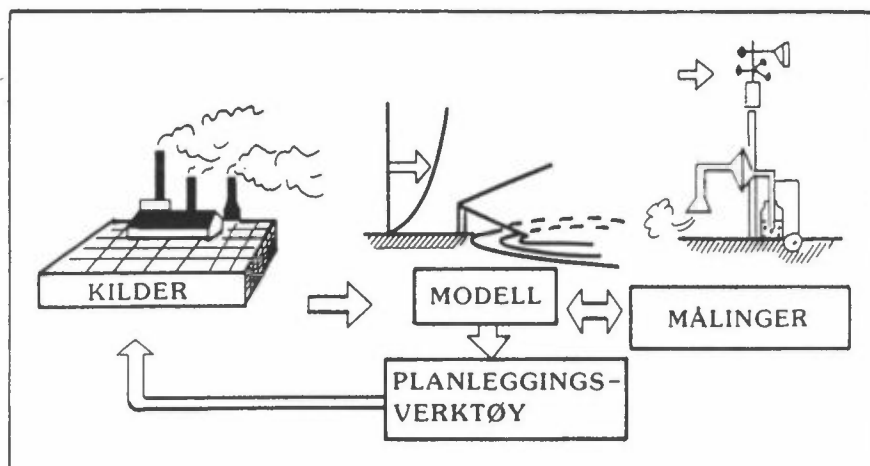


NILU TR : 5/90
REFERANSE : O-8923
DATO : MARS 1990

LUFTFORURENSNING

En serie foredrag fra NILU

B. Sivertsen, O.A. Braathen, S. Larssen
J. Schjoldager og O.F. Skogvold



NILU

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

FORORD

Denne rapporten er en sammenstilling av 6 foredrag utarbeidet ved NILU i 1989.

Foredragene gir en oversikt over luftforurensningene i Norge og inneholder følgende deler:

1. Luftforurensning, definisjoner - grenseverdier
2. Meteorologi og spredning
3. Beregninger og modeller
4. Luftforurensningers eksponering av mennesker, inne-/utemiljø
5. Veitrafikkforurensninger, problemoversikt
6. Luftkvaliteter i Norge, status og utvikling

LUFTFORURENSNING

DEFINISJONER - GRENSEVERDIER

J. Schjoldager og O.F. Skogvold
Norsk institutt for luftforskning
Postboks 64, 2001 Lillestrøm, Norge

1 DEFINISJONER

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.

En utvidet definisjon ville i tillegg til forekomst av masse (gasser, væskedråper og faste partikler) omfatte forekomst av energi, slik at støy, varme/kulde og stråling også kunne defineres som luftforurensning.

Luftforurensende stoffer kommer både fra naturlige kilder og fra kilder som skyldes menneskelig aktivitet (antropogene kilder).

Stoffer som slippes ut i atmosfæren, kalles gjerne primærkomponenter, mens stoffer som dannes i atmosfæren, kalles sekundærkomponenter.

2 KORT OVERSIKT OVER VIRKNINGER, STOFFER OG UTSLIPP

Følgende seks virkningstyper regnes som de viktigste:

1. Helse
2. Trivsel
3. Jord og terrestrisk liv
4. Vann og akvatisk liv
5. Materialer
6. Klima

Forurensningene kan deles inn i sju hovedgrupper:

1. Svovelforbindelser
2. Nitrogenforbindelser
3. Halogenforbindelser
4. Karbonforbindelser
5. Metaller
6. Partikler
7. Oksidanter

Noen få stoffer faller utenfor denne inndelingen, blant annet hydrogen-ioner (i sur nedbør) og radioaktive stoffer. Videre er det en viss overlapping mellom gruppene, f.eks. ved at partikler kan inneholde metaller og karbon-, nitrogen- eller svovelforbindelser. Det er likevel hensiktsmessig å skille ut partikler som en egen gruppe. Det kan også diskuteres om en organisk halogenforbindelse (f.eks. vinylklorid) skal klassifiseres som en halogen- eller karbonforbindelse.

I tabellen er det gitt en sammenfatning av de viktigste luftforurensningene fordelt på hovedgrupper og virkningstyper.

Sammenheng mellom stoffer og virkningstyper.

Virknings- type	Svovel- forb.	Nitrogen- forb.	Halogen- forb.	Karbon- forb.	Metaller	Partikler	Oksidanter
Helse	SO ₂ H ₂ S Sulfat	NO ₂	Fluorid HCl Org.F Org.Cl	CO PAH Benzen Aldehyder Sot	Pb Cd Hg As Cr	Svevestøv	O ₃ PAN
Trivsel	Org.S H ₂ S Sulfat	Org.N		Lukt- forb. Sot		Støvfall Svevestøv	
Jord og terrestrisk liv	SO ₂ Sulfat	NO ₂ Ammonium	Fluorid	Etylen	Ni Cu V Zn		O ₃ PAN
Vann og akvatisk liv	SO ₂ Sulfat	Nitrat Ammonium	Org.Cl		Pb Hg		
Materialer	SO ₂ H ₂ S Org.S	NO ₂	HCl				O ₃
Klima	Sulfat	NO ₂ N ₂ O Nitrat Ammonium	Org.F Org.Cl	CO ₂ Sot Metan		Svevestøv	O ₃

PAH Polysykliske aromatiske hydrokarboner
 Org.F Organiske fluorforbindelser
 Org.Cl Organiske klorforbindelser
 PAN Peroksyacetylnitrat
 Org.S Organiske svovelforbindelser
 Org.N Organiske nitrogenforbindelser

Luftforurensninger kommer fra tre hovedgrupper av utslippskilder:

Energiomvandling (forkortet Energi)

Industri

Transport

I Norge er det vanlig å ta med en fjerde:

Tilførsel fra andre land,

selv om denne er en kombinasjon av de tre første. I de følgende tre tabellene er det gitt en oversikt over stoffer fra de tre hovedgruppene.

Det er ofte vanskelig å skille mellom utslipp fra gruppene energi og industri. Dette er tilfellet fordi industrien ofte har stort energibehov og bruker store mengder fossile energibærere som olje og kull. Av og til brukes termen "prosessutslipp" for den delen av industriutslippene som ikke er direkte energitilknyttet.

Til utslippsgruppen Energi regner vi fem energibærere, kull, olje, gass, biomasse og avfall. Tabellen viser de viktigste stoffene som slippes ut. Både sammensetning og mengde kan variere atskillig for én og samme energibærer. Kull og olje fra ulike steder har ulikt innhold av f.eks. svovel og metaller. Gass blir oftest regnet som et rent brensel, men i visse tilfeller kan gassen inneholde svovel eller flyktige metaller som kvikksølv.

Utslippsgruppen Transport domineres i Norge av biltrafikk og innenriks skipstrafikk. Biltrafikken skaper utvilsomt størst miljøproblemer av de to, fordi utslippene skjer nær steder der mennesker bor og ferdes. Etter at blyinnholdet i bensin ble redusert og blyfri bensin innført, har utslippet av bly avtatt og vil fortsette å avta i de nærmeste åra.

Utslippsgruppen Industri omfatter en lang rekke ulike virksomheter og stoffer. Tabellen gir noen av de viktigste sett fra et norsk synspunkt.

Vi får tilførsel av forurensninger fra andre land både med luft og nedbør. Stoffene er generelt de samme som de vi sjøl slipper ut, men på grunn av transporttiden vil andelen av sekundære luftforurensninger være større enn det vi mottar fra våre egne utslipp.

Utslipp fra "Energi".

Energi- bærer	Svovel- forb.	Nitrogen- forb.	Halogen- forb.	Karbon- forb.	Metaller	Partikler
Kull	SO ₂	NO _x	HCl	PAH Sot	Hg As Cd Ni m.fl.	Svevestøv Støvfall
Olje	SO ₂	NO _x		PAH Sot	V Ni	Svevestøv
Gass		NO _x		Hydro- karboner	?	
Bio- masse		NO _x		PAH Sot CO Benzen Aldehyder		Svevestøv
Avfall		NO _x	HCl HF Org.Cl	PAH Sot	Cd Pb m.fl.	Svevestøv

Utslipp fra "Transport".

Produksjon	Svovel- forb.	Nitrogen- forb.	Halogen- forb.	Karbon- forb.	Metaller	Partikler
På land		NO _x	Klorid Bromid Org.Cl	PAH CO Benzen Sot Aldehyder	Pb	Svevestøv Støvfall
Til sjøs	SO ₂	NO _x		PAH Benzen CO Sot Aldehyder	Pb	Svevestøv
I lufta		NO _x		Sot		Svevestøv
Håndtering og lagring av drivstoffer				Løsnings- midler Benzen		

Utslipp fra "Industri".

Produksjon	Svovel- forb.	Nitrogen- forb.	Halogen- forb.	Karbon- forb.	Metaller	Partikler
Utvinning av olje og gass, oljeraffinering, petrokjemisk industri	SO ₂	NO _x	Org.Cl	Hydrokarboner Aldehyder Etylen		
Fiskeforedling	SO ₂	NO _x Org.N		Luktforb.		
Treforedling, treindustri, grafisk industri	SO ₂ Org.S H ₂ S	NO _x		Luktforb. Løsningsmidler		Svevestøv
Produksjon av kunstgjødsel	SO ₂	NH ₃ NO _x				Svevestøv
Produksjon og bruk av "kjemisk-tekniske" stoffer, maling, lakk, lim, plast, tjære, og gummiprod., løsnings- og vaskemidler	SO ₂	NO _x	Org.Cl	Løsningsmidler Luktforb. Aldehyder		
Produksjon av mineralske produkter, sement, lettbetong, glass	SO ₂	NO _x			As Pb m.fl.	Svevestøv Støvfall
Produksjon av jern, stål, ferrolegeringer, silisium- og kalsiumkarbid m.v.	SO ₂	NO _x				Svevestøv Støvfall
Produksjon av aluminium	SO ₂		Fluorid	PAH		Svevestøv
Produksjon av andre metaller, Ni, Zn, Mg, Ti, etc.			Cl ₂ HCl		Ni Zn m.fl.	Svevestøv

3 MENGDEMÅL

Utslipp av luftforurensinger angis helst som masse pr. tidsenhet, f.eks. g/s, kg/h eller t/a.

Konsentrasjon av gasser i lufta oppgis på vektbasis eller volumbasis.

Vektbasis : mg/m^3 eller $\mu\text{g/m}^3$

Volumbasis: ppm eller ppb

ppm = "parts per million" 1:10⁶

ppb = "parts per billion" 1:10⁹

Konsentrasjonsmål på vektbasis er avhengig av trykk og temperatur. Konsentrasjonsmål på volumbasis er uavhengig av trykk og temperatur. I praktisk miljøvernarbeid brukes mest vektbasis. I teoretiske arbeider brukes ofte volumbasis.

Omregning skjer ved formelen:

$$c = x \frac{p \cdot M}{R \cdot T} = x \frac{M \cdot p \cdot T_0}{V_0 \cdot p_0 \cdot T_0}$$

c - konsentrasjon på vektbasis ($\mu\text{g/m}^3$ eller mg/m^3)

x - konsentrasjon på volumbasis (ppb eller ppm)

M - gassens molvekt (g/mol)

p - trykk (atm)

p_0 - standardtrykk (1 atm)

T - temperatur (K)

T_0 - standardtemperatur (273 K)

R - gasskonstanten (0.082 l atm/mol K)

v_0 - molvolumet (22.4 l/mol)

Ved 20⁰ C og 1 atm.:

SO₂ : 1 ppb = 2.66 $\mu\text{g/m}^3$

NO₂ : 1 " = 1.91 "

O₃ : 1 " = 2.00 "

CO : 1 ppm = 1.16 mg/m^3

Konsentrasjon av partikler i lufta oppgis nesten alltid på vektbasis, dvs. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller mg/m^3 .

Konsentrasjon i nedbør oppgis på vektbasis, f.eks. $\mu\text{g}/\text{l}$ eller mg/l , eller molbasis, f.eks. $\mu\text{mol}/\text{l}$ eller $\mu\text{ekv}/\text{l}$.

Et viktig konsentrasjonsmål i nedbør er pH, som er lik den negative logaritmen til hydrogenionkonsentrasjonen målt i mol/l.

Avsetning av forurensning er gitt som masse pr. tids- og flateenhet, f.eks. $\text{mg}/\text{m}^2\text{a}$ eller $\text{g}/\text{m}^2\text{a}$. For støvfall brukes gjerne g/m^2 30d.

4 OPPHOLDSTID OG SKALA

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. Avsetningshastigheten er lavest, dvs. oppholdstida er lengst, for partikler med aerodynamisk diameter 0,1-1 μm . Disse partiklene kan spres over svært store områder, mer enn 1000 km fra utlippene.

Typiske middelveier 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 a
"Freon"	ca. 10 a

Den horisontale skalaen for luftforurensningsproblemer er delvis knyttet til stoffenes oppholdstid. Følgende skalaer brukes:

Skala	Størrelsesorden
Gate-	10 m
Kvartal-	100 m
Bydel-	1000 m (1 km)
By- (Lokal)	10 km
Regional	100 km
Kontinental	1000 km
Global	10.000 km

Når oppholdstida er kort (timer-dager), vil bare problemer på liten skala kunne oppstå (regional og mindre). Er oppholdstida lang (uker-år), skjer transporten over flere tusen km, og stoffene kan representere en global forurensning.

5 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).

Termen "grenseverdier for luftkvalitet" kan brukes både om luftkvalitetsmål og luftkvalitetsnormer. Det bør da framgå av sammenhengen om den gjelder normer eller mål for luftkvalitet.

Normer for luftkvalitet bør være entydige. Da må følgende være bestemt:

Luftkvalitetsverdi
Midlingstid
Prosentil-verdi
Periodelengde
Målemetode (eventuelt beregningsmetode)

Et eksempel på en entydig formulering er følgende: "Grenseverdien for svoveldioksid på døgnbasis er $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som en 99-prosentil over en vilkårlig 6 måneders-periode. Konsentrasjoner skal bestemmes ved målemetode X eller beregningsmetode Y".

Nedenfor har en gjengitt sammendraget i SFT-rapport nr. 38: "Luftforurensninger. Virkninger på helse og miljø".

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 svoveldioksid (SO_2), svevestøv, nitrogen-dioksid (NO_2), karbonmonoksid (CO), fotokjemiske oksidanter, 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 oksidanter 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 forurensete 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.
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 ozoninn- holdet	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 grenseverdier forutsetter at den foruren-
sede luften inneholder begge komponenter.
- b) Grenseverdi for totalfluorid.
- c) Grenseverdi for gassformig fluorid.
- d) Utgangspunkt for luftkvalitetsgrenseverdien er at høy og beitegras
bare unntaksvis bør inneholde mer enn 30 mg fluor pr. kg tørrstoff.
Dette er anslått til å svare til en₃ konsentrasjon av totalfluorid
av størrelsesorden 0,2-0,4 µg F pr. m³ luft.

Fra St.meld. nr. 51 (1984-85) "Om tiltak mot vann- og luftforurensning
og om kommunalt avfall" har en tatt med følgende om virkninger
av og årsaker til luftforurensning (side 26-27):

- Svoveldioksid (SO₂) stammer først og fremst fra forbrenning av olje og kull, men også fra enkelte typer industri som trefored-
ling, raffinerier og smelteverk. SO₂ virker irriterende på slim-
hinner og øker risikoen for luftveissykdommer. I høye konsentra-
sjoner kan SO₂ medføre økt sykkelighet og dødelighet for eldre og
personer med kroniske luftveislidelser. Virkningen av SO₂ for-
sterkes av høye konsentrasjoner av svevestøv og sot.

- Svevestøv og sot stammer først og fremst fra forbrenningsprosesser, men i enkelte områder kan industriprosesser også gi betydelige bidrag. Særlig de minste partiklene anses å kunne gi helsevirkninger, ettersom de kan trekkes helt ned i lungene, og ofte fungerer som bærere av stoffer som virker kreftfremkallende eller kan gi arvelige skader.
- Nitrogenoksider (NO_x) kommer først og fremst fra forbrenningsprosesser, og vegtrafikk er i Norge den dominerende kilde. Produksjon av salpetersyre og kunstgjødsel medfører lokalt betydelige utslipp. Nitrogendioksid (NO₂) gir økt luftveismotstand og økt fare for luftveisinfeksjoner.
- Karbonmonoksid (kullos, CO) kommer først og fremst fra bensinbiler. Ved høye konsentrasjoner reduseres blodets evne til å ta opp oksygen. Dette medfører redusert oppmerksomhet og konsentrasjonsevne og nedsatt arbeidsevne og utholdenhet. Hjertekrampepasienter kan få økt risiko for anfall.
- Bly kan påvirke menneskers helse gjennom direkte innånding eller ved inntak av drikkevann og mat. Blyet kommer i all hovedsak fra bruk av blyholdig bensin. Bly akkumuleres i kroppen og ved lengre tids eksponering kan virkninger som endret atferd, nedsatt intelligens og fruktbarhet, anemi og økt risiko for spontan abort opptre.
- Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) slippes ut i atmosfæren fra biltrafikk, aluminiumverk, koksverk, samt anlegg for forbrenning av fossilt brensel, ved og avfall. Flere av tjærestoffene kan være kreftfremkallende.
- Fotokjemiske oksidanter dannes ved atmosfæriske-kjemiske reaksjoner under påvirkning av sollys. De viktigste utgangsstoffene er hydrokarboner og nitrogenoksider og hovedproduktet er ozon (O₃). Høye ozonkonsentrasjoner kan medføre økt luftveismotstand og infeksjonsrisiko. Andre oksidanter virker irriterende på øyets slimhinner med svie og tåreflod som resultat.

- Lukt forekommer bl.a omkring anlegg for sildoljeproduksjon, treforedling, raffinerier og produksjon av plastprodukter, næringsmidler og løsningsutslipp. Lukt kan også forekomme nær avfallsplasser, kloakkrenseanlegg og trafikkerte veger. De luktende stoffene er oftest organiske forbindelser som inneholder svovel, nitrogen eller klor.
- Estetiske og trivselsmessige ulemper som følge av støvnedfall, synlig røyk og dis forekommer i en del industriområder og byområder. Det er særlig smelteverksindustrien, den kjemiske industrien og sementproduksjon som medfører slike ulemper. I byområder bidrar imidlertid vegtrafikk og boligoppvarming, spesielt vedfyring, også til nedsmussing og nedsatt sikt.

På grunnlag av grenseverdier kan tettsteder og områder deles inn i ulike forurensningsklasser. Et eksempel på slik inndeling er vist i tabellen, der noen vanlige forurensninger er delt inn i tre klasser, "lite", "middels" og "mye" luftforurensning.

En rekke ulike land og internasjonale organisasjoner har satt grenseverdier for luftkvalitet. Grenseverdiene omfatter oftest de samme stoffene som i Norge. Verdiene kan avvike en del og avhenger bl.a. om grenseverdiene er veiledende (som i Norge) eller om de er juridisk bindende (som i USA).

Grenseverdiene i et land må alltid ses i sammenheng med landets vilje og evne til å føre en realistisk miljøvernpolitikk.

Det hjelper lite med lave grenseverdier hvis de ikke blir overholdt.

Klassifisering av luftforurensning.

Stoff	Virknings- typer	Midlings- tid	Lite	Middels	Mye	Merknader
Svovel- dioksid, SO ₂ (µg/m ³)	Helse	24 h	100	150		
		6 mnd	40	60		
Sot ³ (µg/m ³)	Helse	24 h	100	150		
		6 mnd	40	60		
Bly, Pb (µg/m ³)	Helse	24 h	1.5	3		
		1 mnd	1	2		
Nitrogen- dioksid, NO ₂ (µg/m ³)	Helse	1 h	200	350		
		24 h	100	150		
Karbon- monoksid, CO (mg/m ³)	Helse	1 h	20	35		
		8 h	8	15		
Fluorider, F ³ (µg/m ³)	Vegetasjon	24 h	0.8	1.5		Gassformig fluorid
	(og dyr)	1 mnd	0.2	0.4		Totalt fluorid
		6 mnd	0.2	0.4		Gassformig fluorid
Støvfall (g/m ³)	Trivsel	1 mnd	5	10		
Ozon, O ₃ ³ (µg/m ³)	Helse og vegetasjon	1 h	120	200		

Verdens helseorganisasjon (WHO) har nylig utgitt publikasjonen "Air Quality Guidelines for Europe" (WHO, 1987). Fra denne rapporten har vi tatt ut grenseverdier for stoffer som er målt i Grenland, se tabellen under.

GRENSEVERDIER FRA VERDENS HELSEORGANISASJON 1987

Stoff	Enhet	Virkning på	Midlingstid								
			10 min	30 min	1 h	4 h	8 h	24 h	Vekst- sesong	1 år	
Formaldehyd	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Helse		100							
Bly	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Helse									0,5-1
Nitrogendioksid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Helse			400				150		
Nitrogendioksid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Vegetasjon				95					30
Ozon	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Helse			150-200		100-120				
Ozon	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Vegetasjon			200			65	60		
Svoveldioksid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Helse	500		350						
Svoveldioksid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Vegetasjon						100			30
Svoveldioksid ^{a)}	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Kombinert eksponering for SO_2 og svevestøv						125			50
Sot ^{a)}	$\mu\text{g}/\text{m}^3$							125			50
Totalt svevestøv	$\mu\text{g}/\text{m}^3$							120			
Inhalerbare partikler	$\mu\text{g}/\text{m}^3$							70			

a) Grenseverdier for sot og svevestøv kan ikke sammenlignes, fordi både helseindikatorer og målemetoder er forskjellige. Forholdet mellom sot og svevestøv kan variere både i tid og rom.

Tabellen viser at det stort sett er god overenstemmelse mellom WHOs grenseverdier og norske forslag til grenseverdier. WHO har for SO_2 også gitt grenseverdier for kortvarig eksponering (10 minutter og 1 time). WHO har også gitt grenseverdi for inhalerbare svevestøvpartikler, egentlig hos WHO definert som partikler som følger med luftstrømmen ned i brystkassa. I praksis er dette partikler under $10 \mu\text{m}$ i diameter, dvs. det vi målte i Grenland.

METEOROLOGI OG SPREDNING

Bjarne Sivertsen

Norsk institutt for luftforskning
Postboks 64, 2001 Lillestrøm, Norge

1 INNLEDNING

Atmosfæren representerer et tynt lag av gasser (sammenlignet med skallet på et eple) som omgir vår klode. Atmosfæren igjen er en del av et økologisk system som gjennom et balansert budsjett holder liv i planter, dyr og mennesker. De viktigste kretsløpene i biosfæren er representert ved utveksling (produksjon, forbruk og nedbryting) av vann, oksygen, karbondioksid og nitrogen. De forskjellige kjemiske komponentene er alle i (dynamisk) likevekt i økosystemet, og en tilsynelatende ubetydelig ubalanse kan få katastrofale følger. For eksempel kan mikroforurensninger og sporelementer (tungmetaller) med liten nedbrytningsevne (lang kjemisk og biologisk halveringstid) til tross for at de forekommer i små konsentrasjoner i atmosfæren, oppkonsentreres i næringskjeden.

Det er heller ikke lett å forutsi virkningen av at man f.eks. får en økning av konsentrasjonen av ett element i biosfæren introdusert gjennom utslipp fra menneskelig aktivitet i atmosfæren. Celler, organismer og økosystem har til dels den felles egenskap at de er selvregulerende åpne systemer. De mottar energi og næringsstoffer utenfra, produserer organiske stoffer for eget bruk og kvitter seg med avfall, som enten lagres eller forsvinner helt ut av systemet. Eksempelvis kan lave doser av SO_2 ha fordelaktige innvirkninger på planter fordi svovel er et av de nødvendige næringsstoffene for plantene. Hvis svoveldioksidopptaket øker vil imidlertid dette føre til endringer i systemet, først reversible, senere irreversible og til slutt vil et stort opptak føre til at systemet bryter sammen.

Luft er en av menneskets viktigste ressurser. En ressurs som vi ødelegger med alarmerende hastighet. Vi påvirker atmosfærens kjemiske

sammensetning, og derigjennom også vårt klima. Vi endrer den fordi vi bruker den som søppelkasse for gassformige avfallsprodukter, ironisk nok fordi vi forsøker å forbedre vår levestandard.

Når forblir så disse avgassene det vi kaller luftforurensning? Pr. definisjon skjer dette når ett eller flere stoffer som partikler, væskedråper, gasser, lukt, røyk eller vanndamp forekommer i uteatmosfæren i en slik mengde, sammensetning eller varighet at de er eller kan være til skade for mennesker, planter, dyreliv eller eiendom, eller at de er til ulempe for menneskenes trivsel eller eiendom.

2 LUFTFORURENSNING SOM PROBLEM

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 én kilde til en annen. Kjemisk sammensetning, tidsforløp og kildetype er 3 av mange variable. Kildetyperne kan deles inn i 3 hovedtyper:

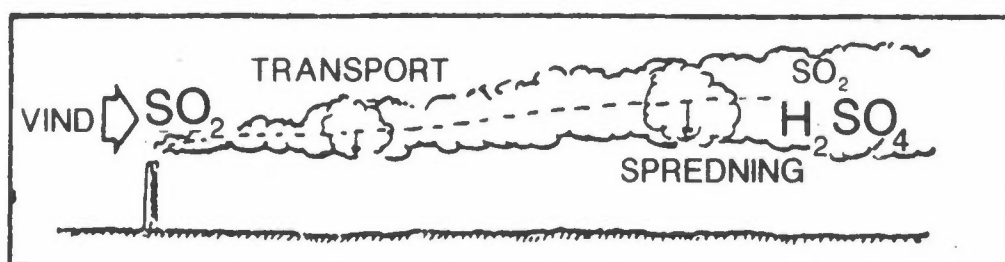
- arealkilder; mange småkilder spredt over et stort område (eks.: som resultat av husoppvarming)
- høye enkeltstående skorsteiner (som industripiper, søppelforbrenningsanlegg, store varmekraftverk etc.)
- mobile kilder (motorisert trafikk)

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. Vi skal derfor i det følgende se nærmere på hvilke faktorer som påvirker utspreidningen av forurensninger.

3 ATMOSFÆRENS EVNE TIL Å SPRE LUFTFORURENSNINGER

Værforholdene spiller en avgjørende rolle for spredningen av forurensninger som slippes ut. Den vei forurensningen tar er bestemt av vindens retning. Fortynningen avhenger av vindens styrke og luftmassens blanding underveis. Disse faktorer influeres igjen av topografien som kanalisierer vinden, og som skaper bedre eller dårligere blanding alt etter strålingsforhold og de ytre vindforhold.

3.1 TRANSPORT



Transport av forurensning fra en kilde skjer langs banen (trajektorien) til det luftvolum forurensningen slippes ut i. Trajektoriene er bestemt av vindens retning og styrke i hvert punkt (vindfeltet).

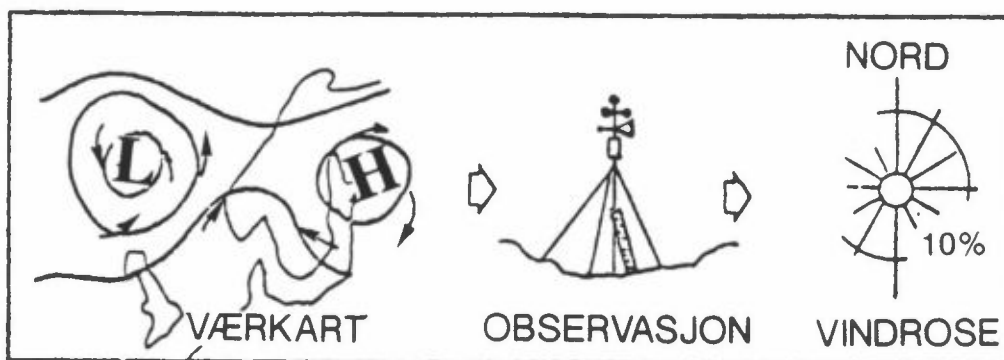
Spredningen (eller diffusjonen) av forurensninger er avhengig av luftens turbulente tilstand, som er gitt ved den kontinuerlige 3-dimensjonale variasjon i vindens retning og styrke.

Under transport og spredning utsettes forurensningene for kjemiske og fysiske forandringer, som kan resultere i at virkningene endres sterkt med avstanden fra utslippsstedet.

3.2 VIND

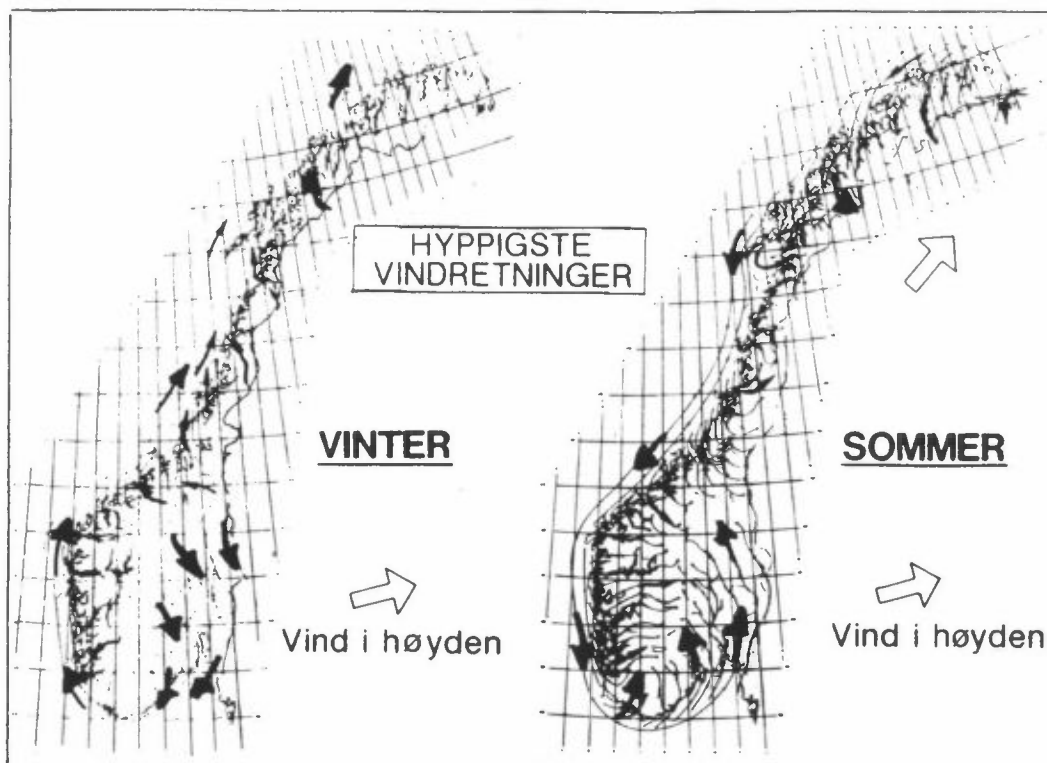
Vindretningen på stor skala er vesentlig bestemt av trykkvariasjoner slik de for eksempel avtegner seg på et synopisk værkart. Transporten av forurensninger langs trajektorer på denne skalaen er vesentlig 2-dimensjonal, idet den består i en horisontal forflytning av forurensningene over store avstander (opp til 1000-2000 km).

På mindre skala (meso-skala) er det trykkdrevne vindfeltet pålagret vind drevet av døgnlige variasjoner i oppvarming av sjø og land. Videre vil topografiske forhold påvirke vinden på denne skalaen, ved kanalisering i daler, avbøying over terreng med stor ruhet, etc.



Målinger av vindretning i et punkt presenteres vanligvis som en vindfrekvensfordeling over alle retninger (vindrose). Når målinger er gjort gjennom en årrekke representerer en slik vindrose sannsynligheten for at det skal blåse i en gitt retning. Den framherskende vindretningen og frekvensen av denne har stor betydning for å vurdere virkningen av forurensninger over.

De lokale vindene avviker fra de storstilte vindforhold vesentlig på grunn av kanalisering, strålingsbalanse og overflatefriksjon. Disse effektene påvirker også årstidsvariasjon av vind på større skala. Om sommeren vil landet i middel være varmere enn havet og dagen (med sjøbris og dalvind) varer lengre enn natten. Dette resulterer i et middelvindbilde over Norge som vist i følgende figur.

