

NILU TR: 6/87

NILU TR : 6/87
REFERANSE: Q-8235
DATO : SEPTEMBER 87
ISBN : 82-7247-844-7

LUFTFORURENSNING
Utslipp, spredning, avsetning
og virkninger

FORELESNINGSNOTATER

Jørgen Schjoldager



NILU

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

NILU TR : 6/87
REFERANSE: Q-8235
DATO : SEPTEMBER 87
ISBN : 82-7247-844-7

LUFTFORURENSNING

Utslipp, spredning, avsetning og virkninger

Forelesningsnotater

Jørgen Schjoldager

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 64, 2001 LILLESTRØM
NORGE

INNHOOLD

	Side
1	DEFINISJONER 3
3	KORT OVERSIKT OVER VIRKNINGER, STOFFER OG UTSLIPP 4
3	MENGDEMÅL 9
4	SPREDNING AV LUFTFORURENSNINGER 11
	4.1 Generelt 11
	4.2 Oppholdstid og skala 13
	4.3 Beregning av konsentrasjoner fra punktkilder 14
5	GRENSEVERDIER FOR LUFTKVALITET 16
6	SVOVELOKSIDER 19
	6.1 Utslipp 19
	6.2 Omvandling i atmosfæren 19
	6.3 Konsentrasjoner i bakkenivå 22
	6.4 Avsetning 23
	6.5 Virkninger 25
7	FOTOKJEMISKE OKSIDANTER 33
	7.1 Kjemiske trekk ved dannelsen 34
	7.2 Konsentrasjoner i bakkenivå 36
	7.3 Virkninger 38
8	ANDRE STOFFER 39
	8.1 Nitrogenoksider 39
	8.2 Karbonmonoksid 42
	8.3 Organiske stoffer 43
	8.4 Luktstoffer 44
	8.5 Halogenholdige stoffer 45
	8.6 Metaller 46
	8.7 Sammenfatning 48
9	REDUKSJON AV OZONLAGET I STRATOSFÆREN 50
10	OPPVARMING AV TROPOSFÆREN 51
11	REFERANSELISTE 52

LUFTFORURENSNING

Utslipp, spredning, avsetning og virkninger

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. (Termene er direkte oversatt fra engelsk: primary compounds, secondary compounds.)

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 tabell 1 er det gitt en sammenfatning av de viktigste luftforurensningene fordelt på hovedgrupper og virkningstyper.

Tabell 1: 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	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 PAN Peroksyacetylnitrat
 Org.F Organiske fluorforbindelser Org.S Organiske svovelforbindelser
 Org.Cl Organiske klorforbindelser 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 tabell 2-5 er det gitt en oversikt over stoffer fra de fire 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. Tabell 2 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 Industri omfatter en lang rekke ulike virksomheter og stoffer. Tabell 3 gir noen av de viktigste sett fra et norsk synspunkt.

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.

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.

Tabell 2: 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

Tabell 3: 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

Tabell 4: 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		

Tabell 5: Tilførsel fra andre land.

	Svovel- forb.	Nitrogen- forb.	Halogen- forb.	Karbon- forb.	Metaller	Partikler	Oksid- anter
Luft	SO ₂ Sulfat	NO _x Nitrat	Org.Cl	PAH Sot	Pb Ni Cu As m.fl.	Svevestøv	O ₃ PAN
Nedbør	Sulfat	Nitrat Ammonium		PAH Sot	Pb Ni Cu As Cr m.fl.		

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" $1:10^6$

ppb = "parts per billion" $1:10^9$

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:

$$c = x \frac{p M}{R T} = x \frac{M p}{v_0 p_0 T}$$

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 20°C og 1 atm.:

SO_2 : 1 ppb = $2.66 \mu\text{g/m}^3$

NO_2 : 1 " = 1.91 "

O_3 : 1 " = 2.00 "

CO : 1 ppm = 1.16mg/m^3

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

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

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. mg/m²a eller g/m²a. For støvfall brukes gjerne g/m² 30d.

4 SPREDNING AV LUFTFORURENSNINGER

4.1 GENERELT

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 (vindfelt).

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

Vindretningen på stor (kontinental) skala er vesentlig bestemt av trykkvariasjoner slik de for eksempel avtegner seg på et synoptisk værkart. Transporten av forurensninger på denne skalaen er vesentlig to-dimensjonal, idet den består i en horisontal forflytning av forurensningene over store avstander.

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

En luftstrøm beskrives vanligvis som summen av en midlere bevegelse og en turbulent bevegelse. Den turbulente bevegelsen sprer en forurensningssky i høyden og til siden, slik at utstrekningen blir større og konsentrasjonen mindre når avstanden fra utslippet øker.

Atmosfærens turbulente tilstand er avhengig av:

- temperaturens variasjon med høyden,
- vindstyrkens variasjon med høyden, og
- den mekaniske effekten av gjenstander som står i luftstrømmen.

Når luft strømmes 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.

Hvis lufta nær bakken varmes opp til den er varmere enn lufta over, oppstår det en vertikal varmestrøm. Jo større oppvarmingen er, dess kraftigere blir vertikaltransporten eller blandingen. Når temperaturen avtar med høyden med mer enn ca 1°C pr 100 m, sier en at atmosfæren er ustabil.

Stabil temperatursjiktning forekommer når temperaturen øker med høyden. 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 natta. I situasjoner med klarvær og et svakt vindfelt i høyden vil det i senkninger kunne dannes "kaldluftsjøer", hvor temperaturen øker sterkt med høyden (temperaturinversjon). Spesielt i vinterhalvåret vil slike områder ha luftstagnasjon og gi ugunstige spredningsforhold for de forurensninger som slippes ut i kaldluftsjøen.

For høye skorsteiner med stort varmeoverskudd er det ofte ikke inversjonssituasjonene, men situasjonene med ustabil luft, som gjerne opptrer på varme sommerdager, som er de mest kritiske for høye bakkekonsentrasjoner.

4.2 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 utslippene.

Typiske middelverdier for oppholdstid i troposfæren for noen stoffer.

H_2S	< 1 d
SO_2	1-3 d
NO	1-5 d
NO_2	1-5 d
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:

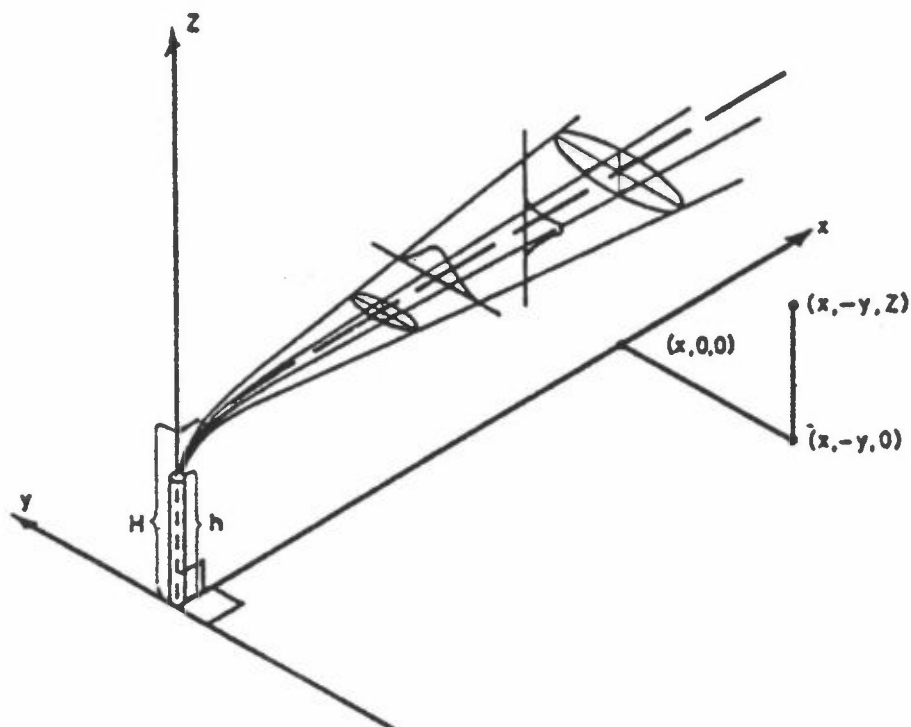
Skala	Størrelsesorden
Gate-	10 m
Kvartal-	100 m
Bydel-	1000 m (1 km)
By- (Lokal)	10 km
Regional	100 km
Kontinental	1000 km
Global	10.000 km

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.

4.3 BEREGNING AV KONSENTRASJONER FRA PUNKTKILDER

Virkingen av forurensninger i atmosfæren vurderes ofte ut fra beregnede konsentrasjoner. I en modell for spredningen må de meteorologiske parametrene omtalt ovenfor inngå: Vindretning, vindstyrke og turbulensstilstand. En nøyaktig matematisk modell for beskrivelse av spredningen er komplisert og krever nøyaktige data for de meteorologiske parametre, noe en i praksis sjelden har. Detaljerte beregninger med stor nøyaktighet lar seg derfor vanskelig gjennomføre.

For gassformige, kontinuerlige utslipp fra høye skorsteiner, der en ikke tar hensyn til endringer av røykgassenes sammensetning under spredningen, brukes gjerne spredningsformler av gaussisk type. Disse baseres på en gaussisk konsentrasjonsfordeling (normalfordeling) horisontalt og vertikal vinkelrett på middelvindretningen, se figur 1.



Figur 1: Spredning fra punktkilde (Turner, 1970).

I et rettvinklet koordinatsystem med origo i skorsteinsbasis, x-aksen horisontalt i middelvindens retning, y-aksen normalt på denne i horisontalplanet og z-aksen vertikalt, er konsentrasjonen c ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i punkt (x, y, z) gitt ved:

$$c(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

Her er Q utslippsmengden ($\mu\text{g}/\text{s}$), u er middelvindstyrken (m/s) mellom bakken og røykskyen og H er effektiv skorsteinshøyde (m). Likningen forenkles dersom en bare beregner de maksimale konsentrasjonene på bakken langs projeksjonen av røykfanens akse ($y=z=0$). Spredningsformelen reduseres til:

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

Konsentrasjonsfordelingen normalt på x-aksen er beskrevet ved normalfordelinger både horisontalt og vertikalt. Spredningsparametrene σ_y og σ_z , som er standardavvikene (m) i disse fordelingene, er funksjoner av avstanden fra kilden og av turbulensintensiteten. De er gitt som funksjoner av avstanden fra utslippet:

$$\begin{aligned}\sigma_y &= a x^p \\ \sigma_z &= b x^q\end{aligned}$$

Det foreligger i litteraturen forskjellige verdier for konstantene a , b , p og q for ulike stabilitetsklasser. Følgende inndeling i stabilitetsklasser er vanlig:

<u>Stabilitetsklasse</u>	<u>Temperaturgradient,</u> <u>$\Delta T/\Delta Z$ ($^{\circ}\text{C}/100 \text{ m}$)</u>
Ustabil	mindre enn -1
Nøytral	fra -1 til 0
Lett stabil	fra 0 til 1
Stabil	større enn 1

Usikkerheten i spredningsparametrene øker med avstanden, og de bør ikke brukes for avstander større enn 10-15 km fra utslippet.

Bakkekonsentrasjonen er avhengig av høyden på røykskyens akse over bakken (H). Denne høyden er gitt av uttrykket:

$$H = h_s + \Delta h - k h_t$$

hvor h_s er den fysiske skorsteinshøyden og Δh er overhøyden som resultat av røykens utslippshastighet og varmeoverskudd i forhold til omgivelsene. h_t er høyden av de topografiske ujevnheter over det nivå der skorsteinen er plassert. k er en faktor mellom 0 og 1, som avhenger av terrengets beskaffenhet og bratthet, atmosfærisk stabilitet og røykskyens høyde i forhold til terrenget.

For beregning av overhøyden er det utviklet en rekke likninger. De fleste er empiriske og bygger på observasjoner av røykfaner under forskjellige meteorologiske forhold. Riktig valg av overhøydeformel er av stor betydning for en riktig vurdering av luftkvalitet og skorsteinshøyde ved et nytt anlegg. Hvis overhøyden estimeres for stor, vil beregnede bakkekonsentrasjoner bli for lave, og den nødvendige fysiske skorsteinshøyden blir anslått for lav.

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".

I Norge har en arbeidsgruppe nedsatt av Statens forurensningstilsyn (SFT) laget grenseverdier (luftkvalitetsmål) for seks stoffer, som vist i tabell 6 (SFT, 1982).

På grunnlag av grenseverdier kan tettsteder og områder deles inn i ulike forurensningsklasser. Et eksempel på slik inndeling er vist i tabell 7, der noen vanlige forurensninger er delt inn i tre klasser, "lite", "middels" og "mye" luftforurensning, som illustrert i figur 3.

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.

Tabell 6: Oversikt over grenseverdier (luftkvalitet) gitt av SFTs arbeidsgruppe (SFT, 1982).

