

NILU : TR 10/94

NILU : TR 10/94
REFERANSE : Q-8235
DATO : JUNI 1994
ISBN : 82-425-0569-1

Luftforurensning:
Utslipp, spredning, avsetning og
virkninger
Reviderte forelesningsnotater

Jørgen Schjoldager



Norsk institutt for luftforskning
Norwegian Institute for Air Research
Postboks 100 - N-2007 Kjeller - Norway

Forord

Forelesninger i luftforurensning ble først laget i 1987, og er revidert i denne rapporten. Siden 1987 er det kommet ny informasjon på mange områder. Utslipp av svoveldioksid, nitrogenoksider og andre stoffer er beskrevet mer systematisk, både i Norge og i Europa. Utslippene er redusert for mange stoffer, særlig for svoveldioksid og nitrogenoksider. Nye norske grenseverdier for luftkvalitet er framlagt, og klassifisering av luftforurensninger i Norge er blitt noe annerledes. For øvrig er opplegget fra 1987 beholdt.

Innhold

	Side
Forord	1
1. Definisjoner	3
2. Kort oversikt over virkninger, stoffer og utslipp	3
3. Mengdemål.....	7
4. Spredning av luftforurensninger	8
4.1. Generelt.....	8
4.2. Oppholdstid og skala.....	10
4.3. Beregning av konsentrasjoner fra punktkilder	11
5. Grenseverdier for luftkvalitet	13
6. Svoveloksider	15
6.1. Utslipp.....	15
6.2. Konsentrasjoner på bakkenivå	15
6.3. Omvandling i atmosfæren.....	18
6.3.1. Oksidasjon i gassfase	18
6.3.2. Oksidasjon i aerosolfase.....	18
6.4. Avsetning	19
6.5. Virkninger	22
6.5.1. Helsevirkninger	22
6.5.2. Virkninger på vegetasjon	22
6.5.3. Virkninger på materialer	23
6.5.4. Virkninger av sur nedbør	23
7. Fotokjemiske oksidanter.....	25
7.1. Kjemiske trekk ved dannelsen	25
7.2. Konsentrasjoner på bakkenivå	27
7.3. Virkninger	29
7.3.1. Helsevirkninger	29
7.3.2. Virkninger på vegetasjon	29
7.3.3. Virkninger på materialer	29
8. Andre stoffer	29
8.1. Nitrogenoksider (NO _x)	29
8.2. Karbonmonoksid (CO).....	35
8.3. Organiske stoffer.....	35
8.4. Luktstoffer	36
8.5. Halogenholdige stoffer.....	36
8.6. Metaller	37
9. Reduksjon av ozonlaget i stratosfæren.....	38
10. Oppvarming av troposfæren	39
11. Referanser	40

Luftforurensning:

Utslipp, spredning, avsetning og virkninger

Reviderte forelesningsnotater

1. Definisjoner

Luftforurensninger 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 hydrogenioner (i sur nedbør) og radioaktive stoffer. Videre er det overlapping mellom gruppene, f.eks. ved at partikler kan inneholde metaller og karbon-, nitrogen- eller svovel-forbindelser. Det er likevel hensiktsmessig å skille ut partikler som en egen gruppe. Det kan også diskuteres om organiske halogenforbindelser (f.eks. vinylklorid eller klorfluorkarboner) skal klassifiseres som halogen- eller karbonforbindelser.

I tabell 1 er det gitt en sammenfatning av viktige luftforurensninger fordelt på hovedgrupper og virkningstyper.

Tabell 1: Sammenheng mellom stoffer og virkningstyper.

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

PAH : Polysykliske aromatiske hydrokarboner
Org.F: Organiske fluorforbindelser
Org.Cl: Organiske klorforbindelser

Org.S: Organiske svovelforbindelser
Org.N: Organiske nitrogenforbindelser

Luftforurensninger kommer fra tre hovedgrupper av utslipp:

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 kan være 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. 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 ofte regnet som et rent brensel, men i visse tilfeller kan gassen inneholde svovel eller flyktige metaller. Gass inneholder dessuten fossilt karbon.

Utslippsgruppen Industri omfatter en lang rekke ulike virksomheter og stoffer. Tabell 3 gir noen av de viktigste fra et norsk synspunkt.

Utslippsgruppen Transport domineres i Norge av vegtrafikk og innenriks skipstrafikk. Vegtrafikken skaper utvilsomt størst miljøproblemer av de to, fordi utslippene skjer nær steder der mennesker bor og ferdes. Etter at blyfri bensin og eksosrensning med katalysator ble innført, har utslippet av bly avtatt og vil fortsette å avta i åra framover.

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 lengre transporttid vil andelen av sekundære luftforurensninger være større enn det vi mottar fra våre egne utslipp.

Tabell 2: Utslipp fra Energi (energiomvandling).

Energi-bærer	Svovel-forb.	Nitrogen-forb.	Halogen-forb.	Karbon-forb.	Metaller	Partikler
Kull	SO ₂	NO _x	HCl	PAH Sot	Cr Cd Hg m.fl.	Svevestøv
Olje	SO ₂	NO _x		PAH Sot	V Ni	Svevestøv
Gass		NO _x		Hydro-karboner		
Biomasse		NO _x		PAH Sot Aldehyder Benzen		Svevestøv
Avfall		NO _x	HCl Org.Cl			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 Eten		
Fiskeforedling	SO ₂	NO _x Org. N		Luktforb.		
Trefordeling, treindustri, grafisk industri	SO ₂	NO _x		Luktforb. Løsemidler		Svevestøv
Produksjon av kunstgjødsel	SO ₂	NH ₃ NO _x				Svevestøv
Produksjon og bruk av "kjemiske-tekniske" stoffer: maling, lakk, lim, plast, tjære, gummiprod., løse- og vaskemidler	SO ₂	NO _x	Org.Cl	Løsemidler Luktforb. Aldehyder		
Produksjon av mineralske produkter: sement, lett-betong, glass	SO ₂	NO _x			As Pb m.fl.	Svevestøv Støvfall
Produksjon av jern, stål, ferro-legeringer, silisium- og kalsiumkarbid m.v.	SO ₂					Svevestøv Støvfall
Produksjon av aluminium	SO ₂		Fluorid	PAH		Svevestøv
Produksjon av andre metaller: Mg, Ti, Ni, Zn m.fl.			Cl ₂ HCl Org.Cl		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	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		
Håndtering og lagring av drivstoffer				Løsemidler Benzen		

Tabell 5: Tilførsel fra andre land.