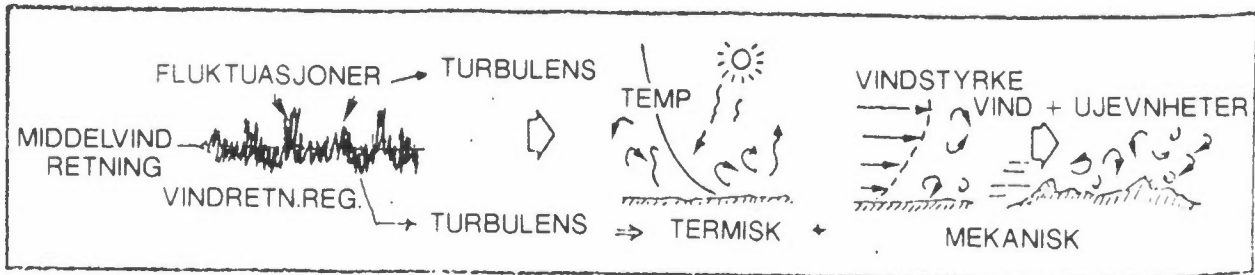


De hyppigste vindretningene i Norge for januar og juli.

Som en skjønner vil forurensning som slippes løs ute ved kysten om sommeren generelt transporteres innover land og oppover dalene. I vinterhalvåret har en den omvendte effekt. Dette er viktig å merke seg for utslipp som er sesongbetonte.

3.3 TURBULENS

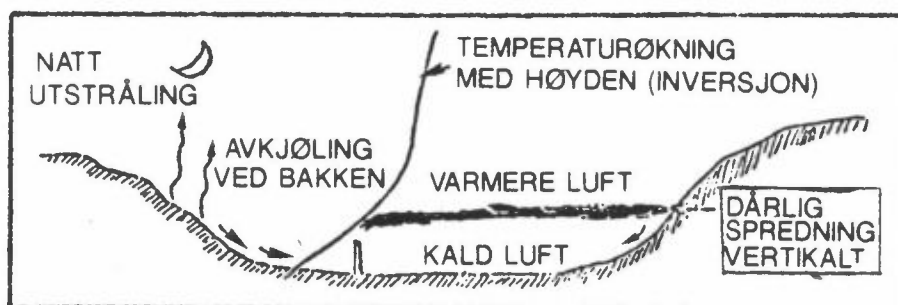
En luftstrøm beskrives vanligvis som summen av en midlere bevegelse og en turbulent bevegelse. Den turbulente spredningen skyldes strømningsvirvler som har mindre dimensjon enn størrelsen av røykskyen. De turbulente bevegelsene sprer skyen i høyden og til siden slik at gassskyens utstrekning blir større og konsentrasjonene mindre når avstanden fra utslippet øker.



Atmosfærens turbulente tilstand er avhengig av følgende faktorer:

- Den vertikale temperaturstrukturen i atmosfæren
- Økningen av vindstyrken med høyden
- Den mekaniske effekt av gjenstander som står i luftstrømmen

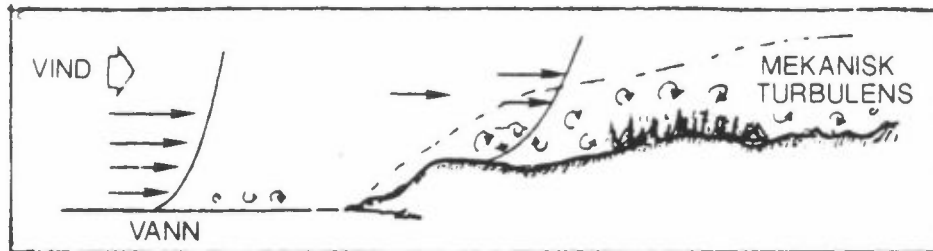
Hvis luften nær bakken varmes opp til den er varmere enn luften over, oppstår det en vertikal varmestrøm, og dess større oppvarmingen er, dess kraftigere blir vertikaltransporten eller blandingen. Når temperaturen avtar sterkt med høyden sier en at atmosfæren er instabil.



Kald luft under varmere luft, gir en stabil temperatursjiktning. Den turbulens som dannes under slike forhold er rent mekanisk betinget av vindstyrken, vindstyrkens variasjon med høyden og underlagets ruhet.

Svært stabil luft kan oppstå som resultat av utstråling av varme fra bakken om natten. I vær-situasjoner med et svakt vindfelt i høyden og klarvær, vil det i en dal kunne dannes "kaldluftsjøer" hvor temperaturen øker sterkt med høyden (temperaturinversjon). Spesielt i vinterhalvåret vil slike områder representere luftstagnasjon, og gi ugunstige spredningsforhold for de forurensninger som slippes ut i "kaldluftsjøen".

For høye skorsteiner med stort varmeoverskudd (varmekraftverk) er det ofte ikke inversjonssituasjonene som er de mest kritiske med hensyn til høye bakkekonsentrasjoner.



Når luften strømmer over en ujevn bakke, vil den løftes, senkes og strømme rundt ujevnhetene, avhengig av dimensjonen og formen på disse. På denne måte vil det genereres mekanisk turbulens, som øker med økende vindstyrke.

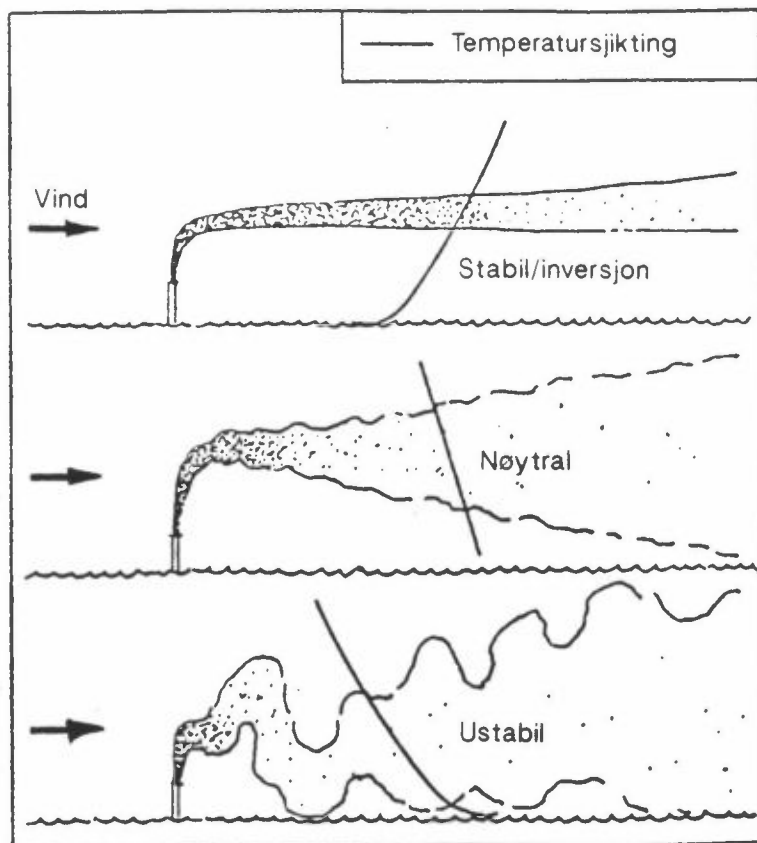
Velutviklet mekanisk induisert turbulens resulterer oftest i nøytral temperatursjiktning. I en nøytral, umettet atmosfære avtar temperaturen med ca 1°C pr. 100 m. Forurensningene spres vanligvis godt under slike forhold.

3.4 STABILITET

På figuren nedenfor har en tatt for seg røykens utseende under forskjellige stabilitetsforhold.

Under stabile forhold er spredningen dårlig. Vindfluktasjonene undertrykkes av den termiske stabilitet og røyk-kjeglens åpningsvinkel er liten. I inversjonsforhold dannes det ofte et røykteppe, og utslipp som skjer ved bakken blir liggende lavt over terrenget. Dette kan føre til høye bakkekonsentrasjoner.

I klare mørke netter har vi ingen innstråling fra solen, og vi får en ensidig utstråling av varme fra bakken. Overflatetemperaturen synker og luften i kontakt med bakken vil bli avkjølt. På denne måten bygges det opp en bakkeinversjon som om sommeren kan nå opp i 20-50 m, om vinteren noen 100 meter.



Nøytral temperatursjiktning opptrer helst i overskyet vær med vind. Spredningen er alltid relativt god.

Under ustabile forhold finner en den beste spredningen av røyken. Ustabil sjiktning opptrer når bakken oppvarmes på grunn av solstråling om dagen. Den kan også bli dannet når relativt kjølig luft fra innlandet transporteres over en varmere sjøflate, eller når kald havluft transporteres innover oppvarmet land.

Utslipp fra høye skorsteiner forårsaker ofte de høyeste bakkekonsentrasjoner i ustabil (konvektive) forhold. Da kan røykfanen i korte perioder slå ned i bakken. For utslipp ved bakken er konsentrasjonene lavest i ustabile forhold.

4 TOPOGRAFIENS INNVIRKNING PÅ SPREDNINGSFORHOLDENE

Betingelsen om flatt homogent terreng er sjelden oppfylt. Spredningsområdet er som regel både kupert og inhomogent. Utslipppet ligger ofte i bunnen av en dal, i et område med bebyggelse av samme dimensjon som utslippshøyden eller i grenseområdet mellom sjø og land. Alle disse forhold virker modifierende på røykspredningen, og virkningen av disse effekter må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Vi skal i det følgende se kort på noen av de effektene det her er snakk om.

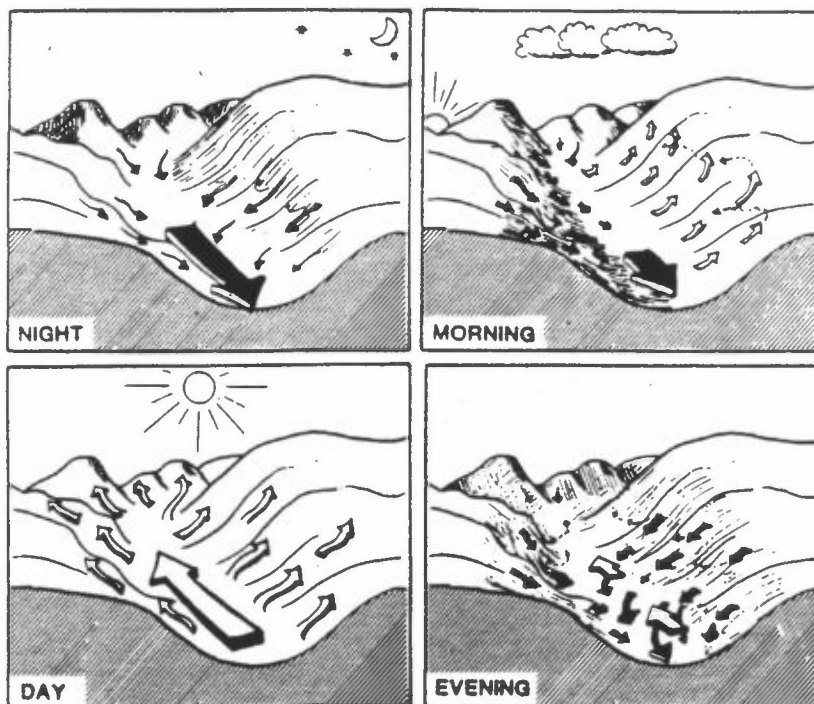
Det lokale strømningsbilde vil ofte være svært forskjellig fra det regionale. Generelt vil fordelingen av daler og åser virke førende på vinden. En snakker om at vinden kanaliseres. I en trang dal kan disse føringseffektene resultere i at vinden nesten alltid blåser enten opp eller ned dalen.

4.1 FJELL/DAL-VIND

Om natten når bakken avkjøles på grunn av utstråling til atmosfæren vil den kalde, tunge luften som dannes nærmest bakken komme i sig, renne nedover skråninger, samles opp i dalbunnen og flyte utover dalen som en elv. Dette fenomen kalles fjellvind og den når i dalfører i Norge opp i en vindstyrke på 2-4 m/s.

Den omvendte effekt av fjellvinden finner en om dagen under sterk innstråling. Soloppvarmingen og instabiliseringen i bakkesjiktet vil få luften til å bevege seg oppover der terrenget heller. Resultatet er en vind opp dalene om dagen, den såkalte dalvind.

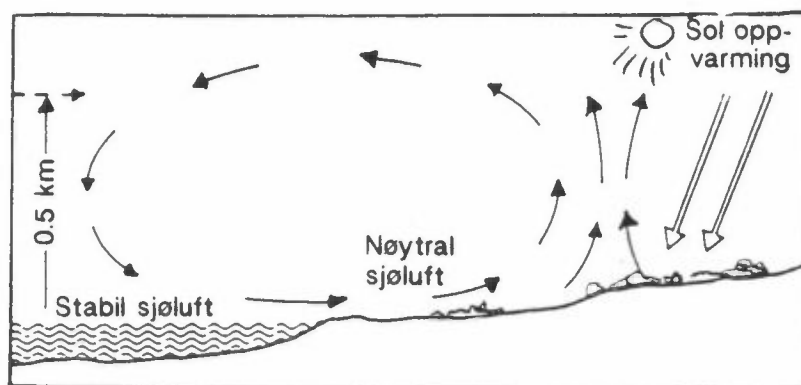
Kombinerte effekter av de foran nevnte kan oppstå hvis den ene dal-siden varmes opp av solen, mens den andre ligger i skyggen. Det kan da dannes lukkede sirkulasjonsceller på tvers av dalen. Slike fenomener forandrer imidlertid raskt karakter alt etter solens stilling i forhold til dalaksen.



Typisk døgnlig variasjon i fjell/dal-vindsystem.

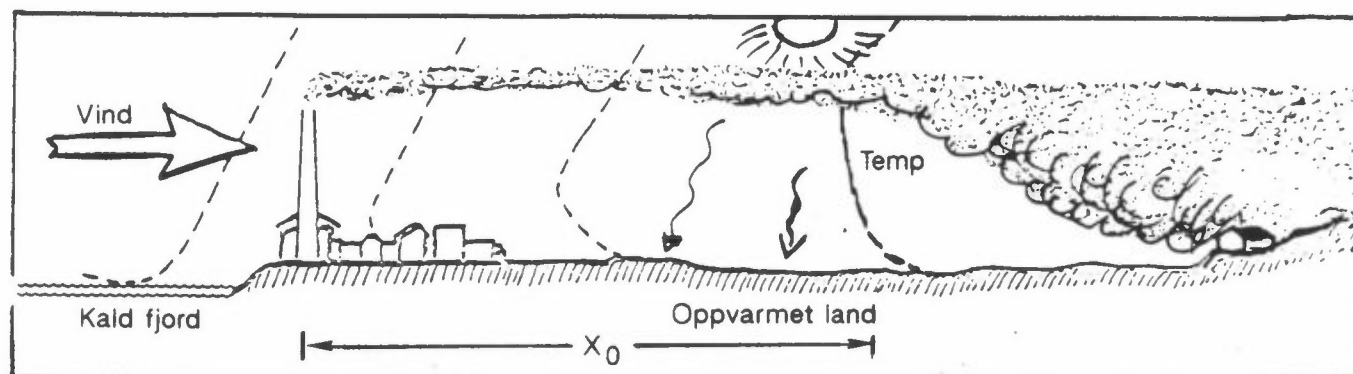
4.2 LAND/SJØ-BRIS

Et annet eksempel på lokale vinder som avviker fra de storstilte vindsystemene er land/sjø-brisen. Den oppstår fordi oppvarmingen og avkjølingen ved kysten skjer raskere over land enn over sjø. Dette resulterer om dagen i en strøm fra sjøen innover land (sjøbris) som vist i figuren. Om natten får vi en motsatt kaldluftstrøm fra land og utover sjøen, landbrisen. Sjøbrisen om dagen når opp i en høyde av 5-600 m, mens dybden på landbrisen er av størrelsesorden 100 m.



Sjøbris en solrik sommerdag.

Ved å se nærmere på stabilitetsforholdene i situasjoner med sjøbris innser en lett at disse situasjoner kan være kritiske for vurdering av forurensningen fra en høy kilde som ligger ved kysten. Spesielt på forsommeren transporterer den stabile sjøbrisen røyken langt av sted uten særlig vertikal spredning. Den stabile luften instabiliseres nedenfra pga. soloppvarming ettersom den transporteres innover land. I en viss avstand fra utslippet når det instabile sjiktet opp til røykens høyde og forårsaker røyknedslag (fumigation).

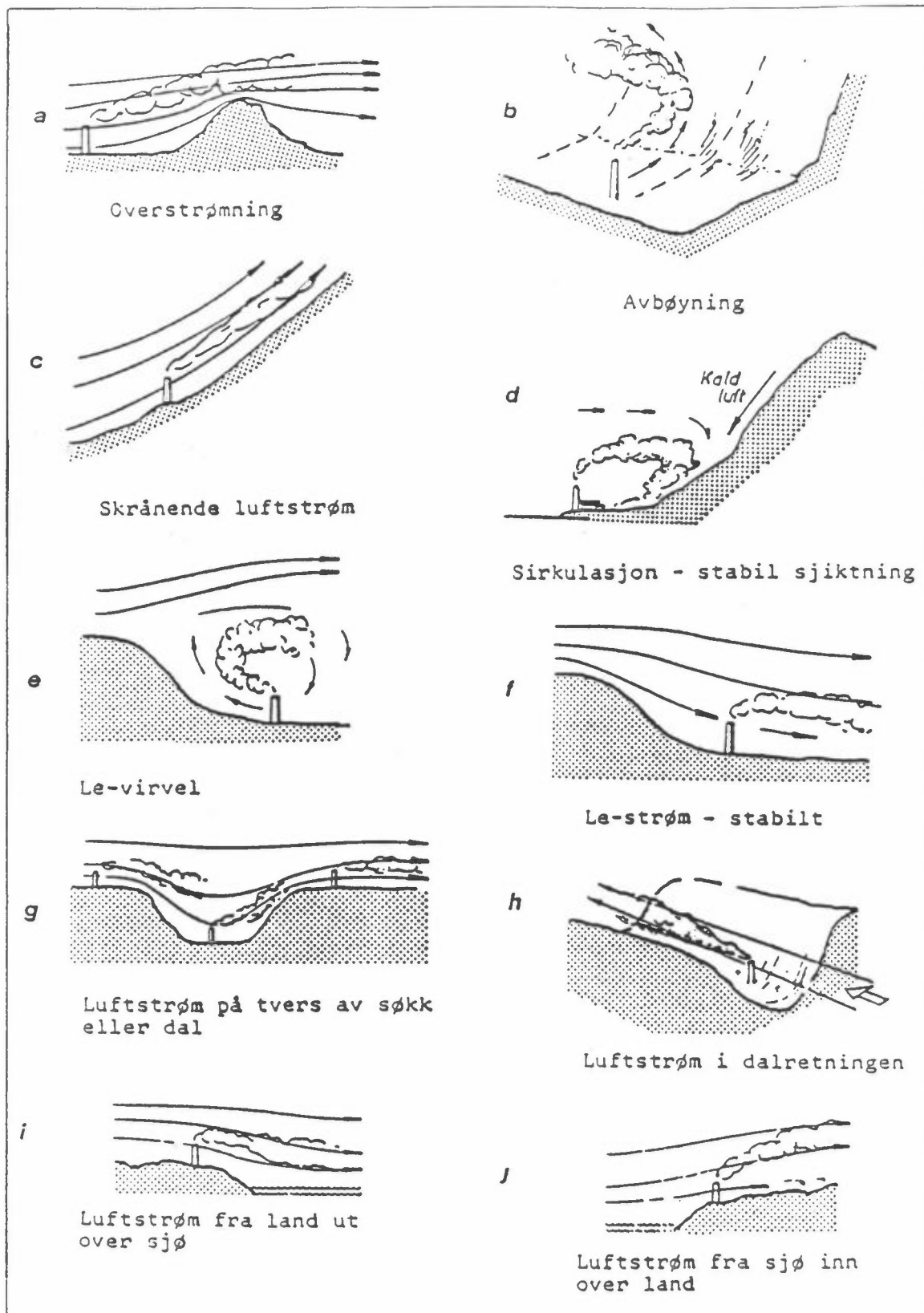


Røyknedslag pga. instabilisering av stabil sjøbris ved transport over oppvarmet land.

Som regel oppstår det kombinasjoner av fjell/dal-vind og land/sjøbris, særlig i de norske dal-fjord-systemene.

4.3 ANDRE TOPOGRAFISKE EFFEKTER

Før vi forlater vindens, værforholdenes og topografiens innvirkning på spredning av forurensning skal en være oppmerksom på at det finnes et utall av kompliserende faktorer i ulendt terreng. En kan her nevne røyknedslag bak en ås, røyknedslag bak bygninger, variasjon i spredning ved transport over underlag med forskjellig ruhet, spredning i byområder, utvasking av forurensning i nedbør og røykteppe-dannelse mot åssider.



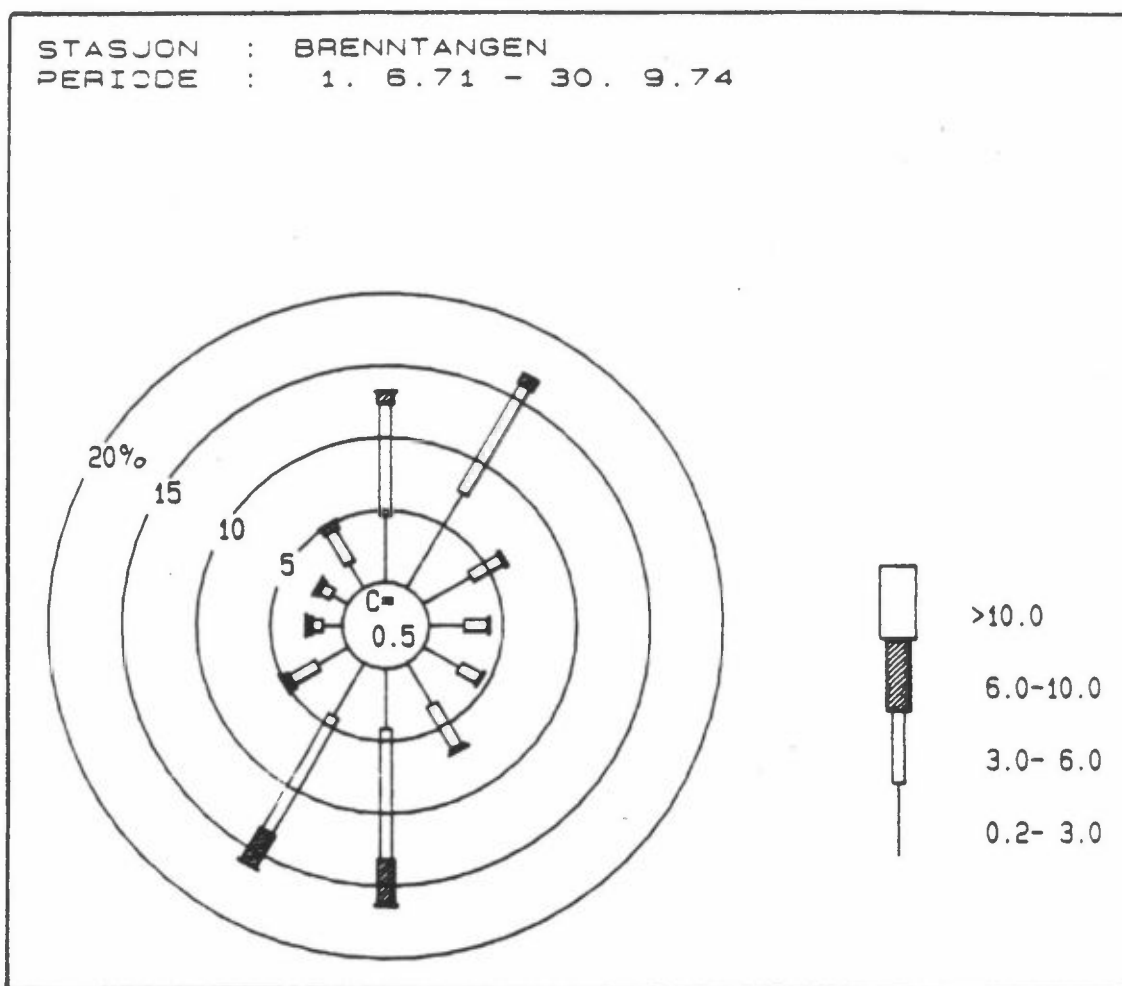
Terrengeffekter.

5 ENKEL PRESENTASJON AV DATA

5.1 VINDDATA

Vindmålingene presenteres i form av frekvensfordelinger, som gir uttrykk for hvor ofte vinden blåser fra forskjellige retninger og hvor sterkt det blåser.

Den enkleste formen er en vindrose som viser hvor ofte det (i %) blåser fra forskjellige vindsektorer. Vindretningene deles vanligvis inn i 12 tredve-grader-sektorer.

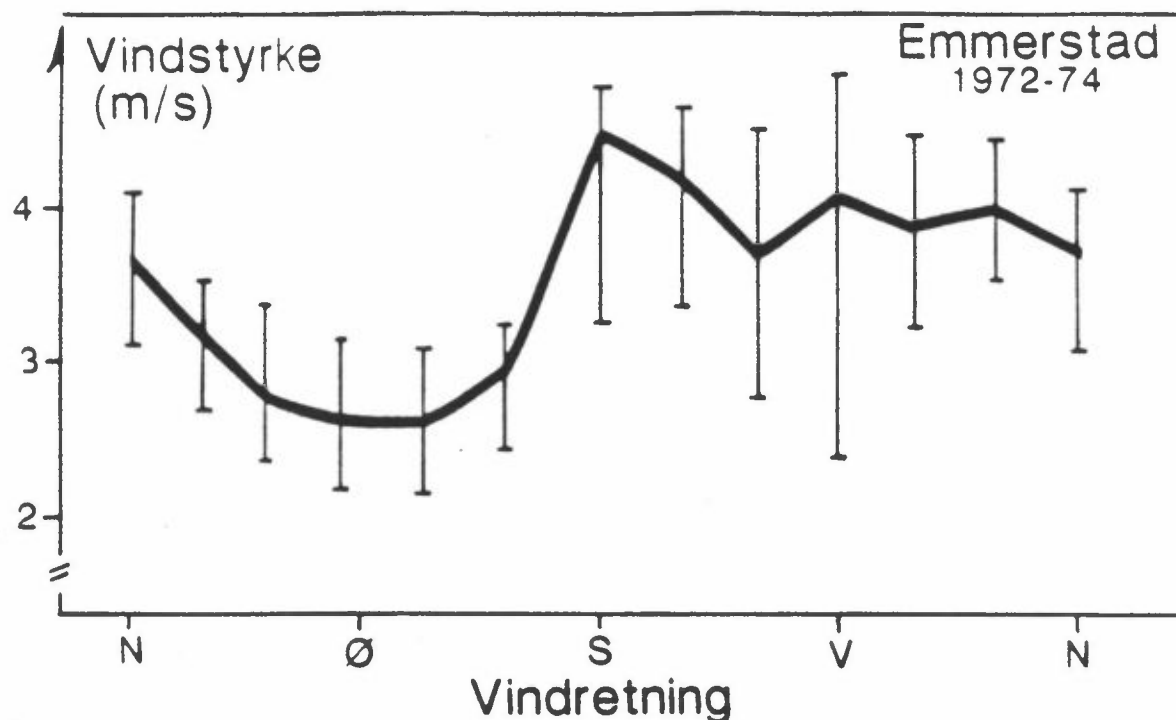


Vindfrekvensfordeling for Emmerstad (Brenntangen)
midlet over perioden 1.6.71-30.9.74.

Figuren viser at det ved Brenntangen (ved Oslofjorden) i perioden 1.6.1971 til 30.9.1974 oftest blåste fra nord-nordøst (17% av tiden),

sør og sør-sørvest (ca. 16% av tiden i hver 30°-sektor). Det var vindstille ($<0,2$ m/s), gitt ved C i 0,5% av tiden. Målingene ble foretatt i en mast 25 m over bakken. De sterkeste vindene forekom ved vind fra sør og sør-sørvest.

Midlere vindstyrke kan også vises som funksjon av vindretning som gitt nedenfor.



Midlere vindstyrke som funksjon av vindretningen ved Emmerstad (1972-74) (vertikalstolpene antyder variasjonen gjennom 8 årstider).

Figuren viser at middelvindstyrken midlet over perioden 1972-74 målt 25 m over bakken ved Emmerstad var høyest ved vinder fra omkring sør og sørvest (inn fra fjorden). De svakeste vindene ble målt ved vind fra omkring øst. Middelvindstyrken for hele perioden var 3,6 m/s.

5.2 STABILITET OG TURBULENS

Stabilitetsforholdene i atmosfæren påvirker vertikalspredningen. Stabiliteten kan uttrykkes ved temperaturforskjellen målt mellom to høydenivåer over bakken. Ved NILU-masten kan dette være eksempelvis 10-2 m, 25-10 m eller 36-10 m.

Stabiliteten inndeles vanligvis i 4 klasser basert på følgende kriterier (målt mellom 25 og 10 m):

Ustabil : $dT < -0,5$ svært god spredning
 Nøytralt : $-0,5 \leq dT < 0,0$ god spredning
 Lett stabilt: $0,0 \leq dT < 0,5$ begrenset vertikal spredning
 Stabilt : $dT \geq 0,5$ liten vertikal spredning.

Et eksempel på fordelingen av de 4 stabilitetsklassene over året ved Brenntangen er vist nedenfor.

Frekvensen i % av ustabil, nøytral og stabil sjiktning ved bakken, målt ved Brenntangen.

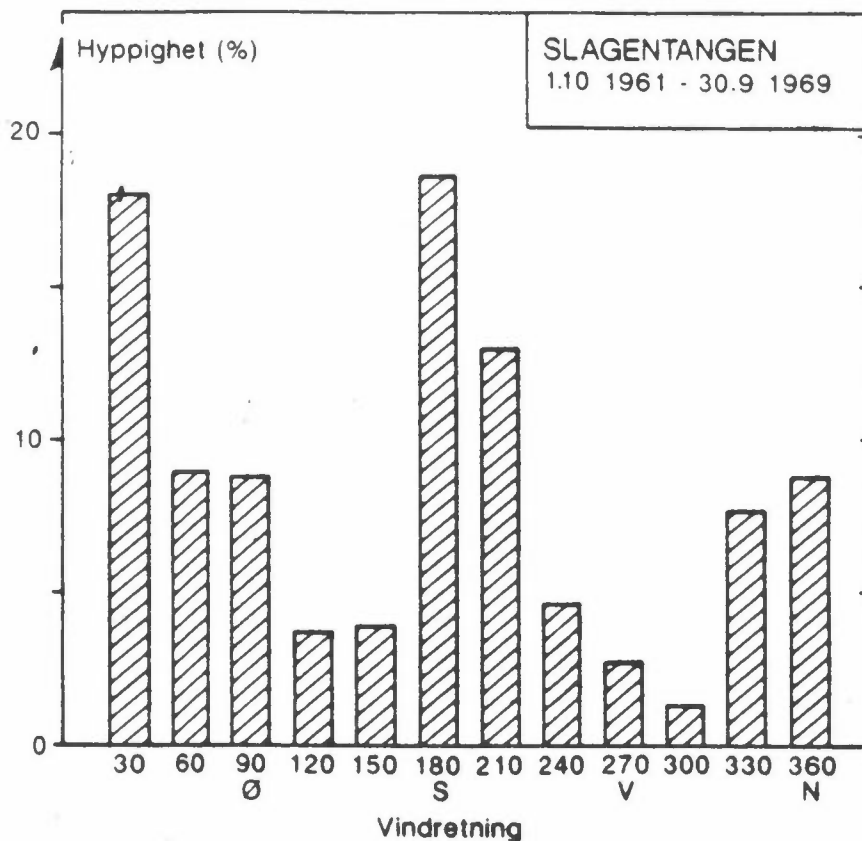
	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Året
Ustabil	18	42	11	0	18
Nøytral	46	49	50	8	38
Lett stabil	29	8	32	77	36
Stabil	7	1	7	15	8

Om sommeren er det oftest ustabil og nøytral sjiktning, mens det om vinteren oftest er lett stabil og stabil sjiktning. Avgassene fra en høy skorstein kan slå ned til bakken ved ustabil sjiktning, mens de i stabil sjiktning kan transporteres langt av sted før de når bakken. Sterke bakkeinversjoner (stabil sjiktning) vil i flatt terreng gi liten belastning på bakken for utslipp fra en høy skorstein, mens utslipp nær bakken blir liggende der og kan føre til svært store bakkekonsentrasjoner.