Stoff	Måleenhet	Virkning på	Midlingstid				
			1 h	8 h	24 h	30 d	6 mnd.
Svoveldioksid (SO ₂) ^{a)}	µg/m ³	Helse			100-150		40-60
Svevestøv	"				100-150		40-60
Svoveldioksid (SO ₂)	"	Vegetasjon	150		50		25
Nitrogendioksid (NO ₂)	"	Helse	200-350		100-150		75
Karbonmonoksid (CO)	mg/m ³	Helse	25	10			
Fotokjemiske oksidanter	µg/m ³ ozon	Helse	100-200				
" "	" "	Vegetasjon	200				
Fluorider ^{b)}		Helse			25		10
" ^{b)}	µg/m ³ F	Dyr				0,2-0,4 ^{d)}	
" ^{c)}		Vegetasjon			1.0		0.3

- a) Virkningen av de to komponenter forsterker hverandre når de kommer i lufta. Forslaget til grenseverdier forutsetter forekomst av begge komponenter.
- b) Grenseverdi for totalfluorid.
- c) Grenseverdi for gassformig fluorid.
- d) Utgangspunktet for luftkvalitetsgrenseverdien er at høy og beitegras bare unntaksvis bør inneholde mer enn 30 mg fluor pr. kg tørrstoff. Dette er anslått å svare til en konsentrasjon av totalfluorid på 0,2-0,4 µg F pr. m³ luft.

Tabell 7: Klassifisering av luftforurensning.

Stoff	Virkningstyper	Midlings-tid	Lite	Middels	Mye	Merknader
			○	⊖	●	
Svoveldioksid, 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		
Nitrogendioksid, NO ₂ (µg/m ³)	Helse	1 h	200	350		
		24 h	100	150		
Karbonmonoksid, CO (mg/m ³)	Helse	1 h	20	35		
		8 h	8	15		
Fluorider, F ³ (µg/m ³)	Vegetasjon (og dyr)	24 h	0,8	1,5		
		1 mnd	0,2	0,4	Gassformig fluorid	
		6 mnd	0,2	0,4	Totalt fluorid Gassformig fluorid	
Støvfall (g/m ³)	Trivsel	1 mnd	5	10		
Ozon, O ₃ (µg/m ³)	Helse og vegetasjon	1 h	120	200		

6 SVOVELOKSIDER

De viktigste svovelforbindelsene i atmosfæren er

Svoveldioksid SO_2 (Oksidasjonstall +IV)

Svovelsyre H_2SO_4 og andre sulfater (Oksidasjonstall +VI)

SO_2 er vesentlig en primærkomponent, men kan også være en sekundærkomponent fordi det dannes i atmosfæren ved oksidasjon av hydrogen-sulfid (H_2S). Sulfater er vesentlig sekundærkomponenter fordi de dannes ved oksidasjon av SO_2 , men de kan også slippes ut direkte, f.eks. fra sementindustri.

6.1 UTSLIPP

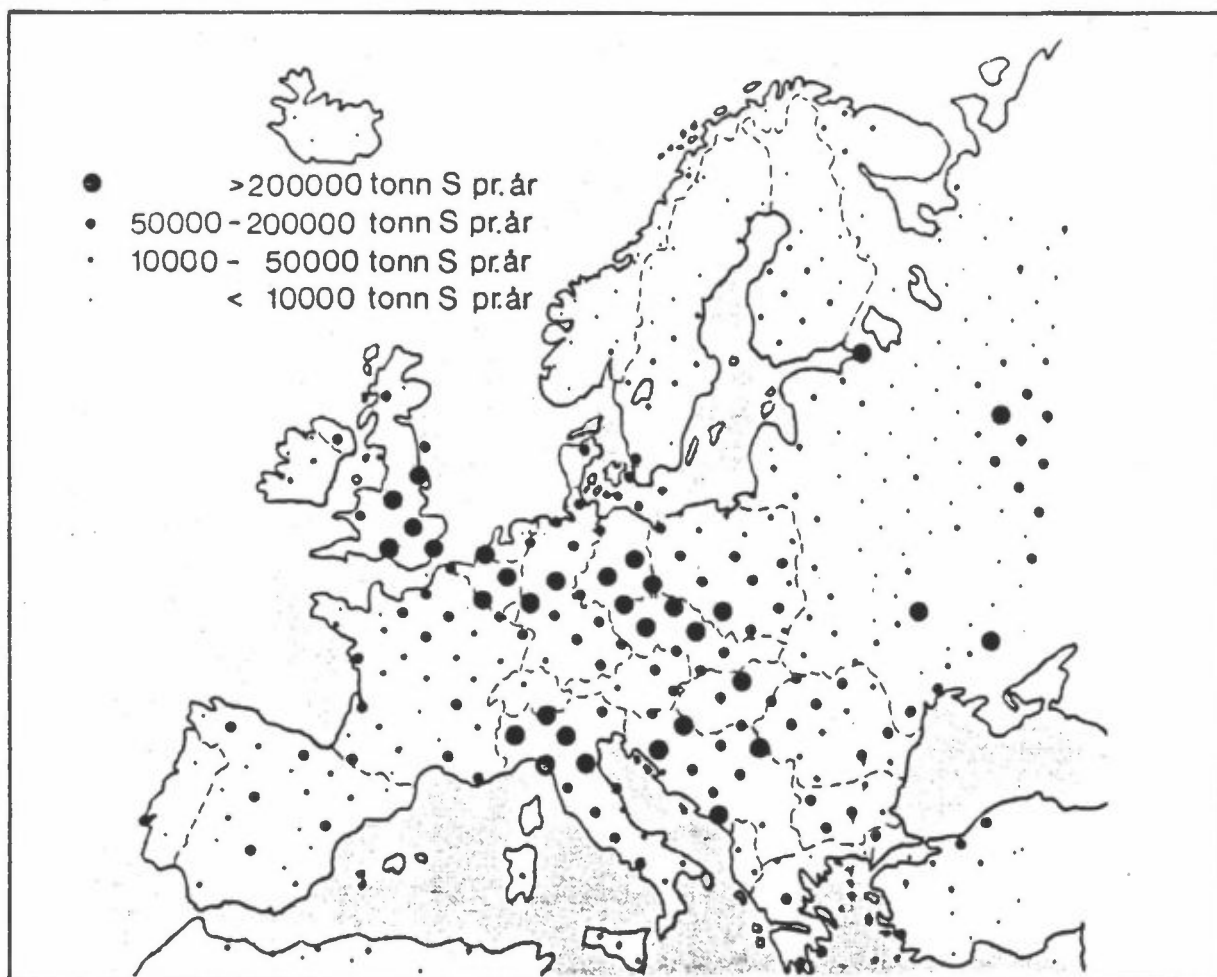
De viktigste utslippene i Norge kommer fra aluminiumindustri, ferrolegeringsindustri, oljeraffinering og treforedlingsindustri. Dessuten er oppvarming av boliger og næringsbygg en viktig SO_2 -kilde.

Norges samlede SO_2 -utslipp har avtatt siden 1970-åra. Utslipperet var 150 000 tonn i 1979, 112 000 tonn i 1982 og 97 000 tonn i 1984. Om lag halvparten av utslippene kommer fra forbrenning av svovelholdig brensel, mens den andre halvparten er prosessutslipp. Det er ofte ingen klar grense mellom prosessutslipp og utslipp fra forbrenning.

SO_2 -utslipp i Europa er illustrert i figur 2. Norge er omgitt av relativt store utslipp mellom sørvest og sørøst, fra Storbritannia og landene på det europeiske kontinentet.

6.2 OMVANDLING I ATMOSFÆREN

To forhold er karakteristiske for omvandling av svoveldioksid i atmosfæren, nemlig oksidasjon til sulfat og overgang fra gassfase til aeaerosolfase. Oksidasjonen kan skje i gassfasen, eller den kan skje i aerosolfasen ved oksidasjon av absorbert SO_2 i dispartikler, skydråper o.l.



Figur 2: Utslipp av svovel til atmosfæren i Europa på 1970-tallet (OECD, 1977).

Oksidasjon i gassfase

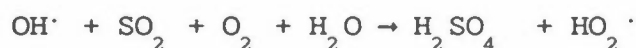
Oksidasjon i gassfase skjer ved hjelp av uorganiske og organiske radikaler. Disse forekommer naturlig i atmosfæren i svært lave konsentrasjoner, men konsentrasjonene øker sterkt med økende fotokjemisk aktivitet. Med fotokjemisk aktivitet menes reaksjoner mellom nitrogenoksider og organiske stoffer under påvirkning av sollys.

De viktigste radikalene for oksidasjon av SO_2 er

$\text{OH}\cdot$ hydroksyl

$\text{HO}_2\cdot$ hydroperoksyd

Oksidasjonen foregår over mange trinn, og disse er bare delvis kjent. Følgende bruttoreaksjon er foreslått:



Hastigheten ved gassfase-oksidasjon av SO_2 i atmosfæren er målt til inntil 5% pr. time.

Oksidasjon i aerosolfase

Grovt regnet er 10% av troposfæren dekket av skyer. Typisk vannmengde i skyer er 1 g/m^3 , dvs. at vannvolumet i en sky er 10^{-6} av skyens volum. For væskepartikler som ikke er i skyer, dvs. dis av forskjellig slag, er forholdet mellom vannvolum og gassvolum enda mindre. Væsketvolumet i atmosfæren er altså mange størrelsesordener mindre enn gassvolumet. For at væskefaseoksidasjon skal være sammenliknbar med gassfaseoksidasjon, må derfor reaksjonshastigheten pr. volumenhet være tilsvarende høyere.

Oksidasjon i væskefase består av følgende delprosesser:

- I Diffusjon av $\text{SO}_2(\text{g})$ til væskeoverflaten.
- II Diffusjon av $\text{SO}_2(\text{aq})$ til dråpens indre, samt dissosiasjon.
- III Oksidasjon i væskefasen.

Trinn III regnes for å være hastighetsbestemmende.

To mekanismer for væskefase-oksidasjon har praktisk betydning i atmosfæren:

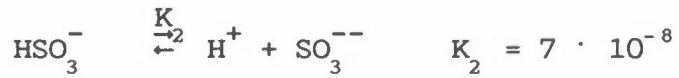
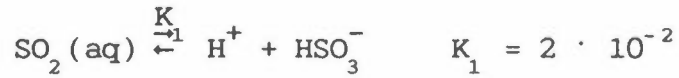
A. Metallkatalytisk oksidasjon med molekylært oksygen.

B. Oksidasjon med oksidanter.

(Som oksidanter regnes oksidasjonsmidler sterkere enn oksygen, se kapittel 7).

A. Metallkatalytisk oksidasjon med molekylært oksygen.

SO₂(aq) er en syre som dissosierer i to trinn:



Oppløste metallsalter katalyserer oksidasjonen av hydrogensulfitt og sulfitt til sulfat. Detaljerte reaksjonsmekanismer er dårlig kjent. Metaller som kan katalysere oksidasjonen, er de som kan forekomme i flere oksidasjonstrinn, særlig Mn, Fe og V. Ved økende surhet i væske-dråpen avtar dissosiasjonen av SO₂(aq), og oksidasjonshastigheten avtar. Ved diffusjon av ammoniakk inn i dråpen øker dissosiasjonen igjen, fordi pH øker.

B. Oksidasjon med oksidanter.

Ozon (O₃) og hydrogenperoksid (H₂O₂) forekommer i atmosfæren og er løselige i vann. H₂O₂ er mer løselig enn ozon. I væskefase er begge viktige for oksidasjon av SO₂ til SO₄⁻⁻. Reaksjonsmekanismer er bare delvis kjent og går over en rekke mellomtrinn.

Oksidasjonen med ozon avtar med økende surhet, dvs. avatakende pH. Det motsatte er tilfellet for H₂O₂, noe som kan forklare oksidasjon av SO₂ ved sur nedbør.

Oksidasjonshastigheten p.g.a. O₃ og H₂O₂ er målt til å være minst en størrelsesorden høyere enn metallkatalysert oksidasjon ved vanlig forekommende atmosfæriske konsentrasjoner.

6.3 KONSENTRASJONER I BAKKENIVÅ

Konsentrasjonen av SO₂ i Norge varierer med årstida, og også naturligvis med avstanden til utslippene. Generelt er konsentrasjonen høyest om vinteren, fordi fyringsbehovet er størst og atmosfærens vertikale blandingssevne minst. Stort sett har konsentrasjonen vært noe lavere på 1980-tallet enn den var i begynnelsen av 1970-åra.

På et bestemt punkt (et målested) vil konsentrasjonen generelt avta med økende midlingstid. En tidsrekke av konsentrasjonsdata vil ofte være tilnærmet log-normalfordelt.

Figur 3 viser et kart med steder der SO_2 -konsentrasjonen er inndelt i klassene "lite", "middels" og "mye", som vist i tabell 7. Kartet viser forurensningssituasjonen i første del av 1980-åra.