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

3. Mengdemål

Utslipp av luftforurensninger 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/m³, µg/m³ eller ng/m³

Volumbasis: ppm, ppb eller ppt

ppm: "parts per million" 1:10⁶

ppb: "parts per billion" 1:10⁹

ppt: "parts per trillion" 1:10¹²

Konsentrasjonsmål på vektbasis er avhengig av trykk og temperatur, mens konsentrasjonsmål på volumbasis er uavhengig av trykk og temperatur. I praktisk

miljøvernarbeid brukes mest vektbasis. I teoretiske arbeider brukes ofte volumbasis. Omregning skjer etter følgende likning, som utledes fra Avogadros lov og loven om ideell gass:

$$c = x \frac{p}{R} \frac{M}{T} = x \frac{M}{v_o} \frac{p}{p_o} \frac{T_o}{T}$$

c	- konsentrasjon på vektbasis (mg/m ³ , µg/m ³ eller ng/m ³)
x	- konsentrasjon på volumbasis (ppm, ppb eller ppt)
M	- gassens molvekt (g/mol)
p	- trykk (atm)
p _o	- standardtrykk (1 atm)
T	- temperatur (K)
T _o	- standardtemperatur (273 K)
R	- gasskonstanten (0,082 l atm/mol K)
v _o	- molvolumet (22,4 l/mol)

Ved 20 °C og 1 atm trykk:

SO ₂ : 1 ppb	= 2,66 µg/m ³
NO ₂ : 1 ppb	= 1,91 "
O ₃ : 1 ppb	= 2,00 "
CO : 1 ppm	= 1,16 mg/m ³

Konsentrasjon av partikler i luften oppgis nesten alltid på vektbasis, dvs. µg/m³ eller mg/m³.

Konsentrasjon i nedbør oppgis på vektbasis, f.eks. µg/l eller mg/l, eller på molbasis eller ekvivalentbasis, f.eks. µmol/l eller µekv/l.

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

Avsetning av forurensning er vanligvis 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 luftvolumet forurensningen slippes ut i. Trajektoriene er bestemt av vindens retning og styrke (vindfelt).

Spredning (eller diffusjon) av forurensninger er avhengig av luftas turbulente tilstand, som er gitt av den kontinuerlige tredimensjonale variasjonen i vindens retning og styrke.

Vindretningen på stor (kontinental) skala er oftest bestemt av trykkvariasjoner, slik de for eksempel avtegner seg på et synoptisk værkart. Transporten av forurensninger på denne skalaen er vesentlig todimensjonal, idet den består i horisontal forflytning av forurensninger 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, avbøying 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
- mekanisk effekt av gjenstander som står i luftstrømmen.

Når luft 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 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 vi at atmosfæren er ustabil.

Stabil temperatursjiktning forekommer når temperaturen øker med høyden. 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 forurensninger som slippes ut i kaldluftsjøen.

For høye skorsteiner med stort varmeoverskudd er det ofte ikke inversjonssituasjoner, men situasjoner 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. Store partikler (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 ₂ S	<1 d
SO ₂	1-3 d
NO _x	1-5 d
SO ₄ ²⁻	3-5 d (partikler)
O ₃	3-6 uker (gjennomsnitt for troposfæren)
CO	1-2 mnd
CH ₄	ca. 10 a
CO ₂	5-150 a
KFK	50-150 a (klorfluorkarboner)

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

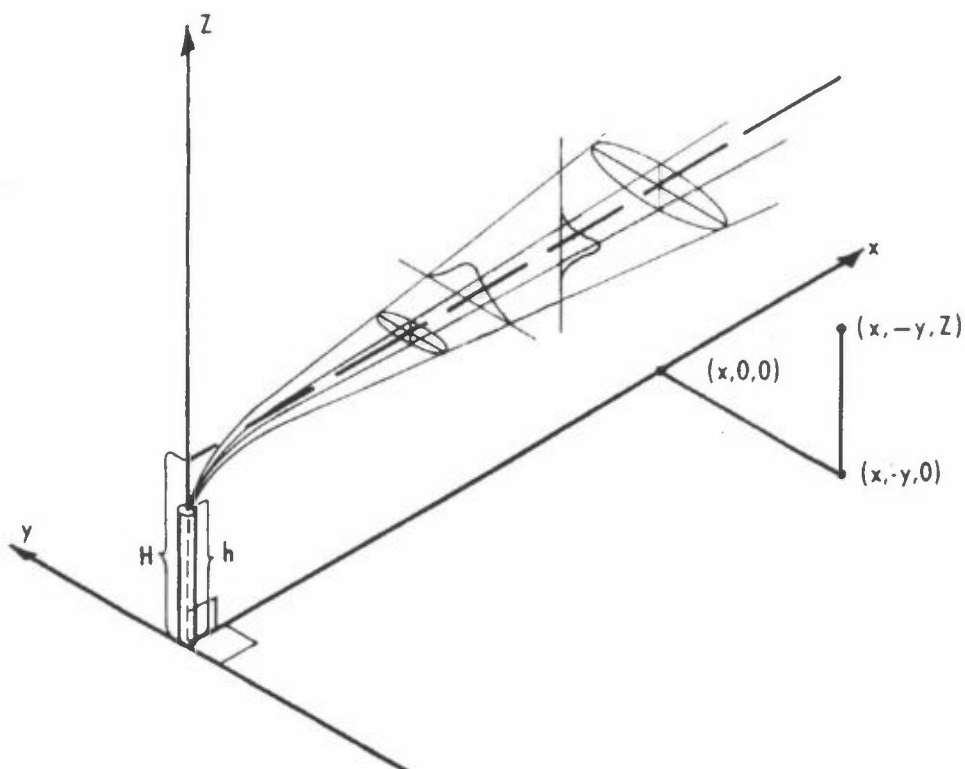
Skala	Størrelsesorden
Inne-	1 m
Gate-	10 m
Kvartal-	100 m
Bydel-	1 000 m (1 km)
Lokal	10 km
Regional	100 km
Kontinental	1 000 km
Global	10 000 km