5.3 NEDBØR

For å beregne våtavsetningen trenges det informasjon om nedbørmengder, nedbørintensitet og nedbør som funksjon av vindretningen. Slike målinger finnes fra noen få områder i Norge.

Det er foretatt en enkel bearbeiding av nedbørdata fra Slagentangen for perioden 1961-69.



Sannsynligheten for nedbør som funksjon av vindretningen ved Slagentangen (1961-69).

Disse dataene viser at det er størst sannsynlighet for nedbør når det blåser fra sør eller sør-sørvest. Disse nedbørretningene er særlig dominerende i sommerhalvåret. Om vinteren er det oftest nedbør ved lokal vind fra nord-nordøst.

5.4 VIND/STABILITETS-MATRISE

Vind og stabilitetsforholdene kan samles i én frekvensmatrise, der de meteorologiske forholdene er klassifisert og fordelt på

- 4 stabilitetsklasser (som nevnt ovenfor)
- 4 vindstyrkeklasser
- 12 vindretningsektorer.

Frekvensfordeling av vind og stabilitet fordelt på 4 stabilitetsklasser, 4 vindstyrkeklasser og 12 vindretninger, enhet %. Middelerverdier for stasjon Brenntangen i perioden desember 1971-november 1974.

	0-2,0 m/s				2,0-4,0 m/s				4,0-6,0 m/s				>8,0 m/s				Rose
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
30	0,3	1,1	1,2	0,3	0,6	3,7	4,1	1,2	0,5	1,6	1,6	0,2	0,2	0,4	0,2	0,0	17,6
60	0,2	0,8	0,6	0,2	0,5	1,3	1,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	6,3
Ø 90	0,1	0,5	0,5	0,1	0,3	0,9	0,8	0,1	0,1	0,3	0,3	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	4,3
120	0,1	0,5	0,6	0,1	0,3	1,4	0,9	0,1	0,1	0,4	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	4,6
150	0,1	0,6	0,6	0,1	0,3	1,7	1,6	0,2	0,2	0,6	0,6	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	7,1
S 180	0,1	0,7	0,7	0,2	0,9	2,7	1,9	0,5	1,3	2,7	1,5	0,1	0,6	2,2	0,9	0,0	17,0
210	0,2	0,7	0,6	0,2	1,7	2,0	1,3	0,3	1,9	2,3	1,3	0,1	0,4	1,6	0,5	0,0	15,0
240	0,3	0,5	0,4	0,1	1,1	0,5	0,4	0,1	0,4	0,4	0,1	0,0	0,1	0,4	0,1	0,0	4,7
V 270	0,2	0,3	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,0	2,2
300	0,2	0,2	0,1	0,1	0,4	0,2	0,2	0,0	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,3	0,1	0,0	2,4
330	0,2	0,4	0,3	0,1	0,8	0,8	0,4	0,1	0,5	0,6	0,3	0,0	0,1	0,4	0,1	0,0	5,0
N 360	0,1	0,6	0,8	0,3	0,8	2,8	2,1	0,4	0,5	2,1	1,8	0,2	0,2	0,5	0,4	0,0	13,7
Total	2,3	6,9	7,0	1,8	7,9	18,2	15,2	3,2	5,8	11,8	8,4	0,8	1,8	6,4	2,5	0,1	

1: Ustabil 2: Nøytralt 3: Lett stabilt 4: Stabilt

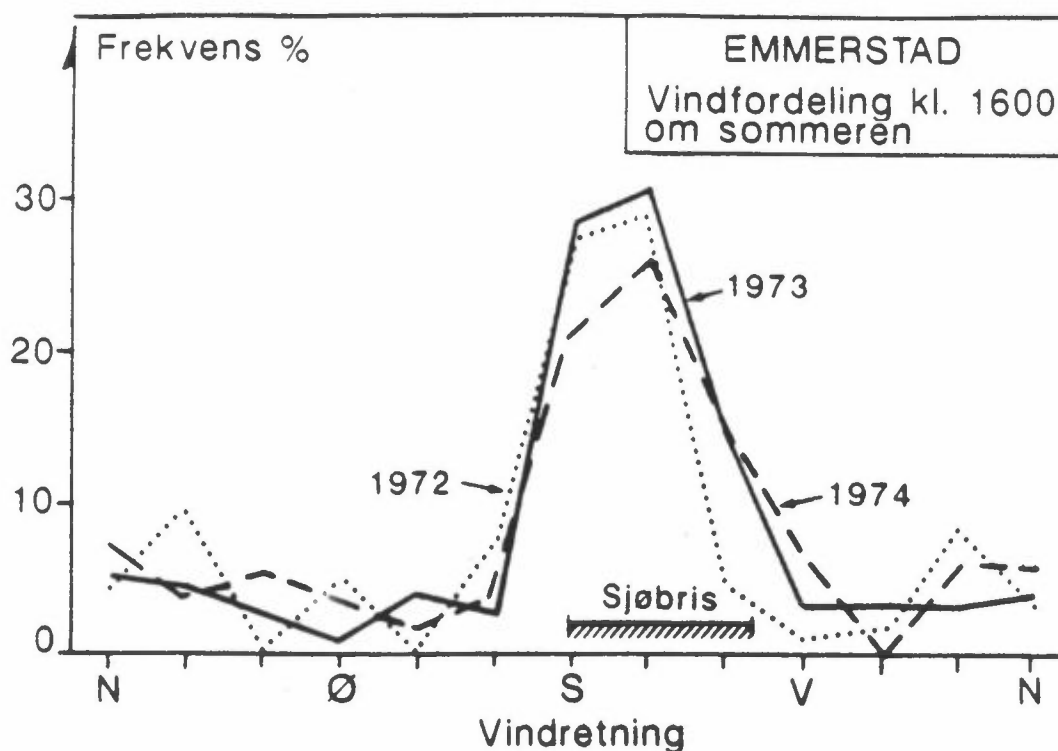
Tabellen gir også helt til høyre grunnlaget for tegning av vindrosen. Hvis vi var ute etter å vurdere sannsynligheten for middels sterk vind fra sør og sør-sørvest (4-6 m/s), ser vi at disse tilfellene oftest gir nær nøytral sjiktning. Tilfeller med ustabil, nøytral og lett stabile forhold forekommer i totalt 11% av tiden i denne 60° sektoren.

5.5 SJØBRIS

Sjøbris om sommeren representerer den meteorologiske situasjonen som kan gi høyest konsentrasjon i bakkenivå for utslipp fra en høy skorstein plassert ved Oslofjorden.

Sannsynligheten for pålandsvind om sommerettermiddagene er mellom 50 og 65%.

Sjøbrisen, som vises tydelig ved vinder fra sør og sørvest, har en vindstyrke om sommeren på rundt 5 m/s (målt 25 m over bakken ved Emmerstad).



Vindfrekvensfordelingen ved Emmerstad mellom kl. 1530 og 1630 i middel over sommersesongen (somrene 1972-74).

Sjøbrisen starter opp på formiddagen i tidsrommet mellom kl. 09 og kl. 12, avhengig av bl.a. tid på året og skydekke. Vinndstyrken varierer over døgnet. Det er vanligvis svak vind fra sørvest tidlig på formiddagen, som øker utover dagen. Sjøbrisen dør ut utover kvelden. Den har sitt maksimum sent på ettermiddagen. Da er vindstyrken vanligvis over 4 m/s. Sjøbrisen er også overlappet storskala-vindfeltet.

I slike situasjoner kan det forekomme røyknedslag ("fumigation") innover land. Disse situasjonene kan forekomme mellom kl. 13 og 18 i sommerhalvåret og bør studeres nærmere i forbindelse med konsekvensanalyser.

BEREGNINGER OG MODELLER

HVA GJØR SPREDNINGSMODELLENE?

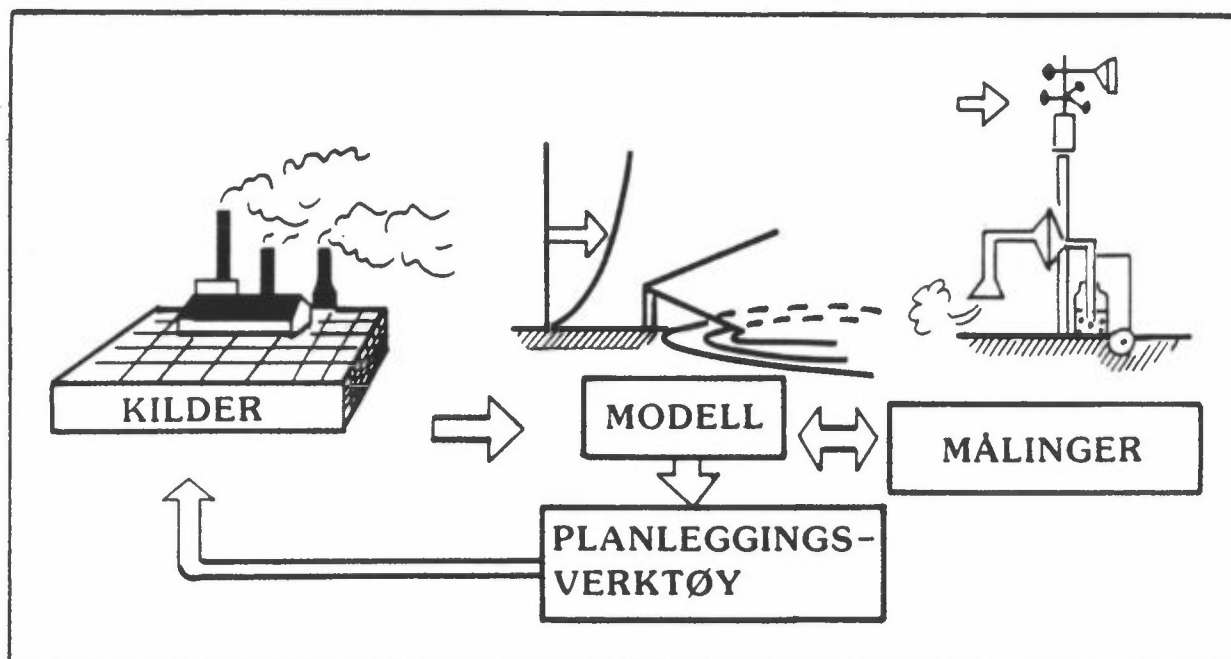
Bjarne Sivertsen

Norsk institutt for luftforskning

Postboks 64, 2001 Lillestrøm, Norge

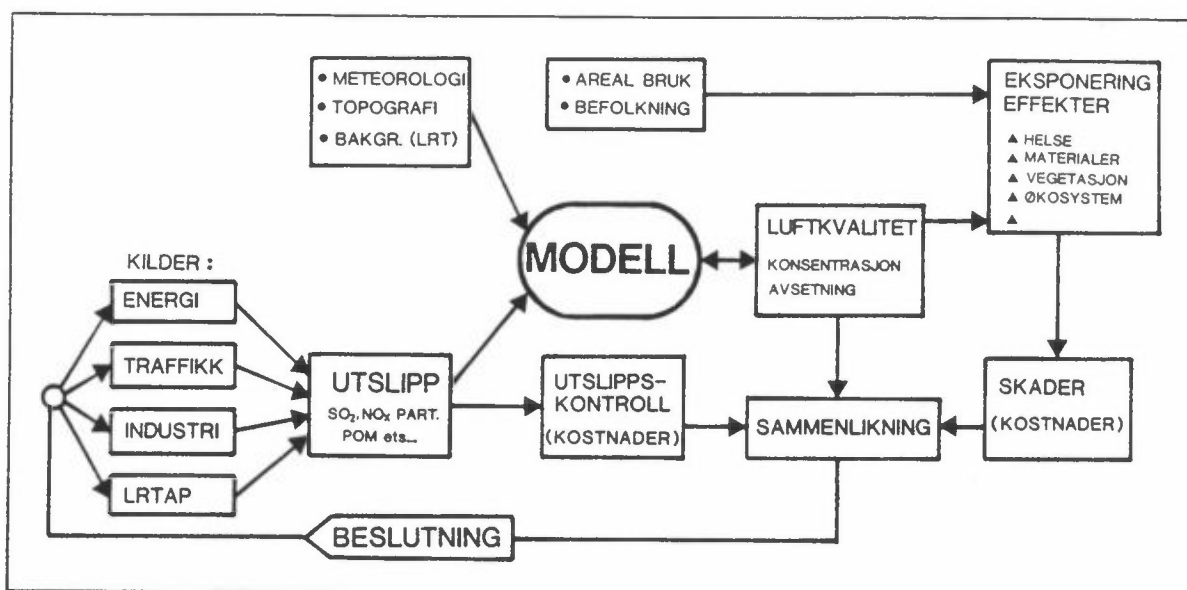
1 SPREDNINGSMODELLER

En MODELL er en forenklet beskrivelse av et system. Man skiller mellom fysiske og abstrakte modeller. Alle beslutninger tas på grunnlag av en "modell", oftest har slike beslutninger historisk sett vært basert på "mentale" såkalte tanke-modeller. Fordelen med matematiske modeller er at forutsetningene kan etterprøves. "Input/output" kan sjekkes, og en kan ved hjelp av slike modeller få kvantitative utsagn om konsekvensene ved endringer av input.



Modellen knytter sammen utslipp og luftkvalitet.

Hvordan og hvor passer så en spredningsmodell inn i beslutningsprosessen for å overvåke eller å sikre at ikke miljøet belastes på grunn av utslipp av luftforurensende stoffer. Spredningsmodellen kan anses som "bindeleddet" mellom utslippene (kildene) og luftkvaliteten. I modellen brukes utslippsdata, meteorologiske data, data om topografi, kjemiske reaksjoner, underlagets egenskaper etc., til å beskrive en matematisk sammenheng mellom utslipp og konsentrasjon i luft.



Modeller i beslutningsprosessen.

Gjennom kriterier for "akseptabel luftkvalitet" kan en på dette grunnlag kreve reduksjon i utslippene. Virkningen kan gjennom modellen kvantifiseres før reduksjonene effektueres.

Nøyaktigheten i resultatene av en spredningsmodell er avhengig av de krav en stiller til "input"-dataene: utslipp, meteorologi transformasjonshastighet. Output blir aldri bedre enn input. Dessuten er nøyaktigheten avhengig av modellens evne til å beskrive fysikken (prosene) i det problem en vil modellere.

Det finnes en rekke typer av spredningsmodeller. Vi skal her ikke komme inn på disse i detalj, men bare som underlag for senere å kunne forstå bakgrunnen for å velge modell avhengig av problemtype kort nevne:

- Gaussiske modeller
er basert på normalfordeling av konsentrasjon horisontalt og vertikalt vinkelrett på vindretningen. Avhengig av valg av spredningsparametre (σ) og beregning av røykløft (ΔH). Beregner en statistisk fordeling av konsentrasjon (ikke hver enkelt realisasjon).
- Statistiske modeller
er basert på statistisk sammenheng mellom meteorologiske parametre og konsentrasjon (regresjonsanalyse, nomogram). Disse er ikke kildeorientert, og har begrenset anvendelse i planlegging. Er anvendt til varsling, når meteorologi er varslet.
- Boksmodeller
er basert på budsjettanalyse (inn og ut av volumet). De kan bestå av et nett av bokser eller én boks. Anvendt i enkle bymodeller.
- Numeriske modeller
er basert på numerisk løsning av spredningslikningene. Det finnes en rekke forskjellige typer avhengig av problemet. Løsningene er i enkelte tilfeller påvirket av numeriske feil, men disse kan reduseres ved bruk av bedre numeriske skjemaer. Slike modeller medfører tidkrevende beregninger, og krever ofte store datamaskiner.
- Trajektorie/puffmodeller
er basert på et detaljert kjennskap til vindfeltets variasjon i rom og tid. Modellene beregner luftforurensningenes baner, og simulerer røykfaner (kontinuerlige utslipp) ved tette utslipp av røykpuff som transporteres og spres. Spredningen kan beregnes ved hjelp av spredningsparametre (anta normalfordeling i skyen) eller ved hjelp av diffusjonsteori (K-verdier). Disse modellene egner seg godt for beregning av spredning fra enkeltkilder på noe større avstand (> 10 km).

Modellene klassifiseres dessuten ut fra kildetypene, hvor en skiller mellom punktkilder, linjekilder og arealkilder. Modellenes oppbygging er forskjellig for de forskjellige kategorier.

2 VALG AV SPREDNINGSMODELL

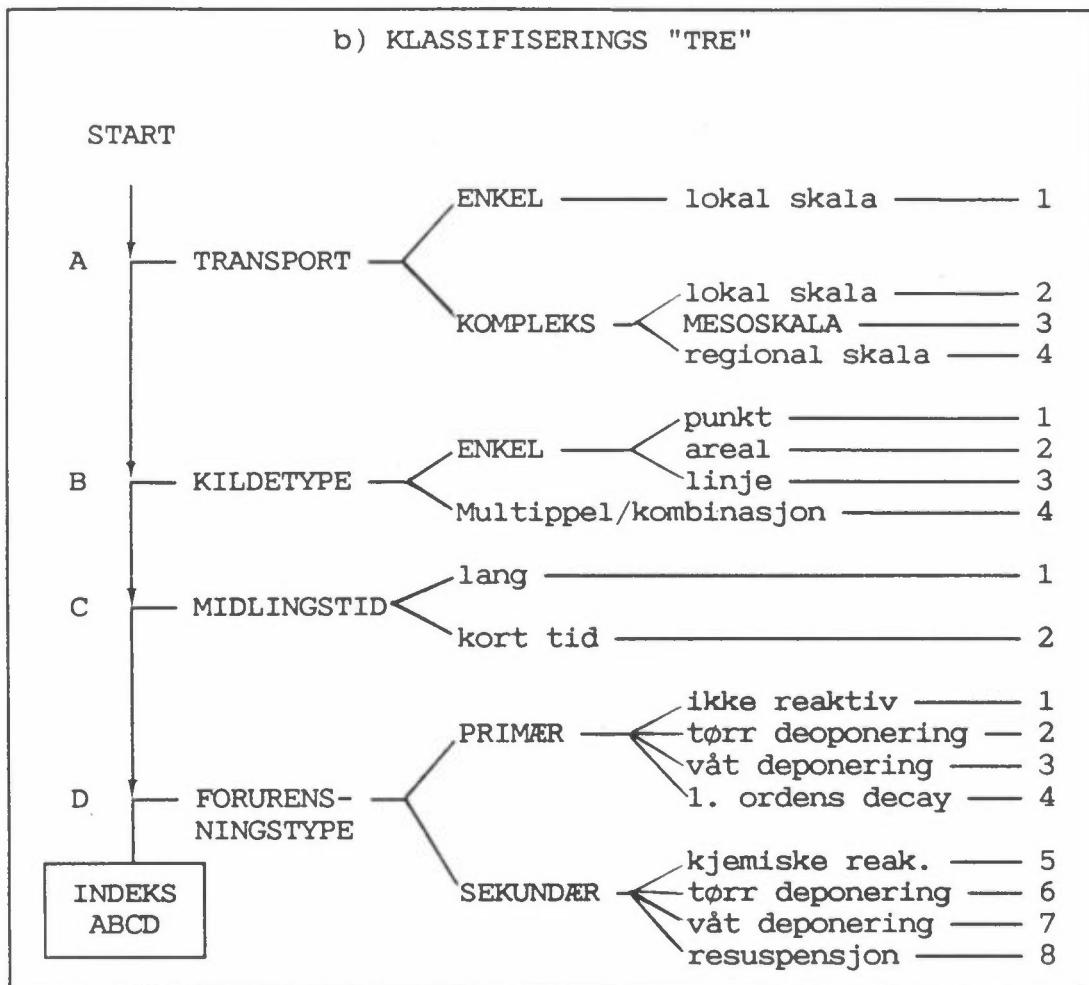
Valget av spredningsmodell, når en står ovenfor et konkret problem er avhengig av en rekke faktorer som: krav til nøyaktighet, computer-tilgjengelighet og økonomiske ressurser.

VALG AV SPREDNINGSMODELL
- nøyaktighetskrav
- tilgjengelighet av computer/modell
- økonomiske ressurser
- kildetype; kjemisk sammensetning punktkilde/arealkilde kontinuerlig/puff
- terreng (type, kompleksitet, underlag)
- skala (tid og rom)
- midlingstid for beregnet konsentrasjon

For å velge spredningsmodell kan en "klassifisere" modelltyper etter:

- A: hvordan transporten av forurensninger skal behandles
- B: hva slags kildetype en har
- C: hvilken midlingstid som skal beregnes
- D: hva slags type forurensninger som skal modelleres.

Klassifiseringssystemet angir totalt 256 problemtyper. Skjemaet viser også hvilke forhold som påvirker modellenes egenskap.



Kriterier for valg av spredningsmodell, med et klassifiserings-"tre" som angir en indeks for 256 problemtyper.

3 BRUK AV SPREDNINGSMODELLER

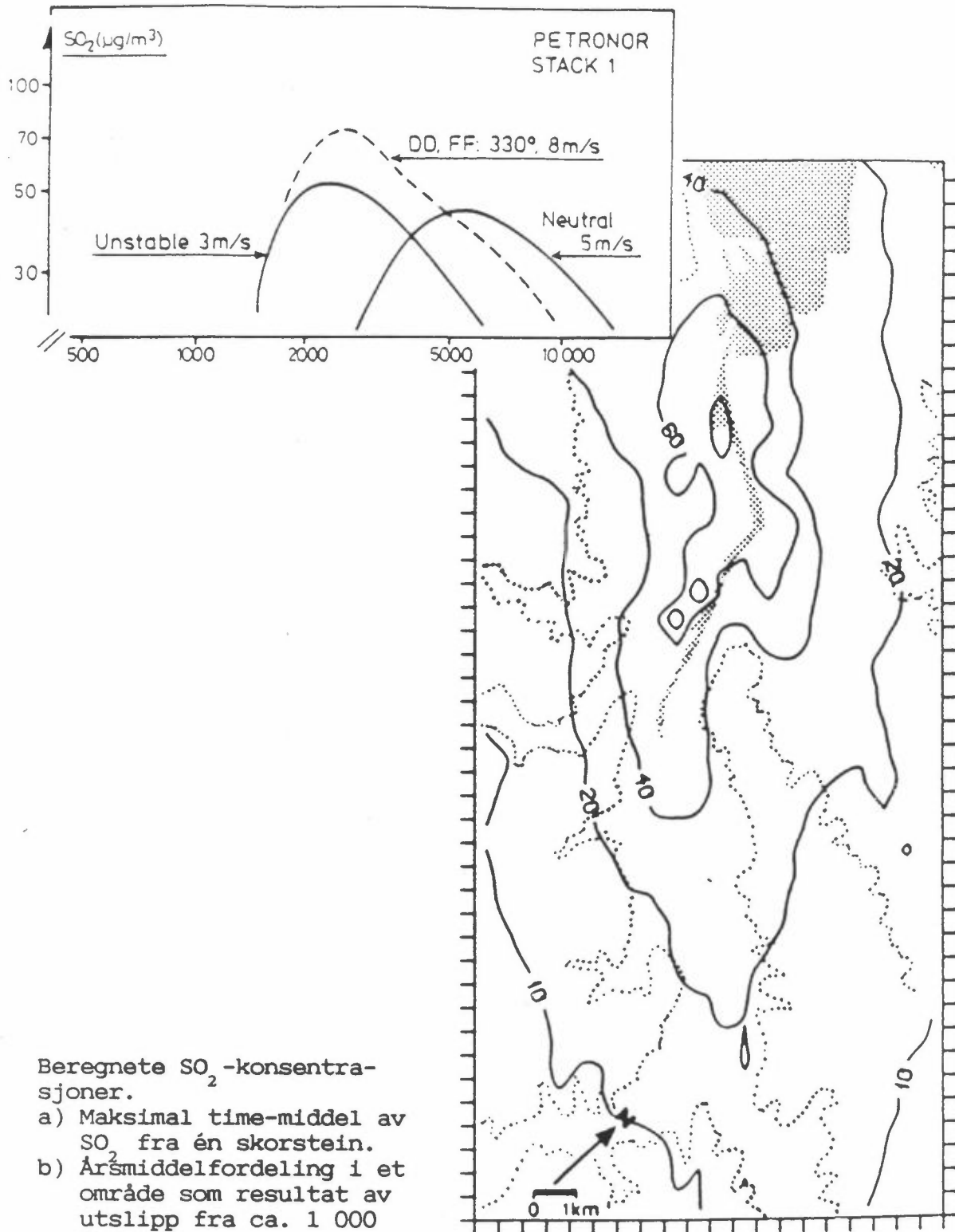
Spredningsmodeller har vært anvendt innenfor mange områder av miljøproblematikken. Nedenfor har en listet opp typiske anvendelsesområder. Modellene har vært brukt til å beregne spredningen av en rekke forskjellige forurensningskomponenter, som f.eks.: svoveldioksid (SO_2), nitrogenoksider (NO_x), karbonmonoksid (CO), fluorider (HF), aerosoler og partikler, radioaktive nukleider etc.

ANVENDELSESOMRÅDER

1. Eksisterende og framtidige enkeltkilders miljøbelastning
2. Lokalisering av store enkeltkilder
3. Skorsteinshøyde-bestemmelse (ved f.eks. utslipp av SO₂, støv, HF osv.)
4. Dimensjonering av røykgass-rensesystemer
5. Havariutslipp (radioaktive, toksiske eksplosive, tunge gasser)
6. Deposisjonsproblemer
7. Luktproblemer
8. Fotokjemiske oksidanter
9. Vurdering av fjerne kilders påvirkning
10. Byplan-/ areal-/samfunnsplanlegging (eks. vurdering av alternative oppvarmingssystemer)
11. Trafikkplanlegging
12. Planlegging av måleprogrammer
13. Analyse av måledata (luftkvalitetsdata), trendanalyse
14. Varsling av episoder med høyt forurensningsnivå

Spredningsmodeller er i mange tilfeller mer nyttig enn et måleprogram. Sammen med målte luftkvalitetsdata er modellberegninger overlegne i forhold til rene måleprogram. En modell gir fordelingen av luftforurensninger i området, mens målinger gir konsentrasjoner i ett punkt. Modellen kan derfor nyttes til å tolke verdien og representativiteten av en måling. Modellene anvendes dessuten til å prediktere virkningen av planlagte eller tenkte utslipp av forurensende stoffer (konsekvensanalyser).

Resultatene av beregninger ved hjelp av spredningsmodeller er avhengig av problemstillingene. Resultatene kan presenteres som: middelkonsentrasjonen i ett punkt, konsentrasjonsfordeling med avstanden, maksimalkonsentrasjon for forskjellige tilfeller, midlere konsentrasjonsfordeling i rommet, tidsforløpet av konsentrasjonen i ett punkt i en gitt situasjon, konsentrasjons-statistikk over en periode etc.



Beregnete SO_2 -konsentra-
sjoner.

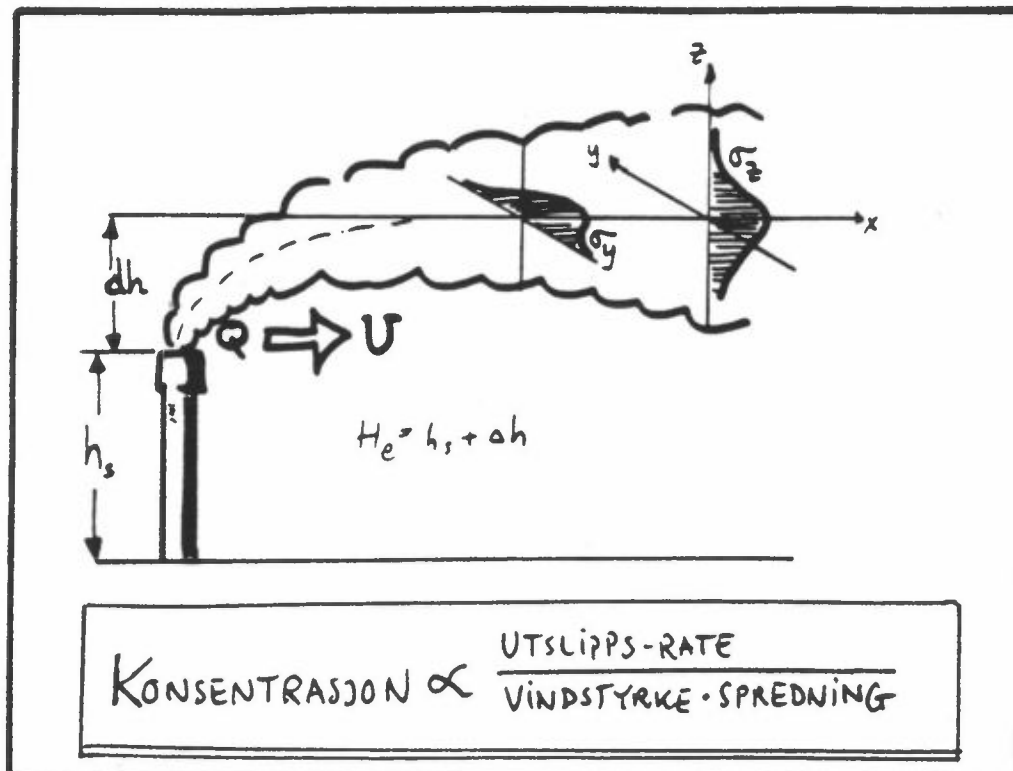
- a) Maksimal time-middel av SO_2 fra én skorstein.
- b) Årsmiddelfordeling i et område som resultat av utslipp fra ca. 1 000 kilder.

4 ENKLE SPREDNINGSBEREGNINGER

Virkningen av forurensninger i atmosfæren vurderes ofte ut fra beregnede konsentrasjoner. I de fleste modellene for spredningen inngår data for vindretning, vindstyrke og turbulensstilstand. En nøyaktig matematisk modell for beskrivelse av spredningen som funksjon av meteorologiske variable kan være meget komplisert, og detaljerte beregninger lar seg derfor ikke gjennomføre.

Vanligvis bruker en statistiske beregningsmetoder som har vist seg å gi gode resultater. Disse er begrenset for anvendelse innenfor de første 10-15 km fra utslippet og innenfor en tidsskala som ikke medfører store endringer i spredningsforholdene.

Beregningene basert på en antatt Gaussisk konsentrasjonsfordeling (normalfordeling) horisontalt og vertikalt vinkelrett på middelvindretningen.



Bakkekonsentrasjonen (C) (mg/m^3) i en avstand (x) (m) fra utslippet kan beregnes fra formelen:

$$C(c, y) = \frac{Q}{\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp(-H_e^2 / 2\sigma_y^2)$$

der avstanden fra utslippet x inngår i uttrykkene for σ_y of σ_z .

- Q = utslippsmengden (mg/s)
- H_e = effektiv utslippshøyde = ($h_s + dh$) (m)
- h_s = skorsteinshøyden (m), dh = røykløft (m)
- U = vindstyrken ved skorsteinstoppen (m/s)
- y = avstanden fra røykens akse normalt på vindretningen (m)
- σ_y, σ_z = spredningsparametre i henholdsvis y - og z -retning (m)

Det er i likningen antatt total refleksjon av forurensninger ved bakken, dvs. ingen avsetning.

Spredningsparametrene kan beregnes fra:

$$\begin{aligned}\sigma_y &= ax^p \\ \sigma_z &= bx^q\end{aligned}$$

hvor x er avstanden fra utslippet og a , b , p og q er empiriske konstanter gitt for forskjellige klasser av stabilitet.

Hvilke verdier for de empiriske konstantene a , b , p og q som skal benyttes er avhengig av blant annet skorsteinshøyde, overflatens ruhet og i noen tilfeller midlingstid og transporttid. I tabellen nedenfor er det satt opp to sett med spredningsparametre som er basert på utslipp fra lave kilder. "Glatt overflate" skal benyttes i åpent terreng, mens "ru overflate" kan brukes over tettbebyggelse.

