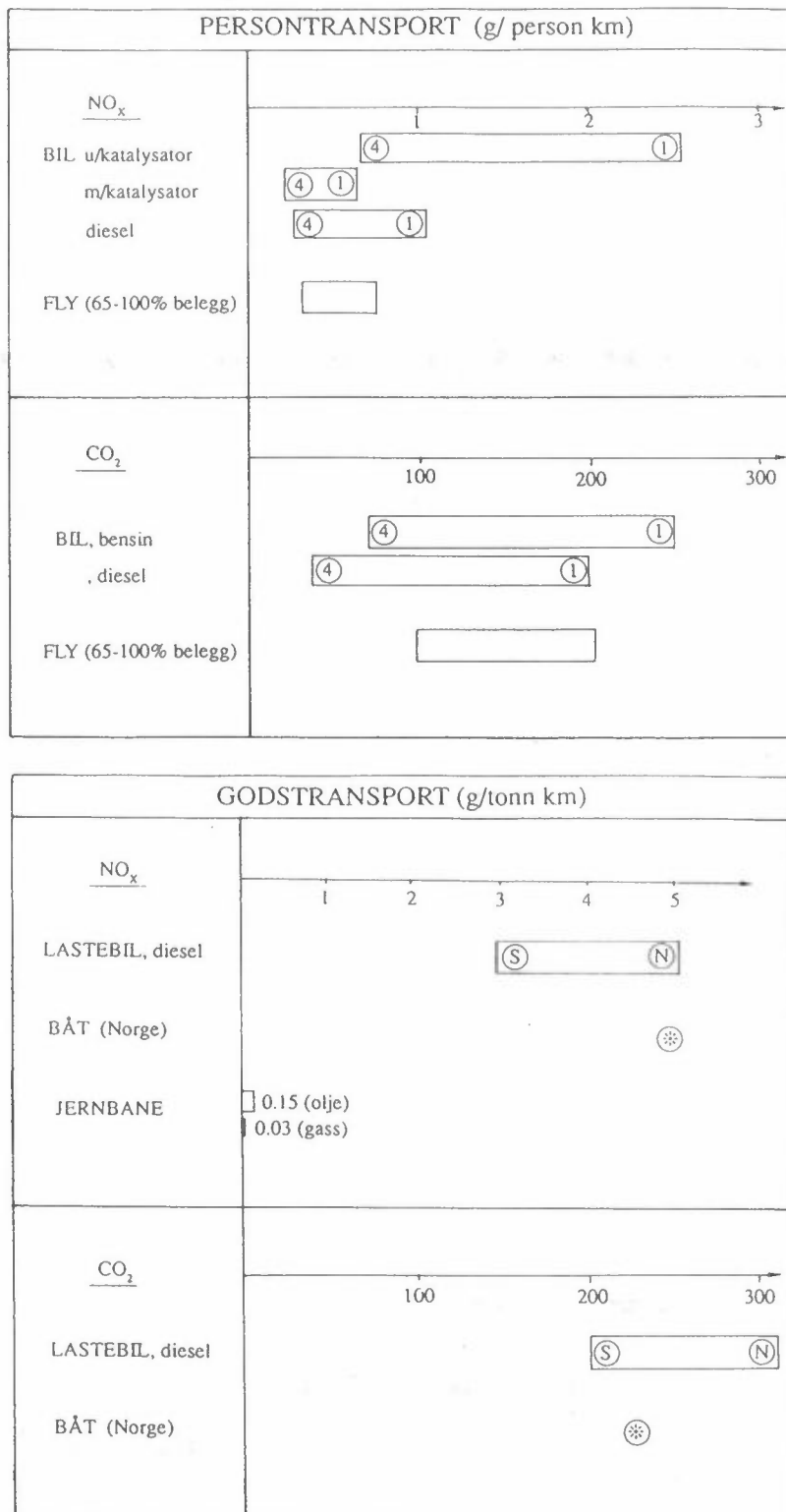
Miljømålet for NO_x , som er viktig for regionalskalaproblemene, stiller imidlertid strengere krav til hvordan samlet trafikkarbeid kan utvikle seg. For Norge skal NO_x -utslippet reduseres med 30% fra 1986 til 1998. Samferdselen som står for 65% av NO_x -utslippet, må åpenbart ta en stor del av denne reduksjonen. Avgasskravene for biler vil fram mot 2005 reelt sett kanskje mer enn halvere utslippet pr km. Sjøtransportens utslipp (28% av totalt) er vanskeligere å få redusert på kort sikt. Den prognoserte økningen i trafikk- og transportarbeid fram mot 2000 er sannsynligvis ikke i samsvar med miljømålet for NO_x .

Miljømålet for CO_2 er samme utslipp i 2000 som i dag. I Norge står i dag samferdselen står for 35% og biltrafikken for 23% av dette. Mange kilder bidrar. Globalt bidrar samferdselen med knapt 15%. I samferdselen er en utvikling mot betydelig lavere spesifikt fossilt drivstoff-forbruk viktig.

3.7 SPESIFIKKE UTSLIPP FRA PERSON- OG GODSTRANSPORT, PR TRANSPORTMODUS

Spesifikke utslippsfaktorer for NO_x og CO_2 for persontransport (utslipp pr personkm) og for godstransport (utslipp pr tonn km) er vist i figur 7 for dagens teknologi og transporteffektivitet.

For persontransport sammenlignes bil og fly. For togtransport er utslippet vesentlig mindre. Både for NO_x og CO_2 er utslippet med fly sammenlignbart med katalysator- og dieselbil, avhengig av antall passasjerer. En flyreise Oslo-Trondheim kan altså være like "miljøvennlig" som å ta bilen, spesielt om en kjører alene.



Figur 7: Spesifikke utslippsfaktorer for NO_x og CO₂ for person- og godstransport.
 1-4: Antall passasjerer.
 N: Norge; S: Sverige.

Godstransporten skjer åpenbart med helt betydelig mindre utslipp på skinner enn på vei og sjø. Betydelig utslippsreduksjon kan derved innhentes ved overføring av gods fra vei til skinner. I den sammenheng er kombi-trailerkonseptet (trailer tilpasset både lastebil og jernbanevogn) svært interessant.

Figur 7 viser også at godstransporten på vei skjer mer effektivt i Sverige enn i Norge (omtrent 30% mindre utslipp pr tonn km). Effektivisering av transporten med lastebil kan gi betydelig gevinst, både økonomisk og forurensningsmessig.

4 NØDVENDIG UTVIKLING PÅ LANG SIKT

På lang sikt må en regne med stadig skjerpede CO₂-krav, på grunn av drivhuseffekten. Globalt står samferdselen for høyst 15% av CO₂-utslippet. I Europa er tallet 15%, i USA og Canada 28%. CO₂-avgiften kommer på fossilt brennstoff generelt, og samferdselen må selvfølgelig ta sin del. I Norge, med vannkraft og mye kysttransport, er samferdselen altså svært viktig i CO₂-sammenheng, med 35% av utslippet. Miljømålet for NO_x, 30% utslippsreduksjon innen 1998, og kanskje ytterligere senking etter dette, vil være med å øke presset mot samferdelsens utslipp.

Prognosene antar stor vekst i samferdselen fram mot 2000: I Norge 40% økning for persontrafikk (personkm) og 30% økning for godstransport (tonn km, mest på vei). Det tilsvarende prognoser for Europa.

Miljøkravene sett i sammenheng med slik vekst fører til at samferdselen må løse transportbehovet med stadig mindre bruk av fossilt drivstoff. En kombinasjon av følgende utviklingslinjer er nødvendig:

- Mer energi-effektive kjøretøy.
- Mer transport på bane, i forhold til på vei.
- Ny motorteknologi/nye energibærere.

Allerede er utviklingen av energieffektive personbiler kommet langt, med drivstoff-forbruk av størrelse 0,3-0,5 l/mil, lavest for diesel. Nye partikkelfiltertyper gjør at de moderne dieseldrevne personbilene er miljømessig gunstige. Partikkelutslippet fra slike biler vil fortsatt være en del høyere enn fra katalysatorbiler, men mindre enn fra bensinbiler uten katalysator. CO₂-avgiftene som er på vei inn vil sikkert forsterke utviklingen av energieffektive biler. Sikkerheten i de lette bilene som blir resultatet av denne utviklingen, kan tas vare på gjennom bruk av nye materialtyper.

Godstransport på vei, med diesel lastebiler, kan også gjøres mer energieffektiv, men ikke i så stor grad som persontransporten. TØI anslår at en 15% reduksjon i transportkostnadene er mulig med mer effektiv utnyttelse av lastebilparken. Når det gjelder dieselmotorens energieffektivitet anslås en 20% forbedring fram mot 2000. Naturgass som drivstoff vil gi vesentlig redusert NO_x-utslipp, men CO₂-utslippet reduseres lite.

En mer vesentlig utslippsreduksjon fra varetransporten på mellomlang sikt kan bare komme ved økt transport på bane i forhold til på vei. I den sammenheng er NSBs satsing på kombi-trailere (trailere tilpasset lastebil og tog, med enkel omkobling) svært interessant, med prøvedrift nå på Bergensbanen. Også i Sveits søker man å transportere gjennomfartstrailere gjennom landet med jernbanen, for å beskytte følsom alpin vegetasjon.

Nye energibærere/drivsystemer i biler åpner flere muligheter for reduserte utslipp av CO₂, NO_x og VOC:

- Metanol, kombinert med utvikling av metanolmotorer i kjøretøy med lav vekt, med energiforbruk ned mot 20-30% av dagens biler.

Metanol betraktes som aktuelt i USA. Når Los Angeles i 2007 skal være uavhengig av bensin, er det i stor grad metanol som tenkes som erstatning i første omgang. Biomasse anses ikke som en aktuell metanolkilde på lang sikt, fordi biomasse tilgjengelig for energiformål vil være begrenset, og biomassemetanol er kostbar. Gass og kull er aktuelle metanolkilder. Slik fossilbasert metanol gir også netto CO₂ til atmosfæren. Brukt i meget energieffektive metanolmotorer kan dette være et aktuelt alternativ til bensin/diesel, men det krever motorutvikling og er egentlig ikke et svar på CO₂-problematikken.

- Hydrogen, fra elektrolyse av vann med fornybar el.kraft som kilde, brukt i konvertert forbrenningsmotor.

Et slikt system er nær forurensningsfritt. Hydrogen har lav volumetrisk energitetthet, og selv med hydridlagring blir kjøretøyets aksjonsradius relativt liten, (kanskje 200-300 km). Drivstoffet blir dyrt (anslått \$ 2 pr gallon, USA) og fordrer utbygging av ny infrastruktur for distribusjon).

- Elektrisitet

- Batterielektrisitet, el. kraft fra fornybare kilder (f.eks. solenergi).

Dette er også et nær forurensningsfritt system og også motorstøyfritt. Teknologiutviklingen har kommet langt, og masseproduksjon av batterielektriske biler (vekselstrømmotorer) med Na-S-batterier synes å være mulig i løpet av 90-årene. Med aksjonsradius 200 km er elektriske biler da meget aktuelle som "bybiler" og husholdningenes bil nr. 2. Da representerer ikke lang oppladningstid et problem, en kan ta natten til hjelp. Under visse forutsetninger (el.kraftpris, teknologiutvikling) kan batteribilen konkurrere kostnadmessig med biler med dagens teknologi.

- Brenselcelle-elektrisitet, f.eks. metanolluft eller hydrogenluft-brenselcelle.

Brenselcellebiler vil være mer energieffektive enn biler med hydrogenforbrenning. Med denne teknologien kan det utvikles kjøretøy der H₂-bilenes lille aksjonsradius og el-bilenes lange oppladningstid omgås. Det eksisterer ennå ingen prototyp av kjøretøy med slik teknologi. Teknologi og drivstoff er kostbart. Brenselcellebilene er eventuelt aktuelle på et senere tidspunkt enn batterielektriske biler.

Alternativene må vurderes ut fra utslippene av NO_x, CO₂ og andre stoffer, samt andre miljøproblemer, knyttet både til produksjon og distribusjon av energien og bruk av den i kjøretøyer, og selvsagt også ut fra kostnader knyttet til utvikling og drift. Andre vurderingskriteria kan være i hvilken grad teknologien kan utnyttes i global målestokk (fordelingskriterium), og om teknologien gir en reduksjon i samferdselens samlede energiforbruk (energikriterium). Redusert energiforbruk i vestlige industriland er en av målsettingene Brundtland-kommisjonen har satt fram.

Karl G. Høyer ved Vestlandsforskning, Sogndal, har utført en vurdering av disse drivstoff/motorteknologi-alternativene for personbiler basert på miljø-, energi- og fordelingskriteria (figur 8). Etter denne vurdering er batterielektriske biler drevet av el.kraft fra solceller på lang sikt den teknologi som best tilfredsstillter både miljø- og energikrav. Forskning i løpet av 90-årene vil vise hvilke teknologier som er compatible med en bærekraftig utvikling av verdenssamfunnet og som i praksis er anvendbare på stor skala.

KRITERIER	BENSIN		METANOL		ETANOL		HYDROGEN		BATTERIEL.		BR.CELLE EL.	
	LAV	HØY	LAV	HØY	LAV	HØY	LAV	HØY	LAV	HØY	LAV	HØY
NOx	-	--	0	-	0	-	+	0	++	++	++	++
CO2	-	--	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
ENERGI-FORBRUK	-	--	--	--	--	--	-	--	+	-	-	--
MILJØVERN	--	--	0	-	0	-	+	+	++	0	+	0
FORDELING	--	--	--	--	--	--	+	0	+	0	--	--

-- MEGET DÅRLIG KRITERIE-OPPFYLING
 - DÅRLIG KRITERIE-OPPFYLING
 0 MULIG KRITERIE-OPPFYLING
 + GOD KRITERIE-OPPFYLING
 ++ MEGET GOD KRITERIE-OPPFYLING

Figur 8: Sammenligning av 6 drivmiddelsystem for personbiler, ut fra miljø- og energikriteria. (Kilde: Karl G. Høyer, Vestlandsforskning).

Tilsvarende utvikling av energieffektivitet og alternative energibærere skjer også på flysektoren. Basert på dagens flyteknologiutvikling regner SAS med en reduksjon i drivstoff-forbruket pr sete på 40-50% fram til 2005.

Med denne teknologiutvikling, skjerpede utslippskrav spesielt til CO₂ og NO_x og fortsatt usikker situasjon når det gjelder oljeleveranser og -pris, vil kjøretøy med ny teknologi høyst sannsynlig være på full fart inn i bilparken i løpet av 10-15 år. Katalysatorbilene vil i så fall representere en viktig mellomperiode. Kanskje vil metanolbiler få innpass. De representere en nokså marginal fordel framfor de energieffektive biler som nå kommer på markedet, men kanskje vil de være gunstigere når det gjelder fotokjemisk smog-dannelse. CO₂-utslippet fortsatt vil være der. Batterielektriske biler er kanskje den mest aktuelle arvtager til bensin- og dieslbiler,

dersom solcelle- eller annen fornybar elektrisitetproduksjon kan utvikles i tilstrekkelig mengde. På enda lengre sikt kan brenselcellebiler på hydrogen være aktuelle, men da er vi sannsynligvis mer enn 20 år fram i tid.

5 KONKLUSJON

På lang sikt er miljømålene de dimensjonerende i samferdselspolitikken.

I dag dominerer biltrafikken de lokale luftforurensningsproblemer i byer i Norge. 30-50% av befolkningen i større norske byer bor i områder der grenseverdier overskrides, når spredningsforholdene er dårlige.

Samferdselen i Norge og Europa bidrar med omtrent halvparten av NO_x - og HC-utslippene som gir forurensningsproblemer på regional skala. Med prognosert trafikkøkning fram mot 2000 (i Norge: 40% økning i persontransport, 100% økning i flytrafikk, 20% økning i godstransport på vei) vil det bli vanskelig å nå miljømålet for NO_x (30% reduksjon 1986-1998), selv med de avgasskrav som er innført/ventes i perioden 1988-97.

Samferdselen i Europa og globalt bidrar med knapt 15% av samlet CO_2 -utslipp, mens i Norge er tallet 35%. Oppnåelse av miljømålet for CO_2 (samme utslipp i 2000 som i dag) stiller krav til energieffektive kjøretøy og mindre forurensende varetransport. Varetransport på skinner på bekostning av veitransport er aktuelt.

På lengre sikt vil presset mot samferdselens NO_x - og CO_2 -utslipp øke, og kreve introduksjon av ny teknologi. Katalysatorbilene representerer en viktig mellomperiode.

Den mest aktuelle arvtager etter bensin- og dieselrevne biler er kanskje batterielektriske biler. Utviklingen har kommet så langt at de antakelig vil bli masseprodusert innen utgangen av

90-årene. Annengenerasjons metanoldrevne biler kan være et aktuelt alternativ. De gir sannsynligvis mindre fotokjemisk smogdannelse der det er aktuelt, men de representerer egentlig ikke et svar på CO₂-problemet, med mindre metanolframstilling fra gass eller kull kan skje med lite CO₂-utslipp.

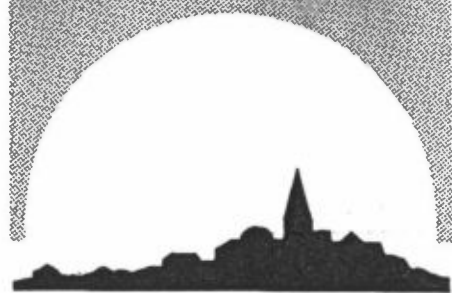
Forskning og utvikling i 90-årene vil avklare hvilke teknologier som på lang sikt er compatible med en bærekraftig utvikling av verdenssamfunnet, om de er kostnadsmessig mulige og om de i praksis er anvendbare på stor skala.

NILU F : 18/91
REFERANSE : O-1540
DATO : JUNI 1991

Luftforurensninger knyttet til veitrafikk

Bjarne Sivertsen

Foredrag ved konferansen
Luftforurensninger og veiplanlegging,
arrangert av Vegdirektoratet,
Olavsgaard, 4. - 6. juni 1991



NILU

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Norwegian Institute For Air Research
POSTBOKS 64 — N-2001 LILLESTRØM — NORWAY

LUFTFORURENSNINGER KNYTTET TIL VEITRAFIKK

1 LUFTFORURENSNING

Luftforurensning kan defineres som forekomst i atmosfæren av gasser, væskedråper eller faste partikler i slike konsentrasjoner eller mengder, eller av slik varighet, at de er eller kan være til skade eller ulempe for menneskers helse eller trivsel, plante- og dyreliv, naturgrunnlag, materialer eller eiendom.

Luftforurensninger er altså først og fremst knyttet til stoffer, og i slike mengder eller konsentrasjoner at ulempe kan oppstå i en eller annen form.

For at et luftforurensningsproblem skal oppstå må følgende tre forutsetninger være oppfylt:

- Det må være utslipp av et forurensende stoff til atmosfæren.
- Det forurensende stoff fortynnes med et begrenset luftvolum.
- Det forurensende stoff må påvirke menneskers velvære, fysisk, mentalt eller sosialt.

Utslippenes karakter varierer fra en kilde til en annen. Kjemisk sammensetning, tidsforløp og kildetype er tre av mange variable. Kildetyperne kan deles inn i tre hovedtyper:

- Areakilder; mange småkilder spredt over et stort område (eks.: som resultat av husoppvarming).
- Høye enkeltstående skorsteiner (som industripiper, søppel- forbrenningsanlegg, store varmekraftverk etc.).
- Mobile kilder (motorisert trafikk).

Transport og spredning av forurensningene er avgjørende faktorer for om en på lokal eller regional skala skal få konsentrasjoner av forurensninger som medfører at likevekten i økosystemet forstyrres.

2 FORURENSNINGSKOMPONENTER

Hvilke luftforurensninger er det vi vanligvis omtaler? Nedenfor er det gitt en oversikt over de viktigste komponentene, kildene og effektene.

STOFFER	KILDER	VIRKNING
SO ₂	Oljeforbrenning, kull, dieselbiler, industri	Helse Forsuring Korrosjon
NO _x	Olje, kull, ved, bensin-, dieselbiler, industri	Helse Forsuring
CO	Bensin, diesel, ved	Helse
Partikler	Diesel, bensin, olje, ved, veistøv	Helse, trivsel Dis
Sot	Diesel, bensin, olje, ved, avfall	Helse, trivsel
Organiske stoffer (PAH)	Bensin, diesel, olje, ved, avfall	Helse, trivsel
Klorfluorkarboner (KFK)	Sprayboks, isolasjon, kjøling	Ozonnedbryting
Ozon (troposfæren)	Forbrenning, trafikk, sekundær forurensning	Helse Skogskade Materialnedbryting
Ozonlaget (stratosfæren)	KFK, haloner, N ₂ O	Ozonreduksjon, kreftøkning
CO ₂	Fossile brensler	Klima

De viktigste luftforurensningene fra veitrafikken er karbonmonoksid (CO), nitrogenoksider (NO_x), bly (Pb), flyktige organiske forbindelser (VOC), partikler (hvorav blyinnholdet har vært viet størst oppmerksomhet), sot, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), metan (CH₄) og lystgass (N₂O). Disse komponentene slippes ut i forskjellige mengder og kan føre til forskjellige effekter på forskjellig skala i rom og tid. Tabellen

nedenfor oppsummerer hvilke komponenter som har betydning i nærområdet (gate/tettsted), regionalt og globalt.

Viktige luftforurensningsproblemer som biltrafikken bidrar til:

SKALA	PROBLEM	STOFFER I BILEKSOS
Gate/tettsted	Helse-effekt Nedsmussing Lukt	CO, NO ₂ , PM ₁₀ , metaller (f.eks. bly), sot, organiske stoffer (f.eks. PAH) Veistøv, sot Org. støv (dieseleksos)
Regionalt	Forsuring av vann og jordsmonn Troposfærisk ozon	S- og N-forbindelser NO _x , VOC
Globalt	Drivhuseffekt Ozon-nedbryting	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO N ₂ O

3 SKALA - ROM OG TID

Problemene og luftforurensningenes virkninger er helt forskjellig på de ulike skalaene. For enkelhets skyld kan vi definere den horisontale utbredelsen av luftforurensningene i seks "klasser":

OMRÅDETYPE	UTBREDELSE (km)	TYPISK PROBLEM
Gate Kvartal, bydel	0,01 0,1-1	Akutt høy eksponering, helse Tidvis høye konsentrasjoner, eksponering, helse, nedsmussing
Lokal (by)	10	Episodisk, helse og materialskade
Regional	100	Avsetning, episoder, vegetasjonsskade
Kontinental	1000	Sur nedbør, skogskade, akkumulering
Global	10000	Klima, opphoping i næringskjeden

Hvor langt forurensningene transporteres før de avsettes eller forsvinner på annen måte er avhengig av spredningsforhold og oppholdstid i atmosfæren. Med oppholdstid (eller "levetid")

menes tida det tar for konsentrasjonen å avta til 1/e av opprinnelig konsentrasjon hvis tilførselen til atmosfæren opphørte. Oppholdstida er bestemt av stoffenes kjemiske og fysiske egenskaper, og i praksis er den ofte ikke nøyaktig kjent.

Oppholdstida for partikler er sterkt avhengig av størrelsen. De største partiklene (med aerodynamisk diameter over ca. 10 μm) vil avsettes innenfor de nærmeste km fra kilden.

Typiske middelveidier for oppholdstid i troposfæren for noen stoffer:

H_2S	< 1 d
SO_2	1-3 d
NO	1-5 d (NO_2)
SO_4^{--}	3-5 d (partikler)
O_3	3-5 uker (gjennomsnitt for troposfæren)
CO	1-2 mnd
CO_2	ca. 3 år

Den horisontale skalaen for luftforurensningsproblemer er også delvis knyttet til stoffenes oppholdstid.

4 GRENSEVERDIER FOR LUFTKVALITET

Arbeidet med grenseverdier skjer vanligvis i tre trinn:

- 1) Utarbeiding av kriterier for luftkvalitet, dvs. sammenhenger mellom luftforurensning og helse- og miljøvirkninger (engelsk: air quality criteria).
- 2) Fastsetting av mål for luftkvalitet, dvs. den luftkvaliteten som anses tilstrekkelig god til at uønskede virkninger ikke skal forekomme (engelsk: air quality goals).

- 3) Fastsetting av normer for luftkvalitet, dvs. bestemmelser for hvilken luftkvalitet myndighetene vil godta (engelsk: air quality standards).

I Norge finnes det forslag til grenseverdier som er utarbeidet av en arbeidsgruppe opprettet av SFT i 1979. En oversikt over disse grenseverdiene er gitt i tabellen nedenfor.

STOFF	MÅLEENHET/ METODE	VIRKNING PÅ	MIDLINGSTID				
			1 h	8 h	24 h	30 d	6 mndr.
Svoveldioksid (SO ₂) ^{a)}	µg/m ³	Helse			100-150		40-60
Sot ^{a)}	"				100-150		40-60
Svoveldioksid (SO ₂)	"	Vegetasjon	150		50		25
Nitrogendioksid (NO ₂)	µg/m ³	Helse	200-350		100-150		75
Karbonmonoksid (CO)	mg/m ³	Helse	25	10			
Fotokjemiske oksidanter	µg/m ³	Helse	100-200				
" "	målt ved ozon- innholdet	Vegetasjon	200				
Fluorider ^{b)}		Helse			25		10
Fluorider ^{b)}	µg F pr. m ³	Dyr				0,2-0,4 ^{d)}	
Fluorider ^{c)}		Vegetasjon			1,0		0,3

a) Virkningen av de to komponentene forsterker hverandre når de kommer i luften. Forslaget til grensverdier forutsetter at den forurensede luften inneholder begge komponenter.

b) Grenseverdi for totalfluorid.

c) Grenseverdi for gassformig fluorid.

d) Utgangspunkt for luftkvalitetsgrensverdien er at høy og beitgress bare unntaksvis bør inneholde mer enn 30 mg fluor pr. kg tørrstoff. Dette er anslått til å svare til en konsentrasjon av totalfluorid av størrelsesorden 0,2-0,4 µg F pr. m³ luft.

5 LUFTKVALITETEN I BYER OG TETTSTEDER (LOKAL SKALA)

Luftforurensningene har vært målt i norske byer og tettsteder mer eller mindre kontinuerlig siden ca. 1960. NILU startet det landsomfattende måleprogrammet i 1971. Dette ble etablert i sin nåværende form fra 1977 på oppdrag fra Statens forurensnings-tilsyn (SFT).

De viktigste endringene i utslippene siden ca. 1970 har vært forårsaket av en sterk reduksjon i bruk av fyringsolje samtidig som svovelinholdet i oljen er redusert, mens forbruket av bilbensin og autodiesel har økt systematisk.

Dette har ført til en kraftig reduksjon i SO_2 -belastningen, mens bidragene fra biltrafikken i dag representerer de største problemene i våre byer og tettsteder (se Figur 1). I 1986 var mellom 180.000 og 250.000 mennesker i Norge utsatt for luftforurensninger på nivåer som var høyere enn norske forslag til grenseverdier (Fig. 2). For NO_2 og CO var biltrafikken den dominerende kilden. Også for sot representerte bidraget fra veitrafikken ca. 60%.

For NO_2 ligger konsentrasjonene nær gater og veier fire ganger høyere enn på målestasjoner utenfor byene (regional) (Fig. 3).

En generell trafikkøkning i byene våre har ført til en stadig økning av nitrogenoksid (NO_x)-konsentrasjonene. Nitrogendioksid (NO_2) kan ha helsemessige konsekvenser. I dag synes NO_2 -belastningen i byene å være det største luftforurensningsproblemet.

En vesentlig del av NO_x -utslippene fra bilene skjer som NO. NO oksideres til NO_2 i atmosfæren, bl.a. avhengig av tilgjengelig ozon i luften. Når også det generelle bakgrunnsnivået av ozon i det bakkenære sjiktet av atmosfæren langsomt øker, betyr dette at potensialet for NO_2 -dannelse øker i byene våre. En kan populært si at luften i byene våre blir mer "aggressiv".

Dette kan ha betydning særlig for den mest følsomme delen av befolkningen. Vi spør oss i dag om det kan være sammenheng mellom luftkvalitetens endrete sammensetning og egenskaper og en fordobling av akutte innleggelser av astmatiske barn ved Ullevål sykehus i Oslo i perioden 1980-88. Dette forholdet undersøkes for tiden.

En nylig avsluttet undersøkelse av "trafikk og miljø" ved Vålerenga/Gamlebyen i Oslo har vist at mange mennesker plages

av luftforurensninger fra biltrafikken, selv på nivåer som er lavere enn de norske forslag til grenseverdier (Fig. 4).

7 REGIONALE OG KONTINENTALE PROBLEMER

Problemene på denne skalaen er bl.a. sur nedbør, troposfærisk ozondannelse, skogskader, langsiktig avsetning av metaller. Måleprogrammene inneholder derfor bl.a. måling av SO_2 , sulfat, NO_2 , sum ammonium og ozon i lufta. Det foretas også omfattende målinger og analyser av kjemiske komponenter i nedbøren.

7.1 FORSURING

De høyeste konsentrasjonene av forurensninger i nedbøren måles langs Sørlandskysten. Konsentrasjonene avtar markert nordover og innover i landet (Fig. 5). Den årlige tilførselen med nedbør er imidlertid like stor på Vestlandet som på Sørlandet, fordi Vestlandet har større nedbørmengder. I Sør-Norge utgjør nedbøravsetningen ca. 80% av den totale tilførselen.

Mengden avsatte forurensninger varierer sterkt fra år til år, og viser ingen klar og entydig endring siden 1970-årene. Tendensen tyder på en svakt avtakende svoveltilførsel og en økende nitrat-tilførsel i Sør-Norge.

Hovedårsaken til forsuringsproblemene har siden 50-årene vært utslipp av svovel- og nitrogenforbindelser, hovedsakelig som resultat av bruk av fossilt brensel. Brenning av kull og olje i varmekraftverk samt industriprosesser har representert de viktigste kildene. Etter hvert som nitrogenforbindelsene har fått større betydning for forsuringsproblemene er utslippene fra veitrafikken blitt viktige bidragsyttere. I noen land er veitrafikken nå den viktigste kildekategorien.

Tålegrensen er antatt å være den høyeste forurensningsbelastning naturen kan tåle uten at merkbare negative effekter oppstår. Når tilførselen av luftforurensninger er under tålegrensen, gir det, etter nåværende kunnskaper, ingen effekter på

miljøet. Tålegrensen for årlig tilførsel av svovelkomponenter varierer sterkt fra ett område til et annet. For Sør- og Vest-Norge antas tålegrensen i dag å være mellom 0,5 og 1 mg S/m². For nitrogen er tilsvarende grense 1 til 2 g N/m².

Den totale årlige tilførsel av svovel og nitrogen på Sørlandet, Østlandet og Vestlandet viser at tilførselen over store områder er større enn de angitte tålegrensene (Fig. 6). Dette gjelder særlig for svovelforbindelser. Nitratavsetningene som resultat av NO_x-utslipp i Europa bidrar også i sterkere grad til forurensningsproblemene i Norge.

7.2 TROPOSFÆRISK OZON

Fotokjemiske oksidanter dannes ved kjemiske reaksjoner i atmosfæren mellom nitrogenoksider og hydrokarboner (eller flyktige organiske forbindelser, VOC) under påvirkning av sollys. Dette er således et sommerproblem. Den viktigste fotokjemiske oksidanten er ozon. Høye konsentrasjoner av ozon kan gi skader på helse, vegetasjon og materialer, dessuten virker ozon som drivhusgass og har således interesse i klimasammenheng.

Hovedkildene for flyktige organiske forbindelser er bruk og håndtering av petroleumsprodukter og fordampning av løsemidler.

Ozon-nivået i troposfæren over Europa er tilnærmet fordoblet i løpet av dette århundret. I tillegg forekommer det hver sommer perioder med høye konsentrasjoner (dvs. konsentrasjoner over de nivåer som gir skader på f.eks. vegetasjon) over mesteparten av Europa. Normalt finner en de høyeste konsentrasjonene over Sentral-Europa, men også i Norge er verdiene til tider over aksepterte "tålegrenser".

Sammenhengen mellom utslipp av nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser og ozon-konsentrasjonene bestemmes av meteorologiske forhold og en lang rekke kjemiske reaksjoner. Sammenhengen er ikke-lineær, det er derfor meget vanskelig å beregne effekten av utslippsreduksjoner. Sterkt forenklet kan

en si at økningen i bakgrunnsnivået av ozon skyldes nitrogenoksid, mens ozon-konsentrasjonene i episodene bestemmes av flyktige organiske forbindelser.

Det hevdes at ozonkonsentrasjonen i luft har sammenheng med registrerte skogskader. Forsøk har vist at ozon kan være skadelig for vegetasjon når konsentrasjonen er større enn:

- 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddelverdi
- 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som 7h-middelverdi, på dagtid i vekstsesongen.

Målinger fra Birkenes i sør til Svanvik i Øst-Finnmark i nord har vist at dagtidmiddelverdiene i vekstsesongen er høyere enn 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. På stasjonene i Sør-Norge er også timemiddelverdien overskredet fra 2 til 20 ganger om sommeren.

8 GLOBALE EFFEKTER AV LUFTFORURENSNINGER

Den viktigste endringen de siste årene i synet på luftforurensningsproblemer har vært den stadig sterkere fokuseringen på globale effekter. Slike effekter er bl.a. knyttet til en endring i strålingsbalansen ved:

- a) Redusert ozon i stratosfæren og mer ultraviolet solstråling til bakken.
- b) Mer varmeabsorberende gasser i atmosfæren (økende CO_2 -innhold) og global temperaturøkning.

8.1 NEDBRYTING AV OZONLAGET

De mest dramatiske dokumentasjonene av ozonreduksjonen har vært de meget omtalte "ozonhullene" over Antarktis. Verken i sør eller i nord er det egentlig snakk om et regelrett hull i ozonlaget. Over Antarktis er det registrert en 50% reduksjon om våren, knyttet til klorkjemi gjennom hovedsakelig utslipp av klorfluorkarboner (KFK) og temperaturforholdene i atmosfæren.

Luftforurensninger som påvirker ozonlaget er KFK (brukt i skumplast, spraybokser, til kjøling, i kjemisk rensing og i isolasjon), haloner (brannslukking), lystgass, (N_2O fra forbrenning, jordbruk), metan (kvegdrift, rismarker, landbruk) og NO_x (forbrenning).

Utslippene av stoffer som bryter ned ozonlaget er regulert gjennom den såkalte Montreal-protokollen. Noe forenklet kan en si at de industrialiserte landene er kommet til enighet om en utfasing av forbruket av de viktigste ozon-nedbrytende stoffene før århundre-skiftet.

Veitrafikkens bidrag til ozon-nedbrytingen har vært relativt begrenset. I USA har diskusjonen om en utstrakt bruk av KFK til luftkjøling ført til at slike kjølemedia i bilindustrien er helt på vei ut. Isolasjonsplater brukt til veibane-isolasjon har også inneholdt KFK-forbindelser som langsomt har lekket ut til atmosfæren.

Fremdeles gjenstår utslippene av nitrogenforbindelser. Det ble også fra svensk hold pekt på at introduksjonen av katalysatorer kunne føre til et økt utslipp av N_2O . Dette er ikke senere dokumentert.

8.2 KLIMAENDRINGER

Det globale forurensningsspørsmålet som i dag opptar svært mange er sannsynligheten for at vi er i ferd med å forandre klimaet på jorda som følge av økte utslipp til atmosfæren, dvs som følge av drivhuseffekten. det er imidlertid betydelige vitenskapelige usikkerheter om hvor alvorlige klimaendringer vi kan vente oss, og en del regjeringer velger å "gjemme" seg bak disse usikkerhetene for å kunne utsette en reell diskusjon om tiltak.

Det vi med sikkerhet vet, er at drivhuseffekten er en fysisk realitet som har vært kjent i lang tid. Det levelige klimaet på jorden skyldes atmosfærens innhold av drivhusgasser som vann-

damp og karbondioksid. Uten drivhusgasser ville den globale middeltemperaturen vært ca 30°C lavere enn det vi har i dag. Drivhuseffekten oppstår fordi drivhusgassene slipper gjennom den kortbølgete strålingen fra solen, mens den absorberer den langbølgete varmestrålingen fra jordoverflaten. Dette fører til økt temperatur og dermed økt langbølget stråling slik at vi til slutt oppnår balanse mellom innkommende og utgående stråling.

Vi vet også med sikkerhet at utslipp av drivhusgasser som følge av menneskelig aktivitet har ført til økte konsentrasjoner av disse i atmosfæren og at dette bidrar til å øke drivhuseffekten. Det er denne menneske-skapte økningen som ofte omtales som drivhuseffekten. De gassene som særlig bidrar til økt drivhuseffekt er:

- Karbondioksid (CO_2) som slippes ut ved forbrenning av fossilt brensel og ved avskoging,
- metan (CH_4) som dannes i forbindelse med husdyrhold, rismarker og bruk av naturgass,
- klorfluorkarboner (KFK) som brukes i bl.a. kjøleanlegg, renserier og isolasjonsmaterialer,
- dinitrogenoksid (N_2O) som dannes hovedsakelig ved mikrobiologisk aktivitet,
- troposfærisk ozon (O_3) som dannes ved fotokjemiske reaksjoner i atmosfæren mellom nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser.

Vanndamp er også en viktig drivhusgass, og effekten av den er langt større enn for de andre drivhusgassene. Det er imidlertid ikke vanlig å regne vanndamp som en drivhusgass på linje med f.eks. CO_2 , fordi konsentrasjonen av vanndamp ikke bestemmes direkte av menneske-skapte utslipp. Det er mer korrekt å betrakte atmosfærens innhold av vanndamp som en tilbakekobling ("feedback").

De enkelte drivhusgassene har høyst forskjellig evne til å absorbere langbølget stråling, og CO₂ er faktisk den minst effektive av dem. Dens betydning som drivhusgass skyldes at den finnes og slippes ut i langt større mengder enn de andre klimagassene. Med kjennskap til intensiteten av solstrålingen, jordens revfleksjonsevne og konsentrasjonen av drivhusgasser i atmosfæren, kan en beregne den globale middeltemperaturen. Ved mer kompliserte modeller (globale sirkulasjonsmodeller), er det også mulig å beregne hovedtrekkene i f.eks. temperaturfordelingen over jordoverflaten.

Det er i dag stor enighet om at dersom utslippsutviklingen fortsetter uten tiltak ("business-as-usual") kan vi forvente en global temperaturøkning omkring 0,3 °C pr. ti-år (usikkerhetsområdet er anslått til 0,2-0,5 °C). Økningen vil bli størst på høye nordlige bredder om vinteren. Havoverflaten er beregnet å øke ca 6 cm pr ti-år.

Når en skal vurdere tiltak mot klimagassene, er det viktig å huske på at mange av drivhusgassene har lang levetid (ca. hundre år) i atmosfæren og at det er stor treghet i koblingen atmosfære-hav. Dette betyr at om vi kunne "fryse" dagens utslippsmengder, vil konsentrasjonen i atmosfæren øke i århundrer fremover. Dersom vi ønsker å stabilisere dagens konsentrasjonsnivå, må vi redusere utslippene av klimagasser med lang levetid med over 60%.

Den globale middeltemperaturen har økt med ca 0,5 °C de siste hundre år, og de fem varmeste årene i denne perioden forekom i 1980-årene. Havnivået har i den samme perioden økt med 10-20 cm. Selv om dette i hovedtrekke stemmer med teorien, er det ikke mulig å fastslå dette med sikkerhet.

Veitrafikkens bidrag til CO₂-utslippene i Norge var i 1988 44% (15 mill. tonn CO₂ av totalt 34 mill. tonn CO₂ pr. år).

Tar en hensyn til at de forskjellige klimagassene har for-

skjellig innvirkning på drivhuseffekten, viser tabellen nedenfor at mobile kilder står for 33% av drivhusgassene i Norge.

Prosentvis fordeling av klimagassenes drivhuseffekt i Norge.

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NO _x	VOC	CO	KFK	Totalt
Stasjonære forb.	20	-	1	1	-	1	-	23
Prosesser	11	6	5	-	1	-	21	44
Mobile kilder	24	-	-	5	-	3	-	33
% totalt	55	6	6	6	1	4	21	100

Det uttrykkes ofte at Norge er og skal være en "pådriver" i internasjonale miljøspørsmål. Med "pådriver" menes bl.a. at vi skal være et foregangsland når det gjelder tiltak mot egne kilder ("feie for egen dør") og at vi skal bidra aktivt i internasjonalt samarbeid. Dette er en naturlig holdning i et land som er utsatt for negative effekter (forsuring og sannsynlige klimaendringer), men som samlet har små utslipp i europeisk eller global sammenheng.

Når det gjelder tiltak mot egne utslipp, kan Norge neppe generelt karakteriseres som "pådriver" sammenlignet med andre vestlige industriland. Innenfor internasjonalt samarbeid har vi imidlertid spilt en viktig rolle, både på det politiske og det forskningsmessige området, og kanskje spesielt ved en god kobling mellom de to områdene. Dette vil også være et viktig område for fremtidig satsing. Hensynet til globale og regionale miljøspørsmål vil få langt større betydning i årene fremover, og de som tidlig klarer å ta dette med i sin planlegging kan oppnå viktige konkurransefordeler.

Her vil vi også se store endringer i utformingen av miljøvennlige biler og trafikkløsninger. Med de planene og kravene som foreligger i dag, antas NO_x- og CO-utslippene fra person-

bilene å reduseres med en faktor 5 i perioden fra 1990 til 2006. Reduksjonene i utslipp fra busser og lastebiler (slik vi kjenner den i dag) blir mye mindre.

Luftkvalitet i norske byer (air quality in Norway, winter)

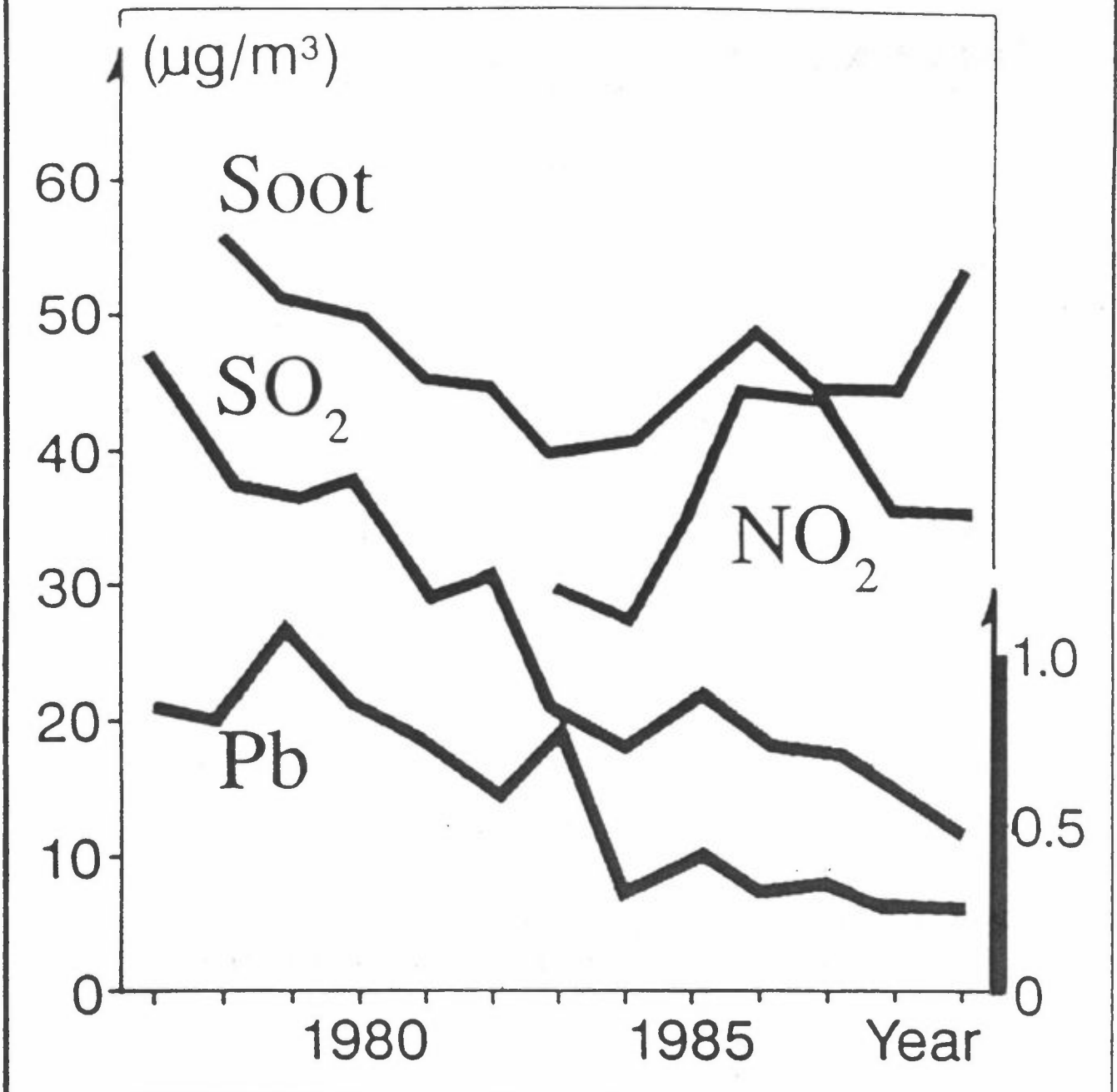


Fig 1

Luftforurensning i byer og tettsteder

Komponent	Problemomfang * antall personer berørt i 1986	De forskjellige kilders bidrag til problemet i % i 1986
SO ₂	120.000	Mobile kilder 10 Energiprod. 50 Industri 40
NO ₂	180.000	Mobile kilder 90 Energiprod. 10 Industri ~0
CO	30.000	Mobile kilder 100 Energiprod. 0 Industri 0
Sot	250.000	Mobile kilder 60 Energiprod. 35 Industri 5
Lukt	800.000 **	Mobile kilder 60 Energiprod. 5 Industri 35
Støv	800.000	Mobile kilder 80 Energiprod. 2 Industri 18

* For sot, NO₂, CO og SO₂ er omfanget gitt som antall personer som utsettes for konsentrasjoner over anbefalt grenseverdi. For lukt og støv er omfanget angitt som antall trivselsplagede.