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 disse meteorologiske parametrene inngå: Vindretning, vindstyrke og turbulensstilstand. En nøyaktig matematisk modell for beskrivelse av spredningen er komplisert og krever nøyaktige data for meteorologiske parametere, 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 røykgassens sammensetning under spredningen, brukes gjerne spredningslikninger av gaussisk type. Disse baseres på en gaussisk konsentrasjonsfordeling (normalfordeling) horisontalt og vertikalt 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:

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

Her er Q utslippsmengden ($\mu\text{g/s}$), 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 ($y=z=0$). Spredningslikningen 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 i disse fordelingene, er funksjoner av avstanden fra utslippet og av turbulensintensiteten. De er gitt som funksjoner av avstanden fra utslippet.

$$\sigma_y = a x^p$$

$$\sigma_z = b x^q$$

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

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

Usikkerheten i spredningsparameterene øker med avstanden, og likningene 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 topografiske ujevnheter over det nivået der skorsteinen er plassert. k er en empirisk faktor mellom 0 og 1, som avhenger av terrengets beskaffenhet og bratthet, atmosfærisk stabilitet og røykskyens høyde i forhold til terrenget.

For beregning av overhøyde er det utviklet en rekke likninger. De fleste er empiriske og bygger på observasjoner av røykfaner under forskjellige meteorologiske forhold. Riktig valg av overhøydelikning 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" blir av og til brukt om både kriterier, mål og normer for luftkvalitet. Det bør da framgå av sammenhengen hvordan grenseverdiene skal brukes.

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

Luftkvalitetsverdi
 Midlingstid
 Fraktil (prosentverdi)
 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 "anbefalte luftkvalitetskriterier" for sju stoffer, som vist i tabell 6 (SFT, 1992).

På grunnlag av luftkvalitetskriterier 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 to klasser, "lite forurenset" og "forurenset", som illustrert i figur 3 og figur 7.

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 juridisk bindende (som i USA).

Ved avsetning over større områder brukes ofte begrepet "kritiske belastningsgrenser" (critical loads/levels) eller *tålegrenser*, som betyr den maksimale mengden av forurensning som naturen og miljøet kan tåle ut fra nåværende kunnskap, uten at negative virkninger forekommer på lang sikt.

Tabell 6: Anbefalte luftkvalitetskriterier (SFT, 1992).

Komponent	Måleenhet	Virknings- område	Midlingstid						
			15 min.	1 t	8 t	24 t	30 d	6 mnd.	1 år
NO ₂	µg/m ³	Helse Vegetasjon	500	100		75		50	30
Ozon	µg/m ³	Helse Vegetasjon		100 150	80 60			50 ¹⁾	
Svevestøv, PM ₁₀ ²⁾	µg/m ³	Helse				70		40	
Svevestøv, PM _{2,5} ³⁾		Helse						30	
SO ₂	µg/m ³	Helse ⁴⁾ Helse ⁵⁾ Vegetasjon	400				90 50	40	20
CO	mg/m ³	Helse	80	25	10				
Fluorid	µg/m ³	Helse Dyr ⁶⁾ Vegetasjon ⁶⁾				25		10	
						1,0	0,15 0,4	0,3	

1) Gjennomsnittlig 7 timersmiddel (kl.0900-1600) for vekstperioden

2) Svevestøv med diameter <10 µm

3) Finfraksjon svevestøv (<2,5 µm)

4) Hvor SO₂ er helt dominerende forurensning

5) I samspill med svevestøv og annen forurensning

6) Fluorid i gassfase

Tabell 7: Kriterier for klassifisering av luftforurensning i "forurenset" og "lite forurenset".

Komponent	Virkning på	Midlingstid	Kriterium
NO ₂	Helse	1 h	100 µg/m ³
	"	1 d	75 "
	"	6 mnd	50 "
O ₃	Helse	1 h	100 µg/m ³
	Vegetasjon	8 h	60 "
	"	7 h ¹⁾	50 "
Svevestøv, PM ₁₀	Helse	1 d	70 µg/m ³
	"	6 mnd	40 "
Svevestøv, PM _{2,5}	Helse	6 mnd	30 µg/m ³
SO ₂	Helse	1 d	90 µg/m ³
	"	6 mnd	40 "
CO	Helse	1 h	25 mg/m ³
	"	8 h	10 "
F	Vegetasjon ²⁾	1 d	1,0 µg/m ³
	"	6 mnd	0,3 "
	Dyr ²⁾	1 mnd	0,15 "

1) Middell for vekstsesongen (april-september) kl. 09-16

2) Gassformig F

Grenseverdiene eller tålegrensene 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.