6.4 AVSETNING

En skiller mellom to typer avsetning, nemlig tørravsetning og våtavsetning. Med tørravsetning menes direkte avsetning av gasser og partikler på mark, vann og vegetasjon. Med våtavsetning menes tilførsel av forurensninger med nedbøren.

Tørravsetningen kan beskrives ved følgende enkle likning:

$$D_t = v_d \cdot c$$

D_t = Tørravsetning (masse pr. tids- og flateenhet).

v_d = Avsetningshastighet (lengde pr. tidsenhet).

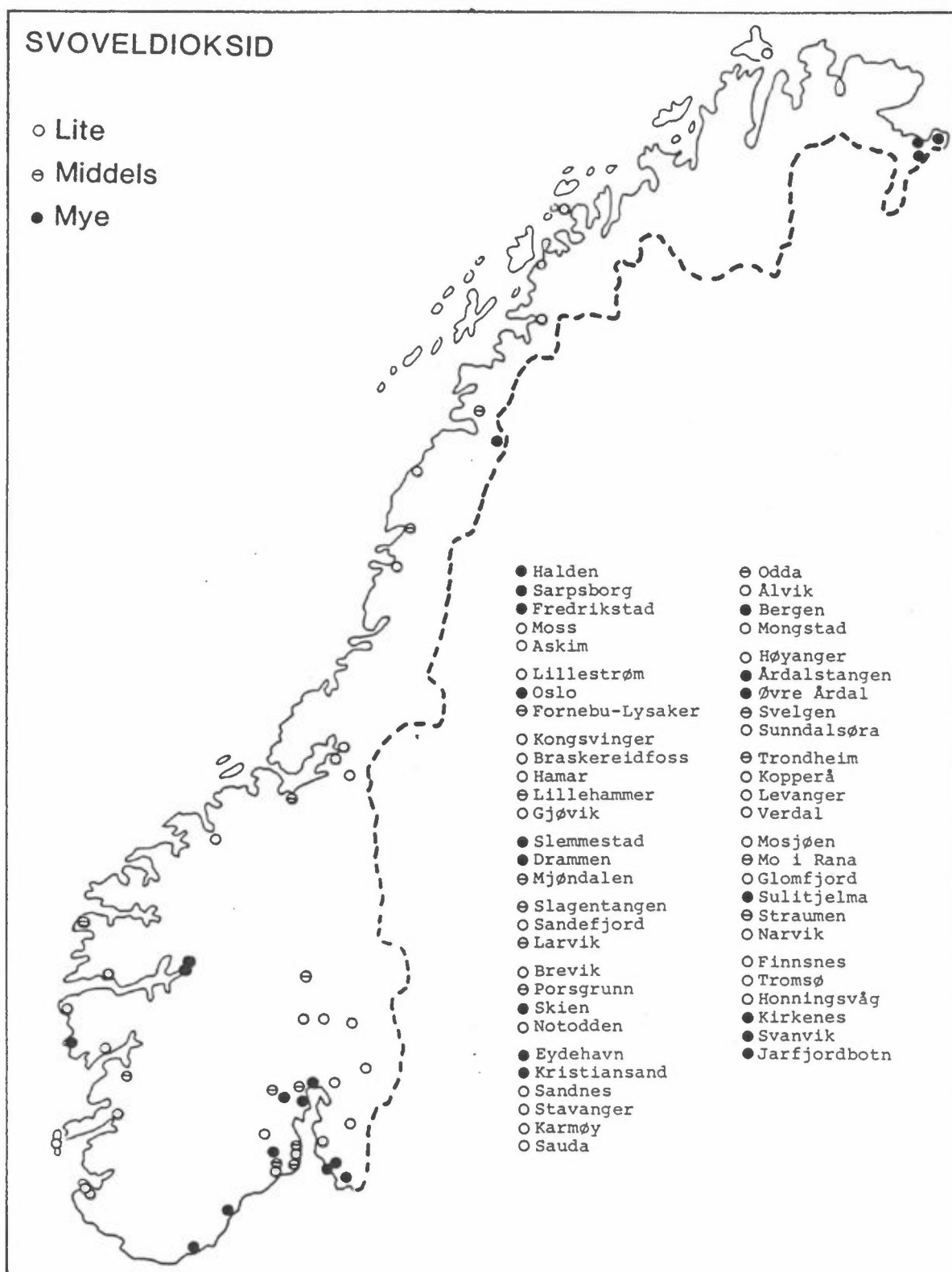
c = Konsentrasjon i atmosfæren (masse pr. volumenhet).

Avsetningshastigheten v_d har oftest benevnningen cm/s og er avhengig av stoffets, atmosfærens og underlagets egenskaper.

Som typiske verdier for lange midlingstider og større områder brukes ofte 0,8 cm/s for svoveldioksid og 0,2 cm/s for sulfatpartikler.

Når en sammenlikner avsetning av SO_2 og SO_4^{--} , skal en bruke en felles benevnning, f.eks. $\text{g/m}^2 \text{a}$, regnet som S. Omregning fra SO_2 til S skjer ved å dividere med 2, mens omregning fra SO_4^{--} til S skjer ved å dividere med 3. (Formelvektene for S, SO_2 og SO_4^{--} er henholdsvis 32, 64 og 96.)

På Birkenes i Aust-Agder, som vesentlig er påvirket av utslipp i andre land, var middelkonsentrasjonen av SO_2 og SO_4^{--} i 1985 henholdsvis 0,7 og 0,9 $\mu\text{g/m}^3$, regnet som S. De tilsvarende årlige avsetningsfluksene blir da 177 mg/m^2 og 56 mg/m^2 , regnet som S. Det var altså vesentlig mer avsetning av SO_2 enn SO_4^{--} .



Figur 3: Forurensningskart for svoveldioksid
 (Hagen et al., 1983)

Våtavsetningen bestemmes enklest som produktet av nedbørmengde og konsentrasjon i nedbøren:

$$D_v = p c$$

D_v = Våtavsetning (masse pr. tids- og flateenhet).

p = Nedbørmengde (volum pr. tids- og flateenhet).

c = Konsentrasjon i nedbør (masse pr. volumenhet).

Nedbørmengden p skal ideelt sett måles på bakken, ellers vil den målte nedbørmengde bli mindre enn den virkelige. Når nedbørprøver skal analyseres kjemisk, er det imidlertid viktig å hindre tilførsel av fremmedstoffer. Derfor samles nedbøren ca. 2 m over bakken. På steder med sterk vind blir derved den målte mengden for lav, særlig når nedbøren kommer som snø.

Begrepet "sur nedbør" er godt kjent i Skandinavia siden begynnelsen av 1970-åra. Sur nedbør er nedbør med lav pH og høyt innhold av sulfat. Innholdet av nitrat og ammonium er også oftest høyt.

I figur 4 er det vist kart over pH, sulfatkonsentrasjon i nedbør, og våtavsetning av sulfat for 1985. Det var lavest pH på Sørlandet og Østlandet, og størst sulfatavsetning på Sørlandet og Vestlandet.

6.5 VIRKNINGER

Helsevirkninger

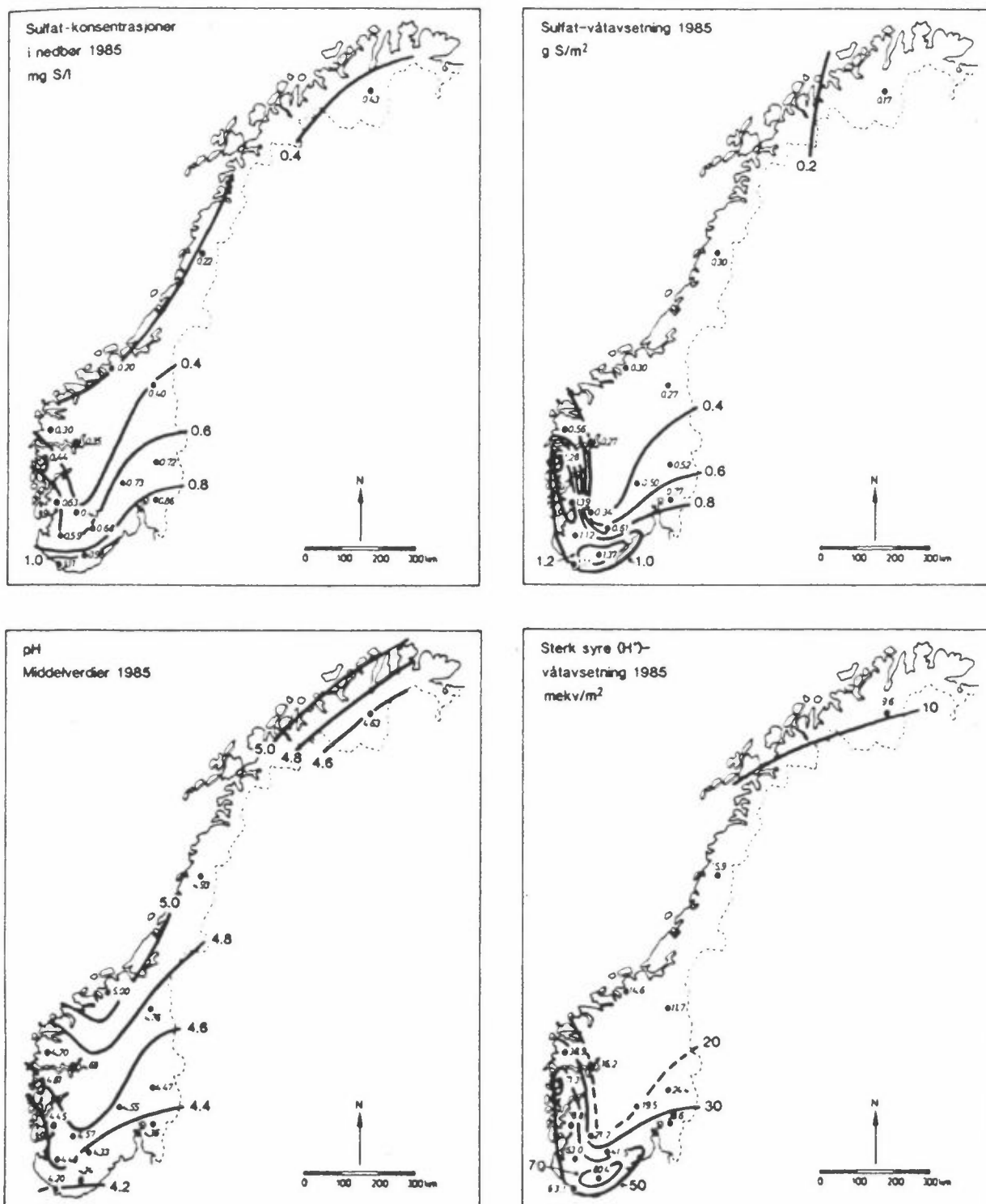
Ulike metoder blir brukt til å bestemme helsevirkninger av luftforurensning. De viktigste er:

Kontrollerte forsøk med dyr

Kontrollerte forsøk med mennesker

Erfaringer fra arbeidsatmosfære

Epidemiologiske studier av befolkningsgrupper.



Figur 4: Middelskonsentrasjoner i nedbør og total våttavsetning av sulfat og sterk syre (pH) på norske bakgrunnsstasjoner for 1985.

Kilde: Statlig program for forurensningsovervåking (SFT, 1986).

Alle metodene har sine fordeler og ulemper. Epidemiologiske undersøkelser er viktige, fordi større befolkningsgrupper eksponeres under realistiske atmosfæriske forhold. Det har imidlertid vært vanskelig å trekke entydige konklusjoner fra epidemiologiske undersøkelser.

I 1982 la en arbeidsgruppe nedsatt av Statens forurensningstilsyn (SFT) fram en rapport: "Luftforurensning; Virkninger på helse og miljø; En utredning om sammenhengen mellom konsentrasjoner og virkninger av noen vanlige forurensningskomponenter". I denne rapporten diskuteres virkninger, særlig helsevirkninger, av følgende stoffer: svoveldioksid og sot, nitrogendioksid, karbonmonoksid, fotokjemiske oksidanter, bly og fluorider. Arbeidsgruppa la fram grenseverdier som gitt i tabell 6.

Svoveldioksid og svevestøv er vesentlige deler av den alminnelige luftforurensningen i byer og tettsteder. SO_2 er lett-løselig i vann og fanges opp av slimhinnene i luftveiene. Virkningen av SO_2 er avhengig av at svevestøv og mikrodråper (aerosoler) også fins i lufta. SO_2 bundet til partikler kan føres dypere ned i luftveiene enn gassformig SO_2 , fordi små partikler har mindre molekylær diffusivitet enn gassformig SO_2 .

Verdens helseorganisasjon (WHO) har nedsatt arbeidsgrupper som har sammenfattet kunnskapene om helsevirkningene av ulike stoffer.