Verdier for koeffisientene a, b, p og q i spredningsparametrene.
Verdiene er basert på utslipp fra lave kilder.

Param.	GLATT OVERFLATE				RU OVERFLATE			
	Ustab.	Nøytr.	L.stab.	Stab.	Ustab.	Nøytr.	L.stab.	Stab.
a	0,31	0,22	0,24	0,27	1,70	0,91	1,02	1,02
b	0,89	0,80	0,69	0,59	0,72	0,73	0,65	1,93
c	0,07	0,10	0,22	0,26	0,08	0,91	9,93	1,93
d	1,02	0,80	0,61	0,50	1,20	0,70	0,47	0,47
	GLATT OVERFLATE				RU OVERFLATE			

Den "effektive skorsteinshøyden" inneholder også en beregning av det røykløftet (dh) røykskyen får på grunn av varme og hastighet ut av skorsteinen. For de fleste praktiske formål (i nær nøytral atmosfære) kan det "endelige røykløftet" dh beregnes fra:

$$dh = 1,6 \cdot F^{1/3} \cdot (10 \cdot h_s)^{2/3} / U$$

$$\text{der } F = 9,81 \cdot W \cdot (d/2)^2 \cdot (T_r - T_l) / T_r$$

W = utslippshastighet (m/s)

d = skorsteinsdiameter (m)

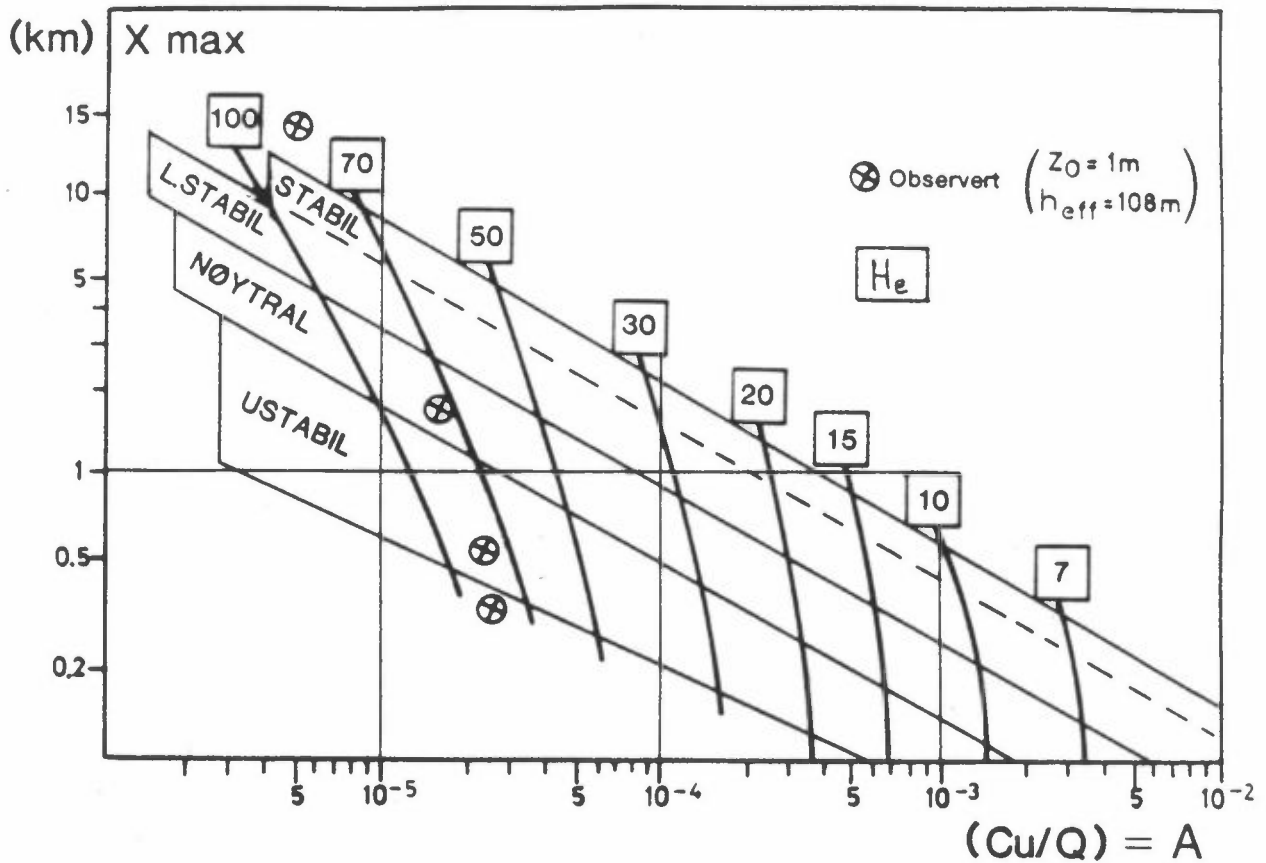
T_r = røykgasstemperatur (K)

T_l = lufttemperatur (K)

For å beregne konsentrasjonen i aksene av røykskyen fra et utslipp på bakken blir formelen:

$$C(x,0) = \frac{Q}{\pi U \sigma_y \sigma_z}$$

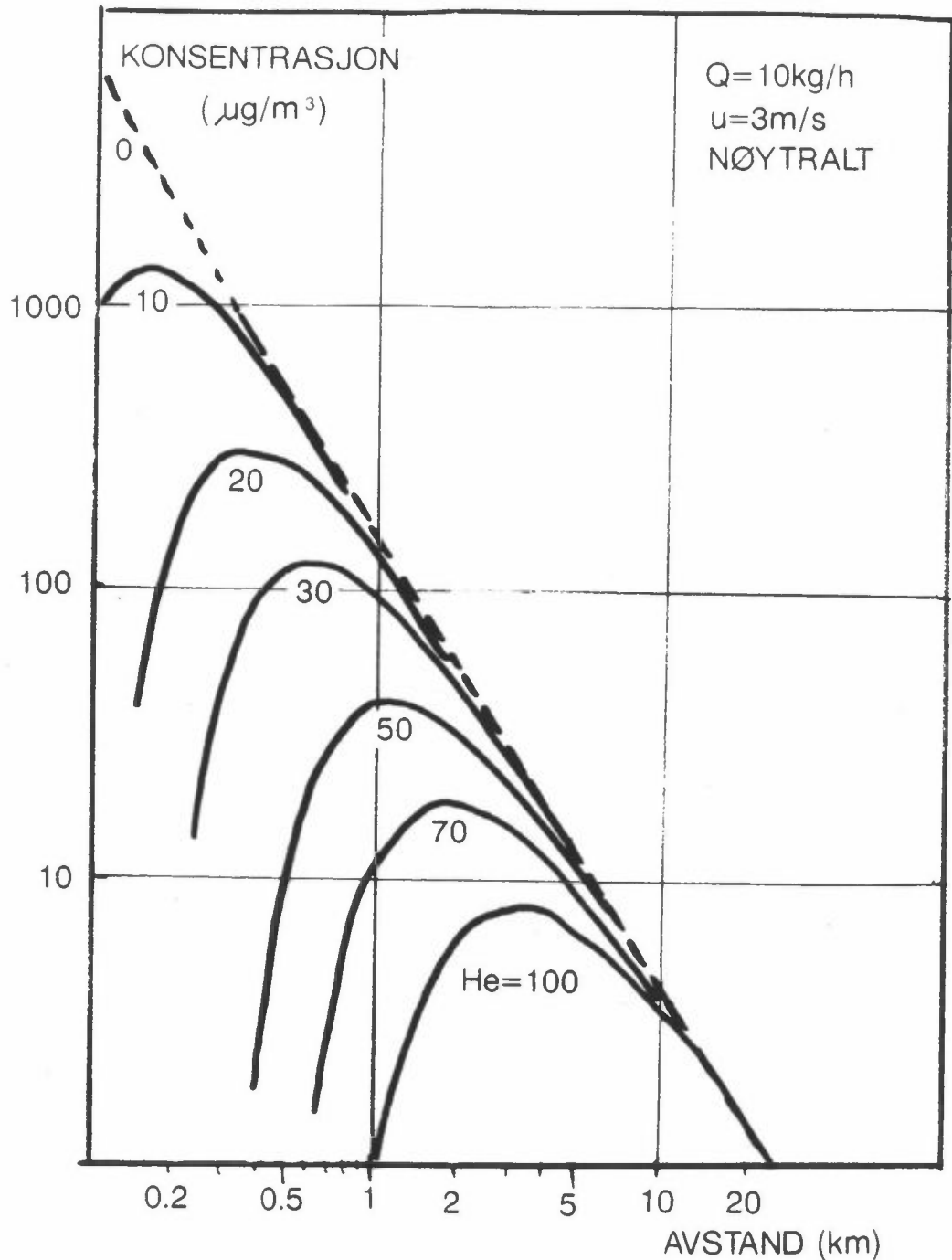
Det er også mulig å bruke et enkelt nomogram for å vurdere den høyest forventete timemidlete bakkekonsentrasjonen ved forskjellige meteorologiske tilfeller, når den effektive "skorsteinshøyden" (h_{eff}) og utslippsmengden er kjent. Nomogrammet i figuren nedenfor viser (C u/Q) og x_{max} for forskjellige stabiliteter i atmosfæren og for forskjellige verdier av effektiv utslippshøyde (H_e).



Avstanden til maksimal bakkekonsentrasjon (x_{\max}) og verdien av denne (C) gitt ved $\frac{Cu}{Q} = A$ for forskjellige stabilitetsforhold og forskjellige effektive skorsteinshøyder (H_e).

($C = A Q/u$, der Q = utslippsmengde ($\mu\text{g/s}$) og u = vindstyrke (m/s)
 C er da gitt i $\mu\text{g/m}^3$).

Figuren nedenfor gir også en mulighet for å gjøre et overslag over bakkekonsentrasjonen (i $\mu\text{g/m}^3$) som funksjon av avstanden fra et utslipp med effektiv høyde H_e over bakken.



Konsentrasjon i bakkenivå langs vindretningen for nær nøytrale atmosfæriske forhold og utslipp $Q = 10 \text{ kg/h}$
vindstyrke $u = 3 \text{ m/s}$
(fra D.B. Turners Workshop of Atmospheric Dispersion Estimates).

For ellers like forhold kan konsentrasjoner for forskjellige verdier av utslippet, Q , beregnes ved å skalere mot $Q = 10 \text{ kg/h}$. $Q = 5 \text{ kg/h}$ gir halvparten av konsentrasjonene gitt på y-aksen.

5 BEREGNING AV MINSTE SKORSTEINSHØYDE

Svært ofte støter en på problemer der en skal finne den minste skorsteinshøyde som tilfredsstillende ett gitt krav til luftkvalitet. Det siste er da gjerne gitt i form av en maksimal tillatt konsentrasjon gjennom et visst tidsrom, f.eks. 1 time. Et enkelt uttrykk, passende for middels store utslipp, kan en finne som følger:

Maksimal bakkekonsentrasjon ved utslipp i punktet (0,0,H) og vind langs x-aksen, er:

$$c(x,0,0) = \frac{Q}{\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp(-H^2/2\sigma_z^2)$$

Maksimalkonsentrasjonen, c_m , finnes ved å derivere med hensyn på avstanden, idet vi som tidligere antar at standardavvikene er potensfunksjoner.

Vindhastigheten har to motsatte effekter. Den øker uttynningen, men minsker overhøyden. Den maksimale bakkekonsentrasjonen inntreffer derfor ved en kritisk vindhastighet, u_k . Ved nok en derivasjon, nå med hensyn på u får vi

$$u_k = 2A/H$$

idet vi her har antatt $p = q$ og

$$A = 1,6 \cdot F^{0,33} (10 \cdot h_s)^{0,67}.$$

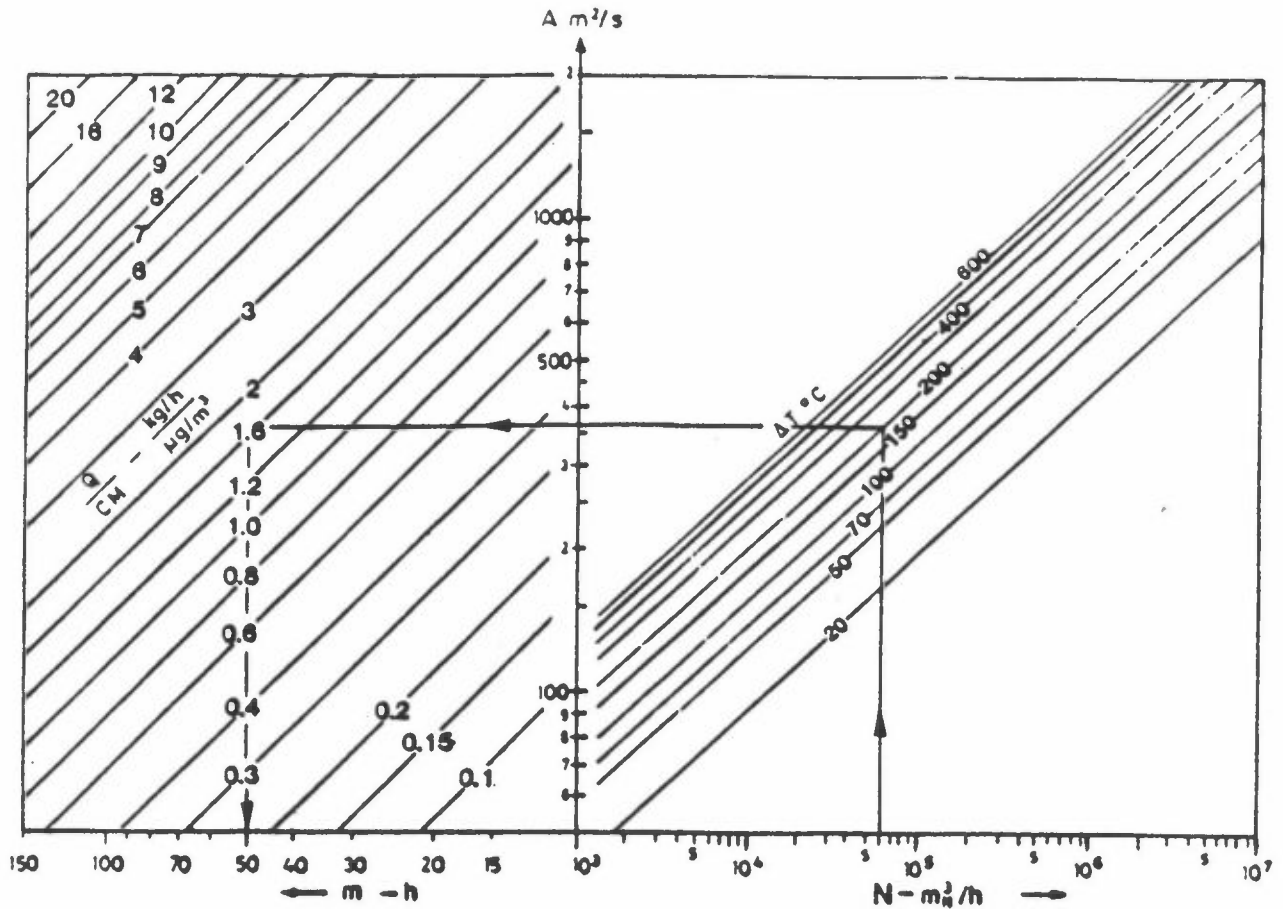
Det gir $H = 2dh$ og $dh = h$.

Maksimal bakkekonsentrasjon inntreffer følgelig når overhøyden er lik skorsteinshøyden. Den tilsvarende minste skorsteinshøyde, h_{\min} , blir

$$h_{\min} = k \frac{Q}{A c_m}$$

For nær nøytral stabilitet blir $k = 11$, når Q er gitt i kg/h, c_m i mg/m³ og A i m²/s. Avstanden til maksimal bakkekonsentrasjon, $x_m \approx 10 h^{1,15}$.

Krav til skorsteinshøyde kan også estimeres ut fra nomogram. Disse gir vanligvis bare et første grovt estimat, men kan gi en indikasjon på problemets størrelse. Nedenfor er det vist ett eksempel på en slik beregning.



Grafisk beregning av nødvendig skorsteinshøyde h (m) ved utslipp Q (kg/h), gassmengde N (m^3/h) og overskuddstemperatur ΔT for ikke å overskride en bakkekonsentrasjon på CM ($\mu g/m^3$), basert på Bringfeldts overhøydeformel: $1,44 [N \cdot \Delta T]^{0,34}$ (for avstand av størrelse 1 000 n).
 Eksempel: $N = 60\ 000\ m^3/h$, $\Delta T = 200^\circ C$, $QM = 1,6$, gir $h = 50$ m. Beregningen gjelder nær nøytral temperatursjiktning. For ustabil sjiktning øker skorsteinshøyden med 40%. Maksimal bakkekonsentrasjon inntreffer ved kritisk vindhastighet $u_k = \frac{A}{h}$. For $u_k \geq 5$ m/s anbefales nær nøytral sjiktning.

For små oljefyringsanlegg finnes det enda enklere beregningsprosedyrer utarbeidet for SFT ved NILU (NILU OR 27/89).

Spredningsberegningene av svoveldioksid kan utføres for oljetyper med svovelinnhold 0,2%, 0,5% og 1,0% S. Resultatene er sammenholdt med to forslag til grenseverdier for svoveldioksid, 150 og 200 $\mu g/m^3$.

Med forbehold om bygningens dimensjoner, idet beregningene er utført for bygning med høyde 12 m og minste bredde 20 m, foreslås følgende formler for valg av skorsteinshøyde for små oljefyringsanlegg:

Oljetype	Krav til SO ₂ (µg/m ³)	Skorsteinshøyde (m)	Merknader
0,2% S	150	1,3 · H _B	} minimum 3 m over tak
	200	1,3 · H _B	
0,5% S	150	1,4 · H _B + (X-1)	} minimum 5 m over tak
	200	1,4 · H _B + (X-2)	
1,0% S	150	1,5 · H _B + X	} minimum 5 m over tak
	200	1,5 · H _B + (X-1)	

H_B: midlere bygningshøyde innen radius ca. 50 m.

X: tillegg i meter for antall MW innfyrte effekt.

For lokalisering av anlegg i nærheten av enkeltstående koller eller bratte skråninger på opptil 30 m må skorsteinen økes avhengig av avstand til kollen. For bygninger høyere enn 12 m er vurdering av kolle eller bratt skråning kun aktuelt for oljetype med svovelinnhold 1% S.

6 BEREGNING AV LUFTFORURENSNING FRA TRAFIKK

Det finnes også mange forskjellige beregningsmodeller for trafikkforurensninger. To hovedtyper brukes mye:

1. Modeller for beregning av luftkvalitet i gaterom med hus på begge sider. Her brukes Nordisk beregningsmetode (se nedenfor).
2. Spredningsmodeller for gater og veier langs spredt bebyggelse eller åpent terreng. Her brukes modifiserte amerikanske modeller hvor kjøreforhold, klima og topografi/bygninger er tilpasset norske forhold.

Beregningsmetodene tar med viktige forhold som bestemmer forureningsgraden, som:

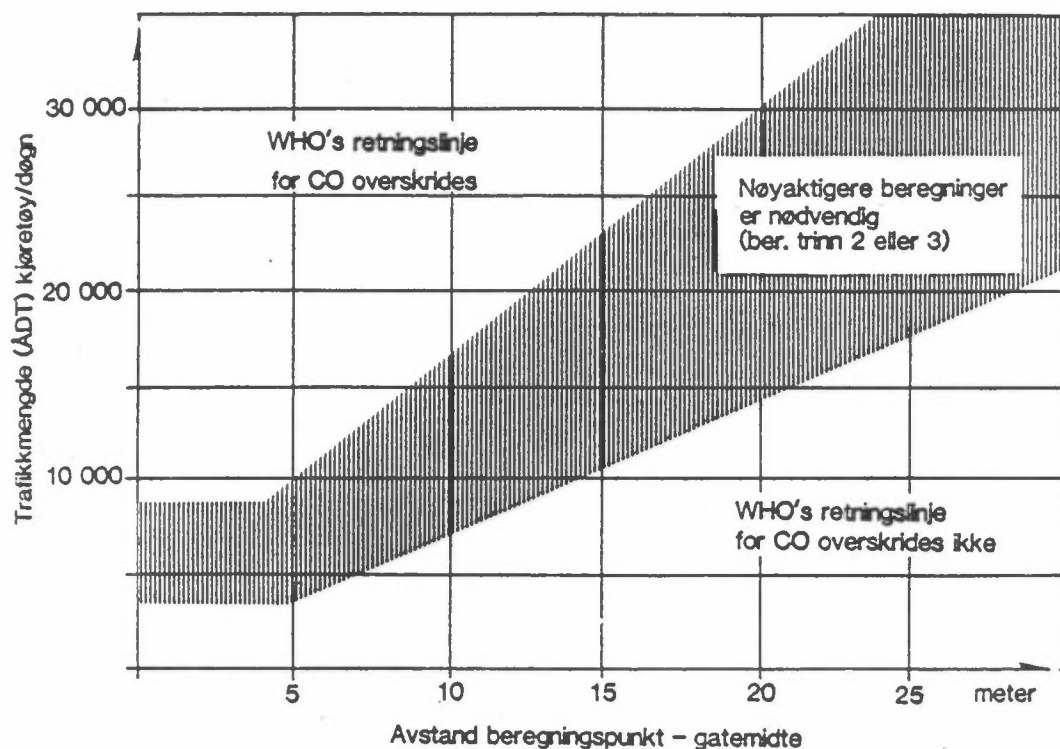
- trafikkmengde
- kjørehastighet og kjøremønster
- tungtrafikkandel
- vind og spredningsforhold
- gaterom og veibredde
- stigning etc..

For gaterommet er Nordisk beregningsmetode den mest brukte. Denne er for tiden under revisjon, men nedenfor har vi likevel tatt med et par eksempler.

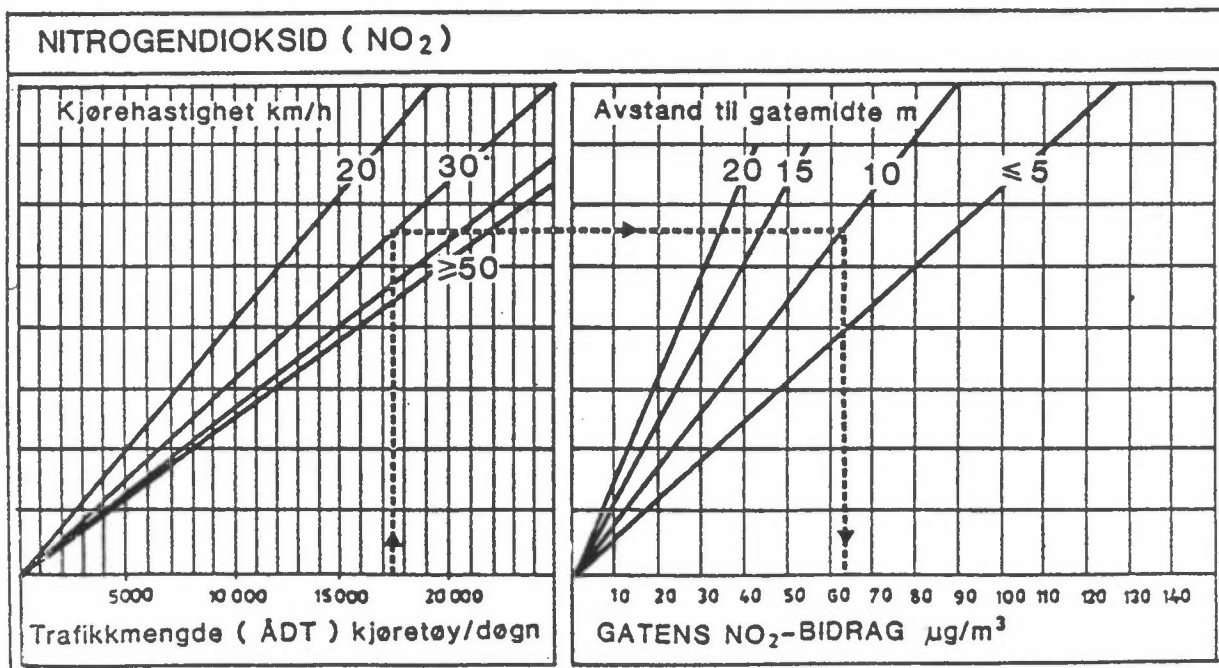
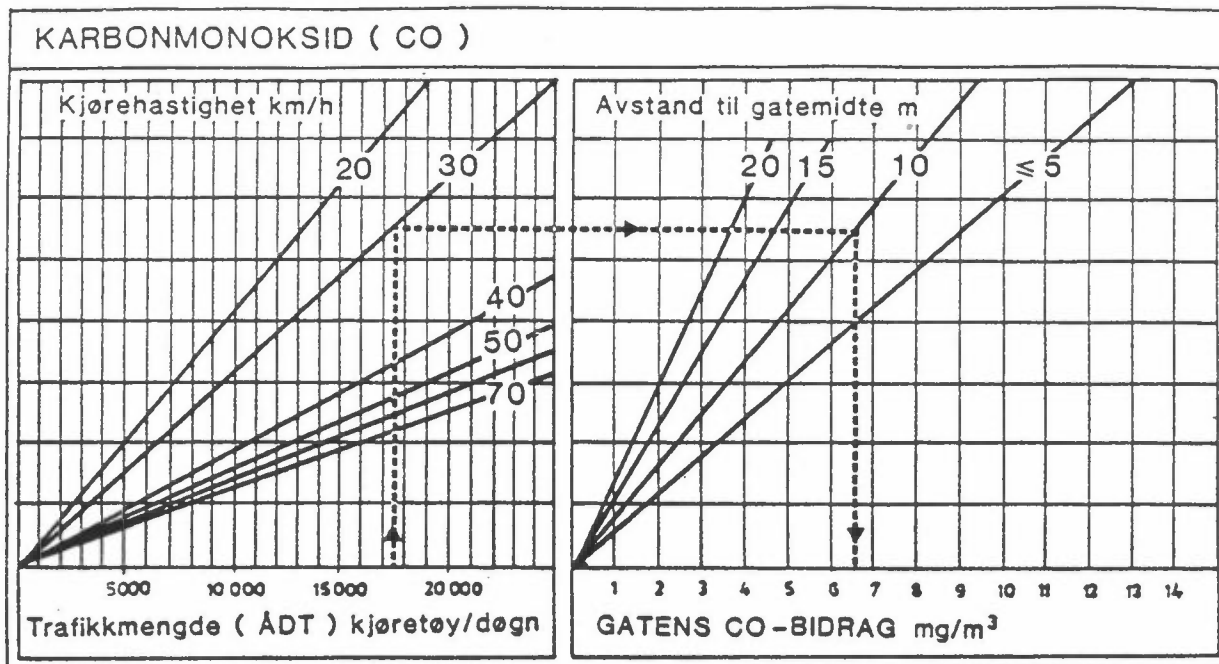
Metoden er delt i 3 trinn:

1. Grovsortering, problemets størrelse
2. Estimer gatebidraget av CO, NO_x
3. Beregn total belastning (sammenlign med retningslinjer).

Trinn 1 er vist i figuren nedenfor.



HOVEDGATE I SENTRUMOMRÅDE



Utgangsverdier for kjørehastighet

- gate uten kapasitetsproblemer: 40 km/h
- gate med kapasitetsproblemer : 30 km/h

Trinn 2 i Nordisk beregningsmetode, for beregning av gatebidraget til CO- og NO₂-konsentrasjonen i bygater. Bakgrunnsforurensning må legges til.

LUFTFORURENSNINGERS EKSPONERING AV MENNESKER, INNE- / UTEMILJØ

Ole-Anders Braathen
Norsk institutt for luftforskning
Postboks 64, 2001 Lillestrøm, Norge

1 INNLEDNING

Miljødebatten i de seinere år har hovedsakelig vært fokusert på spørsmål som forurensning av verdenshavene, langtransporterte luftforurensninger, tilsetningsstoffer i mat og drikke osv. Dette er alt sammen viktige spørsmål som må løses før ødeleggelsene blir for store.

Når det gjelder menneskers eksponering for forurensninger, er det imidlertid også viktig å være klar over at et "gjennomsnittsmenneske" i Skandinavia tilbringer omtrent 90% av sin tid innendørs. Et slikt "gjennomsnittsmenneske" vil i løpet av et døgn drikke ca. 2 l væske, spise ca. 1,5 kg mat og puste inn ca. 15 kg luft. Våre moderne hus er så tette at forholdsvis lite "frisk" uteluft trenger inn i husene. Forurensninger som oppstår på grunn av aktiviteter inne kan derfor ha forholdsvis høye konsentrasjoner i inneluft, og dette fører igjen til stor eksponering for folk som oppholder seg i huset. Dette illustrerer med all ønskelig tydelighet, at forurensningsnivået i luft innendørs vil være av avgjørende betydning når det gjelder menneskers eksponering for forskjellige forurensningskomponenter og dermed også det enkelte menneskets helse og trivsel. Dette har ført til at det i dag er stor aktivitet på innemiljøområdet over hele verden.

Norden har hele tiden vært langt fremme på dette forskningsfeltet, og spesielt i Sverige og Danmark er det forskningsmiljøer som er verdensledende. Hvert tredje år arrangeres det en INDOOR AIR konferanse med deltakere fra hele verden. Foreløpig har det blitt arrangert 4 slike konferanser, og konferansestedene har vært København, Amherst (USA), Stockholm og Vest-Berlin. Dette demonstrerer tydelig at Norden har en viktig plass i dette arbeidet. I Norge er det opprettet en hovedkomite i NIF-systemet som heter Hovedkomiteen for Helse-Trivsel-Innemiljø (HK-HTI) og aktiviteten her i landet er stadig økende.

2 FORURENSNINGER

Generelt er det stor forskjell på forurensningssammensetningen i ute- og inneluft. Noen komponenter har høyest konsentrasjon i uteluft og kalles "ute"-forurensninger, og noen har høyest konsentrasjon inne og kalles "inne"-forurensninger. Denne oppdelingen er imidlertid ikke fullstendig, og de fleste "ute"-forurensninger kan også påvises inne.

De viktigste forurensningene i innelufta er:

- Svevestøv

Lufta inneholder alltid partikler, men mange typiske innendørs-aktiviteter øker støvkonsentrasjonene. Eksempler på slike aktiviteter er matlaging, kontorarbeid, peisbrenning og tobakksrøyking. (Tobakksrøyking gir hovedsakelig partikler med liten diameter.)

- Fibre

Det finnes mange typer fibre. Interessen har i særlig grad vært rettet mot asbestfibre, men også mineralfibre og glassfibre er av interesse fra et helsesynspunkt. Det er stort sett forskjellige isolasjonsmaterialer som er kildene til slike fibre i innemiljø.

- Bakterier og muggsopp

I ventilasjonsanlegg med befuktningsutstyr kan en ofte få vekst av bakterier i vannet som så kan spres i bygget med ventilasjonslufta. I hus med fuktskader kan det dannes muggsoppkolonier og sporer fra disse soppene kan så spres i bygget.

- CO₂

Dersom den menneskelige aktiviteten i et rom er stor, og innelufta ikke skiftes fort nok, kan CO₂-konsentrasjonene øke betydelig. I barnehager er det målt opp til 3000 ppm, mens konsentrasjonen i uteluft er omtrent 350 ppm.

- CO

Bygg som ligger tett ved trafikkbelastete veier, kan ha høye CO-konsentrasjoner i innelufta, men også tobakksrøyking og andre forbrenninger innendørs kan gi høy CO-konsentrasjoner.

- Organiske forbindelser
Hundrevis av forskjellige organiske forbindelser er identifisert i inneluft, men interessen har stort sett vært knyttet til noen få av dem. Særlig har formaldehyd (metanal) vært mye undersøkt i forbindelse med sponplatebruk. Etter hvert er det imidlertid blitt god grunn til å anta at organiske forbindelser er en medvirkende årsak til mange plager og helseproblemer i forbindelse med inneluft.

- Radon (Rn)
Radon er en edelgass som finnes i berggrunnen og som er radioaktiv. Denne gassen trenger så inn i bygninger gjennom utettheter i kjellergulv o.l. Etter hvert vil den omdannes til bly ved radioaktive reaksjonsmekanismer. I Skandinavia med moderne tette hus, kan dette føre til høye strålingsnivåer innendørs.