6. Svoveloksider

De viktigste svovelforbindelsene i atmosfæren er

Oksidasjonstall +IV: Svoveldioksid (SO_2)

Oksidasjonstall +VI: Svovelsyre (H_2SO_4) og andre sulfater

SO_2 er vesentlig en primærkomponent, men kan også være en sekundærkomponent ved at det dannes i atmosfæren ved oksidasjon av hydrogensulfid (H_2S) eller andre sulfider. H_2SO_4 og sulfater er vesentlig sekundærkomponenter, fordi de dannes ved oksidasjon av SO_2 .

6.1. Utslipp

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

Norges samlede SO_2 -utslipp har avtatt siden 1970-åra. Utslippene var 141 000 tonn i 1980, 91 000 tonn i 1985 og 54 000 tonn i 1990. Utslippene ble altså mer enn halvert fra 1980 til 1990. Om lag halvparten av utslippene kommer fra forbrenning av svovelholdig brensel, mens den andre halvparten er prosessutslipp. Det er ikke alltid en klar grense mellom prosessutslipp og utslipp fra forbrenning.

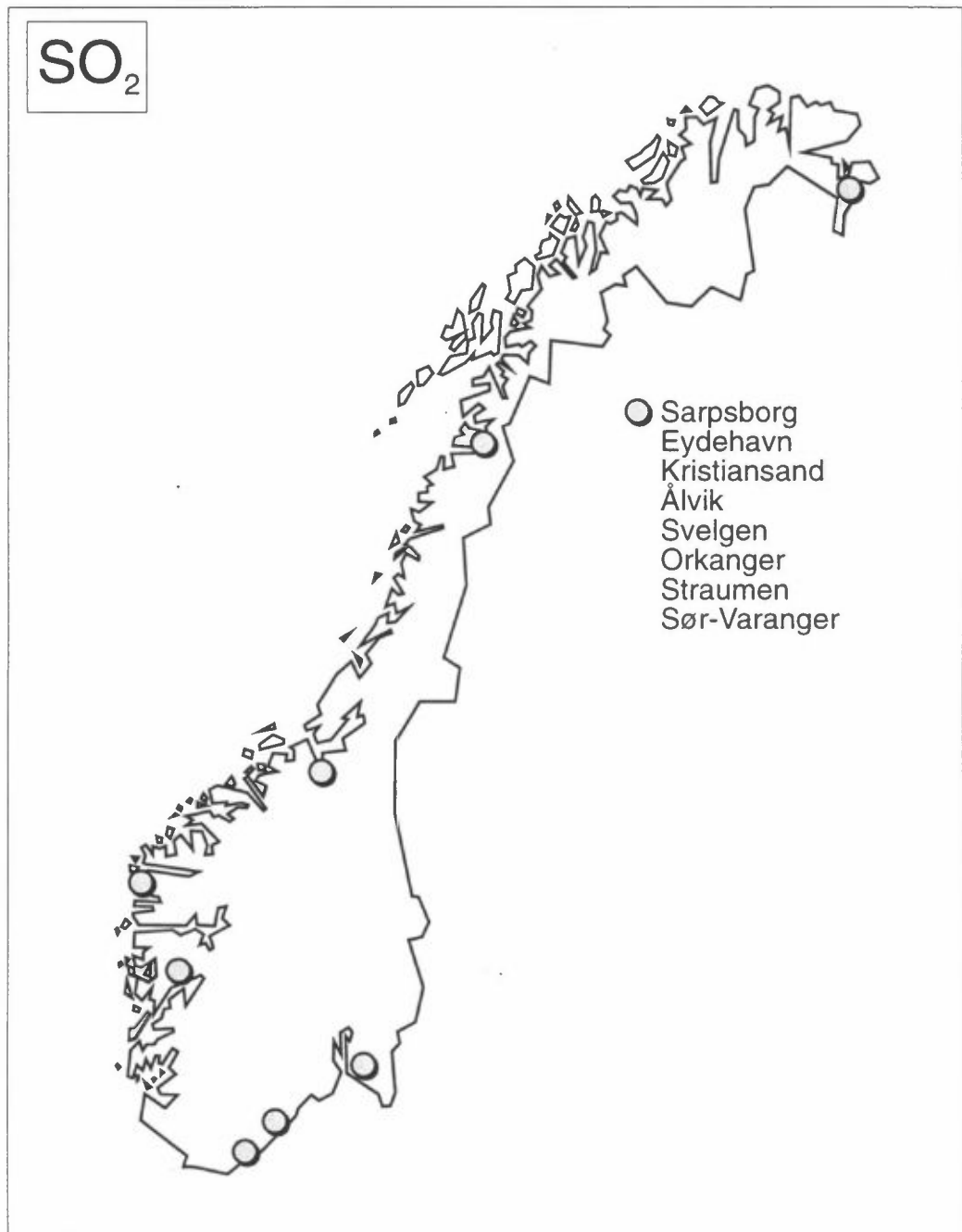
SO_2 -utslipp i Europa er illustrert i figur 2. Norge er omgitt av relativt store utslipp mellom sørvest og sørøst, fra Storbritannia og landene på det europeiske kontinentet. SO_2 -utslippet har avtatt raskere i Vest-Europa enn i Øst-Europa.

6.2. Konsentrasjoner på bakkenivå

Konsentrasjonen av SO_2 i Norge varierer med årstida, og også naturligvis med avstanden til utslippene. Konsentrasjonen er vanligvis høyest om vinteren, fordi fyringsbehovet er størst og atmosfærens vertikale blandingssevne minst. Konsentrasjonen har vært lavere i 1990-åra enn den var i 1970- og 1980-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 i klassen "forurenset", som vist i tabell 7. Kartet viser forurensningssituasjonen i første del av 1990-åra (Grønnskei et al., 1992).