Resultatene blir utgitt som "kriteriedokumenter". For svoveldioksid og svevestøv er resultatene sammenfattet i tabell 8.

Tabell 8: Sammenfatning av konklusjonene til WHO's ekspertgruppe (WHO, 1979).

	Døgnmiddelverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
	Svoveldioksid	Svevestøv
Overdødelighet blant eldre eller kronisk syke	500	500
Forverring av tilstanden hos pasienter med luftveissykdommer	250	250
	Årsmiddelverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
	Svoveldioksid	Svevestøv
Økte luftveissymptomer blant den vanlige befolkningen (voksne og barn) og økt hyppighet av luftveissykdommer blant barn	100	100

Virksomheter på vegetasjon

SO_2 har ført til alvorlige og vidstrakte skader på vegetasjon omkring større utslippskilder, både i Europa og Nord-Amerika. I flere områder er nærmest all vegetasjon utryddet i mange kilometers avstand fra utslippskildene. Skogstrær, særlig bartrær, er utsatt. Også i Norge er SO_2 -skader på vegetasjon registrert, men i mye mindre omfang.

SO_2 tas opp av vegetasjonen gjennom bladenes spalteåpninger. Bladcellene har en viss evne til å oksidere SO_2 til sulfat, og sulfat utnyttes i plantens stoffomsetning. Når evnen til å oksidere SO_2 til sulfat overskrides, opptrer skader, ofte i form av lokal celledød (nekrose) på bladene. Dette kalles akutt skade og forårsakes av høye SO_2 -konsentrasjoner over kort tid.

Også ved lavere konsentrasjoner enn de som fører til akutt skade, er det påvist negative virkninger av SO_2 . Disse kan påvises ved fysiologiske målinger eller som redusert produktivitet hos plantene. Dette kalles ofte for subtile eller kroniske skader. SO_2 -middelverdier over relativt lang tid er av betydning for kroniske skader.

Den internasjonale skogforskningsorganisasjonen IUFRO har anbefalt følgende grenseverdier for SO₂ for å beskytte skog (IUFRO, 1979):

	SO ₂ -konsentrasjon (µg/m ³)		
	30 min*	24 h	1 år
Vanlig produktiv skog	150	100**	50
Ømfintlig skog	75	50	25

* kan overskrides i 2,5% av tiden i vekstsesongen

** kan overskrides 12 ganger i løpet av 6 måneder

Direkte virkninger av SO₂ forårsaker skogskader i enkelte områder av Europa der utslippsreducerende tiltak ennå ikke er iverksatt. I andre områder er det større oppmerksomhet omkring lavere konsentrasjoner av SO₂ i samvirking med ozon, NO₂ og sur nedbør. Det har imidlertid hittil (1987) vært vanskelig å trekke kvantitative konklusjoner om slike virkninger.

Virkninger på materialer

Svoveldioksid virker korroderende og nedbrytende på en rekke materialer. Korrosjonen av metaller foregår når overflaten er fuktig, dvs ved nedbør eller høy relativ fuktighet ellers. Korrosjonshastigheten er stort sett en lineær funksjon av SO₂-konsentrasjonen og tid med fuktig overflate (våttid). Det regnes ikke med noen nedre grense for når korrosjonen opphører.

Metaller som særlig utsettes for SO₂-korrosjon, er sink, stål, kopper og kopperlegeringer. Bygninger og monumenter av sandstein og kalkstein er også utsatt. Dessuten virker SO₂ nedbrytende på visse malingstyper, bl.a. linoljemaling.

Virkninger av sur nedbør

Virkninger av sur nedbør har vært undersøkt i Norge siden tidlig på 1970-tallet. Undersøkelsene har særlig vært konsentrert om virkninger på vannkvalitet, fisk, jord og vegetasjon. Prosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" ble avsluttet i 1980, og ga viktige bidrag til fagfeltet, også internasjonalt (SNSF, 1980). Forskingen omkring virkninger av sur nedbør har fortsatt etter 1980, både i Norge og i andre land.

Det skjer langtransport av luftforurensninger over mange hundre kilometer. Utslipp fra de mest industrialiserte strøk i Europa gir opphav til forurenset nedbør og luft i områder langt borte. Det er særlig svovel- og nitrogenforbindelser som kan gjøre nedbøren sterkt sur, men "sur nedbør" inneholder også tungmetaller og andre mikroforurensninger.

Norge mottar mye større mengder forsurende komponenter med nedbør og luft enn landet selv slipper ut. Tilførslene har økt i det tidsrom vi har pålitelige målinger, og særlig sterkt i 1960-åra. Tilførslene varierer fra år til år, men det gjennomsnittlige surhetsnivå i nedbøren viser ingen klare tegn til endringer etter ca 1970. Størstedelen faller ned i Sør-Norge, og spesielt Telemark og Agder-fylkene er utsatte. I Sørlandets kyststrøk er årlig midlere surhet i nedbøren nå ca 4.3 pH-enheter. Også store deler av Vestlandet, Østlandet og Finnmarksvidda mottar sur nedbør.

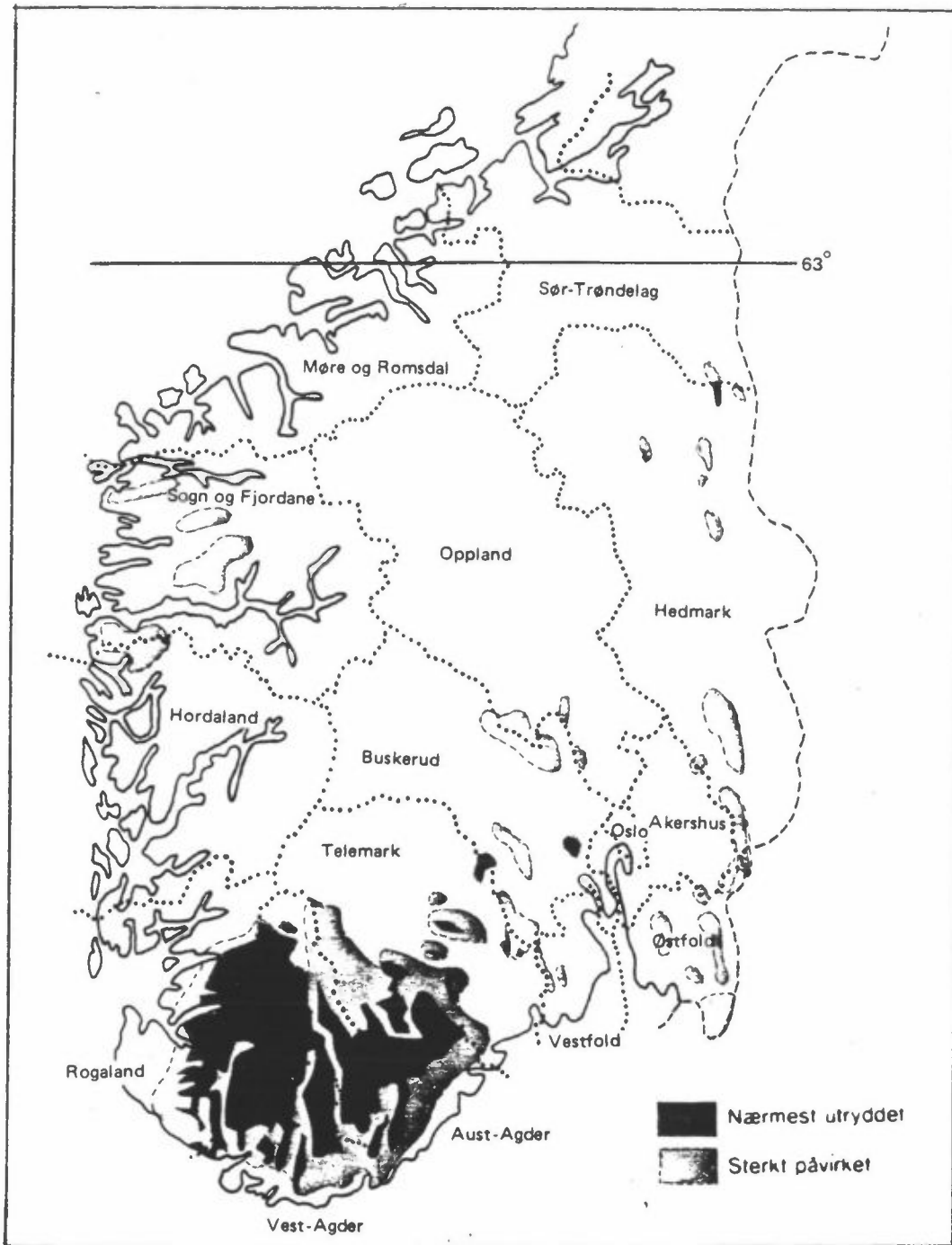
Atmosfæriske tilførsler av forsurende komponenter har i de seinere årtier ført til omfattende forsuring av vassdrag, særlig der undergrunnen inneholder kvartsrike bergarter som gneis og granitt, og der jorddekket er tynt og lite nøytraliseringsdyktig. Forsuringen av vassdragene har hatt sterke virkninger på livet i elver og sjøer. Organismesamfunnene er blitt artsfattigere, og sannsynligvis blir innsjøer næringsfattigere på grunn av forsuringen.

I områder som dekker over 13 000 km² i Sør-Norge, er praktisk talt alle sjøene blitt fisketomme i seinere år, særlig i Telemark, Agder og til dels Rogaland. Ytterligere ca 20 000 km² har sjøer med betydelig

reduserte fiskebestander. I første rekke ser det ut til at reproduksjonen tar skade, men det forekommer også fiskedød blant voksen fisk, særlig under sterkt sure episoder vår og høst. Sur nedbør fører til utvasking av metaller, blant annet aluminium, og metallforgiftning spiller en viktig rolle for fiskeskadene i sure vassdrag. Det er tegn på at fiskebestandene reduseres i stadig større områder i Sør-Norge. Figur 5 viser områder i Sør-Norge der fiskebestanden var påvirket i 1980 (SNSF, 1980).

Tilførslene av surt nedfall kan føre til økt utvasking av nærings-elementer fra de øverste jordlag, med mulig redusert plantevekst som følge. De norske undersøkelsene som er gjort, har ikke påvist redusert tilvekst i skog. Dette skyldes sannsynligvis at sur nedbør gir betydelig tilførsel av nitrogen, som ofte er minimumsfaktor for tilveksten i våre skoger. Det er likevel mulig at forurenset luft og nedbør over en årrekke kan påvirke planteproduksjonen.

Forskning om sur nedbør og dens virkninger foregår i dag i alle land som er berørt av problemet. I USA regnes sur nedbør som et av de største miljøproblemene, og forskningsinnsatsen har økt sterkt i de seinere år. Overvåking av sur nedbør og dens virkninger foregår både i Norge og i andre land.



Figur 5: Områder i Sør-Norge der fisken er forsvunnet eller bestanden sterkt redusert (SNSF, 1980).

7 FOTOKJEMISKE OKSIDANTER

Fotokjemiske oksidanter er et fellesnavn på en gruppe sterkt oksiderende stoffer som dannes i atmosfæren av nitrogenoksider, organiske stoffer og oksygen under påvirkning av solstråling. Ozon regnes ofte som den viktigste av oksidantene, blant annet fordi den dannes i størst mengde. Av andre oksidanter kan nevnes hydrogenperoksid og peroksyacetylnitrat (PAN). Samtidig med oksidantene dannes andre stoffer som salpetersyre, formaldehyd, acetaldehyd, akrolein og organiske syrer.

Begrepet fotokjemisk smog dukket opp i 1940-åra i Los Angeles som uttrykk for en forurensningssituasjon der oksidanter var hovedbestanddelen. Symptomene var særlig:

- Nedsatt sikt (disdannelse)
- Karakteristisk lukt
- Irritasjon av slimhinner
- Skader på vegetasjon og materialer (gummi)

Seinere er det målt høye oksidantverdier mange steder uten at en direkte har observert "smog", dvs. nedsatt sikt. I USA er oksidantene i dag et problem, både på lokal, regional og kontinental skala, og høye konsentrasjoner er også målt i Australia, Canada, Japan og de fleste land i Vest-Europa. Selv om disse nyere tilfellene ofte ikke er spesielt karakterisert ved dis og lukt, har vegetasjonsskader funnet sted, og en har også potensielle helseeffekter.

Siden 1982 har oppmerksomheten om oksidantene økt kraftig i Europa, fordi ozon blir foreslått som en mulig hovedårsak til skogskadene i Vest-Tyskland og andre land.