3 INNENDØRS FORURENSNINGSKILDER

De viktigste kildene til forurensning i innelufta er:

- uteluft
- menneskelig aktivitet
- avgassing fra byggematerialer, møbler o.l.
- prosesser og virksomheter i bygget
- forbrenninger
- ventilasjonsanlegg
- fuktskader
- tobakksrøyking.

I tillegg finnes det mange andre kilder som rengjørings- og bonemidler, kopimaskiner osv.

4 HELSEEFFEKTER AV INNENDØRS FORURENSNING

Forurensning i innelufta kan føre til en hel rekke helseeffekter. De vanligste er de "diffuse" symptomene som

- hodepine
- unormal trøtthet
- tørrhet i øyne, nese, hals og hud
- rennende øyne eller nese.

Disse symptomene opptrer ofte samtidig hos ansatte i kontorlokaler og kalles derfor "kontorsyke" eller "sick building syndrome". Stort sett er dette ikke alvorlige helseproblemer, men trivsel, arbeidslyst og -kapasitet kan bli betydelig redusert. Foreløpig har det ikke vært mulig å peke på en enkelt årsak til disse problemene.

En del alvorlige helseeffekter kan også skyldes innendørs forurensning:

- Hyperaktivitet og allergi.
Dette er særlig et problem for astmatikere og andre med luftveisbesvær, men også husstøvmiddallergi og andre allergier kan opptre.
- Infeksjoner.
Mest kjent er legionærsyken som i alvorlige tilfeller kan være dødlig, men også luftfukterfeber kan være alvorlig. Dette er en infeksjon med influensaliknende symptomer som går over etter noen timer.
- Kreft.
Dette forbindes i de fleste tilfeller med høye radon-konsentrasjoner, men også formaldehyd, andre organiske forbindelser og asbestfibre kan være kreftfremkallende.

5 INNE-/UTEMILJØ

Grenlandsområdet har i mange år vært kjent som et av områdene i Norge med størst industriforurensning. I 1979 utførte NILU en omfattende intervju-undersøkelse i Grenland for å undersøke sammenhengen mellom luftforurensning og helseeffekter. Den undersøkelsen viste at luftforurensningen i området kunne ha betydning for helse og trivsel. I 1988 ble det derfor utført en ny undersøkelse for å kartlegge helseeffektene av luftforurensningen bedre. Denne undersøkelsen var et samarbeid mellom NILU og SIFF (Statens institutt for folkehelse).

En viktig del av undersøkelsen var å bestemme forurensningskonsentrasjoner i uteluft ved hjelp av målinger og beregninger. For å kunne undersøke helseeffekter av luftforurensning måtte en imidlertid kjenne prosjektdeltakernes totale eksponering for de aktuelle forurensningskomponentene. Dette forutsatte at en også kjente forholdet mellom konsentrasjonene i uteluft og inneluft. Målinger ble derfor utført i 15 boliger i Grenlandsområdet. I hver bolig ble det målt samtidig inne i og rett utenfor huset. Inne i huset ble det målt i stua.

De fleste boligene var eneboliger, men det ble også målt i flermanns- hus og blokkleiligheter. På hvert sted ble det målt i to 3-døgnsprio- der, en 3-døgnperiode i januar/februar og en i mai/juni.

Til målingene benyttet NILU en målebuss som inneholdt alt det utstyret som trengtes.

Følgende komponenter ble målt samtidig inne og ute:

- Svevestøv. Støvet ble delt i 2 størrelsesfraksjoner.
- NO_2
- SO_2

De to størrelsesfraksjonene av svevestøvet ble også analysert for å bestemme konsentrasjonene av ionene Cl^- , NO_3^- og SO_4^{2-} innendørs og utendørs.

I tillegg ble formaldehyd (metanal) målt i innelufta.

I det følgende presenteres noen av resultatene fra målingene inne i og rett utenfor de 15 boligene:

- SO₂

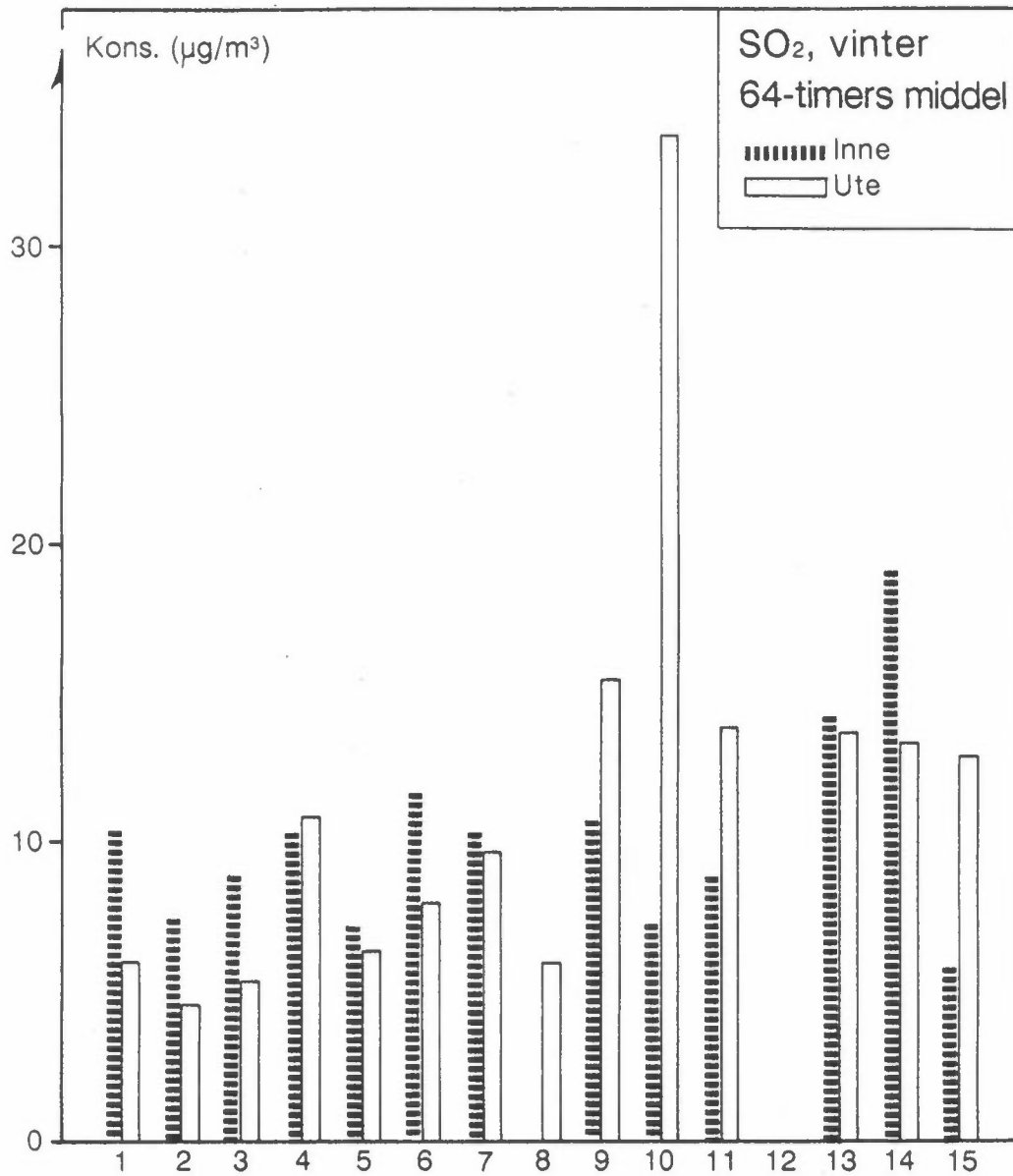
I figur 1 er vist resultatene fra målingene i vinterperioden (januar/februar). Figuren viser at konsentrasjonen av SO₂ var lavere enn 20 µg/m³ i alle boligene. Det var heller ingen høye verdier i uteluft, den høyeste var omtrent 34 µg/m³ utenfor bolig nummer 10. Dette betyr at ingen av uteprøvene var plassert lenge i røykfanen fra Union, sjøl om tre av målestedene lå rundt bedriften.

Figuren viser også at det var liten forskjell mellom konsentrasjonene ute og inne så lenge utekonsentrasjonene var lave.

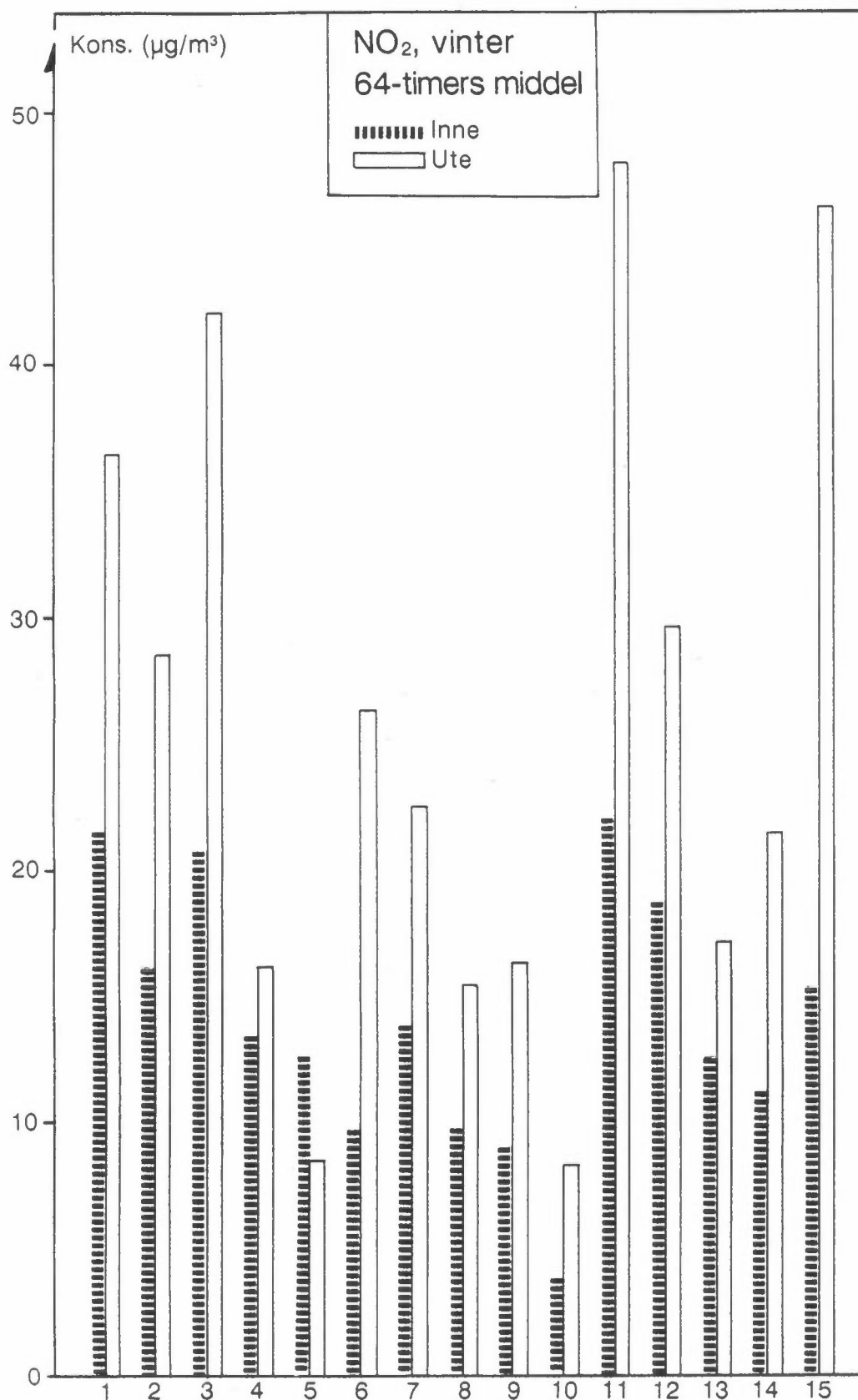
- NO₂

Resultatene fra vinterperioden er vist i figur 2. Det framgår at konsentrasjonene av NO₂ gjennomgående var høyere enn konsentrasjonene av SO₂.

Det er vanlig å anta at NO₂ reagerer med forskjellige materialer og overflater i innemiljøet. Dette gjelder blant annet tekstiler og betongflater. Siden det i Norge vanligvis ikke er noen betydelige NO₂-kilder innendørs, vil derfor innekonsentrasjonen som oftest være lavere enn utekonsentrasjonen her i landet. Dette samsvarer med resultatene av målingene i alle boligene unntatt bolig nummer 5.



Figur 1: 64-timersmiddel av konsentrasjonene av SO₂ inne i og utenfor 15 boliger i Grenlandsområdet i januar/februar 1988.



Figur 2: 64-timersmiddel av konsentrasjonene av NO₂ inne i og utenfor 15 boliger i Grenlandsområdet i januar/februar 1988.

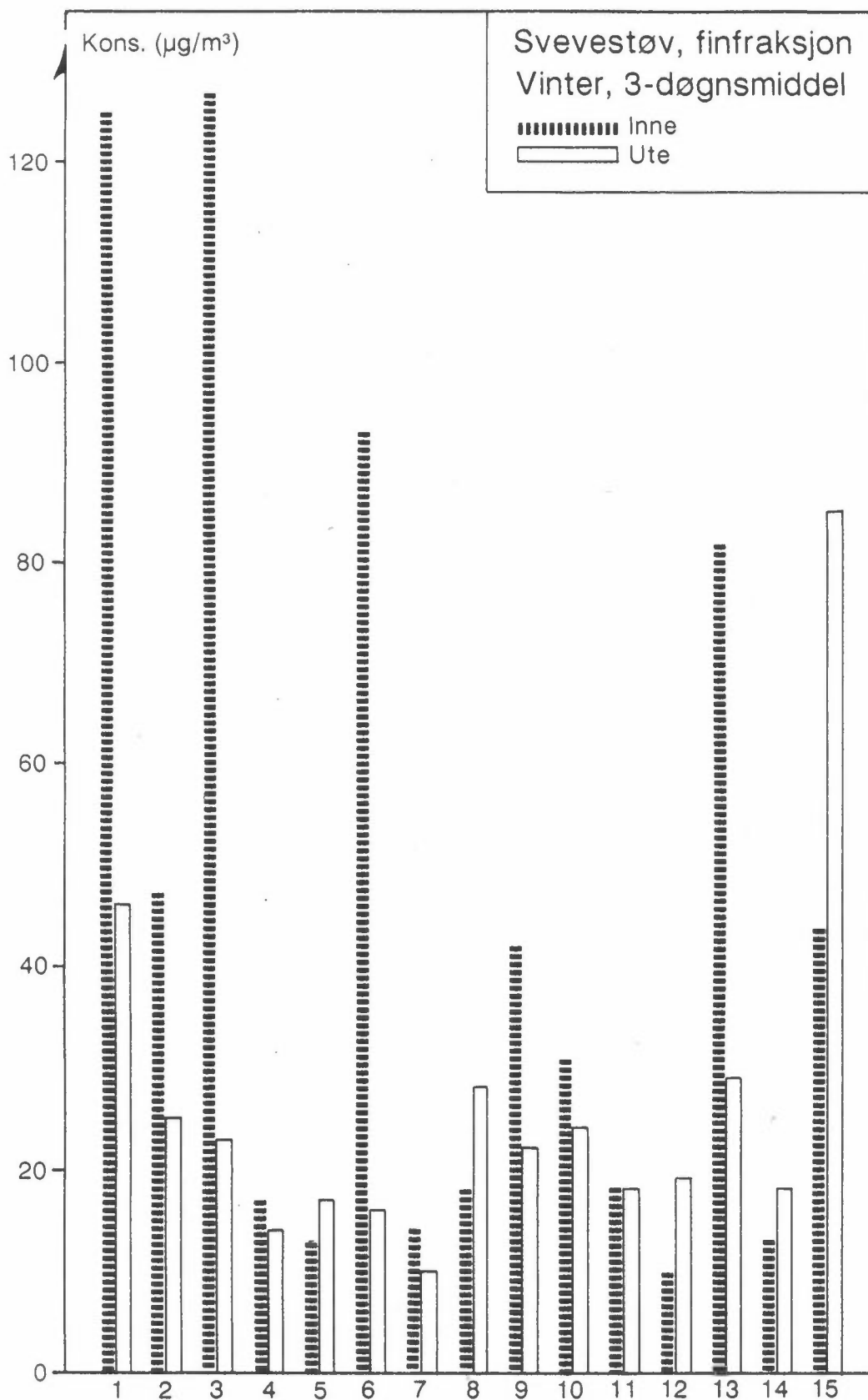
- Svevestøv, finfraksjon

Finfraksjonen av svevestøvet består av partikler med diameter mindre enn 2,5 μg . Dette er partikler som kommer helt ned i lungene ved innånding.

I figur 3 er vist de målte konsentrasjonene av finfraksjonen av svevestøvet i vinterperioden. I bolig nummer 1, 2, 3, 6, 9, 13 og 15 ble det rapportert røyking av 5 sigaretter eller mer pr. døgn, og dette svarer akkurat til de boligene som hadde høyest konsentrasjon av finfraksjonen i innelufta. Dette demonstrerer helt tydelig at tobakksrøyking er en av de absolutt viktigste kildene til finstøv innendørs.

I bolig nummer 1 og 3 var inneluftkonsentrasjonene høyere enn 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Verdens helseorganisasjon foreslår en retningslinje for svevestøvkonsentrasjonen på 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Verdiene i de to boligene må derfor karakteriseres som høye.

I de boligene der det ikke ble røykt, var det liten forskjell mellom konsentrasjonene inne og ute.



Figur 3: 3-døgnsmidler av konsentrasjonene av finfraksjonen av svevestøvet inne i og utenfor 15 boliger i Grenlandsområdet i januar/februar 1988.

6 EKSPONERING

Resultatene av målingene i Grenland og av liknende målinger andre steder i verden, viser at noen av forurensningskomponentene har høyest konsentrasjon i inneluft, noen har høyest konsentrasjon i uteluft og noen har omtrent like høy konsentrasjon ute og inne. Siden et menneske tilbringer mesteparten av sin tid inne, vil imidlertid det meste av eksponeringen for langt de fleste av komponentene, skyldes forurensning i inneluft. I tabell 1 er vist beregnet prosentvis fordeling av det daglige inntaket av noen utvalgte forurensningskomponenter fordelt på ute- og inneluft i USA. Det er antatt at et menneske puster inn 15 m^3 luft i døgnet og at det oppholder seg 90% av tida innendørs. Tabellen viser at for noen komponenter (formaldehyd, toluen og radon) er eksponeringen i uteluft av liten betydning. Ozon karakteriseres vanligvis som hovedsakelig uteluft-forurensning, men også for denne komponenten kommer det meste av det daglige inntaket fra inneluft.

Konklusjonen blir derfor at en forbedring av luftkvaliteten innendørs vil føre til betydelig reduksjon av menneskers eksponering for langt de fleste luftforurensningene, mens en forbedring av luftkvaliteten ute vil ha forholdsvis liten innflytelse på den totale eksponeringen.

Tabell 1: Prosentvis fordeling av det daglige inntaket av noen utvalgte forurensningskomponenter fordelt på ute- og inneluft.

Forurensning	Ute	Inne
Formaldehyd (HCHO)	0,7%	99,3%
Toluen (C_7H_8)	0,7%	99,3%
Ozon (O_3)	27,0%	73,0%
Respirable partikler ³	4,0%	96,0%
Nitrogendioksid (NO_2)	1,8%	98,2%
Radon (Rn)	1,1%	98,9%

Totalt respirasjonsvolum:

$15 \text{ m}^3/\text{dag}$ ($1,5 \text{ m}^3/\text{dag}$ ute og $13,5 \text{ m}^3/\text{dag}$ inne).

Kilde: J.A.J. Stolwijk:

Proc. 4th Int. conf. indoor air quality and climate, Berlin, 1987.

VEITRAFIKKFORURENSNINGER. PROBLEMOVERSIKT. METODER TIL BRUK I AREALPLANLEGGING.

Steinar Larssen

Norsk institutt for luftforskning
Postboks 64, 2001 Lillestrøm, Norge

1 INNLEDNING

Det er kjent at veitrafikken representerer en betydningsfull kilde til luftforurensninger. Bileksosen inneholder en rekke stoffer som er potensielle skapere av forurensningsproblemer lokalt og i byer, regionalt over større områder, og også globalt. Bileksosutslipp og omfanget av de luftforurensningsproblemer det skaper er i rimelig grad kartlagt. Dette gjelder spesielt lokal forurensning i byer og tettsteder, men også bileksosutslippets bidrag til regionale problemer som "sur nedbør" og troposfærisk ozon, som kan skade fiskevann og vegetasjon, kan estimeres.

Bilavgassutslippet fra en trafikkstrøm eller fra trafikkarbeidet totalt i et tettsted kan beregnes rimelig nøyaktig, og det eksisterer metoder for å beregne de konsentrasjonene av luftforurensning dette medfører i miljøet, metoder som er kalibrert mot faktiske målinger.

Behovet for tiltak for å redusere forurensningen fra bileksos kan dermed baseres på kunnskap om forekomst i miljøet sett i relasjon til skadevirkninger.

I det følgende blir de forurensningsproblemer biltrafikken bidrar til omtalt. Ulike beregningsmetoder som kan benyttes ved planlegging av veianlegg blir beskrevet, og muligheter for reduksjon av forurensningsproblemer knyttet til bileksos i framtiden diskutert.

2 LUFTFORURENSINGSPROBLEMER SOM BILTRAFIKKEN BIDRAR TIL

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

Tabell 1: Viktige luftforurensningsproblemer som biltrafikken bidrar til.

SKALA	PROBLEM	STOFFER
GATE/TETTSTED 10 m-10 km	Helseeffekt Nedsmussing Lukt	CO, NO ₂ , PM ₁₀ , sot, org.st. Veistøv, sot Org.st. (dieseleksos)
REGIONALT 1000 km	Forsuring av vann og jordsmonn Troposfærisk ozon	S- og N-forbindelser NOx, VOC
GLOBAL	Drivhuseffekt Ozon-nedbrytning	CO ₂ , KFK, CH ₄ , N ₂ O, CO KFK, N ₂ O

Utslipet av CO, NO₂ og partikler kan gi negativ helsepåvirkning lokalt i gater og i tettsteder generelt. Utslipet av NOx og flyktige hydrokarboner (VOC) bidrar til forsuring og dannelse av troposfærisk ozon, som kan gi et bidrag til forekomsten av vegetasjonsskader. Utslipet 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 vil kunne delta i nedbrytning av ozonlaget.

3 BILTRAFIKK OG LOKALE FORURENSNINGSPROBLEMER

Lokale overskridelser av grenseverdier for luftkvalitet basert på helseeffekter

På lokal skala (gate- og byskala) gir utslippet av stoffer som karbonmonoksid (CO), nitrogenoksider (NO_x) og partikler med sitt innhold av organiske stoffer opphav til konsentrasjoner som til tider overskrider grenseverdier for luftkvalitet. Slike grenseverdier er satt på grunnlag av kunnskap om virkninger av stoffene på helsen. Overskridelser av grenseverdiene antyder mulighet for en uønsket helsepåvirkning på befolkningen som bør unngås.

Lokal forurensningsgrad er kartlagt i en del byer i Norge. Kartleggingen har vist at grenseverdier for CO, NO₂, sot og partikler kan overskrides i bygater med døgntrafikk større enn ca. 5 000 biler. I byatmosfære generelt er det til tider overskridelser av grenseverdier for NO₂, sot og partikler i våre større byer. Verdier høyere enn grenseverdier opptrer stort sett i vinterhalvåret, fordi spredningsforholdene da til tider er svært dårlige, med svak vind og inversjonsforhold. Tabell 2 gir en oversikt over omfanget av overskridelser av grenseverdier som er målt i løpet av vintersesonger i Oslo, Bergen og Drammen. I en rekke byer der større luftforurensningsundersøkelser er gjennomført, har NILU på grunnlag av målinger og beregninger av forurensningsnivået estimert hvor mange mennesker som til tider opplever luftforurensning høyere enn grenseverdier ved sitt bosted. En oversikt over dette er gitt i tabell 3.

Bilavgassutslipp er hovedansvarlig for CO- og NO₂-eksponeringen, og en stor del av partikkeleksponeringen, mens bidraget fra bilene til SO₂-forurensningen er lite.

Tabell 2: Omfang av overskridelser av grenseverdier for luftkvalitet. Antall døgn med overskridelser på sentrumstasjoner, samt i St.Olavs gate i Oslo.

	NO ₂	SOT	CO	SO ₂
Oslo 1985 (jan.-feb.)	6	6	0	3
St. Olavs gt., Oslo jan.-feb. 1985	20	23	25	5
Bergen 1983/84 (vinterhalvår)	7	7	5	2
Drammen 1984/85 (vinterhalvår)	11*	5	3	8

* 1985/86.

1

Tabell 3: Estimert antall mennesker i en del byer i Norge som til tider ved sitt bosted opplever luftkvalitet dårligere enn grenseverdier.

	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

Tunnelmunninger

Ved munningen av langsluftede veitunner kan konsentrasjonen av CO, NO_x og andre forurensninger bli svært høy. I avgrensede områder ved slike munninger vil grenseverdier for luftkvalitet kunne overskrides spesielt i rushtider når spredningsforholdene samtidig er dårlige. Dette området kan strekke seg ut til avstander på 50-150 m fra munningen, avhengig av tunnelens lengde, stigning, trafikkmengden og om det er enveis eller toveis trafikk i tunnelen.

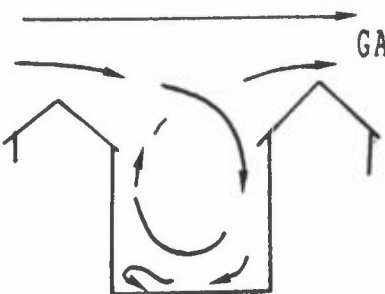
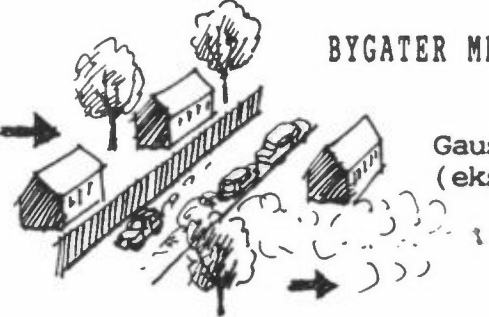
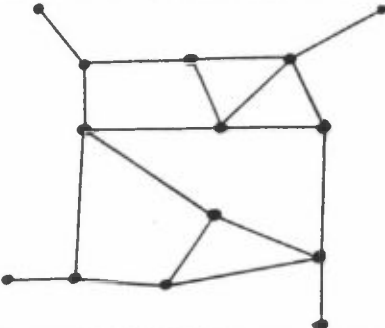

Veistøv

Hvert år sliter piggdekkene ca. 300 000 tonn asfalt fra norske veier. En del av dette støvet virvles opp og blir luftbåret som svevestøv, når det er tørt på veiene i piggdekkseasonen og utover våren. Veistøvoppvirvlingen kan til tider bli så stor at den gir dis over hele byområder. I slike tørre episoder er veistøvet den helt dominerende kilden ikke bare til store støvpartikler som avsettes relativt raskt på bakken, men også til inhalerbart støv (partikler med diameter mindre enn 10 µm, dvs. en hundredels mm), som inhaleres og som avsettes i de nedre luftveier. Veistøvkonsentrasjonen kan da bli så høy ved veier at den kan tillegges en viss helsemessig betydning, spesielt med tanke på innholdet av kvarts, som noen steder kan være høyt.

Asfaltblandingen på veiene består til 95% av stein og til 5% av bitumen. Undersøkelser av støvforurensningen ved veier i Norge har vist at når det gjelder partiklenes mutagenitet, er det eksospartiklene og disses innhold av organiske stoffer som dominerer.

4 BEREGNINGSMETODER FOR LOKAL BILEKSOSFORURENSNING

På teoretisk og empirisk grunnlag er det utviklet spredningsmodeller og metoder for beregning av konsentrasjonen av forurensning langs gater og veier og i byområdet generelt. Eksempler på slike er gitt i figur 1.

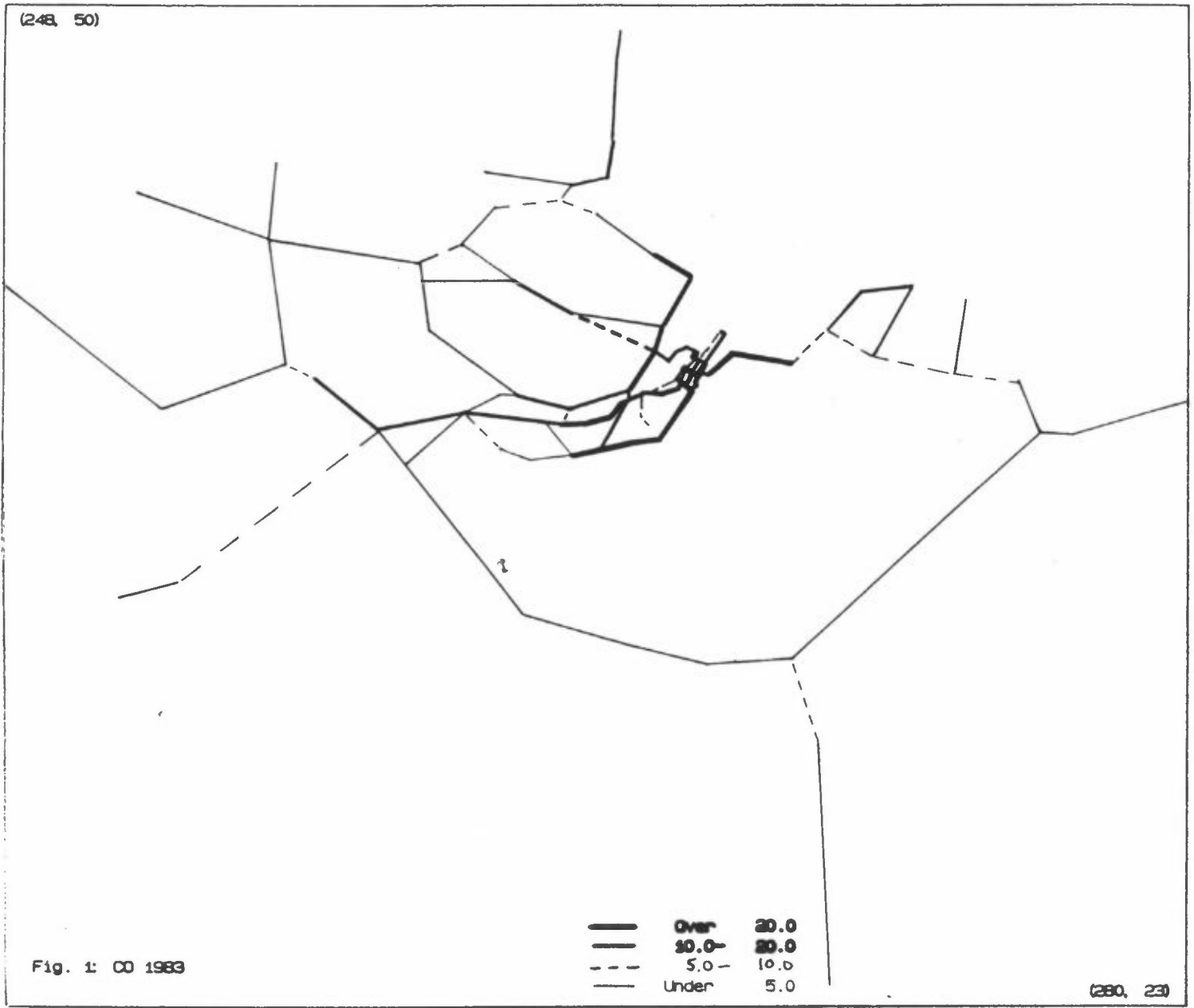
DOMENE	MODELL	INNGANGSDATA
	<p>GATER MED FASADE-REKKE(R)</p> <p>Nordisk beregningsmetode for bilavgasser</p>	<p>Trafikk Utslipp Vei</p>
	<p>LANDEVEIER BYGATER MED SPREDT BEBYGGELSE</p> <p>Gaussisk spredningsmodell (eks.: HIWAY, USA)</p>	<p>Trafikk Utslipp Vei Spredning (vind etc.)</p>
	<p>VEINETT</p> <p>Kombinasjon av spredningsmodeller</p>	<p>Trafikk Utslipp Vei Spredning</p>
	<p>TUNNELMUNNINGER</p> <p>Spredningsmodell for tunnelmunning (jet-fase, plume-fase)</p>	<p>Trafikk Utslipp Tunnel Ventilasjon Spredning</p>

Figur 1: Oversikt over metoder for beregning av luftforurensning ved veier og tunnelmunnninger.