Figur 3: Forurensningskart for svoveldioksid.

6.3. Omvandling i atmosfæren

To forhold er karakteristiske for omvandling av svoveldioksid i atmosfæren, nemlig oksidasjon til sulfat og overgang fra gassfase til aerosolfase. Oksidasjonen kan skje i gassfasen, eller den kan skje i aerosolfasen ved oksidasjon av absorbert SO₂ i dispartikler, skydråper o.l.

6.3.1. Oksidasjon i gassfase

Oksidasjon i gassfase skjer ved hjelp av uorganiske og organiske radikaler. Disse forekommer i atmosfæren i svært lave konsentrasjoner, og konsentrasjonene øker sterkt med økende fotokjemisk aktivitet. Med fotokjemisk aktivitet menes reaksjoner mellom nitrogenoksider og organiske stoffer under påvirkning av sollys, se kapittel 7.

Viktige radikaler for oksidasjon av SO₂ er:

Hydroksyl: OH
Hydroperoksyd: HO₂

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



Hastigheten ved gassfaseoksidasjon av SO₂ i atmosfæren er målt til inntil 5% pr. time. Hvis nitrogenoksider også er til stede, vil HO₂ oksidere NO til NO₂, se kapittel 7.

6.3.2. Oksidasjon i aerosolfase

Grovt regnet er 10% av den nedre troposfæren dekket av skyer. Typisk vannmengde i skyer er 1 g/m³, dvs. at vannvolumet i en sky er 10⁻⁶ av skyens volum. For væskepartikler som ikke er i skyer, f.eks. dis av forskjellig slag, er forholdet mellom vannvolum og gassvolum enda mindre. Væskelvolumet 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 (aerosolfase) består av følgende delprosesser:

- I Diffusjon av SO₂-gass til væskeoverflaten.
- II Diffusjon av løst SO₂ (SO₂(aq)) til dråpens indre, samt dissosiasjon av SO₂(aq).
- III Oksidasjon i væskefasen.

Trinn III regnes for å være hastighetsbestemmende.

To mekanismer for væskefaseoksidasjon kan ha 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 svak 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, f.eks. V, Mn og Fe. Ved økende surhet i væskedråpen avtar dissosiasjonen av SO₂ (aq), og oksidasjonshastigheten avtar. Ved diffusjon av ammoniakk inn i dråpen øker dissosiasjonen og oksidasjonshastigheten 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 SO₄²⁻. Reaksjonsmekanismer er bare delvis kjent og går over en rekke mellomtrinn.

Oksidasjonen med ozon avtar med økende surhet, dvs. avtakende 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.

6.4. Avsetning

Vi 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 uttrykkes ved følgende enkle likning:

$$D_t = v_d c$$

- 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.

Avsetningshastigheten for SO_2 kan variere atskillig; den er størst for skog og minst for snøflater. Som gjennomsnittsverdier for lange midlingstider og større områder brukes ofte 0,8 cm/s for SO_2 og 0,1 cm/s for SO_4^{2-} . Avsetningshastigheten er vanligvis størst for SO_2 , fordi SO_2 er gassformig og har større molekylær diffusivitet enn SO_4^{2-} .

Når en sammenlikner avsetning av SO_2 og SO_4^{2-} , skal en bruke en felles benevning, f.eks. g/m²a, regnet som svovel (S). Omregning fra SO_2 til S skjer ved å dividere med 2, mens omregning fra SO_4^{2-} til S skjer ved å dividere med 3. Formelvektene for S, SO_2 og SO_4^{2-} 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^{2-} i 1992 henholdsvis 0,40 og 0,65 µg/m³ regnet som S. De tilsvarende årlige tørravsetningene blir da henholdsvis 101 mg/m² og 20 mg/m² regnet som S, når vi bruker ovennevnte verdier for avsetningshastigheter. Det var altså langt mer tørravsetning av SO_2 enn SO_4^{2-} .

Våtavsetningen bestemmes som produktet av nedbørmengde og konsentrasjon i nedbøren:

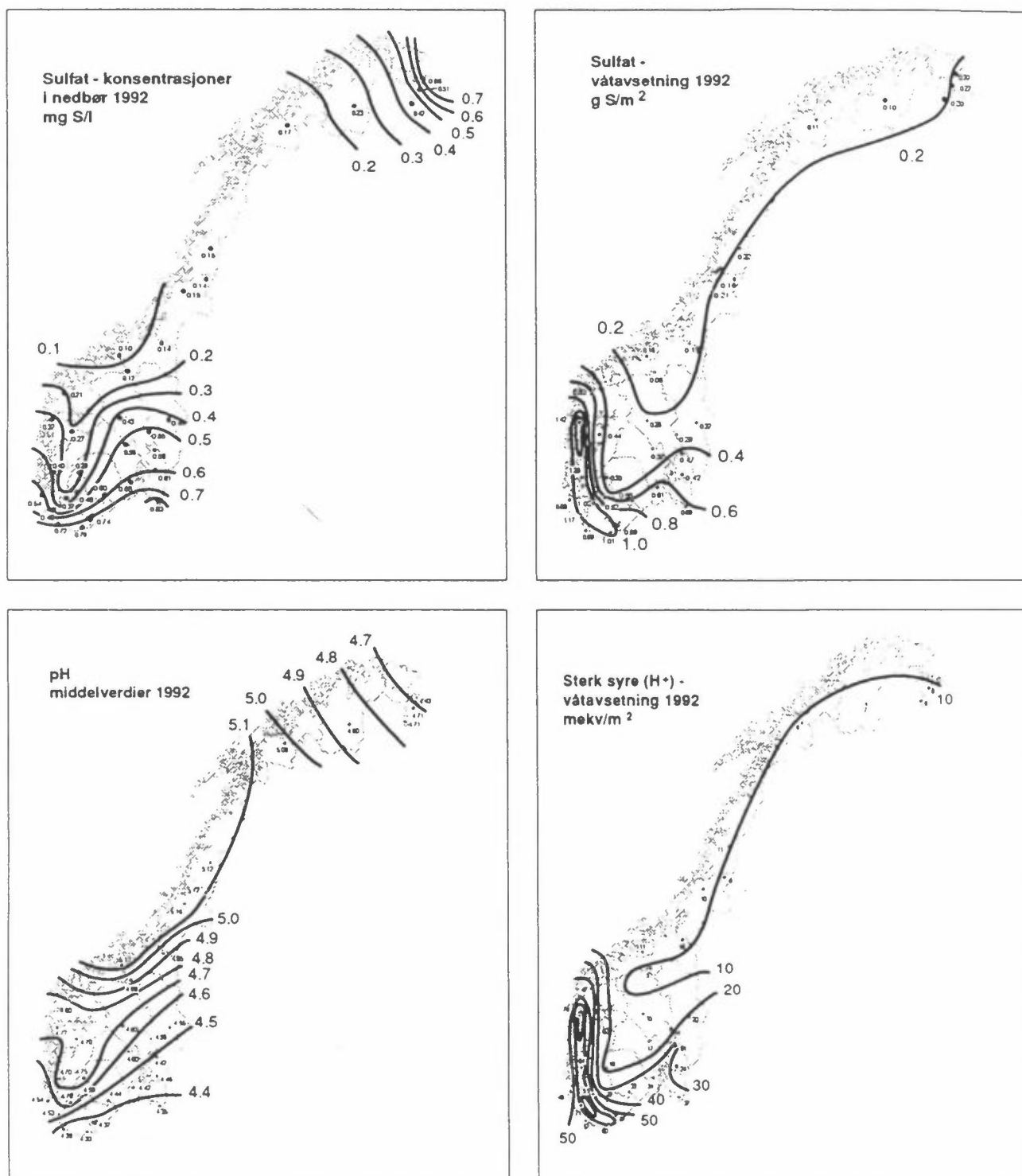
$$D_v = p c$$

- 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 nedbørmengden 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 sulfatkonsentrasjon i nedbør, våtavsetning av sulfat, pH og våtavsetning av sterk syre for 1992. Det var lavest pH på Sørlandet og Østlandet og størst sulfatavsetning på Sørlandet og Vestlandet.



Figur 4: Sulfatkonsentrasjon i nedbør, våtavsetning av sulfat, pH og våtavsetning av sterk syre for 1992 (Tørseth og Joranger, 1994).

6.5. Virkninger

6.5.1. 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.

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

I 1992 la en arbeidsgruppe nedsatt av Statens forurensningstilsyn (SFT) fram en rapport: "Virkninger av luftforurensning på helse og miljø: Anbefalte luftkvalitetskriterier". I denne rapporten diskuteres virkninger, særlig helsevirkninger, av følgende stoffer: nitrogendioksid, ozon, partikler, svoveldioksid, karbonmonoksid og fluorid. Arbeidsgruppa la fram anbefalte luftkvalitetskriterier, som gitt i tabell 6 (SFT, 1992).

Svoveldioksid og partikler er deler av den alminnelige luftforurensningen i byer og tettsteder. SO₂ er lettløselig i vann og fanges opp av slimhinnene i luftveiene. Virkningen av SO₂ er avhengig av at svevestøv og mikrodråper (aerosoler) også fins i lufta. SO₂ bundet til partikler kan føres dypere ned i luftveiene enn gassformig SO₂, fordi små partikler har mindre molekylær diffusivitet enn gassformig SO₂.

Verdens helseorganisasjon (WHO) har gjennomgått kunnskapene om helsevirkningene av ulike stoffer (WHO, 1987). For svoveldioksid og partikler er resultater sammenfattet av SFT (1992) og gjengitt i tabell 8.

Tabell 8: Sammenfatning av konklusjoner fra SFT (1992).

	Døgnmiddelverdi (µg/m ³)	
	Svoveldioksid	Partikler (sot)
Økt dødelighet	500	500
Økt akutt luftveissykelighet hos voksne	250	250
	Årsmiddelverdi (µg/m ³)	
	Svoveldioksid	Partikler (sot)
Økte luftveissymptomer	100	100

6.5.2. Virkninger på vegetasjon

SO₂ har ført til alvorlige og vidstrakte skader på vegetasjon omkring store utslipp, både i Europa og Nord-Amerika. I noen områder er nærmest all vegetasjon

uttryddet i mange kilometers avstand fra utslippene. Skogstrær, særlig bartrær, er utsatt. Også i Norge er SO₂-skader på vegetasjon registrert, men i mye mindre omfang.

SO₂ tas opp av vegetasjonen gjennom bladenes spalteåpninger. Bladcellene har en viss evne til å oksidere SO₂ til sulfat, og sulfat utnyttes i plantenes stoffomsetning. Når evnen til å oksidere SO₂ til sulfat overskrides, opptrer skader, ofte i form av lokal celledød (nekrose) på bladene. Dette kalles akutt skade og forårsakes av høye SO₂-konsentrasjoner over kort tid.

Også ved lavere konsentrasjoner enn dem som fører til akutt skade, er det påvist negative virkninger av SO₂. Dette kan påvises ved fysiologiske målinger eller som redusert produktivitet hos plantene. Dette kalles ofte for subtile eller kroniske skader. SO₂-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 tida 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 samvirkning med ozon, NO₂ og sur nedbør.