** En andel av personene er plaget av flere kilder.

Fig. 2

Biltrafikken er hovedkilden til NO₂

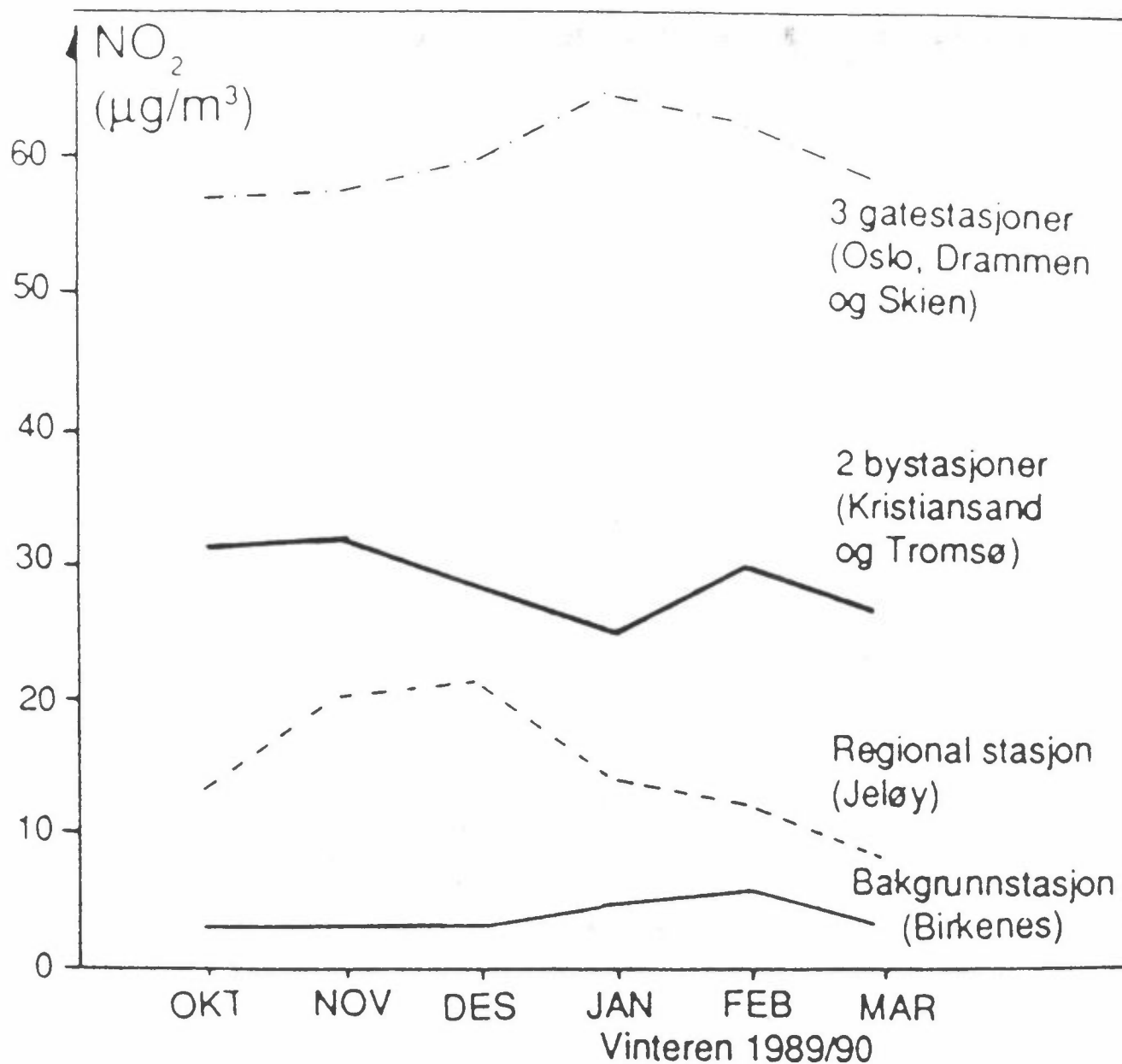
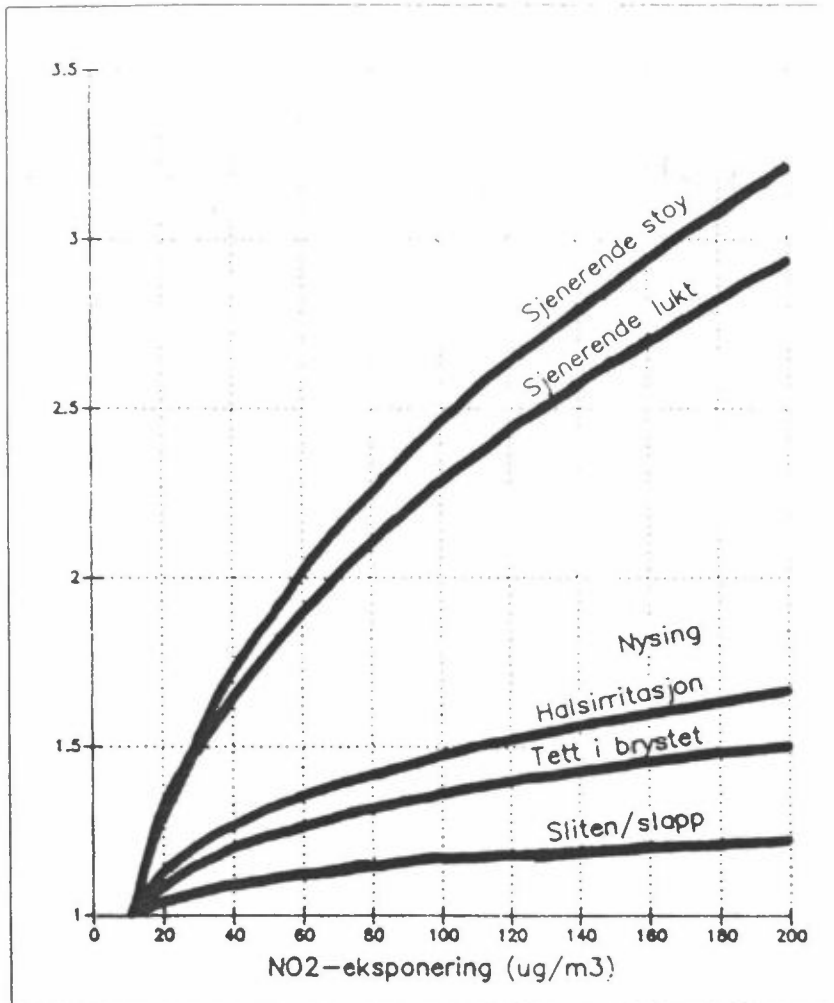


Fig. 3

Trafikken gir helseplager

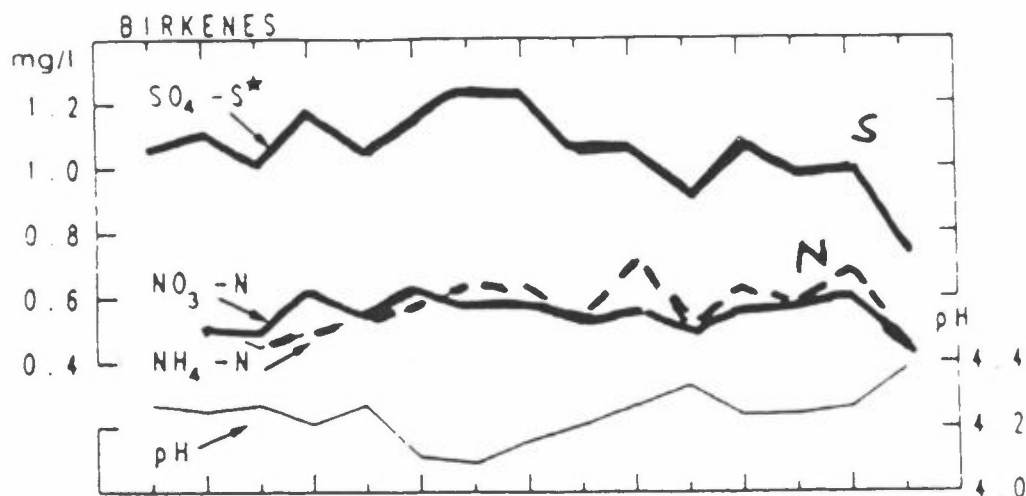
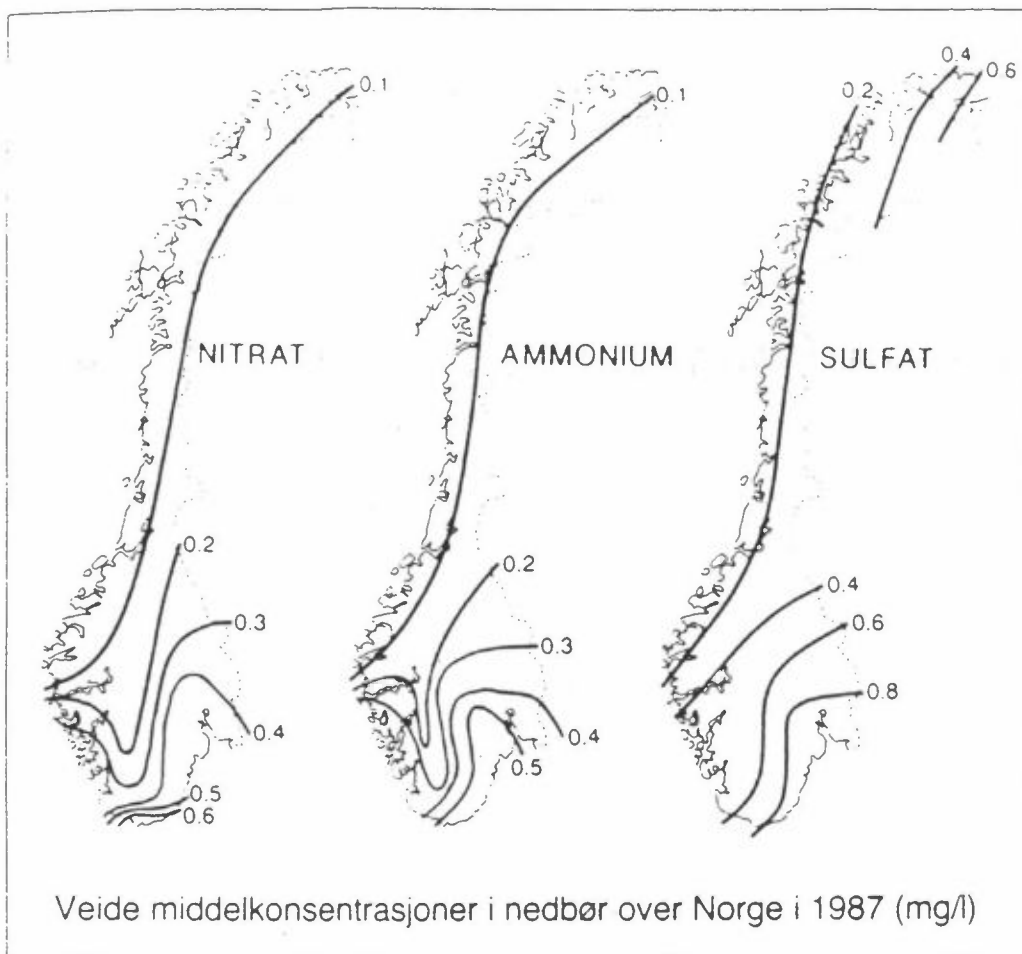


Faren for å ha forskjellige helseplager sett i forhold til forurensningsnivå indikert ved NO₂. (En økning fra 1 til 2 betyr en dobling av faren sett i forhold til en NO₂-referanseverdi på 10µg/m³ som er en bakgrunnsverdi). 8-timers prøver.

Mange er plaget selv om grenseverdiene ikke overskrides

Fig. 4

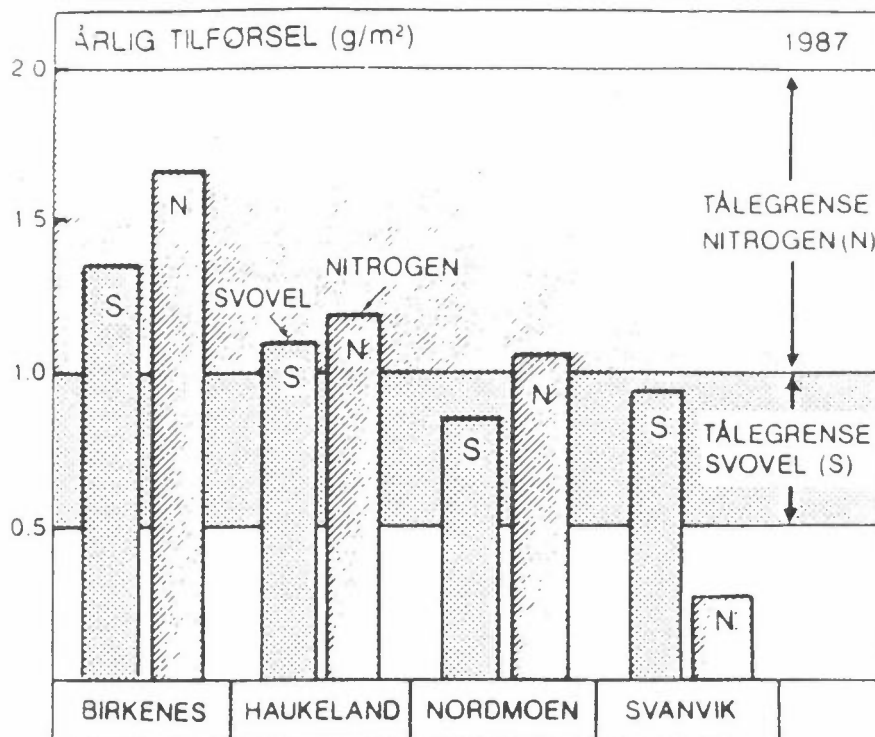
TILFØRSEL



Veide årsmiddelkonsentrasjoner av sulfat (sjøsaltkorrigert), nitrat, ammonium og pH-middelverdier i nedbøren på norske bakgrunnstasjoner, 1973-1987.

Fig. 5

TÅLEGRENSENER.



Den totale tilførselen ved 4 representative målestøder viser at på Sørlandet (Birkenes), Østlandet (Nordmoen) og Vestlandet (Haukeland) er tilførselen større enn de angitte tålegrensene.

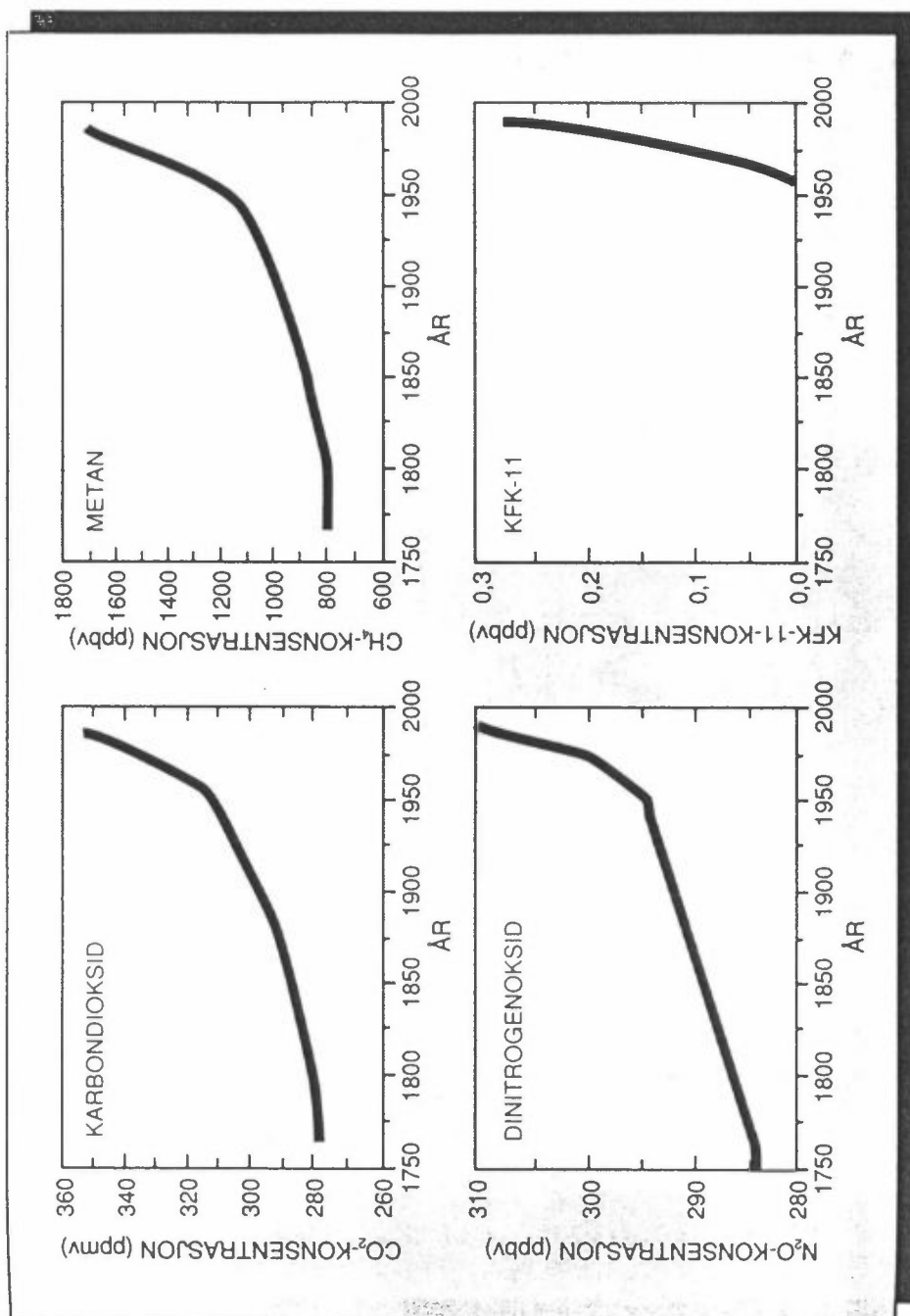
Ozon kan være skadelig for vegetasjonen når konsentrasjonen er større enn:

150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som timemiddelverdi

50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som 7 h dagtidmiddel i vekstperioden

1987	Antall timer >150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Midlere dagtidkonsentrasjon av ozon i vekstperioden
SVANVIK	0	~58
HØYLANDET	0	~55
KLYVE	7	~68
NORDMOEN	2	~65
PRESTEBAKKE	8	~60
BIRKENES	22	~80

Fig. 6

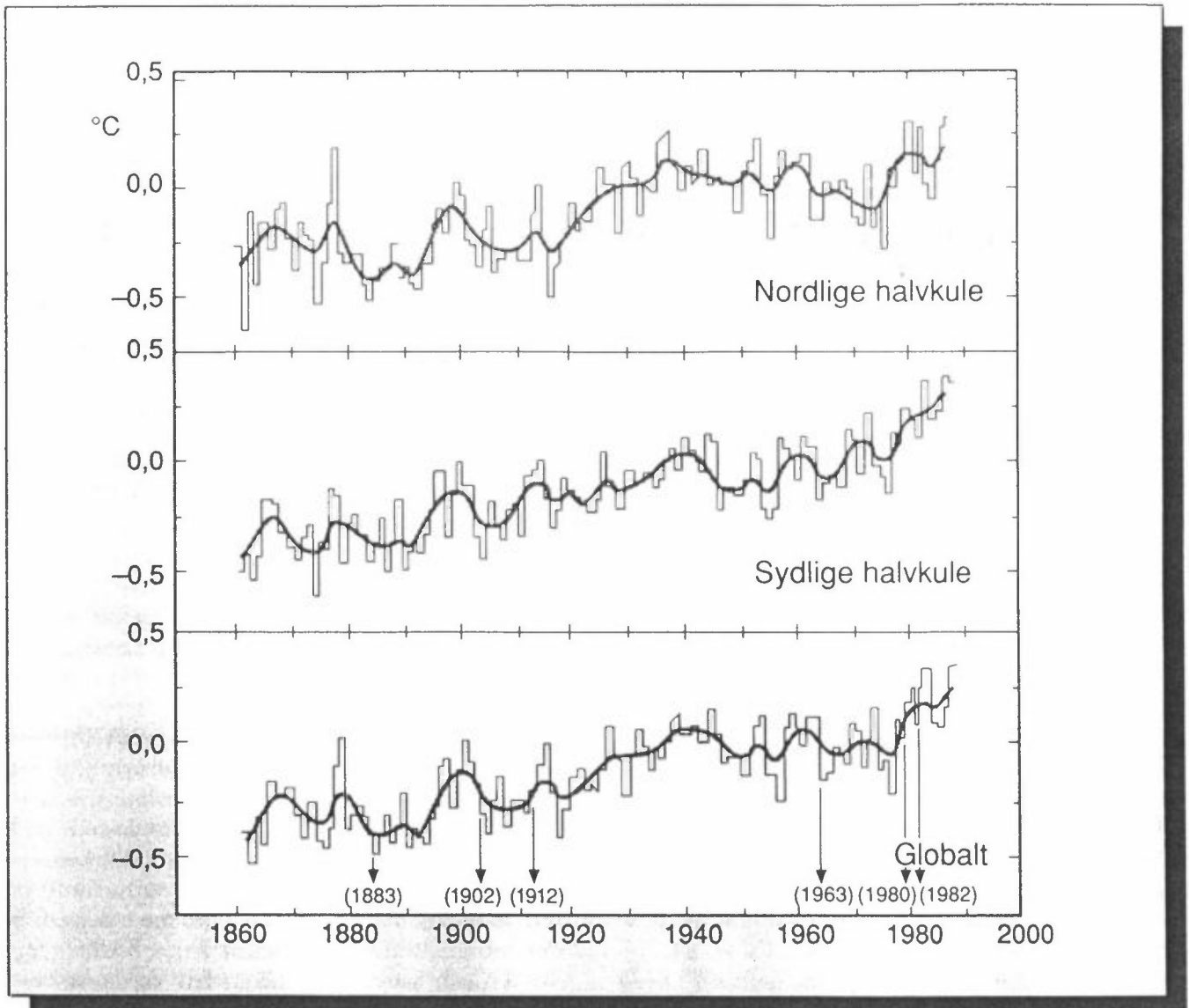


Konsentrasjonsutvikling siden den industrielle revolusjon

Konsentrasjonene av karbondioksid og metan var relativt konstante fram til 1700-tallet. Etter den tid har konsentrasjonene økt kraftig som følge av menneskelige aktiviteter. Konsentrasjonene av lystgass har økt siden midten av 1700-tallet og særlig i de siste par tiår. De industrielt fremsilte KFK-gassene fantes ikke i atmosfæren før i 1930-årene.

Kilde: IPCC, 1990

Fig. 7



Temperaturendringer de siste 100 år

Den nederste kurven viser midlere global lufttemperatur over land og hav for perioden 1861 til 1988. Årsverdien er plottet som avvik fra middeltemperaturen for perioden 1950-79. De øverste kurvene viser tilsvarende verdier for midlere lufttemperatur for henholdsvis nordlige og sørlige halvkule.

Kilde: NILU, 1990

Fig. 8

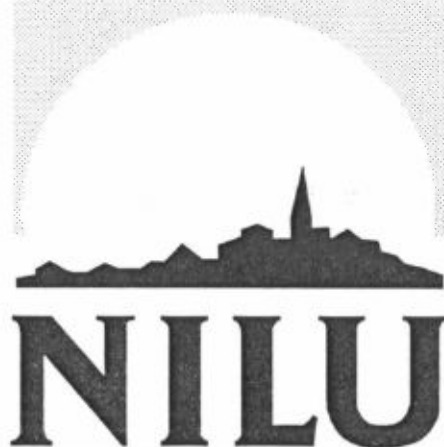


NILU F : 17/91
REFERANSE : O-1540
DATO : MAI 1991

Helseeffekter fra biltrafikk- forurensning i Norge

J. Clench-Aas

Utarbeidet for kurset
Luftforurensninger og veiplanlegging,
arrangert av Vegdirektoratet,
Olavsgaard, 4. - 6. juni 1991



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Norwegian Institute For Air Research
POSTBOKS 64 - N-2001 LILLESTRØM - NORWAY

HELSEEFFEKTER FRA BILTRAFIKKFORURENSNING I NORGE

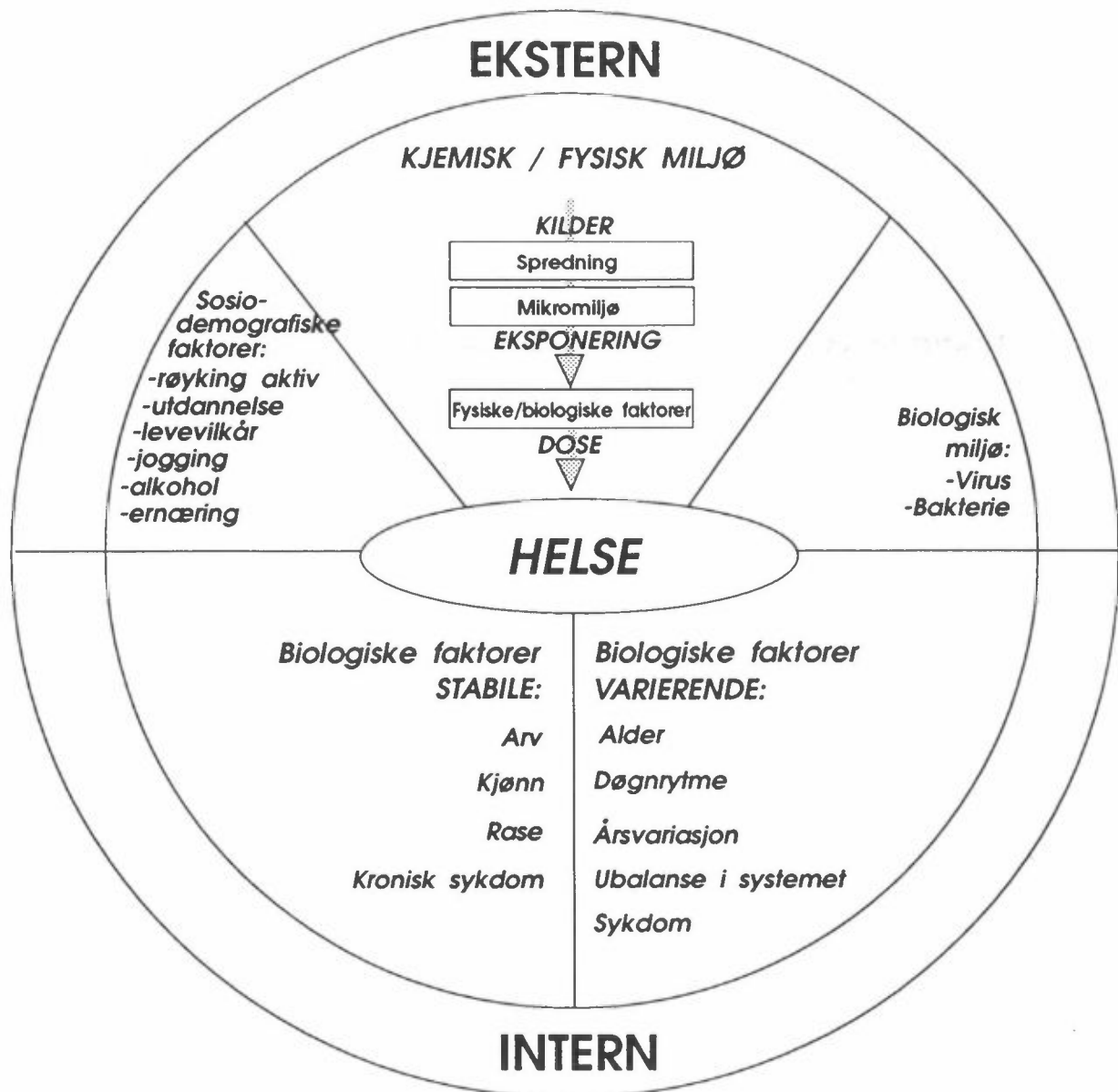
1 INNLEDNING

I de senere år har mye oppmerksomhet blitt viet virkninger av luftforurensning på helse hos mennesker. Ut fra en generell uro og usikkerhet om virkninger både på kort og lengre sikt, har det vært ønskelig å kartlegge kilder til og omfang av luftforurensning. Det er nødvendig at grenseverdier for forurensningskomponenter i luften sikrer befolkningen mot virkninger på helse (WHO, 1987). "Befolkningen" inkluderer følsomme grupper som fostre, barn i forskjellige aldersgrupper, eldre, personer med hjerte-kar-sykdommer, astmatikere og andre lungesyke osv.

I Norge som i andre vestlige land er veitrafikken en viktig kilde til luftforurensning, og i de fleste tettsteder den viktigste kilden. De mest kjente luftforurensningskomponentene i trafikkforurensning er karbonmonoksid (CO), nitrogenoksider (NO_x), hvorav NO_2 er den komponent som er mest helseskadelig, og partikler, spesielt inhalerbare partikler (diameter $< 10 \mu\text{m}$) som trenger ned i de nedre luftveier (bronkier og lungesekk) og kan avsettes der. Partiklene inneholder en rekke organiske forbindelser som kan være helseskadelige. Mange organiske forbindelser forekommer også i gassfasen. I tillegg er støy et viktig element av trafikkforurensning.

Det er i Norge behov for å undersøke helsevirkninger av trafikkforurensninger med sikte på å definere akseptable konsentrasjoner av forurensningskomponenter, nivåer av støy, osv. For å kunne gjøre slike undersøkelser og tolke resultater hensiktsmessig, er det nødvendig å ha en god forståelse av begrepet "helse".

Figur 1 viser skjematisk faktorer som innvirker på helse.



Figur 1: Oppsummering av faktorer som virker på menneskers helse.

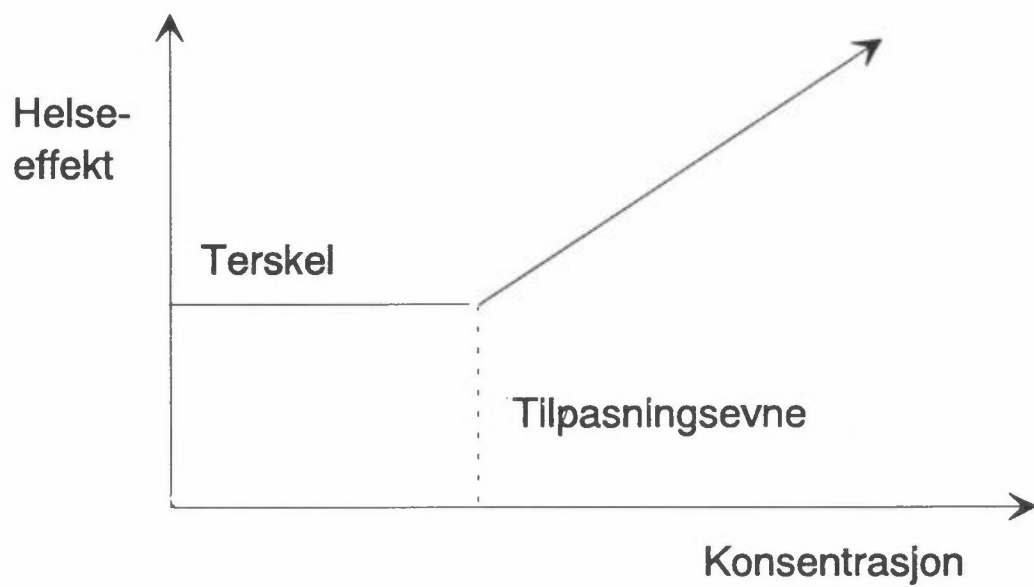
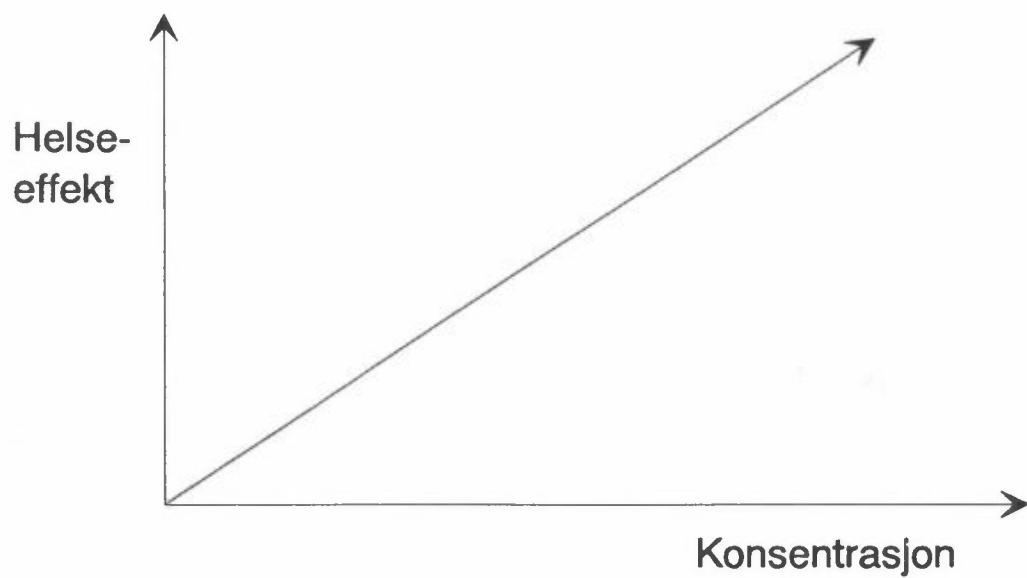
Helse er et begrep som omfavner kroppens organer, cellefunksjon og/eller systemer (f eks nervesystem).

De faktorer som innvirker på helse kan deles i to: 1) de som er internt i kroppen og 2) de som kommer utenfra. Interne faktorer definerer kroppens mottagelighet for angrep eller sykdom. Mottagelighet kan stige jevnt fra 0 eller kan vise en terskel ("hockey stick"-respons) hvor kroppen kan behandle angrep uten tegn til svekkelse opp til et visst nivå, hvor sykdom begynner. De eksterne faktorer kan påvirke kroppsfunksjon som fører til god eller dårlig helse (figur 2). Beskrivelsen er klart forenklet og i virkeligheten virker disse faktorer sammen på en dynamisk måte.

De interne faktorer kan deles i to: de som er stabile og derfor ikke endrer seg over tid og de som er varierende. Eksempler på stabile, biologiske faktorer er arv, kjønn, rase og kronisk sykdom (etter at den har inntruffet). Eksempler på varierende biologiske faktorer er alder, døgnrytmer, årstidsvariasjoner, sykdom og ubalanse i systemet.

De eksterne faktorer kan deles i tre hovedgrupper (selv om disse grensene må anses som flytende): 1) sosio-demografiske faktorer som f eks utdanning, levekår, røyking (både aktiv og passiv), alkoholforbruk, ernæring, jogging, osv., 2) det kjemisk/ fysiske miljøet som f eks luftforurensning, støy, vannforurensning, 3) det biologiske miljøet, som f eks virus og bakterier.

Det som skal diskuteres videre er effekten av det kjemisk/ fysiske miljøet forårsaket av biltrafikkforurensning på helse. Det er klart at eventuelle virkninger må ses i sammenheng med alle andre faktorer som påvirker helse. Siden kroppen ikke er statisk, men dynamisk, viser det seg å være vanskelig å skille de virkninger som er forårsaket av trafikken fra de som er forårsaket av andre faktorer.



Figur 2: Skjematisk beskrivelse av måter eventuelle helseeffekter utvikles og vises på.

Det er flere ledd som binder trafikkforurensning til helse (figur 1). De forurensningskonsentrasjoner mennesker er eksponert for reflekterer utslipp fra kilder, spredning fra meteorologiske forhold og modifikasjoner innendørs. Dosen er den konsentrasjonen som f.eks. et organ er utsatt for. Dosen er avhengig av både fysiske faktorer som f.eks. størrelse på partikler eller komponentenes form, og biologiske parametre, som f.eks. lungevolum eller blodvolum.

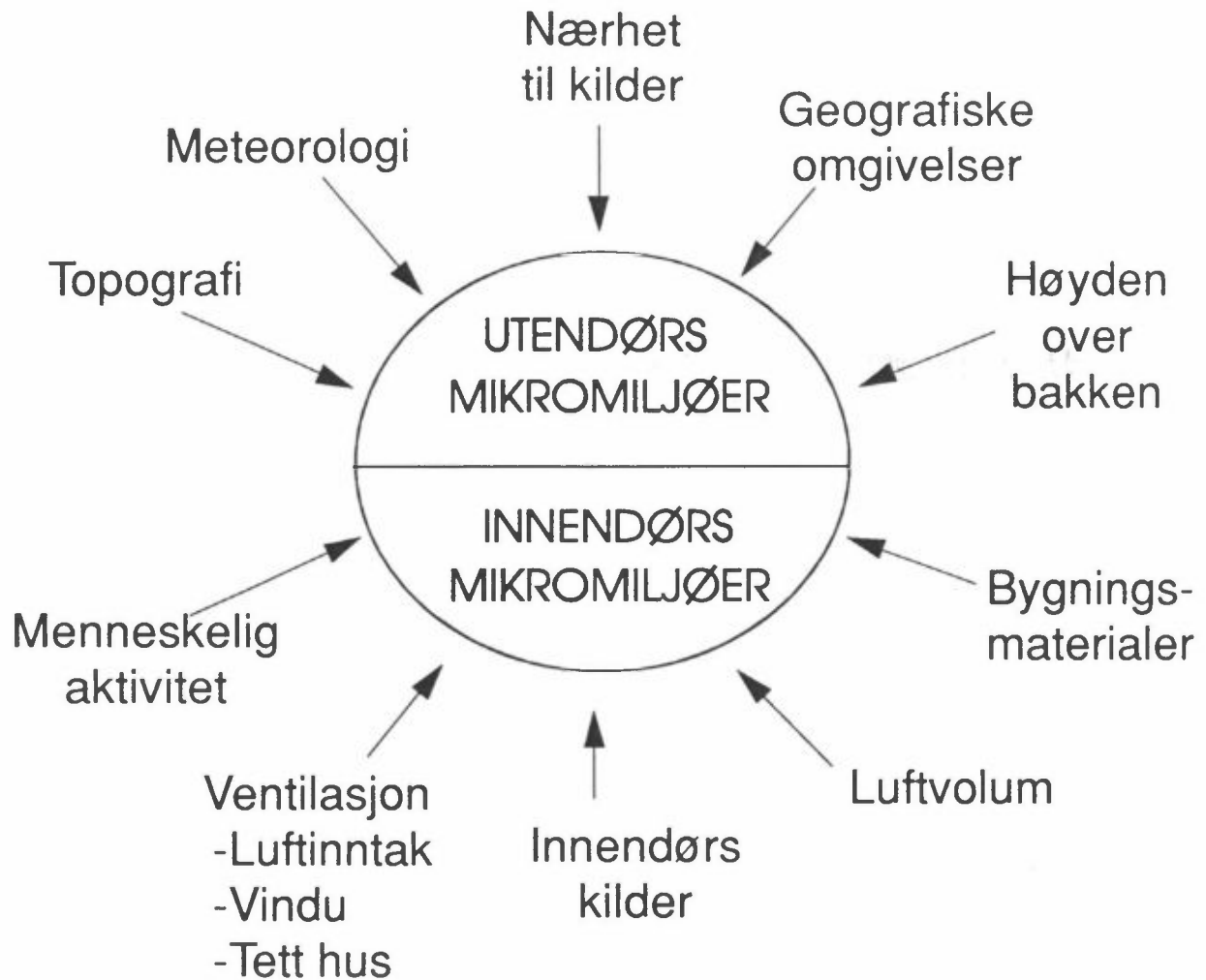
2 EKSPONERING

Det er godt kjent at forurensningen målt i ett punkt i én by ikke er tilstrekkelig til å beskrive den belastningen enkeltpersoner utsettes for. Menneskene beveger seg i forskjellige mikromiljøer med sterkt varierende forurensninger.

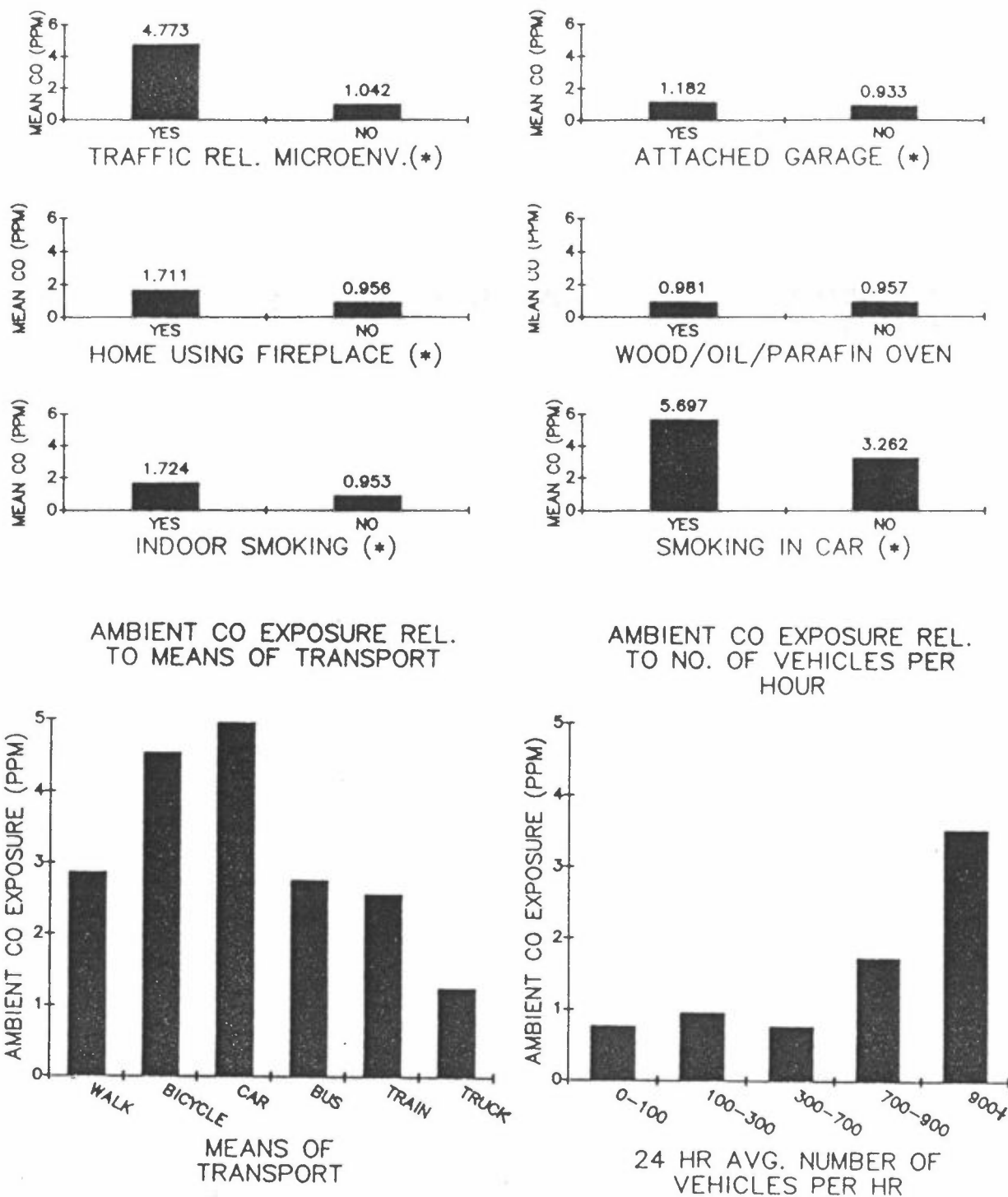
Den eksponeringen hvert individ utsettes for er avhengig av konsentrasjoner i de enkelte mikromiljøer de beveger seg i. Et mikromiljø er et veldefinert begrenset område, slik som fortau i et bysentrum, inne i en bil, innendørs hjemme med stengte vinduer, ute i hagen, osv.

Faktorer som virker på konsentrasjoner av luftforurensninger i mikromiljøer utendørs og innendørs er oppsummert i figur 3. Konsentrasjoner utendørs varierer i tid og rom avhengig av utslipp, vær og vind, topografi, høyde over bakken, osv. Konsentrasjoner innendørs er ikke bare avhengig av utendørs konsentrasjoner, men av kilder innendørs, luftvolum, menneskelig aktivitet og bygningsmaterialer.

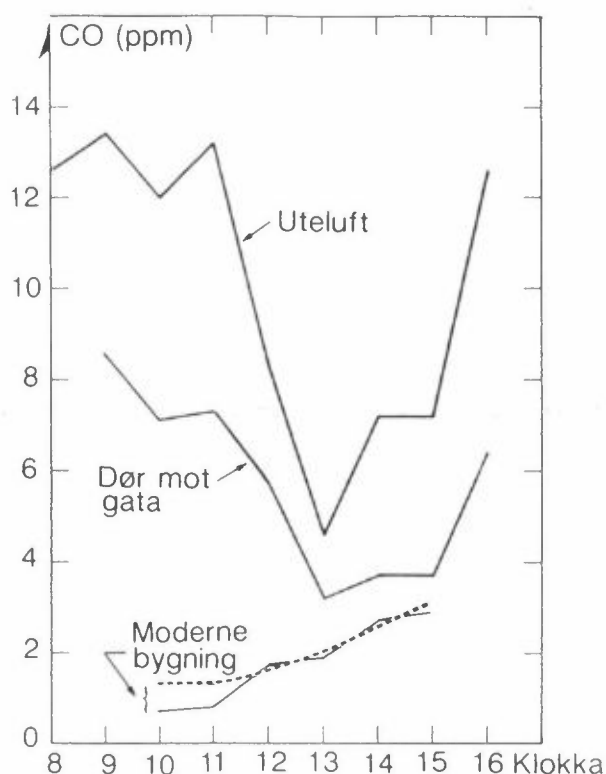
NILU har brukt kontinuerlig bærbare CO-målere for å kartlegge CO-konsentrasjoner i forskjellige mikromiljøer (figur 4). Det er en signifikant forskjell i CO-konsentrasjoner mellom mikromiljøer tilknyttet trafikk og/eller røyking og andre mindre eksponerte mikromiljøer. I figur 5 sammenlignes CO-konsentrasjoner innendørs i et moderne (luftinntak fra taket) og i et gammelt bygg.



Figur 3: Faktorer som påvirker luftforurensningskonsentrasjoner i forskjellige typer mikromiljøer.



Figur 4: CO-konsentrasjoner (ppm) i forskjellige mikromiljøer.

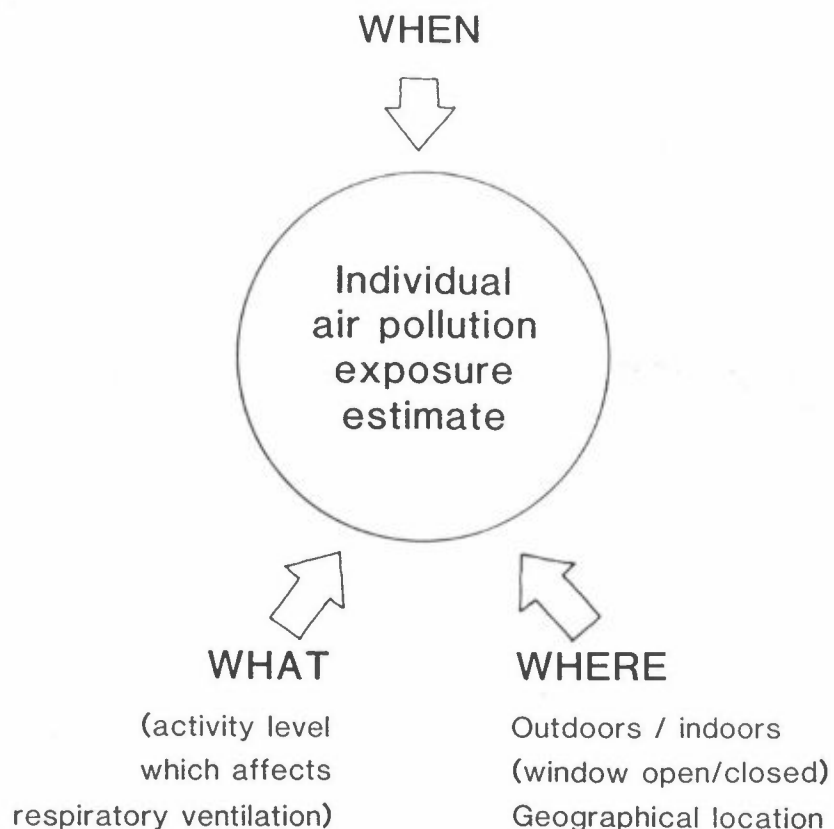


Figur 5: Konsentrasjoner (ppm) målt i en moderne bygning sammenlignet med målinger fra en gammel bygning.

Forskjeller i konsentrasjoner av luftforurensninger i mikromiljøer fører til stor variasjon i eksponering av enkeltmennesker.

Menneskers bevegelser gjennom forskjellige mikromiljøer fører til vidt forskjellige eksponeringsnivåer. Eksponering er en funksjon av hvor mennesker er, om de er inne eller ute, om vinduet er åpent eller lukket, når de er der og respirasjonshastigheten, om de sover eller trener (figur 6).

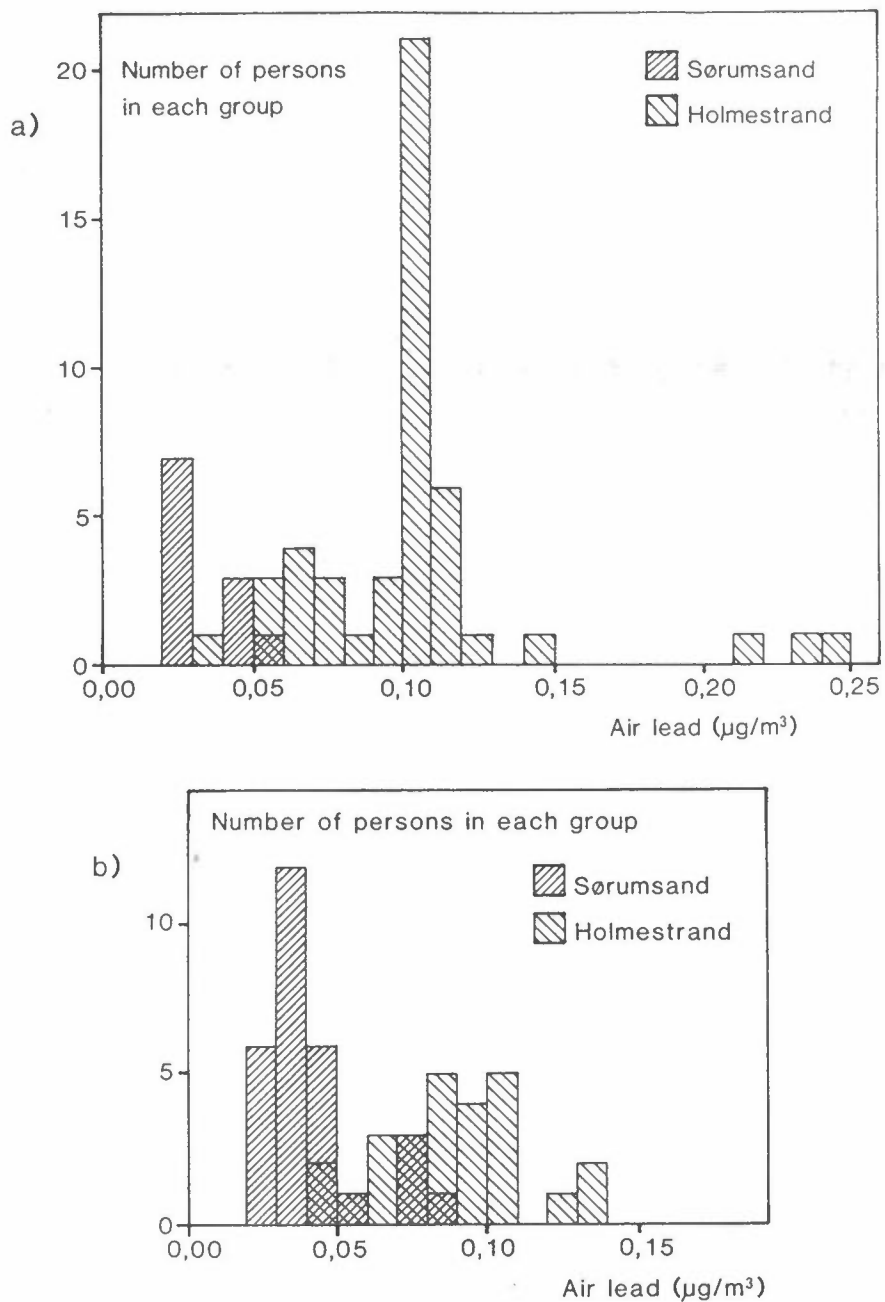
Det kan derfor være stor variasjon i eksponering mellom individer som bor i samme området. I en undersøkelse i Holmestrand før åpningen av tunnelen, ble eksponering til bly estimert for alle individer. Dette ble også gjort i et annet tettsted for kontroll (Sørumsand). Figur 7 viser spredningen i estimert eksponering hos to befolkningsgrupper, barn og pensjonister. En del av beboerne fra kontrollbyen har høyere eksponering til bly i luft enn beboerne i Holmestrand. Forskjellen skyldes adferd.



Figur 6: Individuelle beregninger for eksponering for luftforurensninger hvor det tas hensyn til forskjeller i adferd.

Figur 8 viser estimert eksponering til CO i luft hos forskjellige befolkningsgrupper i Vålerenga/ Gamlebyen i Oslo. Figuren viser stor variasjon over døgnet. Eldre mennesker er den gruppe som har høyest eksponering om natten pga at de sover med vinduet åpent. Barn har lavest eksponering da de som oftest sover med vinduet lukket. Til gjengjeld har barna høyest eksponering om ettermiddagen mens de er ute og leker.

I undersøkelser hvor helse sammenlignes med eksponering for forurensning, er det nødvendig å gi en individuell vurdering av eksponeringen. Eksponering kan måles med bærbart eller passivt utstyr. Det er mest praktisk og minst kostbart å estimere eksponering på individbasis. Estimering av eksponering trenger omfattende modellering av luftforurensningskonsentrasjoner på et



Figur 7: Frekvensfordeling av estimert eksponering for bly i luft hos bybefolkningen i to tettsteder, Holmestrand (trafikkekspontert) og Sørumsand (kontroll) for: a) pensjonister, b) barn

detaljert nivå (f eks ved hver veilenke), informasjon om konsentrasjoner inne og i andre mikromiljøer, i tillegg til informasjon om individenes bevegelser i forskjellige mikromiljøer.

3 DOSE

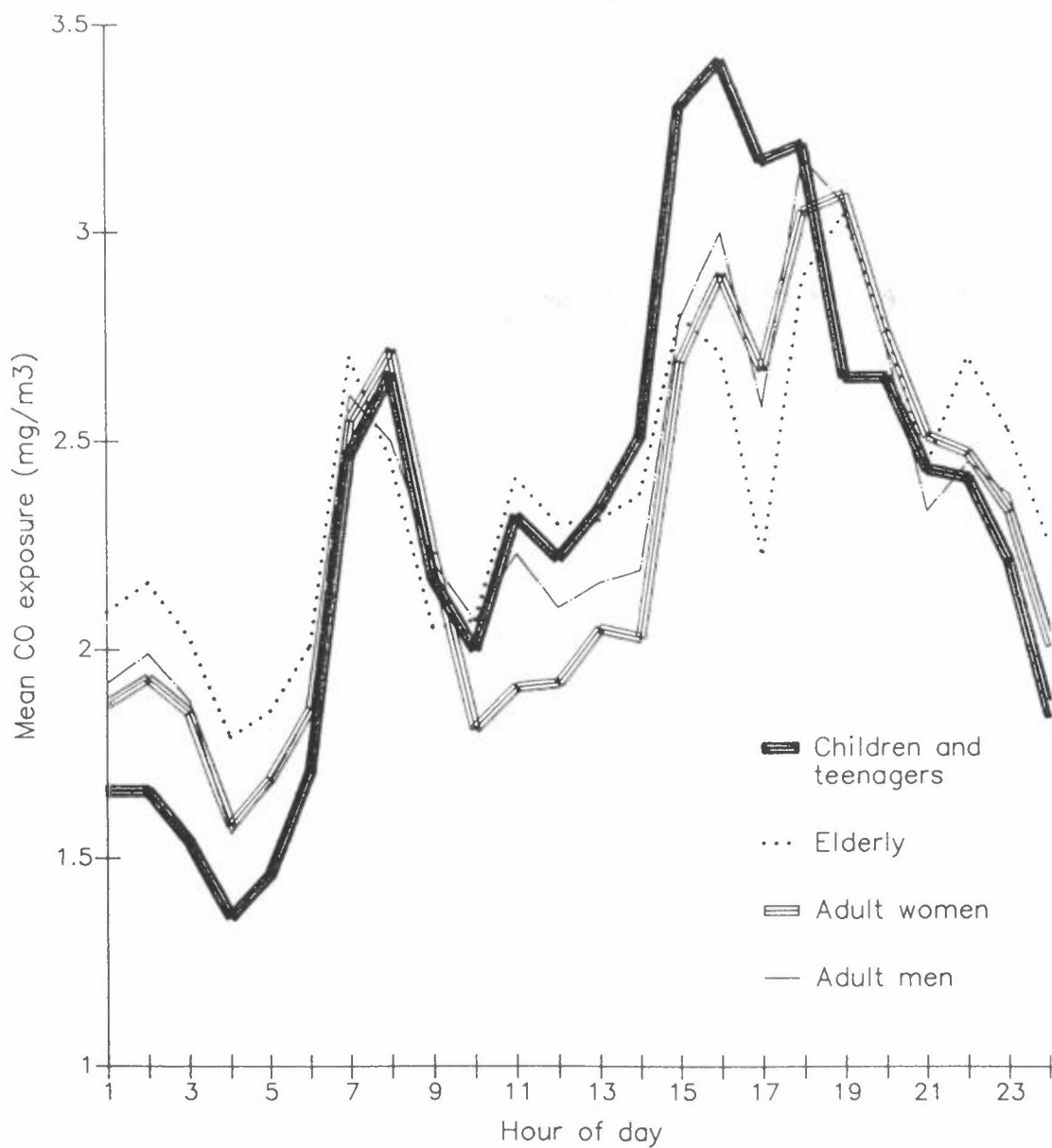
Eksponering defineres som nivået som kroppen er utsatt for. Nivået som er tilgjengelig for de forskjellige organer, og derfor nivået som eventuelt kan føre til skade, kalles dose.