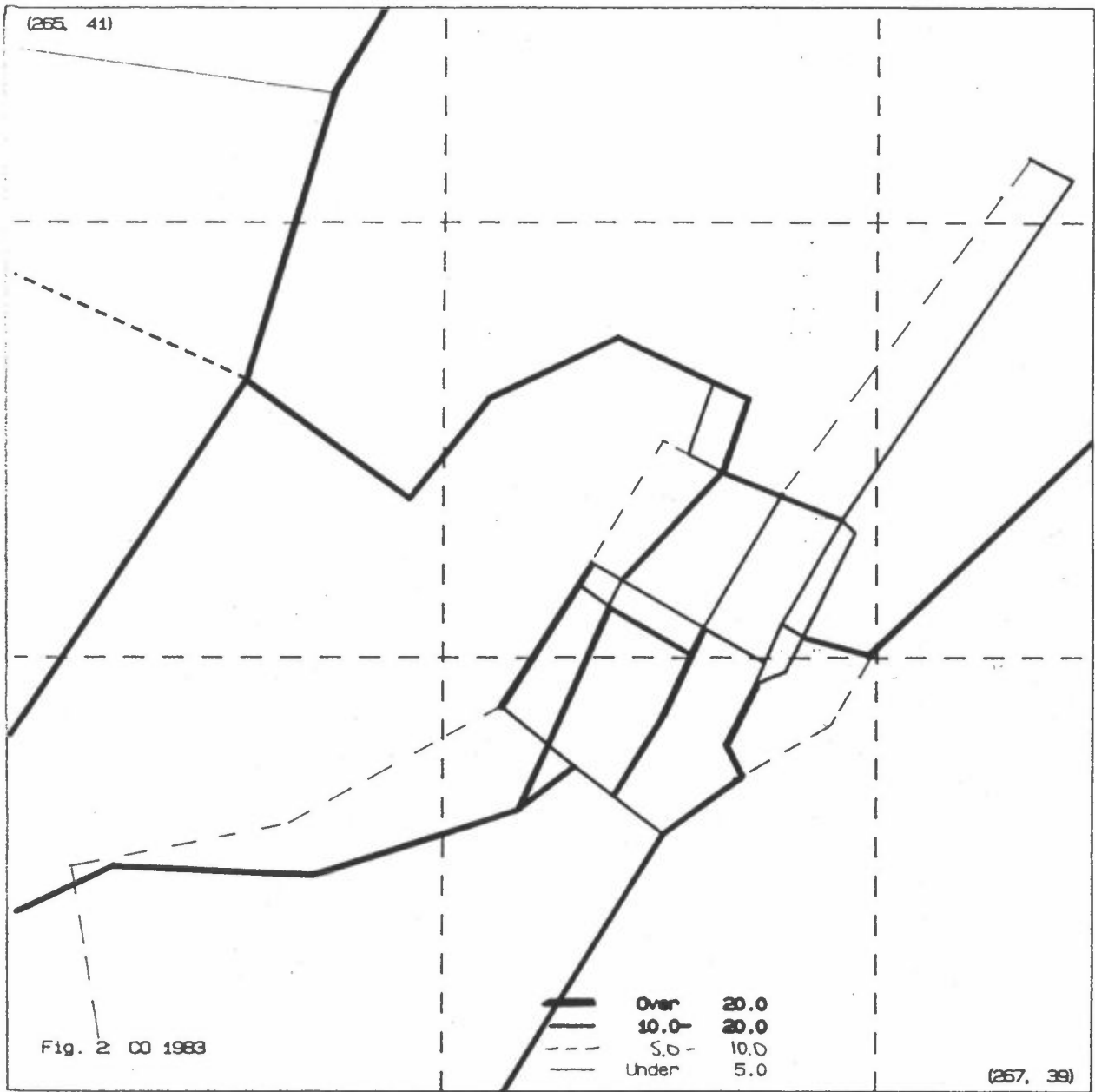
Ved NILU benyttes ulike spredningsmodeller for bygater med fasaderekke(r) langs gaten (lengde min. 50-70 m), for veier med spredt bebyggelse og for landeveier. Ved beregning av forurensning langs hele veinett kombineres de ulike metodene. For tunnelmunninger er utviklet en egen spredningsmodell.

Disse metodene kan benyttes til karakterisering av dagens veinett og trafikkforhold, og også til å sammenligne miljøforhold ved ulike alternative trafikkplaner for fremtiden. I utslippsberegningen tas hensyn til dagens og framtidige antatte avgasskrav, og gradvis innføring i bilparken av nye biler som tilfredsstillere strengere avgasskrav.

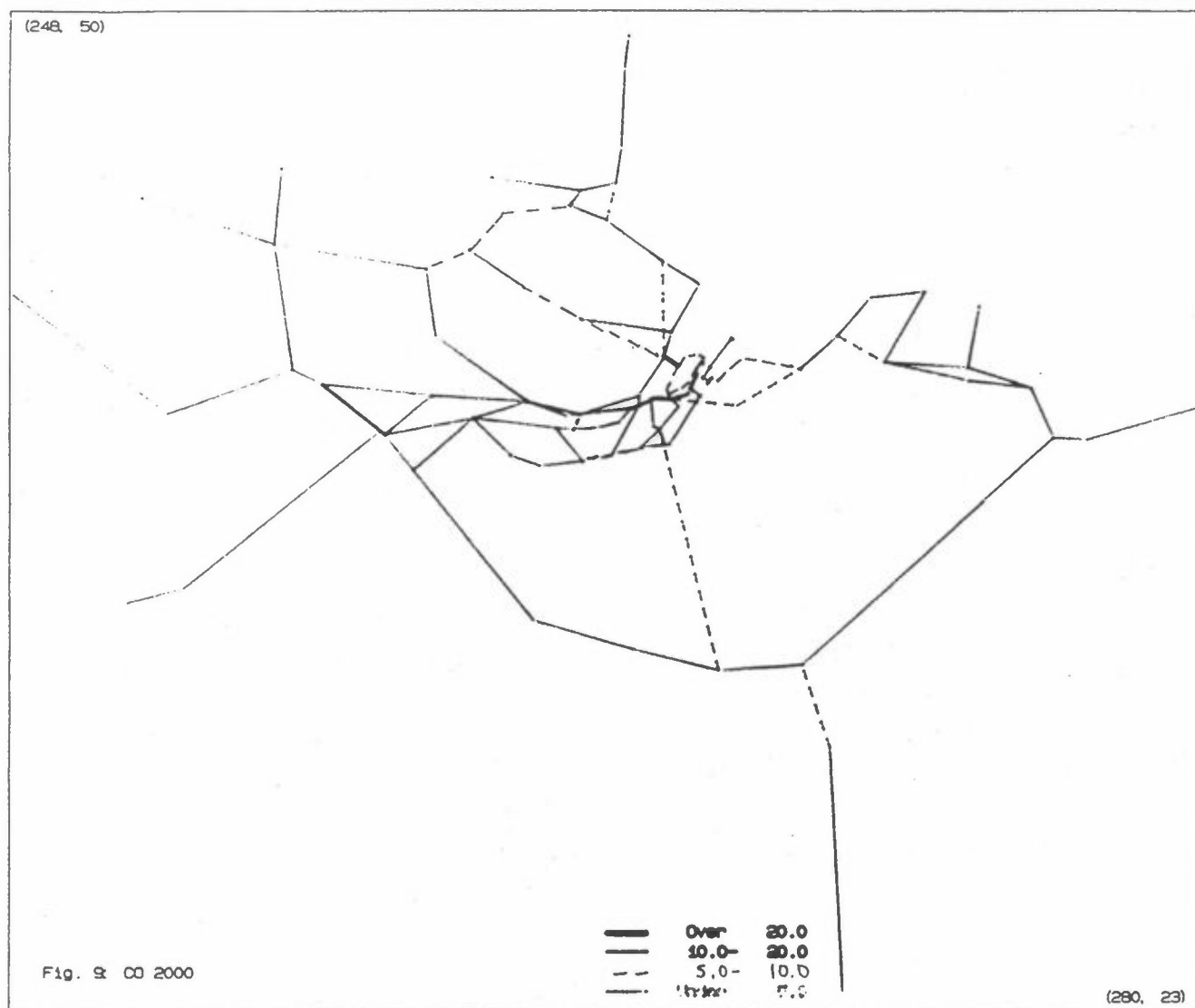
I figurene 2, 3 og 4 er vist eksempler på resultater fra beregning av forurensning langs et veinett; Eksemplet er hentet fra Bergen (figurene presenteres i farger, avhengig av veiens forurensningsgrad). Figur 2 viser CO-forurensning langs veinettet beregnet for 1983. Figur 3 viser et mer detaljert bilde av dette for sentrumsområdet. Figur 4 viser CO-forholdene i år 2000, etter at det er nær fullt gjennomslag av katalysatorbiler, bygget av en del veitunneler, samt at trafikksanering er gjennomført i sentrum. Beregningen er basert på kommunens trafikkprognoser, som innebærer en generell årlig trafikkvekst på fra ca. 5% i perioden 1983-86 til ca. 3% i 1994-2000.



Figur 2: CO langs veinettet i Bergen 1983.



Figur 3: CO langs veinettet i Bergen 1983. Utsnitt av sentrumsområdet.



Figur 4: CO langs veinettet i Bergen 2000.

5 KATALYSATORBILER OG KOMMENDE AVGASSKRAV

Som kjent skal alle nye bensindrevne personbiler f.o.m. modellår 1989 tilfredsstille nye avgasskrav, tilsvarende de nåværende krav i USA, som er vesentlig strengere enn tidligere avgasskrav (se tabell 4).

Tabell 4: Avgasskrav til bensindrevne personbiler i Norge før og etter modellår 1989 (g/km).

	CO	NOx	VOC
Før 1989 (ECE-krav R15/04)	14.3	4.7	
Etter 1989 (USA-krav)	2.1	0.62	0.25

De nye kravene skal overholdes i minimum 80 000 km fra bilen er ny. Med dagens teknologi kan avgasskravene bare oppnås ved bruk av 3-veis katalysator kombinert med kontrollert forbrenningsforhold (konstant luft-drivstoff-blanding innenfor snevre grenser).

En ny katalysator som er varm har en meget god renseeffekt på CO, NOx, VOC og også partikler (bedre enn 90-95% effekt). Forhold som reduserer virkningsgraden er imidlertid at det ved kaldstart tar noen minutter før katalysatoren er varm nok til å virke. Likeledes nedsettes effektiviteten en del med tiden, men den skal altså holde kravene i minst 80 000 km, og i normale tilfelle anses ikke det å være noe problem. Katalysatoren tåler ikke bly, og en må derved kjøre på blyfri bensin. En fylling med blyholdig bensin kan ødelegge katalysatorens renseeffekt.

Med dagens kunnskap om katalysatorer regner vi med at i en bilpark av katalysatorbiler, med samme aldersfordeling som dagens bilpark, vil utslippet av CO og NOx for gjennomsnittsbilen være 30% av utslippet fra dagens gjennomsnittsbil, som middelerdi for all kjøring.

Katalysatoren reduserer ikke utslippet av "klimagasser" fra kjøretøyet (se kapittel 7). CO₂-utslippet er omtrent det samme med og uten katalysator. Utslippet av metan reduseres noe, men ikke i samme grad som

tyngre VOC. Utslipet av N_2O , som også er en klimagass, er en god del større med katalysator enn uten.

Når det gjelder dieseldrevne biler, vil det i løpet av noen år sannsynligvis bli innført strengere avgasskrav også for disse. Krav til dieseldrevne personbiler kommer kanskje allerede i 1991, mens krav til dieseldrevne lastebiler og busser sannsynligvis kommer noen år etter dette. Busser og lastebiler representerer tilsammen et vesentlig utslipp av NO_x , både i byer og tettsteder og nasjonalt. De nye avgasskravene vil gi omtrent en halvering av NO_x -utslippet for disse bilene, i tillegg til at sot-utslippet blir redusert.

6 BILTRAFIKK OG REGIONALE FORURENSNINGSPROBLEMER

De viktigste luftforurensningsproblemer på regional skala (størrelsesorden 1 000 km) er forsuring av vann og jordsmonn, samt dannelse av ozon i troposfæren, som kan være en medvirkende årsak til skade på skog. Biltrafikken bidrar til disse problemene først og fremst ved sitt utslipp av nitrogenoksider og flyktige hydrokarboner (VOC).

Forsuring av vann og jordsmonn skyldes i hovedsak deponering av svovel(S)- og nitrogen(N)-forbindelser. Svovel-forbindelsene (svoveldioksid og sulfater) gir i Norge det største bidraget til forsuring. Reduksjon av NO_x -utslippet fra biltrafikken gir en viss reduksjon av forsuringen. Dersom de avgasskrav som gjelder og planlegges i Norge fikk gjennomslag i Europa, ville samlet NO_x -utslipp bli redusert med omlag 15% i Øst-Europa og omlag 30% i Vest-Europa. Dette ville gi nær tilsvarende reduksjoner av deponeringen av N-forbindelser over Sør-Norge.

Konsentrasjonen av ozon i troposfæren (de lavere luftlag) skyldes i hovedsak naturlig forekomst, men økte utslipp av NO_x og VOC på regional skala fører for det første til en langsom økning i troposfærisk ozon, og for det andre til høyere maksimalkonsentrasjoner av ozon i episoder med fotokjemisk ozondannelse. Denne ozonoppbyggingen og ozontopper i fotokjemiske forurensningsepisoder om sommeren kan øke risikoen for vegetasjonsskader.

Tabell 5 viser at biltrafikken i Europa står for ca 50% av det antropogene NO_x-utslippet, og 40-45% av det antropogene VOC-utslippet. Beregninger antyder at reduksjon av biltrafikkens utslipp av VOC spesielt, og også NO_x, gir vesentlige reduksjoner i troposfærisk ozondannelse.

Tabel 5: Regional biltrafikkforurensning. Biltrafikkens bidrag (i prosent) til samlede antropogene utslipp.

	NO _x	VOC
OSLO, vinter	78	
GRENLAND	30-40	
NORGE	40	39
EUROPA VEST	60	45
EUROPA ØST	38	
USA	22	21

Ref.: OECD og NILU

I forbindelse med disse regionale forurensningsproblemer er det utslipp over større områder som betyr noe. Med "biltrafikk" menes egentlig den europeiske biltrafikken samlet. Det må være klart at utslipp fra norske tettsteder og norsk bilpark totalt sett bare gir små bidrag til de problemer som her er omtalt. For å være med å lede utviklingen i ønsket retning mot lavere utslipp, og ikke minst oppfylle de forpliktelser vi har bundet oss til i internasjonale avtaler bl.a. om NO_x-utslipp, er utslippsreduksjoner nødvendige også i Norge.

7 BILAVGASSER OG GLOBALE FORURENSNINGSPROBLEMER

På global skala bidrar bilavgasser til utslippet av såkalte "klimagasser", som ved sin evne til å absorbere varmestråling fra jorden kan føre til oppvarming av atmosfæren utover de naturlige variasjoner i klimaet. Bilavgasser inneholder også stoffer som deltar i nedbrytningen av ozonlaget i stratosfæren.

Klimagasser i bilavgasser er i første rekke CO_2 og CH_4 . CO-utslippet har også betydning i denne sammenheng. CO inngår i de atmosfærekjemiske reaksjoner på en slik måte at oksidasjonen av CO til CO_2 skjer i noen grad på bekostning av nedbrytning av CH_4 . CO-utslipp fører derved til at CH_4 -innholdet i atmosfæren brytes ned langsommere, og derved at CH_4 -konsentrasjonen blir høyere enn den ville vært uten CO.

Biltrafikken står for ca 20% av antropogent CO_2 i Norge (tabell 6). Av dette utgjør bensindrevne personbiler ca 65%. Globalt står biltrafikken for ca 15% av antropogent CO_2 -utslipp, mens biltrafikkens CH_4 -utslipp sannsynligvis er mindre enn 10% av samlet CH_4 -utslipp, inklusive naturlige kilder.

Tabell 6: Biltrafikkens bidrag (prosent) til utslipp av CO_2 , CH_4 og CO nasjonalt og globalt

	NORGE	GLOBALT
CO_2 ¹	21	ca 15
CH_4		(ca 20) ²
CO	71 ¹	(ca 15) ²

1 Antropogent utslipp

2 Fra "fossilt brennstoff" totalt i forhold til antropogene + naturlige kilder

Andre viktige CO₂-kilder i Norge er oljeforbrenning (38%, fordelt på 28% fra industri og 10% fra boligoppvarming), 17% fra industriprosesser, 13% fra skipsfart og fiske, og 5% fra luftfart (landing og avgang, norske flyplasser).

Utslipet av klimagasser fra biltrafikk er en funksjon av samlet drivstofforbruk. Med dagens teknologi kan ikke CO₂-utslipet reduseres fra bensin- og dieseldrevne biler på annen måte enn at drivstofforbruket reduseres. Katalysatorer reduserer ikke CO₂-utslipet. CH₄-utslipet reduseres en del, mens utslippet av N₂O, som også er en klimagass, er større fra katalysatorbilen enn fra dagens biler.

Bruk av gass i biler i stedet for bensin og diesel reduserer CO₂-utslipet noe. Ved LPG-drift er CO₂-reduksjonen nokså marginal, mens den ved LNG-drift kan være av størrelsesorden 20-25%.

Gassen N₂O deltar i nedbrytningen av ozonlaget i stratosfæren. N₂O-utslipet fra katalysatorbiler bidrar i så måte til dette. N₂O-utslipet fra katalysatorbilene er lite i forhold til utslippet fra naturlige kilder. KFK-gasser er en mer betydningsfull kilde til ozonnedbrytning enn N₂O. Her bidrar ikke bilutslippet noe, men air-conditioning-anlegg i biler er en KFK-kilde på linje med andre kjøle- og fryseanlegg.

8 UTSIKTER FOR REDUKSJON AV FRAMTIDIG BILAVGASSUTSLIPP

En reduksjon av de forurensningsproblemer som er nevnt krever en reduksjon av utslipp til luft, bl.a. av utslipp av bilavgasser. De avgasskrav som er innført og som vil komme i løpet av få år, vil gi betydelige utslippsreduksjoner ved uendret trafikkarbeid. Prognosene for trafikkarbeid framover, bl.a. i Norge, regner imidlertid med en vesentlig økning fram mot år 2000, kanskje så mye som 40%. En slik økning i trafikkarbeidet vil redusere den gevinst som ligger i katalysatorbiler og andre avgassreduksjoner.

En ytterligere reduksjon i avgassutslippet må både søkes i redusert

trafikkarbeid (stikkord: kollektivtrafikk, arealplanlegging) og i videre tekniske forbedringer i dagens motorer, samt innføring av nyere teknologi som gir mindre utslipp. I tabell 7 er satt opp en del mulige veier å gå for å redusere det spesifikke avgassutslippet fra kjøretøyer (utslipp pr. utkjørt veilengde).

Tabell 7: Teknologi som gir redusert avgassutslipp

	Hovedeffekt: Reduksjon av:
- Forbedret 3-veis katalysator (California 1989)	NOx
- Forbedret forbrenningsteknikk, dieselmotorer	NOx, sot
- Overgang diesel - gass + 3-veis katalysator, busser, lastebiler og skip	NOx, VOC, sot, CO ₂
- Redusert spesifikt drivstofforbruk (1/km) "by-biler"	CO ₂
- Naturgass som drivstoff	CO ₂
- Etanol fra "energi-vekster"	CO ₂
- El-biler	
- Brensel-celler	
- Sol-energi	
- Hydrogen	

Innføring av California-krav til bensindrevne biler som gir ytterligere NOx-reduksjon, og forbedring av dieselmotorer ligger allerede inne i de nyere avgassbestemmelser som myndighetene vurderer å innføre.

Bruk av gass (LPG) som framdriftsmiddel i større dieselmotorer i busser og lastebiler, og også skip, er stort sett tilgjengelig teknologi. Koblet med 3-veis katalysator vil dette gi vesentlig reduksjon i bl.a. NOx- og VOC-utslipp. Gassdrevne busser eksisterer allerede i et visst omfang, og prøvedrift av slike er gjennomført i Norge.

Utvikling mot lette biltyper med lavt drivstofforbruk har kommet langt, og drivstofforbruk av størrelsesorden 0.2 l/mil ved forsiktig kjøring (kombinasjon by/landevei/motorvei) er oppnådd. Reduksjon i CO₂-utslipp er proporsjonal med reduksjonen i drivstofforbruk.

Naturgass som drivstoff vil gi en reduksjon i CO₂-utslipp på kanskje 20-25% i forhold til bensin og diesel.

Etanol produsert fra energivekster (f.eks. sukkerrør) kan brukes som drivstoff. Dette er gjort i stor utstrekning i Brasil i mange år. Dette gir ingen netto tilførsel av CO₂ til CO₂-kretsløpet, idet karbonet i vekstene tas fra CO₂ i atmosfæren.

El.biler og biler som drives av brensel-celler, solenergi og hydrogengass representerer nær avgassfrie teknologier, men ikke nødvendigvis forurensningsfrie. Det avhenger av primærenergi-kilden for produksjon av elektrisitet, brenselceller og hydrogen. El-biler som går på strøm produsert fra vannkraft vil være nær forurensningsfrie.

Etter min mening bør alle disse mulighetene vurderes, sammen med muligheter for reduksjon av andre typer utslipp, i en langsiktig framtidig strategi mot ytterligere reduksjon av samlet forurensende utslipp til luft. Spesielt for å få en kontroll med utslippet av klimagasser tror jeg alle muligheter for redusert utslipp må utnyttes.

TILTAK I AREALPLANLEGGINGEN

På lokalt plan er det i transport- og arealplanleggingen mulighetene for redusert avgassutslipp og forurensning fra biltrafikken ligger.

Reduksjon av lokal, helseskadelig forurensningspåvirkning ligger først og fremst i å skille biltrafikken fra boligområder og beferdete områder. Stikkord for dette er:

- trafikksanering
- gågate-områder
- større avstand gater/beferdete strøk
- redusert trafikkarbeid i tettstedet generelt.

Lokale tiltak for å redusere samlet avgassutslipp (spes. NO_x, VOC, klimagasser) ligger i trafikk- og arealbrukplanlegging for på lengre sikt å redusere samlet trafikkarbeid. Stikkord her er:

- overgang fra individuell trafikk til kollektivtrafikk (elektrisk eller gass m/katalysator)
- overgang fra veitransport til skinnetransport
- arealplanlegging for å redusere transportbehov.

Som hjelpemidler i arealplanleggingen, når det gjelder virkninger av ulike planalternativer på avgassutslipp og luftkvalitet, kan beregninger av dette utføres basert på vei- og trafikkdata, f.eks. med de metoder som er beskrevet i figur 1.

Beregningene bør, for de ulike areal- og transportplaner, i utgangspunktet omfatte:

- beregninger av forurensningskonsentrasjoner langs veinettet
- generell luftkvalitet i området
- beregning av totalutslipp av NO_x, VOC og CO₂.

LUFTKVALITETEN I NORGE - STATUS OG UTVIKLING.

B. Sivertsen

Norsk institutt for luftforskning

Postboks 64, 2001 Lillestrøm

1 INNLEDNING

Vi hører ofte at luftforurensningene måtte da være mye verre før enn de er nå!

Men er luften bedre enn den var? Hvilke kriterier skal legges til grunn for en vurdering av luftkvaliteten i Norge før, nå og i framtiden? Hvordan vurderes luftkvaliteten?

Det er ikke enkelt å gjøre en objektiv framstilling av forurensningssituasjonen før og nå. Definisjonen av luftforurensning inneholder en rekke elementer som:

- Mengde
- sammensetning
- egenskaper
- skala (rom og tid)
- mottaker (reseptor)
- virkning (ugunstig effekt).

Som vi skal se har sammensetningen av luftforurensningene endret seg med årene, noe som alene vanskeliggjør en direkte sammenlikning mellom 1960-nivå og 1989-nivå.

Når vi videre skal vurdere om luftforurensningene representerer et PROBLEM, og dessuten si noe om problemets omfang, vil en slik vurdering også være basert på:

- de faktisk målbare endringene i forurensningsnivået (konsentrasjoner)
- endrete kunnskaper om luftforurensningene
- akseptans.

På den annen side vil et ikke kvantifiserbart begrep som HOLDNINGER spille en rolle når PROBLEMETS omfang skal vurderes. Holdningene på sin side påvirkes også av kunnskapene, men dessuten av aksjonsgruppers utspill, massemedia og enkeltstående subjektive inntrykk.

På denne bakgrunnen kan en kanskje si at luftforurensningene sannsynligvis er blitt redusert, mens problemet har økt, og iallefall endret seg.

Et annet aspekt ved forurensningene er problemets skala i rom og tid. Dette kan også være med å bestemme problemets omfang.

Problemene og luftforurensningenes virkninger er helt forskjellig på de ulike skalaene. For enkelhets skyld kan vi definere den horisontale utbredelsen av luftforurensningene i 6 "klasser":

Områdetype	Utbredelse (km)	Typisk problem
Gate	0,01	Akutt høy eksponering, helse
Kvartal, bydel	0,1-1	Tidvise høye konsentrasjoner, eksponering, helse, nedsmussing
Lokal (by)	10	Episodisk, helse og materialskade
Regional	100	Avsetning, episoder, vegetasjonsskade
Kontinental	1 000	Sur nedbør, skogskade, akkumulering
Global	10 000	Klima, opphopning i næringskjeden

Hvilke luftforurensninger omtaler vi? 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
NOx	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	ozonnedbrytning
Ozon (troposfæren)	forbrenning, trafikk sekundær forurensning	helse, skog- skade, material- nedbrytning
Ozonlaget (stratosfæren)	KFK, haloner, N ₂ O (industri, jordbruk)	ozonreduksjon kreftøkning
CO ₂	fossile brensler	klimate

La oss på grunnlag av de innledende bemerkningene så gi en kort statusrapport for situasjonen i Norge, og igjen se på problemet ut fra begrepet områdetype og utbredelse-skala.

2 BYER OG TETTSTEDER

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 forurensningstilsyn (SFT).

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

Dette har ført til en kraftig reduksjon i SO_2 -belastningen i byene våre. Mens Oslo på 1960-tallet ble sammenlignet med London (Lindberg, 1968) og sammenhenger mellom SO_2 -nivå og overdødelighet i befolkningen ble dokumentert (se figurene 2 og 3), er nivået i dag i Oslo i gjennomsnitt om vinteren bare ca. 5% av det som ble målt i 1960-65.

Fra 1970 og fram til i dag har vi sett en stadig nedgang i SO_2 -nivået i de fleste byene i Norge (figur 4 og 5).

Også sotkonsentrasjonene avtok først på 70-tallet for deretter å flate ut. Avtakingen skyldes reduksjonen av bidraget fra fyring, mens utflatingen gjenspeiler den økningen som bidraget fra trafikken (særlig dieserbiler) representerer (figur 7).

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. Målinger av NO_2 har pågått i Oslo siden 1980. Her kan en dokumentere en stadig forverring (figur 9). I øvrige byer og tettsteder i Norge startet systematiske målinger så sent som i 1986. Også her kan en se en forverring i belastningen med årene (figur 8).

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 lufta. 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 lufta 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 innleggelse av astmatiske barn ved Ullevål sykehus i Oslo i perioden 1980-88. Dette forholdet vil bli undersøkt i nær framtid. Vi vet også at atmosfærisk korrosjon av metaller i stor utstrekning er knyttet til svovelforurensningene, mens nedbrytning av tre- og steinmaterialer øker ved økt nitrogenbelastning. Kan dette bidra til å akselerere ødeleggelsen av våre kulturminner?

3 INDUSTRIFORURENSNING

Utslipp av luftforurensninger fra norske industribedrifter er redusert siden naturvernåret 1970. Mesteparten av vår tunge smelteindustri kan dokumentere en klar nedgang i utslippene til luft.

Eksempelvis er det typiske fluorutslippet fra aluminiumverkene våre i dag nede på 0,5 kg F pr. tonn aluminium produsert, mens man i 1970 opererte med et utslipp på 2-5 kg F pr. tonn aluminium.

Også utslippet av SO_2 er redusert betydelig de siste årene (figur 14). Det kan vises til en rekke gledelige kurver fra forskjellige industri typer med synkende utslipp og avtakende belastning på miljøet, her representert ved klor- og saltsyreutslippene fra Norsk Hydros anlegg på Herøya (figur 15) eller støvfallet rundt en av sementfabrikkene våre (eks. ved Norcem, Brevik, figur 16). Slike kurver kan mange industribedrifter vise fram, og det er klart at resultatet også i industriområdene har ført til bedre luftkvalitet og redusert miljøbelastning.

Karakteristisk for de siste årenes problemer har vært mer knyttet til "gamle synder", som nedgravd problemavfall. Dessuten er større eller mindre uhell stadig oftere referert i media. Miljøgiftene er sterkere

fokusert. Dette kan skyldes at problemet er større i dag enn det var. Nye produkter, introduksjon av plast og petrokjemisk industri i Norge har ført til at også industriforurensningene er endret. En relativt "uskyldig" brann i et lager i Groruddalen. En bydelslege ringer for-tvilet. Store mengder plastprodukter brenner og ulmer, det ryker stygt og det lukter og svir i øynene. Folk rådes til å holde seg borte. Hva inneholder røyken? Dioksiner? Andre klorerte eller organiske forbindelser?

Oppmerksomheten er større og akseptansnivået lavere. Kanskje er problemet med industriforurensninger fremdeles stort?

I tillegg lanseres "nye" stoffer som kan ha langsiktige uforutsibare effekter. Kunnskapene om effektene øker samtidig som nye produkter kommer til. Luftforurensninger avsettes på vegetasjon, jord og vann, bringes inn i næringskjeden og blir der lenge; klorerte forbindelser og kreftframkallende organiske stoffer.

Noen av disse problemene, som også kan ha konsekvenser for trivsel og helse, er knyttet til nye bygningsmaterialer og nye hustyper, "syke bygg", innemiljøproblemer etc. Men det får bli et annet foredrag.

Dessuten øker bruken av gasser som kan ha betydning for nedbrytning av ozonlaget og i neste omgang jordens varmembalanse og klima. Her er det imidlertid allerede utarbeidet en handlingsplan for å stoppe økningen i bruk av freon-forbindelser og i neste omgang redusere den (figur 17). Det er håp.

4 REGIONALE OG KONTINENTALE PROBLEMER

Overvåkning av regionale og kontinentale luftforurensninger skjer ved 13 faste såkalte bakgrunnstasjoner i Norge.

Problemene på denne skalaen er bl.a. sur nedbør, langsiktig avsetning av metaller, skogskader og radioaktivitet. Måleprogrammene inneholder derfor måling av SO_2 , sulfat, NO_2 , sum ammonium og ozon i lufta. Ved ni målesteder er det etablert radioaktivitetsmålere knyttet til et

automatisk alarmsystem. Det foretas også omfattende målinger og analyser av kjemiske komponenter i nedbøren.

De høyeste konsentrasjonene av forurensninger i nedbøren måles langs Sørlandskysten. Konsentrasjonene avtar markert nordover og innover i landet (figur 18). 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 nitrattilførsel i Sør-Norge (figur 19).

Det har også de siste årene vært en antydning til en forskyvning i belastningen fra Sør-Vestlandet og mer mot Østlandet. Dette er i samsvar med at svenskene rapporterer at det i Sør-Sverige ikke kan merkes noen reduksjon (snarere tvert imot). Årsaken til denne "vandringen" østover kan skyldes at svovelutslippene i Vest-Europa er på vei ned (pga. rensing), mens de fremdeles øker i Øst-Europa. I nær framtid vil vi forhåpentligvis også se en reduksjon i NO_x-utslippene, særlig fra de store kraftverkene og kanskje også fra deler av bilparken i Vest-Europa.