6.5.3. 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 (våttd). Det regnes ikke med noen nedre grense for når korrosjonen opphører.

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

6.5.4. Virkninger av sur nedbør

Virkninger av sur nedbør har vært undersøkt i Norge siden tidlig i 1970-åra. Undersøkelsene har særlig vært konsentrert om virkninger på vannkvalitet, fisk, jord og vegetasjon. Prosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" fra 1972 til 1980 ga viktige bidrag til fagfeltet, også internasjonalt (SNSF, 1980). Forskning

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 industrialiserte strøk i Europa bidrar til forurenset nedbør og luft i områder langt borte. Særlig svovel- og nitrogenforbindelser gjør nedbøren sur, men "sur nedbør" kan også inneholde tungmetaller og andre mikroforurensninger.

Norge mottar mye større mengder forsurende komponenter med nedbør og luft enn landet selv slipper ut. Tilførslene har økt i den perioden vi har pålitelige målinger, og særlig sterkt i 1960-åra. Tilførslene varierer fra år til år, og det gjennomsnittlige surhetsnivået i nedbøren viser tegn til nedgang etter ca 1980. 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 4,4 pH-enheter. Også store deler av Vestlandet, Østlandet og Finnmarksvidda mottar sur nedbør.

Atmosfæriske tilførsler av forsurende komponenter har i 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 innsjøer blir næringsfattigere på grunn av forsuringen.

I områder som dekker ca. 10 000 km² i Sør-Norge, er de fleste sjøene blitt fisketomme, særlig i Agder, Telemark og Rogaland.

Et stort område på i alt mer enn 100 000 km² har overskridelser av tålegrensene for svovel, dvs at vannkvaliteten påvirkes merkbart i negativ retning. Resultatet av overskridelsene er bl.a. reduserte fiskebestander og til dels 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 tålegrensene overskrides i stadig større områder i Sør-Norge (Henriksen et al., 1993).

Tilførslene av surt nedfall kan føre til økt utvasking av næringselementer fra jorda, 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 skogen. Det er likevel mulig at forurenset luft og nedbør over en årrekke kan påvirke planteproduksjonen.

Overvåking av sur nedbør og dens virkninger foregår både i Norge og i andre land som er berørt av problemet.

7. Fotokjemiske oksidanter

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

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

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

Seinere er det målt høye ozonkonsentrasjoner mange steder uten at en direkte har observert "smog", dvs. nedsatt sikt. I USA er ozon i dag et problem både på lokal, regional og kontinental skala. Høye konsentrasjoner er også målt i Australia, Canada, Japan og de fleste landene i 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.

Etter 1980 har oppmerksomheten om oksidanter økt kraftig i Europa, fordi ozon blir regnet som en sannsynlig årsak til skogskader i Tyskland og andre land.

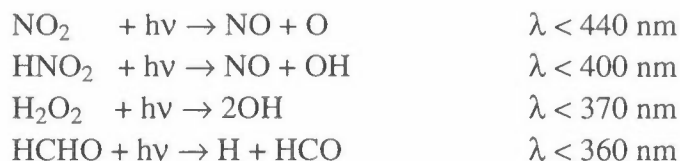
De meteorologiske forholdene som særlig favoriserer dannelsen av oksidanter, er sterk solstråling, høy temperatur og dårlige spredningsforhold. Norges lokalisering på høye breddegrader (58-71°N) gjør at vi stort sett kan få oksidantdannelse av betydning i månedene april-august. Langtransport av oksidanter 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.
- Dannelse av ozon og andre oksidanter.

Solstråling 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 :

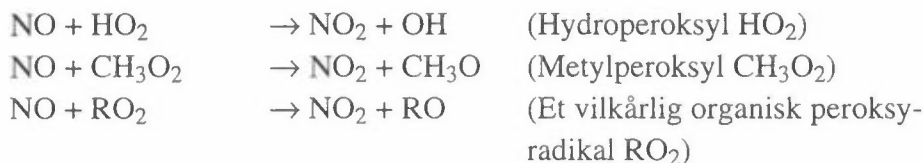


Imidlertid reagerer NO med ozon svært raskt:

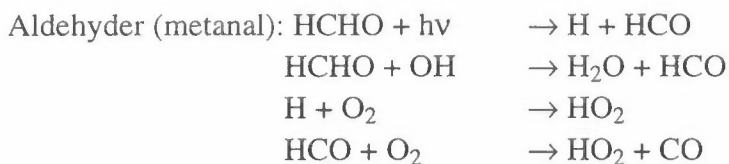
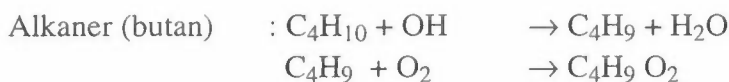


Reaksjon (3) er motsatt lik summen av reaksjon (1) og (2), og vi får ingen nettodannelse av ozon fra disse tre reaksjonene.

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



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



Organiske stoffer kan spaltes av hydroksyl (OH), atomært oksygen (O) og ozon (O_3). Av disse er hydroksyl viktigst. Aldehyder og alkener er særlig effektive for radikaldannelse, mens alkaner og delvis aromater er noe mindre effektive.

Aldehyder kan regnes som mellomprodukter i dannelsen av fotokjemiske oksidanter. 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 NO₂ 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 ved bakken 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. Store reaksjonskinetiske modeller kan bestå 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 på bakkenivå

Bakgrunnskonsentrasjonen av ozon på bakkenivå varierer atskillig. Typiske verdier er 20-80 µg/m³. Vanlige grenseverdier for ozon er i intervallet 50-150 µg/m³, dvs. svært nær eller overlappende med 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-området, Sørlandet, Vestlandet og etter hvert i resten av landet. 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 timemiddelverdier enn 120 µg/m³ på flere målesteder, og høyeste årlige timemiddelverdier målt i Norge i åra 1988-92.