Dose kan variere fra organ til organ. Det er ikke alltid like lett å måle. Ofte er verdier av komponentene i blod brukt, selv om nivåene kan variere fra organ til organ. Dose er også en funksjon av den kjemiske og fysiske form for forurensningskomponent (partikkelstørrelse og kjemisk aktivitet).

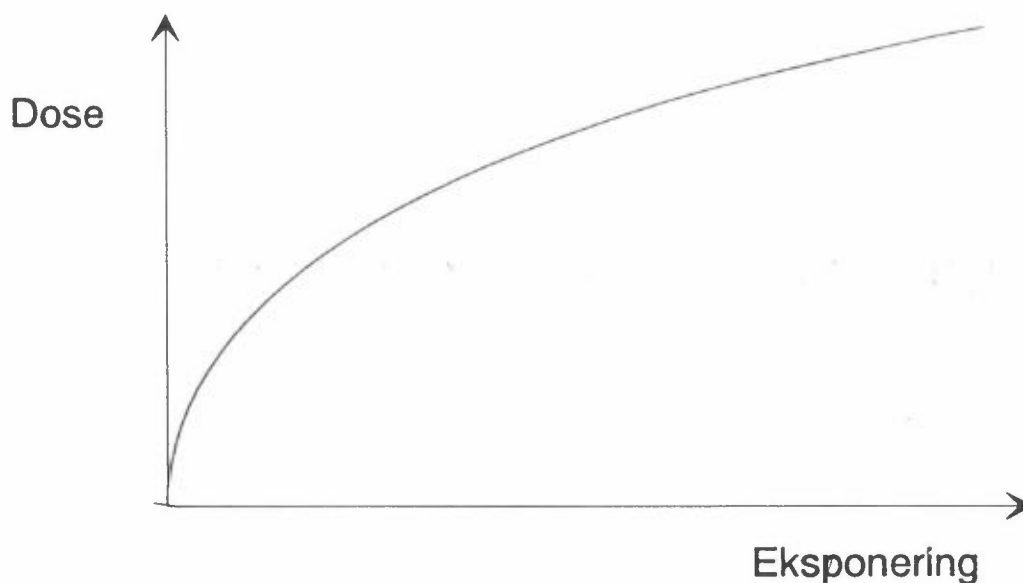
Likeledes er dosen en funksjon av biologiske parametre, som alder, kjønn, røyking osv. Dosen er en funksjon av eksponering som ikke nødvendigvis er lineær (figur 9), men kan variere mellom befolkningsgrupper og som kan skrives som en matematisk funksjon.

NILU har gjort et omfattende arbeid for å kartlegge eksponering og dose av bly og CO (eksempler av henholdsvis trafikkforurensning fra partikler og gass). I følgende kapittel beskrives disse undersøkelsene med etterfølgende resultater.

Vålerenga/Gamlebyen Oslo 1987



Figur 8: Gjennomsnittlig estimert eksponering for CO i 4 befolkningsgrupper i Vålerenga/Gamlebyen, 1987.

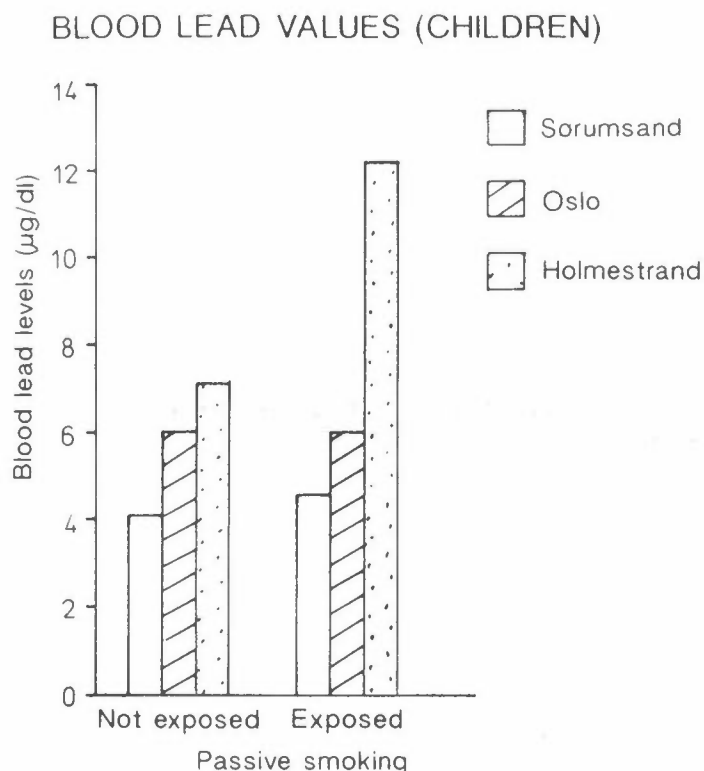


Figur 9: Dose er en funksjon av eksponering. Den er ikke nødvendigvis lineær og kan beskrives som en matematisk funksjon.

4 BLY I BLOD - EKSPONERING OG DOSE

Barn har et noe høyere blyinnhold i blodet enn voksne ved lik blypåvirkning fra luft. Barn utsatt for passiv røyking har høyere blyopptak fra luft enn barn som ikke er utsatt for passiv røyking. Denne forskjellen øker med økende blyinnhold i lufta (figur 10 og 11).

Tilsvarende har røykende kvinner et større blyopptak fra luft enn ikke-røykere. Også her blir forskjellen større når blyinnholdet i lufta øker.

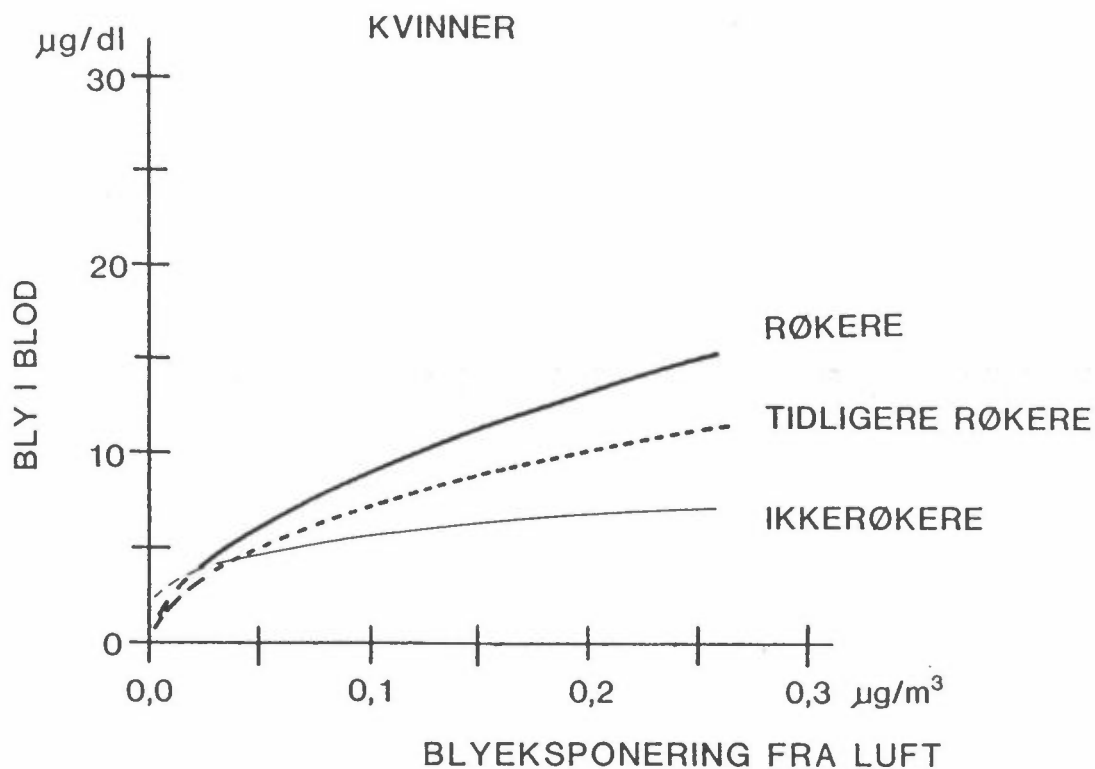


Figur 10: Medianverdier av korrigerede konsentrasjoner av bly i blod ($\mu\text{g}/100\text{ ml}$) som funksjon av eksponering for passiv røyking hos barn boende i Sørumsand, Holmestrand og Oslo-Nydalen.

Hos menn er forskjellen mellom røykeres og ikke-røykeres blyopptak fra luft liten.

Dette er hovedkonklusjonene i undersøkelsen som NILU, i samarbeid med Yrkeshygienisk Institutt og de lokale helseråd, gjennomførte i Holmestrand og Sørumsand våren 1983. Holmestrand ble valgt pga hva trafikkomleggingen som Holmestrandtunnelen ville medføre, og Sørumsand ble valgt som et trafikkmessig "rent" område. Døgntrafikken var i løpet av undersøkelsen ca 11 000 kjøretøyer i Holmestrand og ca 2 500 kjøretøyer i Sørumsand.

Hver enkelt deltakers blypåvirkning fra luft ble beregnet på grunnlag av de luftprøvene som ble tatt både innendørs og uten-dørs, samt spørreskjemaet som alle måtte fylle ut. Dette skjemaet inneholdt også informasjon om blypåvirkning fra hobbyvirk-



Figur 11: Relasjonen mellom bly i blod og eksponering for bly i luft hos kvinner med forskjellige røykevaner i Sørumsand, Holmestrand.

somhet, yrke og røyking (også passiv røyking). Gjennomsnittlig blyinnhold i blodet var:

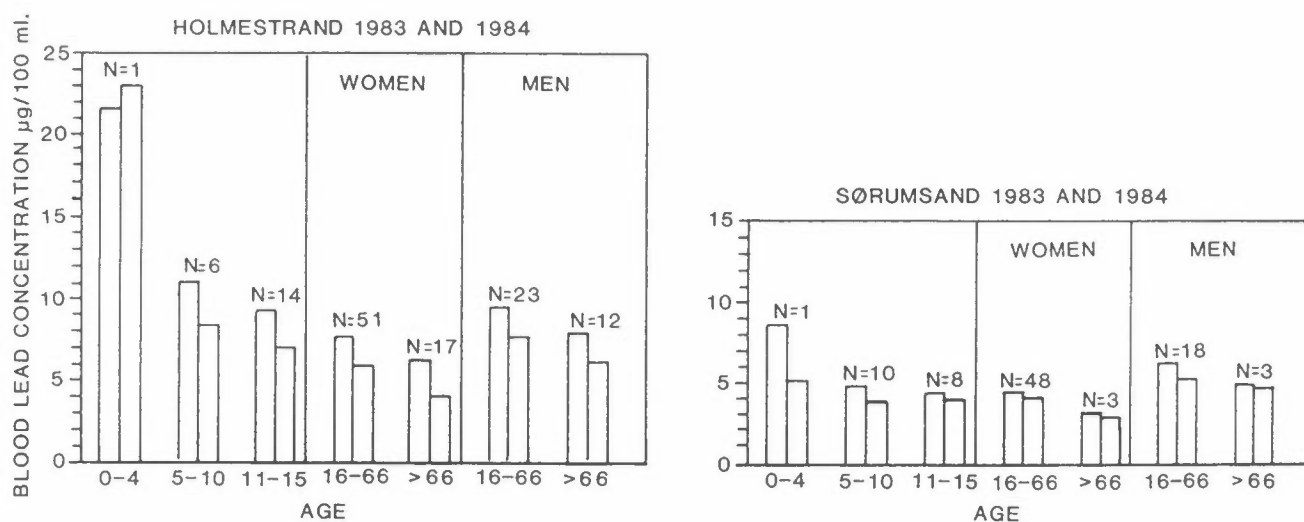
Holmestrand: Menn 8,8 $\mu\text{g}/\text{dl}$, kvinner 6,9 $\mu\text{g}/\text{dl}$ og barn 8,8 $\mu\text{g}/\text{dl}$.

Sørumsand : Menn 6,7 $\mu\text{g}/\text{dl}$, kvinner 3,9 $\mu\text{g}/\text{dl}$ og barn 4,3 $\mu\text{g}/\text{dl}$.

En regner ikke med negative effekter når blykonsentrasjonen i blodet hos voksne er under 30 $\mu\text{g}/\text{dl}$. Barna skal ikke har verdier som overskrider 15 $\mu\text{g}/\text{dl}$. Ingen av de målte blodkonsentrasjonene overskred disse verdiene.

Resultatene fra Sørumsand er blant de laveste målt i Europa og verdiene nærmer seg de bakgrunnsverdiene som finnes i kroppen uten bly i lufta i det hele tatt.

Undersøkelsen indikerer at under vedvarende påvirkning fra lavt til moderat blyinnhold i innåndingslufta fra trafikklider, kan innåndingen bidra vesentlig hos de mest følsomme menneskegruppene. Røyking hos kvinner og passiv røyking hos barn synes i betydelig grad å øke luftblyets andel av blyinnholdet i blod (figur 12). En reduksjon av blyinnholdet i luft (ved åpningen av Holmestrandtunnelen) førte til en atskillig større reduksjon av blod-bly hos kvinner og barn utsatt for passiv røyking enn de som tidligere har vært omtalt i litteraturen.



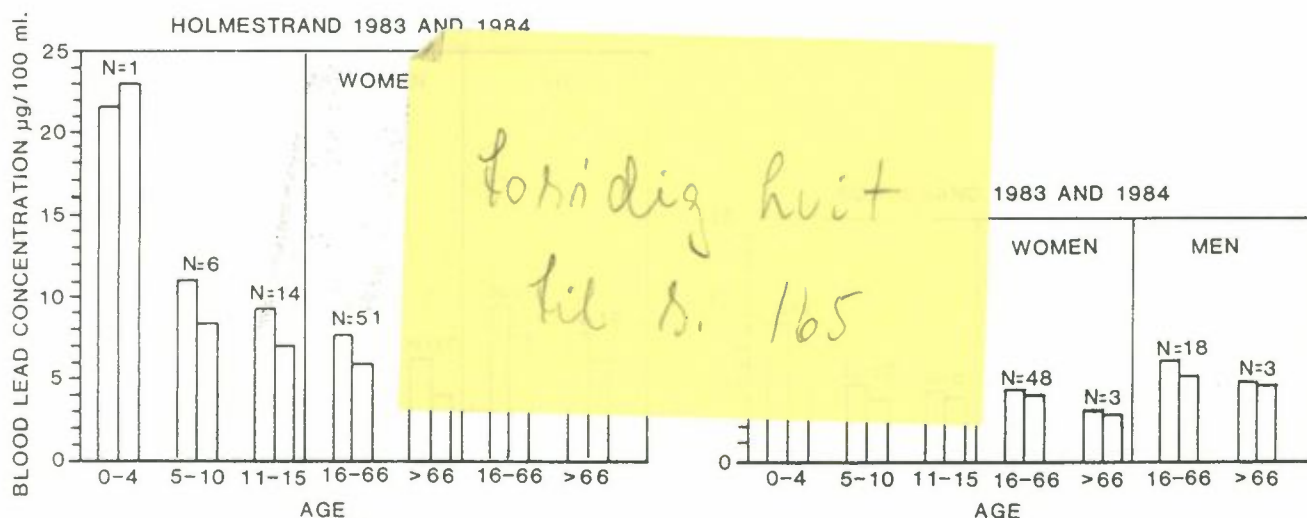
Figur 12: Korrigerte konsentrasjoner av bly i blod ($\mu\text{g}/\text{ml}$) hos barn, voksne menn og kvinner som bor i Sørumsand (kontroll) og Holmestrand (tettsted) før (1983) og etter (1984) åpningen av Holmestrandtunnelen.

5 CO I BLOD - EKSPONERING OG DOSE

Karbonmonoksid er en gass som dannes ved ufullstendig forbrenning, den er særlig viktig ved trafikkforurensning. Det

Resultatene fra Sørumsand er blant de laveste målt i Europa og verdiene nærmer seg de bakgrunnsverdiene som finnes i kroppen uten bly i lufta i det hele tatt.

Undersøkelsen indikerer at under vedvarende påvirkning fra lavt til moderat blyinnhold i innåndingslufta fra trafikkilder, kan innåndingen bidra vesentlig hos de mest følsomme menneskegruppene. Røyking hos kvinner og passiv røyking hos barn synes i betydelig grad å øke luftblyets andel av blyinnholdet i blod (figur 12). En reduksjon av blyinnholdet i luft (ved åpningen av Holmestrandtunnelen) førte til en atskillig større reduksjon av blod-bly hos kvinner og barn utsatt for passiv røyking enn de som tidligere har vært omtalt i litteraturen.



Figur 12: Korrigererte konsentrasjoner av bly i blod ($\mu\text{g}/\text{ml}$) hos barn, voksne menn og kvinner som bor i Sørumsand (kontroll) og Holmestrand (tettsted) før (1983) og etter (1984) åpningen av Holmestrandtunnelen.

5 CO I BLOD - EKSPONERING OG DOSE

Karbonmonoksid er en gass som dannes ved ufullstendig forbrenning, den er særlig viktig ved trafikkforurensning. Det

finnes anbefalte grenseverdier for konsentrasjon av CO i uteluft. Grenseverdiene skal sikre at konsentrasjonene av CO i blodet ikke overskrider 1,5% HbCO. (% HbCO er den andel av hemoglobinet som har bundet seg til CO, og dermed ikke kan transportere oksygen.) Ved denne konsentrasjonene av CO i blodet kjenner man ikke til negative helseeffekter.

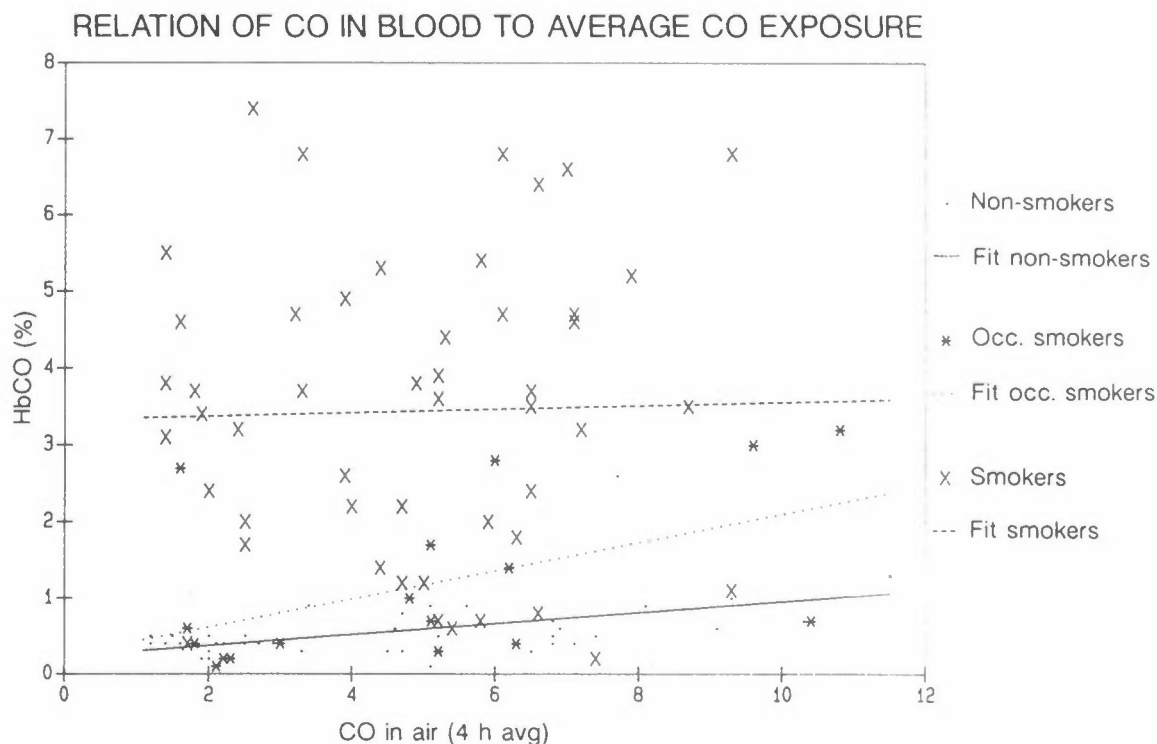
HbCO ble målt i personer som arbeider langs en sterkt forurenset gate, Rådhusgata i Oslo. For å kunne vurdere effekten av oppholdet i eller ved Rådhusgata, ble HbCO målt både like etter ankomst til arbeidsplassen om morgenen og om ettermiddagen samme dag. Samtidig ble konsentrasjonen av CO i lufta målt både innendørs og utendørs.

Denne undersøkelsen er ledd i et forsøk på å beskrive befolkningens virkelige eksponering for luftforurensninger. Det er godt kjent at forurensningen målt i ett punkt i en by ikke er tilstrekkelig til å beskrive den belastningen enkeltpersoner utsettes for. Menneskene beveger seg i forskjellige mikromiljøer med sterkt varierende forurensninger. Etter at små, bærbare CO-monitorer er blitt tilgjengelige, kan man lettere måle den belastningen som enkeltpersoner utsettes for. Et av hovedmålene med denne undersøkelsen var å finne korrelasjonen mellom den CO-belastning en person er utsatt for og den resulterende konsentrasjonen av CO i blodet. NILU forsøker også å videreutvikle en metode for å estimere CO i blod uten å måtte ta blodprøver. CO-konsentrasjonen i utåndingsluft (CO-EEB) ble derfor sammenlignet med CO-konsentrasjonen målt i blodprøver.

CO-konsentrasjonen utendørs i prøveperioden var ofte over eller nær grenseverdien for 8-timers eksponering (9 ppm). CO-konsentrasjonen målt innendørs gjenspeiler vanligvis utendørs konsentrasjon, særlig i butikker på gatenivå (her åpnes gatedøren ofte). I annen og tredje etasje ser man ofte de samme variasjonene i CO-konsentrasjonen som utendørs, men med noe lavere nivå enn ute. Man ser gode resultater av tiltak for å redusere forurensningene innendørs (tettere vinduer, friskluftinntak fra bakgård eller over tak, etc.) CO-konsentrasjonen

målt innendørs var vesentlig lavere i bedrifter med fasade mot bakgården enn i bedrifter med fasade mot Rådhusgata.

For ikke-røykere økte verdien av HbCO bare litt over dagen. Ettermiddagsverdien overskred ikke 1,5%. Økningen av HbCO var noe større de dagene det ble målt høye nivåer av forurensning. Forskjellene var ikke av helsemessig betydning. Siden uteverdiene var litt over eller på grenseverdien 9 ppm, viser forsøkene at grenseverdien er tilstrekkelig lav til å holde HbCO på et betryggende nivå. CO-innholdet i blodet blir langt sterkere påvirket av røyking enn av den trafikkforurensningen som ble registrert (figur 13).



Figur 13: Sammenheng mellom målte HbCO om ettermiddagen og eksponering for CO.

I noen unntakstilfeller ble forsøkspersonene utsatt for høyere CO-belastning under reisen til arbeidsplassen enn under oppholdet på arbeidsplassen. Morgenverdiene av HbCO for ikke-røykere ble korrelert til reisemåten. Gjennomsnittsnivåer for de som

kjørte bil, var 0,6% HbCO. De som tok tog, hadde gjennomsnittlig 0,5% HbCO. Bussreisende lå lavest med 0,4% HbCO i gjennomsnitt.

Tilsvarende resultater ble funnet for CO i utåndingsluft (CO-EEB). Gjennomsnittlige morgenverdier for ikke-røykere var 6,5 ppm for bilreisende, 5 ppm for togreisende og 4,8 ppm for bussreisende.

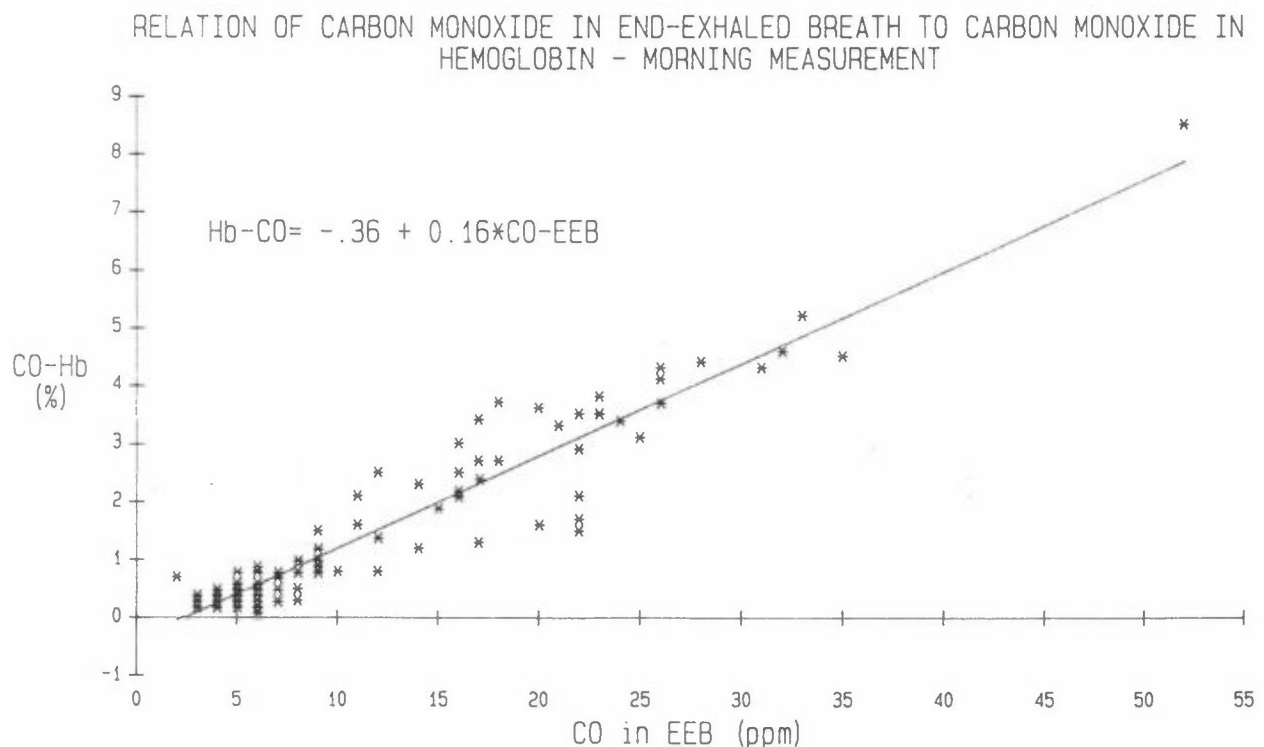
Ut fra fysiologiske prinsipper har sammenhengen mellom CO-konsentrasjonen i blod og utåndingsluft vært satt til:

$$\% \text{ HbCO} = 0,18 \times \text{CO-EEB}$$

Denne eksperimentelle undersøkelsen har gitt svært like resultater (figur 14):

$$\% \text{ HbCO} = 0,16 \times \text{EEB} - 0,39$$

(-0,36 om morgenen og -0,42 om ettermiddagen)



Figur 14: Sammenhengen mellom Co i blod og i utåndingsluft.

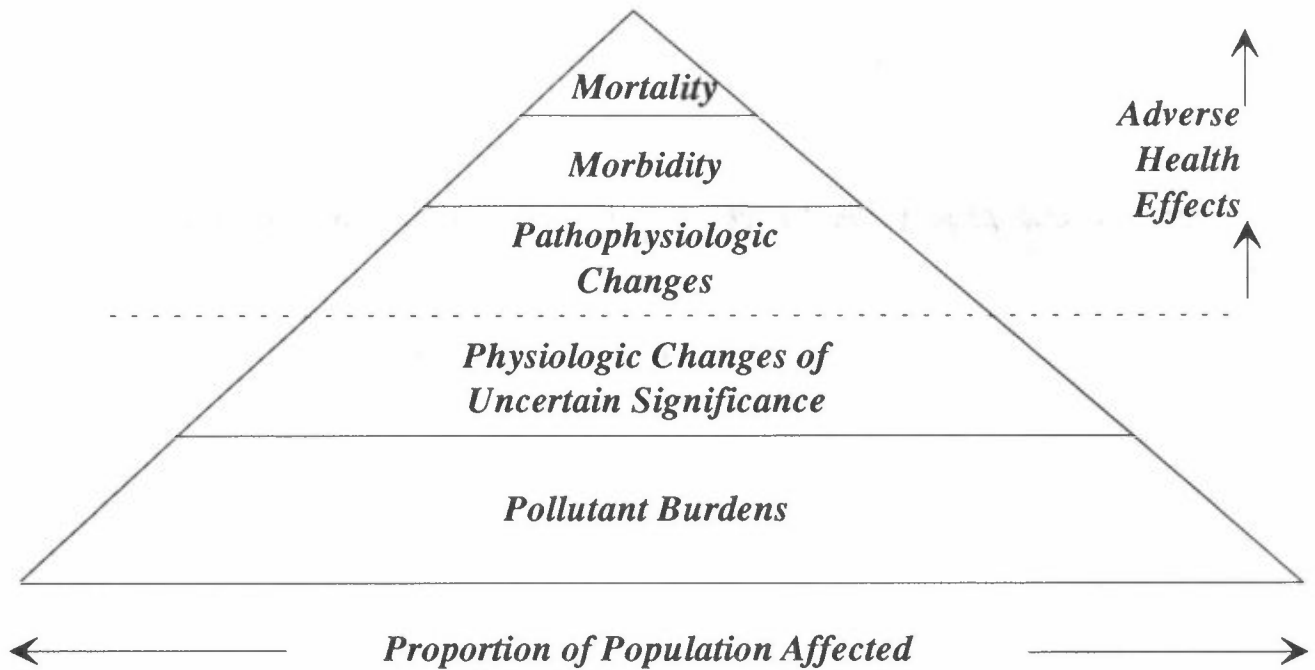
Den samme metode for måling av CO-EEB ble brukt i Drammensundersøkelsen (Clench-Aas et al., 1988). Det ble der bare gjort målinger om ettermiddagen. Luftforurensning fra biltrafikk er lavere i Drammen enn i området rundt Rådhusgata i Oslo. Gjennomsnittsverdier for CO-EEB var 3,8 ppm for ikke-røykere i Drammen mot 4,6 ppm/5,7 ppm (morgen/ettermiddag) for ikke-røykere i Oslo. Personer som arbeider i sentrale deler av Oslo har altså en høyere generell CO-konsentrasjon i blodet enn folk som arbeider i Drammen. For røykere var verdien av CO-EEB (om ettermiddagen) gjennomsnittlig 24 ppm i Drammen. I Oslo var verdien 19,3 ppm/25,7 ppm (morgen/ettermiddag). For røykere fant man altså ingen forskjell mellom prøvene tatt i Drammen og i Rådhusgata i Oslo.

6 HELSE

Helse er et meget vanskelig ord å definere. Dårlig helse er mest synlig når mennesker blir syke (morbiditet) og dør (mortalitet). Imidlertid vises tegn til sykdom (symptomer) før det, men er da ikke alltid så lett å se. Verdens Helseorganisasjon (WHO) har definert helse som: "Med helse må forstås at mennesket ikke bare er fri for sykdom og svakhet, men at det nyter fullstendig fysisk, psykisk og sosialt velvære" (WHO, 1985).

Figur 15 viser på en skjematisk måte overgangen fra tidlige og usikre tegn på symptomer til mortalitet. Inkludert i konseptet er også at kroppen har varierende mottagelighet for angrep. Kroppen kan forsvare seg og har en tilpasningsevne, men hvis angrepet er sterkt nok eller har kommet langt nok, kan den ikke forsvare seg lenger og sykdom er et faktum. Det er store variasjoner i tilpasningsevnen mellom individer. Angrep fra flere hold kan føre til at sykdom bryter ut tidligere. Det er dette som ligger bak konseptet i toksikologi av terskel eller hockey kulle i form av dose-reponskurven (figur 2). Har luftforurensning en effekt på helse? På hvilke nivå av forurensningen ser vi effekter på helsen? Er noen befolkningsgrupper mer utsatt

Spectrum of Biological Response to Pollutant Exposure



Figur 15: Biologisk respons for forurensningseksponering, fra American Thoracic Society, 1985.

for helsevirkninger enn andre med samme eksponering? Disse spørsmål har med kroppens tilpasningsevne å gjøre. Hvor er terskelen og kan vi identifisere grupper av mennesker med lavere terskel?

Problemet er at terskelen også kan variere hos et menneske over tid på grunn av biologiske endringer og variasjon eller på grunn av angrep fra flere hold. Dette vanskeliggjør forskning rundt helseeffekter av luftforurensninger.

Hvordan undersøker vi helseeffekter av luftforurensning? Først må mål for helse velges. Disse kan variere fra symptomer til mortalitet. For å kunne knytte effekten til enkelte komponenter eller nivåer av komponenter, kreves det at effekten er målbar over en relativt kort periode slik at eksponering for luftforurensning kan måles/estimeres for hvert enkelt individ.

Epidemiologiske undersøkelser er brukt for å vurdere sammenhengen mellom eksponering for luftforurensning og helsevirkninger. Det er tre hovedtyper av epidemiologiske undersøkelser: 1) tverrsnittsundersøkelser, 2) "Case-Control"-undersøkelser, 3) kohort-undersøkelser. Både tverrsnitts- og "case-control"-undersøkelser sammenligner mennesker som har sykdom med mennesker som ikke er syke og deretter prøver å skille årsakssammenhengen på grunn av dette. "Case-control"-undersøkelser konsentrerer seg om færre variable ved å holde andre variabler (f eks kjønn, alder, osv.) konstant. Kohortundersøkelser undersøker individer flere ganger og sammenligner et individs helsetilstand på forskjellige tidspunkter. Ved å se på figur 1, kan det sies at både tverrsnitts- og "case-control"-undersøkelser prøver å identifisere hvilke kakestykker som er viktige for å forklare et sykdomsforløp og hvilken størrelse hvert kakestykke har (relativ viktighet). Kohortundersøkelser brukes innen hver av de kakestykkene der endringer kan skje og ser derfor på effekten av én parameter om gangen.

NILU har sett på helseeffekter av trafikkforurensning på beboerne i Vålerenga/Gamlebyen ved å bruke både tverrsnitts- og

luft- og støyforurensninger var også inkludert i undersøkelsen.

Til beregningene av luftforurensninger ble brukt informasjon om meteorologi og målinger av luftforurensninger. Et indeks av luftforurensninger ble beregnet for å representere bomiljø for hver deltaker. Aktuelle målinger av luftforurensninger viste nivåer som oftest lå under grenseverdien, selv under stabile meteorologiske situasjoner. De høyeste forurensningsverdier som ble målt i området, var CO: 1-times verdi: 25-30 mg/m³ (8-timers verdi: 15-20 mg/m³); NO₂: 1-times verdi: 250 - 300 µg/m³.

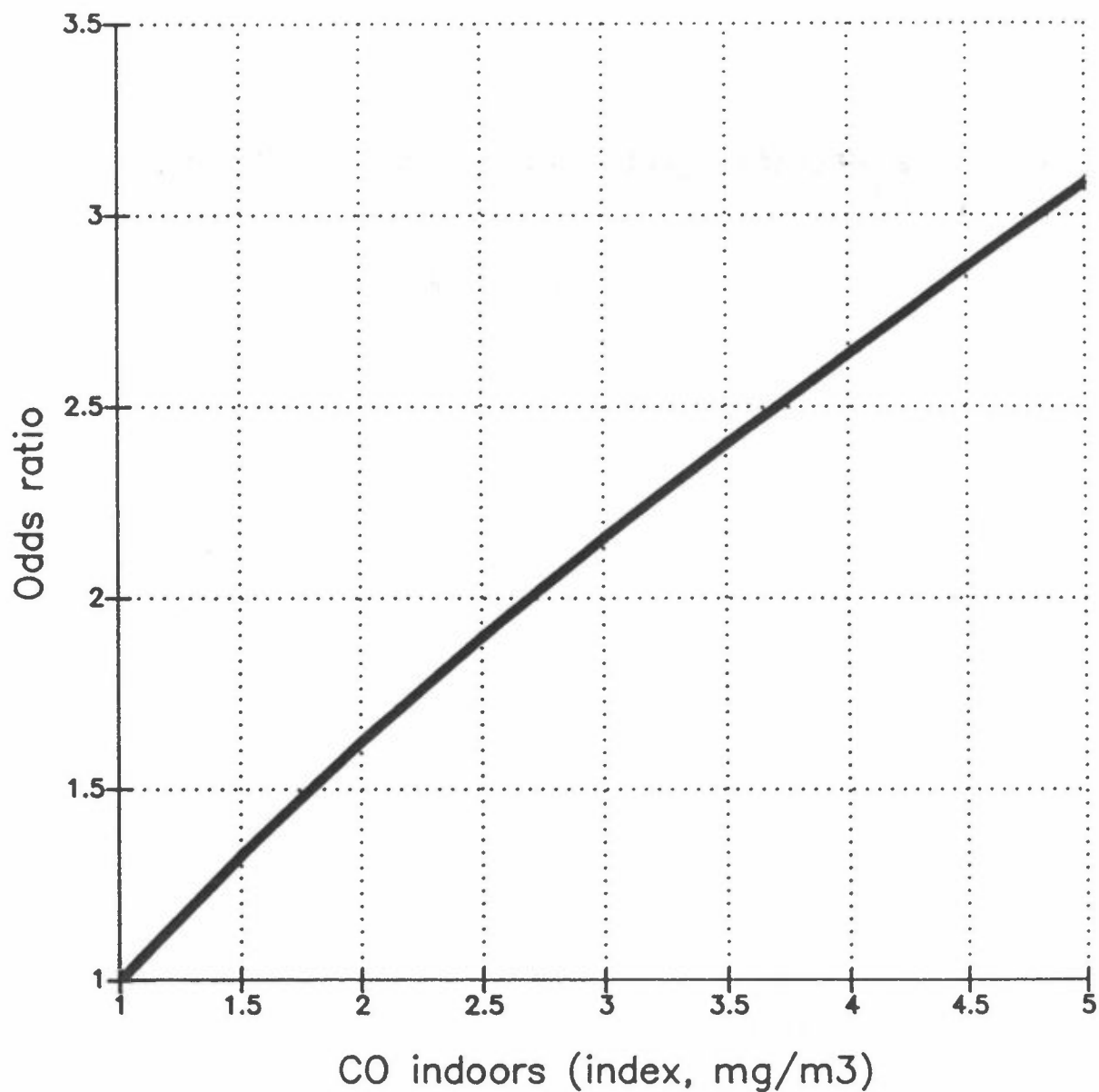
Rapportering av symptomer for helse var "ikke", "av og til" og "ofte" plaget de siste 6 månedene. Logistisk regresjon ble benyttet for å studere sammenhengen av indeksen mellom luftforurensning og helseopplysninger, samtidig som kompliserende faktorer (kjønn, alder, røykevaner, utdannelsesnivå og ekteskape- lig stauts) var tatt med.

De viktigste faktorene som forklarte variasjonen i resultater, var kjønn og alder. Resultatene viste også at for noen parametre (hoste, kronisk bronkitt, muskelsmerter, tretthet, øye- irritasjon og hodepine), var indeksen for luftforurensning en viktig forklarende parameter selv med verdier under grensever- dien. For noen symptomer på øvre luftveisplager var effekten av luftforurensning av samme størrelse som nåværende røykevaner (figur 16).

Siden slike undersøkelser brukte en verdi for eksponering for luftforurensning for hvert individ, ga den logistiske regre- sjonanalysen en regresjonskoeffisient. Regresjonskoeffisienten kan bl.a. brukes til å kalkulere risiko for å utvikle et symptom ved gitte verdier av forurensning ("odds ratio"). Figur 17 viser beregnete "odds ratios" for kronisk bronkitt ved å bruke regresjonskoeffisienten beregnet i undersøkelsen.

For å kunne vurdere på hvilket nivå trafikkforurensningen virket på helse og og velvære, var det nødvendig å gjøre en

Odds ratio for chronic bronchitis with different indoors exposure index (non-smokers)



Figur 17: Risiko (odds ratio) for å få kronisk bronkitt med innendørs eksponering for CO på høyt nivå hos ikke-røykere.

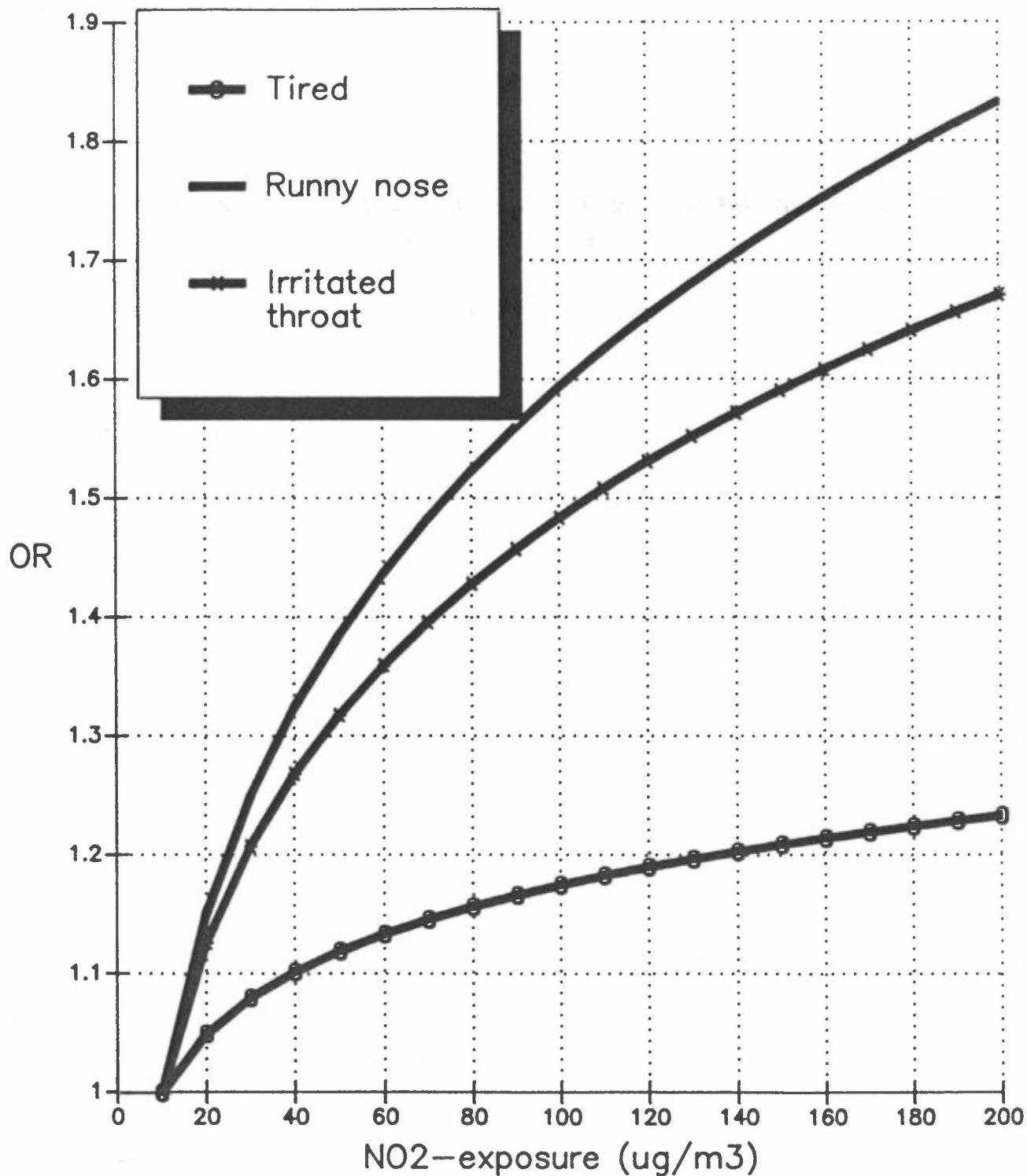
kohortundersøkelse der 160 deltakere ble fulgt i 2 uker, time for time. Undersøkelsen sammenholdt beregnet eksponering for luftforurensning og rapportering av symptomer på timesbasis.

Eksponering for luftforurensning ble beregnet for hver time ved å bruke informasjon om utslipp og trafikkbilde for hver vei- lenke samt informasjon om meteorologi. NO₂ ble brukt som indi- kator for trafikkforurensning generelt.

Tretthet, nysing, halsirritasjon, tett bryst, lukt- og støy- plager hadde betydelig samvariasjon med trafikkforurensning (figur 18). På nivåer av NO₂ som tilsvarer grenseverdien for timemiddelvei (200 µg/m³) var risikoen for å bli plaget av disse symptomene (i forhold til et lavt/moderat forurensnings- nivå på 10 µg/m³) følgende:

	Relativ risiko	
	200 µg/m ³ NO ₂	100 µg/m ³ NO ₂
Tretthet	1,23	1,17
Nysing	1,84	1,60
Halsirritasjon	1,67	1,48
Tett bryst	1,50	1,37
Luktplager	3,22	2,45
Støyplager	2,94	2,29

ODDS RATIO AT HIGHER EXPOSURE TO NO₂
(reference: 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Figur 18: Risiko for å få noen symptomer ved en timeseksponering for trafikk som er representert ved NO₂-konsentrasjoner fra 10 til 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

7 KONKLUSJON

Trafikkforurensning (luft, støy og andre sjenanser) fører til helseeffekt på befolkningen. Ulike befolkningsgrupper er ulikt belastet ut fra adferd og muligens biologiske faktorer. Det ser ikke ut til at nåværende grenseverdier sikrer alle befolkningsgrupper mot helseeffekt der trafikken er kilden. Dette er hovedkonklusjonen av undersøkelser gjort av NILU i Vålerenga/Gamlebyen. De tyder på at trafikken er en alvorlig forureningskilde som bør tas hensyn til i videre planlegging av veier og bosetningsmønstre.

8 REFERANSER

- Clench-Aas, J., Thomassen, Y., Levy, F. and Skaug, K. (1984) Blood lead - A function of vehicular emissions and smoking. Lillestrøm (NILU OR 43/84).
- Clench-Aas, J., Thomassen, Y., Levy, F., Moseng, J. and Skaug, K. (1986) Lead in blood in inhabitants of Oslo-Nydalen exposed to air lead from industrial and vehicular sources. Lillestrøm (NILU OR 14/86).
- Clench-Aas, J., Frogner, B., Holmsen, E., Krognest, T., Myhre, K., Neslein, I.L., Skaug, K. og Bartonova, A. (1988) Eksponering for karbonmonoksid i Drammen 1986. Lillestrøm (NILU OR 43/89).
- Clench-Aas, J., Myhre, K., Krognest, T., Bartonova, A., Johnsrud, M. and Neslein, I.L. (1989) Carbon monoxide exposure in individuals working along Rådhusgata, Oslo, Norway 1987. Lillestrøm (NILU OR 44/89).
- Clench-Aas, J., Larssen, S., Bartonova, A. og Johnsrud, M. (1989) Virkninger av luftforurensninger fra veitrafikk på menneskers helse. Resultater fra en undersøkelse i Vålerenga/Gamlebyen i 1987. Lillestrøm (NILU OR 70/89).
- Clench-Aas, J., Thomassen, Y., Levy, F., Bartonova, A. and Skaug, K. (1990) The effect of reducing air lead from vehicular sources on the blood lead concentrations in two Norwegian towns - A cohort study. Lillestrøm (NILU OR 11/90).

Clench-Aas, J., Larssen, S., Bartonova, A., Aarnes, M.J., Myhre, K., Christensen, C.C., Neslein, I.L., Thomassen, Y., Levy, f. 1991) The health effects of traffic pollution as measured in the Vålerenga area of Oslo. Lillestrøm (NILU OR 7/91).

World Health Organization (1985) Targets for health for all: Targets in support of the European regional strategy for health for all, European Health for All, Series No. 1, Copenhagen, 201 pp.

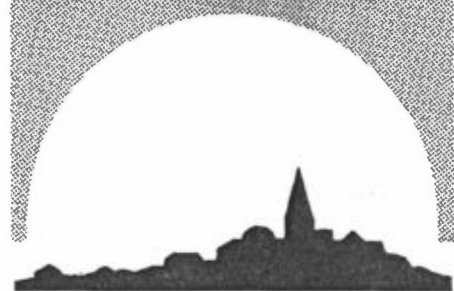
World Health Organization (1987) Air quality guidelines for Europe. Copenhagen (WHO regional publications. European series No. 23).

NILU F : 13/91
REFERANSE : O-1540
DATO : MAI 1991

Spredningsmodeller for luftforurensning fra veitrafikk

Steinar Larssen

Utarbeidet for kurset
Luftforurensninger og veiplanlegging,
arrangert av Vegdirektoratet,
Olavsgaard, 4. - 6. juni 1991



NILU

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Norwegian Institute For Air Research
POSTBOKS 64 — N-2001 LILLESTRØM — NORWAY

SPREDNINGSMODELLER FOR LUFTFORURENSNING FRA VEITRAFIKK

1 INNLEDNING

Vurdering av luftforurensninger fra veitrafikk inngår som en del av konsekvensanalysen for veiprosjekter og i NVVP-arbeidet. Dagens forurensningssituasjon langs veinettet kan best dokumenteres gjennom målinger. Målinger er imidlertid tids- og kostnadskreven, og gjelder bare de fåtall punkter et måleprogram kan omfatte. For å få et detaljert nok bilde både av dagens luftforurensningssituasjon, og åpenbart for å kunne si noe om fremtidige forurensningsforhold er beregningsmodeller nødvendige.

Det eksisterer en rekke ulike modeller med beregning av luftforurensning fra veitrafikk. Alle modellene tar utgangspunkt i følgende konsept:

1. Beregning av utslipp fra trafikkstrømmen(e).
2. Modellering av spredningen av utslippene i atmosfæren (spredningsmodeller).
3. Spredningsmodellene gir konsentrasjoner av forurensning i gitte punkter i forhold til gate/vei/veinett.
4. Beregnete verdier sammenholdes med luftkvalitetskriteria, f.eks. grenseverdier.