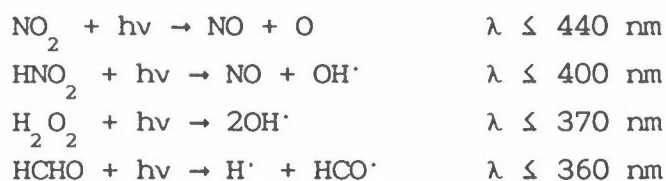
De meteorologiske forholdene som særlig favoriserer dannelsen av oksidanter, er sterk solstråling, høy temperatur og dårlige spredningsforhold. Norges lokalisering på høye breddegrader (60-70⁰N) gjør at vi stort sett kan få oksidantdannelse av betydning i månedene april-august. Langtransport av oksidanter til Skandinavia har imidlertid forekommet fra mars til september.

7.1 KJEMISKE TREKK VED DANNELSEN

Følgende forhold er karakteristiske for de kjemiske reaksjonene:

- Fotokjemisk dissosiasjon av NO_2 og andre lysabsorberende gasser.
- Hurtig oksidasjon av NO til NO_2 , og etter hvert videre til salpetersyre.
- Oksidasjon av hydrokarboner til aldehyder, ketoner og syrer.
- Dannelse av ozon og andre oksidanter.

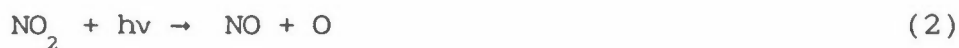
Sollyset er nødvendig for at reaksjonene skal komme i gang. Blant de viktigste fotolytiske (dvs. lysavhengige) reaksjonene er:



Ozon dannes ved at atomært og molekylært oksygen reagerer



Atomært oksygen (O) dannes først og fremst ved fotokjemisk dissosiasjon (spalting) av NO_2

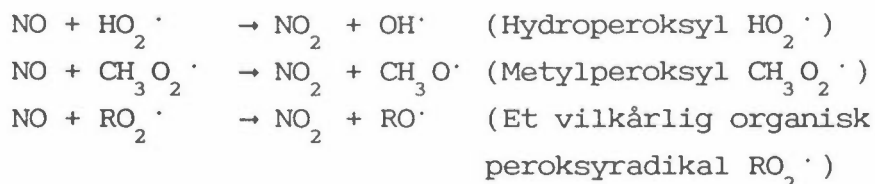


Imidlertid reagerer NO med ozon svært raskt

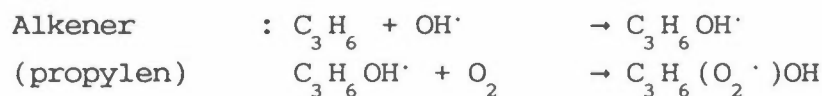
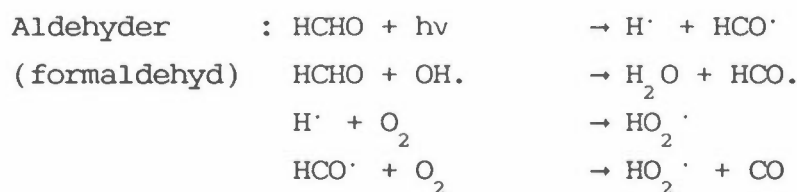
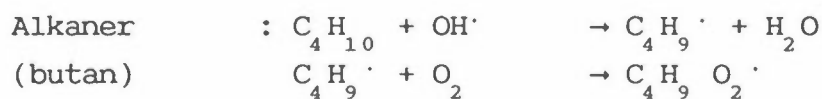


Reaksjon (3) er motsatt lik summen av reaksjon (1) og (2), og vi får derfor ingen nettodannelse av ozon fra disse tre reaksjonene.

Nøkkelen til ozondannelsen er at andre stoffer enn O_3 kan oksidere NO til NO_2 . Disse stoffene kalles peroksyradikaler:



Peroksydradikalene dannes ved nedbryting av organiske stoffer, f.eks. følgende:



Organiske stoffer kan spaltes av hydroksyl ($\text{OH} \cdot$), atomært oksygen (O) og ozon (O_3). Av disse er hydroksyl viktigst. Alkener og aldehyder er særlig effektive for radikaldannelse, mens alkaner og delvis aromater er noe mindre effektive.

Aldehyder kan regnes som "mellomprodukter" i den fotokjemiske oksidantdannelsen. Dels slippes de ut direkte, blant annet i bileksos, og dels dannes de i atmosfæren, blant annet ved nedbryting av alkener. Aldehydene dissosieres av sollys og produserer radikaler.

Den fotokjemiske aktiviteten avtar ved solnedgang eller hvis tilførselen av nitrogenoksider eller organiske stoffer opphører. NO og NO_2 vil etter hvert oksideres til salpetersyre, og konsentrasjonen av radikaler reduseres. Konsentrasjonen av ozon kan imidlertid fortsatt være høy om natta, forutsatt at det ikke skjer tilførsel av NO . I byområder vil ozonkonsentrasjonen gå ned om kvelden og natta, mens den ofte holder seg høy over hav og andre ikke-bebodde områder.

En fullstendig kjemisk beskrivelse av oksidantdannelsen er svært omfattende. De største reaksjonskinetiske modellene består av 50-100 komponenter og flere hundre enkeltreaksjoner. Ofte brukes forenklete modeller, blant annet fordi bare et relativt lite antall hastighetskonstanter er skikkelig kjent. Fotokjemiske modellberegninger stemmer godt overens med eksperimentelle resultater fra kjemiske reaktorer, der nitrogenoksider og organiske stoffer reagerer under påvirkning av lys.

7.2 KONSENTRASJONER I BAKKENIVÅ

Bakgrunnskonsentrasjonen av ozon i bakkenivå varierer atskillig. Typiske verdier er 20-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De vanligste grenseverdiene for ozon er i intervallet 120-240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, dvs. svært nær bakgrunnskonsentrasjonen. Ozon skiller seg på denne måten fra de andre vanlige luftforurensningene.

Måling av ozon har pågått i Norge siden 1975, først i nedre Telemark og siden også i Oslofjord-orådet, Sørlandet og Vestlandet. Målingene viser fotokjemisk aktivitet i lufta. Antall tilfeller med høy ozonkonsentrasjon, dvs. verdier over vanlig brukte grenseverdier for luftkvalitet, varierer fra år til år. I tabell 9 er det gitt antall "ozonepisoder", dvs døgn med høyere timesverdier enn 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på flere målesteder, og høyeste timesverdier målt i Norge i åra 1980-85.

Tabell 9: Sammendrag av ozonmålinger 1980-85.

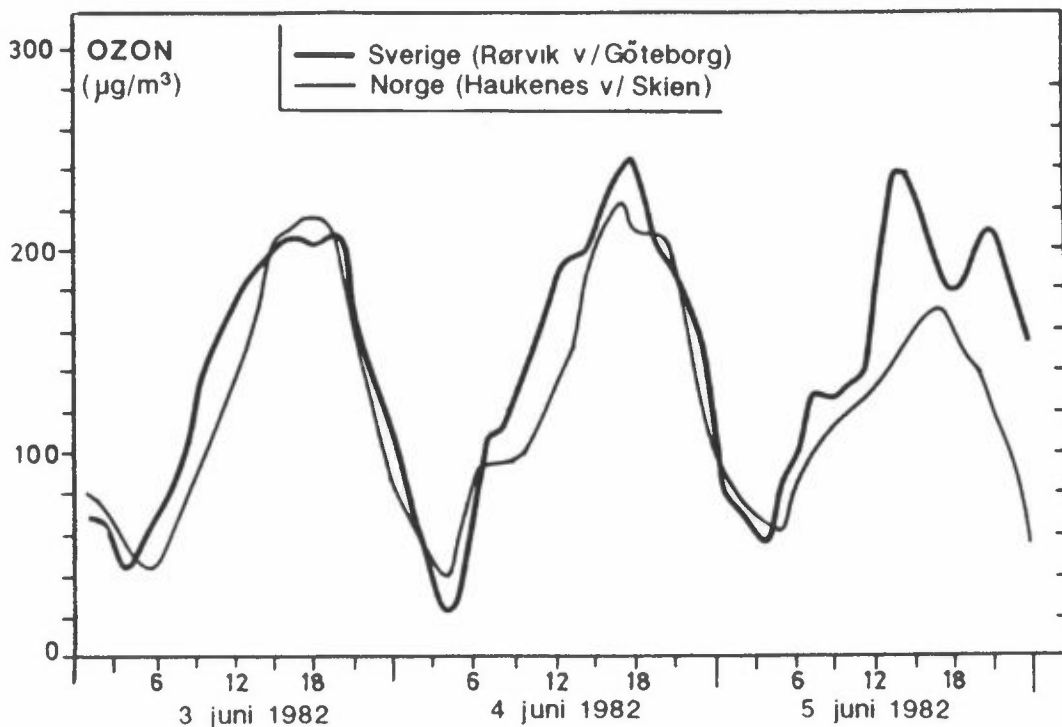
	1980	1981	1982	1983	1984	1985
Antall ozonepisoder	75	17	29	9	5	16
Høyeste timesverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	307	220	225	157	198	266

Maksimalverdiene var relativt høye de fleste somrene. Variasjonene fra år til år skyldes variasjoner i meteorologiske forhold, særlig på nord-europeisk skala. "Pent vær" i Sør-Norge er ofte en nødvendig, men

ikke alltid en tilstrekkelig forutsetning for oksidantdannelse. ~~Figur 3 viser hvilke~~ Områder i Sør-Norge som er mest utsatt for høye ozonkonsentrasjoner. ~~(Figuren er basert på relativt få målesteder.)~~

Som en grov inndeling kan en si at fotokjemiske oksidanter forekommer på tre skalaer, nemlig lokal, regional og kontinental skala. Med lokal skala menes direkte dannelse i løp av utslippskilder for nitrogenoksider og organiske stoffer, for eksempel i nedre Telemark. Tidsskalaen blir da noen få timer. Med regional skala menes dannelse over 1-2 døgn over et større område, f.eks. hele Oslofjord-området og deler av det sørvestlige Sverige. Med kontinental skal menes dannelse over flere døgn over et stort geografisk område, f.eks. hele Nordvest-Europa. Ved kontinental dannelse ligger det gjerne et større høytrykk over Nord-Europa. I tilknytning til slike situasjoner kan oksidanter og oksidantdannere transporteres til Skandinavia fra Storbritannia og det europeiske kontinent. Ofte skjer oksidantdannelsen på flere skalaer samtidig, og de høyeste konsentrasjonene opptrer gjerne under slike "kombinerte" episoder.

Figur 6 viser eksempler på konsentrasjoner av ozon i Norge og Sverige i begynnelsen av juni 1982.



Figur 6: Konsentrasjoner av ozon i Sverige (utenfor Göteborg) og Norge (Grenland), juni 1982 (Grennfelt og Schjoldager, 1984).

7.3 VIRKNINGER

Helsevirkninger

Ozon er et sterkt oksidasjonsmiddel som kan påvirke luftveier og lungefunksjon hos mennesker. Særlig utsatt er barn og astmatikere. En ekspertgruppe fra Verdens helseorganisasjon (WHO) har konkludert med følgende (WHO, 1978):

- Enkelte effekter i lungefunksjonene hos friske mennesker kan forekomme ved ozoneksponeringer på ca 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i to timer.
- 1-times oksidantnivåer mellom 200-500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kan påvirke lungefunksjonene hos barn, øke frekvensen av astmaangrep, føre til økt frekvens av øyeirritasjoner, og redusere den fysiske yteevnen.
- 1-times oksidantnivåer mellom 400-1400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kan føre til økt belastning hos pasienter med kroniske lungelidelser.
- Luftveismotstanden hos friske mennesker øker ved en ozoneksponering på 700-800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2 timer.

Virkninger på vegetasjon

Ozon tas direkte opp av planter og forårsaker biokjemiske og fysiologiske prosesser som eventuelt kan resultere i at cellene dør. Synlige skader vil som regel medføre redusert vekst og avling, men redusert vekst og avling kan også forekomme uten synlige skader.

Det er stor forskjell i ømfintlighet mellom forskjellige plantearter. Viktige landbruksvekster som tomat, spinat, salat, havre og noen treslag er ømfintlige. Enkelte tobakksorter er svært ømfintlige og blir brukt som indikatorplanter for ozon.

Ozonkonsentrasjoner kan ha negative virkninger på vegetasjon helt ned til ca 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, dvs nær det naturlige bakgrunnsnivået. Virkningene forsterkes av andre stoffer som SO_2 og NO_2 . Det er imidlertid viktig å merke seg at vegetasjon også påvirkes av naturlige forhold som tørke, frost etc. Det arbeides mye (1987) med å klarlegge sammenhengen mellom

skogskader og konsentrasjonen av ozon og andre forurensninger i luft og nedbør.

Virkninger på materialer

Ozon angriper organiske materialer som plast, gummi og tekstilfibrer. Særlig utsatt er stoffer med dobbeltbindinger. Disse dobbeltbindingene kan brytes av ozon. I en rekke tekniske produkter, som f.eks. bildekk, blir det tilsatt antioksidasjonsmidler for å redusere virkningen av ozon.