Et nytt begrep er introdusert i diskusjonen om de regionale tilførsler og hva naturen kan ta imot, nemlig TÅLEGRENSE.

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 antas 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 tilførselen av svovel og nitrogen på Sørlandet, Østlandet og Vestlandet viser at tilførselen tildels er større enn de

angitte tålegrensene (figur 20). Dette gjelder særlig for svovelforbindelser. Nitratavsetningene som resultat av NO_x-utslipp i Europa bidrar også i sterkere grad til forurensningsproblemene i Norge.

Når det gjelder skogskader og påvirkning av luftforurensninger strides "de lærde".

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 µg/m³ som timemiddelverdi
- 50 µg/m³ 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 µg/m³. På stasjonene i Sør-Norge er også timemiddelverdien overskredet fra 2 til 20 ganger om sommeren (se figur 21).

5 GLOBALE EFFEKTER AV LUFTFORURENSNINGER

Den viktigste endringen de siste årene i synet på luftforurensningsproblemene 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 ultraviolett solstråling til bakken
- b) mer varmeabsorberende gasser i atmosfæren (økende CO₂-innhold) og global temperaturøkning.

De mest dramatiske dokumentasjonene av ozonreduksjonen har vært de meget omtalte "ozonhullene" over Antarktisk. Hverken i sør eller i nord er det egentlig snakk om et regelrett hull i ozonlaget. Over Antarktisk 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 (brannsløking), lystgass, (N_2O fra forbrenning, jordbruk), metan (kvegdrift, rismarker, landbruk) og NO_x (forbrenning).

Det har vært vanlig å hevde at 1% reduksjon i ozonmengden vil gi fire-fem prosent økning i nye tilfeller av hudkreft (figur 22). Effekten av ozonlaget antas i Norge i dag å være ca. 2% økning av krefttilfeller ved 1% ozonreduksjon. En reduksjon av stratsfæreozon vil også påvirke planteveksten.

Atmosfærens innhold av drivhusgasser øker med alarmerende fart. Drivhusgassene slipper igjennom sollyset på vei ned mot jordoverflaten, mens de holder tilbake en del av varmestralingen fra jorda. Karbondioksid er den viktigste drivhusgassen (figur 23). Klorfluorkarboner, særlig freon-11 og freon-12, og metan, lystgass og ozon er også viktige. Tilsammen har disse forbindelsene en drivhuseffekt som er sammenlignbar med virkningen av karbondioksid. Klorfluorkarboner produseres industrielt, og er fremmede i det naturlige miljøet. "Montreal-protokollen for beskyttelse av ozonlaget" regulerer utslippene av de viktigste klorfluorkarbonene, men regelverket er ikke tilstrekkelig til å holde drivhuseffekten av disse gassene på et konstant eller synkende nivå.

Økningen i atmosfærens innhold av de andre drivhusgassene er nær knyttet til verdens økende befolkning. Både karbondioksid, metan og lystgass har et naturlig kretsløp mellom atmosfæren, land og hav. Bruk av fossilt brensel og intensivering av jordbruk, husdyrhold og avskogning, har ført til at de naturlige kretsløp har fått et tillegg, slik at utslippene til atmosfæren har økt, uten at mekanismene som fjerner gassene fra atmosfæren, er blitt tilsvarende forsterket. Dermed øker atmosfærens innhold av disse gassene.

Den globale årsmiddeltemperaturen er nå høyere enn noen gang før i den perioden der systematiske temperaturmålinger er blitt gjort (siden ca. 1860). Økningen er større i de siste 20 år enn noen gang før i perioden. De 6 varmeste årene i det siste århundret har vært i 1980-årene.

Denne opphopningen av spesielt varme år er i seg selv et indisium på at den globale middeltemperaturen er økende.

Den nåværende globale oppvarmingen er ca. $0,4^{\circ}\text{C}$ i forhold til middeltemperaturen for 30-årsperioden 1951-1980 (figur 24). Dette er tre ganger mer enn den naturlige variasjon i årsmiddeltemperaturen. Oppvarmingen er omtrent den samme som beregningsmodellene for klima gir, når det tas hensyn til økningen i atmosfærens innhold av drivhusgasser.

En økning i jordens middeltemperatur på grunn av drivhusgassene, vil ganske sikkert påvirke værsystemer og nedbørfordeling. Slik sett spiller det liten rolle om årets og fjorårets "unormale" vær-situasjoner skyldes drivhuseffekten, eller om de er et utslag av mer "normale" variasjoner. Derimot er det viktig at det fokuseres på endringene som kan skje, om ikke situasjonen bringes under kontroll.

Det er dessverre lite som tyder på at vi vil makte å redusere utslippene av karbondioksid slik at det virkelig monner. Utslippene av klorfluorkarboner kan, og bør, stanses. Gjenreising av regnskogene i Sør-Amerika og Sørøst-Asia kan bidra til reduksjon i karbondioksidøkningen i atmosfæren. Forbruket av kull, olje og gass må reduseres. Det griper alvorlig inn i globale fordelingsproblemer, siden det er vanskelig å brødfø jordens økende befolkning og skape økonomisk vekst i de fattige land uten å øke energiproduksjonen. Bekjempelsen av drivhuseffekten blir en alvorlig prøve for verdenssamfunnet. Lykkes vi ikke, er det mye som tyder på at vi i de neste 50-100 år kan få klimaendringer som vil få alvorlige økonomiske og sosiale følger for store deler av verdens befolkning.

6 HVA SKJER SÅ FRAMOVER?

Det er vanskelig å spå - særlig om framtiden. Ett kan sies med sikkerhet, og det er at en del av avfallstoffene til atmosfæren, som skyldes menneskenes aktivitet på jorden, må reduseres. Hvis ikke kan det bety "katastrofe".

På lokal skala tror vi kanskje katalysatoren på bensindrevne biler i Norge på kort sikt kan redusere NO_2 -belastningen i byene våre. Trafikkøkning og veiplaner kan fort igjen spise opp denne reduksjonen, og så er problemet der igjen. Norsk veiplan ble nylig lagt fram. Der er det nok en del intensjoner å lese på og mellom linjene ... MEN, hva med handlingen? Den går som vanlig ut på å legge forholdene til rette for mer trafikk, lettere tilgjengelighet for tungtransport langs veien osv. ...

Et annet økende problem er problemavfallet i Norge. Hvor gjør vi av det? Nå må vi få en skikkelig oppsamling, håndtering og destruksjon av dette. Her er sikkerhet, uhell og konsekvenser viktige aspekter. Spesialavfallsanlegg "Norge" kommer, men hvor, hvordan og når? Det haster.

Naturgass til Norge og Østlandet, kan det redusere noen av luftforurensningene? Ja, kanskje, ved en fornuftig bruk, effektiv energitnytting og bruk av gassen som erstatning for noen av de fossilfyrte industrikjelene vi i dag har i Norge. Også CO_2 -utslippet pr. energienhet er mindre fra gassfyring enn fra olje- og kullbrenning.

De globale konsentrasjonene av halokarboner (freon), metan, N_2O (lystgass) og CO_2 synes stadig å øke med mellom 0,5 og 5% pr. år. Tilgjengelige data bekrefter at økningen i metan, CO_2 og N_2O har skjedd over lang tid (særlig siden den industrielle revolusjonen startet). En stadig økning i folketall, matproduksjon, og energi gir oss små håp om at denne trenden vil snu med det første. Tvert imot er det tegn som tyder på en gradvis akselerasjon i økningen. En stadig raskere endring i det globale klimaet vil bli resultatet hvis ikke verdensamfunnet innstiller seg på en dramatisk kursendring.

Bruken av fossile brensler, som er en viktig kilde til CO_2 -utslippene, må reduseres. Dette betyr at nye energikilder må tas i bruk. Ble det sådd et lite håp om fusjonsenergiens muligheter fra amerikanske forskere her forleden? La oss håpe at dette kan bli redningen.

7 REFERANSER

Hagen, L.O., Schjoldager, J. (1988) Luftkvalitetsmåleprogrammene i Norge. Lillestrøm (NILU F 19/88).

Lindberg, W. (1968) Den alminnelige luftforurensning i Norge. Oslo (Utgitt av røykskaderådet).

Sivertsen, B. (1988) Luftkvalitetsmålinger i Norge. Lillestrøm (NILU F 23/88).

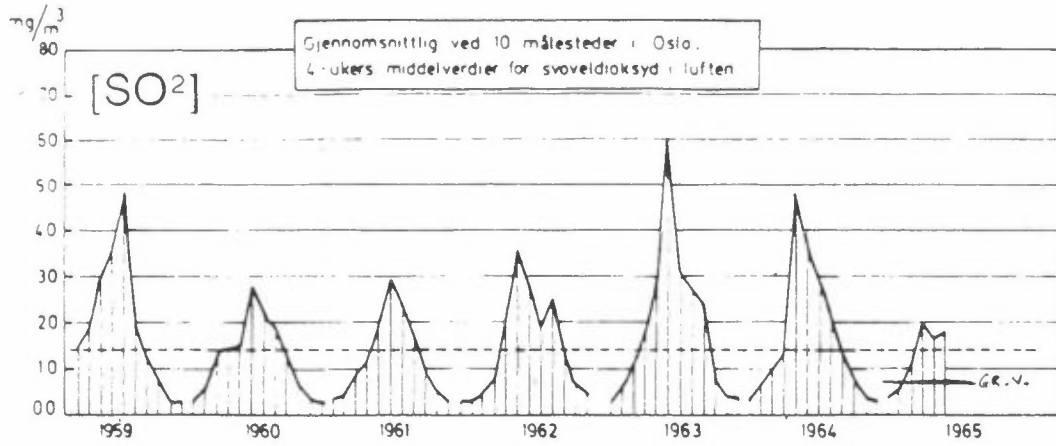


Fig. 1

TOTALT ANTALL DODE. M+K. I
RELASJON TIL GRUPPERTE UKEMID-
DELVERDIER AV SVOVELDIOKSYD

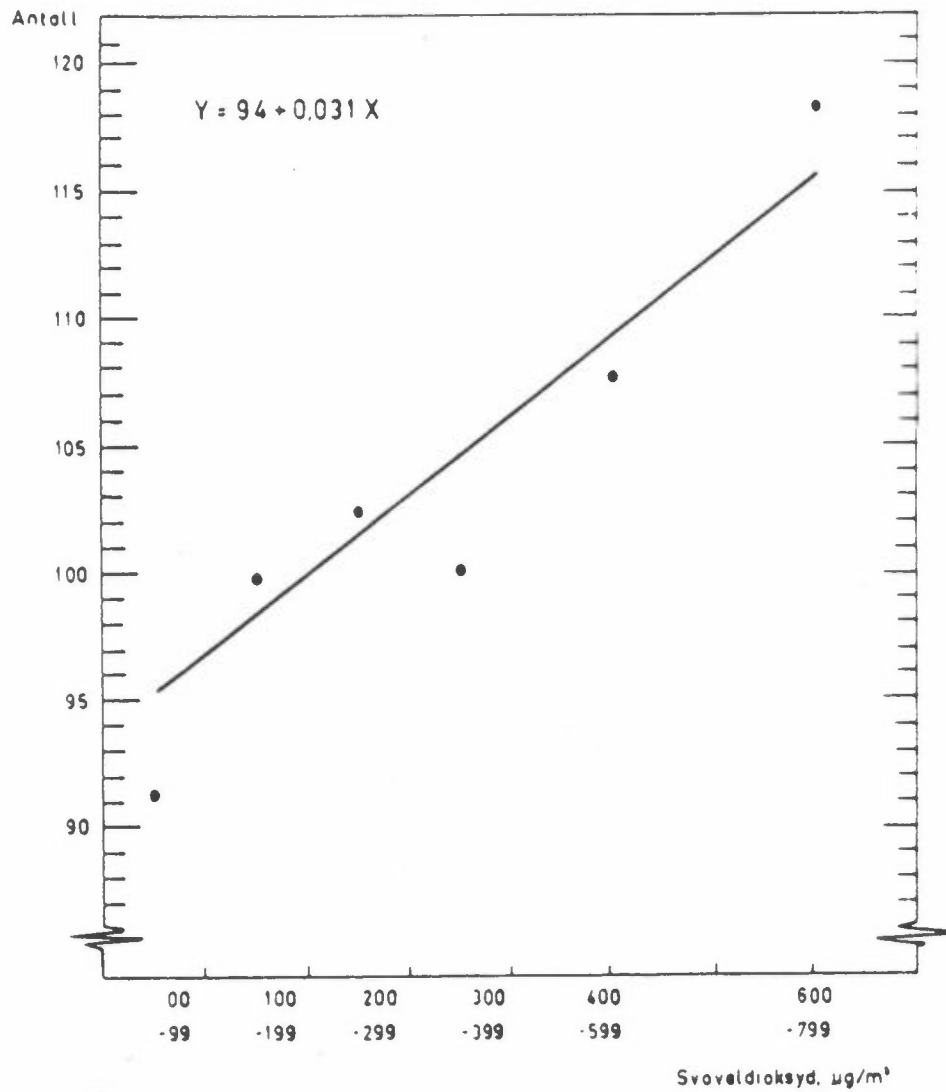


Fig. 2

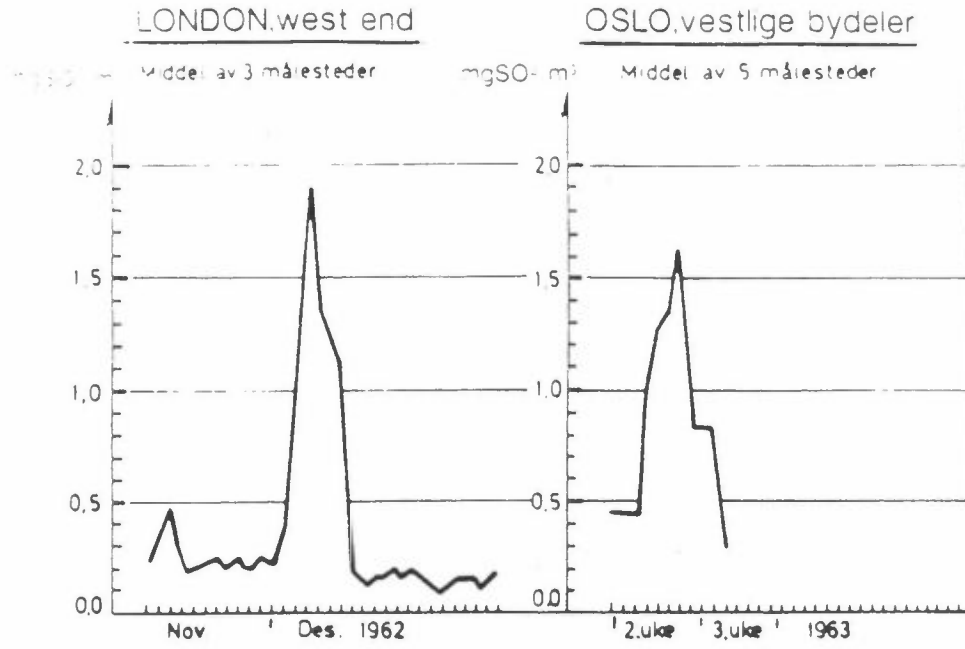


Fig. 3

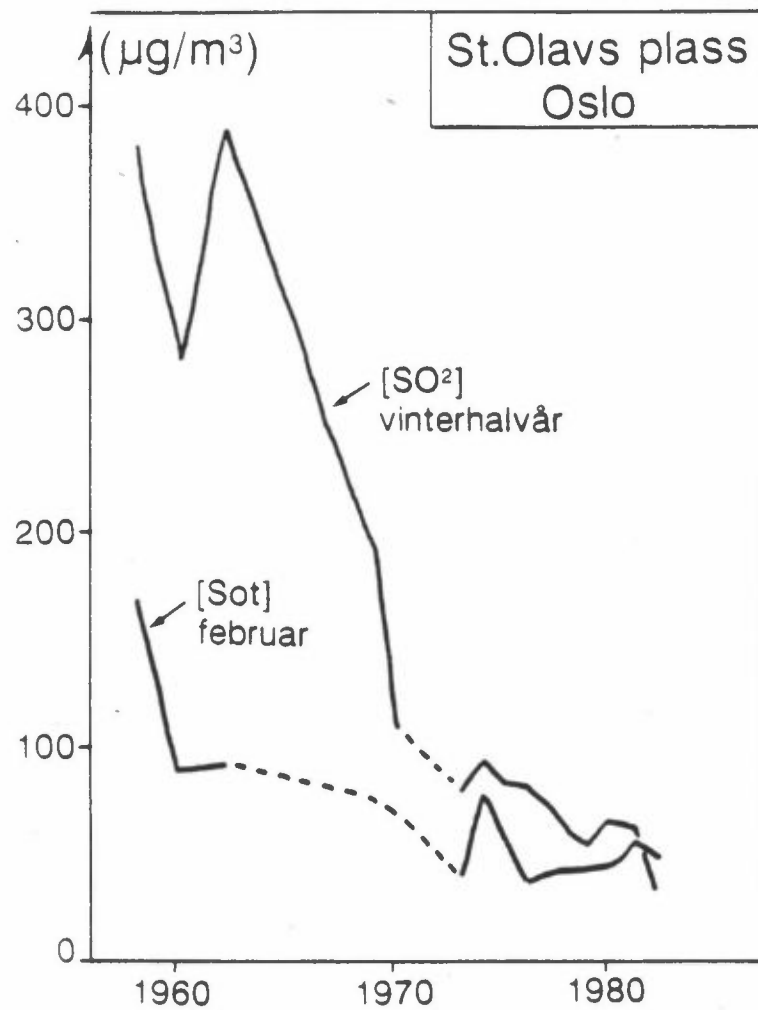


Fig. 4

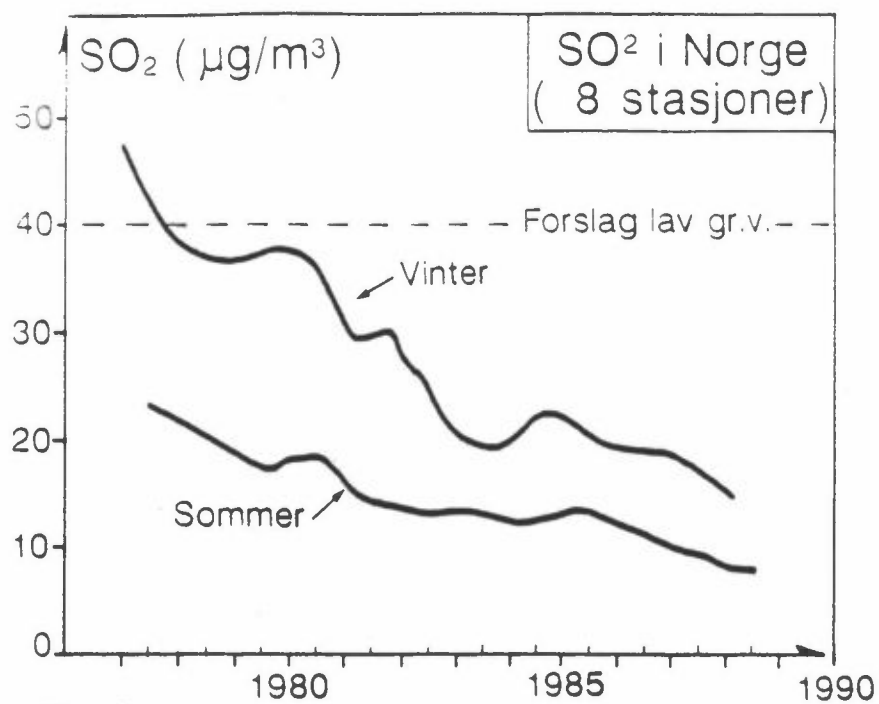


Fig. 5

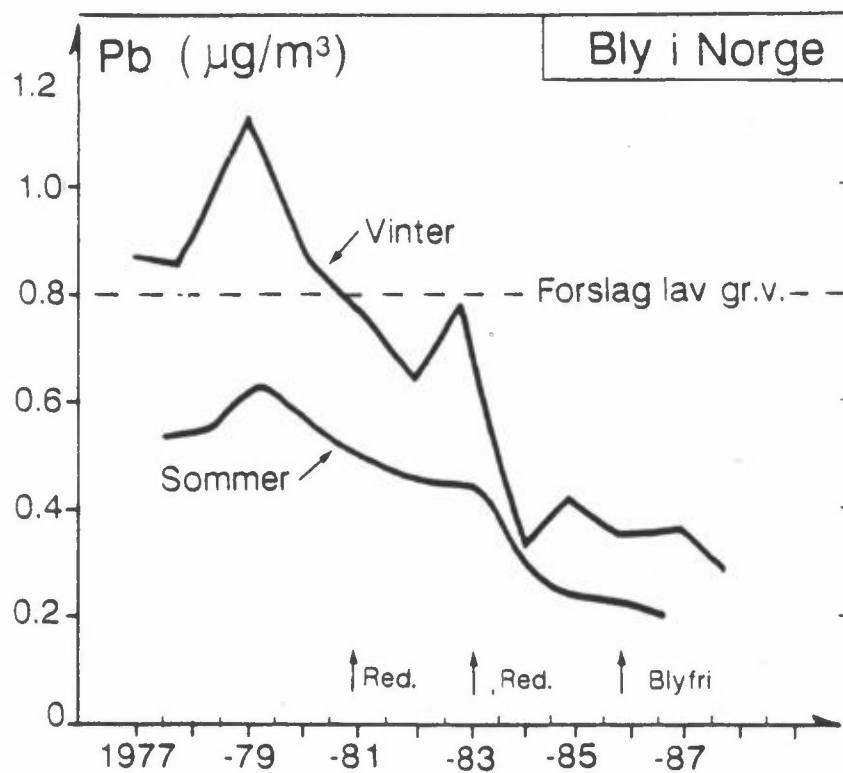


Fig. 6

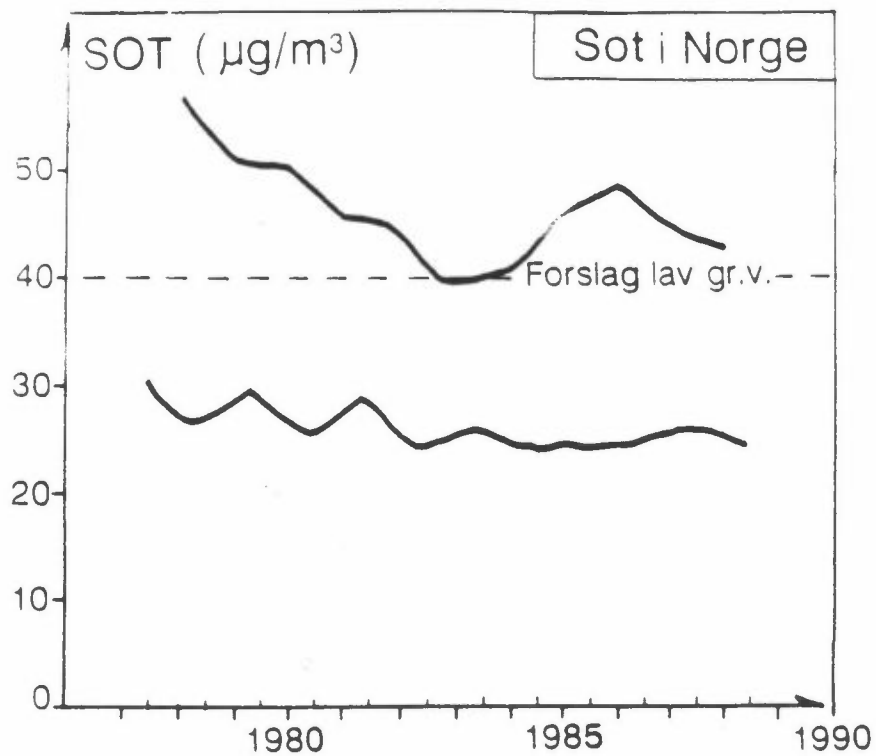


Fig. 7

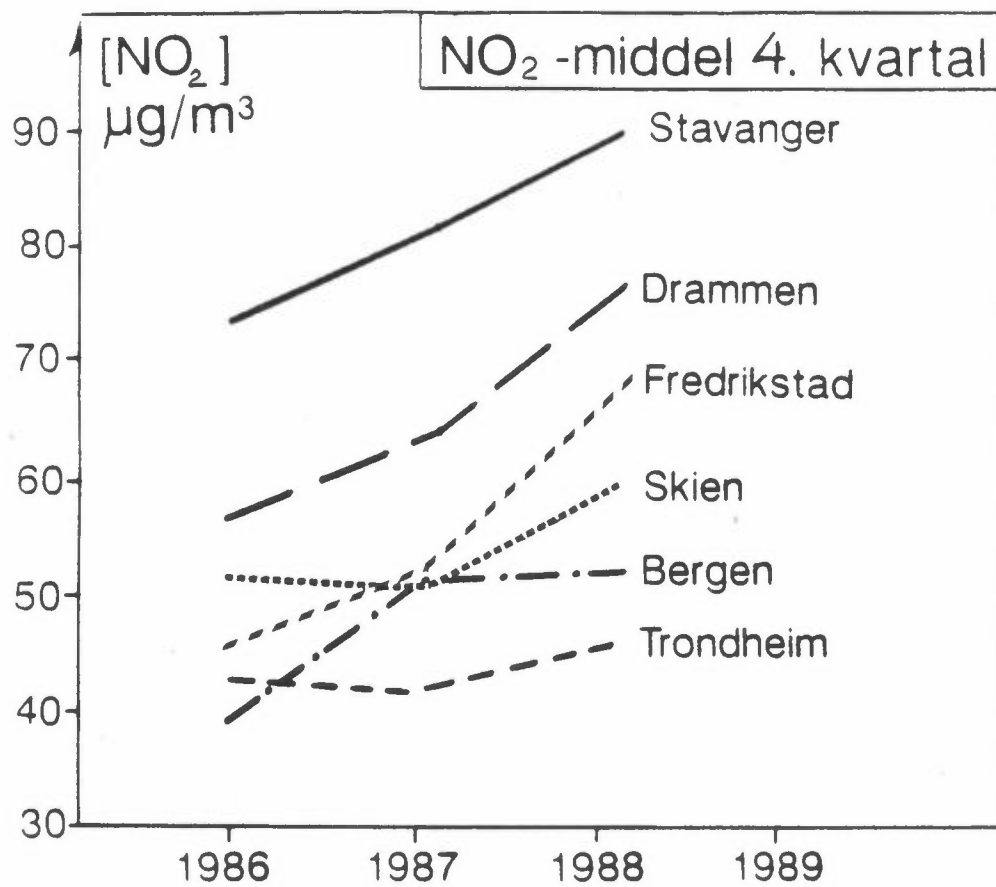
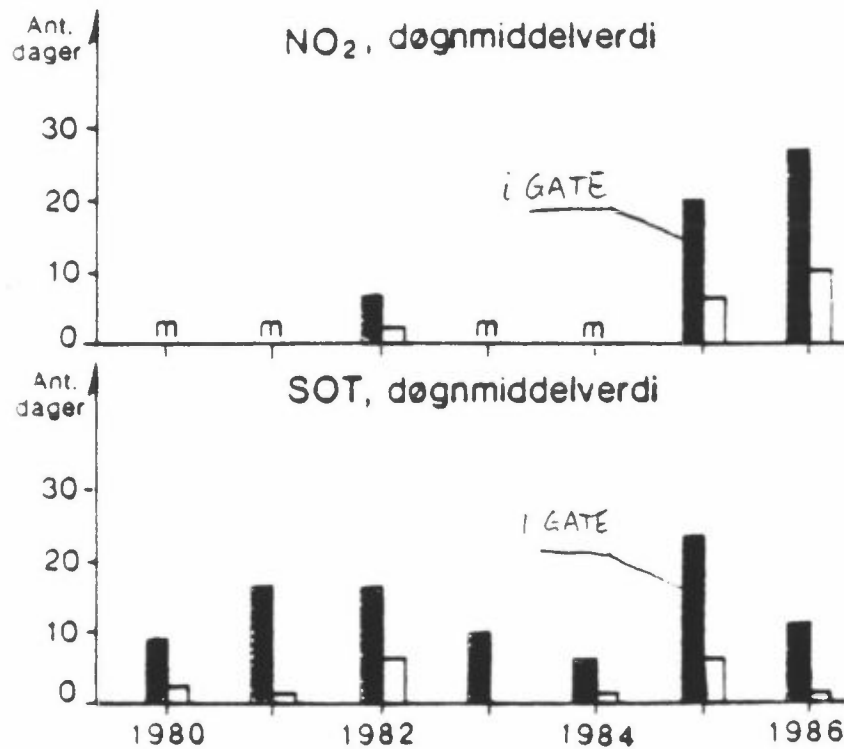


Fig. 8

Forekomst av døgnmiddelkonsentrasjon over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i % av totalt antall døgn for 5 målestasjoner i Oslo 1986-87

Døgn med konsentrasjoner over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (%)

	SO ₂	NO ₂	Sot	Svevestøv
Rådhusgata	0	68	45	20
Dronningparken	1	4	1	0
Kontraskjæret	-	16	10	3
Ullevål Hageby	-	3	10	0
St. Olavs gate	-	24	33	-



Overskridelser av grenseverdier for luftkvalitet. Antall timer og dager i januar-februar hvert år. m: ingen målinger.