Inngangsdata til beregningsmodellene er vei- og trafikkdata, samt data for vind- og spredningsforhold. Noen av beregningssystemene har en trafikkfordelingsmodell i forkant av utslipps- og spredningsmodellene, slik at forurensningsberegningene kan gjøres direkte ut fra tur(trip)-matriser. Noen beregningssystemer inneholder også en eksponeringsmodul, for beregning av

befolkningens eksponering til luftforurensning, enten ved sine boliger, eller faktisk integrert eksponering.

I det følgende gis en oversikt over hvilke beregninger som bør kjøres i en luftforurensningsanalyse knyttet til veitrafikk.

Deretter gis en kortfattet beskrivelse av de modeller som for tiden benyttes i arbeid med transport- og veiplaner i Norge.

Det finnes også andre modeller for beregning av utslipp fra trafikk og beregning av forurensningskonsentrasjoner langs veier og kryss, som er utviklet i utlandet for ulike formål. Disse er kort beskrevet av Ericsson og Johansson (1990).

2 HVA BØR BEREGNES?

Eksosutslippet fra biltrafikken bidrar til forurensningsproblemer på lokal skala (gate/tettsted), regional skala (eks. Nord-Europa, Sør-Norge) og global skala. Det er forskjellige stoffer i eksosen som forårsaker problemene lokalt, regionalt og globalt.

Tabell 1 gir en oversikt over de viktigste luftforurensningsproblemer som biltrafikken gjennom utslipp av eksos og slitasje av veibanen gir et bidrag til.

Utslippet av CO, NO₂ og partikler kan gi negativ helsepåvirkning lokalt i gater og i tettsteder generelt. Utslippet av NO_x og flyktige hydrokarboner (VOC) bidrar til forsurening og dannelse av troposfærisk ozon, som kan gi et bidrag til vegetasjonsskader. Utslippet av karbondioksid (CO₂) og andre "drivhusgasser" som metan (CH₄) og dinitrogenoksid ("lystgass", N₂O) bidrar til den oppvarming av atmosfæren som de fleste forskere mener vil fortsette i tiårene som kommer. N₂O er også en gass som i stratosfæren kan delta i nedbryting av ozonlaget.

Tabell 1: Viktige luftforurensningsproblemer som biltrafikken bidrar til.

Skala	Problem	Stoffer i bileksos
Gate/tettsted	Helse-effekt	CO, NO ₂ , PM ₁₀ [*] , metaller (f.eks. bly), sot, organiske stoffer (f.eks. PAH)
	Nedsmussing	Veistøv, sot
	Lukt	Organiske stoffer (dieseleksos)
Regional	Forsuring av vann og jordsmonn	S- og N-forbindelser
	Troposfærisk ozon	NO _x , VOC
Global	Drivhuseffekt	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO
	Ozon-nedbryting	N ₂ O

* Partikler med diameter <10 µm, "inhalerbare" partikler.

Ut fra dette må en stille som krav til beregningsmodellene at de gir data for noen eller alle av følgende forhold:

- Global forurensning:
Totalutslipp av CO₂ (evt. også CH₄ og N₂O) fra trafikken.
- Regional forurensning:
Totalutslipp av NO_x og VOC fra trafikken.
- Lokal forurensning:
Konsentrasjoner av forurensninger i gitte punkter ved veier, for sammenligning med grenseverdier.

Komponenter: CO, NO₂, svevestøv, sot, nedsmussing.

Fra målinger har vi erfaringer for hvilke grenseverdier som overskrides i byer og langs veier i Norge, avhengig av trafikkmengde og bystørrelse. Tabell 2 gir en oversikt over dette.

Tabell 2: Oversikt over hvilke grenseverdier som erfaringsmessig overskrides i ulike områdetyper i byer og tettsteder.

Områdetype	Grenseverdier som kan overskrides	
	Stoff	Midlingstid
Bysentra, middels store byer	NO ₂ Sot PM ₁₀ ¹⁾	Døgn (24 timer) Døgn Døgn
Bysentra, store byer	I tillegg: NO ₂ Sot	Halvår Halvår
Nær veier, middels trafikk	I tillegg: CO Bly	8 timer Døgn
Nær veier, stor trafikk	I tillegg: CO NO ₂	1 time 1 time

1) Partikler med diameter <10 µm, også kalt "ihalerbare partikler".

De grenseverdier som først overskrides er grenseverdier for døgnmiddelverdi av NO₂, sot og PM₁₀, og disse kan overskrides også i sentrum av middels store byer (eksempelvis Drammen, Lillehammer). I sentrum av store byer overskrides også halvårsgrenseverdier for NO₂ og sot. Ved veier med middels og stor trafikk overskrides i tillegg korttidsgrenseverdier for CO og NO₂ (1-times og 8-timers midlingstid), samt døgngrenseverdien for bly.

Dette innebærer at beregningsmodeller for lokal forurensning må inkludere beregning av NO₂-konsentrasjonen. Beregninger av CO, sot og PM₁₀ er også ønskelig.

3 NORDISK BEREGNINGSMETODE FOR BILAVGASSER (NBB)

3.1 GENERELT

Versjon 1984 av NBB ble utviklet i perioden 1981-84 i en nordisk arbeidsgruppe. NILU hadde prosjektlederansvaret. NBB baserer seg på en spredningsmodell utviklet ved Stanford University (APRAC-modellen) som gjelder spredning i et gaterom med sammenhengende fasader på begge sider. Før 1981 var det utført arbeid i Sverige når det gjelder database for utslippsfaktorer og test og videreutvikling av spredningsmodellen. I løpet av det nordiske prosjektet ble utslippsfaktorer og spredningsmodell ferdigstilt. I tillegg ble det tatt fram et grunnlag for å gi standardverdier for trafikkparametre for ulike veiklasser, modellen ble testet mot tilgjengelige måledata fra Sverige og Norge hovedsakelig, og det ble arbeidet med bakgrunnsforurensning i byer og spredningsklimaets innvirkning på dette.

Med versjon 1984 kunne beregninger gjøres for tiden fram til 1990. Reduserte utslipp fra katalysatorbiler var ikke bygget inn.

En revidert versjon av NBB er under utarbeidelse. Arbeidet startet i 1988, og versjonen er snart ferdig. Väg og trafikkinstitutet (VTI) i Linköping i Sverige har prosjektlederansvaret. Mange forskningsinstitusjoner i Norden, bl.a. NILU, har deltatt i arbeidet. Den reviderte versjonen bekrefter versjon 1984 når det gjelder spredningsmodellen. Det er laget en ny utslippsfaktormodul der introduksjon av katalysatorbiler er innebygget.

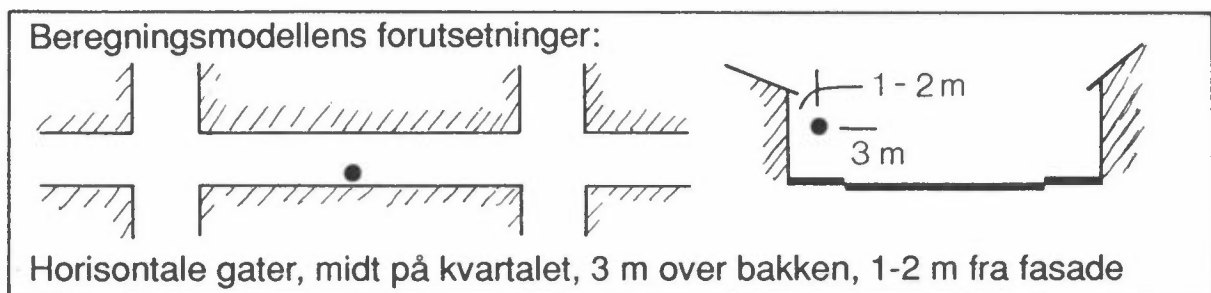
3.2 BRUKSOMRÅDE/BEGRENSNINGER

NBB er utviklet for gater med tette fasaderekker langs begge sider ("street canyons"), men kan også benyttes, dog med mindre nøyaktighet, i nærområdet langs gater med spredt bebyggelse.

Beregningsmodellen muliggjør beregning av CO- og NO₂-konsentrasjoner utendørs

- ved horisontale gater
- nær midten av gatekvartaler (dvs. midtområdet mellom kryss)
- 3 m over bakken
- 1-2 m fra fasader.

Se figur 1.



Figur 1: NBB-modellens begrensninger hva gjelder beregningspunkt.

Modellen kan ikke brukes for å beregne konsentrasjoner

- nær gatekryss
- andre høyder enn 3 meter
- langs gater med sterk stigning (>2%)
- på lengre avstand fra veikant enn 15-20 meter.

De beregnete verdiene gjelder 99-prosentilen av

- 8-timers middelerdi av CO
- 1-times middelerdi av NO₂.

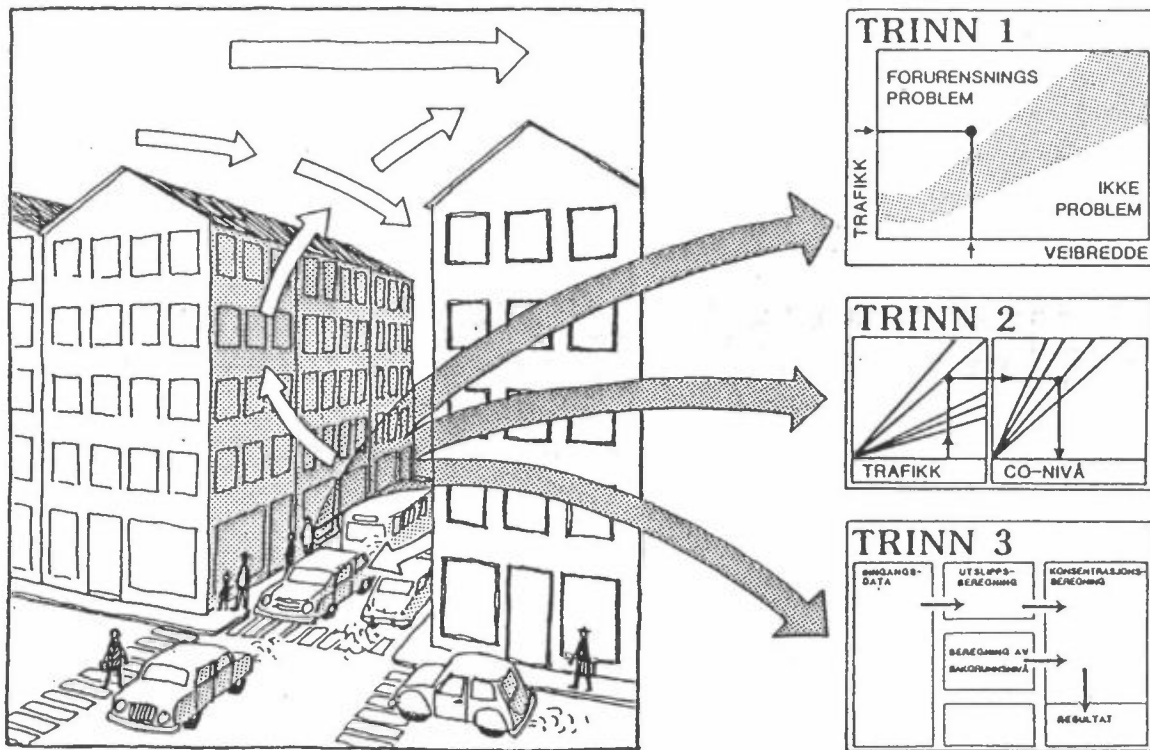
99-prosentilen er den 88. høyeste verdi som ventes å opptre i et normalår, dvs. at 99-prosentil-verdien overskrides i 1% av tiden i et år. 99-prosentilen danner grunnlaget for å vurdere forurensningen opp mot grenseverdier.



Figur 2: Forurensningen beregnes som en sum av bidrag fra gaten selv og fra andre kilder ("bakgrunnen").

3.3 BEREGNINGSMETODIKK, VERSJON 1984

Beregningsmodellen omfatter 3 beregningsnivåer for ulike formål og nøyaktighetskrav (konsept, se figur 3).



Figur 3: Nordisk beregningsmetode for bilavgasser. Beregningsmetodikk anskueliggjort.

TRINN 1 - Grovsortering

Det første beregningsnivå benyttes for å grovt sortere ut de gater der det kan være et forurensningsproblem.

Inngangsdata er trafikkmengde (ÅDT) og avstand fra beregningspunkt til midten av gaten.

TRINN 2 - Sjablonmodell

Beregningsnivå 2 benyttes for oversiktlige beregninger og for de tilfeller der egne trafikkkundersøkelser mangler. Beregningene gjennomføres ved hjelp av nomogram basert på standardverdier for trafikkparametre for ulike gatetyper.

Inngangsdata er trafikkmengde (ÅDT), kjørehastighet, avstand til midten av gaten, og gatetypeklassifisering.

TRINN 3 - Beregning med egne in-data

Når kravet til nøyaktighet er stort, og egne trafikkundersøkelser er gjort for gaten, brukes beregningsnivå 3. Beregningene gjennomføres på et beregningsskjema, og ved hjelp av korreksjonstabeller og nomogrammer.

Inngangsdata er detaljerte trafikkdata for rushtiden, samt gategeometri.

På TRINN 2 og 3 beregnes forurensningen ved gaten som summen av gatens eget bidrag og bakgrunnskonsentrasjonen, dvs. den forurensningen i beregningspunktet som skyldes utslipp fra trafikk i andre gater og fra andre forurensningskilder enn trafikk (se figur 2).

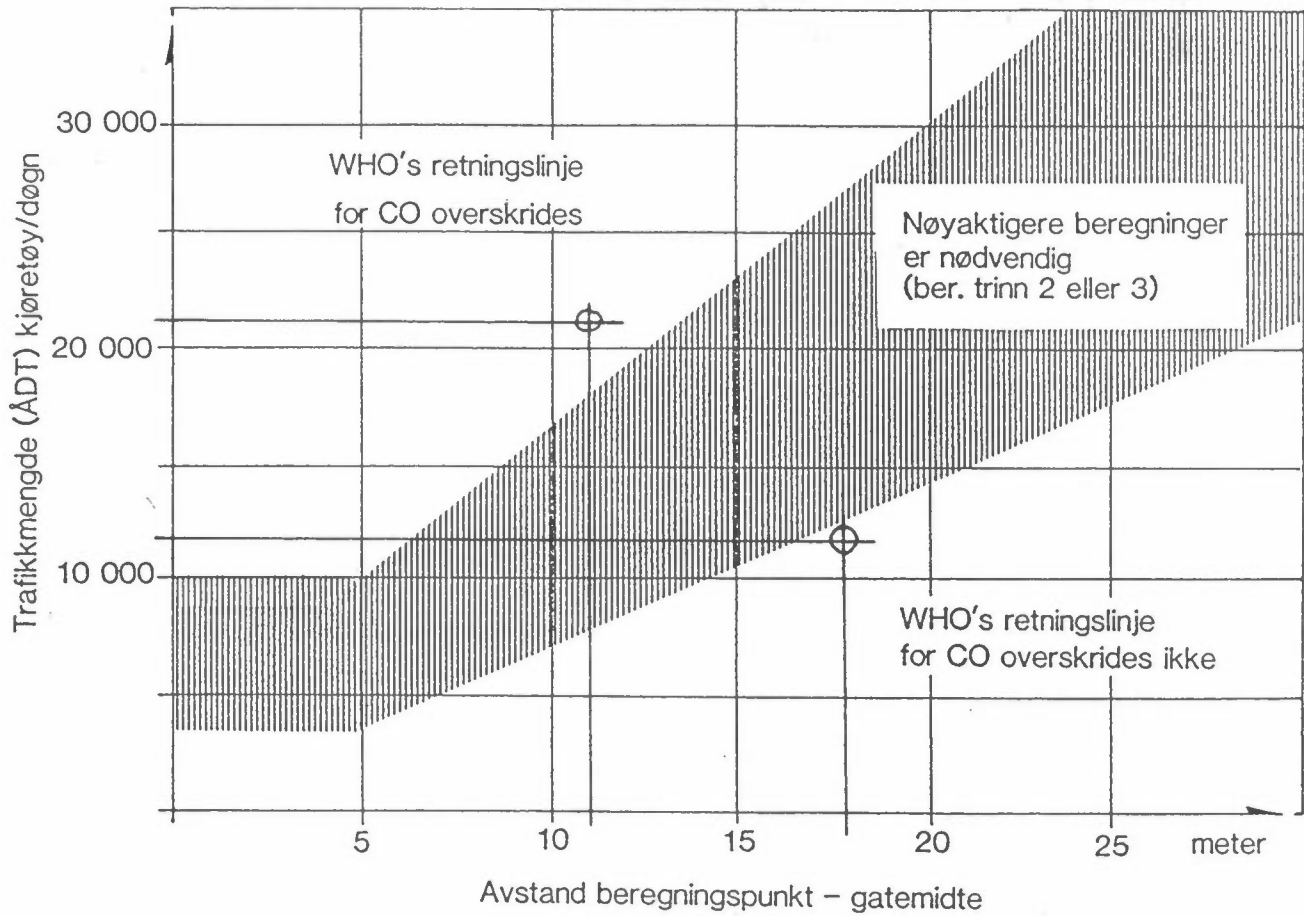
3.4 EKSEMPLER PÅ BEREGNING

Beregningsgangen forklares kortfattet ved hjelp av de beregningseksempler som er vist på de følgende 5 sidene.

For en mer detaljert beskrivelse av metoden henvises til metoderapporten (NMR, 1984).

NORDISK BEREGNINGSMETODE FOR BILAVGASSER, AUGUST 1984

TRINN 1. GROVSORTERINGS - NOMOGRAM



REGNE - EKSEMPEL

NORDISK BEREGNINGSMETODE FOR BILAVGASSER, AUGUST 1984

TRINN 2: SJABLONMETODEN. BEREGNINGSKJEMA

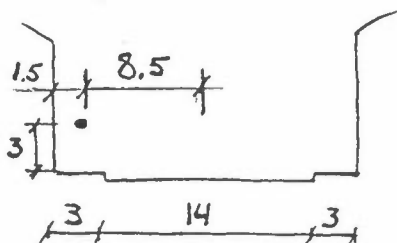
BEREGNINGSPUNKT/GATE

Storgaten,.....
.....*kvartalet Kirkegata - Kongensgate*

FORUTSETNINGER:

Ar beregningen gjelder *1990*

Gateseksjon

Kjørebanebredde *14*m

Avstand til

kjørebanemidte *8.5*m

Gatetype: Innfart/gjennomfart

Hovedgate i sentrumområde

Hovedgate i boligområde

Hovedgate i arbeids/industriområde

Trafikkmengde (ADT) *17.500*kjøretøy/døgnKjørehastighet *30*km/h

BEREGNETE AVGASSKONSENTRASJONER

KARBONMONOKSID (CO)

Gatens bidrag

Utgangsverdi Korr.faktorer

Ifølge Kjøre- Beregn.
nomogram bane- år
 bredde*7.0* x *1.06* x *0.8* = *5.9*

Bakgrunnsnivå

Utgangsverdi Korr.faktorer

følge tabell Beregn.år

2.0 x *0.8* = *1.6*

BEREGNET CO-NIVA

(g8h, 99%-11, mg/m³)gatens bidrag+bakgrunnsnivå= *7.5*NITROGENDIOKSID (NO₂)

Gatens bidrag

Utgangsverdi Korr.faktorer

Ifølge Kjøre- Beregn.
nomogram bane- år
 bredde*70* x *1.06* x *0.95* = *70*

Bakgrunnsnivå

Utgangsverdi Korr.faktorer

Ifølge tabell Beregn.år

50 x *0.95* = *~50*BEREGNET NO₂-NIVA(1h, 99%-11, µg/m³)gatens bidrag+bakgrunnsnivå= *120*

Kommentarer

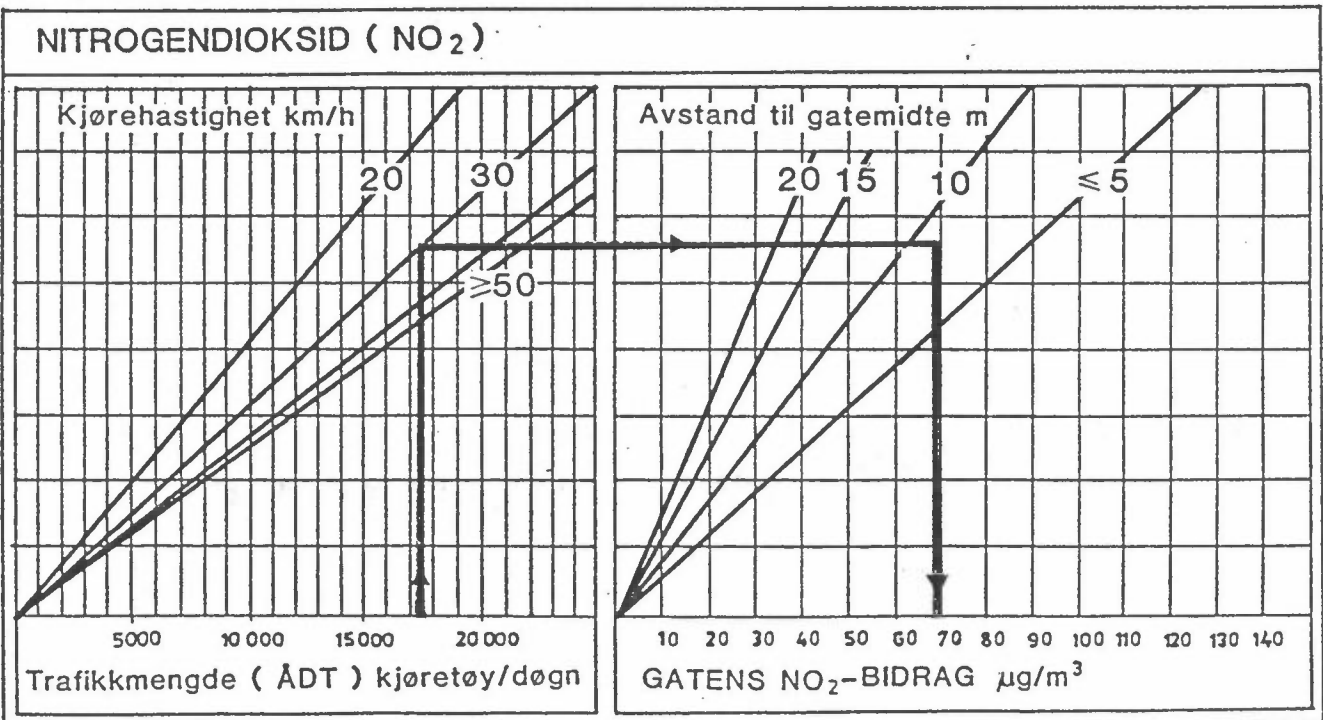
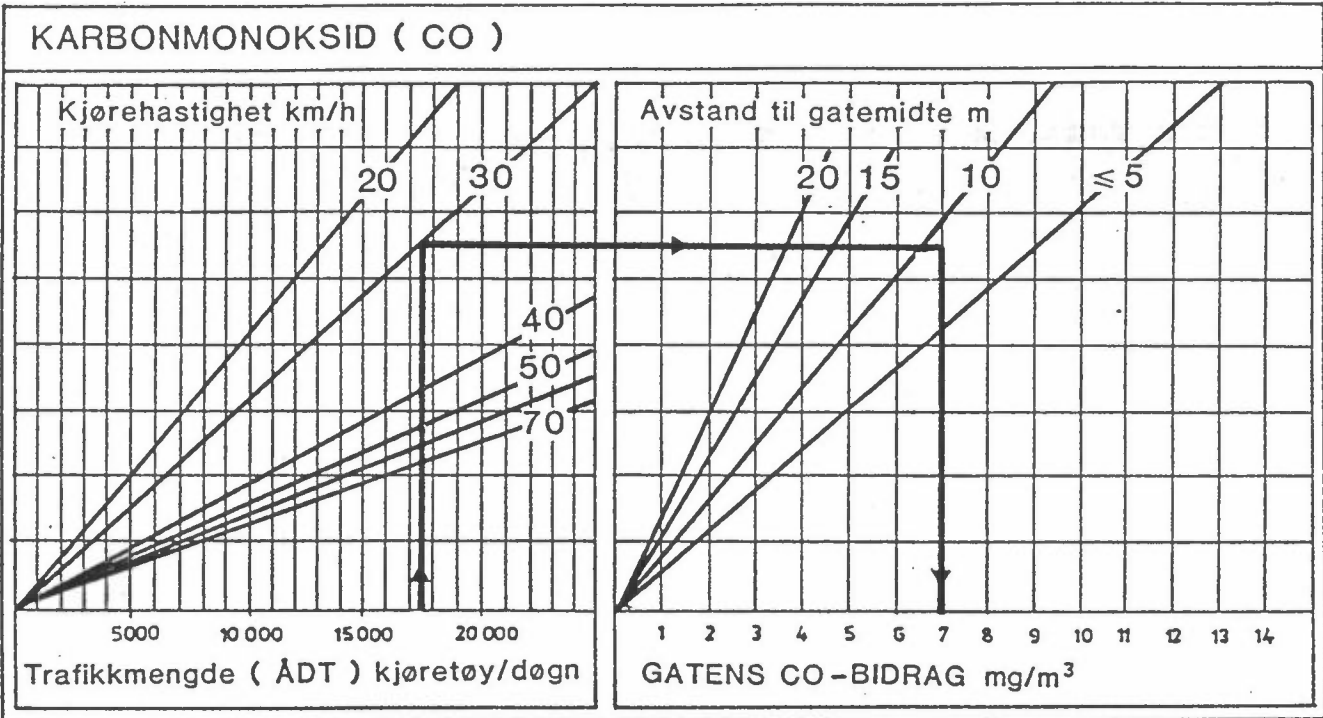
Andelen busser langs Storgaten er vesentlig større enn utgangsverdien brukt her på trinn 2. Derfor undervurderes NO₂-nivået i dette eksempelet.

Beregningen utført 19

*84-06-09**SB.*

NOMOGRAM FOR BEREGNINGSEKSEMPEL

HOVEDGATE I SENTRUMOMRÅDE



NORDISK BEREGNINGSMETODE FOR BILAVGASSER, AUGUST 1984
 TRINN 3. BEREGNING MED EGNE INN-DATA: BEREGNINGSSKJEMA

INNGANGSDATA

Beregningspunkt/gate
 Storgaten 14
 Ar beregningen gjelder 1990
 Arstid Helt år Temp. 0 °C

Gateseksjon og trafikkstrømmer

Trafikkmengde (ADT) 17500 kjoretøy/døgn
 Dim. time fm em kjoretøy/døgn
 Andel av ADT under dim. time 8%

Dim. time-trafikk.....kjoretøy/h

Inngangsdata for trafikkstr.	T1	T2
Andel av dim. time-trafikk	0,6	0,4
" bensin pb	0,85	0,80
" diesel pb	0,05	0,07
" lastebiler<10t	0,03	0,03
" lb, busser, 10-20t	0,07	0,10
" lastebiler>20t	-	-
Kjørehastighet, km/h	30	40
Kaldstart andel	0,30	0,20
Kjøremønster	-	-
- andel returdasjonar	-	-
- andel akselerasjonar	-	-
Avstand beregningspunkt- trafikkstrøm - midto, m	5	12

UTSLIPPSBEREGNING

Trafikkstrøm T1	KARBONMONOKSID (CO)				NITROGENDIOKSID (NO ₂)					
	Ekv. ut-gangs-verdi	Ber. år	Døgn-ford.	Kjø-re-hast. andel	Beregn. CO-utsl.	Ekv. ut-gangs-verdi	NO ₂ NO _x	Ber. år	Kjø-re-hast. andel	Beregn. NO ₂ -utsl.
Kjøre-tøy type										
bpb	714	0,0091	1,15	1,0	6,40	0,66	0,08	0,95	1,0	35,8
dpb	42	0,0010	"	"	0,05	0,20	"	"	"	0,7
lb<10t	25	0,0004	"	"	0,01	2,1	"	"	"	4,2
lb, buss 10-20t	59	0,0011	"	"	0,07	4,1	"	"	"	19,4
lb>20t	-	0,0025	-	-	-	8,3	-	-	-	-
Trafikkstrøm T1 CO-utslipp					6,53	NO ₂ -utslipp				
Trafikkstrøm T2						NO ₂ -utslipp				
Kjøre-tøy type										
bpb	448	0,0091	1,15	0,6	2,03	0,66	0,08	0,95	1,1	24,7
dpb	37	0,0010	"	0,6	0,03	0,20	"	"	1,0	0,2
lb<10t	16	0,0004	"	1,0	0,01	2,1	"	"	1,0	2,7
lb, buss 10-20t	56	0,0011	"	1,0	0,07	4,1	"	"	0,8	14,7
lb>20t	-	0,0025	-	-	-	8,3	-	-	-	-
Trafikkstrøm T2 CO-utslipp					2,14	NO ₂ -utslipp				

BEREGNING AV BAKGRUNNSNIVA

Vind-soner	Tettstedstr. i 1000	Gatens posisjon	CO mg/m ³	Utgangs-verdi	NO ₂ (µg/m ³)
1	100	X	2	0,8	1,6
				50	50

Bakgrunnsverdi

RESULTAT (99%-ll)
 (sum av dolbidrag)

CO 98h 5,3

NO₂ 70

CO mg/m³ 0,9

µg/m³ 25

NO₂ 1,6

µg/m³ 50

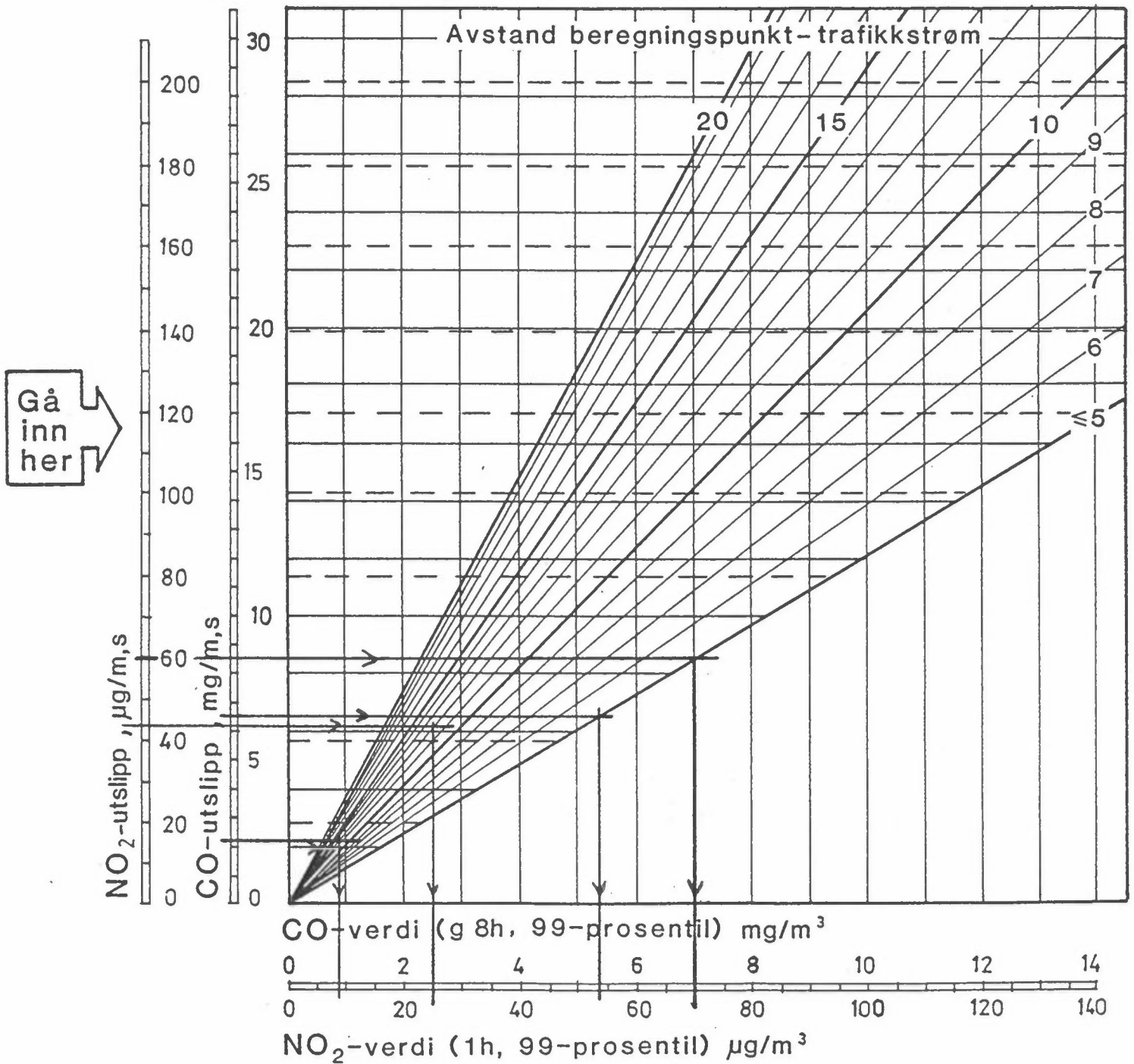
CO 98h 7,8

µg/m³ 145

KOMMENTARER

Beregningen utført/.....19..... av.....

REGNE - EKSEMPEL

Spredningsnomogram for CO og NO₂

3.5 VURDERING AV BEREGNINGSRESULTATENE

99-prosentilen som beregnes på TRINN 2 og 3 gir grunnlag for å klassifisere gaten forurensningsmessig på basis av grenseverdier for luftkvalitet.

Følgende forslag til grenseverdier for CO og NO₂ i Norge benyttes som grunnlag:

	CO mg/m ³	NO ₂ µg/m ³
1 times middelerverdi	25	200-350 ¹
8 timers middelerverdi	10	-

¹ 300 µg/m³ gjelder når sterk forurensningspåvirkning skjer svært sjelden, som fra en punktkilde (f.eks. skorsteinsutslipp). 200 µg/m³ gjelder når sterk forurensningspåvirkning kan skje oftere, som ved en sterkt trafikkert vei.

Grenseverdiene, som ligger nær opptil Verdens helseorganisasjons anbefalinger, må betraktes som verdier som ikke skal overskrides.

Måleresultater fra trafikkerte veier viser at de maksimale forurensningskonsentrasjoner ligger typisk 40-60% høyere enn 99-prosentilverdien. De beregnete 99-prosentilverdiene må derfor multipliseres med en faktor 1,4-1,6 før sammenligning med grenseverdiene gjøres.

3.6 NBB VERSJON 1991

Den nye versjon av NBB er under ferdigstilling ved VTI i Linköping. Det framstilles et PC-program for beregning av forurensning langs veilenker enkeltvis, på samme måte som på TRINN 3 i NBB 1984.

Endringer i forhold til 1984-versjonen er følgende:

- Ny utslippsmodul, som inkluderer 10 ulike bilklasser, bl.a. katalysatorbiler og 5 klasser lastebiler og busser. Utslippsberegningen begrenser seg fortsatt til horisontale veier.
- Modifiserte standardverdier for trafikkparametre.
- Modifisert spredningsmodell.
- Nye verdier for bakgrunnskonsentrasjon av NO₂.

Når 1991-versjonen kjøres innenfor 1984-versjonens gyldighetsområde, gir to versjonene omtrent samme resultat. Forbedringen i 1991-versjonen ligger først og fremst i at katalysatorbiler er inkludert, at bakgrunnsverdiene er mer realistiske, at standardverdiene for trafikkparametre er modifisert, og at den foreligger i PC-versjon.

4 HIWAY-2

4.1 GENERELT

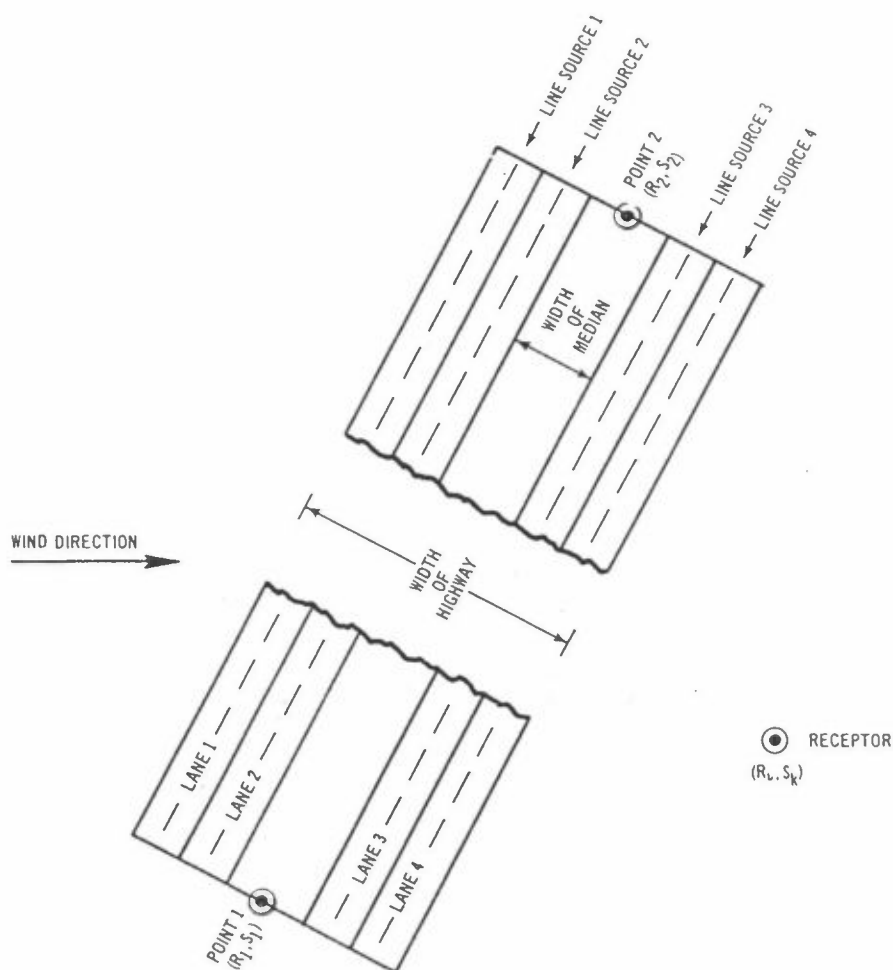
HIWAY-2 er et eksempel på en spredningsmodell for beregning av forurensning langs veier i åpent terreng. HIWAY-2 ble utviklet i 1980 innenfor Environmental Protection Agency (EPA) i USA (EPA, 1980). Andre eksempler på modeller for veier i åpent terreng er CM-LINE og CALINE 1-4. NILU anser HIWAY-2 for å være den som gir best utgangspunkt for spredningsberegninger for norske forhold.

4.2 STRUKTUR OG BRUKSOMRÅDE

Modellen beregner spredningen av utslipp på et nett av veilenker som plasseres riktig i forhold til hverandre i et koordineringssystem. Hver lenke forutsettes rett, og gis et konstant utslipp, dvs. at økt utslipp i kryss ikke tas hensyn til. Utslipp kan legges inn for hvert enkelt kjørefelt på veien (opptil 24). Veibredde og midtrabatt angis.

For hver modellkjøring utføres beregningene for én valgt meteorologisk situasjon. Denne defineres ved at valgt vindretning, vindhastighet, luftens stabilitetsklasse og høyden på blandingslaget ("mixing-høyde") legges inn.

En prinsippskisse er vist i figur 4.

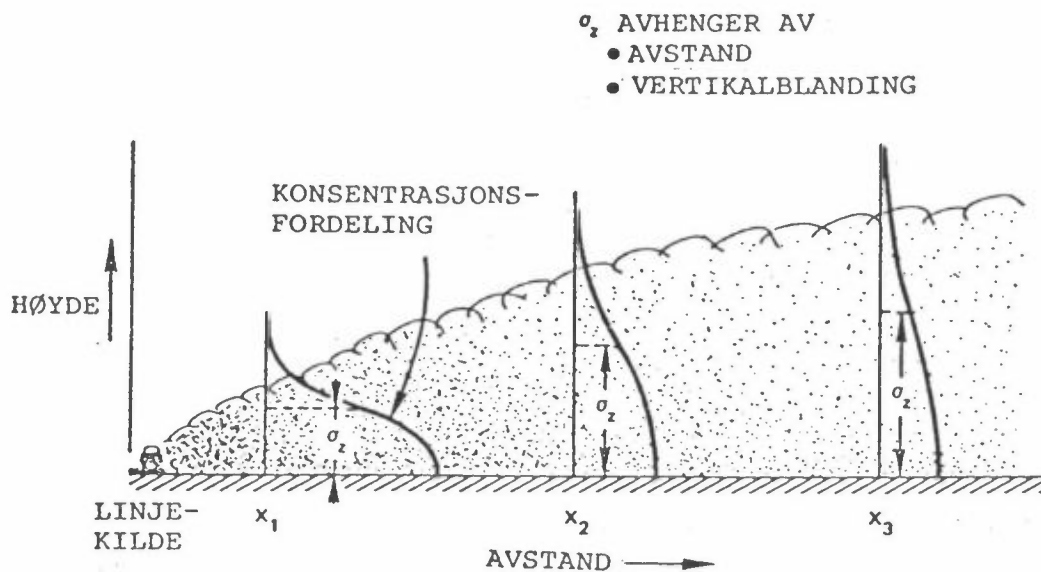


Figur 4: Prinsippskisse over veigeometri i HIWAY-2.

Modellen har ingen utslippsmodul, der utslippet beregnes fra trafikkdata. Utslippet på hver lenke må beregnes eksternt til modellen, og legges inn som inngangsdata.

Stabilitetsklassen angir hvordan temperaturen varierer med høyden. Stabil sjiktning angir at temperaturen øker med høyden. Dette gir størst forurensning ved et gitt utslipp, fordi den kalde luften ved bakken hindres fra å bevege seg opp og derved spre forurensningen vertikalt. Ved beregning av ekstremstiasjoner bør derfor stabil sjiktning legges inn.

Bilenes bevegelse skaper luftturbulens nær veien som gir en ekstra spredning i tillegg til den atmosfæriske turbulensen. I HIWAY-2 beregnes dette som en "initial-spredning" som bestemmer forurensningens vertikale utstrekning over veibanen. Den videre spredningen skjer ved vind og atmosfærisk turbulens, bestemt av vindstyrke og stabilitetsklasse (se figur 5).



Figur 5: Skisse av spredningen av eksos-utslippet på vei i spredt bebyggelse.

Modellen gir konsentrasjoner i de reseptor(mottaker)-punkter som brukeren velger, ved å legge inn koordinatene til reseptorpunktene.

4.3 INNGANGSDATA

For hver beregning, som gjelder en gitt trafikk- og meteorologisk situasjon, legges inn følgende inngangsdata:

- start- og slutt-koordinator for hver lenke
- veibredde, midtrabatt, antall kjørefelt
- utslippsmengde for hvert kjørefelt
- meteorologiske data (se ovenfor)
- reseptorpunktens koordinater.

4.4 MODIFIKASJONER AV HIWAY-2

Initial-spredning

I HIWAY-2 øker initialspredningen med bilhastigheten, og er også en funksjon av vinkelen mellom veien og vindretningen. I en modifisert versjon av HIWAY-2 (NILU-modifikasjon, kalt NEWAY) som benyttes ved beregning av maksimalkonsentrasjoner langs veier i spredt bebyggelse, er disse funksjoner tatt bort, slik at initialspredningen er konstant.

Spredningsparametre

I HIWAY-2 benyttes et gitt sett med spredningsparametre (som bestemmer forurensningsskyens størrelse som funksjon av avstanden fra veien). Basert på resultater av spredningseksperimenter utført av NILU, utvikles et sett med modifiserte spredningsparametre som vi mener gir bedre uttrykk for spredningen under vinterforhold i Norge.

Kjemiske reaksjoner

I HIWAY-2 tas ikke hensyn til kjemiske reaksjoner under spredningen, som i første rekke gjør seg gjeldende for nitrogenforbindelser (NO og NO₂) under påvirkning av ozoninnholdet i lufta. I den modifiserte spredningsformuleringen nevnt ovenfor bygges også NO-NO₂-O₃-kjemien inn.

5 BEREGNINGSMODELL FOR LUFTFORURENSNING FOR VEINETT - VLUFT

5.1 GENERELT

I kjølvannet av utvikling og anvendelse av NBB og andre modeller som HIWAY, så NILU behovet for å utvikle en integrert modell for beregning av forurensning fra ulike deler av større veinett på en effektiv måte. En første versjon av en slik modell ble utviklet i 1989, og først anvendt på beregninger langs veinettet i Trondheim.

Denne modellen dannet grunnlaget for en videreutvikling fram mot PC-modellen VLUFT, delvis finansiert av Vegdirektoratet, til bruk for analyse av luftforurensning i forbindelse med transportplanarbeidet i 10 byer (TP 10) i 1990-91. Den versjon som nå brukes til dette, er VLUFT 1.5. Nå foreligger også en versjon VLUFT 2.0 som er beregnet brukt i NVVP 1994-97-arbeidet.

VLUFT baserer seg på samme utslippsmodul som NBB, men den er videreutviklet slik at CO₂-utslipp, effekten av stigning samt avgasskrav til lette og tunge biler etter 1988 er lagt inn. Spredningsmodellene er fra NBB (gaterom) og modifisert HIWAY-2 (veier i spredt bebyggelse). Begge spredningsmodellene er "kalibrert" i forhold til resultater av målinger utført ved gater og veier.

5.2 BRUKSOMRÅDE

VLUFT er egnet for beregning av luftforurensning fra trafikk på veinett, inndelt i lenker med uendret trafikk og veigeometri. Den kan også brukes til beregning av enkeltgater. I versjon 1.0 og 1.5 defineres veinettet ved at noder legges inn ved kryss og andre steder der trafikk og veigeometri endrer seg, og nodene stedfestes i et koordinatsystem. Derved kan stiliserte plott av veinettet lages og lenkene klassifiseres etter forurensningsgrad. I versjon 2.0, som gjelder riksveinettet, defineres lenkene ved hjelp "Vei-ident" fra Vegdatabanken, og nodene koordinatfestes ikke. Derved kan veinettet foreløpig ikke plottes, før det lages et plottprogram basert på Vegdatabankens data.

VLUFT leverer følgende resultater:

- Totalutslipp av CO_2 , CO og NO_x på det veinettet som er definert.

Derved fastlegges det bidraget veitrafikken i et område gir til utslipp av stoffer der internasjonale avtaler om utslipp er aktuelle (CO_2 og NO_x), og hvordan dette endrer seg framover i tid, avhengig av trafikkprognoser og utslippskrav.

Utslippene fordeles på kjøretøyklasse og bysone.

- Maksimalkonsentrasjoner av CO og NO_2 (1-times middelværdier) langs hver lenke i veinettet.

Som for NBB gjelder de beregnede verdiene ikke områdene nær veikryss. Uttrykket "maksimal" innebærer at modellen beregner de høyeste konsentrasjoner en venter vil kunne opptre. Modellen gir ikke utsagn om hvor hyppig høye verdier opp mot maksimalverdien kan opptre. Dette er avhengig av spredningsklimaet, og fordrer en lokal meteorologisk vurdering i hvert tilfelle.

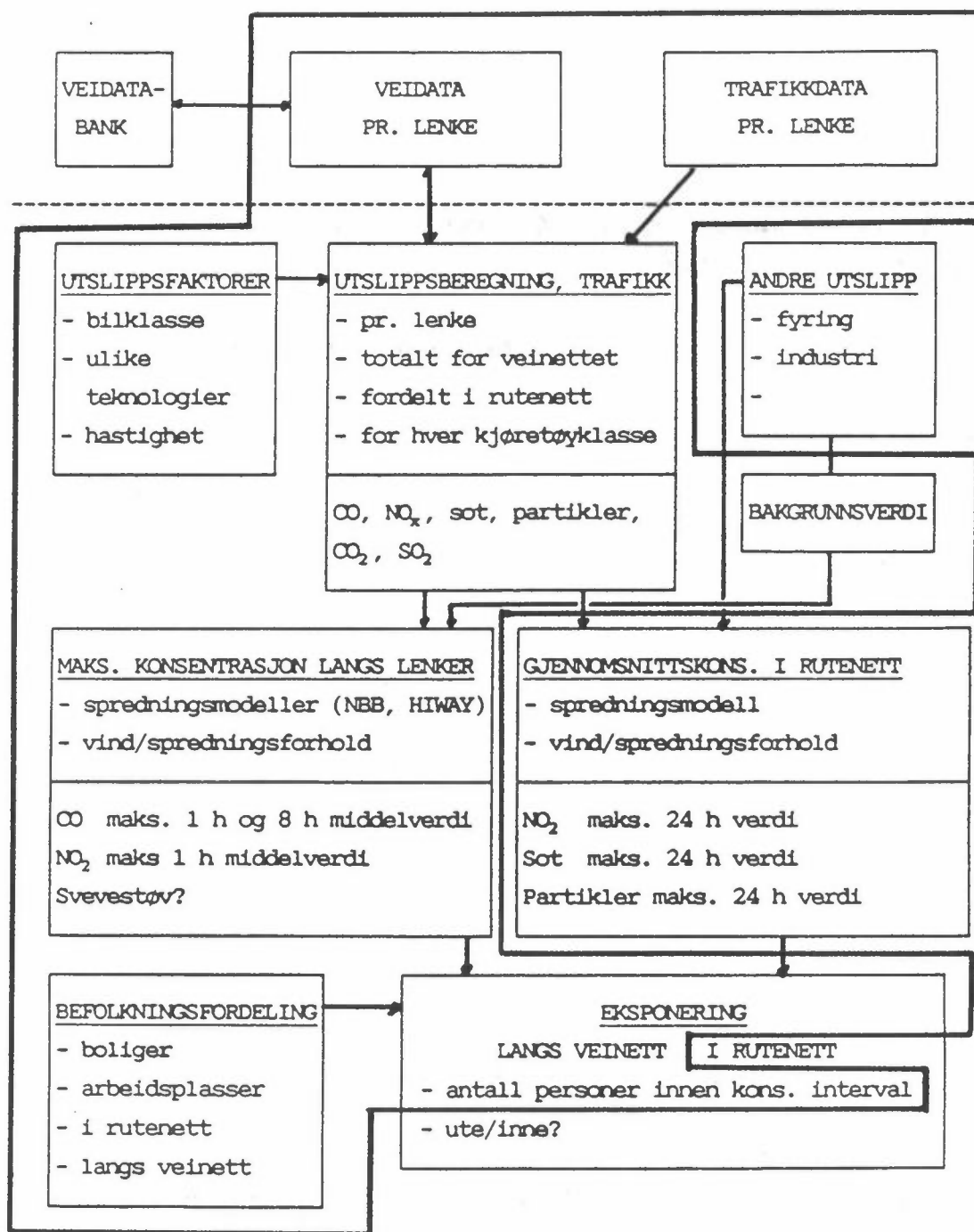
- Klassifisering av lenkene etter forurensningsgrad av CO og NO₂, sett i forhold til grenseverdier for luftkvalitet.
- Klassifisering av lenkene etter veistøvplage (gjelder bare VLUFT 2.0).
- Klassifisering av eksponering (antall mennesker som ved sine boliger har maks. verdier i ulike forurensningsintervaller). Gjelder bare VLUFT 2.0.
- Angivelse av plagethet av luftforurensning fra veitrafikk (gjelder bare VLUFT 2.0).

For øvrig gis en oversikt over trafikkarbeidet på veinettet, fordelt etter kjøretøyklasse, kjørehastighet og bysone.

NBBs begrensning til horisontale gater gjelder ikke i VLUFT. Derimot gjelder en begrensning i avstand fra veikant. Den er satt til 15-20 meter for gaterom, som i NBB, og 25 meter for veier i spredt bebyggelse.