8 ANDRE STOFFER

8.1 NITROGENOKSIDER (NO_x)

Antropogene utslipp domineres av nitrogenmonoksid (NO) og nitrogen-dioksid (NO₂). Summen av NO og NO₂ uttrykkes ofte som NO_x og kalles (noe upresist) for nitrogenoksider.

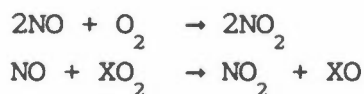
NO_x dannes hovedsakelig ved reaksjon mellom atmosfærens N₂ og O₂ under forbrenning av fossile brensler. Samtidig oksideres eventuelle N-forbindelser i brensllet. I engelsk litteratur brukes termene "thermal-NO_x og "fuel-NO_x".

I Norge er biltrafikk og forbrenning av olje og kull de to viktigste kildene til NO_x. I tillegg kommer utslipp ved produksjon av salpetersyre (Porsgrunn og Glomfjord). Utslippene i Europa omgir Norge i sørvest, sør og sørøst på liknende måte som for svovel, jfr. figur 2.

Ved forbrenning av fyringsolje og kull foreligger 1-10% av nitrogenoksidene i utslippet som NO₂, resten som NO. Ved forbrenning av bensin og dieselolje kan NO₂-andelen være inntil 30%. NO₂-andelen ved sementproduksjonen er ca 25% og ved salpetersyreproduksjon ca 50%.

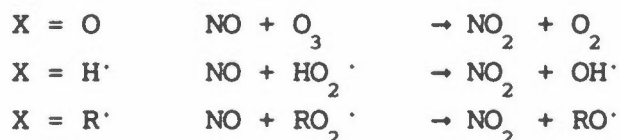
Nitrogenoksider er lite løselige i vann (langt mindre enn svoveldioksid). Derfor er oksidasjon av NO_x i gassfase viktig, mens oksidasjon

i væskefase har mindre betydning. De to viktigste reaksjonstypene for gassfaseoksidasjon av NO til NO₂ er følgende:



Den første reaksjonen er termisk oksidasjon ved hjelp av atmosfærisk oksygen. Når denne reaksjonen ikke er katalysert, er den relativt langsom og har bare praktisk betydning for svært høye NO-konsentrasjoner, dvs. i umiddelbar nærhet av utslippene. Visse metallsalter (blant annet Pb) kan katalysere reaksjonen og øke hastigheten. Dessuten øker reaksjonshastigheten med avtakende temperatur. Dette kan f.eks. ha betydning om vinteren i bygater der konsentrasjonen av NO og partikler er høy.

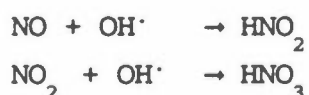
Den andre reaksjonstypen er NO-oksidasjon ved hjelp av oksidanter:



Alle disse reaksjonene skjer raskt i atmosfæren. Reaksjonen med HO₂· og RO₂· har bare praktisk betydning i situasjoner med fotokjemisk aktivitet, som ledd i kjedereaksjonene som danner fotokjemiske oksidanter. Ozon er til stede i atmosfæren også når det ikke er nevneverdig fotokjemisk aktivitet. Bakgrunnskonsentrasjonen er 10-50 ppb (20-100 µg/m³). Inntil 10-50 ppb NO₂ kan derfor dannes ved hjelp av atmosfærens naturlige ozoninnhold.

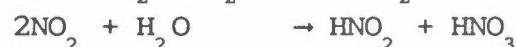
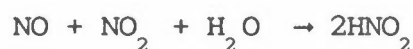
For den videre oksidasjon til salpetersyrling (HNO₂) og salpetersyre (HNO₃) er flere reaksjonsveier mulige:

A. Reaksjoner med hydroksyl (OH·)



B. Reaksjoner med ozon (O₃)

C. Reaksjoner uten oksidanter

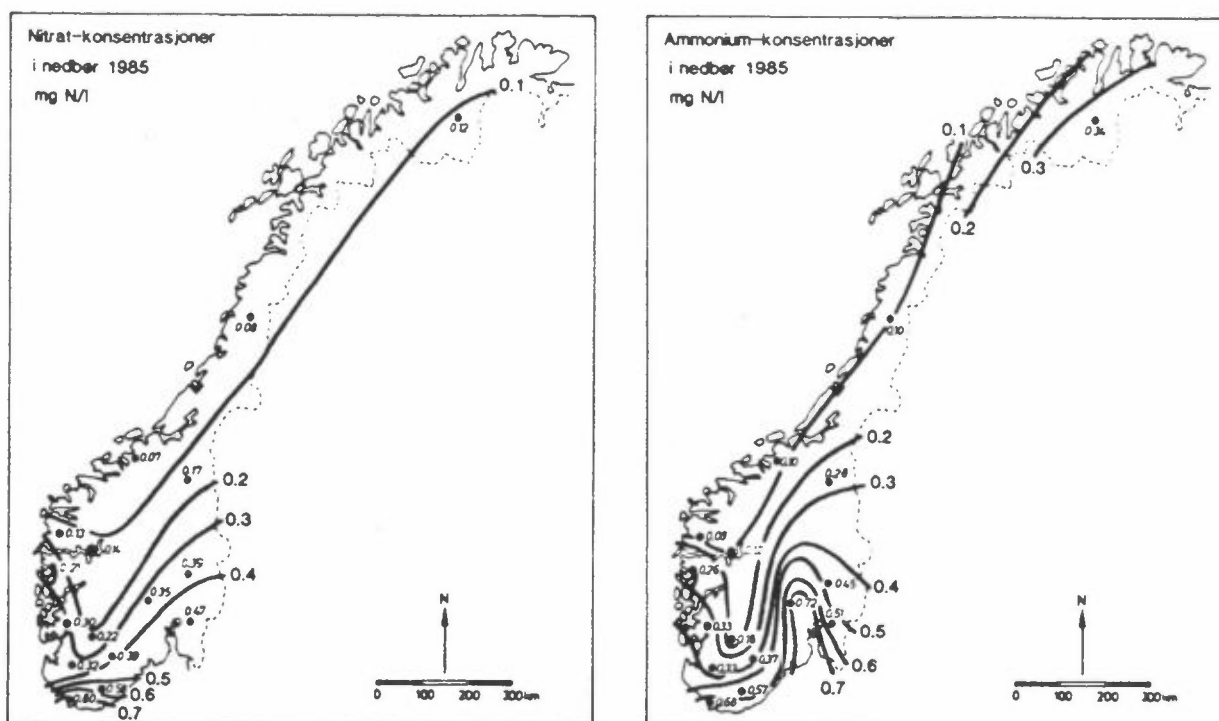


Tilstedeværelsen av oksidanter øker oksidasjonshastighetene og forskyver reaksjonene mot høyere oksidasjonstrinn. Både HNO₂ og HNO₃ har relativt høye damptrykk og vil derfor for en stor del bli i gassfase. Salpetersyre og andre nitrater er sluttproduktene ved oksidasjonen.

NO₂-konsentrasjoner over grenseverdiene i tabell 5 er målt ved trafikkerte veger og tidligere også i nærheten av industriutslipp. Mens konsentrasjonen av SO₂ har avtatt i norske tettsteder i 10 årsperioden 1975-1985, har konsentrasjonen av NO₂ økt. Årsaken er den økte biltrafikken. Salpetersyre og andre nitrater er betydelige bestanddeler i sur nedbør. Figur 7 viser konsentrasjoner i nedbøren av nitrat og ammonium, som tilføres med den sure nedbøren.

Både NO og NO₂ er relativt lite løselige i vann og absorberes ikke til de fuktige slimhinneoverflatene i de øvre luftveiene i samme grad som SO₂. Likevel har NO₂ virkninger på luftveiene, selv om virkningene synes noe dårligere dokumentert enn for SO₂.

Verdens helseorganisasjon (WHO) har foreslått en maksimal timesverdi på 190-320 µg/m³, men legger til at forslaget er basert på et begrenset datamateriale (WHO, 1977).



Figur 7: Middelkonsentrasjoner i nedbør av nitrat og ammonium på norske bakgrunnstasjoner 1985.
Kilde: Statlig program for forurensningsovervåking.

Nitrogendioksid har negativ virkning på en del planteslag, særlig i blanding med SO_2 og ozon. Det har bl.a. vært påvist nedbryting av klorofyll og for tidlig bladfelling. Nitrogendioksid er et mellomprodukt ved dannelsen av fotokjemiske oksidanter og kan forekomme i samband med relativt høye konsentrasjoner av ozon.

8.2 KARBONMONOKSID (CO)

Antropogene utslipp av CO domineres av biltrafikk. I Norge er også metallurgisk reduksjon med karbon en stor CO-kilde.

Oppholdstida for CO i atmosfæren er lang sammenliknet med svovel- og nitrogenoksider. Som en gjennomsnittsverdi blir ofte 1-2 måneder oppgitt.

CO er et miljøproblem i byer og tettsteder, særlig nær trafikkerte veger. På denne skalaen kan CO regnes som en inert gass, dvs. de kjemiske reaksjonene i atmosfæren er neglisjerbare. CO-konsentrasjonen kan bli atskillig høyere enn grenseverdiene gitt i tabell 6.

Nær trafikkerte veger er CO-konsentrasjonen antakelig høy nok til å gi negative helsevirkninger. CO forbinder seg med hemoglobinet i blodet til karboksyhemoglobin (COHb) og reduserer opptaket av oksygen. Når innholdet COHb i blodet øker utover noen få prosent, vil konsentrasjonsevnen nedsettes. Ellers er fostre og personer med hjerte-kar-lidelser utsatte.

8.3 ORGANISKE STOFFER

Disse omfatter et stort antall komponenter. De viktigste gruppene av organiske stoffer er tjærestoffer, aromater, aldehyder og alkener (olefiner).

Tjærestoffer slippes ut i atmosfæren ved ufullstendig omsetning av karbonholdige stoffer. Særlig viktige er polysykliske organiske hydrokarboner (PAH) fra biltrafikk, aluminiumverk, koksverk, og anlegg for forbrenning av fossilt brensel, ved og avfall. PAH kan foreligge både i gassfase og i partikkelfase. Mer enn 40 PAH-stoffer er identifisert i uteluft. Flere av disse er kreftfremkallende.

De høyeste konsentrasjonene i Norge er målt i nærheten av aluminiumverk (høyest i Øvre Årdal). Det er også målt relativt høye konsentrasjoner ved trafikkerte gater og veger. Fyring med ved i konvensjonelle ovner er en PAH-kilde som har stor betydning i tettsteder med småhusbebyggelse. Grenseverdier for PAH i uteluft mangler.

Aromatiske stoffer, særlig benzen og toluen, og aldehyder, særlig formaldehyd, har fått økt oppmerksomhet i seinere år. Benzen og formaldehyd er kreftfremkallende. De er målt i byluft og slippes ut fra kjøretøyer og fyringsanlegg. Formaldehyd har som oftest høyere konsentrasjoner innendørs enn utendørs. Dette skyldes avgassing av sponplater, isolasjonsmaterialer, bindemidler etc.

Alkener er viktige for dannelsen av fotokjemiske oksidanter, i likhet med aldehyder og aromater. Etylen slippes blant annet ut fra biltrafikk og petrokjemiske anlegg. Etylen er et plantehormon og kan forstyrre planters vekstregulering.

Propylen slippes særlig ut fra petrokjemiske anlegg og er viktig for dannelse av peroksyacetylnitrat (PAN). Også for alkener mangler vanlig aksepterte grenseverdier for luftkvalitet.

8.4 LUKTSTOFFER

Lukt som forurensningsproblem er vanskelig å bestemme kvantitativt og objektivt. Dels er lukt vanskelig å måle, og dels er folks holdninger til lukt variable. Sannsynligvis er folks toleransegrense for lukt, som for forurensning ellers, atskillig lavere nå enn for 10-20 år siden. De viktigste luktkilder i dag er trafikk, avfallsplasser, kloakkrenseanlegg og en del industriprosesser. Allment aksepterte grenseverdier for luktstoffer i uteluft mangler.

De luktende stoffene er oftest organiske forbindelser som kan være substituert med svovel, nitrogen eller klor. Følgende forenklete oversikt over luktstoffer fra ulike virksomheter kan gis:

<u>Virksomhet</u>	<u>Viktigste luktforbindelser</u>
Biltrafikk	Aromater, aldehyder
Avfallsplasser og kloakkrenseanlegg	Reduserte S- og N-alkaner
Fiskeforedling	Aminer, amider
Celluloseproduksjon	Sulfider, merkaptaner, organiske stoffer
Plastproduksjon	Styren m.fl.
Maling- og limproduksjon	Diverse organiske stoffer

8.5 HALOGENHOLDIGE STOFFER

Av halogenene er det særlig fluor og klor som er av betydning som luftforurensning. Halogenholdige stoffer omfatter enkle forbindelser som elementært klor (Cl_2), hydrogenfluorid (HF), hydrogenklorid (HCl), og komplekse forbindelser som polyklorerte aromater, dioksiner og furaner.