Fig. 9

TRAFIKKARBEID (1960-2000)

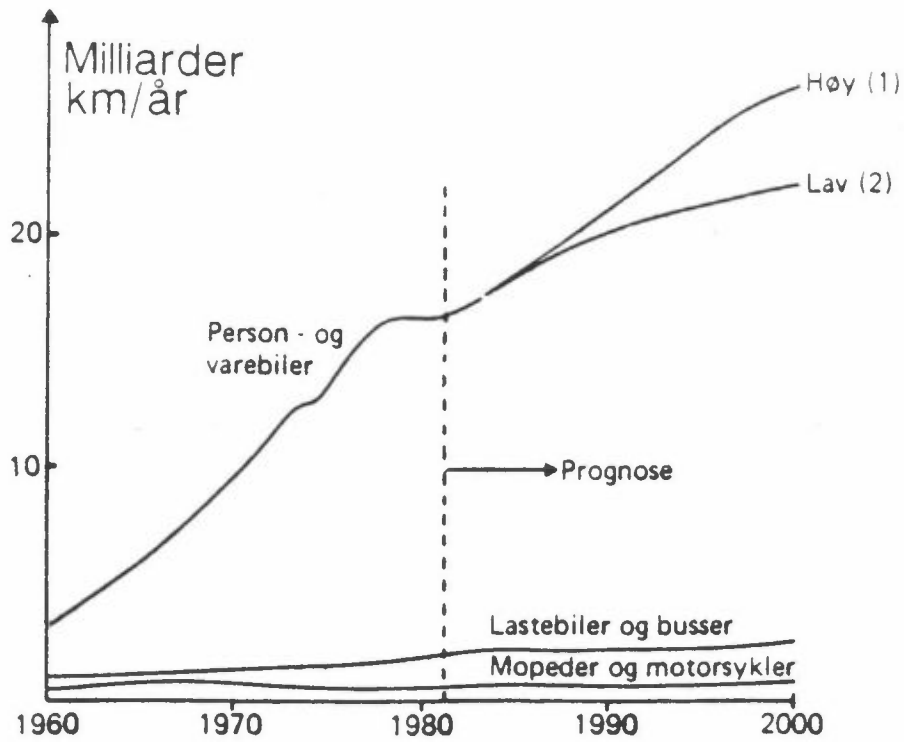


Fig. 10

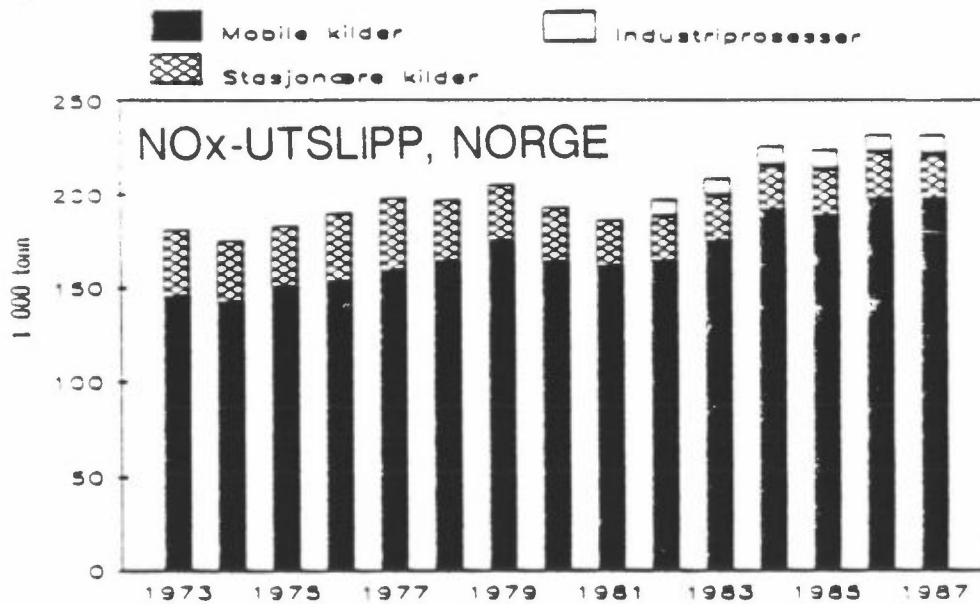


Fig. 11

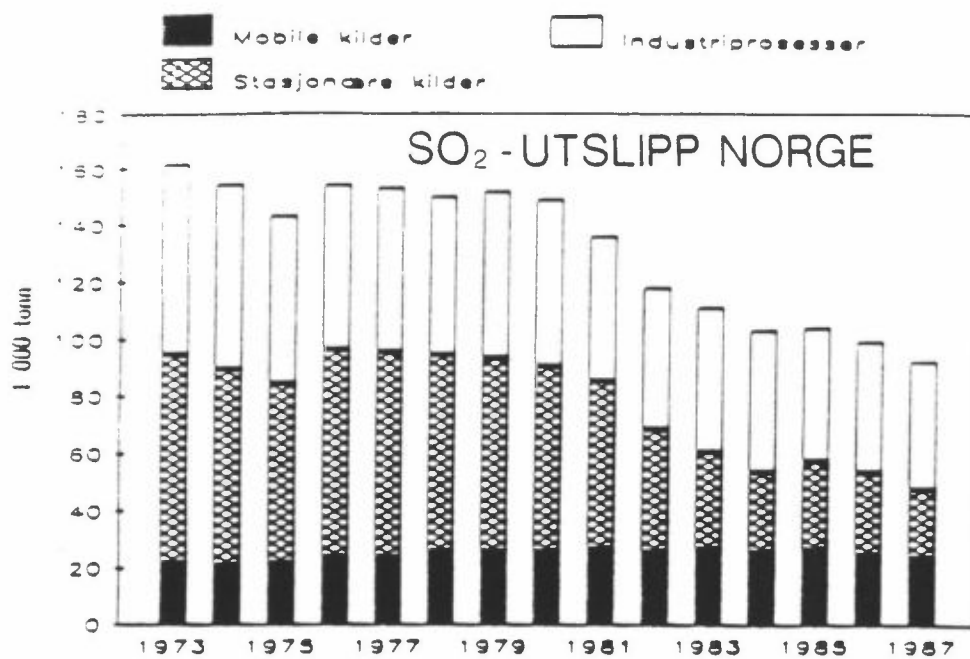


Fig. 12

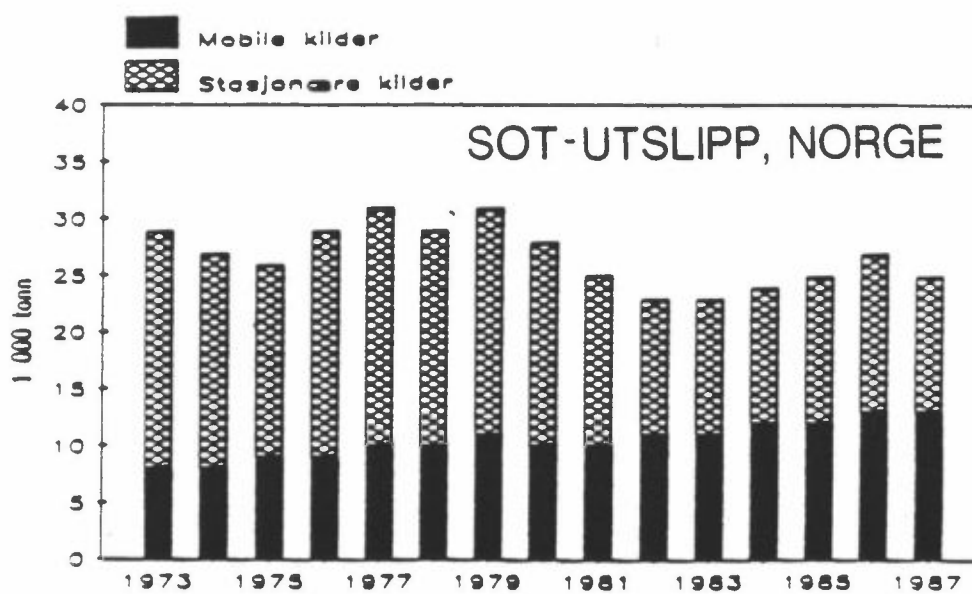


Fig.13

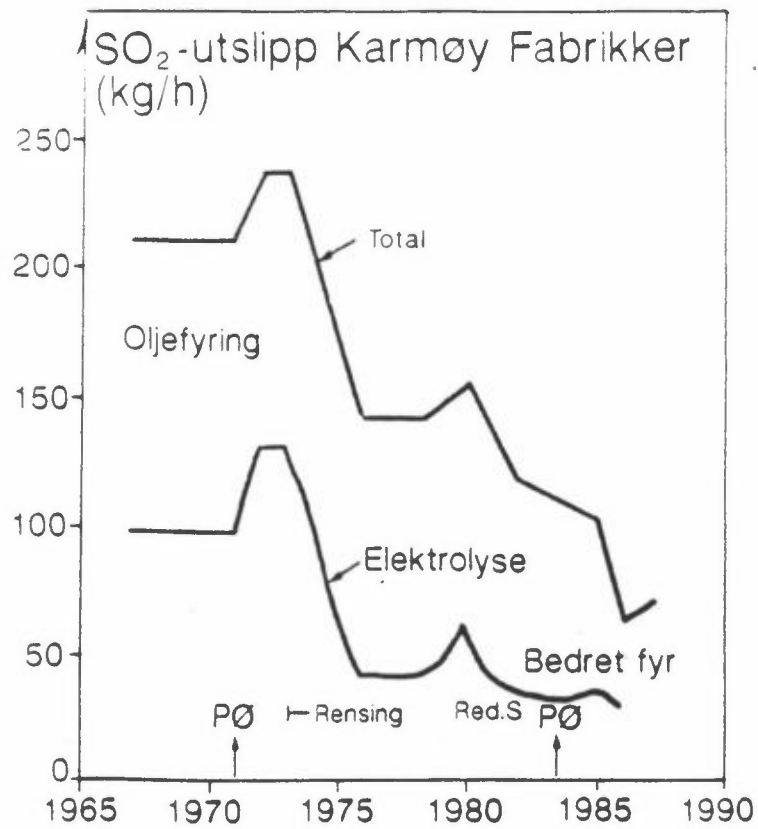


Fig. 14

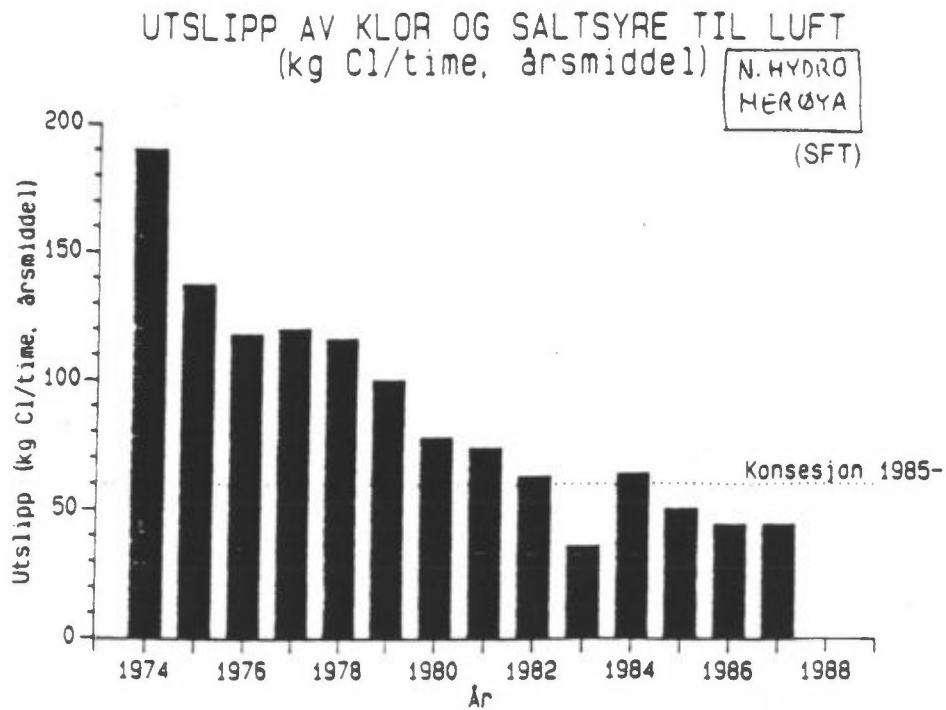


Fig. 15

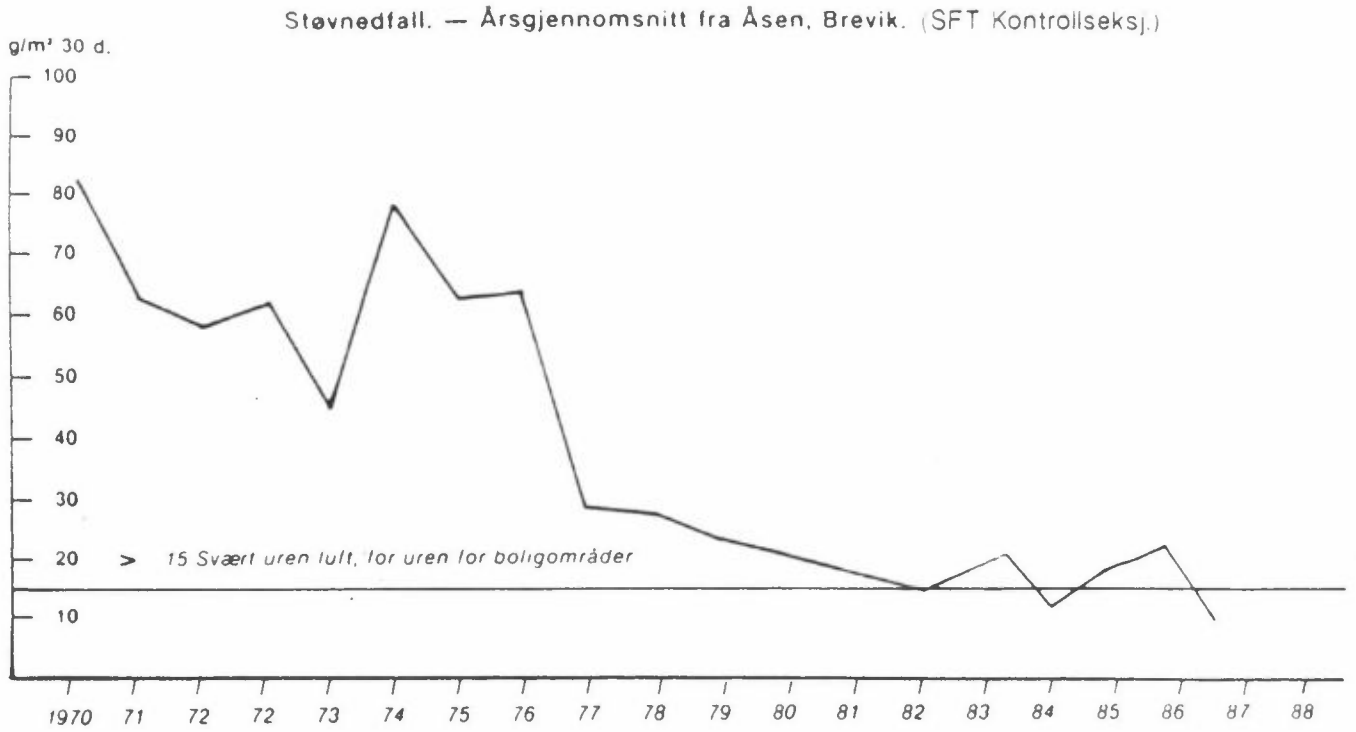


Fig. 16

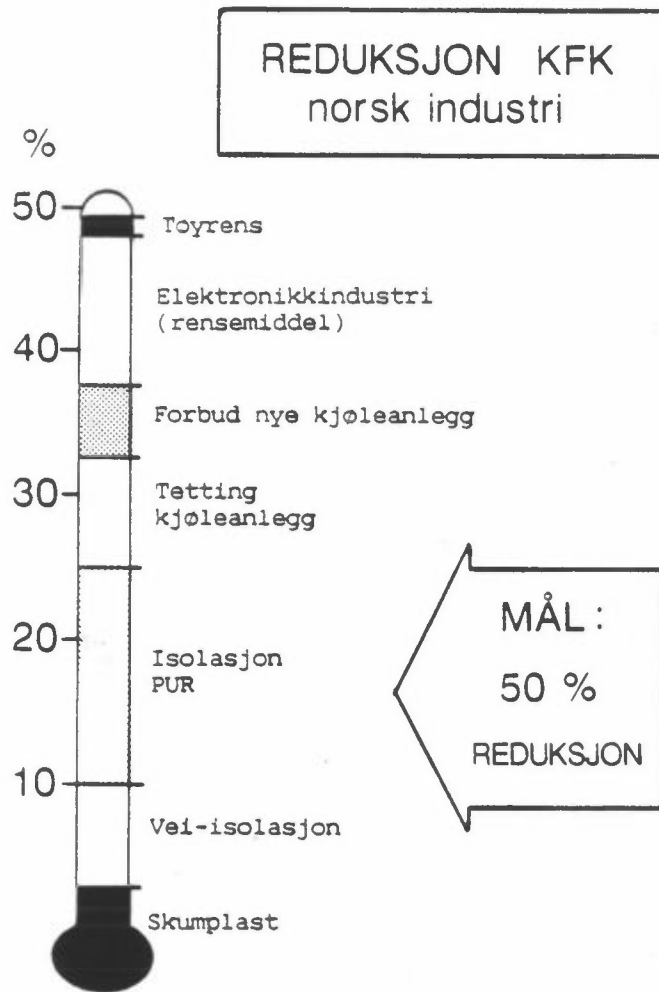


Fig. 17

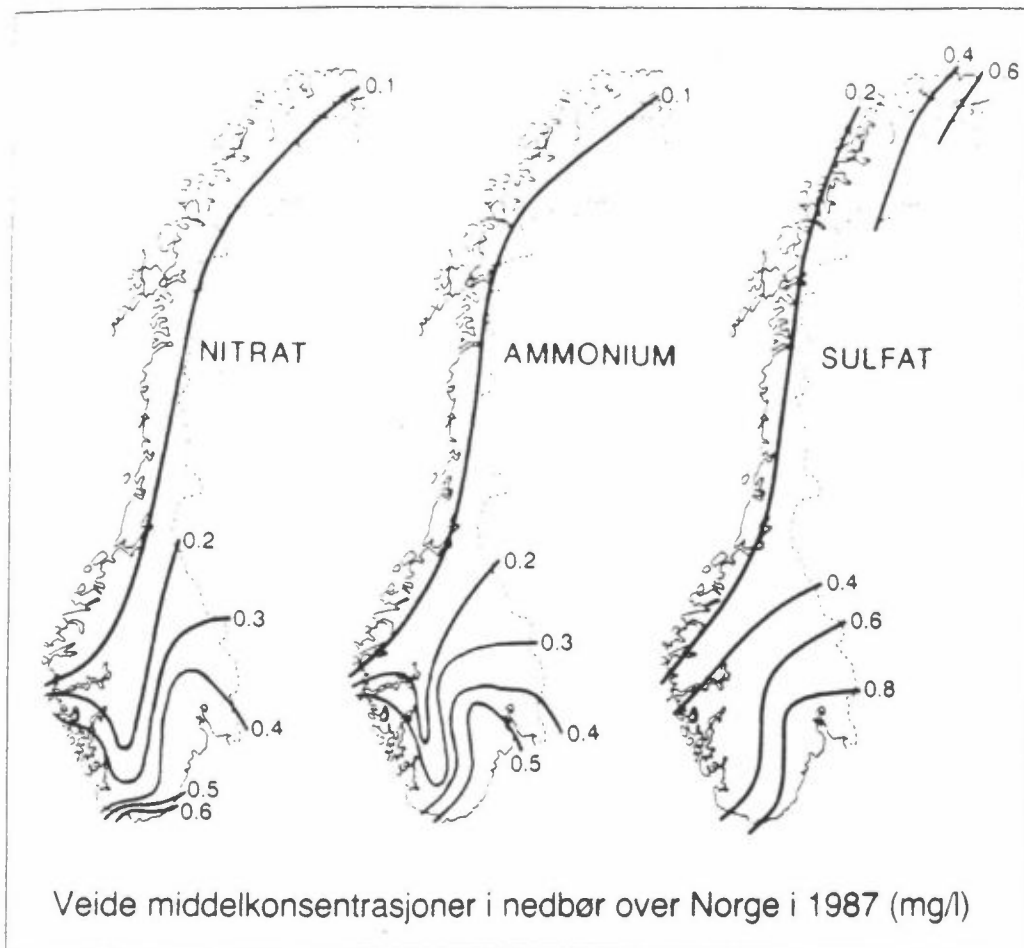
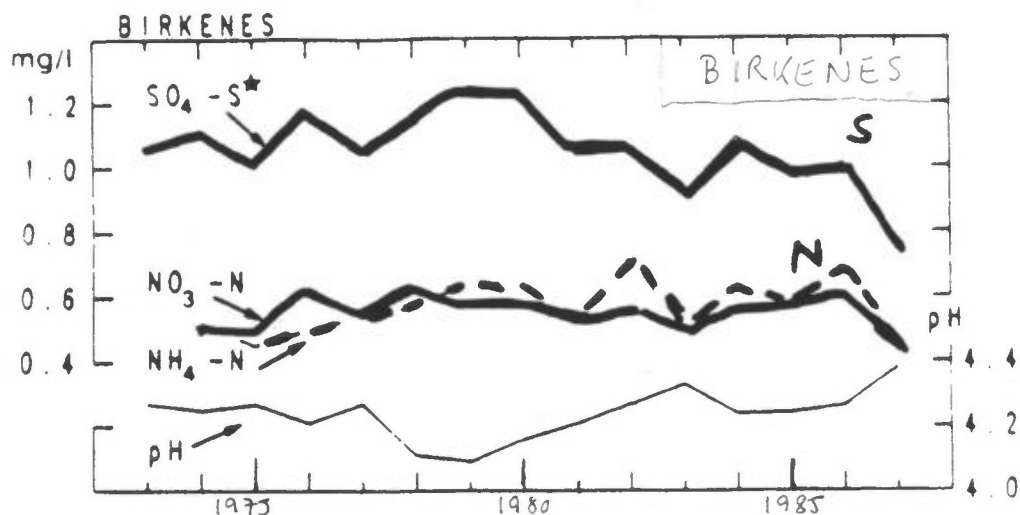
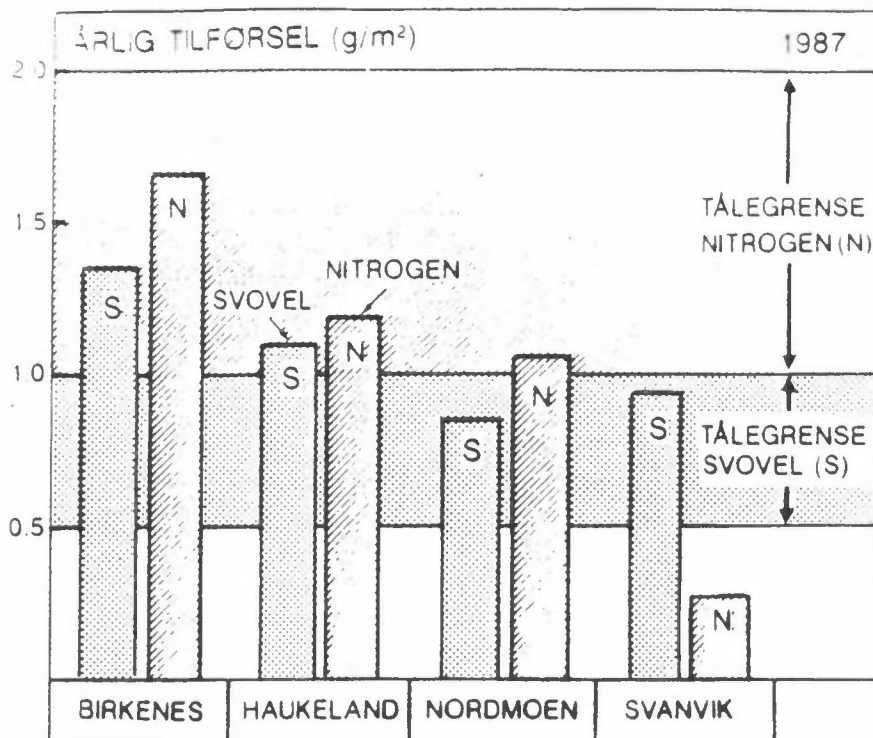


Fig. 18



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

Fig. 19



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

Fig. 20

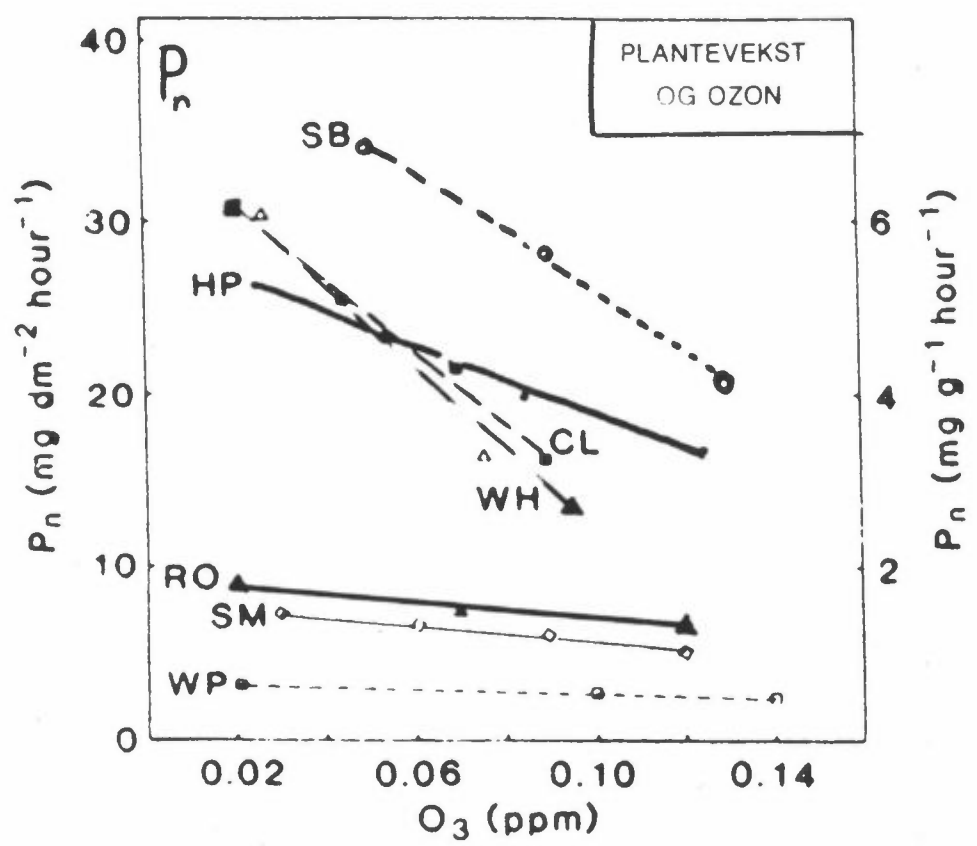
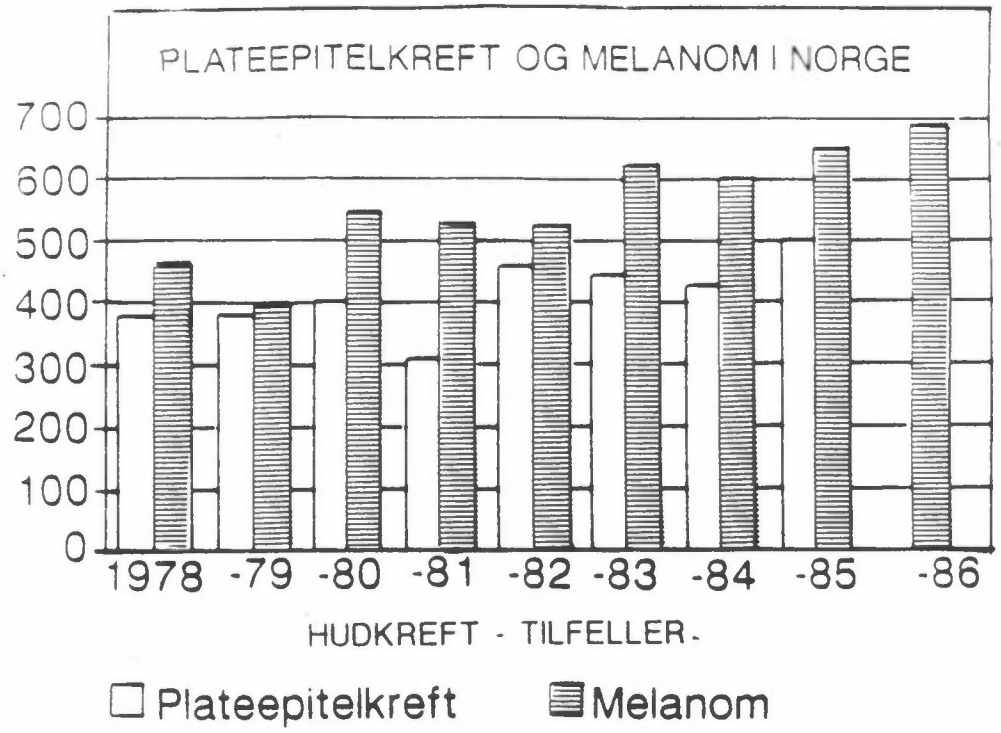
Ozon kan være skadelig for vegetasjonen når konsentrasjonen er større enn:

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. 21



Netto fotosyntese (P_n) som funksjon av ozonkonsentrasjon (O_3).

SB = soyabønner	WH = furu
HP = poppel	CL = rødkløver

Fig. 22

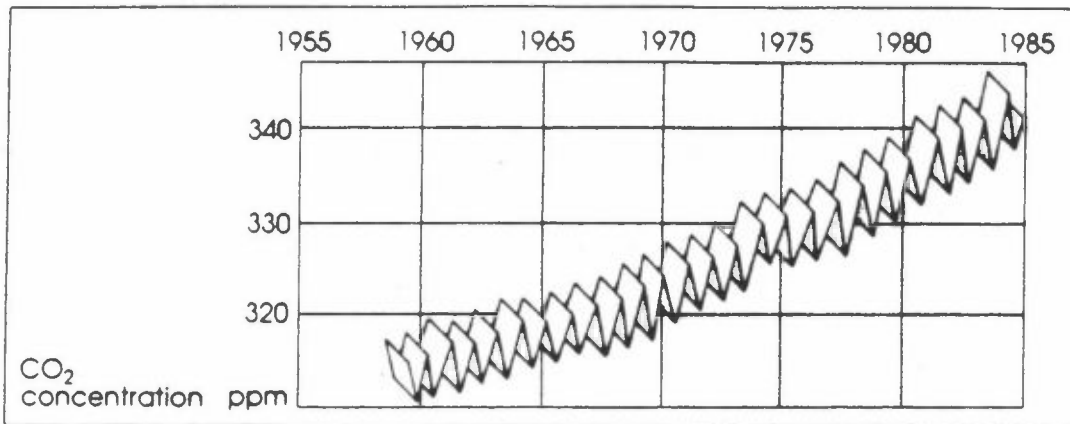
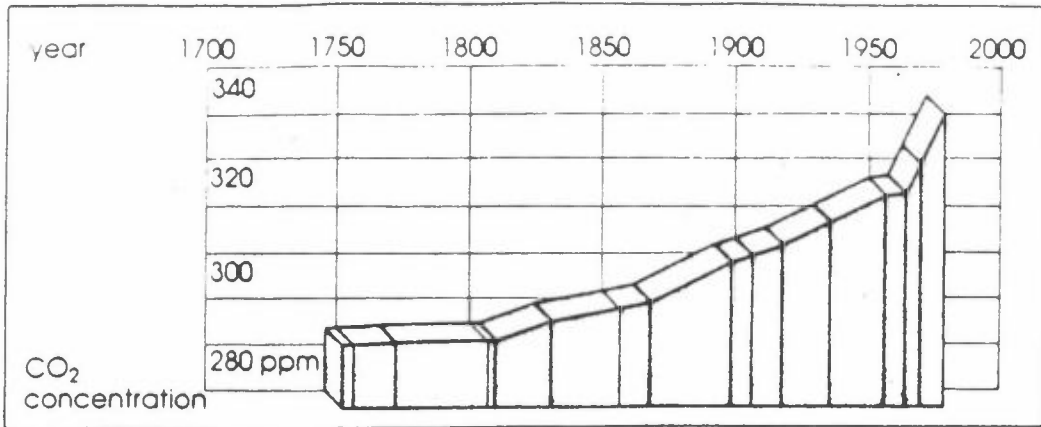
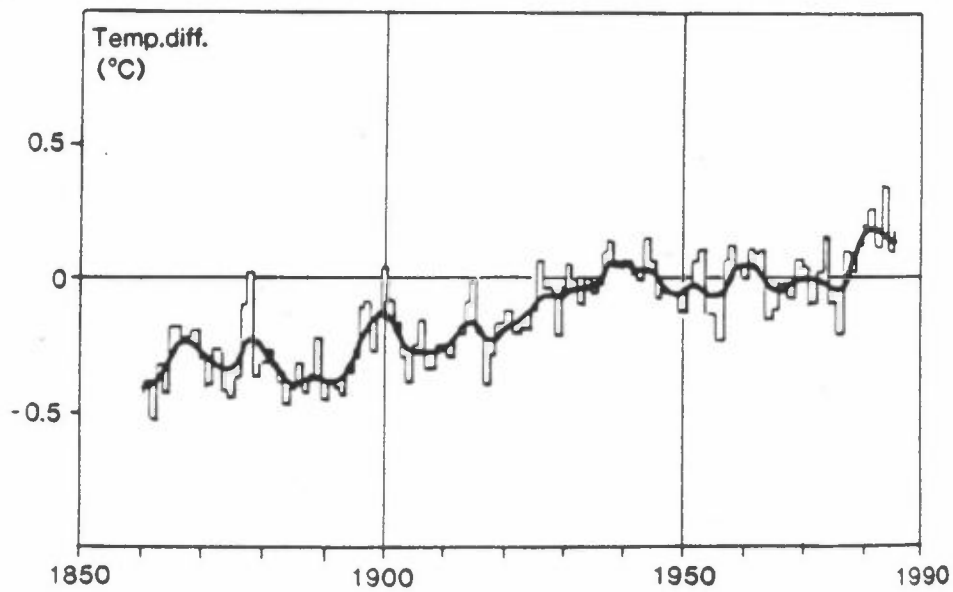


Fig. 23



Midlere årlig observert globaltemperatur fra 1861 til 1984.
Den utjevnete kurven viser ti-års midler
(ref. Jones et al., *Nature*, 322, 1986).

Fig. 24