4.3 KORTFATTET BESKRIVELSE AV MODELL-SYSTEMET

En oversikt over et nokså komplett modellsystem for beregning av forurensning i trafikkerte områder er vist i figur 6. Det som er inkludert i VLUFT er markert. Et slikt system gir mulighet for å beregne konsentrasjoner av mange ulike forurensningskomponenter i gitte punkter langs veinettet, og generelt i tettstedet. Systemet gir også mulighet til å estimere eksponeringen når befolkningsfordelingen er gitt.



Figur 6: Oversikt over system for beregning av utslipp fra biltrafikk og luftkvalitet langs veinettet og i byområder generelt.

Det som ligger i VLUFT er innringet

Systemet er bygd opp slik at de kravene en må stille til et planleggingsverktøy tilfredsstilles:

- Grunnlag for å vurdere biltrafikkens bidrag til luftforurensning lokalt, regionalt og globalt.
- Kontroll mot miljøkrav:
 - . grenseverdier for luftkvalitet
 - . krav til totalutslipp.
- Enkel oppdatering ved plan/strategi-endringer.
- Grunnlag for vurdering av virkning av tiltak.
- Spesifisert registreringsmetode.
 - . kobling mot Vegdatabanken og andre registre.
- Kobling til Miljødata-bank.

I det følgende detaljeres de enkelte deler av VLUFT.

Veinett-inndeling

Veinettet inndeles i lenker med noenlunde konstante vei- og trafikkdata. Lenkenes endepunkter (nodene) stedfestes i et koordinatsystem (ikke versjon 2.0). Hjelpenoder legges inn der vei- og/eller trafikk-parametre endres.

Det velges en nedre grense for trafikk tetthet. Alle veier over denne grensen tas med. For å kartlegge forurensningen langs veinettet, kan nedre grense være av størrelsesorden 4-5 000 biler/døgn. For å få et godt uttrykk for totalutslippet, bør grensen være lavere, ned mot 2000 biler/døgn.

Trafikkdata

I utgangspunktet trengs data for:

- trafikk tetthet
- enveis/toveis trafikk
- trafikksammensetning (lett/tung/buss, bensin/diesel)
- kjørehastighet, køsoner.

Data bør gis både for gjennomsnittlige forhold (for beregning av totalutslipp), og for rushtids-forhold (for beregning av maks. konsentrasjoner).

Trafikkmodeller som TRIPS, Motors og EMMA kan gi deler av inngangsdataene til modellen.

Veidata

Her trengs data for veigeometri (bredde, avstand til fasader), fasade-dekningsgrad og stigning. Veilenkene klassifiseres i 4 gateklasser (som i NBB) for å kunne benytte standardverdier for trafikkparametre, når egne data ikke er gitt.

Utslippsmodul, biltrafikk

I utslippsmodulen ligger utslippsfaktorer (utslippsmengde pr. kjørt km) for ulike stoffer, som funksjon av:

- bilklasse (bensin lett, diesel lett, diesel tung (3 vekt-klasser))
- kjørehastighet
- stigning
- motor/drivstoff/rense-teknikk
- årstall

Følgende motor/drivstoff/rense-teknologier ligger inne i VLUFT:

- bensindrevne biler uten katalysator ("dagens" bilpark før 1988)
- bensindrevne biler med treveis katalysator
- bensindrevne biler som tilfredsstillter Californiakrav (fra 1995?)
- dieseldrevne lette biler (teknikk før 1991)
- dieseldrevne lastebiler, dagens bilpark
- dieseldrevne lastebiler, som tilfredsstillter kommende krav (fra 1994?).

Interessante stoffer er CO, CO₂, NO_x, NO₂, N₂O, CH₄, sot, partikler og SO₂. Pr. idag beregnes bare CO, CO₂, NO_x og NO₂ i VLUFT.

Utslipp beregnes pr. lenke, pr. kjøretøyklasse, totalt for hele veinettet, og fordelt i rutenett (km² eller 500x500 m²). (Det siste ikke i VLUFT.)

Utslipet beregnes uten kryssbevegelser (versjon 1.5) og med kryssbevegelser inkludert (versjon 2.0).

Andre utslippskilder, "bakgrunns"-forurensning

I tillegg til utslipp fra biltrafikken må utslipp fra andre kilder (fyring med olje, ved etc.), industri, søppelforbrenning) kunne legges inn i beregningene.

Ved beregning av forurensning langs veinettet legges utslipp fra disse kilder inn som en bakgrunnsforurensning som kommer i tillegg til lenkens eget bidrag.

Ved beregning av generell forurensning over tettsteder, legges utslipp fra disse kilder inn sammen med bilutslippet. Alt utslipp fordeles da innen et rutenett med sidekant 1 km eller

500 m, som grunnlag for spredningsberegninger med dertil egnete modeller. Dette er ikke inkludert i VLUFT.

Beregning av forurensningskonsentrasjoner lang veinettet

Ved hjelp av spredningsmodeller beregnes forurensningen som utslippet resulterer i. Det benyttes ulike spredningsmodeller for gaterom (gater med sammenhengende fasaderekker en eller på begge sider) (NBB) og for veier i spredt bebyggelse og for landeveier (modifisert HIWAY-2-modell).

Med de modellene som ligger inne pr. i dag beregnes forurensningen under gitte meteorologiske forhold hva gjelder vind (styrke og retning i forhold til vei) og turbulensforhold.

Gjennomsnittskonsentrasjoner i rutenett

For å beregne generell luftkvalitet i området (gjennomsnittskonsentrasjoner over time, døgn eller måned), må alle utslipp legges inn, og spesielle spredningsmodeller brukes. Dette er ikke en del av VLUFT-opplegget.

Beregning av befolkningseksponering

Det endelige resultat av luftkvalitetskartleggingen er beregning av hvor stor del av befolkningen som utsettes for luftforurensning over grenseverdier. Det kan være i sine boliger, på arbeidsstedet (vi ser da bort fra selve arbeidsmiljøet, dvs. forurensninger generert på arbeidsplassen) og totalt sett, dvs. den faktiske eksponering de får på sin vei i rom og tid fra time til time.

For å gjøre dette, må en kjenne:

- boligfordelingen
- arbeidsplassfordelingen

som grunnlag for å fordele befolkningen etter

- avstand fra lenker i veinettet
- i rutenettet.

Ved hjelp av beregningssystemet kan en da beregne antall mennesker som utsettes for midlere eller maksimale forurensningskonsentrasjoner innen gitte intervaller. Intervallene settes opp på grunnlag av grenseverdiene for luftkvalitet.

I VLUFT 2.0 beregnes forurensningen ved hver enkelt bolig som er lagt inn i bygningsregisteret.

For å beregne den faktiske eksponering befolkningen utsettes for, må en følge det enkelte individ fra time til time gjennom mikromiljøet. Dette kan bare gjøres i spesielle undersøkelser, og det krever at den enkelte fyller ut en dagbok over sine bevegelser og oppholdssteder (se kapittel 6).

6 EKSPONERINGSMODELLER

Med "eksponering" menes i denne sammenheng den faktiske forurensning som enkeltindivider og befolkningen som helhet utsettes for, der de oppholder seg.

Eksponeringen kan enten måles ved at enkeltindivider bærer bærbart måleutstyr med seg, eller den kan beregnes ved hjelp av eksponeringsmodeller som beregner forurensning fra time til time på de steder der den enkelte person har oppholdt seg. Dette krever opplysning om den enkeltes bevegelser i "mikromiljøet".

En forenkling av en slik fullstendig eksponeringsberegning er å beregne forurensningsindeks for den enkeltes bolig. Dette gjøres i VLUFT 2.0. Der beregnes altså maksimal timesverdi av CO og NO₂ ved boligene som grunnlag for å klassifisere eksponeringen.

For beregning av faktisk eksponering fra time til time, har NILU utviklet en kombinert spredningsmodell/dagbokmetode som er benyttet i Vålerenga/Gamlebyen og Skien/Porsgrunn for å studere sammenhenger mellom helsetilstand og luftforurensninger.

Spredningsmodellene som benyttes i slik sammenheng er prinsipielt av samme type som beskrevet under VLUFT, med beregning av utslipp, geografisk riktig plassering av utslippet langs veier (linjer) og i rutenett, og beregning av spredning og konsentrasjoner i definerte punkter der individer har oppholdt seg.

Dagboken gir opplysning om individenes oppholdssteder for hver time, og hva de har gjort (reist, handlet, sovet, etc.). Dagboken som NILU benytter gir også opplysninger om helsesyntomer (figur 7).

Slike eksponeringsberegninger er kompliserte, og utføres i praksis bare i forbindelse med spesielle undersøkelser, f.eks. for å studere sammenhengen mellom helse og luftforurensninger.

7 SPREDNING AV UTSLIPP FRA TUNNELER

7.1 GENERELT

Sett utenfra ventileres eksos-forurensede veitunneler på to måter:

- gjennom munning
- gjennom sjakter.

Ved sjaktventilering bringes utslippet opp i en viss høyde over bakken, og utslippet spres fra sjaktmunningen. Ved slik spredning er fortynningen effektiv og forurensningskonsentrasjonene blir lave ved bakken.

Ved ventilering gjennom munning spres utslippet i bakkenivå. Konsentrasjonene ved bakken kan bli høye ut til en viss avstand fra munningen.

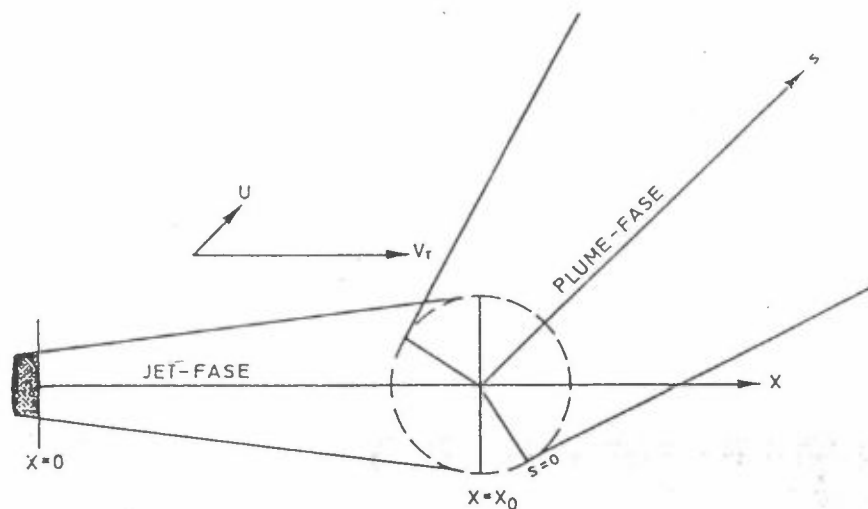
Det brukes ulike spredningsmodeller for de to typene ventilering.

7.2 SPREDNING FRA MUNNING

NILU utviklet i 1980, på oppdrag fra Vegdirektoratet, en spredningsmodell for tunnelmunninger. Modellene er en videreutvikling av et japansk spredningskonsept, basert på spredningsexperimenter utført med sporstoff ved tunneler i Norge og Sverige (Iversen, 1982).

Modell-konseptet er følgende (se figur 8):

Ved en viss minimum lufthastighet ut munningen (vel 2 m/s) forlater luften munningen som en "jet" som innebærer at luftens retning påvirkes lite av ytre vind, og at fortynningen av forurensningen er mindre enn ved vanlig atmosfærisk spredning. Etter en viss lengde, bestemt av lufthastigheten i munningen



Figur 8: Skjematisk framstilling av jet-fase og plume-fase ved spredning fra en tunnelmunning.
 V: Lufthastighet, tunnelmunning.
 U: Vindhastighet.

fortsetter spredningen som vanlig atmosfærisk spredning. Spredningsparametre i jetfasen er bestemt gjennom resultatene av de nevnte spredningseksperimentene.

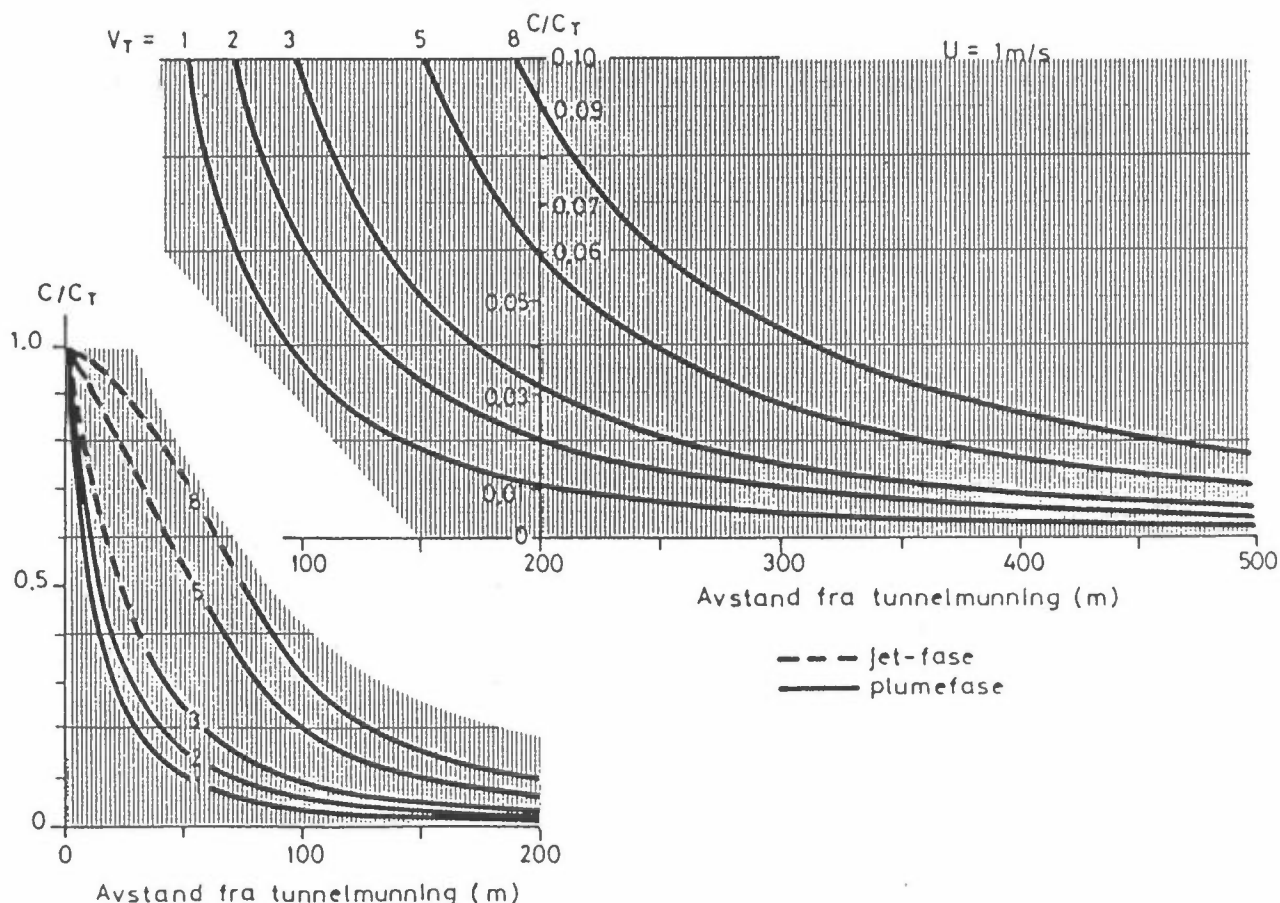
Modellen gir forurensningskonsentrasjoner langs senterlinjen av forurensningsskyen, som funksjon av avstanden fra munningen.

Modellen er testet ved spredningseksperimenter med sporstoff utenfor Etterstad-munningen av Vålerenga-tunnelen, med godt resultat (Larssen et al., 1990). Som gjennomsnitt over 12 eksperimenter fant en at modellen overestimerte konsentrasjonene langs forurensningsskyens senterlinje med 12%, sett i forhold til målte konsentrasjoner.

Inngangsdata til beregningene er:

- forurensningskonsentrasjonen i munningen
- lufthastigheten i munningen
- munningsareal
- atmosfærisk vindhastighet
- luftens stabilitetsgrad

I figur 9 gis et eksempel på nomogrammer som benyttes for å avlese konsentrasjoner i gitte avstander fra munningen. For en mer utførlig beskrivelse av bakgrunn og beregningsgang henvises til et annet foredrag på dette kurset (Larssen og Tønnesen, 1991).



Figur 9: Eksempel på nomogram for relativ konsentrasjon langs senterlinjen av eksoskyen fra tunnelen, basert på tunnelmunning-modellen.
 Vindstyrke : 1,0 m/s.
 Munningareale: 48 m².

7.2 SPREDNING FRA SJAKTER

Det eksisterer en rekke spredningsmodeller for utslipp fra sjakter og skorsteiner. Ved NILU brukes Gaussiske spredningsmodeller, og internasjonalt anerkjente spredningsparametre.

Ved hjelp av spredningsmodellene beregnes forurensningskonsentrasjoner både langs røykfanens senterlinje og ved bakken som funksjon av avstand fra gaten.

Ved vurdering av sjaktplassering og beregning av sjaktens nødvendige dimensjoner (høyde, diameter) tas hensyn til

- konsentrasjoner i bakkenivå
- konsentrasjoner på fasadene av eventuelle høye bygninger nær sjakten.

Inngangsdata til beregningene er:

- sjaktdiameter og høyde
- forurensningskonsentrasjon i munning
- luftens hastighet og temperatur i munningen
- spredningsforhold (vindstyrke, vindretning, stabilitetsgrad).

8 VEISTØV-BELASTNING

Piggdekkenes slitasje av veidekket gir en veistøv-plage som er en vesentlig miljøbelastning nær veier og i byer generelt i vinterhalvåret. Dette er kanskje den mest merkbare forurensningstype knyttet til veitrafikken, og den som gir årsak til størst opplevelse av forurensningsplage. Veistøvet kan også ha sammenheng med sykdomstilstander som f.eks. astma.

Beregningsmodeller for veistøv-forurensning er foreløpig dårlig utviklet. Kildestyrken (mengde generert veistøv pr. veilenke) og størrelsesfordelingen av luftbårne veistøvpartikler er dårlig kjent. For store partikler som har en vesentlig fallhastighet i luft må også andre spredningsmodeller benyttes enn de som brukes for spredning av gasser og eksospartikler.

Veistøvet gir en høy konsentrasjon av totalt svevestøv (TSP) i luft ved veien, som overskrider aktuelle grenseverdier. Veistøvet gir også en nedsmussing i området langs veien, som kan holdes opp mot klassifiseringskriterier for støvnedfall.

For å beregne konsentrasjonen av TSP ved veier er det nødvendig å kjenne kildestyrken og størrelsesfordelingen. Da må spesielle målinger utføres.

Når det gjelder nedsmussing (støvnedfall) finnes det et visst datamateriale fra målinger langs veier som danner utgangspunkt for en enkel støvnedfalls-modell som er inkludert i VLUFT 2.0. Her benyttes følgende konsept:

$$W = W_0 \cdot \frac{\text{ÅDT}}{\text{ÅDT}_0} \cdot f(v) \cdot f(TT) \cdot f(d) + W_b$$

W : støvnedfall ($\text{g/m}^2 \cdot \text{måned}$)

$f(v)$: støvgenereringens variasjon med kjørehastighet

$f(TT)$: støvgenereringens variasjon med tungtrafikkandel

$f(d)$: støvnedfall som funksjon av avstand fra veien

W_b : bakgrunnsverdi

$f(v)$: støvgenereringen avtas proporsjonal med kvadratet av hastigheten

$f(TT)$: støvgenereringen avtas proporsjonal med kjøretøyets luftmotstand

$f(d)$: defineres på grunnlag av målinger i ulik avstand

W_0 : bestemmes på grunnlag av målinger.

De målinger av støvnedfall som er utført ved veier gir grunnlag for å lage en første versjon av veistøvmodellen, som nå er inkludert i VLUFT 2.0.

Denne modellen må betraktes som et forslag. For å få et mer solid grunnlag må flere målinger av støvnedfall utføres ved veier. Det gjelder også målinger av totalt svevestøv og størrelsesfordelingen av luftbåret veistøv, som grunnlag for å utvikle modell for dette.

9 REFERANSER

- Ericsson, E. og Johansson, K. (1990) Åtgärder för att minska luftföroreningar av trafik. Etapp 1: Befintliga bäkningsmodeller. Stockholm, Transportforskningsberedningen (TFB-meddelande 160).
- Iversen, T. (1982) Forenklet metode for spredningsberegninger ved vegtunneler. Lillestrøm (NILU OR 27/82).
- Larssen, S. og Tønnesen, D. (1991) Spredning av luftutslipp fra veitunneler. Lillestrøm (NILU F 5/91).
- Nordisk Ministerråd (1984) Nordisk Beregningsmetode for bilavgasser. Sluttrapport, august 1984.
- Peterson, H.G. og Tønnesen, D. (1990) Spredningsundersøkelse med sporstoff ved Vålerengatunnelen. Lillestrøm (NILU OR 62/90).
- Peterson, W.B. (1980) User's guide for HIWAY-2: A highway air pollution model. Research Triangle Park, NC. US Environmental Protection Agency (EPA-600/8-80-018).

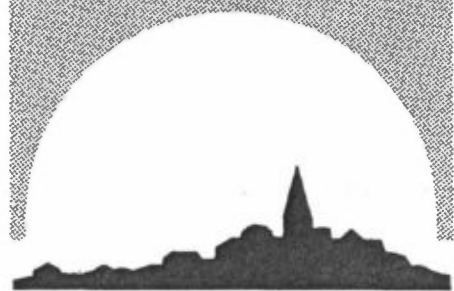
NILU F : 14/91
REFERANSE : O-1540
DATO : MAI 1991

VLUFT

En beregningsmodell for luftforurensningsanalyse av veinett til bruk i transportplan- og NVVP-arbeidet

Steinar Larssen og Charlotte Torp

Utarbeidet for kurset
Luftforurensninger og veiplanlegging,
arrangert av Vegdirektoratet,
Olavsgaard, 4. - 6. juni 1991



NILU

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Norwegian Institute For Air Research
POSTBOKS 64 — N-2001 LILLESTRØM — NORWAY

INNHOOLD

	Side
1	INNLEDNING 3
2	LUFTFORURENSNING FRA BILTRAFIKK 4
	2.1 Problemer på ulike skalaer knyttet til bilforurensning 4
	2.2 Overskridelse av grenseverdier 5
3	KORT OM KRAV TIL LUFTFORURENSNINGSANALYSEN I VEI- PLANARBEIDET 7
4	REGISTRERING AV NØDVENDIGE DATA PÅ KART OG I FELT ... 7
	4.1 Generelt 7
	4.2 Node- og lenkeregisteret 10
	4.2.1 Identifisering av mulige lenker 10
	4.2.2 Kriterier for lenkeinndeling 11
	4.2.3 Definisjon av det aktuelle veinettet 12
5	PROGRAMMET VLUFT 12
	5.1 Versjon 1.0, 1.5 og 2.0 12
	5.2 Oversikt over inn- og utgangsdata 14
	5.3 Programmets virkemåte og oppbygging 16
	5.3.1 Utslippsmodulen 16
	5.3.2 Spredningsmodulen 17
	5.3.3 Bakgrunnsmodulen 17
	5.3.4 Eksponeringsmodulen 20
	5.3.5 Beregning av plagethet 21
	5.4 Oppsummering av de viktigste forandringene gjort i versjon 1.5 og 2.0 25
	5.5 Usikkerheter i beregningen 26
6	REFERANSER..... 27
	VEDLEGG A: Lenkeregister 29
	VEDLEGG B: Noderegister 33
	VEDLEGG C: Bygningsregister 37
	VEDLEGG D: Eksempel på beregningsresultater 41

EN BEREGNINGSMODELL FOR LUFTFORURENSINGSANALYSE AV VEINETT TIL BRUK I TRANSPORTPLAN- OG NVVP-ARBEIDET

1 INNLEDNING

I arbeidet med Norsk vei- og veitrafikkplan og i Transportplanarbeidet for byer i Norge inngår analyse av luftforurensningsforholdene lang veinettet, og utslippets betydning for tettstedets luftforurensning totalt sett. Slik kartlegging og beregning av fremtidig veinett- og tettstedsforurensning utføres best ved at trafikksituasjonen modelleres. Modellene må inneholde en utslippsdel som kan beregne utslipp i dag, og framskriving av dette i tid ut fra ulike forutsetninger om utslippskrav og bilparkens sammensetning. Videre må de inneholde en spredningsdel for beregning av resulterende konsentrasjoner i luft, og helst også en eksponeringsdel som kan gi utsagn om andel av befolkningen som utsettes for høy forurensningsbelastning.

NILU har utviklet en modell som er egnet til de analyser som er nødvendige i transportplan- og veiplan-arbeidet. På oppdrag fra Vegdirektoratet har NILU gjort modellen tilgjengelig på PC, og den er videreutviklet bl.a. etter Vegdirektoratets ønsker.

Modellen kalles VLUFT, og eksisterer for tiden i to versjoner: 1.5 og 2.0 (versjon 1.0 er utgått). Inngangsdata til modellen er spesifisert. De introduseres til beregningene via programmene VREG og VADM, som er utviklet av Asplan i forbindelse med et støyberegningsprogram (VSTØY).

Denne presentasjonen inneholder følgende:

- Kort problembeskrivelse av bilforurensning.
- Krav til luftforurensningsanalysen i veiplanarbeidet.
- Generell beskrivelse av beregningssystemet for luftforurensning som helhet.
- Beskrivelse av VLUFT, som inngår som en del av beregningssystemet.
- Gjennomgang av usikkerheter i beregningene.

2 LUFTFORURENSNING FRA BILTRAFIKK

2.1 PROBLEMER PÅ ULIKE SKALAER KNYTTET TIL BILFORURENSNING

Eksosutslippet fra biltrafikken bidrar til forurensningsproblemer på lokal skala (gate/tettsted), regional skala (eks. Nord-Europa, Sør-Norge) og global skala. Det er ikke nødvendigvis de samme stoffene i eksosen som forårsaker de lokale, regionale og globale problemene.

Tabell 1 gir en oversikt over de viktigste luftforurensningsproblemer som biltrafikken gjennom utslipp av eksos og slitasje av veibanen gir et bidrag til.

De viktigste problemene lokalt knyttet til biltrafikk er mulighetene for helseskade ved høye konsentrasjoner av CO, NO₂ og sot, samt nedsmussing og ubehag knyttet til veistøv. Utslippet av NO_x og flyktige hydrokarboner (VOC) bidrar til forsurening og dannelse av troposfærisk ozon, som kan gi et bidrag til forekomsten av vegetasjonsskader. Utslippet av karbondioksid (CO₂) og andre "drivhusgasser" som metan (CH₄) og dinitrogenoksid ("lystgass", N₂O) bidrar til den oppvarming av atmosfæren som mange mener vil fortsette i tiårene som kommer. N₂O er også en gass som i stratosfæren kan delta i nedbryting av ozonlaget.

Tabell 1: Viktige luftforurensningsproblemer som biltrafikken bidrar til.

SKALA	PROBLEM	STOFFER I BILEKSOS
GATE/TETTSTED	Helse-effekt	CO, NO ₂ , PM ₁₀ , metaller (f.eks. bly) sot, organiske stoffer (f.eks. PAH)
	Nedsmussing	veistøv, sot
	Lukt	Organiske stoffer (dieseleksos)
REGIONAL	Forsuring av vann og jordsmonn	S- og N-forbindelser
	Troposfærisk ozon	NO _x , VOC
GLOBAL	Drivhuseffekt	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO
	Ozon-nedbryting	N ₂ O

Biltrafikken er i norske byer og tettsteder den dominerende kilden til stoffer som gir overskridelser av grenseverdier for luftkvalitet, lokalt i gater og i by generelt. Dette er dokumentert bl.a. gjennom de basisundersøkelser NILU har foretatt i Oslo, Bergen, Drammen og Sarpsborg/Fredrikstad.

2.2 OVERSKRIDELSE AV GRENSEVERIDER

Grenseverdier for luftkvalitet er gitt for ulike stoffer f.eks. CO og NO₂. Til grenseverdiene er knyttet en midlingstid. Dette innebærer at forurensningskonsentrasjonen, målt som gjennomsnitt over den angitte midlingstiden, ikke skal overskride grenseverdien. Erfaringsmessig vil ikke alle grenseverdier kunne overskrides overalt i et byområde. Eksempelvis vil grenseverdier for 1-timesmiddelverdi av CO, som er 25 mg/m³, bare overskrides nær sterkt trafikkerte veier.

Tabell 2 gir en oversikt over de grenseverdier som er aktuelle i forbindelse med transportplanarbeidet, og i hvilke områder disse erfaringsmessig kan overskrides.

Tabell 2: Oversikt over hvilke grenseverdier som erfaringsmessig overskrides i ulike områdetyper i byer og tettsteder.

Områdetype	Grenseverdier som kan overskrides:	
	Stoff	Midlingstid
Bysentra, middels store byer	NO ₂ Sot PM ₁₀ ¹⁾	Døgn (24 timer) Døgn Døgn
Bysentra, store byer	i tillegg: NO ₂ Sot	Halvår Halvår
Nær veier, middels trafikk	i tillegg: CO Bly	8 timer Døgn
Nær veier, stor trafikk	i tillegg: CO NO ₂	1 time 1 time

1 Partikler med diameter <10 µm, også kalt "inhalerbare partikler".

Lokalt i gater med dårlig trafikkavvikling overskrides i dag grenseverdier for CO (times og 8-timers middelvei) og døgn-grenseverdier for bly. Ved årsdøgntrafikk større enn 5000 biler/døgn vil times- og døgnmiddelveiene for NO₂, sot og PM₁₀ kunne overskrides. Det siste er ikke nødvendigvis knyttet til veier med dårlig trafikkavvikling.

I sentrumsområdet av middels store byer og tettsteder overskrides i dag døgnmiddelveiene for NO₂, sot og PM₁₀ (eks. Drammen, Lillehammer). I sentrum av de største byene overskrides i tillegg halvårsgrenseverdier for NO₂ og sot.

En fullstendig kartlegging av befolkningens eksponering til konsentrasjoner over grenseverdier krever derfor at en undersøker både forholdene i byen generelt, og forholdene langs veiene. Kartleggingen kan forenkles ved å konsentrere seg om noen forurensningsstoffer og grenseverdier, og samtidig benytte erfaringsmaterialet som NILU har fra samtidige målinger av ulike forurensningsstoffer over ulike midlingstider i byer generelt og langs veier.

3 KORT OM KRAV TIL LUFTFORURENSANALYSEN I VEIPLANARBEIDET

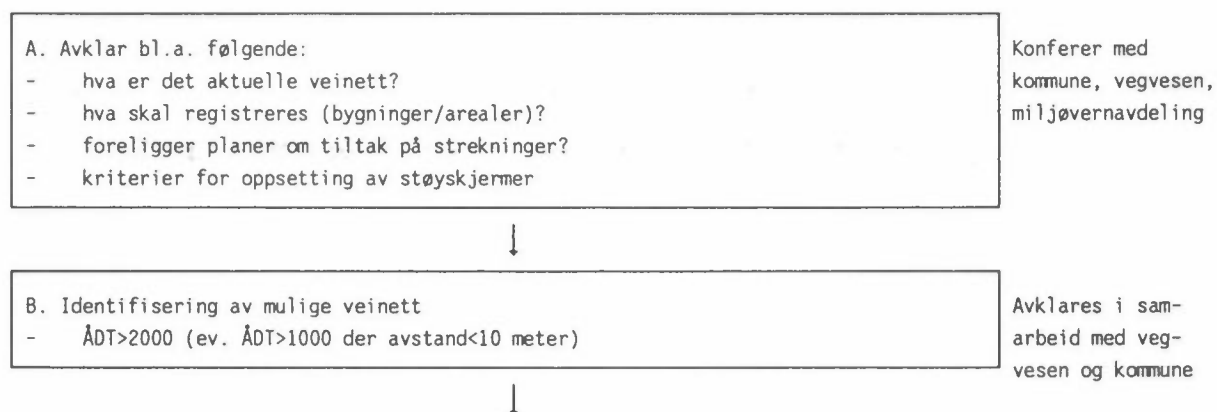
En luftforurensningsanalyse i tilknytning til transportplan- og veiplanarbeidet må gi grunnlag for å vurdere ulike alternativer opp mot hverandre, når det gjelder biltrafikkens bidrag både til lokale, regionale og globale problemer. Analysen bør derfor omfatte følgende punkter:

- a. Beregning av CO- og NO₂-konsentrasjoner langs veinettet.
- b. Beregning av NO₂- og sot-konsentrasjoner i sentrumslufta generelt.
- c. Beregning av antall mennesker som utsettes for luftforurensning over grenseverdier.
- d. Beregning av totalutslipp av CO₂, NO_x og evt. CH₄.

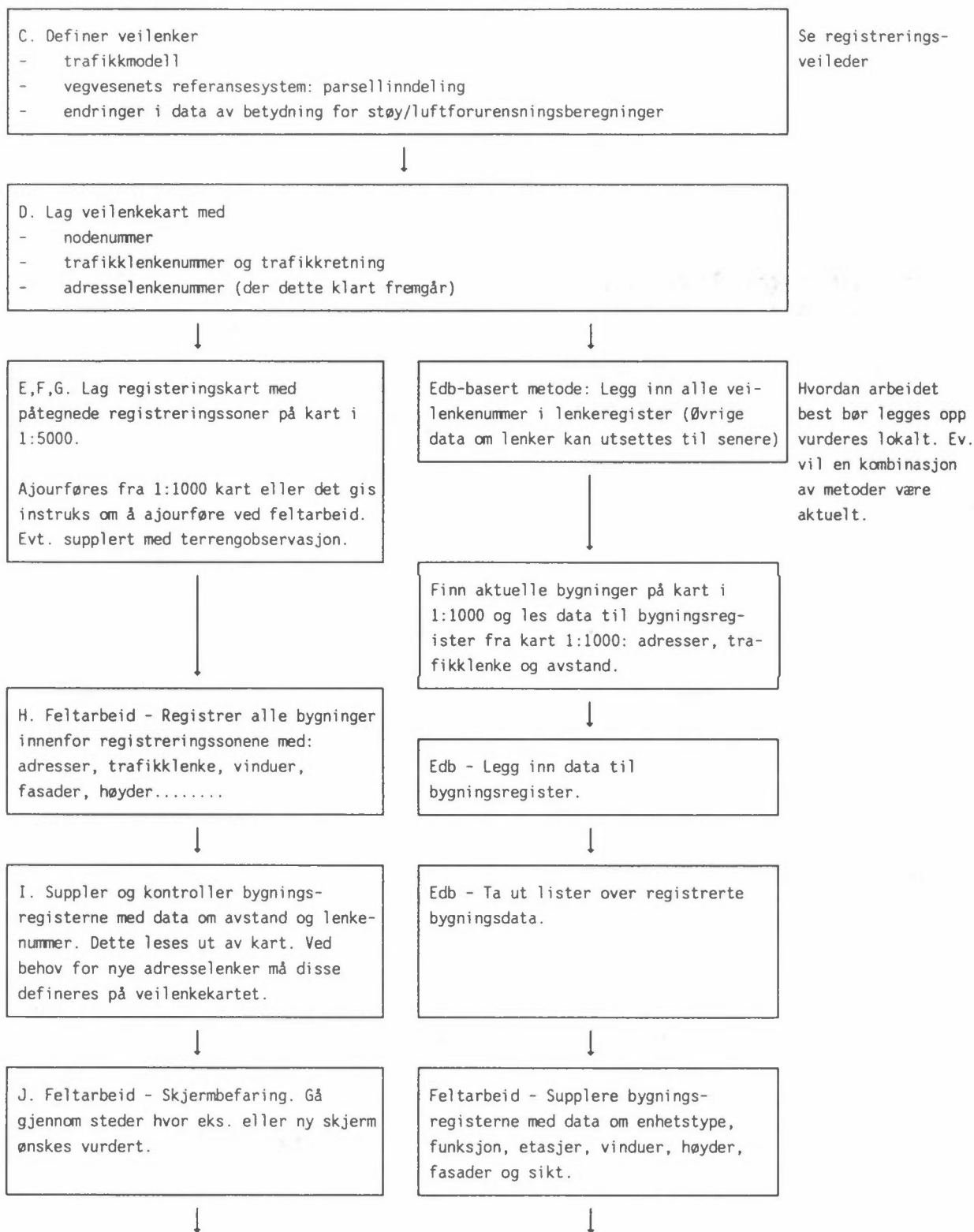
4 REGISTRERING AV NØDVENDIGE DATA PÅ KART OG I FELT

4.1 GENERELT

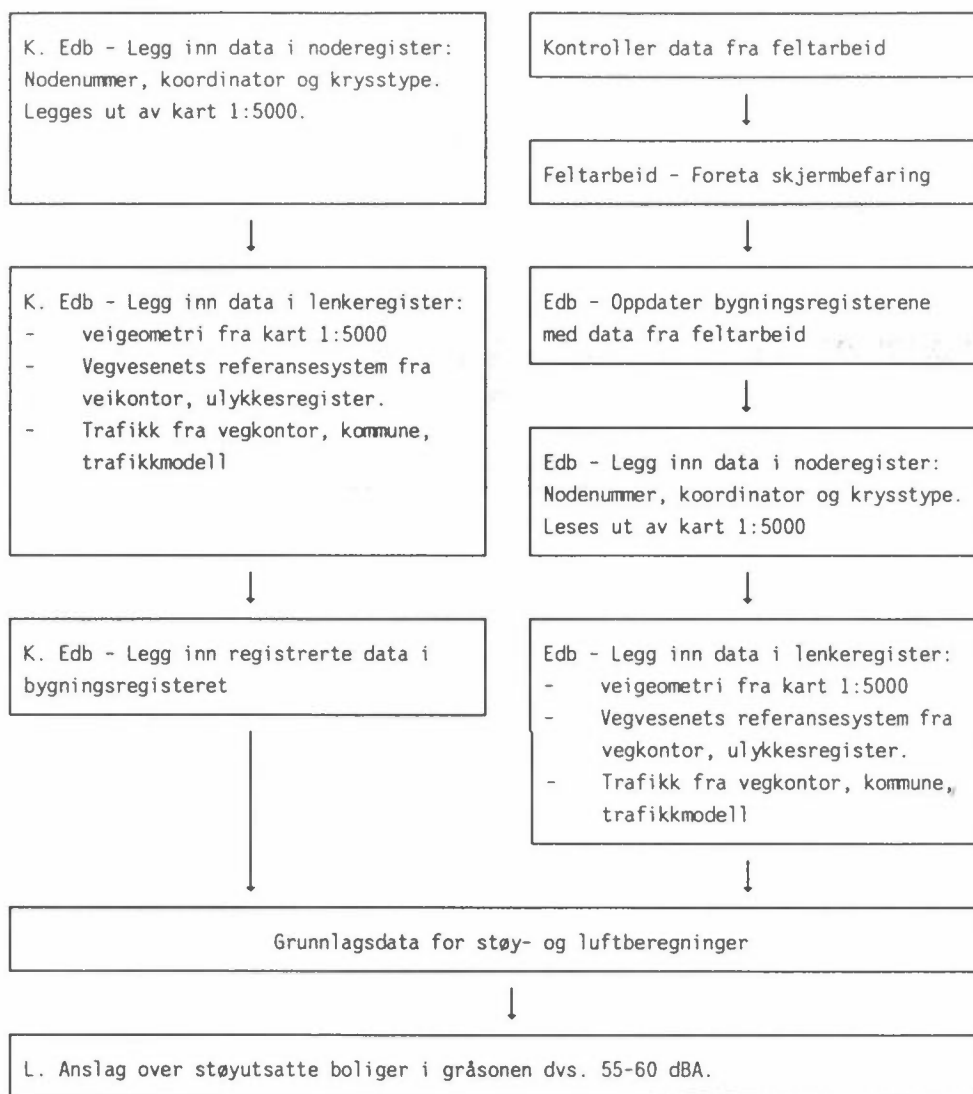
Metoden for registrering av data til VLUFT fremgår av oversikten nedenfor. Den omfatter registrering av data både til VLUFT og VSTØY, da det er praktisk å foreta disse samtidig. En mer detaljert beskrivelse finnes i Registreringsveilederen (Vegdirektoratet, 1990). Både EDB-baserte og mer manuelle metoder kan være aktuelle:



Figur 2: Rutiner for registrering av bygnings-, vei- og trafikkdata (Registreringsveilederen).



Figur 2: forts.



Figur 2: forts.

Å tilby en skreddersydd metode som passer for alle forhold er neppe mulig. Arbeidet bør derfor tilpasses lokalt ut fra praktiske forutsetninger som tilgjengelige ressurser værforhold o.l.

Fram til og med punkt D i oversikten vil arbeidet vanskelig kunne gjøres på mer enn en måte. Videre gis det derimot mulighet for et valg mellom to metoder. Forskjellen mellom disse går i korthet ut på om informasjonen til bygningsregisterene er samlet inn i hovedsak fra kart eller ved observasjon i felt.

De erfaringer som til nå er gjort, baseres på det opplegg som fremgår av metode 1. Denne gjør det mulig å forholdsvis raskt komme i gang med feltarbeidene, men krever til gjengjeld at noe mer informasjon skal registreres ute.

Metode 2 er kun forsøkt i mindre grad. Fordelen med denne er at man ut fra kart 1:1000 får en bedre oversikt over adresseforhold, avstand og høyder. Dette kombineres med samtidig innlegging i registreringsprogrammet slik at en raskt får etablert bygningsregisterne. Ulempen er at dette krever en del punchearbeid før feltarbeidet kan starte.

Dersom registreringen kun skal gi data for luftforurensninger og ikke støy, blir registreringsarbeidet vesentlig enklere.

4.2 NODE- OG LENKEREGISTERET

4.2.1 Identifisering av mulige lenker

Det første som må gjøres, er å finne fram til det veinettet som skal vurderes, ut fra trafikkvolum og avstand til begyggelsen. For å få et riktig inntrykk av totalutslippet i et område anbefales at man tar med veier med trafikk ned mot en ÅDT på 2000. For gater med begyggelse nærmere enn 10 m fra veien, bør man helt ned i en ÅDT på 1000 biler.

For å finne fram til det aktuelle veinettet, må man basere seg på:

- Utførte tellinger fra kommune/vegvesen
- Skjønsmessig vurdering fra kommune/vegvesen
- Etablert trafikkmodell
- Eget skjønn

Veinettet, med både eksisterende og fremtidige veier, legges inn på ajourførte kart i målestokk 1:5000.

4.2.2 Kriterier for lenkeinndeling

Det skilles mellom 2 typer veilenker:

- Adresselenker som kun benyttes for adressering av enheter.
- Trafikklenker som omfatter alle veilenker som kan gi luftforurensningsproblemer.

Merk at en trafikklenke også kan benyttes som en adresselenke, men ikke omvendt.

Inndelingen av veinettet i trafikklenker, gjøres med utgangspunkt i

1. Etablert trafikkfordelingsmodell (evt. flere veinett)
2. Vegvesenets parsellinndeling og endring i veinavn.
3. Endringer i trafikk, veirom, veigeometri, fasaderom og annet som har betydning for støy/luftberegningene.

Lenkeinndelingen må velges slik at nodene blir sammenfallende med nodene i den etablerte trafikkfordelingsmodellen. Lenkes start- og slutt punkt skal knyttes til Vegvesenets offisielle referansesystem, med veikategori, veinummer, hovedparsell og lengdeangivelse for riks- og fylkesveier, og gatekoder for kommunale veier. Knytning til referansesystemet er nødvendig for å:

- hente data om lenker fra Vegdatabanken
- kunne tilføre nye data til Vegdatabanken
- gjøre luftforurensningsdata tilgjengelige for andre brukere av Vegdatabanken
- presentere oversikter over støy- og luftforurensningsdata sammenstilt med andre veidata (ulykkesdata, økonomidata mv.)
- ajourholde tilstandsdataene mht. endringer i veinettet

4.2.3 Definisjon av det aktuelle veinettet

Veilenkene tegnes opp på kart i målestokk 1:5000. Veilenkekartene skal dekke to behov:

1. En oversikt over veinettstrukturen med alle lenkenummer, nodenummer og retning. Dette benyttes internt når node/lenkeregisteret skal fylles ut.
2. Gi grunnlag for å utarbeide registreringskart. Dette skal kun inneholde lenkenummer.

Lenkenes retning defineres ut fra start- og sluttnode for de kommunale veienes del, og ut fra kilometreringen for riksveinettet. Alle trafikklenker må være inntegnet på kartene. Adresselenkene må inntegnes i den grad disse klart fremgår. Behovet for ytterligere adresselenker vil dukke opp under feltregistreringen til bygningsregisteret. Registrer da riktig gateadresse, og vent med å fylle i adresselenkenummeret til etterpå.

Normalt vil første gangs etablering av lenkeregisteret ta 3-5 dagsverk for et byområde på størrelse med Drammen, forutsatt at alle nødvendige data er tilgjengelige. Når nye trafikkalternativer/veinett skal etableres, legges nye trafikkdata inn i en kopi av det tidligere lenkeregisteret. Dette vil kreve i størrelsesorden 0,5-1 dagsverk.

5 PROGRAMMET VLUFT

5.1 VERSJON 1.0, 1.5 OG 2.0

VLUFT har blitt utviklet av NILU over en periode på flere år, med tanke på å inngå i et integrert system for beregning av utslipp og forurensning fra biltrafikk. På oppdrag fra Vegdirektoratet ble modellen gjort tilgjengelig på PC, og versjon 1.0 ble distribuert til Vegkontorene og TP10-kommunene i 1990.

Basert på ny kunnskap og kommentarer fra brukerne ble det foretatt en videreutvikling, og versjon 1.5 ble sendt ut i mai 1991.

For å dekke behovet for analyse i forbindelse med Norsk Veg- og Vegtrafikkplan (NVVP) 1994-97 er det utviklet en versjon 2.0. Arbeidet med denne er nylig avsluttet.

De viktigste utvidelsene som er gjort i 2.0 i forhold til 1.5, er at befolkningens eksponering til luftforurensning estimeres, samt at veistøvproblematikken kommer inn. Økningen i antall rutiner programmet består av har dessverre gått på bekostning av lagerkapasiteten, slik at antall lenker som kan behandles er redusert til 2500. Tabellen nedenfor viser de versjonene av VLUFT som eksisterer pr. i dag.

Tabell 3: Versjoner av VLUFT.

Versjon	Kommentarer
1.0	Opprinnelig utgave. Utgått.
1.5	<ul style="list-style-type: none"> - Utvidelse av antall lenker som kan behandles - Oppdatering av data for drivstoff-forbruk - Forbedret rutine for beregning av NO₂-andel av NO_x - Begrensning på 3000 lenker
2.0	<ul style="list-style-type: none"> - Beregning av eksponering - " " veistøvbelastningen - Hensyn til utslipp fra kryss og småveier - Soneinndeling tilpasset vegnormalen - Begrensning på 2500 lenker - "Californiakrav" og krav til NO_x-utslipp fra lastebiler gjeldende fra h.h.v. 1995/94 kan slås av og på - Gjør ikke bruk av noderegisteret, noe som gir forenklet registreringsarbeid, men fjerner mulighet for utplotting

5.2 OVERSIKT OVER INN- OG UTGANGSDATA

Inngangsdata til beregningene omfatter bl.a.:

Trafikkdata:

- trafikkvolum
- kjørehastighet
- tungtrafikkandel
- kaldstartandel

Veidata:

- nodeposisjoner
- lenkelengder
- kjørebane- og fortausbredder
- gateklasser
- stigning
- fasadedekningsgrad

Bygningsdata:

- avstand til kjørebane
- antall boliger pr. bygning

Det forutsettes at veinettet er delt opp i lenker fra node til node. Grunnen til at stigningen på veien må være kjent, er at belastningen på bilmotoren påvirker dannelsen av NO_x og CO. Fasadedekningsgraden bestemmer hvilke spredningsmodeller som benyttes.

Dataene må foreligge på spesifisert form på en fil for at beregningene skal kunne utføres. Andre opplysninger som bruker må oppgi under kjøring av programmet er:

- bakgrunnskonsentrasjoner av CO, NO₂ og O₃
- beregningsavstand (avstand fra kjørebane-kant til beregningspunkt ved veier uten fasade).

På grunnlag av disse opplysningene beregnes en rekke parametre, vist i tabell 4.

Eksempel på utskrift fra en resultatfil er vist i vedlegg D.

Tabell 4: Resultater fra VLUFT 1.5 og 2.0.

	Versjon 1.5	Versjon 2.0
Totalutslipp CO, CO ₂ , NO _x (tonn/år		
- fordelt på lette/tunge kjøretøy/busser	x	x
- fordelt på bysone (sentrum/mellom/utkant)	x	
- fordelt i rutenett	x	x
- fordelt på bysone (sentrum/mellom/utkant/spredt)		x
Utslipp av CO, CO ₂ og NO _x (tonn/år) fra småveinettet		x
Trafikkarbeid (bilkm/år)		
- fordelt på lette/tunge kjøretøy	x	x
- fordelt på kjørehastighet	x	x
- fordelt på bysone (indre/mellom/utkant)	x	
- fordelt på bysone (indre/mellom/utkant/spredt)		x
Maksimalkonsentrasjoner for rushtrafikk langs lenkene, CO, NO ₂		
- beregnet for gitt vinkel vei/vind for valgt avstand fra veikant, rangert fra høyest forurensningsgrad og nedover	x	x
- valg mellom morgen- og ettermiddagsrush	x	x
Plott av stilisert veinett med forurensningsverdi angitt, evt. fargekodet i 4 forurensningsklasser	x	x
Antall lenker og km vei klassifisert innen 4 forurensnings- kategorier for CO og NO ₂	x	x
Antall boligenheter (beboere) som opplever maks. konsentrasjoner innen gitte intervaller av CO- og NO ₂ -konsentrasjoner. Et anslag for antall personer i beregningsområdet som er sterkt plaget av trafikkforurensning.		x
Klassifisering av veinettet etter veistøv-plage		x

5.3 PROGRAMMETS VIRKEMÅTE OG OPPBYGGING

5.3.1 Utslippsmodulen

VLUFT inneholder prosedyrer for beregning av utslipp av CO og NO_x basert på inngangsdataene. Innbakt i disse beregningsprosedyrene ligger en rekke forutsetninger angående utslipp fra de forskjellige kjøretøyene. Utslippsfaktorene i VLUFT 1.5 beregnes som funksjon av

- bilklasse
- kjørehastighet (10-90 km/t)
- stigning på veien (0-12%)
- årstall for beregningene

Siste punkt har betydning for standarden på kjøretøyene, som påvirkes av de krav myndighetene stiller til maksimale utslipp. Det antas en utskiftningstakt for bilparken på 7% pr. år, og at alle nye bensinbiler etter 1988 er utstyrt med 3-veis katalysator. Det forutsettes videre at det innføres skjerpede krav til lastebiler i 1994. I versjon 2.0 er det mulighet for å slå av og på både de såkalte California-kravene for bensinbiler som ventes innført fra 1997, og 1994-kravene til lastebiler.

Det definerte veinettet vil vanligvis ikke dekke alle veier innenfor et beregningsområde. Dette skyldes at man ved registreringer setter en nedre grense (gjerner 2000-5000 ÅDT) for årsdøgntrafikken på de veiene som skal tas med. De resterende veiene utgjør det som kalles småveinettet. Beregninger NILU har foretatt viser at totalutslippet for CO, NO_x og CO₂ på disse veiene kan utgjøre opp til 20% av det samlede utslippet. I VLUFT 2.0 er det mulig å beregne dette utslippet på grunnlag av kjørehastighet, tungtrafikkandel og trafikkarbeid.