Elementært klor slippes blant annet ut i nedre Telemark. Klor er svært reaktivt og spiller en viktig rolle for dannelsen av forurensningsdis.

Hydrogenklorid dannes ved fullstendig forbrenning av klorholdig brensel. De viktigste klorholdige brenslene er kull og avfall. Hydrogenklorid er svært korrosivt. Hydrogenkloridutslippet er viktig for dimensjonering av skorsteinshøyde ved avfallsforbrenning.

Fluorider slippes ut fra aluminiumverk, og i mindre grad fra forbrenning av kull og avfall. Det er konstatert fluorskader på vegetasjon omkring de fleste norske aluminiumverk, særlig de som ligger i områder med dårlige spredningsforhold. Fluor-utslippene er redusert de seinere åra, men ikke så mye at vegetasjonsskader er til å unngå. Fluorider har norske grenseverdier for luftkvalitet, se tabell 6.

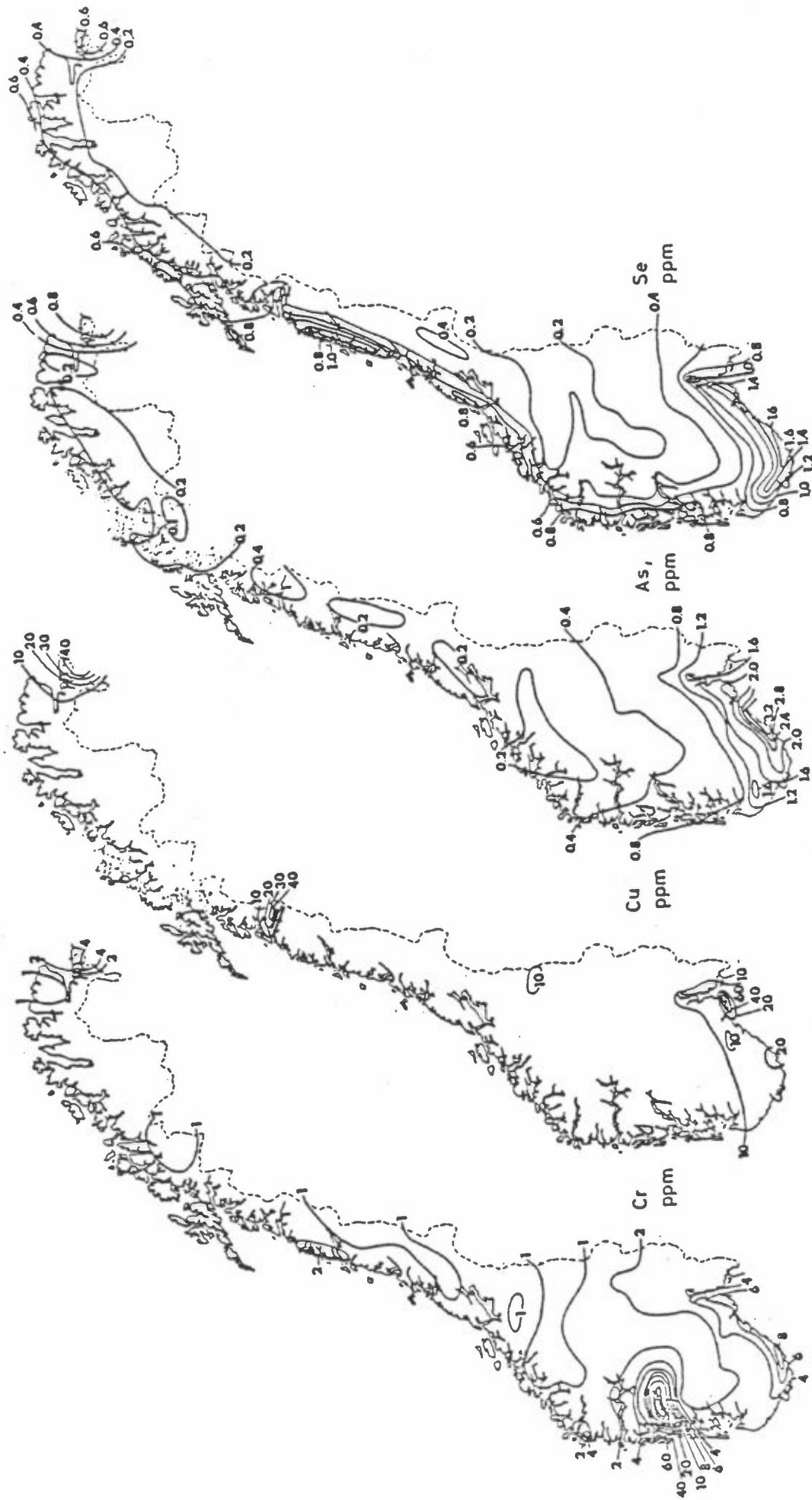
Polyklorerte dioksiner og furaner (ofte bare kalt dioksiner) er høytoksiske stoffer med meget lang nedbrytningstid. Dioksiner slippes ut fra avfallsforbrenningsanlegg, biltrafikk og en del industrier. Dioksiner dannes ved forbrenning av klorholdige stoffer, eller mer generelt ved termiske reaksjoner mellom klor og karbon. Blyholdig bensin inneholder også klor, som danner dioksiner ved ufullstendig forbrenning. Industrier som slipper ut dioksiner, er produksjon av magnesium og enkelte andre metaller, trefordedling (klorbleking) og smelting av skrapjern. Dessuten kan visse plantevernmidler være forurenset av dioksiner. Dioksiner anrikes i fett hos dyr og mennesker.

8.6 METALLER

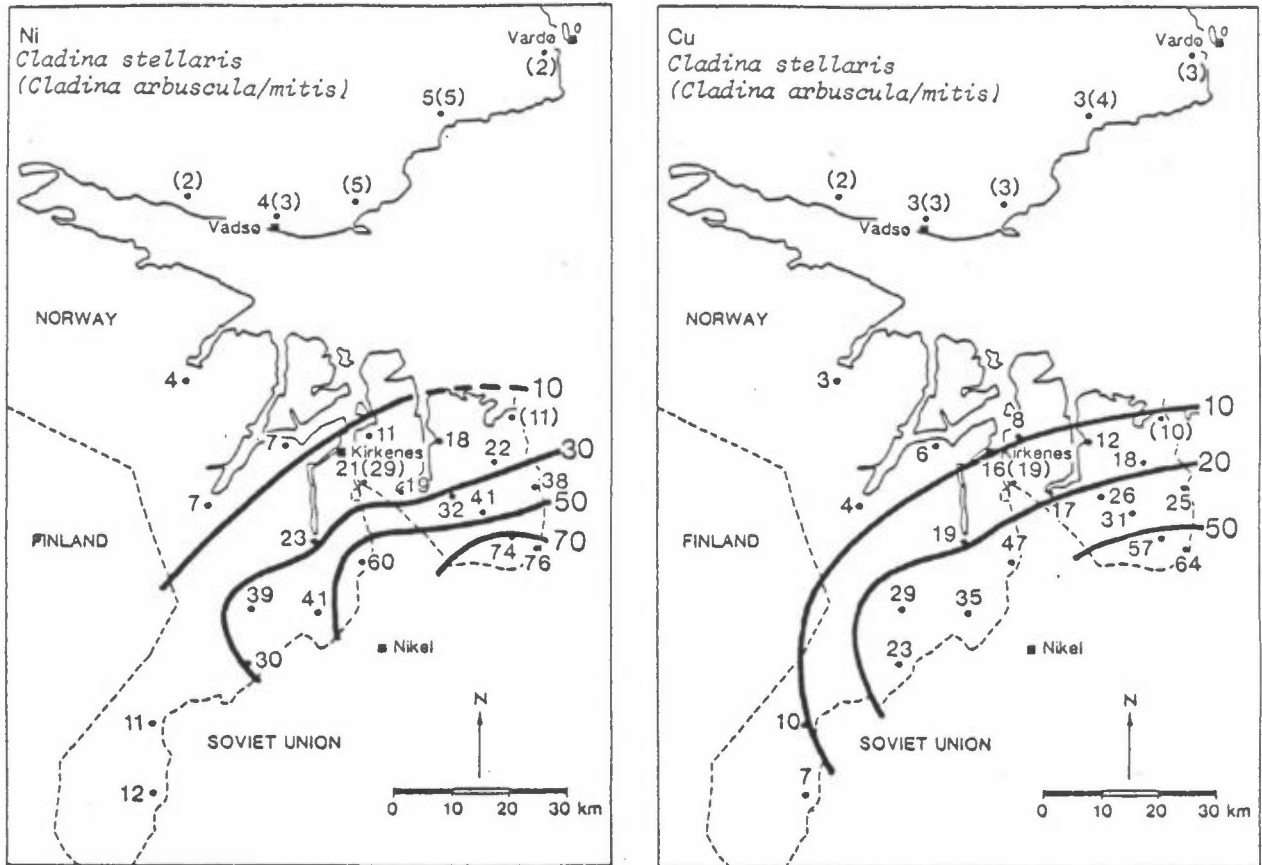
Metaller slippes ut fra smelteverk og anlegg for forbrenning av kull, tungolje og avfall. Dessuten er trafikk en viktig kilde for bly. Metaller tilføres til Norge fra andre land, fra Storbritannia og kontinentet til Sørlandet, Østlandet og Vestlandet og fra Sovjetunionen til Øst-Finnmark. Bly, kadmium og kvikksølv har fått størst oppmerksomhet, idet disse har vært årsak til alvorlige helseskader i andre land. Andre viktige metaller i luften er vanadium, krom, nikkel, kopper, sink og arsen. Bly er det eneste av metallene som har grenseverdier for luftkvalitet.

Kvikksølv har en naturlig sirkulasjon (avsetning og reemisjon) i biosfæren, som gjør at bakgrunnskonsentrasjonen er høyere enn for andre toksiske metaller. I Sverige har kvikksølvkonsentrasjonen i sure sjøer økt de siste 10-20 år uten at sjøene har fått tilført kvikksølv fra antropogene kilder. Etterhvert har konsentrasjonen av kvikksølv i fisk blitt så høy at fisken er uegnet som menneskeføde. Forklaringen er antakelig at surheten i vannet har redusert reemisjonen av kvikksølv, som derved har blitt akkumulert.

Visse mose- og lavarter samler opp metaller som tilføres med nedbøren, og disse gir derved grunnlag for en relativt enkel kartlegging av våt-avsetningen. I figur 8 er det vist konsentrasjonskart for Norge av innholdet i etasjemose (Hylocomium splendens) av krom, kopper, arsen og selen. I figur 9 er det vist konsentrasjonskart over Øst-Finnmark av nikkel og kopper i kvitkrull (Cladina stellaris).



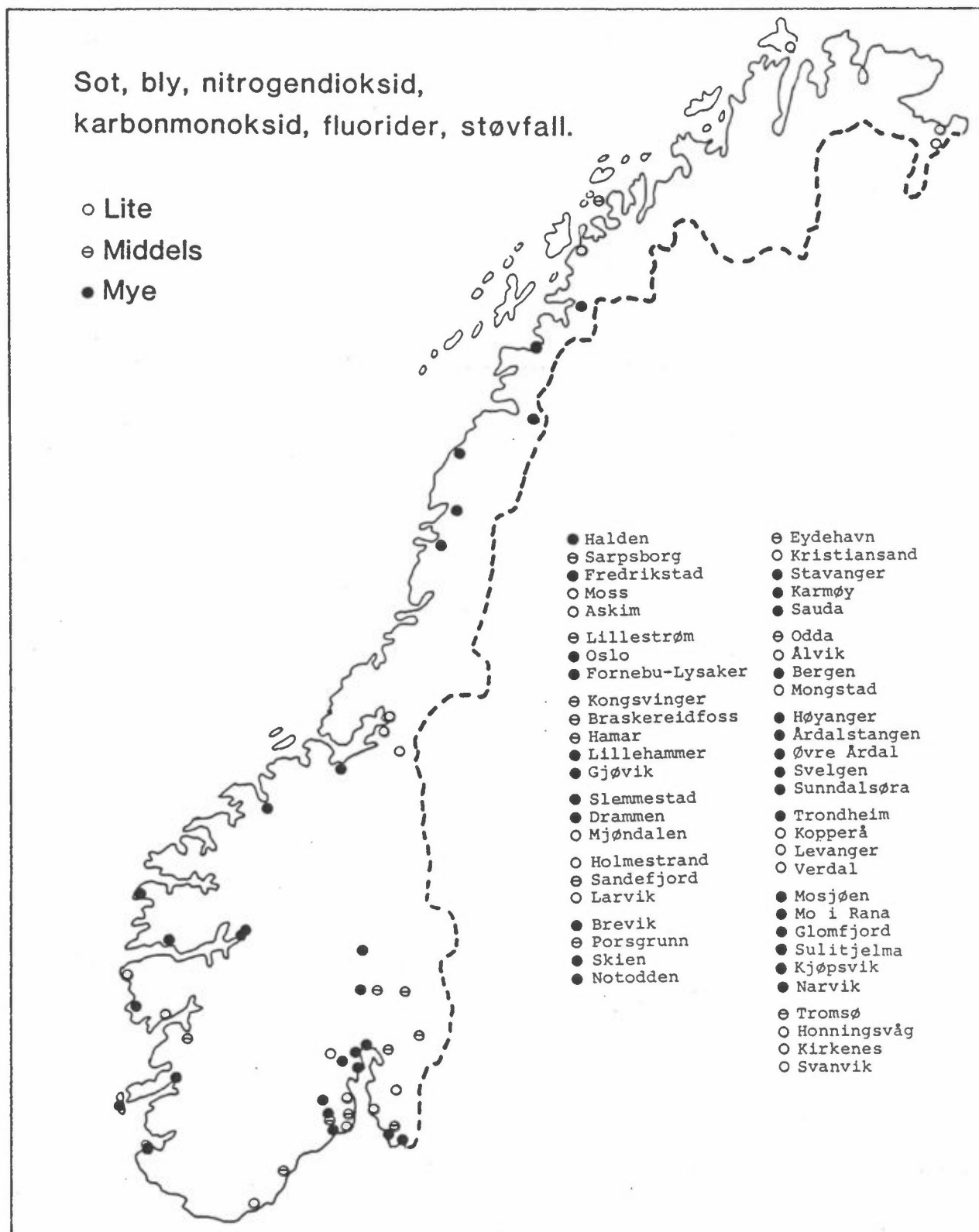
Figur 8: Konsentrasjon (ppm) av krom, kobber, arsen og selen i etasjemose (Hylocomium splendens) i 1977. (Rambæk og Steinnes, 1980).