5.3.2 Spredningsmodulen

Kombinasjonen av utslippsberegninger og spredningsberegninger gir konsentrasjonen av forurensninger som funksjon av avstand fra veien begrenset til 20 m fra veikanten. Konsentrasjonene som beregnes av VLUFT er maksimumskonsentrasjoner, dvs. konsentrasjoner i rushtiden med spredningsforhold som gir maksimal forurensning i området nær veien. Dette innebærer bl.a. en fast vinkel mellom vei og vind på 15^0 , svak vind og ellers dårlige spredningsforhold.

For de veilenkene som har sammenhengende fasader på en eller begge sider, er det konsentrasjonene inntil fasaden som beregnes. Til dette benyttes spredningsmodeller hentet fra Nordisk Beregningsmetode for Bilavgasser (NMR, 1984).

For veilenker uten fasader benyttes en modifisert versjon av den amerikanske HIWAY-modellen, for å beregne konsentrasjonen i en gitt avstand fra veikanten. Avstanden velges enhetlig for hele veinettet.

5.3.3 Bakgrunnsmodulen

Forurensning langs en gitt vei er summen av forurensning fra biltrafikken langs denne veien og forurensning fra andre kilder, også kalt bakgrunnsforurensning eller bakgrunnsnivå. Bakgrunnsnivået kan bestå av bidrag fra trafikk i nærliggende gater og veier, industriutslipp, utslipp fra olje, kull og ved til arealoppvarming i tettstedet, samt langtransportert forurensning.

Bakgrunnsverdiene av CO og NO₂ må derfor legges til beregnet konsentrasjonsbidrag fra eksosutslippet i en gate eller vei. I tillegg til dette vil også bakgrunnsnivået av ozon ha innvirkning på NO₂-konsentrasjonen via reaksjonen:



For CO og NO₂ vil bakgrunnsnivået variere med størrelsen på tettstedet, samt ventilasjonsforholdene om vinteren. I tillegg vil det også normalt avta fra sentrum av tettstedet mot utkantområdene.

Tabell 5 viser antatte verdier for maksimal bakgrunnskonsentrasjon av CO og NO₂ (timesmiddelverdier), avhengig av tettstedsstørrelse og bysone. Disse verdiene anbefales brukt i beregningene for 1990-/1991-scenarier.

Tabell 5: Anbefalte verdier (timesmiddelverdi) for bakgrunnsnivå, CO og NO₂, avhengig av bysone og innbyggertall i tettsted.

INNBYGGER-TALL	CO (mg/m ³)			NO ₂ (µg/m ³)		
	SENTRUM	MELLOM	UTKANT	SENTRUM	MELLOM	UTKANT
<50 000	4,3	3,2	2,1	27	20	14
50-200 000	6,4	4,8	3,2	39	29	20
>200 000	10,7	8,0	5,4	68	51	34

Når det gjelder ozon, er det konsentrasjonen i lufta som kommer inn over tettstedet som har betydning. Bakgrunnsverdien for ozon er derfor den samme for hele tettstedet. Den er også uavhengig av bystørrelse. Det anbefales brukt en konsentrasjon på 60 µg/m³ for ozon i beregningene dersom målinger ikke foreligger, når en som i dette tilfellet betrakter forurensning under vinterforhold i Norge.

Dersom biltrafikken ikke øker framover, vil antagelig bakgrunnsnivået avta noe på grunn av skjerpede avgasskrav. Beregnete maksimumskonsentrasjoner vil derfor kunne bli noe for høye dersom verdiene ovenfor blir anvendt for f.eks. 2000- eller 2005-scenarier.

For å ta hensyn til dette, kan bakgrunnsnivået i et framtidig beregningsår estimeres på følgende måte: Konsentrasjonene i tabell 5 multipliseres med en faktor k_s :

$$k_s = \frac{k_{red} \cdot k_{traf} + a}{1 + a}$$

k_{red} : Relativ utslippsreduksjon i forhold til 1990-nivå. Verdiene hentes fra tabell 6.

k_{traf} : Forholdet mellom det totale trafikkarbeidet (bil-km/døgn) i området, i det framtidige beregningsåret og i dag.

a : Forholdet mellom andre kilders bidrag (dvs. ikke biltrafikk) til bakgrunnsforurensning, og det totale bakgrunnsnivået. Dersom det ikke fins målinger å støtte seg til, bør en verdi på 0,2 brukes.

Tabell 6: Framtidige relative reduksjoner i utslippsfaktorer for CO og NO₂ fra trafikk som følge av skjerpede avgasskrav.

År	k_{red}	
	CO	NO ₂
1990	1,00	1,00
1995	0,62	0,74
2000	0,31	0,46
2005	0,21	0,33
2010	0,20	0,31

Det kan anvendes lineær interpolasjon for andre beregningsår enn de som er gitt i tabellen.

Det antas at bakgrunnsnivået av ozon vil holde seg på dagens nivå i nærmeste framtid, slik at 60 µg/m³ anbefales brukt.

Eksempel:

I et tettsted skal bakgrunnskonsentrasjoner i 1998 beregnes. Det antas at biltrafikken minker med 20%. Målinger av bakgrunnskonsentrasjoner foreligger ikke, og a settes lik 0,2.

k_{red} beregnes fra tabell 2:

$$k_{red, CO} = 0,62 - \left(\frac{0,62 - 0,31}{5} \right) \cdot 3 = 0,434$$

$$k_{red, NO_2} = 0,74 - \left(\frac{0,74 - 0,46}{5} \right) \cdot 3 = 0,572$$

$$k_s, CO = \frac{0,434 \cdot \frac{80}{100} + 0,2}{1 + 0,2} = \underline{0,456}$$

$$k_s, NO_2 = \frac{0,572 \cdot \frac{80}{100} + 0,2}{1 + 0,2} = \underline{0,548}$$

Bakgrunnskonsentrasjoner i tabell 5 må altså multipliseres med 0,456 for CO og 0,548 for NO₂.

5.3.4 Eksponeringsmodulen

Hensikten med denne modulen er å beregne hvor stor andel av befolkningen som utsettes for luftforurensning over grenseverdier. På grunnlag av data fra bygningsregisteret (avstand mellom bolig og vei) og de beregnede fasadekonsentrasjonene av CO og NO₂, deles boligene inn i 4 forurensningsklasser.

5.3.5 Beregning av plagethet

Plagethet av "lukt" og "støv og skitt"

Plagethet skyldes et samvirke mellom følgende forhold:

- lukt
- nedsmussing fra sot
- nedsmussing fra veistøv

Vi vet ikke i hvilken grad disse tre forholdene bidrar til opplevelsen av plage.

Lukt skyldes flyktige organiske forbindelser, der både diesel og bensin bidrar til utslipp. Sotutslippet domineres av dieselsot. Veistøvplagen skyldes lette og tunge biler i omtrent samme grad.

I Vegdirektoratets effekt-program ønskes, på samme måte som for støy, et tall for antall personer som er "plaget" av luftforurensning. EFFEKT er utviklet for analyse av konsekvenser av veiutbyggings- og veiutbedringsprosjekter. Kravet til forenkling i EFFEKT er stort. Derfor ønskes kun ett tall i forbindelse med luftforurensningsverdier, og det er antall "plagete personer". (I tillegg beregnes totalutslipp av NO_x og CO_2).

For støy beregnes antall plagete personer på følgende måte:

ved 20 dB (innendørs) er	0% plaget
ved 30 dB	er 20% plaget
ved 40 dB	er 40% plaget
etc.	

For luft tas utgangspunkt i resultatene fra Trafikk og miljøprosjektet (se f.eks. tidsskriftet Samferdsel, April 1991, Figur 19).

Dataene fra Vålerenga gjelder plagethet av "eksos" og/eller "støv/skitt" i eller utenfor bolig. Det er ikke usannsynlig at svarene er farget noe av at den generelle trafikkplagen i området er høy. Det er derfor valgt å sette andel plagete lik null i laveste forurensningsintervall, når maksimal-forurensningen er lavere enn 30% av timegrenseverdien og lavere enn 50-60% av 8-timers-grenseverdien. I henhold til dette reduserer vi også andel plagete (sterkt + ganske) for midlere forurensningskategorier noe, i forhold til figur 19 i Samferdsel.

Tabell 7: Plagegrader som benyttes for "bytrafikk" under dagens forhold.

Forurensningsintervall maksimalverdi, VLUFT 2.0		Andel sterkt plaget [%]	Andel sterkt og ganske plaget [%]
CO	NO ₂		
>25	>300	75	90
15-25	200-300	50	70
8-15	100-200	30	45
<8	<100	0	0

Grunnlaget for å anslå plagethet utenfor byer og for framtidige forhold er svakt. Ved å bruke plagethet ved bytrafikk, dagens forhold som utgangspunkt, fås et estimat som er mer usikkert enn støyplage-estimatet, fordi luftforurensning er et mer sammensatt begrep enn støy.

Det bør tas utgangspunkt i NO₂ som indikator. Det er trolig at både lukt, sot og nedsmussing i stor grad skyldes tunge dieselmotorer. Dieselmotorer gir også et vesentlig bidrag til NO₂, men ikke til CO.

Nedsmussing fra veistøv

Veistøvpoppvirvling er den viktigste årsaken til nedsmussing langs veier. Som utgangsligning for klassifisering av veistøvplogen benyttes

$$W = W_0 \frac{\dot{A}DT}{\dot{A}DT_0} f_v \cdot f_{tt} \cdot f_d + W_b$$

W er støvnedfall [g/m^3]

f_v " oppvirvling som funksjon av kjørehastighet

f_{tt} " " " " " tungtrafikkandel

f_d er støvnedfall " " " avstand fra veier

W_b er bakgrunnsnedfallet

f_v : Oppvirvlingen antas proporsjonal med kvadratet av kjørehastigheten, som er energien i den genererte turbulensen:

$$f \sim v^2$$

f_{tt} : Oppvirvlingen antas som en første tilnærming å være proporsjonal med kjøretøyets luftmotstand:

$$W = k_1 N_{PB} + k_2 N_{LB}$$

PB: personbiler

LB: lastebiler

A : Areal

$$k \propto C_v \cdot A$$

	C_v	A (m^2)
PB	0,4	0,8-0,9
LB	1,25	4 - 6

$$\frac{k_2}{k_1} \sim 15 - 20$$

f_d : Avstandsfunksjonen forutsetter målinger utført i flere avstander fra vei. Dette er gjort ved Ringveien, Ullevål stadion (1987) og ved E6 Skedsmo (1972). f_d utledes fra disse målingene.

Fra dette kan følgende ligning settes opp for støvnedfall ved vei, som funksjon av ÅDT, kjørehastighet, tungtrafikkandel og avstand:

$$W = W_0 \frac{\text{ÅDT}}{\text{ÅDT}_0} \left(\frac{V}{V_0}\right)^2 \cdot \frac{1 + \frac{k_2}{k_1} \frac{TT}{100}}{1 + \frac{k_2}{k_1} \frac{TT_0}{100}} \cdot f_d + W_b$$

Referansesituasjonen ÅDT_0 , V_0 og TT_0 (tungtrafikkandel i %) definerer utgangsverdien W_0 .

Modellen gjelder veier med asfaltdekke, og ikke betongveier. Modellen "kalibreres" basert på målinger langs E6 i Skedsmo (Rystad, 1974) og langs E18 ved Bestum.

Klassifisering

De klassifiseringsgrensene som benyttes i Statlig program for forurensningsovervåking benyttes også her:

Lite støvnedfall:	< 5 g/m ² · mnd.
Middels støvnedfall:	5-10 g/m ² · mnd.
Mye støvnedfall:	> 10 g/m ² · mnd.

I tillegg innføres ytterligere en grense:

Svært mye støvnedfall:	> 20 g/m ² · mnd.
------------------------	------------------------------

5.4 OPPSUMMERING AV DE VIKTIGSTE FORANDRINGENE GJORT I VERSJON 1.5 OG 2.0

Versjon 1.5 er en videreutvikling av 1.0 som nå er utgått. De vesentligste endringene er:

- Data for drivstofforbruk for de forskjellige kjøretøyklassene som funksjon av hastighet er gjort mer nøyaktige.
- Skjermdialogen er gjort mer brukervennlig.
- Rutinen for beregning av NO₂-andelen av NO_x er forbedret på grunnlag av måleresultater fra Vålerenga-tunnelen.
- Programmet er utvidet for å kunne behandle veinett bestående av opptil 3 000 lenker.

Versjon 2.0 har vært utviklet på oppdrag fra Vegdirektoratet, og arbeidet med denne versjonen er nylig avsluttet (mai 1991). Det viste seg at NVVP-arbeidet stiller spesielle krav til måten programmet arbeider på, og det ble besluttet å lage en spesiell NVVP-versjon.

De viktigste endringene i versjon 2.0 er:

- Et anslag for befolkningens eksponering til luftforurensning gjøres, dvs. antall boliger/beboere innen gitte forurensningsintervaller.
- Utslipp i kryss og på småveier er lagt inn.
- En indikator for veistøvbelastningen beregnes.
- Det gis mulighet til å ta hensyn til endringene i utslipp dersom "California-kravene" til utslipp fra bensindrevne biler innføres.
- Det samme gjelder 1994-kravene til NO_x fra dieseldrevne lastebiler.
- Ny soneinndeling nå: områdetyper er innført, som skal lette sammenkoblingen med begrepene brukt i Vegnormalen.

5.5 USIKKERHETER I BEREGNINGENE

Modellene som brukes i VLUFTE tar hensyn til variasjoner i de forskjellige parametre på en tilnærmet korrekt måte. Programets evne til korrekt beskrivelse av luftforurensningssituasjonen, er likevel helt avhengig av nøyaktigheten av vei-, trafikk- og bygningsdataene som mates inn. Forutsatt at disse inngangsdataene er korrekte vil usikkerheten i resultatene skyldes

- usikkerhet i de antatte utslippsfaktorene
- usikkerhet knyttet til spredningsmodellene

Det er vanskelig å anslå i hvilken grad beregningsresultatet vil avvike fra de faktiske forhold. Det kan nevnes at i Nordisk Beregningsmetode for Bilavgasser anslås en usikkerhet på $\pm 30\%$ for CO og $\pm 45\%$ for NO₂. Usikkerheten i beregningene finnes ved å sammenligne beregningsresultatene med de faktiske forhold. De faktiske forhold kan dokumenteres ved målinger som må utføres i det minste gjennom flere vintermånedene med "normale" variasjoner i meteorologiske forhold.

Det er en del konkrete begrensninger i modellene:

- For versjon 1.5 er beregnede forurensningsverdier langs gater knyttet til strekningen mellom kryss. Dette er rettet opp i versjon 2.0, der beskrivelsen av forhold nær kryss er blitt inkludert.
- Beregningene gjelder konsentrasjoner utendørs. Det er mulig på en skjematisk måte å beregne innendørs forurensning, basert på beliggenhet i forhold til vei, fasadekvalitet og ventilasjonsanlegg. Grenseverdier for luftkvalitet/miljømål gjelder imidlertid utendørs luftkvalitet, så innendørs luftkvalitet er muligens ikke relevant i denne sammenheng.

- Beregningene gir estimater av maksimale forurensningsverdier. Vurdering av hyppighet av høye forurensningsverdier er komplisert, men kan gjøres med støtte i resultater fra tidligere måleserier, samt lokal vind- og temperaturstatistikk.

6 REFERANSER

NMR (1984) Nordisk beregningsmetode for bilavgasser. (Nordisk ministerråds prosjekt 180.21-2.6). Sluttrapport august 1984. Lillestrøm (NILU OR 56/84).

Vegdirektoratet (1990). Registeringsveileder. Samordnet registeringsopplegg av grunnlagsdata for beregning av luftforurensning og veitrafikkstøy på oversiktsnivå. Oslo.

Rystad, B. (1975) Støvfallsmålinger ved motorveien i Skedsmo. Lillestrøm (NILU TR 3/75).

Sørli, J. og Torp, C. (1991). Brukerveiledning for VLUF, versjon 1.5. Lillestrøm (NILU TR 11/90).

VEDLEGG A

Lenkeregister

Side 1 gr
5 gr
9
13

Lønkeregister

VREG - program for registrering av grunnlagsdata til VSTOYVLUFT

Identifisering		Lenkebeskrivelse										Trafikk										Kommentar																							
LNR	VK	VN	HP	KM	L	LS*	KT	FRA	TIL	SKL	L	LS*	ST	KB	FD	FB	RE	ADT	V	TA	LS*	LS	L	M _{max}	V _{max}	L	T _{max}	L	B _{max}	(kj/t)															
LNR	lenkenummer	VK	vegkategorie og vegstatus (EV, RV, FV, KV)	VN	vegnummer	HP	hovedpøse/nummer	KM	kilometeringspunkt for lenkens startpunkt	L	lenkens lengde	LS*	OTY	ST	KB	FD	FB	RE	ADT	V	TA	LS* <td>LS <td>L <td>M_{max}</td> <td>V_{max}</td> <td>L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td></td></td></td>	LS <td>L <td>M_{max}</td> <td>V_{max}</td> <td>L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td></td></td>	L <td>M_{max}</td> <td>V_{max}</td> <td>L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td></td>	M _{max}	V _{max}	L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td>	T _{max}	L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td>	B _{max}	(kj/t)	Kommentar													
L	lenkens lengde	KT FRA	kryssstype dersom dette er lenkens startpunkt: 1:lyskryss 2:rundkryss	KT TIL	kryssstype dersom dette er lenkens slutt punkt (som KT FRA)	SKL	standardklasse	Hovedveg	H1, H2, H3	Samløveg	S1, S2, S3	Adkomstveg	A1, A2, A3	gatelasse:	1:hovedveg/gjennomfart/innfart, 2:byggate, 3:bolliggate, 4:gate i industriområde, 5:lokaleveg	OTY	område type: 1:spredt, 2:middels tett, 3:tett bebygde områder. Verdi kommer opp automatisk hvis SKL er utfyllt.	ST	stigning i forhold til kilometeringsretning positiv oppover, negativ nedover	KB	kjørebanebredde, kjørebane kant til kjørebane kant (-fortau)	FD	fasadedekningsgrad: 1:tett fasaderække en side >75 meter (hvis FB<15m), 2:tett fasaderække begge sider >50 meter (hvis FB<15m), 3:spredt bebyggelse/vegetasjon, 4:helt åpent, 5:spesiell topografi, 6:tunnel	FB	fasadeavstand, avstand fra kjørebane til fasade. Benyttes kun når FD=1,2	RE	traffikkens retning ved omvegskjøring: 1:omvegs med, 2:omvegs mot lenkens kilometeringsretning	ADT	årsdegntrafikk	V	skiltet hastighet	TA	gjennomsnittlig tungtrafikkandel	LS*	ADT-B (kj/td)	LS	ADT-B (kj/td)	L	M _{max} (kj/td)	V _{max} (km/t)	L	T _{max} (%)	L	B _{max} (kj/td)	
LNR	lenkenummer	VK	vegkategorie og vegstatus (EV, RV, FV, KV)	VN	vegnummer	HP	hovedpøse/nummer	KM	kilometeringspunkt for lenkens startpunkt	L	lenkens lengde	LS*	OTY	ST	KB	FD	FB	RE	ADT	V	TA	LS* <td>LS</td> <td>L <td>M_{max}</td> <td>V_{max}</td> <td>L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td></td></td>	LS	L <td>M_{max}</td> <td>V_{max}</td> <td>L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td></td>	M _{max}	V _{max}	L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td>	T _{max}	L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td>	B _{max}	(kj/t)	Kommentar													
LNR	lenkenummer	VK	vegkategorie og vegstatus (EV, RV, FV, KV)	VN	vegnummer	HP	hovedpøse/nummer	KM	kilometeringspunkt for lenkens startpunkt	L	lenkens lengde	LS*	OTY	ST	KB	FD	FB	RE	ADT	V	TA	LS* <td>LS</td> <td>L <td>M_{max}</td> <td>V_{max}</td> <td>L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td></td></td>	LS	L <td>M_{max}</td> <td>V_{max}</td> <td>L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td></td>	M _{max}	V _{max}	L <td>T_{max}</td> <td>L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td> </td>	T _{max}	L <td>B_{max}</td> <td>(kj/t)</td> <td>Kommentar</td>	B _{max}	(kj/t)	Kommentar													

ADT-B: Årsdegntrafikk, busser
Mmaks-t: trafikkvolum i maks.timen
Vmaks-t: kjørehastighet i maks.timen
Tmaks-t: andel tunge (inkl.Bmaks) i maks.time
Bmaks-t: antall busser i maks.time

Tegntforklaring:
L: Fellet benyttes for luftforureningsberegninger
S: ... støyberegning
LS: Fellet benyttes både ved støy og luftforureningsberegning
. : Verdier kan hentes fra VDB via SMT.

Skravene felt benytter standardverdier hvis ingenting annet angis

Utfyllt av:

VEDLEGG B

Noderegister
Kun versjon 1.5

VEDLEGG C

Bygningsregister

VEDLEGG D

Eksempel på beregningsresultater

Beregningsresultater fra VLUFT 1.5.

Produsert CO, NO_x og CO₂ basert på ÅDT fordelt på kjøretøyklasser og soner.

PRODUSERT CO, NO _x OG CO ₂ , BASERT PÅ ÅDT, FORDELT PÅ KJØRETØY-KLASSER OG SONER. PRODUKSJONEN ER GITT SOM TONN/ÅR.				
PRODUSERT CO (karbonmonoksid), TONN/ÅR :				
	SENTRUM	MELLOMSONE	YTRE SONE	HELE
LETTE BILER	395.	942.	2867.	4204.
TUNGE BILER	4.	19.	86.	110.
BUSSER	1.	1.	2.	4.
TOTALT	400.	962.	2955.	4318.
=====				
PRODUSERT NO _x (nitrogenoksider), TONN/ÅR :				
	SENTRUM	MELLOMSONE	YTRE SONE	HELE
LETTE BILER	61.	156.	618.	835.
TUNGE BILER	13.	52.	227.	293.
BUSSER	2.	4.	5.	11.
TOTALT	76.	211.	851.	1138.
=====				
PRODUSERT CO ₂ (karbondioksid), TONN/ÅR :				
	SENTRUM	MELLOMSONE	YTRE SONE	HELE
LETTE BILER	5207.	11445.	38023.	54674.
TUNGE BILER	1218.	3659.	19366.	24243.
BUSSER	136.	303.	443.	882.
TOTALT	6561.	15407.	57832.	79799.
=====				

Beregningsresultater fra VLUFT 2.0.

Trafikkarbeid (km/døgn) basert på ÅDT fordelt på hastighetsklasser og standardklasser/områdetyper.

TRAFIKKARBEIDET (KM/DØGN), BASERT PÅ ÅDT FORDELT PÅ HASTIGHETSKLASSER OG STANDARDKLASSER				
LETTE BILER	SENTRUM	MELLOMSONE	YTRE SONE	HELE
0-10 km/t	0.	0.	0.	0.
10-20 km/t	0.	0.	0.	0.
20-30 km/t	0.	2196.	288.	2484.
30-40 km/t	0.	2534.	0.	2534.
40-50 km/t	67909.	97767.	51267.	216943.
50-60 km/t	0.	49615.	200300.	249916.
60-70 km/t	0.	0.	33822.	33822.
70-80 km/t	0.	0.	285579.	285579.
OVER 80 KM/H	0.	0.	0.	0.

TOTAL	67909.	152113.	571256.	791278.

TUNGE BILER	SENTRUM	MELLOMSONE	YTRE SONE	HELE
0-10 km/t	0.	0.	0.	0.
10-20 km/t	0.	0.	0.	0.
20-30 km/t	0.	91.	32.	123.
30-40 km/t	0.	106.	0.	106.
40-50 km/t	4335.	7207.	5596.	17138.
50-60 km/t	0.	4980.	21410.	26389.
60-70 km/t	0.	0.	3758.	3758.
70-80 km/t	0.	0.	31731.	31731.
OVER 80 KM/H	0.	0.	0.	0.

TOTAL	4335.	12383.	62527.	79245.

TOTAL	72244.	164496.	633783.	870523.
=====				

Beregningsresultater fra VLUFT 1.5 og 2.0

Trafikkarbeid (km/døgn) basert på ÅDT fordelt på hastighetsklasser og soner.

TRAFIKKARBEIDET (KM/DØGN), BASERT PÅ ÅDT FORDELT PÅ HASTIGHETSKLASSER OG SONER				
LETTE BILER	SENTRUM	MELLOMSONE	YTRE SONE	HELE
0-10 km/t	0.	0.	0.	0.
10-20 km/t	0.	0.	0.	0.
20-30 km/t	0.	2196.	288.	2484.
30-40 km/t	0.	2534.	0.	2534.
40-50 km/t	67909.	97767.	51267.	216943.
50-60 km/t	0.	49615.	200300.	249916.
60-70 km/t	0.	0.	33822.	33822.
70-80 km/t	0.	0.	285579.	285579.
OVER 80 KM/H	0.	0.	0.	0.

TOTAL	67909.	152113.	571256.	791278.

TUNGE BILER	SENTRUM	MELLOMSONE	YTRE SONE	HELE
0-10 km/t	0.	0.	0.	0.
10-20 km/t	0.	0.	0.	0.
20-30 km/t	0.	91.	32.	123.
30-40 km/t	0.	106.	0.	106.
40-50 km/t	4335.	7207.	5596.	17138.
50-60 km/t	0.	4980.	21410.	26389.
60-70 km/t	0.	0.	3758.	3758.
70-80 km/t	0.	0.	31731.	31731.
OVER 80 KM/H	0.	0.	0.	0.

TOTAL	4335.	12383.	62527.	79245.

TOTAL	72244.	164496.	633783.	870523.
=====				

Beregningsresultater fra VLUFT 1.5 og 2.0

Maksimalkonsentrasjoner for rushtidstrafikk. Inndeling av lenkene i forurensningsklasser. For NVVP-analyser vil veinavnene bli erstattet med et veiidentifiseringsnummer.

	CO		NO ₂	
	Km	Ant. lenker	Km	Ant. lenker
STERKT FORURENSET	1.0	2	1.0	2
MIDDELS FORURENSET	.0	0	42.7	83
LITE FORURENSET	.2	2	.0	0
SVÆRT LITE FORURENSET	42.5	81	.0	0

LENKENR.	NAVN	KONSENTRASJONER			NODER		KOORDINATER			
		CO	NO ₂	ÅDT	FRA	TIL	X1	Y1	X2	Y2
Start										
1	VILLAVEIEN	9.481	233.	26600.	109	113	142590.	-18240.	142515.	-18025.
2	BOLIGVEIEN	5.262	135.	11000.	113	114	142515.	-18025.	142290.	-18090.
3	BLOKKVEIEN	4.161	103.	10500.	114	115	142290.	-18090.	142065.	-18115.
4	MØRKETUNNELEN	99.000	999.	9700.	115	116	142065.	-18115.	141135.	-17890.
.										
.										
400	STORGATEN	4.079	100.	2800.	428	429	140800.	-17400.	140840.	-17450.
402	ST. VITUS GATE	4.193	102.	2800.	429	148	140840.	-17450.	140920.	-17400.
403	ST. VITUS GATE	4.715	111.	2800.	148	146	140920.	-17400.	141040.	-17300.
430	ENDEGATA	2.649	079.	2000.	146	430	141040.	-17300.	141190.	-17025.

Beregningsresultater fra VLUFT 2.0:

Antall sterkt plagete personer.

Inndeling av boligene i 4 forurensningsklasser.

Inndeling av lenkene i 4 støvforurensningsklasser.

BOLIGENE KAN FORDELES I FIRE FORURENSNINGSKLASSER:
MED 2,8 PERSONER PR. BOLIG:

	CO Antall personer	NO ₂ Antall personer
STERKT FORURENSET :	0.	0.
MIDDELS FORURENSET :	0.	0.
LITE FORURENSET :	48.	272.
SVRT LITE FORURENSET:	599.	375.

=====

ANTALL STERKT PLAGETE PERSONER: 161

=====

LENKENE KAN FORDELES I FIRE FORURENSNINGSKLASSER:

	CO		NO ₂	
	Km	Ant. lenker	Km	Ant. lenker
STERKT FORURENSET :	.9	1	.9	1
MIDDELS FORURENSET :	.0	0	.0	0
LITE FORURENSET :	.0	0	4.2	11
SVRT LITE FORURENSET:	35.8	71	31.6	60

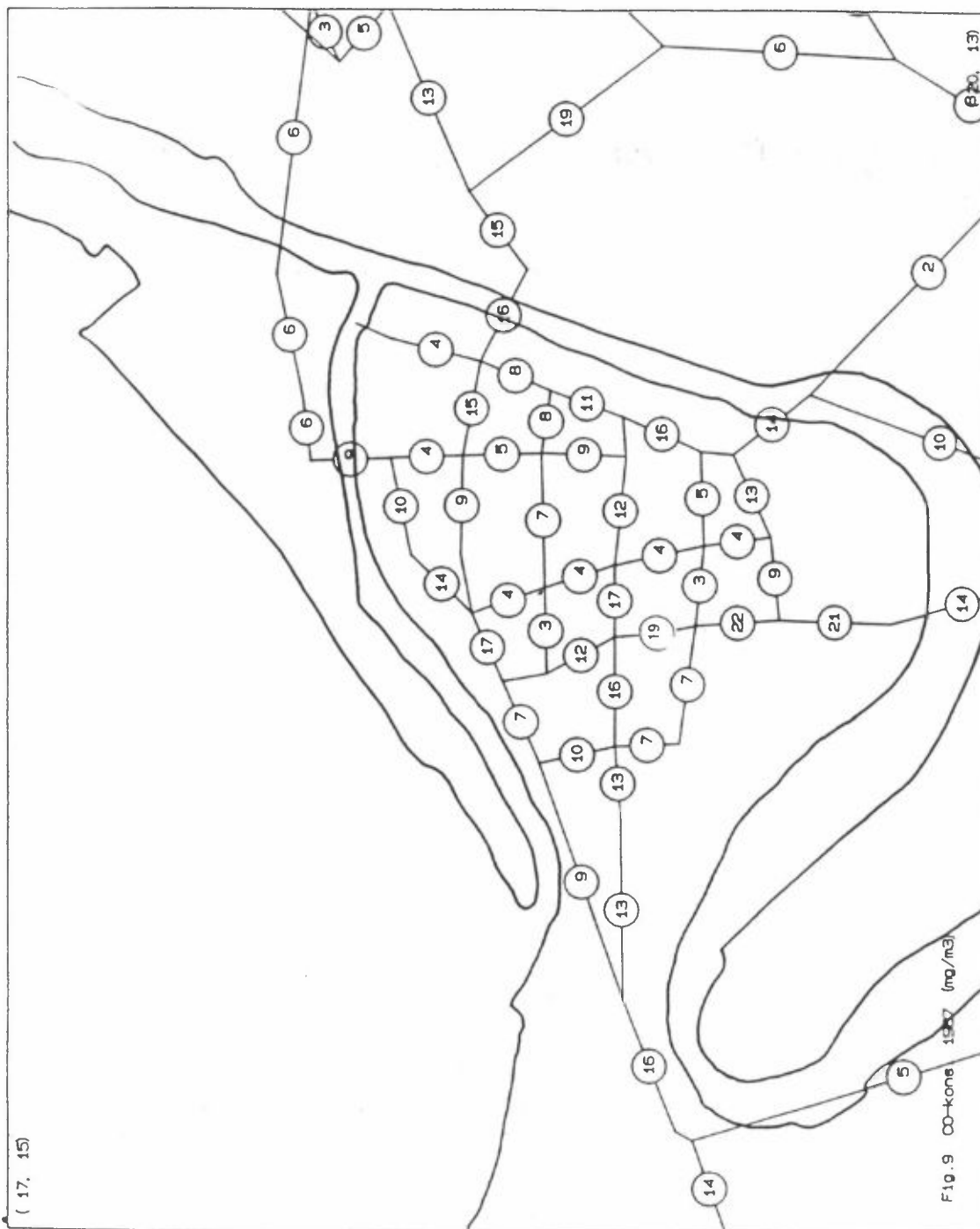
=====

LENKENE KAN FORDELES I FIRE STØV-FORURENSNINGSKLASSER:

	Km	Ant. lenker
SVRT STOR STVPLAGE :	6.1	5
STOR STVPLAGE :	6.8	7
MIDDELS STVPLAGE :	6.2	22
LITEN STVPLAGE :	17.6	38

=====

Eksempel på plott av CO-konsentrasjoner langs veinettet i Trondheim, 1987. Denne utplottingsmuligheten finnes ikke i versjon 2.0, da noderegisteret her er utgått.

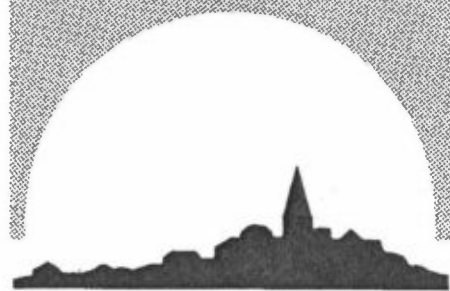


NILU F : 16/91
REFERANSE : O-1540
DATO : MAI 1991

Spredning av luftutslipp fra veitunneler

S. Larssen og D. Tønnesen

Utarbeidet for kurset
Luftforurensninger og veiplanlegging,
arrangert av Vegdirektoratet,
Olavsgaard, 4. - 6. juni 1991



NILU

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Norwegian Institute For Air Research
POSTBOKS 64 — N-2001 LILLESTRØM — NORWAY

INNHOOLD

	Side
1 INNLEDNING	2
2 GENRELL VURDERING AV MILJØPÅVIRKNING VED ULIKE VENTILASJONSPRINSIPPER	2
3 SPREDNING AV UTSLIPP GJENNOM MUNNING	5
4 SPREDNING AV SJAKTER	16
5 FAKTORER SOM PÅVIRKER FORURENSNINGSMENGDEN UTENFOR VEITUNNELER	18
6 GRENSEVERDIER AV LUFTKVALITET	20
7 AVSLUTTENDE BEMERKNINGER	22
8 REFERANSER	23

SPREDNING AV LUFTUTSLIPP FRA VEITUNNELER

1 INNLEDNING

Bilgassene som slippes ut i veitunneler fører til oppkonsentrering av luftforurensning i tunneler og munninger. Ved lange, langsluftede tunneler med stor trafikk kan konsentrasjonene bli høye og overskride grenseverdier for tunnelluft, med mindre ventilasjonsanlegget i tunnelen er godt nok dimensjonert. Spesielt ved dårlig trafikkavvikling blir konsentrasjonene høye. Når tunnelluften med eksosgassene slippes ut i friluft utenfor munningen, spres avgassene ved hjelp av turbulens og innblanding av renere uteluft. Et område utenfor munningen blir belastet med høye forurensnings-konsentrasjoner som i tider med stor trafikk, dårlige spredningsforhold, og spesielt ved dårlig trafikkavvikling, kan overskride grenseverdier for utendørs luftkvalitet. Forurensningen er en sum av bidrag fra tunnelen, fra veien utenfor tunnelen samt av forurensning i lufta generelt i området.

Området ved munningen kan beskyttes mot høy forurensningsbelastning ved å føre tunnelluften opp i vertikale sjakter, slik at forurensningen slippes ut med relativt stor hastighet i en høyde over bakken som bestemmes av bygningstopografien i området rundt sjakten. Her blir spredningen mer effektiv enn ved bakken.

2 GENERELL VURDERING AV MILJØPÅVIRKNING VED ULIKE VENTILASJONS-PRINSIPPER

Veitunneler medfører en oppkonsentrasjon av trafikkforurensning langs tunnelene. Med de trafikkmengdene som går på vei- og gatenettet i byer i Norge er ventilasjon av tunneler ofte nødvendig for å overholde grenseverdier for luftkonsentrasjon av karbonmonoksid, nitrogenoksid og støv. Det må tas hensyn både

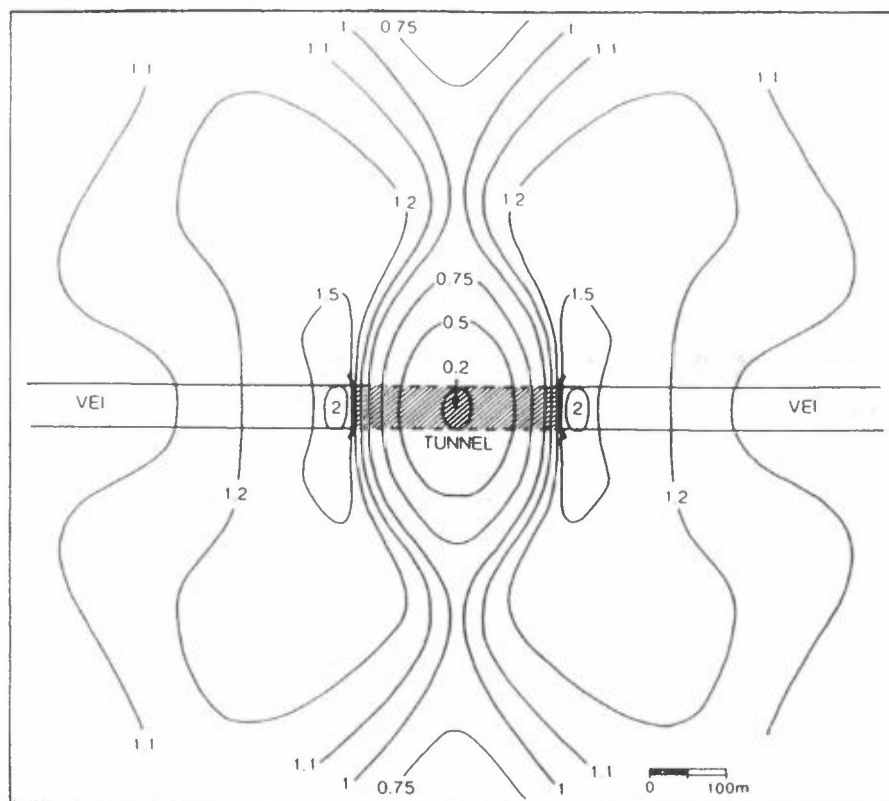
til trafikkantene i tunnelene og miljøet utenfor tunnelene. Dersom lufthastighetene langs tunnellopet er stor nok i forhold til trafikkmengden i tunnelen (langslufting) kan grenseverdiene for tunnelatmosfære overholdes.

Konsentrasjonene av karbonmonoksid og nitrogenoksid i ventilasjonslufta vil kunne bli høyere enn grenseverdiene for luftkvalitet utendørs. Ventilasjonsprinsipper for utslipp av tunnelluft er

- a) utslipp gjennom munning (som i Vålerenga-tunnelen)
- b) utslipp gjennom sjakter (som i Oslo-tunnelen)
- c) en kombinasjon av utslipp gjennom sjakter og munninger

Innføring av veitunneler medfører i sterkere grad en omfordeling av trafikkutslipp enn en endring av trafikkutslippsmengden. Omfordelingen vil medføre redusert forurensningsbelastning fra trafikkutslipp i områder "skjermet" av tunnelen. Ved utslippspunktet vil omfordelingen medføre økt forurensningsbelastning. Tunneler kan også medføre at trafikkavviklingen blir vesentlig bedret, noe som vil redusere utslippene totalt sett. Bygging av tunneler vil også påvirke trafikkarbeidet og derved utslippet, ved at kjørelengder endres.

Figur 1 viser sterkt forenklet, som et eksempel, den relative endringen av maksimalkonsentrasjonen som følge av plasseringen av en overdekning på 270 m over en sterkt trafikkert vei der gjennomsnittlig kjørehastighet under overdekningen er høy nok til at det dannes en jetfase ved munning. Tunnelen har ett løp for hver trafikkretning, og utluftningen foregår gjennom munningene. (Tønnesen, 1991).



Figur 1: Relativ endring av maksimalkonsentrasjoner ved plassering av en overdekning på en sterkt trafikkert vei (1,0 tilsvarer uendret maksimalkonsentrasjon).

Endringen av det gjennomsnittlige konsentrasjonsnivået vil være avhengig av frekvensfordelingen av vindretning og vindstyrke over døgnet på det aktuelle stedet. Dersom munningene ligger i gaterom med fasader på begge sider av veien, vil endringene bli mer konsentrert langs veien.

Dersom utslippspunktet (utslippspunktene) fjernes fra gatenivået ved hjelp av sjakter og utslippstårn, kan disse utformes slik at økningen av forurensningsbelastningen i bakkenivå blir svært liten i forhold til grenseverdiene for luftkvalitet (f.eks. som i Oslo-tunnelen).

Forholdene ved munningsutluftning og utluftning gjennom sjakt kan for gatenivået oppsummeres slik:

- Munningsutluftning: I sonen nærmest munningen(e) øker forurensningsnivået av gasser relatert til trafikkutslipp vesentlig, og grenseverdiene for luftkvalitet utendørs vil kunne overskrides. Størrelsen på sonen utenfor tunnelen som kan få overskridelser av grenseverdiene for luftkvalitet varierer med trafikkmengde, trafikk sammensetning, tunnelprofil, kjørehastighet og ventilasjonshastighet. For en flat tunnel på ca. 1 km lengde, uten vesentlig stigning og med en timetrafikk på ca. 1 000 kjøretøyer blir sonen med overskridelser av størrelsesorden 100 m utenfor munningen.

- Sjaktutluftning: Forurensningsnivået av gasser relatert til trafikkutslipp øker svakt i et større område rundt sjakten. Bidraget fra sjaktutslippet til forurensningsnivået er lite i forhold til grenseverdiene for luftkvalitet utendørs. Støvnedfallet kan øke i et område rundt sjaktene (eksempelvis 50-150 meter fra en 20 m høy sjakt) i piggdekk sesongen, på grunn av veidekke-slitasje, når veidekket er asfalt. Sjaktutslipp åpner muligheten for rensing av tunnelluften. Rensing av eksospartikler fra luften er teknisk mulig. Rensing av gasser som CO, NO_x og NO₂ er ennå ikke teknisk mulig.

I praksis vil sjaktventilerte tunneler kunne gi utslipp i munningen når trafikkmengden er så lav at sjakt-ventilasjons-systemet ikke er igang.

3 SPREDNING AV UTSLIPP GJENNOM MUNNING

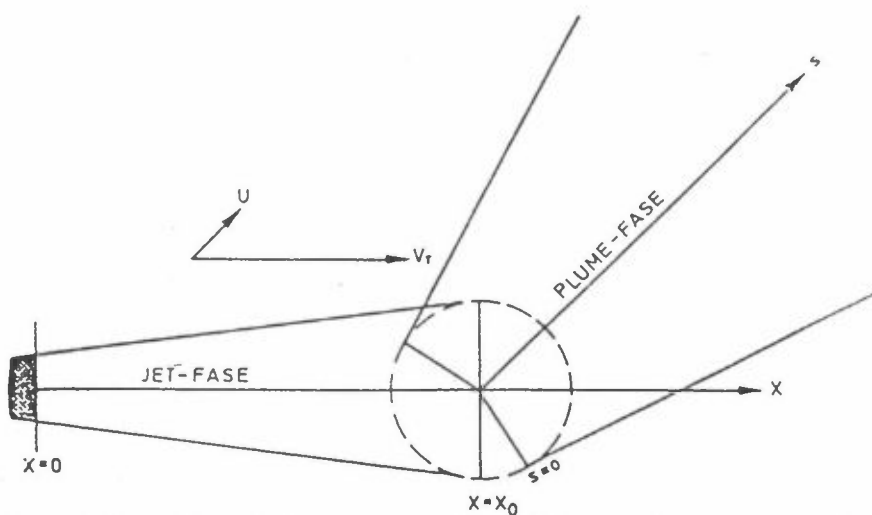
SPREDNINGSMODELL:

Spredningen ("fortynningen") skjer ved innblanding i tunnelluften av renere uteluft utenfor munningen.

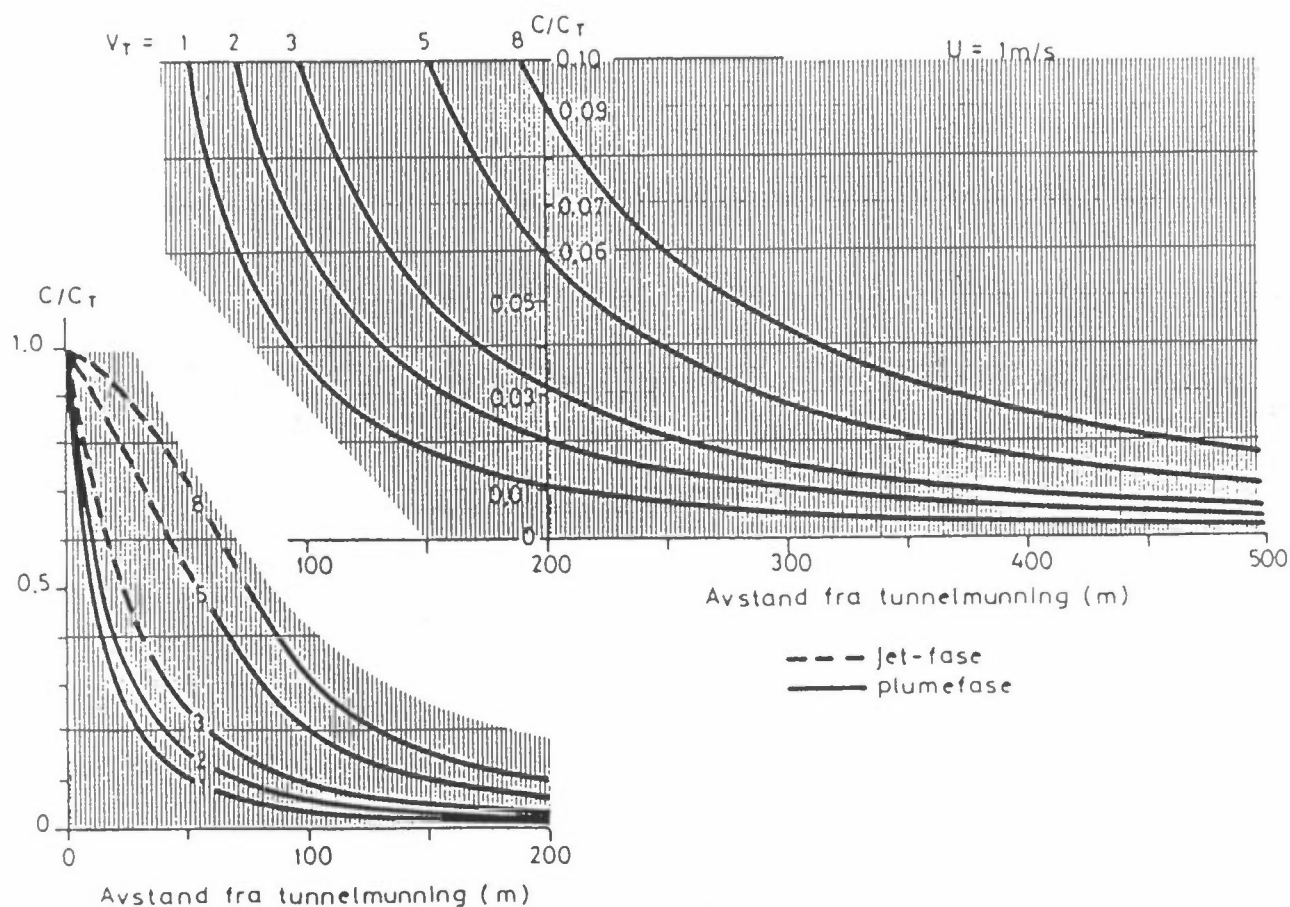
Både i Norge og i utlandet er det utført eksperimenter med måling av spredning av sporstoff utenfor tunnelmunnings. På

grunnlag av spredningsteori og resultatene fra slike spredningsforsøk er det ved NILU utarbeidet en forenklet metode for beregning av forurensningskonsentrasjoner utenfor tunnelmunninger (Iversen, 1982). Arbeidet ble delvis finansiert av midler fra Vegdirektoratet.

Spredningen fra munningen skjer i to faser, en jet-fase og en atmosfærisk spredningsfase (plume-fase). Ved tilstrekkelig stor lufthastighet ut munningen danner forurensningsskyen en jet som står nær rettlinjet ut fra munningen med retning lik luftretningen ut munningen. Spredningen i jet-fasen er begrenset. Jeten bremses gradvis opp, og skyen føres etterhvert med vinden. Spredningen skjer da på samme måte som ellers i atmosfæren, bedre enn i jet-fasen. I figur 2 er søkt anskueliggjort de to fasene. Figur 3 viser et eksempel på hvordan konsentrasjonen langs senterlinjen av jet og plume avtar med spredningsavstanden fra munningen.



Figur 2: Skjematisk framstilling av jet-fase og plume-fase ved spredning fra en tunnelmunning.
 V_T : Ventilasjonens hastighetsvektor.
 U : Vindens hastighetsvektor



Figur 3: Eksempel på nomogram for relativ konsentrasjon langs senterlinjen av eksosgassen fra tunnelen, basert på tunnelmunning-modellen.
Vindstyrke: 1,0 m/s Munningareal: 48 m².

Tabell 1 gir en del eksempler på de jet-lengder som modellen gir for ulike munningshastigheter, tverrsnitt og vindhastighet utenfor tunnelen.

I forslag til ny håndbok for utforming og drift av veitunneler (Vegdirektoratet, 1988) er beskrevet anvendelsen av metoden for å gjøre overslagsberegninger av ventilasjonsbehov basert på belastning utenfor munningen.

Tabell 1: Beregnede jet-lengder for ulike verdier av tunnelareal, luft og vindhastighet.

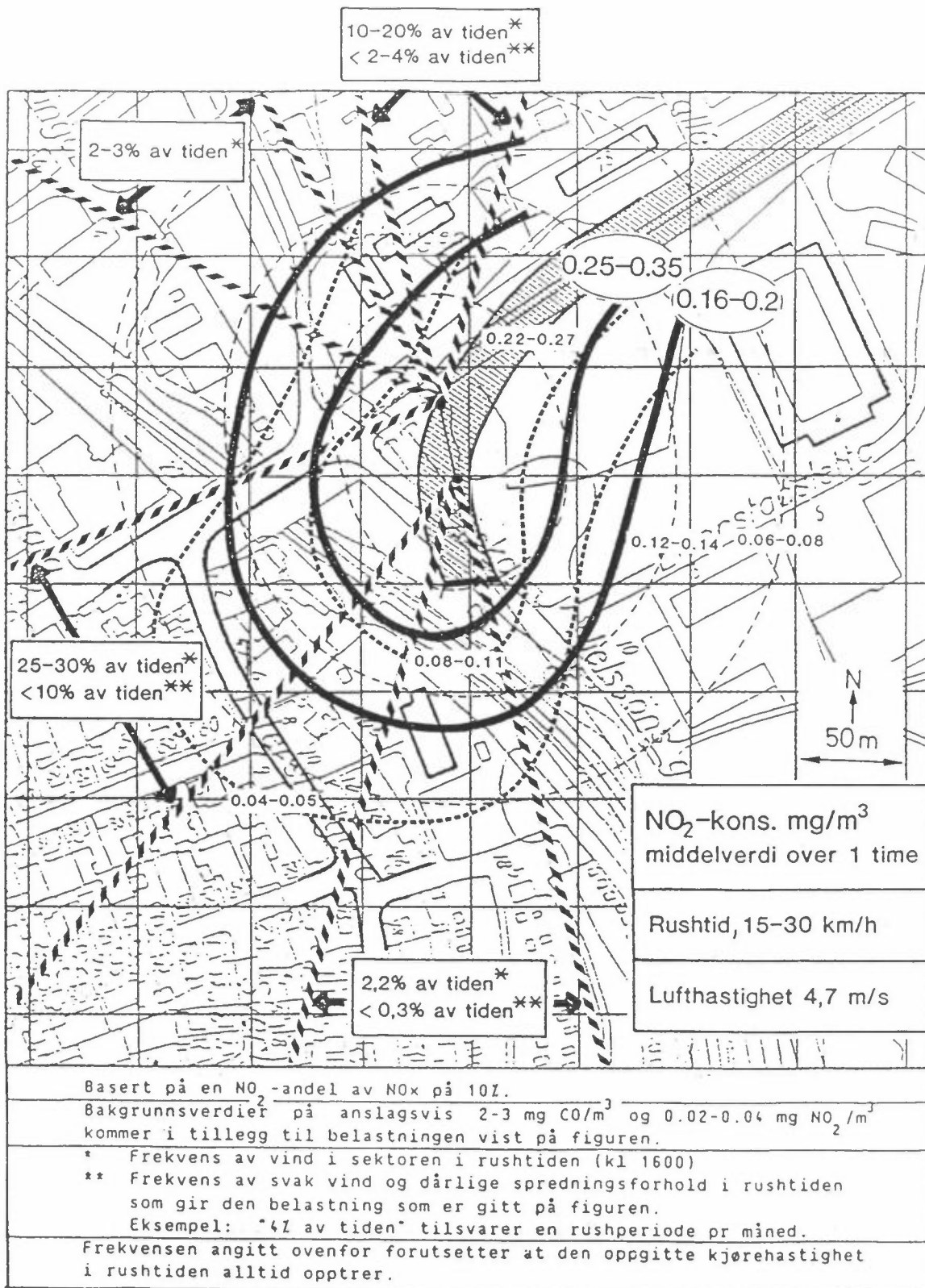
Areal m ²	Luft- hastighet m/s	Vind- hastighet m/s	Jet- lengde m
60	5	0,5	210
"	"	1,5	50
"	2	0,5	10
"	"	1,5	0
40	5	0,5	160
"	"	1,5	35
"	2	0,5	0
"	"	1,5	0

Eksempel på beregning:

Som eksempel viser figur 4 resultatet av beregning av konsentrasjonen av NO₂ utenfor Etterstad-munningen av Vålerengatunnelen. (Larssen og Iversen, 1984). Figuren viser forholdene for en kjørehastighet på 15-30 km/h, ventilasjonshastighet på 4,7 m/s, en vindhastighet på 1 m/s og dårlige spredningsforhold. Figuren viser bidraget fra tunnelen, fra veien og grensen for det området der samlet forurensning, inklusive en bakgrunnskonsentrasjon på 40 µg/m³, overskrider grenseverdier på henholdsvis 200 µg/m³ og 350 µg/m³.

Test av spredningsmodellen:

Vinteren 1989 og 1990 ble NILUs spredningsmodell for utslipp ut munnings testet på Etterstadmunningen av Vålerenga-tunnelen. Dette ble gjort ved hjelp av sporgass-teknikk (Peterson og Tønnesen, 1990). Sporgass ble sluppet ut i kjent mengde pr. tidsenhet i tunnelen. En sporgass er en gass som er stabil i atmosfæren og som kan detekteres i meget lave konsentrasjoner, og som ikke finnes (eller bare finnes i svært lave konsentrasjoner) i atmosfæren. I våre forsøk brukte vi sporgassene SF₆ - svovelheksafluorid og CBrF₃ - bromfluormetan.



Figur 4: NO₂-belastning (1-times middelverdi) ved Etterstad-munningen (A), forutsatt rushtid med kjørehastighet 15-30 km/h, lufthastighet i tunnel 4,7 m/s, vindstyrke 1 m/s og dårlige spredningsforhold.

1. Metodikk og måleprogram:

Sporgassen følger med luftstrømmen gjennom tunnelen og blandes nokså jevnt over tunneltverrsnittet. Den følger med tunnelluft og forurensninger ut gjennom tunnelmunningen, og fortynnes med "ren" luft utenfra på samme måte som forurensningene fortynnes. Dette kalles "spredning". Sporstoffkonsentrasjonene ble målt utenfor munningen ved hjelp av enkle prøvetakere som var plassert ulike steder utenfor munningen. Gassprøvene analyseres på laboratorium. I testene utenfor Etterstad-munningen ble det bruk opptil 40 prøvetakere i hvert eksperiment. I en del av testen ble det også tatt øyeblikksprøver hvert 10. sekund i munningen, i opptil 5 min. etter at utslippsbilen hadde passert (se nedenfor). Utslippet skjedde på to måter:

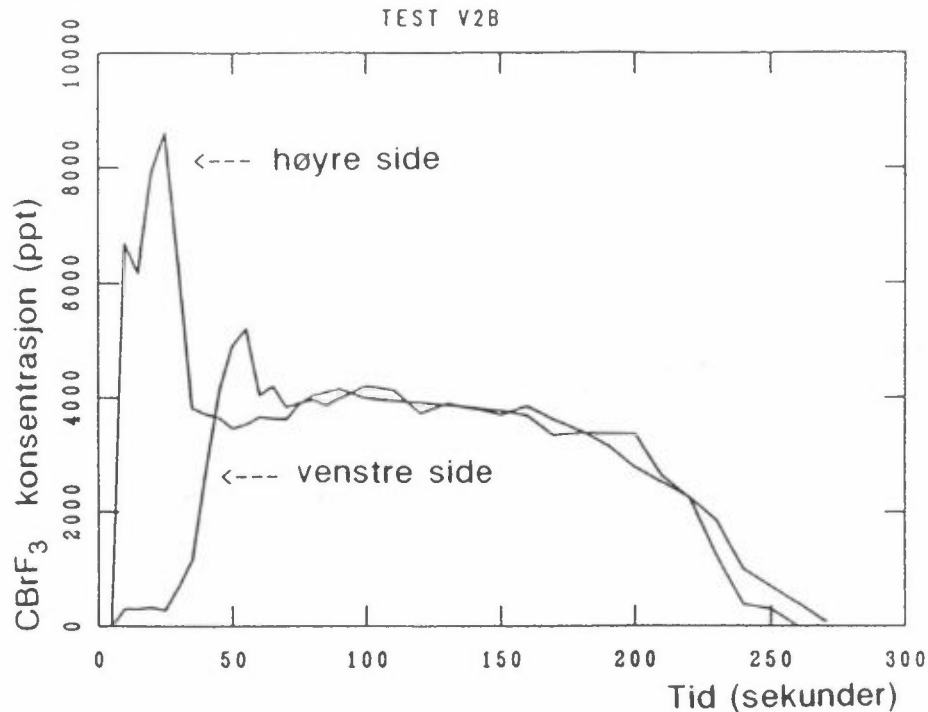
- stasjonært i nordgående løp, i et punkt nær søndre tunnelmunning
- mobilt, fra biler som fulgte med trafikken, gjennom tunnelen og på veien utenfor.

Spredningsmodellen skulle testes ved forhold med dårlig spredning i atmosfæren, dvs. ved svak vind og stabilt temperatursjiktning ved bakken. Slike forhold har inntruffet svært sjelden de to siste vinterene. I løpet av vintrene 1989 og 1990 ble det utført i alt 18 spredningseksperimenter over 4 dager.

2. Resultater:

Sporstoffeksperimentene gir grunnlag for å beregne lufthastigheten i tunnelen og spredningsgrad utenfor munningen.

Et eksempel på tidsforløpet av sporstoffkonsentrasjonen i munningen, beregnet fra øyeblikksprøvene, er vist i figur 5.

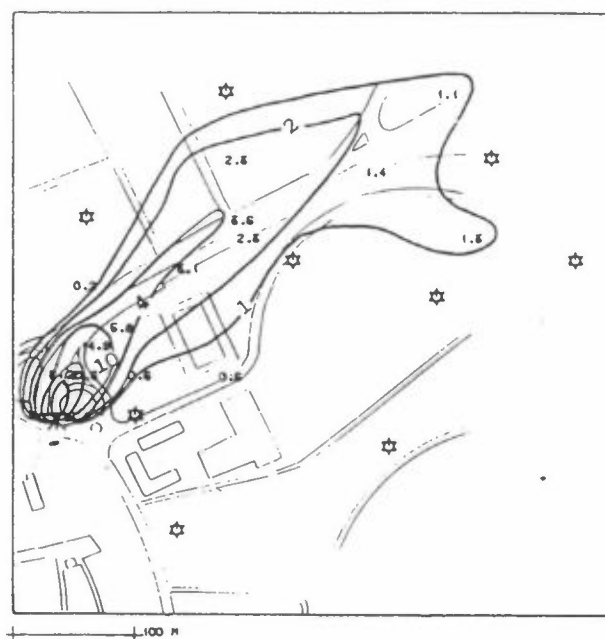


Figur 5: Tidsforløp av sporstoff (CBrF_3)-konsentrasjon i nordgående løp under test V2B.

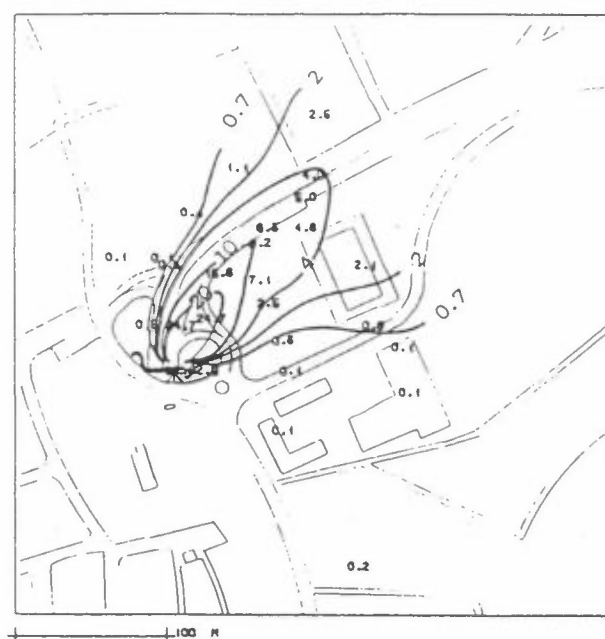
Eksempler på resultater av målingene utenfor munningen er vist i figurene 6-9.

Figur 6 og 7 viser eksempler på spredning ved sørvestlig vind, som er en hovedvindretning i området. Tunnelmunnin- gens retning er omtrent rett nord, men utslippet bøyer etterhvert av mot nordøst, dvs. i vindretningen. Veien ut av tunnelen fortsetter også i nordøstlig retning.

Eksempler på spredning ved vind fra nordvestlig retning (en nokså sjelden vindretning på Vålerenga) er vist i figur 8 og 9. Jet-strømmene ut tunnelmunningen fører utslippet mot nord først, men det blir så drevet mot sør av vinden. Disse eksemplene viser tilfeller med kanalisering av utslippet i nokså smale "røyke-skyer" med relativt høy konsentrasjon. Slik kanalisering kan føre til problemer, lukt og høye for- urensningskonsentrasjoner generelt i de banene der "røyk- skyen" går.



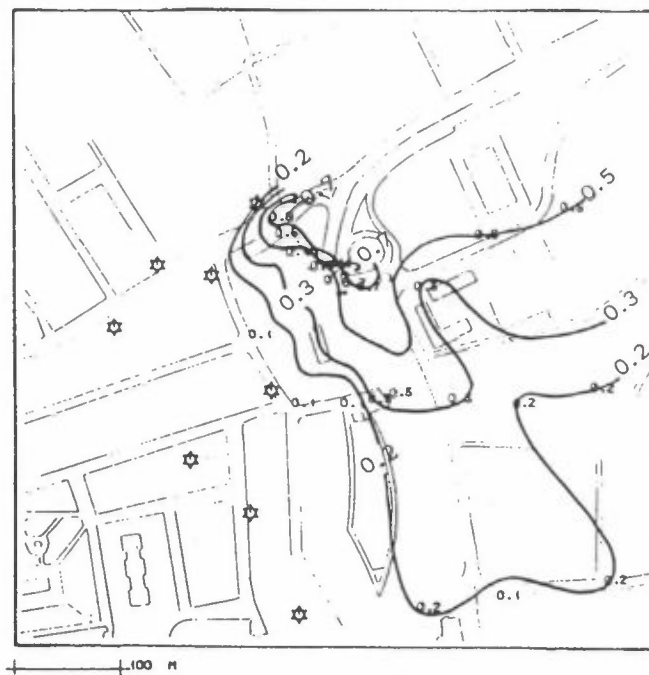
Figur 6: Målt sporstoff (SF_6) konsentrasjon utenfor Etterstad-munningen, test V2B. (Enhet: $\mu\text{g m}^{-3}/\text{g min}^{-1}$). Tunnelmunningen er merket med stjerne.



Figur 7: Målt sporstoff (SF_6) konsentrasjon utenfor Etterstad-munningen, test V4B. (Enhet: $\mu\text{g m}^{-3}/\text{g min}^{-1}$). Tunnelmunningen er merket med stjerne. David-stjernen betyr at konsentrasjonen var under deteksjonsgrensen.



Figur 8: Målt sporstoff (CBrF_3) konsentrasjon utenfor Etterstad-munningen, test V7B. (Enhet: $\mu\text{g m}^{-3}/\text{g min}^{-1}$) Tunnel-munningen er merket med stjerne.



Figur 9: Målt sporstoff (SF_6) konsentrasjon utenfor Etterstad-munningen, test 97B. (Enhet: $\mu\text{g m}^{-3}/\text{g min}^{-1}$) Tunnel-munningen er merket med stjerne.

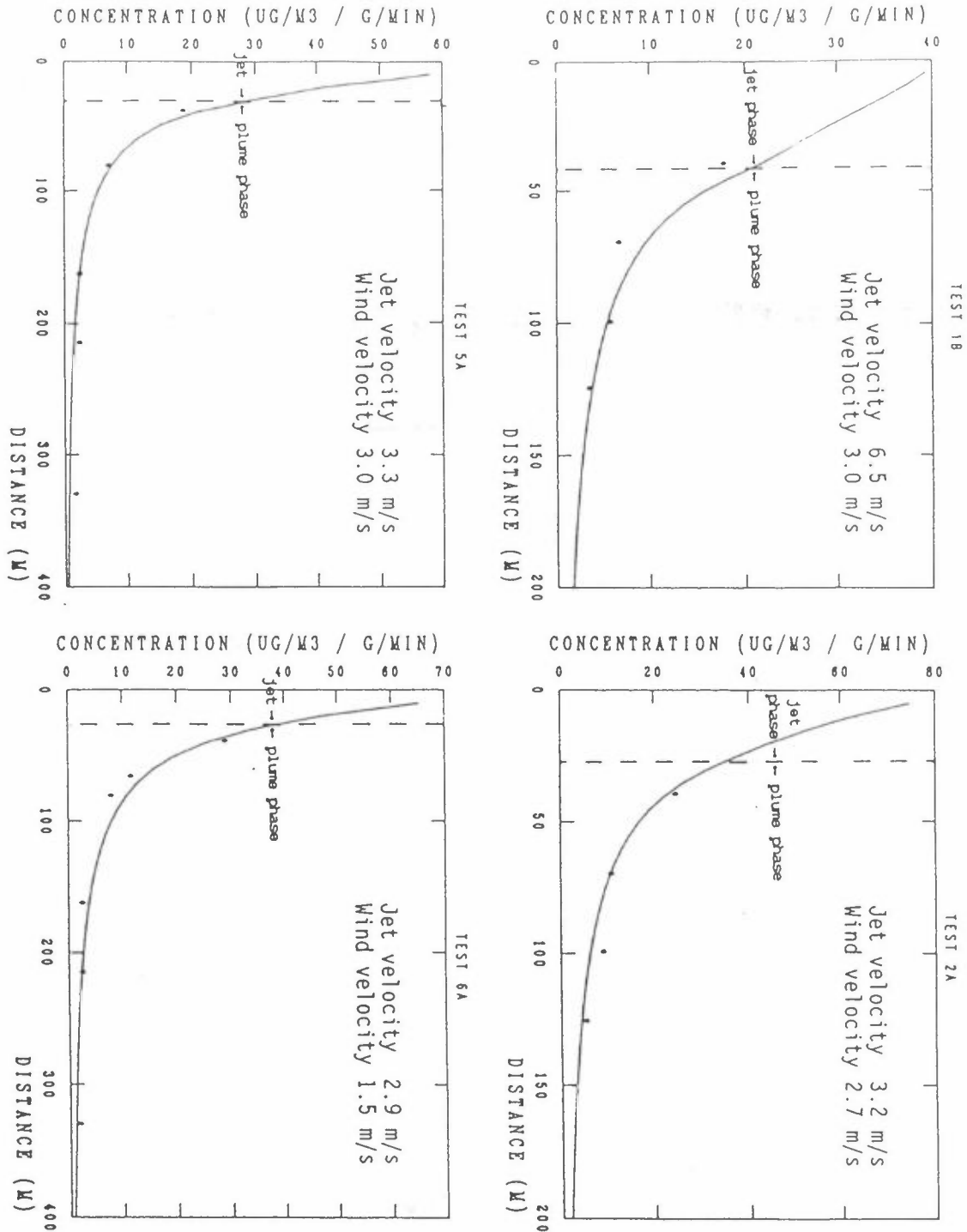
3. Kontroll av spredningsmodell

Figur 10 viser for fire av testene reduksjonen av sporstoffkonsentrasjon langs midtlinjen av forurensningsskyen fra tunnelen, beregnet ved hjelp av NILUs spredningsmodell. På figurene er også plottet inn de sporstoffmålingene som er utført.

Tabell 2 viser at avviket mellom beregnet og målt konsentrasjon varierer mellom 0,70 og 1,50 (gjennomsnittsforskjell for hver test). I gjennomsnitt for alle målepunktene i tester var forholdet 1,12, dvs. at spredningsmodellen overvurderer konsentrasjonen noe. Dette var forutsatt da modellen ble utviklet (Iversen, 1982). Totalt sett viser dette at spredningsmodellen fungerte godt for Etterstadmunningen.

Tabell 2: Forholdet mellom beregnet og observert sporgasssporgass-konsentrasjon. Tester ved Etterstad-munningen av Vålerengatunnelen under svak-vind-forhold.

Testnr.	Antall målepunkter	Forholdet $\frac{\text{beregnet}}{\text{målt}}$	
		Gjennomsnitt	Std.avvik
1A	3	1,50	(0,50)
1B	4	1,26	(0,21)
2A	4	1,02	(0,20)
2B	6	0,70	(0,10)
3A	4	1,37	(0,36)
3B	3	1,24	(0,33)
4A	3	1,01	(0,25)
4B	3	0,78	(0,18)
5A	5	1,01	(0,31)
5B	5	0,81	(0,30)
6A	6	1,46	(0,42)
6B	3	1,59	(0,60)
Samlet gjennomsnitt	(49)	1,12	(0,41)



Figur 10: Sporgass-konsentrasjon langs senterlinjen av eksosgassen fra tunnelen, for 4 av testene. Kurven representerer spredningsmodellen (Iversen, 1982). De målte verdier er plottet som stjerner (*).

4 SPREDNING FRA SJAKTER

Spredning av utslippet fra sjakter beregnes ved hjelp av de spredningsmodeller som NILU ellers bruker for piper/skorsteiner. Sjektarealet bestemmes av den luftmengde sjakten skal betjene, samt kriteriet at lufthastigheten i sjakten ikke bør overstige ca. 20 m/s. Sjakthøyden bestemmes av hvordan de beregnede bakkekonsentrasjoner, og konsentrasjonene ved eventuelle nærliggende fasader, ligger i forhold til grenseverdier for luftkvalitet.

Ved munningsutslipp blir konsentrasjonene i nærområdet høyest ved svak vind og stabil temperatursjiktning over bakken, som tilsvarer dårlige spredningsforhold. Ved sjaktutslipp gjelder det samme, når en ser på belastningen på nærliggende fasader av omtrent samme høyde som effektiv utslippshøyde (sjakhøyde + overhøyde på grunn av utslippshastighet og -volum). Her blir konsentrasjonen høyest ved stabil luftsjiktning.

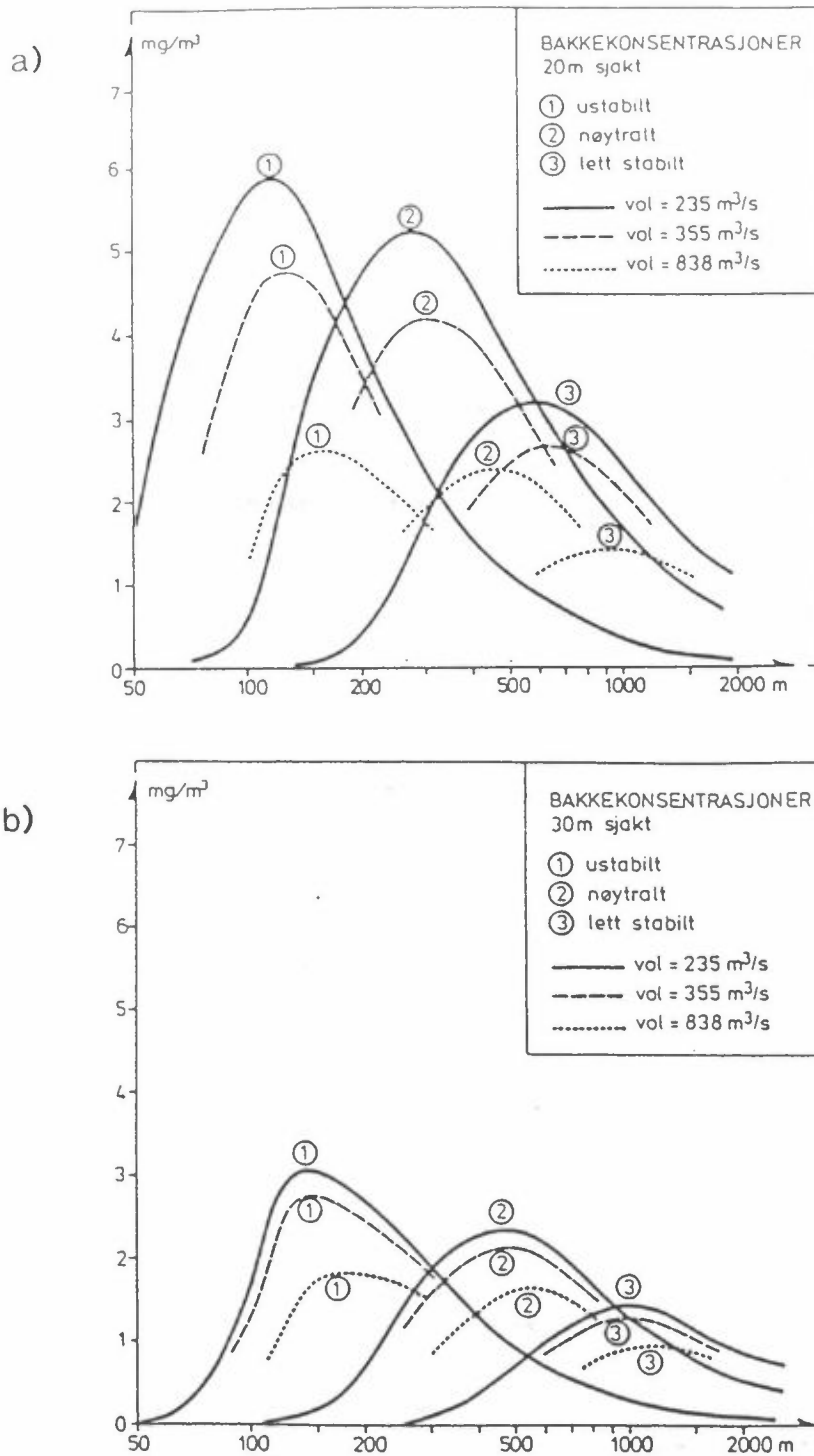
Konsentrasjonen i bakkenivå nær sjakten blir derimot høyest ved middels sterk vind (ca. 5 m/s) og ustabil sjiktning, som gir turbulente forhold som fører til at eksos-gassen bringes ned til bakken.

Et eksempel på dette er vist i figur 11, der bakkekonsentrasjonene ved sjakt for Oslotunnelen er beregnet for ulike spredningsforhold, utslippsvolum og sjakthøyder.

En ser at økte utslippsvolum ved uendret sjakttverrsnitt gir lavere bakkekonsentrasjoner, både fordi konsentrasjonen i sjakten da blir lavere og fordi røykløftet blir større.

En ser også at ved stabilisering av bakkesjiktet (ustabilitet-
nøytralt-lett stabilt) fås avtakende maksimalkonsentrasjoner i større og større avstand fra sjakten.

Økt sjakhøyde gir åpenbart lavere bakkekonsentrasjoner.



Figur 11: Maksimale timesmidlelte bakkekonsentrasjoner som funksjon av avstanden fra utslippet, for angitte stabilitetsklasser og volumutstrømninger. Vindstyrke 5 m/s og utslippsmengde 100 g/s.

a) sjakthøyde 20 m, b) sjakthøyde 30 m.

For støvbelastningen i bakkenivå vil maksimalkonsentrasjonene ligge nærmere sjaktene enn vist på figurene, fordi en del av støvet vil ha en markert fall-hastighet.

5 FAKTORER SOM PÅVIRKER FORURENSNINGSGRADEN UTENFOR VEITUNNELER

VENTILASJONSHASTIGHET

Økt lufthastighet gir proposjonalt redusert forurensning i munningen, lengre jet-lengder, og totalt sett lavere konsentrasjoner nær munningen, bortsett fra de områder som påvirkes direkte av den forlengede jet-skyen. Lenger unna munningen (>ca. 50 m) er forurensningsgraden uavhengig av ventilasjonshastigheten.

TUNNELTVERRSNITT

Større tunneltverrsniitt gir større jet-lengder ved uendret lufthastighet.

TOVEIS/ENVEIS-TUNNEL

Toveis-tunneler gir større forurensningsproduksjon (ved samme ÅDT) og lavere ventilasjonshastighet (ved samme ventilasjonsenergi) enn enveis-tunneler. Tunnel- og munningskonsentrasjoner blir høyere og utslippshastigheten lavere. Dette fører til vesentlig høyere forurensningskonsentrasjoner i nærområdet ved munningen.

KOBLING

Ved enveis-tunneler fås kobling ved munningene, dvs. forurenset luft fra det ene tunnellopet trekkes inn i det andre og gir en tilleggsforurensning. Koblingsgraden varierer mye med vindforholdene. Ved Etterstad-munningen av Vålerenga-tunnelen er den målt så høy som 25%, dvs. at konsentrasjonen "inngående" munning kan bli så høy som 25% av konsentrasjonen i "utgående".

VEI INN MOT TUNNELEN

Forurensningsutslippet fra veien utenfor tunnelen gir et bidrag i tillegg til bidraget fra tunnelmunningen. Det gir også en ikke uvesentlig forurensning av lufta som trekkes inn i munningen.

NO₂ /NO_x

Nitrogenoksider, NO_x, består nær veier/tunneler hovedsakelig av NO og NO₂. Hovedmengden er NO, men en viss andel er NO₂. NO_x utslippet kjenner man rimelig godt, men NO₂-andelen er mindre godt kjent. På den annen side er det NO₂ som er interessant når det gjelder luftkvalitet. I beregningene må en derved kjenne eller anslå NO₂-andelen. NO₂-andelen er ofte en kritisk faktor i analysen, idet NO₂-forurensningen utenfor munningen kan være av større betydning enn CO-forurensningen. NO₂-andelen er lav, mindre enn 5%, ved god trafikkavvikling og ved stigning, når andelen diesel-lastebiler er lavere enn 10-15%. Ved kjøring ned bakke og ved køkjøring i lav hastighet er NO₂-andelen høy, ca. 25%. For bensindrevne personbiler er den lavere enn for diesel-drevne lastebiler, <5% mot 15-25%.

TRAFIKKENS HASTIGHET

Kjørehastigheten har betydning både fordi eksosutslippet varierer mye med kjørehastigheten og fordi lufthastigheten øker med kjørehastigheten i enveis-kjørte tunnel-løp. Eksosutslippet er størst ved køkjøring i svært lav hastighet. Det gjelder både CO og NO₂.

CO-utslippet avtar sterkt med økt kjørehastighet, og er svært lavt ved 50-100 km/h. Deretter begynner det å øke igjen.

Utslipet av NO₂ og NO_x avtar også med økt hastighet, og er lavest ved 50-60 km/h. Deretter øker NO_x-utslippet.

Redusert sikt skyldes både eksospartikler og veistøv. Eksospartikkel-utslippet er også minst ved jevn hastighet i 50-60 km/h, og øker ved lavere og høyere hastigheter. Diesel-lastebiler gir størst bidrag. Veistøv-problemet øker sterkt med kjørehastigheten, og er spesielt stort når tungtrafikkandelen er høy. Spesielt i tunneler med veidekke av betong kan veistøvet bidra mye til siktreduksjon.

I enveis-kjørte tunnellop vil konsentrasjonen av CO og NO₂ i munningen avta betydelig med økende kjørehastighet. Men høy kjørehastighet gir økt jet-lengde, og kan føre til økt belastning på eiendommer som nås av jeten (sikt).

6 GRENSEVERDIER FOR LUFTKVALITET

Forurensende stoffer i luft kan i høye konsentrasjoner ha ulike virkninger (virkninger på menneskers og dyrs helse, vegetasjon, materialer). I Norge foreligger to sett med grenseverdier som er nyttig som vurderingsgrunnlag for luftforurensning i tilknytning til veitunneler.

For forurensning i uteluft på steder som er tilgjengelig for befolkningen generelt, er det i Norge satt opp forslag til grenseverdier for en rekke luftforurensende stoffer (SFT, 1982) (Vedlegg 1). Grenseverdiene for stoffene karbonmonoksid (kull-
os, CO) og nitrogendioksyd (NO₂) er direkte anvendbare for forurensningssituasjonen nær veier og utenfor tunnelmunninger. Grenseverdiene er gitt i tabell 3. De er for tiden (1990-91) under revisjon.

Tabell 3: Forslag til grenseverdier for luftkvalitet for stoffene CO og NO₂, utarbeidet i 1982 av en arbeidsgruppe under ledelse av Statens forurensningstilsyn (SFT, 1982).

Stoff	Gjennomsnittskonsentrasjon over		
	1 time	8 timer	24 timer
CO mg/mg ³	25	10	-
	ppm (ca) 21	9	-
NO ₂ mg/m ³	0,2 - 0,35	-	0,10-0,15
	ppm (ca) 0,10-0,18	-	0,05-0,08

Disse verdiene oppfattes som maksimalverdier som ikke bør overskrides. For NO₂ er grenseverdiene gitt som intervaller. Intervallene svarer til at det er lagt inn en sikkerhetsfaktor på 3-5 i forhold til det nivå der helse-effekter av NO₂-forurensning er observert. De laveste verdier bør brukes ved muligheter for relativt hyppig høy eksponering, som kan være tilfelle ved veier og tunneler.

For forurensning i arbeidsatmosfæren gjelder yrkeshygieniske grenseverdier (YHG) (Arbeidstilsynet, 1990). YHG-verdiene for CO og NO₂ er satt opp i tabell 4.

Tabell 4: Yrkeshygieniske grenseverdier.

Stoff	Gjennomsnitt over		Takverdi
	1 time	15 min.	
CO ppm	35	100	2
NO ₂ ppm			

I forslag til nye retningslinjer for ventilasjon av veitunneler (Vegdirektoratet, 1988), er gitt følgende grenseverdier for CO og NO_x i tunnelluft:

CO	125 mg/m ³ (100 ppm)	midt i tunnelen
NO _x	15 ppm*	midt i tunnelen

* maks. oppholdstid 15 min.

I vedlegg 2 er gitt forutsetninger knyttet til grenseverdiene.

7 AVSLUTTENDE BEMERKNINGER

Følgende datamateriale inngår i beregninger av forurensninger i og utenfor tunneler:

- tunneldata
- trafikkdata
- utslippsfaktorer
- ventilasjonsdata
- sjakt-data
- vind- og luftstabilitetsdata

Tunnel- og ventilasjonsdataene danner utgangspunktet for hver ny tunnelberegning. Beregninger bør utføres for ulike alternative trafikkmengder og -hastigheter, og for ulike vind- og

spredningsforhold. Utslippsfaktorene som benyttes for CO og NO_x antas å svare rimelig godt til reelle forhold.

8 REFERANSER

Arbeidstilsynet (1990) Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære. Oslo.

Iversen, T. (1982) Forenklet metode for spredningsberegninger ved vegtunneler. Lillestrøm (NILU OR 27/82).

Larssen, S. og Iversen, T. (1984) Vurdering av luftforurensning ved veitunneler gjennom Vålerenga og Gamlebyen. Lillestrøm (NILU OR 52/84).

Peterson, H.G. og Tønnesen, D. (1990) Spredningsundersøkelse med sporstoff ved Vålerengatunnelen. Lillestrøm (NILU OR 62/90).

Statens forurensningstilsyn (1982) Luftforurensning, virkninger på helse og miljø. Oslo (SFT-rapport nr. 38).

Tønnesen, D.A. (1985) Vurdering av ventilasjon og forurensning ved Fjellinjen veitunnel i Oslo. Lillestrøm (NILU OR 53/85).

Tønnesen, D.A. (1990) Ventilasjonsprinsipper for vegtunneler og generell virkning på luftkvaliteten i indre by, Oslo. Lillestrøm (NILU rapportutkast, ref. O-90086).

Vegdirektoratet (1988) Utforming og trafikkteknisk drift av vegtunneler, Oslo. Forslag til informasjonsheft. Mai 1988.

Sammendrag

En arbeidsgruppe ble opprettet av Statens forurensningstilsyn i 1979. Gruppen har på grunnlag av litteraturstudier beskrevet sammenhengen mellom luftforurensning og skadevirkninger på helse og miljø (dose-effektforhold) for stoffene svoveldioksyd (SO_2), svevestøv, nitrogendioksyd (NO_2), karbonmonoksyd (CO), fotokjemiske oksydanter, bly og fluorider. For samtlige stoffer, unntatt bly, har gruppen angitt luftkvalitetsgrenseverdier for helsevirkninger. For noen av komponentene oppstår skade på dyr eller vegetasjon ved tilsvarende eller lavere nivåer enn for helseskade. For disse stoffer har gruppen angitt grenseverdier også for slike virkninger. Grenseverdier for vegetasjonsskade er angitt for SO_2 , fotokjemiske oksydanter og fluorid og grenseverdier for skade på dyr er angitt for fluorid.

Med "grenseverdier for helsevirkninger" for et stoff menes her et eksponeringsnivå (den mengden av forurensning) som man ut fra nåværende viten antar befolkningen kan utsettes for uten at helsevirkninger forekommer. Det er regnet med samvirke mellom stoffet og vanlig forekomst av de andre omtalte forurensninger. Det er tatt hensyn til spesielt følsomme grupper i befolkningen.

Grenseverdiene for skade på vegetasjon og dyr skal oppfattes på tilsvarende måte.

Gruppens oppgave har ikke vært å legge fram forslag til nasjonale bestemmelser om luftkvalitet (normer), men å presentere det kunnskapsgrunnlag om virkninger på helse og miljø som er nødvendig for å fastsette slike bestemmelser.

Arbeidsgruppen ønsker å fremheve at dagens kunnskaper om de ovennevnte stoffers dose-effektforhold er mangelfulle. Ved valget av de foreslåtte grenseverdier er det derfor

benyttet en sikkerhetsfaktor på mellom 2 og 5 for de ulike forurensningskomponenter. Dette betyr at man må opp i 2-5 ganger høyere eksponeringsnivåer enn de angitte grenseverdier før det med sikkerhet er konstatert skadelige effekter. Selv ved dette terskelnivået, er effektene på grensen av hva man kan påvise med dagens teknikk. De angitte grenseverdier bør derfor ikke tolkes slik at nivåer over grensen er definitivt farlige, mens lavere nivåer ikke kan medføre skader.

Arbeidsgruppen gjør videre oppmerksom på at forurenset luft vanligvis også inneholder andre skadelige komponenter enn de som her er omtalt. At grenseverdiene overholdes er derfor ingen garanti for at den forurensede luft er uten skadevirkninger.

I de tilfeller gruppen ikke har funnet grunnlag for å fastsette en bestemt verdi, er det angitt et konsentrasjonsområde.

I det etterfølgende oppsummeres de angitte grenseverdier i tabellform. Tallverdiene bør ikke anvendes uten at dette skjer i sammenheng med den ledsagende tekst i rapporten.

OVERSIKT OVER GRENSEVERDIER FOR LUFTKVALITET ANGITT AV ARBEIDSGRUPPEN

Stoff	Måleenhet/ metode	Virkning på	Midlingstid					
			1 h	8 h	24 h	30 d	6 mndr.	
Svoveldioksyd (SO ₂) ^{a)}	µg/m ³	Helse			100-150		40-60	
Svevestøv ^{a)}	"				100-150		40-60	
Svoveldioksyd (SO ₂)	"	Vegetasjon	150		50		25	
Nitrogendioksyd (NO ₂)	µg/m ³	Helse	200-350		100-150		75	
Karbonmonoksyd (CO)	mg/m ³	Helse	25	10				
Fotokjemiske oksydanter	µg/m ³	Helse	100-200					
"	målt ved ozon- innholdet	Vegetasjon	200					
Fluorider ^{b)}	µg F pr. m ³	Helse			25		10	
" ^{b)}		Dyr				0,2-0,4 ^{d)}		
" ^{c)}		Vegetasjon			1,0		0,3	

a) virkningen av de to komponenter forsterker hverandre når de kommer i luften. Forslaget til grenseverdier forutsetter at den forurensende luften inneholder begge komponenter.

b) Grenseverdi for totalfluorid.

c) Grenseverdi for gassformig fluorid.

d) Utgangspunktet for luftkvalitetsgrenseverdien er at høy og beitegras bare unntaksvis bør inneholde mer enn 30 mg fluor pr. kg tørrstoff. Dette er anslått å svare til en konsentrasjon av totalfluorid av størrelsesorden 0,2 - 0,4 µg F pr. m³ luft.

11. Ventilasjon

Krav til atmosfæren i tunneler

11.1 Generelt

Hovedoppgavene til et ventilasjonsanlegg i en vegtunnel er til enhver tid å sørge for at konsentrasjonen av giftige og ubehagelige gasser holdes på et ufarlig nivå, og at konsentrasjonen av støv og sot ikke gir for dårlige siktforhold i tunnelen.

Når katalysator er montert i biler (fra 1989) oppgir SFT at utslipp fra personbiler vil reduseres med 70% (CO og NO_x).

Med den normale sammensetning av gassene i eksosen, er det bare nødvendig å sette grenser for tillatt konsentrasjon av karbonmonoksid (CO-gass) og nitrogendioksid (NO_x-gass). Konsentrasjonen av de øvrige giftige gassene byr ikke på helsemessige faremomenter hvis en sikrer tilstrekkelig uttynning av CO- og NO_x-gassen.

De oppgitte grenseverdier er akseptert av Statens Institutt for Folkehelse.

Grenseverdier for karbonmonoksid

Tillatte CO-konsentrasjoner i tunneler, som funksjon av hvor man befinner seg i tunnelen er gitt i figur 11.1.

Det er knyttet følgende forutsetninger til de foreslåtte grenseverdier:

- 1) Ved drift skal konsentrasjonen, 125 mg CO/m³ (100 ppm) (15 min oppholdstid) bare nås unntaksvis midt i tunnelen og må ikke overskrides selv ved ugunstige trafikkforhold.
- 2) Ved normal trafikk skal CO-innholdet i luften være vesentlig lavere. Dette oppnås ved å montere ventilatorene slik at de kan kobles inn trinnvis. Første trinn ved 31 - 63 mg CO/m³ (25-50 ppm), annet trinn ved 94 mg CO/m³ (75 ppm) og alle tre ved 125 mg CO/m³ (100 ppm).

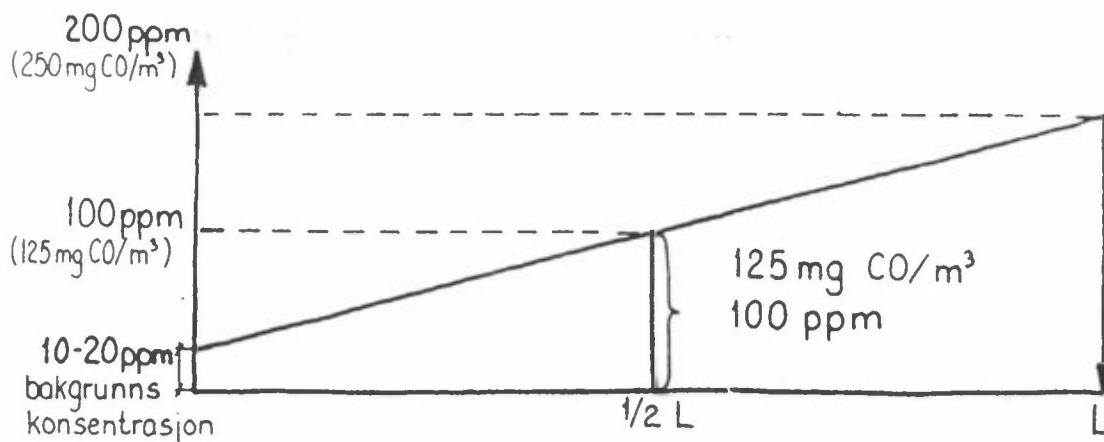


Fig. 11.1. Grenseverdi for CO i tunneler ved $1/2 L$

Vedlegg 2 forts.:

3) Overstiges grensekurven i mer enn 15 min (oppholdstid) må tunnelen stenges for trafikk, eller det må varsles at motor må slås av.

4) Ved arbeid i tunnelen gjelder krav fra arbeidstilsynet.

5) For tunneler åpne for gående og syklende gjelder følgende grenseverdier ved 1/2 L:

0-1 km 125 mg CO/m³
(100 ppm)

1-4 km 30 mg CO/m³
(25 ppm)

I tunneler lengre enn 4 km må gående og syklende kun unntaksvis slippes igjennom. Alternativ fremkomstmulighet må da vurderes.

11.2 GRENSEVERDIER

Grenseverdier for nitrogendioksid

Nitrogenoksid (NO) dannes ved forbrenning i bilmotoren. Denne gassen blir omdannet til nitrogendioksid (NO₂) ved oksydasjon i luften. Det antas at nivået for NO₂ er ca 10% av

NO_x (NO_x er fellesbetegnelse for nitrogenoksider).

Det må ikke tillates mer enn 15 ppm NO_x med en oppholdstid i tunnelen på 15 min (dvs 1,5 ppm NO_x).

Ved arbeid i tunnelen gjelder krav fra arbeidstilsynet.

Grenseverdien (takverdien) gjelder enten tunnelen har, eller ikke har, gang- og sykkeltrafikk.

Tunnelen må stenges for trafikk dersom grenseverdiene overskrides.

Grenseverdi for tillatt siktforurensning

Sikt måles oftest ved partikkelinnholdet i luften som mg/m³.

Sikt kan også måles direkte. Kravet er da at sikten ikke må reduseres mer enn 20%.

TRAFIKKFART I KM/T	50	60	70	80	90
HØYESTE PARTIKKEL-INNHOLD I LUFTEN mg/m ³ : p _{50t}	1,4	1,25	0,9	0,7	0,5

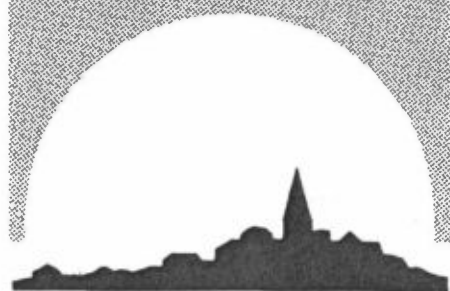
NILU F : 15/91
REFERANSE : O-1540
DATO : MAI 1991

Luftforurensning fra veitrafikk

Trafikktiltak, veiparametre og tiltak
på omgivelsene

Steinar Larssen

Utarbeidet for kurset
Luftforurensninger og veiplanlegging,
arrangert av Vegdirektoratet,
Olavsgaard, 4. - 6. juni 1991



NILU

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Norwegian Institute For Air Research
POSTBOKS 64 — N-2001 LILLESTRØM — NORWAY

LUFTFORURENSNING FRA VEITRAFIKK

TRAFIKKTILTAK, VEIPARAMETRE OG TILTAK PÅ OMGIVELSENE

1 INNLEDNING

Rent lokale tiltak til å redusere luftforurensning langs veinettet kan grupperes slik:

- Trafikktiltak, f.eks. fartsgrenser, trafikkflyt, tungtrafikkandel, bussgater.
- Endring i forurensningsnivå som skyldes veiens posisjon og profil. Stikkord her er f.eks. stigning, avstand mellom vei og bebyggelse.
- Tiltak på omgivelsene, f.eks. støy- og vegetasjonsskjerming, fasadetetting, ventilasjon av bygninger.

Virkingen av tiltakene skyldes enten at de endrer utslippsmengden på veien, eller at de utnytter spredningseffekten. I det følgende beskrives virkingen av endel ulike tiltak.

2 TRAFIKKTILTAK

2.1 ENDRING AV FARTSGRENSEN

Eksosutslippet på veien, regnet i g/meter og sekund, bestemmer forurensningsgraden i luften. Utslippet beregnes som produktet av utslippsmengden pr. bil pr. meter (utslippsfaktoren) og trafikkvolumet, biler/sekund.

Utslippsfaktoren for ulike stoffer i eksosen (f.eks. CO, CO₂, NO₂, partikler) varierer med kjørehastigheten.

Figur 1 viser et typisk eksempel på hvordan utslippet av CO, NO_x og HC for bensindrevne biler varierer med gjennomsnittlig kjørehastighet, både for konstant hastighet og for et visst kjøremønster som innebærer en blanding av konstant hastighet, akselerasjon og retardasjon (Egebäck, 1987). I dette eksemplet er kjøremønstrene hentet fra en amerikansk standardisert kjøresyklus (FTP-syklusen) som søker å simulere bytrafikk, og som nå også er sertifiseringssyklus i Norge.

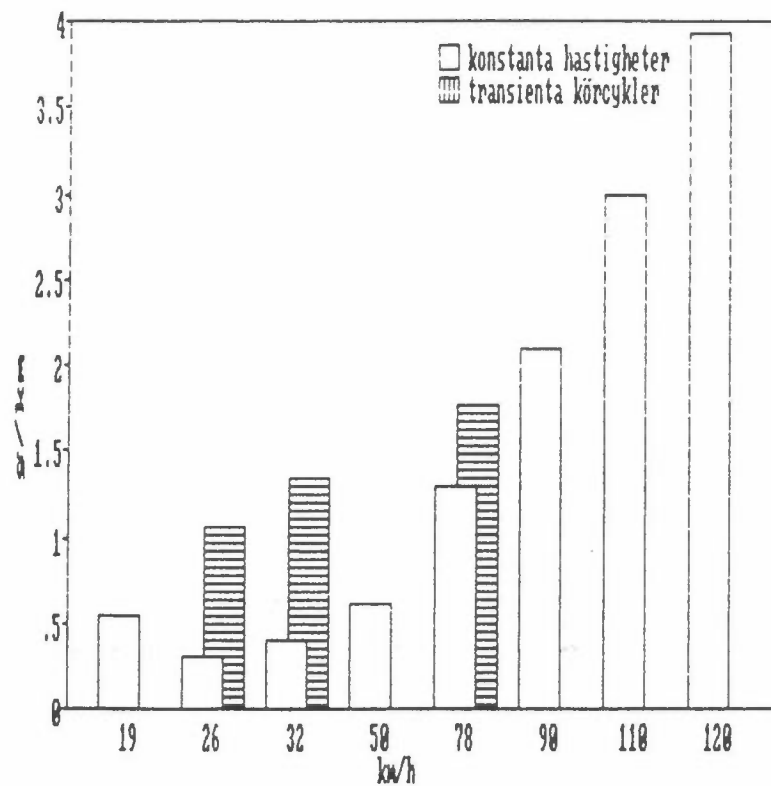
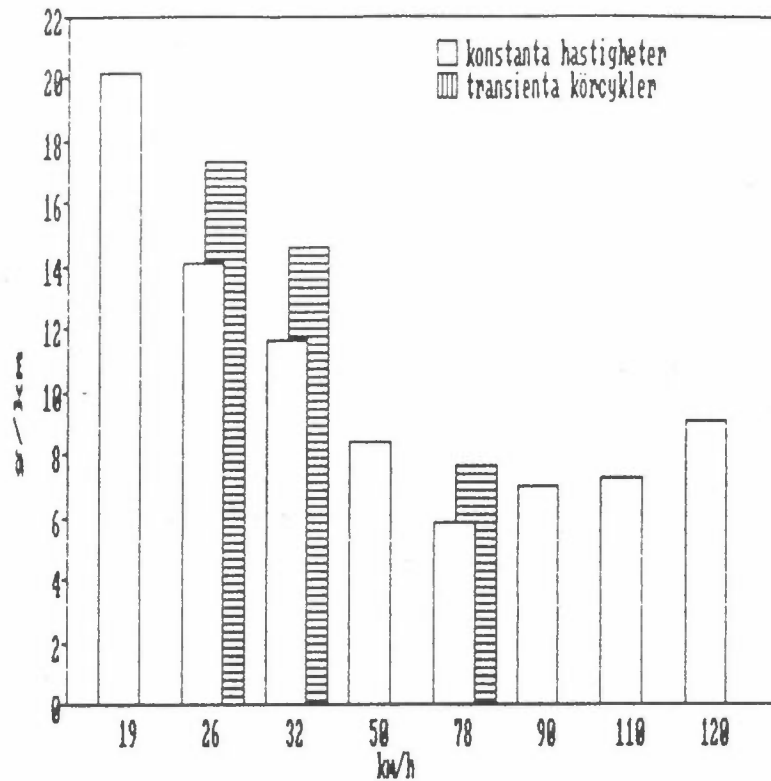
Figuren viser at for biler uten katalysator er utslippet av de tre stoff-gruppene minst ved ca. 50-60 km/h. For biler med katalysator er utslippet lite, men det synes å øke med økende kjørehastighet.

Eksempler på hvordan CO- og NO_x-utslippet fra lastebiler varierer med kjørehastighet er vist i figur 2. I bykjøring avtar det med hastigheten når de kraftigste akselerasjoner er ekskludert. EF-dataene tyder på at ved høye hastigheter øker NO_x-utslippet igjen.