Figur 9: Konsentrasjon (ppm) av nikkell og kopper i kvitrull (*Cladina stellaris*) i Øst-Finnmark i 1981.

8.7 SAMMENFATNING

Som vist i kapittel 2 består luftforurensning av et stort antall stoffer. Bare noen av disse har grenseverdier for luftkvalitet. I figur 10 er konsentrasjonen av noen stoffer i norske tettsteder delt inn i "lite", "middels" og "mye" luftforurensning, på liknende måte som i figur 3. Inndelingen er gjort på grunnlag av tabell 7. Komponentene som inngår i figur 3, er sot, bly, nitrogenoksid, karbonmonoksid, fluorider og støvfall. Figuren viser situasjonen i første del av 1980-åra.



Figur 10: Forurensningskart for sot, bly, nitrogendioksid, karbonmonoksid, fluorider og støvfall, (Hagen et al., 1983).

9 REDUKSJON AV OZONLAGET I STRATOSFÆREN

Siden tidlig i 1970-åra har det vært bekymring for at utslipp av luftforurensning vil føre til reduksjon av stratosfærens ozonlag. Dette laget er viktig for strålingsbalansen. En reduksjon av ozonlaget vil gi økt mengde ultrafiolett stråling til jordoverflaten. Dette kan gi økt hyppighet av hudkreft hos hvite mennesker, og dessuten føre til uønskede virkninger på planter og dyr.

Bekymringen gjaldt først utslipp av nitrogenoksider (NO_x) fra flyging i stratosfæren (blant annet Concorde-fly). I dag har denne bekymringen avtatt sterkt, og det er til og med usikkerhet om fortegnet (pluss eller minus) på virkningen på ozonlaget av flyging i og i nærheten av stratosfæren.

Siden 1974 har klorfluorkarboner (KFK) vært ansett som stoffer som vil redusere ozonlaget i stratosfæren. De viktigste stoffene er CFC₁₃ (F11) og CF₂Cl₂ (F12). De kalles ofte for "freon" (som egentlig er handelsnavnet til Du Pont). Stoffene brukes blant annet som kjølemedium og som drivgasser i spraybokser. I 1970-åra holdt verdensproduksjonen seg tilnærmet konstant lik ca. 750 000 t/a. Til tross for restriksjoner i en del land har verdensproduksjonen økt på 1980-tallet. "Haloner", som bl.a. brukes til brannsløkking, har liknende egenskaper i atmosfæren som freon. Haloner inneholder brom i tillegg til klor og fluor. Halokarboner er det korrekte fellesnavnet på klorfluorkarboner og haloner.

I troposfæren er halokarboner stabile stoffer. De avsettes ikke på jordoverflaten, vaskes ikke ut med nedbør og påvirkes ikke av stråling. De diffunderer derfor oppover til stratosfæren. Der er solas bølgelengdefordeling en annen, og de spaltes og danner fritt halogen. Fritt halogen reagerer med ozon og atomært oksygen. I disse reaksjonene regenereres halogen slik at ett atom kan "ødelegge" en lang rekke ozonmolekyler. Halokarboner virker derfor som katalysator.

Transporten av halokarboner fra jordoverflaten til stratosfæren er langsom, og karakteristisk tid er 10 år. Dagens utslipp vil derfor få virkning langt inn i framtida. Hvis utslippene fra nå og framover

plutselig opphørte, ville maksimal ozonreduksjon forekomme om ca. 15 år. Det er beregnet at dersom utslippet av halokarboner ikke øker utover nivået i 1980, vil den gjennomsnittlige permanente reduksjonen av ozonlaget bli 5-10%. Reduksjonen vil bli minst ved ekvator, ca. 5%, og størst ved polene, ca. 15%.

I begynnelsen av 1980-åra ble det observert en sterk reduksjon av ozonlaget over Antarktis i vårmånedene (september-oktober). Reduksjonen var noen år på inntil 50%. Det er usikkerhet om hva denne sterke reduksjonen skyldes, men økte konsentrasjoner av halokarboner har blitt foreslått som en viktig årsak. Hvis tilsvarende reduksjoner skulle skje over Arktis, vil konsekvensene bli større på grunn av den større folketettheten.

Det er nå (1987) stor forskningsaktivitet omkring halokarboner og endringer av ozonlaget i stratosfæren.

10 OPPVARMING AV TROPOSFÆREN

Karbondioksid utgjør bare en liten del av atmosfæren, ca. 340 ppm, men den er av vesentlig betydning for energibalansen. CO_2 slipper det meste av solstrålingen gjennom, men absorberer langbølget stråling fra bakken. Sammen med atmosfærens innhold av vanndamp er CO_2 årsak til "drivhuseffekten", dvs. oppvarming i den nedre del av atmosfæren. Navnet "drivhuseffekt" er imidlertid noe misvisende, fordi effekten av glassvegger og -tak i et drivhus ikke bare er å redusere utstrålingen, men også å redusere varmetapet på grunn av konveksjon (strømning) og fordampning.

Før bruk av fossilt brensel tok til på stor skala, er det antatt at konsentrasjonen av CO_2 holdt seg på 290-300 ppm. I 1958 var nivået 316 ppm og i 1974 330 ppm. CO_2 -konsentrasjonen økte med ca. 0,7 ppm pr. år i slutten av 1950-åra, mens økningen var 1,3 ppm pr. år i begynnelsen av 1970-åra.

Det er beregnet at om lag 55% av all CO_2 sluppet ut, fremdeles befinner seg i atmosfæren. Resten er opptatt i havet og i biosfæren. Hvis forbruket av fossilt brensel øker på verdensbasis med 4% pr. år

og 55% av utslippet fremdeles akkumuleres i lufta, vil konsentrasjonen år 2000 være 375-400 ppm. Ved hjelp av atmosfæriske beregningsmodeller er det anslått at dette vil føre til en gjennomsnittlig temperaturøkning på inntil $0,5^{\circ}\text{C}$.

En dobling av CO_2 -innholdet, fra ca. 300 til ca. 600 ppm, vil kunne skje mellom år 2050 og 2100. Med den samme beregningsmåten vil dette gi en temperaturøkning på $1-4^{\circ}\text{C}$ i gjennomsnitt. Oppvarmingen øker med økende breddegrad og vil være inntil 2°C opp til ca. 40°N . Fra ca. 60°N øker oppvarmingen raskt med bredden, og kommer opp i ca. 10°C ved 80°N . Beregningene viser at fuktigheten vil øke i nedre del av atmosfæren, mest ved høye bredder. Dette vil gi økt nedbør, og økningen er størst både relativt og absolutt ved høye bredder. Sjøisen i polområdene kan begynne å smelte, mens ørkenområdene på lave breddegrader kan øke i utstrekning.

Det er ikke bare konsentrasjonen av CO_2 som har økt i troposfæren de seinere åra. Også troposfæriske konsentrasjoner av ozon, metan, KFK og dinitrogenoksid (N_2O) har økt. Disse gassene bidrar til oppvarming på liknende måte som CO_2 . Reduksjon av ozonlaget i stratosfæren gir også temperaturøkning i troposfæren. Beregningen av temperaturøkning som er gjengitt ovenfor, er bare gjort på grunnlag av CO_2 . Temperaturøkningen kan derfor kanskje bli større enn det disse beregningene tyder på.

Det bør understrekes at modellene er mangelfulle. Særlig er det vanskelig å beregne forekomst og virkninger av skyer. Men dette forhindrer ikke at en må regne med at økt innhold i atmosfæren av CO_2 og andre gasser på lengre sikt kan gi alvorlige klimaendringer.

11 REFERANSELISTE

Grennfelt, P. og Schjoldager, J. (1984) Photochemical oxidants in the troposphere. A mounting menace. *AMBIO* 13, 61-67.

Hagen, L.O., Schjoldager, J. og Østgård, K. (1983). Klassifisering av luftforurensnings, Lillestrøm (NILU OR 62/83).

IUFRO (1979) Resolution of air quality standards for the protection of forests. International union of forest research organisations IUFRO News No 25).

OECD (1977) The OECD-programme on Long range transport of air pollutants. Measurement and findings. Paris, OECD.

Rambæk, J.P., Steinnes, E. Kartlegging av tungmetallnedfall i Norge ved analyse av mose. Kjeller, Institutt for atomenergi, 1980. (Work report A 7.)

SFT (1982) Luftforurensning, virkninger på helse og miljø. En utredning om sammenhengen mellom konsentrasjoner og virkninger av noen vanlige forurensningskomponenter. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport nr. 38).

SFT (1986) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1985. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statilig program for forurensningsovervåking, rapport 256/86).

SNSF (1980) Sur nedbørs virkning på skog og fisk, SNSF-prosjektet. Sluttrapport 1972-80. Oslo-Ås.

Turner, D.B. (1970) Workbook of atmospheric dispersion estimates. U.S. Department of Health, Education and Welfare.

WHO (1977) Oxides of nitrogen. Geneva, World Health Organization (Environmental Health Criteria 4).

WHO (1978) Photochemical oxidants. Geneva, World Health Organization (Environmental Health Criteria 7).

WHO (1979) Sulfur oxides and suspended particulate matter. Geneva, World Health Organization (Environmental Health Criteria 8).

ANNEN LITTERATUR

Atmospheric ozone (1985) Assessment of our understanding of the processes controlling its present distribution and change. World Meteorological Organization, Geneva.

Hanna, S., Briggs, G.A., Hosker, R.P. (1982) Handbook on atmospheric diffusion. Technical Information Center, U.S. Department of Energy.

The greenhouse effect, climatic change and ecosystems. B. Bolin, B.R. Döös, J. Jäger, R.A. Warrick (Ed.) SCOPE 29, John Wiley, 1986.

Wark, K., Warner, C.F. (1982) Air pollution. Its origin and control. Harper & Row.

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING (NILU)
 NORWEGIAN INSTITUTE FOR AIR RESEARCH
 POSTBOKS 64, N-2001 LILLESTRØM

RAPPORTTYPE Teknisk rapport	RAPPORTNR. TR 6/87	ISBN-82-7247-844-7	
DATO AUGUST 1987	ANSV. SIGN. J. Schjoldager	ANT. SIDER 54	PRIS kr. 50.00
TITTEL Luftforurensning. Utslipp, spredning, avsetning og virkninger Forelesningsnotater		PROSJEKTLEDER J. Schjoldager	
		NILU PROSJEKT NR. Q-8235	
FORFATTER(E) Jørgen Schjoldager		TILGJENGELIGHET	
		OPPDRAGSGIVERS REF.	
OPPDRAGSGIVER (NAVN OG ADRESSE) NILU			
3 STIKKORD (å maks. 20 anslag) Luftforurensning Forekomst Virkninger			
REFERAT (maks. 300 anslag, 7 linjer) Rapporten er utarbeidet for forelesninger i luftforurensning. De mest vanlige luftforurensningene i Norge er beskrevet.			

TITLE
ABSTRACT (max. 300 characters, 7 lines)

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