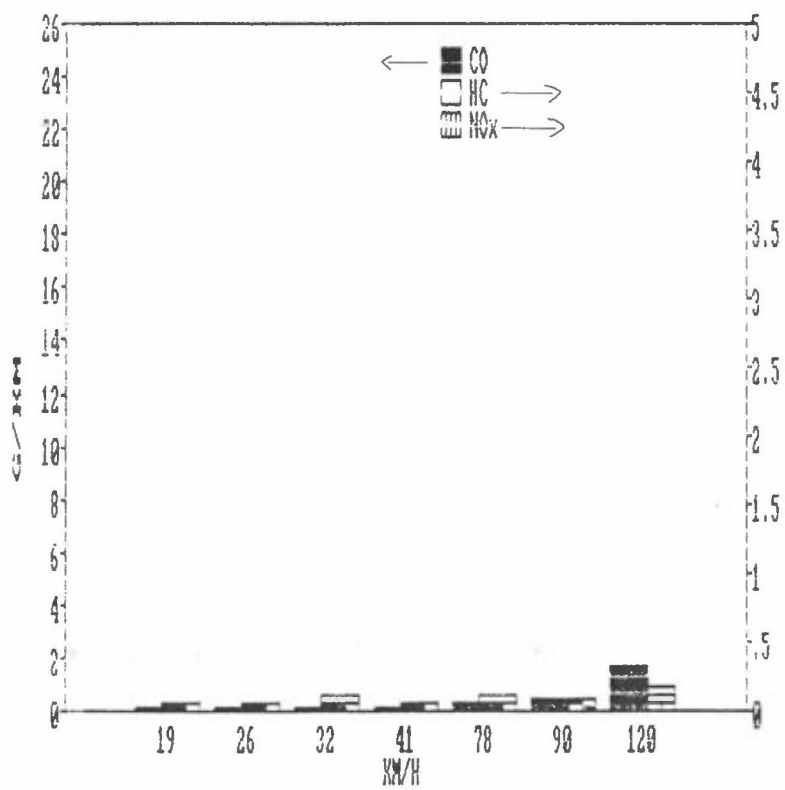
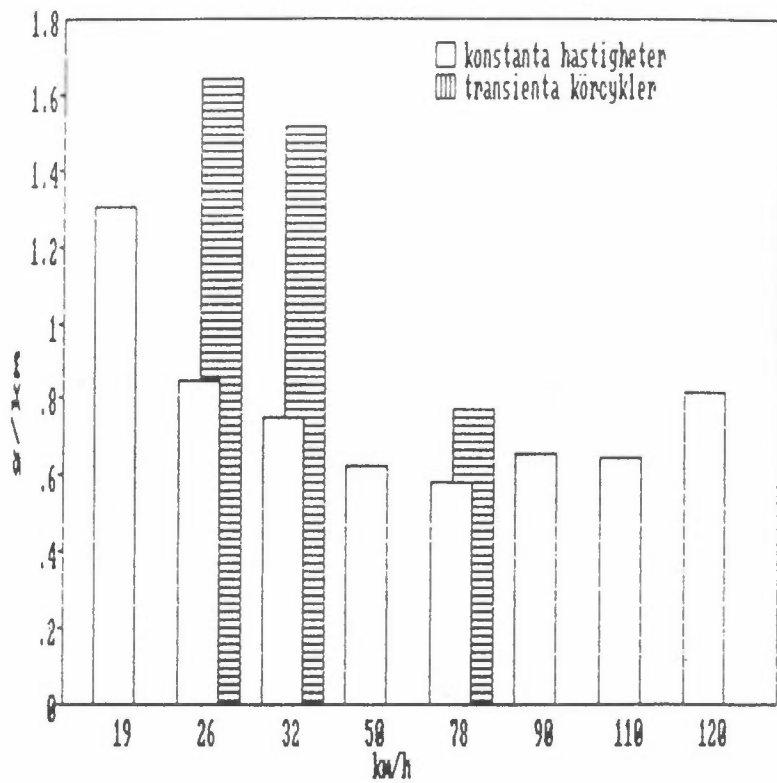
Bensinforbruket og derved CO₂-utslippet viser en lignende sammenheng med hastigheten, med minst forbruk i området 50-60 km/h, se figur 3 (Larssen, 1989).

For dieseldrevne lastebiler regner vi med nokså konstant drivstofforbruk, uavhengig av hastigheten, kanskje med en viss reduksjon mot høye hastigheter.

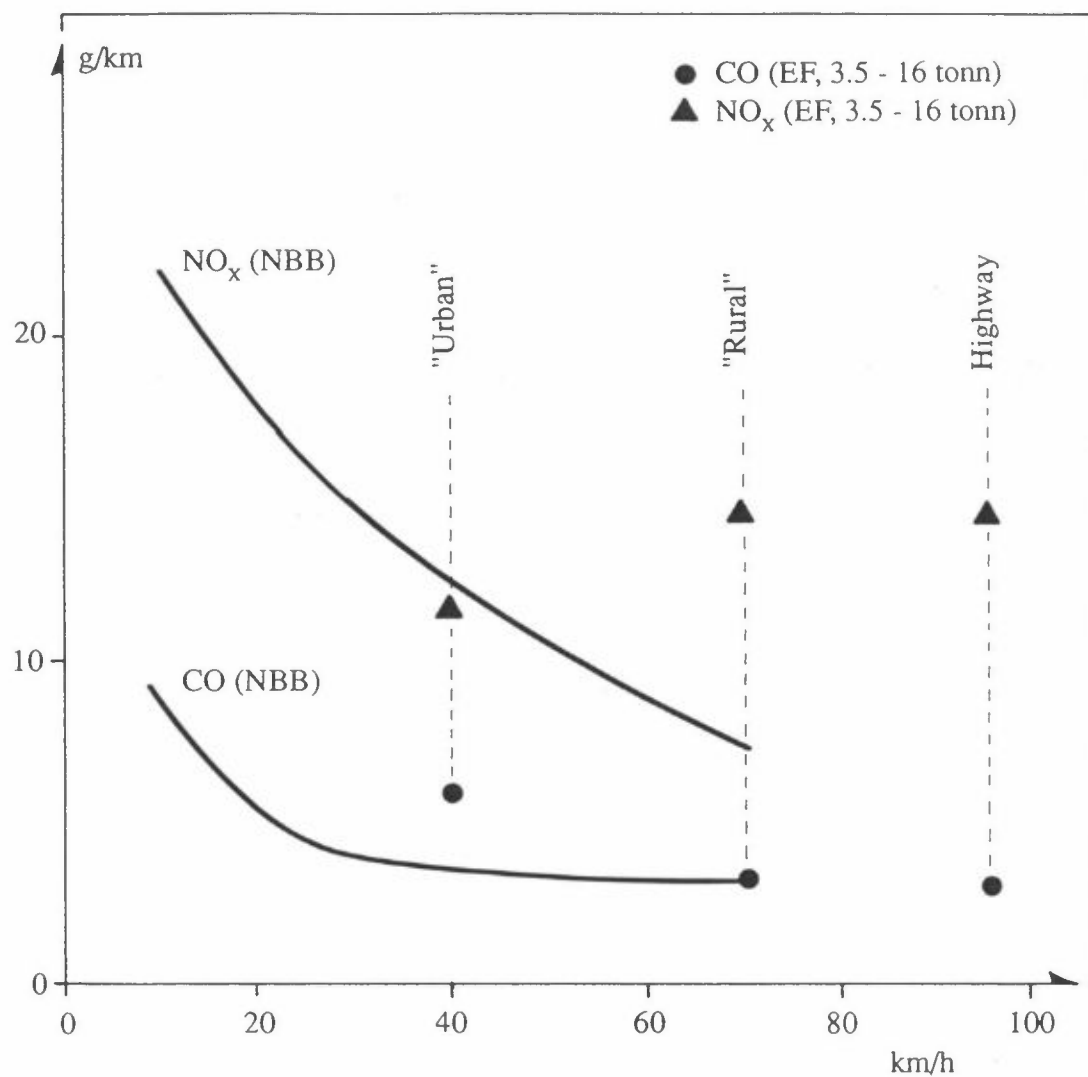
Utslippet av eksospartikler, som er respirable og inneholder helseskadelige stoffer, varierer også med hastigheten, men kunnskapen om sammenhengen her er ikke fullstendig. Fra bensindrevne personbiler øker utslippet med hastigheten, mens det avtar fra dieseldrevne lastebiler.



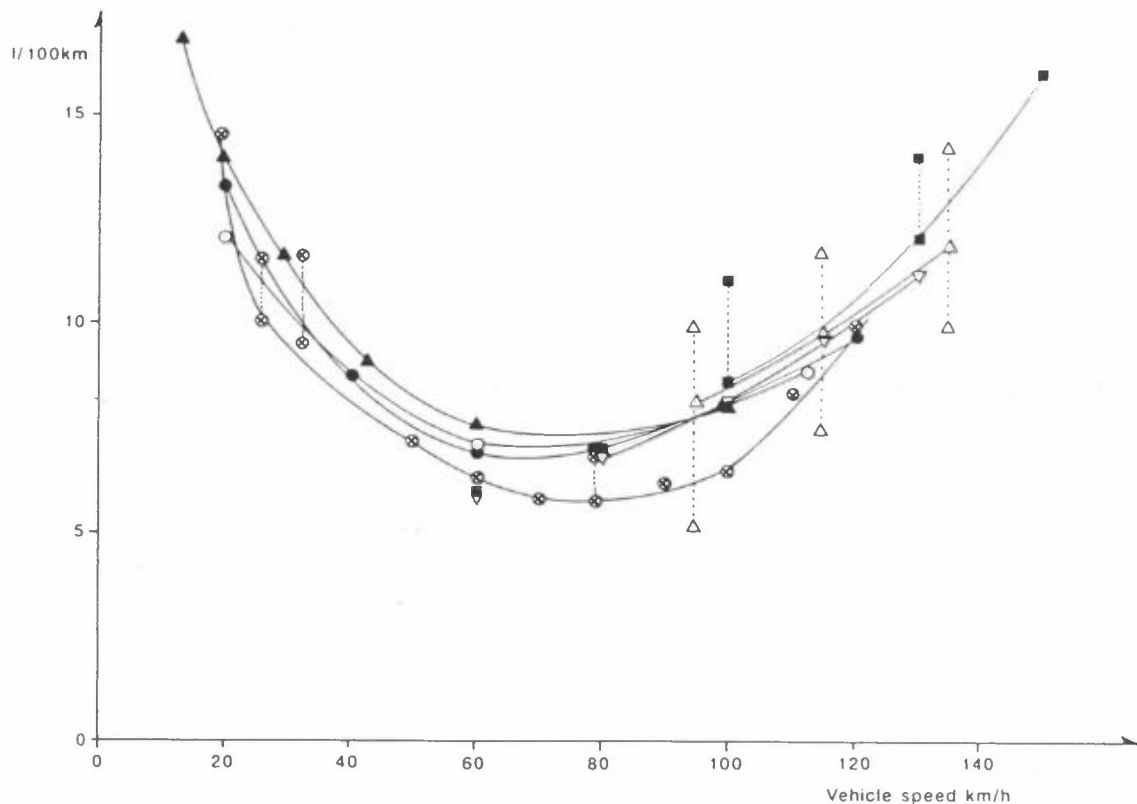
Figur 1: Utslipp av CO, NO_x og HC for bensindrevne personbiler uten og med 3-veis katalysator, som funksjon av kjørehastighet, konstant hastighet og ujevn hastighet.



Figur 1: forts.



Figur 2: Utslipp av CO og NO_x fra dieseldrevne lastebiler (10-20 tonn), som funksjon av midlere kjørehastighet. NBB: Nordisk beregningsmetode for bilavgasser. EF : Europeiske fellesskapet.



Figur 3: Bensinforbruket (l/100 km) i personbiler som følge av kjørehastighet. Resultat fra målinger i ulike land i Europa.

Veistøvplagen øker med kjørehastigheten. Det gjelder både selve den momentane slitasjen og oppvirvlingen av støv fra veibanen. En rimelig antagelse er at oppvirvlingen, som er hovedårsaken til veistøvplagen, er proporsjonal med energien i turbulensvirvlene rundt bilene, dvs. øker med kjørehastigheten i 2. potens. En hastighetsøkning fra 50 km/h til 80 km/h vil i så fall mer enn doble veistøvplagen.

2.2 ENDRING I TRAFIKKFLYT

Eksosutslippet fra biler er minst ved konstant hastighet. Ujevn hastighet som innebærer at bilene akselererer i deler av tiden, gir vesentlig økt utslipp. Figur 1 gir eksempler på det for bensindrevne personbiler.

I figur 4 er vist hva ujevn kjørehastighet betyr for henholdsvis bensindrevne personbiler og dieseldrevne lastebiler ved 10 og 50 km/h. "Ujevn hastighet" innebærer her at det er bygd inn et "kjøremønster" som inneholder moderate akselerasjoner og retardasjoner i deler av tiden, der de sterkeste akselerasjoner som ved oppstart ved grønt lys ikke er tatt med. En ser at spesielt ved lave hastigheter øker CO-utslippet fra personbiler og NO_x-utslippet for dieselbiler.

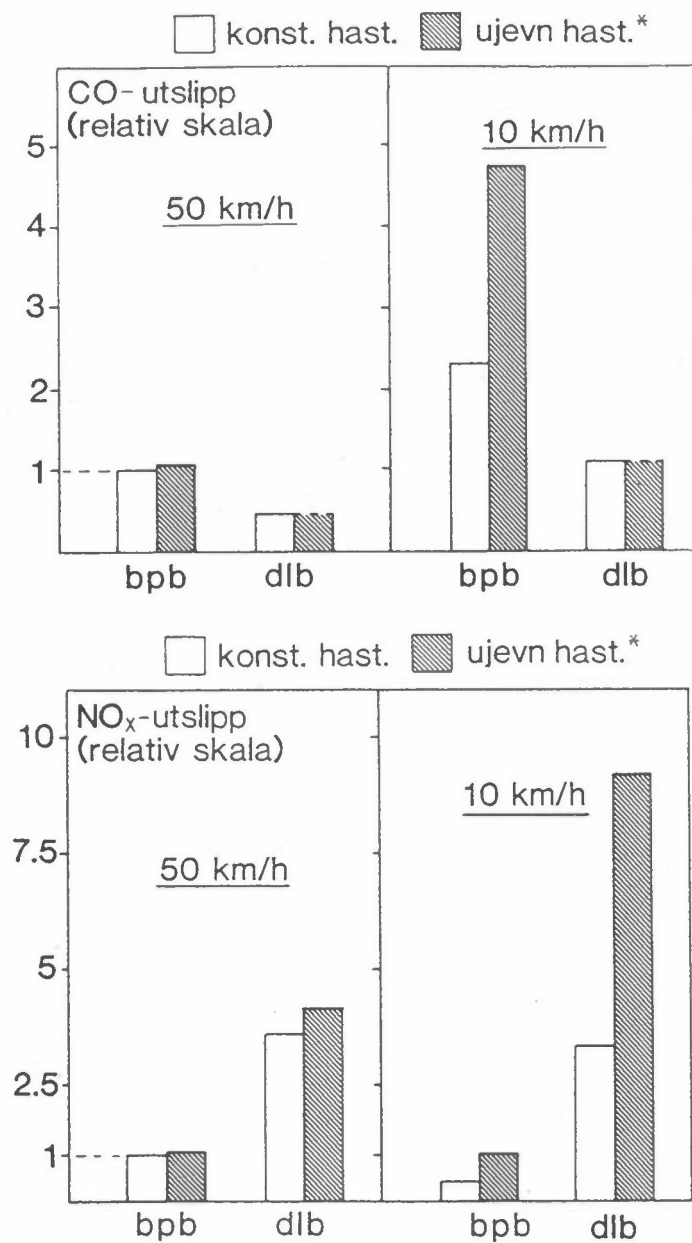
Utslippet er spesielt høyt ved kraftig akselerasjon.

Tabell 1 viser som eksempel utslippstall (mg/s) for lette og tunge biler for ulike akselerasjonstilstander, hentet fra svenske undersøkelser.

En akselerasjon på 1,8 m/s tilsvarer f.eks. 0-50 km/h på knapt 8 sekunder, som ikke er uvanlig ved oppstart fra rødt lys. Ved slik akselerasjon er CO-utslippet fra personbiler omtrent 3 ganger større enn ved jevn hastighet, og NO_x-utslippet fra lastebiler ca. 10 ganger større enn ved konstant hastighet. Dette gjelder med varmkjørt biler ved 20°C i intervallet 15-50 km/h. Ved lavere temperatur og kald motor er forskjellen enda større.

Dette understreker betydningen av god trafikkflyt i moderate hastigheter, for å redusere utslippet.

Trafikklys kan gi en betraktelig økning i eksosutslippet fra bytrafikken. Et regne-eksempel viser at ved et trafikklyskryss med 1 minutts syklus og på vei med fartsgrense 50 km/h er ekstra-utslippet ved krysset som følge av tomgang og akselerasjon minst like stort som utslippet fra 100 m veistrekning ved kjøring i 50 km/h med en viss hastighetsvariasjon. Dette innebærer at med en gjennomsnittlig avstand mellom lyskryss på 200 meter, vil lyskryssene i dette eksemplet øke samlet utslipp fra trafikken i forhold til full flyt i trafikken med mer enn 50%.



Figur 4: CO- og NO_x-utslipp (relativ skala) fra bensindrevne personbiler (bpb) og dieseldrevne lastebiler (dlb) ved jevn og ujevn hastighet, 10 og 50 km/h. Eksempel.

Tabell 1: Utslipp av CO og NO_x (mg/s) ved ulike akselerasjons-tilstander for bensindrevne personbiler og dieseldrevne lastebiler. Eksempler (Bertilsson, 1979 og 1982).

	Retardasjon	Konstant hastighet	Akselerasjon	
			+ 0,6 m/s	+ 1,8 m/s
Bensindrevne personbiler ¹⁾				
<u>CO</u>				
Tomgang		88		
15-45 km/h	97	100	158	270
<u>NO_x</u>				
Tomgang		3,0		
15-30 km/h	0,7-1,5	6,4	15,6	39,8
30-45 km/h	1,1-2,1	13,7	40,7	81,0
Dieseldrevne lastebiler, 15 tonn				
<u>CO</u>				
Tomgang		14		
45 km/h	2)	27	187	326
<u>NO_x</u>				
Tomgang		24		
45 km/h	2)	104	373	900

1 Uten katalysator.

2 Svært lite utslipp, med avslått drivstoff-pumpe.

2.3 TUNGTRAFIKKTRASÉER

Diesel lastebiler står for en vesentlig del av utslippet av NO_x, NO₂, partikler og CO₂ fra en trafikkstrøm. Lastebilenes CO-bidrag er lite med normal tungtrafikkandel (5-15%).

Tabell 2 gir lastebilenes bidrag fra en trafikkstrøm med 10% tungtrafikk-andel på horisontal vei med 50 km/h gjennomsnittlig kjørehastighet. Ved 20% tungtrafikkandel dominerer lastebilene

utslippet av NO_2 og partikler, og bidrar med ca. halvparten av NO_x - og CO_2 -utslippet.

Tabell 2: Bidraget til utslippet (i prosent) fra diesel lastebiler, i en trafikkstrøm på horisontal vei, 50 km/h, varmkjørt biler.

	Tungtrafikk andel	
	10 %	20%
CO	4	8
NO_x	30	49
NO_2	62	79
Partikler	70	83
CO_2	27	46

Lastebiler gir også hovedbidraget til veistøvplagen. Lastebiler med piggdekk gir opptil 10 ganger større veislitasje enn personbiler, og virvler også opp mer veistøv, som blir luftbåret og gir plage og nedsmussing i nærområdet. Dersom en antar at oppvirvlingen er proporsjonal med bilenes luftmotstand, vil en tung lastebil gi 10-20 ganger mer støvoppvirvling enn en personbil.

2.4 PIGGDEKKBRUK

Veistøvplagen langs veier og i byer/tettsteder i Norge i vinterhalvåret skyldes i hovedsak piggdekkenes slitasje av veidekket. Veistøvplagen gir både ubehagelig ved høyt innhold av støv i luften, og nedsmussing fra veistøv som avsettes på bakken og andre flater.

Genereringen og oppvirvlingen av veistøv avhenger bl.a. av kjørehastighet, og tungtrafikken gir som nevnt mye større

slitasje og oppvirvling enn personbiler. Det danner seg et "depot" av avslitte veidekkepartikler på veien. Veistøvplagen skyldes både oppvirvling av støv fra dette depotet, og luftbåret støv fra den momentane slitasjen fra hver enkelt bil.

Følgende sammenhenger er sannsynlige:

- Oppvirvlingen øker med energien i bilturbulensen, som øker med hastigheten i 2. potens.
- Oppvirvlingen øker proporsjonalt med kjøretøyets luftmotstand. Store lastebilers luftmotstand er 10-20 ganger større enn personbilers.

Veistøvplagen er vesentlig større ved en innfartsvei med stor tungtrafikkandel og 80-90 km/h, enn i en bygate med lite tungtrafikk og 30-40 km/h.

Lettere pigger gir proporsjonalt mindre slitasje. Dette gir mulighet for mindre veistøvplage bare dersom lastebildekk etterhvert også får lettere pigger.

Selv med lettpigger vil det bygge seg opp et veistøvdepot på veien som er stort nok til at oppvirvlingen av veistøv kanskje blir nesten like stor med tyngre pigger. Overgang til lettere pigger vil gi mindre slitasje og vedlikeholdsutgifter, men det er et spørsmål om veistøvplagen blir særlig redusert.

3 BETYDNINGEN AV FORHOLD VED VEIEN OG DENS OMGIVELSER

3.1 STIGNINGSFORHOLD

Eksosutslippet fra alle biltyper øker med økende stigning på veien, og avtar når veien går nedover. Enveiskjørte veier i stigning har følgelig stort utslipp og gir høy forurensning, mens enveiskjørte veier i fall har et mye mindre forurensningsproblem.

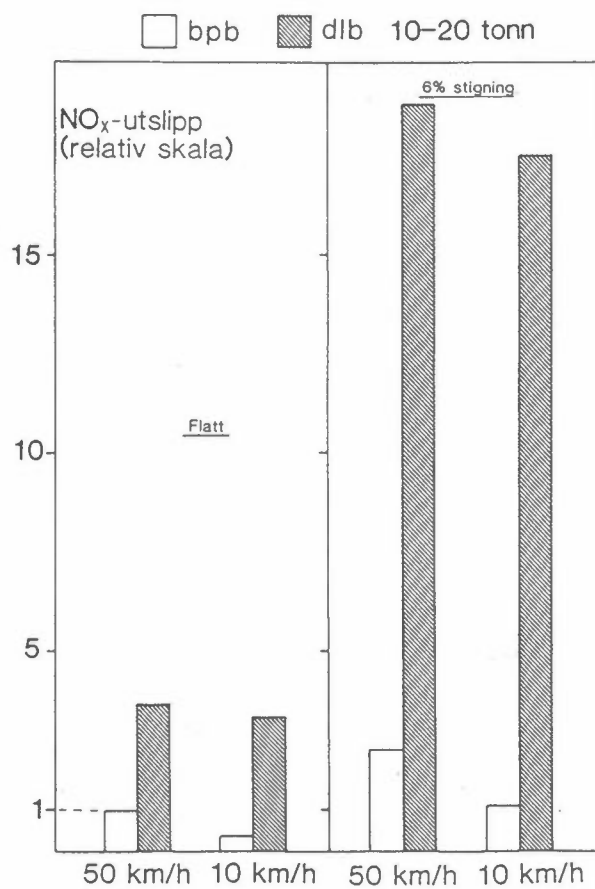
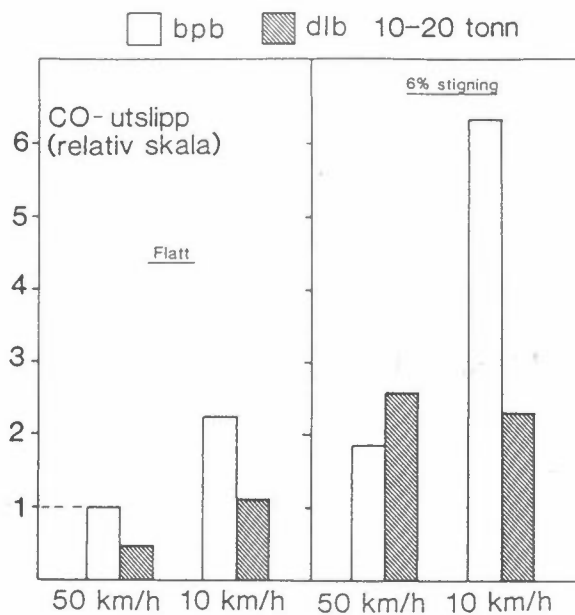
Figur 5 viser som eksempel utslippet av CO og NO_x fra bensin og dieseldrevne biler ved 6% stigning i forhold til horisontal vei, for 10 og 50 km/h. Det er spesielt CO-utslippet fra personbiler og NO_x-utslippet fra lastebiler som øker ved stigning, på lignende måte som ved akselerasjon.

Også ved veier med toveis trafikk i stigning er utslippet høyere enn ved horisontal vei. Tabell 3 gir eksempler på forurensningsgraden ved veier med ulik stigning sett i forhold til horisontal vei.

En ser at spesielt for NO_x er betydningen av stigning stor.

Tabell 3: Utslipp på veier med 6% stigning og fall, sett i forhold til horisontal vei. Eksempel: 50 km/h, 10% tungtrafikkandel.

	CO	NO _x
Horisontal vei	1	1
Enveiskjørt, 6% stigning	1,8	2,4
Toveis, 6% stigning, 70/30 retningsfordeling (70% opp)	1,4	1,7
Enveiskjørt, 6% fall	0,65	0,15



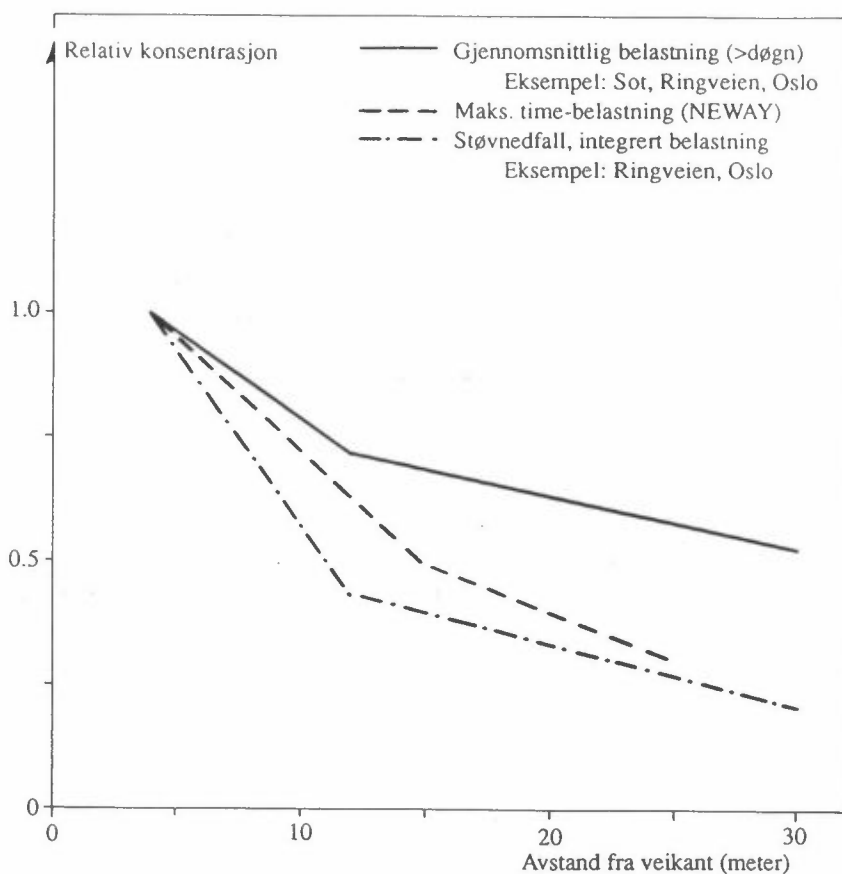
Figur 5: CO- og NO_x-utslipp (relativ skala) fra bensindrevne personbiler (bpb) og dieseldrevne lastebiler (dlb) ved vei i 6% stigning i forhold til horisontal vei, 10 og 50 km/h. Eksempel.

3.2 REDUKSJON I FORURENSNINGSNIVÅ MED AVSTAND FRA VEI

Forurensningsbidraget fra en vei avtar alltid med avstanden fra veien. Hvor stor reduksjonen er avhenger av en rekke forhold:

- gjelder det gasser, svevestøv eller nedfallstøv?
- gjelder det maksimal eller gjennomsnittlig belastning?
- bebyggelse langs veien (tette fasader eller spredt bebyggelse)
- hovedvindretningen i forhold til veien
- størrelsen på bidraget fra andre kilder.

Figur 6 gir eksempler på avstandsavhengighet. Gjennomsnittsbelastningen (for tidsrom på ett døgn og lengre) avtar vesentlig mindre med avstand enn maksimalbelastning over kort tid (timer). Dette skyldes at spesielle spredningsforhold kan gi svært høye korttidskonsentrasjoner nær veien.



Figur 6: Eksempler på forurensningsbelastning som funksjon av avstand fra vei. Spredt bebyggelse.

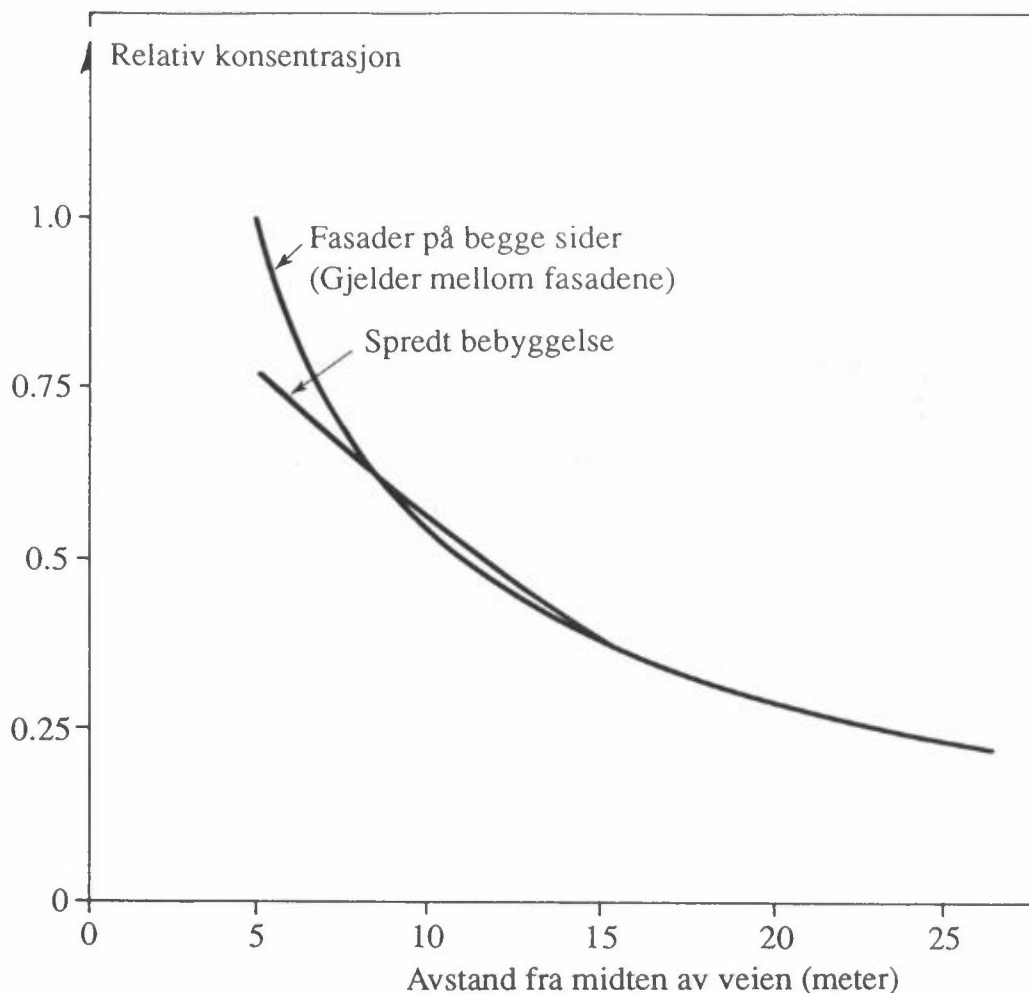
Støvnedfallsbelastningen avtar raskere med avstand enn tilfellet er for gasser og svevestøv. For støvnedfall (deposisjon) kommer partiklenes fallhastighet inn i tillegg til spredningseffekten som påvirker både gasser, svevestøv og nedfallsstøvpertikler.

3.3 BETYDNINGEN AV BEBYGGELSE LANGS VEIEN

Økende grad av bebyggelse og stor vegetasjon i et område, i form av enkeltstående bygninger, treklynger, hekker etc. øker luftturbulensen og gir bedre spredning. Spredt bebyggelse gir derfor lavere forurensningskonsentrasjoner lokalt ved veier enn i flatt, ubebygget område, ved ellers like vindforhold.

Tette fasaderekker langs gater nedsetter luftventilasjonen i gaterommet, både når det blåser langs og på tvers av veien. Når forurensningsbelastningen skal beregnes, brukes da en annen spredningsmodell enn for veier i spredt bebyggelse.

Figur 7 viser forskjellen i maksimal korttidskonsentrasjon med og uten tette fasader, som funksjon av avstanden fra veien, slik det beregnes i VLUFT-modellen.

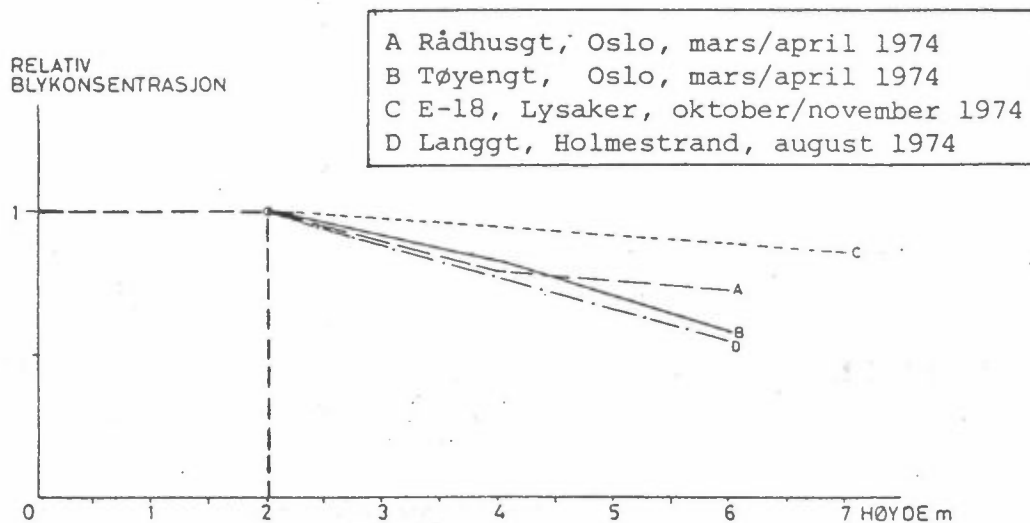


Figur 7: Forurensningskonsentrasjon som funksjon av avstand fra vei, som beregnet i VLUFT.

3.4 FORURENSNINGSREDUKSJON MED HØYDEN

Ved utslipp av forurensninger ved bakken, slik som fra veitrafikk, avtar konsentrasjonene alltid med høyden over veien. Reduksjonen avhenger bl.a. av vindstyrke, turbulensgrad og vertikal temperaturgradient. Variasjonen med høyden vil alltid avta med avstanden fra bakkekilden (veien, veisystemet). På lengre avstand fra dominerende veier vil også andre forurensningskilder i området påvirke høyde-funksjonen.

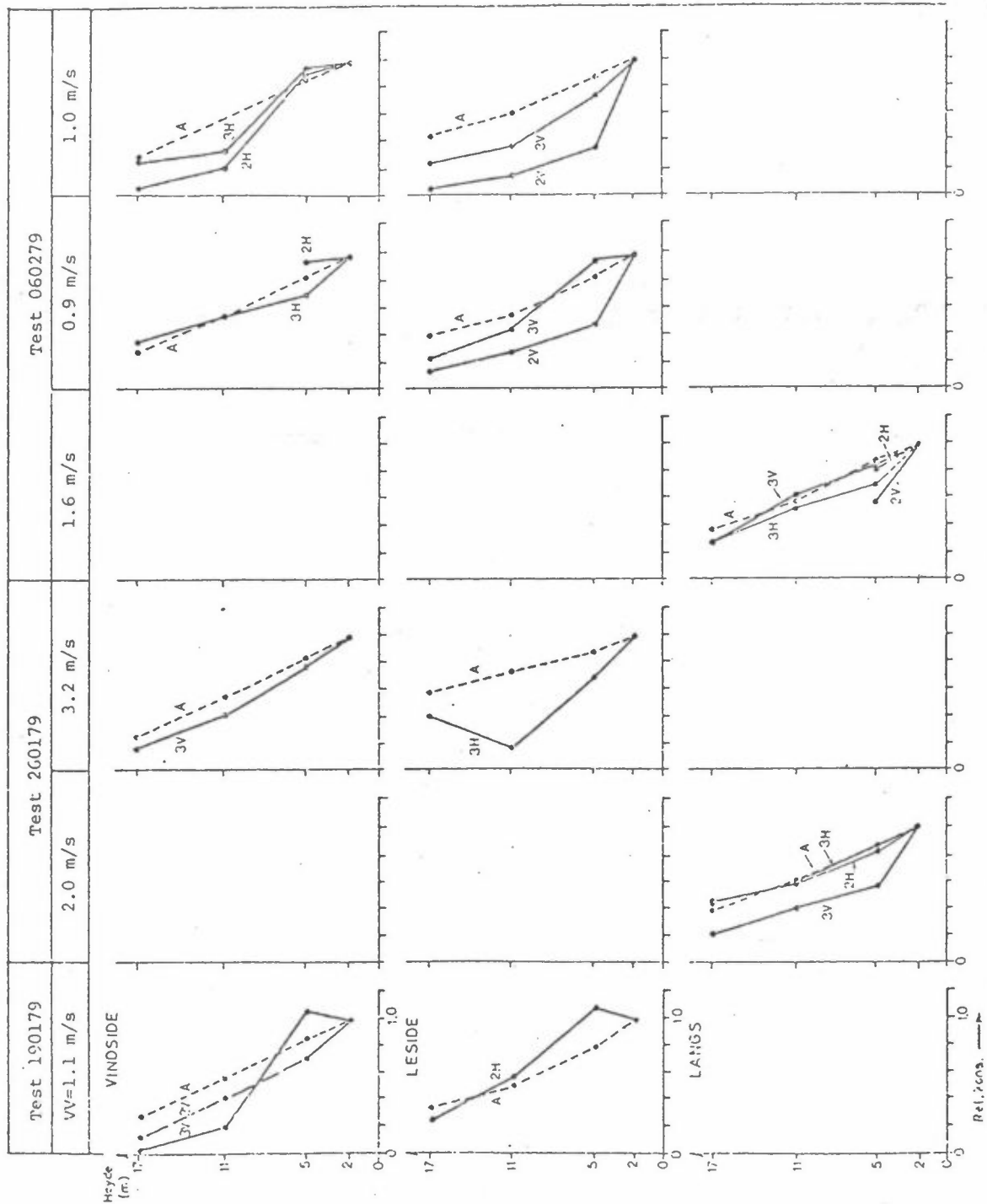
Rent lokale utslipps- og spredningsforhold vil på et hvert sted bestemme forurensningens reduksjon med høyden. I figur 8-10 vises noen eksempler, dels fra målinger gjort i Norge, dels fra spredningsmodeller.



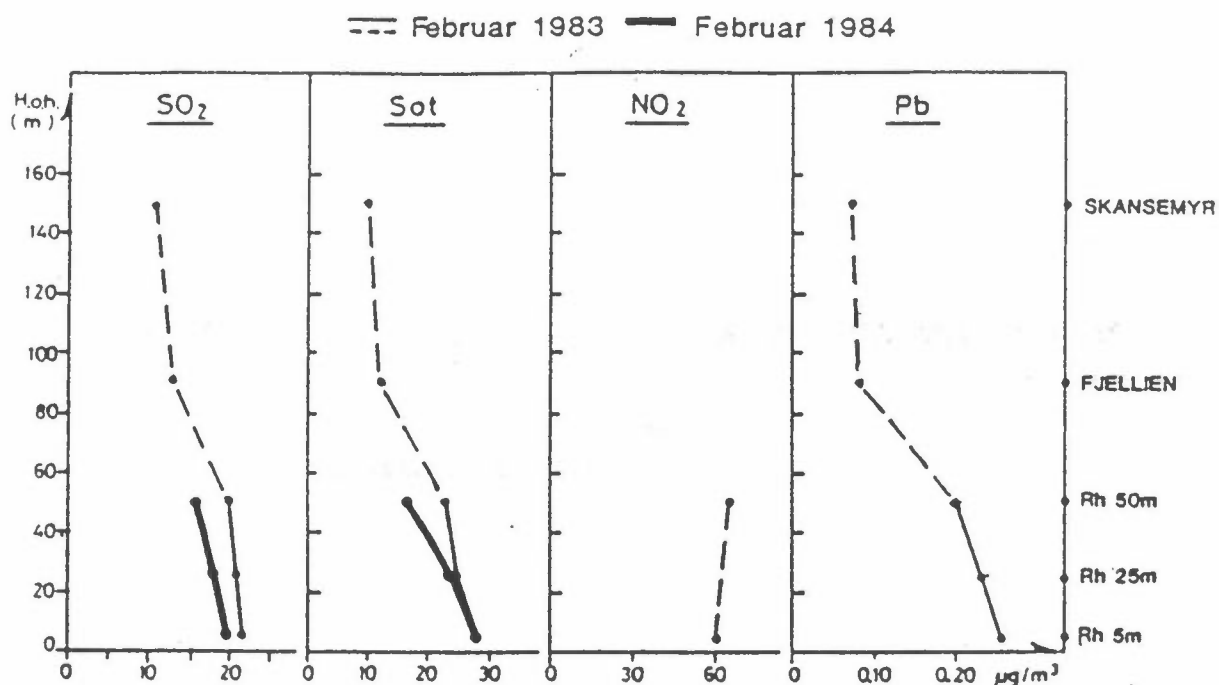
Figur 8: Blykonsentrasjonen (døgnverdier) som funksjon av høyden over bakken, ved gater/veier i Oslo og Bærum, 1974 (Larssen, 1977).

A, B, D: Tette fasaderekker.

C : Vei i spredt bebyggelse.



Figur 9: Forurensningens variasjon med høyden. Resultater av sporgass (SF_6)-målinger i Rådhusgaten, 1979 (Larssen, 1981).



Figur 10: Forurensningsnivået i ulike høyder over Bergen sentrum (Larssen, 1986).

Målinger av blykonsentrasjon langs veier (figur 8) viser at konsentrasjonen avtar til ned mot halvparten fra 2 meter til 6 meters høyde ved gater med tette fasader. I et tilfelle ved åpen vei (Lysaker) var konsentrasjonen i 7 meters høyde så høy som 85% av konsentrasjonen i 2 meter.

Figur 9 viser resultater av målinger opp langs fasader i Rådhusgaten i Oslo, på lesiden, vindsiden og når det blåser langs gaten. Målingen ga varierende resultater, men i 10 meters høyde var konsentrasjonen oftest mer enn halvert.

På byskala (dvs) ikke svært nær gater, der høydevariasjonen bestemmes av turbulenselementene som settes opp av bygningsmassen i byen som helhet og forurensningen skyldes bidrag fra alleavstander, avtar forurensningen ikke så raskt med høyden som i/ved gater. Som eksempel på dette vises i figur 10 resultater av målinger langs fasaden av Rådhuset i Bergen, samt på målestasjoner enda høyere over Bergen sentrum, langs fjellsiden opp

mot Ulriken. En ser at først i 50 meters høyde har sotkonsentrasjonen, som hovedsakelig skyldes biltrafikken (dieselbiler) avtatt til halvparten av konsentrasjonen i 5 meters høyde.

3.5 VIRKNING AV STØYSKJERMER OG VEGETASJONSHEKKER

Støyskjermer og vegetasjonshekker påvirker i noen grad forurensningssituasjonen langs veier. Undersøkelser er utført både i Norge (Larssen og Tønnesen, 1986) og i utlandet, og resultater fra disse er oppsummert av Larssen (1987).

En må skille mellom sølesprut og store partikler, svevestøv og gasser. Vegetasjons- og støy-skjermer langs en vei kan påvirke konsentrasjon og avsetning av partikler og gasser på flere måter:

Skjermingseffekt:

Skjermen representerer en hindring for sølesprut og svært store partikler.

Spredningseffekt:

Skjermen representerer en hindring for vinden, som gir ekstra turbulens og derved bedre spredning.

Filtereffekt:

Tre- og løvverket i en hekk vil virke som et filter for de største partiklene som følger lufta inn mot hekken.

Når det gjelder sølesprut og store partikler skjermer på støy-skjermer og hekker ganske effektivt mot dette.

Når det gjelder gasser og svevestøv synes NILUs og andre undersøkelser å gi et ganske konsistent bilde av virkningen av hekker, vegetasjonsbelter og skjermer. Det følgende er fra oppsummeringen i Larssen (1987):

"Hekker som består av en enkel, helt sammenhengende rekke med busker eller trær som ikke er spesielt tette, har en begrenset reduserende virkning, når det gjelder konsentrasjonen av gasser og luftbåret finstøv. Rett bak hekken, innenfor noen få meter, fås en viss reduksjon. Romberg (1984) har målt anslagsvis 20%, Stolt (1982) har målt anslagsvis 30%. Lenger bak hekken fås ingen reduksjon (Esser, 1984; Romberg, 1984; Larssen og Tønnesen, 1986).

Det ovenstående gjelder når vindretningen er fra veien mot hekken (nedvind). Ved motsatt vindretning (oppvind) kan hekken ha en visse reduserende virkning på området umiddelbart bak hekken (i forhold til veien). I ubeskyttet område vil ved svak oppvind den sterke trafikkturbulensen føre til belastning av forurensning fra trafikken/veien i det nærmeste området ved veien, også mot vindretningen. En hekk svært nær veien (innenfor 5 meter fra) vil gi skjerming for denne påvirkningen.

Resultatene fra måling ved støyskjermer kan gi en indikasjon på hva virkningen av høye, svært tette, formklippede hekker kan være. 3 meter høye støyskjermer synes å ha en begrenset reduserende effekt på konsentrasjoner i luft bak skjermen. Larssen og Tønnesen (1986) har målt høyst 20% 6 meter bak skjermen. Hogbin og Bevan (1976) har målt ca. 25% ca. 25 meter bak, men denne målte reduksjonen var ikke signifikant fordi datamaterialet var lite.

4 meter høye støyskjermer synes ved nedvind å ha en vesentlig større effekt, anslagsvis 50% i 2 meters høyde i området innenfor flere ti-talls meter bak hekken.

Dette materialet tyder på at forskjellen i spredningseffekt på 3 m og 4 m høye skjerm er stor. En forklaring som i utgangspunktet synes rimelig, er at en 4 m høy skjerm er høyere enn bilturbulenselementene, mens en 3 m høy skjerm ikke er det. Forskjellen bør etterprøves ved målinger her, ved hjelp av sporgassteknikk.

En kan tenke seg at svært tette, formklippede hekker kan ha samme effekt, dersom de kan gjøres så tette at luften i hovedsak tvinges over. De bør da være minst 3,5-4 meter høye ved veier med en normal andel (~10%) tungtrafikk (høye lastebiler). Ved veier uten tungtrafikk og ved veier med relativt lav trafikkhastighet (<50 km/h) kan kravet til høyde være mindre.

Virkningen av slike tette, formklippede hekker bør undersøkes nærmere. Dette kan gjøres relativt enkelt med sporgassteknikk.

Sammensatte, glisne vegetasjonsbelter med variabel høyde og bredde større enn 10 meter, helst 20 meter, vil gi en viss filtervirkning og gi økt sedimentasjon ved at vindhastigheten reduseres, slik at forholdene bak disse vil være bedre enn i ubeskyttet område (Rümler, 1982).

Det er mulig at smalere, tette vegetasjonsbelter også i noen grad vil virke som en skjerm, dersom flaten mot veien er skrånende oppover (lav foran, høy bak), ved at de i større grad tvinger luften opp i stedet for gjennom."

Sammendrag:

- Støyskjermer og hekker stopper sølesprut og den groveste del av partiklene, og reduserer derved nedsmussingen på bakken bak skjermen.
- Støyskjermer må være minst 4 m høye for å gi redusert forurensning i lufta bak skjermen. Svært tette, like høye hekker kan ha samme effekt.
- Glisne hekker har bare liten virkning på forurensning i luft bak hekken. Bredere vegetasjonsbelter gir en viss filter- og avsetningsvirkning.

3.6 FASADE-TETTING OG VENTILASJONS-INNTAK

Normalt vil bygningsfasader ikke være ugjennomtrengelig for luft og forurensning utenfra. Lekkasje gjennom ventiler, vinduer og andre utettheter gir en luftutveksling mellom inne-luft og uteluft. Dette fører til et innendørs luftforurensningsnivå som oftest er noe lavere enn utendørs, dersom det ikke røykes inne. For ikke-reaktive stoffer (f.eks. CO) brukes en verdi på 0,7 for forholdet mellom innendørs og utendørs konsentrasjon. For reaktive stoffer og partikler er forholdstallet mindre. Forholdet mellom innendørs og utendørs forurensning påvirkes selvsagt av hvor tett bygningsfasaden er, og om bygningen har ventilasjonsanlegg.

Fasade-tetting kombinert med mekanisk ventilasjon vil forandre inne/ute-forholdet. Dersom det bare er avsug, og luften kommer inn gjennom ventiler og utettheter, vil inne/ute-forholdet avhenge av hvor ventilene er plassert i forhold til trafikkerte

gater. Ventilert på fasaden mot gaten vil naturlig nok kunne føre til økt forurensning inne.

Balansert ventilasjonsanlegg med luftinntaket plassert gunstig i forhold til trafikk og andre kilder kan redusere innendørs forurensning som skyldes utendørs kilder. Inntaket bør plasseres i størst mulig høyde og/eller avstand fra vei. Helt lokale bygnings- og turbulens-forhold bestemmer hvilke luftinntaksposisjoner som er gunstigst.

4 REFERANSER

Egebäck, K.E. (1987) Hastighet - Föroreningsutsläpp, Bensindrevne biler. Stockholm. (Statens naturvårdsverk, rapport 3276).

Larssen, S. (1977) Undersøkelse av luftforurensning fra biltrafikk i Norge. Lillestrøm (NILU OR 10/77).

Larssen, S. og Grønskei, K.E. (1981) Beregningsmetoder for luftforurensning ved trafikkårer. Lillestrøm (NILU OR 5/81).

Larssen, S. (1986) Basisundersøkelse av luftkvaliteten i Bergen, 1983-1985. Delrapport A: Målinger av meteorologi og luftkvalitet. Eksponering og helsevirkninger. Lillestrøm (NILU OR 54/86).

Larssen, S. og Tønnesen, D. (1986) Støyskjemmers og vegetasjonshekkers virkning på støvforurensningen langs veier. Målinger ved Store Ringvei i Oslo, sommeren 1984. Lillestrøm. (NILU OR 65/86).

Larssen, S. (1987) Virkninger av vegetasjons- og støyskjerming på luftforurensning ved veier. Lillestrøm (NILU TR 7/87).

Larssen, S. (1989) NO_x emissions from gasoline and diesel oil combustion in mobile sources in Europe, 1985. Lillestrøm (NILU OR 31/89).

Torp, C., Gram, F. og Larssen, S. (1991) Dokumentasjon for VLUF. Teknisk rapport under utarbeidelse.

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING (NILU)
 NORWEGIAN INSTITUTE FOR AIR RESEARCH
 POSTBOKS 64, N-2001 LILLESTRØM

RAPPORTTYPE TEKNISK RAPPORT	RAPPORTNR. TR 9/91	ISBN-82-425-0277-3	
DATO AUGUST 1991	ANSV. SIGN. <i>S. Larssen</i>	ANT. SIDER 239	PRIS
TITTEL Luftforurensning fra veitrafikk En serie foredrag fra NILU		PROSJEKTLEDER S. Larssen	
		NILU PROSJEKT NR. O-1540	
FORFATTER(E) S. Larssen, J. Clench-Aas, B. Sivertsen, C. Torp og D. Tønnesen.		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAGSGIVERS REF.	
OPPDRAGSGIVER (NAVN OG ADRESSE)			
STIKKORD Luftforurensning Veitrafikk Modeller			
REFERAT Rapporten inneholder 7 foredrag om veitrafikk og luftforurensninger utarbeidet ved NILU i 1990 og 1991, bl.a. om energibruk, problemoversikt, helseeffekter, spredningsmodeller for veier og tunneler og virkning av tiltak.			

TITLE Air pollution from road traffic. A series of lectures from NILU
ABSTRACT

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