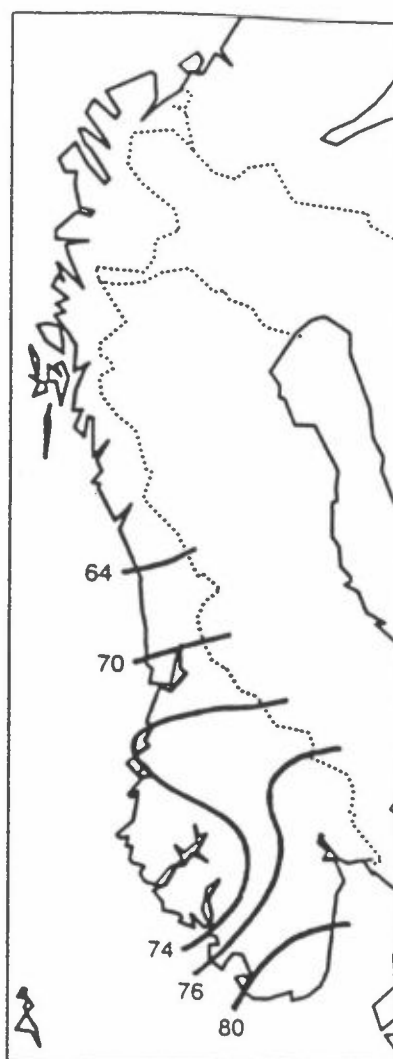
Tabell 9: Sammendrag av ozonepisoder 1988-92.

	1988	1989	1990	1991	1992
Antall ozonepisoder	31	8	22	15	26
Høyeste timemiddelverdi (µg/m ³)	209	172	202	160	204

Maksimalverdiene er ofte høye de fleste somrene. Variasjonene fra år til år skyldes først og fremst variasjoner i meteorologiske forhold, særlig på nord-europeisk skala. "Pent vær" i Sør-Norge er ofte en nødvendig, men ikke en tilstrekkelig forutsetning for ozondannelse. De sørlige områdene i Sør-Norge er mest utsatt for høye ozonkonsentrasjoner.

Figur 5 viser kartskisse for områder i Norge med ozonkonsentrasjoner over anbefalt luftkvalitetskriterium på 50 µg/m³ som middelverdi kl 09-16 i vekstsesongen. Overskridelser forekommer i hele landet.

Som en grov inndeling forekommer fotokjemiske oksidanter på tre skalaer, nemlig lokal, regional og kontinental skala. Med lokal skala menes direkte dannelse i lé av utslippskilder for nitrogenoksider og organiske stoffer, f.eks. i nedre Telemark. Tidsskalaen blir da gjerne 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 skala 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 kontinentet. Ofte skjer oksidantdannelsen på flere skalaer samtidig, og de høyeste konsentrasjonene opptrer gjerne under slike kombinerte episoder.



Figur 5: Midlere 7 h-middelkonsentrasjon av ozon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) kl. 09-16, april-september 1992 (Pedersen, 1994).

7.3. Virkninger

7.3.1. Helsevirkninger

Ozon er et sterkt oksidasjonsmiddel som kan påvirke luftveier og lungefunksjon hos mennesker. Særlig utsatt er barn og astmatikere. Statens forurensningstilsyn har sammenfattet følgende (SFT, 1992):

- Økt luftveismotstand: 470 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Redusert vitalkapasitet: 235 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Økt respirasjonsfrekvens: 470 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

7.3.2. 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 (1994) med å klarlegge kvantitative sammenhenger mellom vegetasjonsskader og konsentrasjoner av ozon og andre forurensninger i luft.

7.3.3. 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 tekniske produkter som bildekk og gummifottøy blir det tilsatt antioksidasjonsmidler for å redusere virkningene av ozon.

8. Andre stoffer

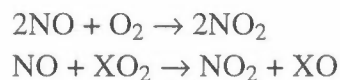
8.1. Nitrogenoksider (NO_x)

Antropogene utslipp domineres av nitrogenmonoksid (NO) og nitrogendioksid (NO_2). Summen av NO og NO_2 uttrykkes ofte som NO_x og kalles (noe upresist) for nitrogenoksider.

NO_x dannes hovedsakelig ved reaksjon mellom atmosfærens N_2 og O_2 ved forbrenning. Samtidig oksideres eventuelle N-forbindelser i brensel. I engelsk litteratur brukes termene "thermal- NO_x " og "fuel- NO_x ".

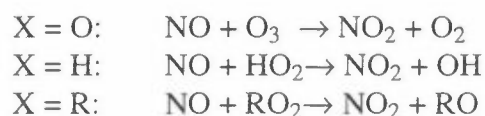
Ved forbrenning av kull, fyringsolje og gass foreligger oftest 1-10% av nitrogenoksidene i utslippet som NO₂, resten som NO. Ved forbrenning av bensin og diesellolje kan NO₂-andelen være inntil 20%.

Nitrogenoksider er lite løselige i vann (langt mindre enn svoveldioksid). Derfor er oksidasjon i gassfase viktig, mens oksidasjon i væskefase har mindre betydning. To viktige reaksjonstyper 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 ved 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, noe som kan ha betydning om vinteren i bygater der konsentrasjonen av NO og partikler er svært høy.

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



Alle disse reaksjonene skjer raskt i atmosfæren. Reaksjoner med HO₂ og RO₂ har 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 gjerne 10-40 ppb (20-80 µg/m³). Inntil 10-40 ppb NO₂ kan derfor dannes ved hjelp av atmosfærens naturlige ozoninnhold.

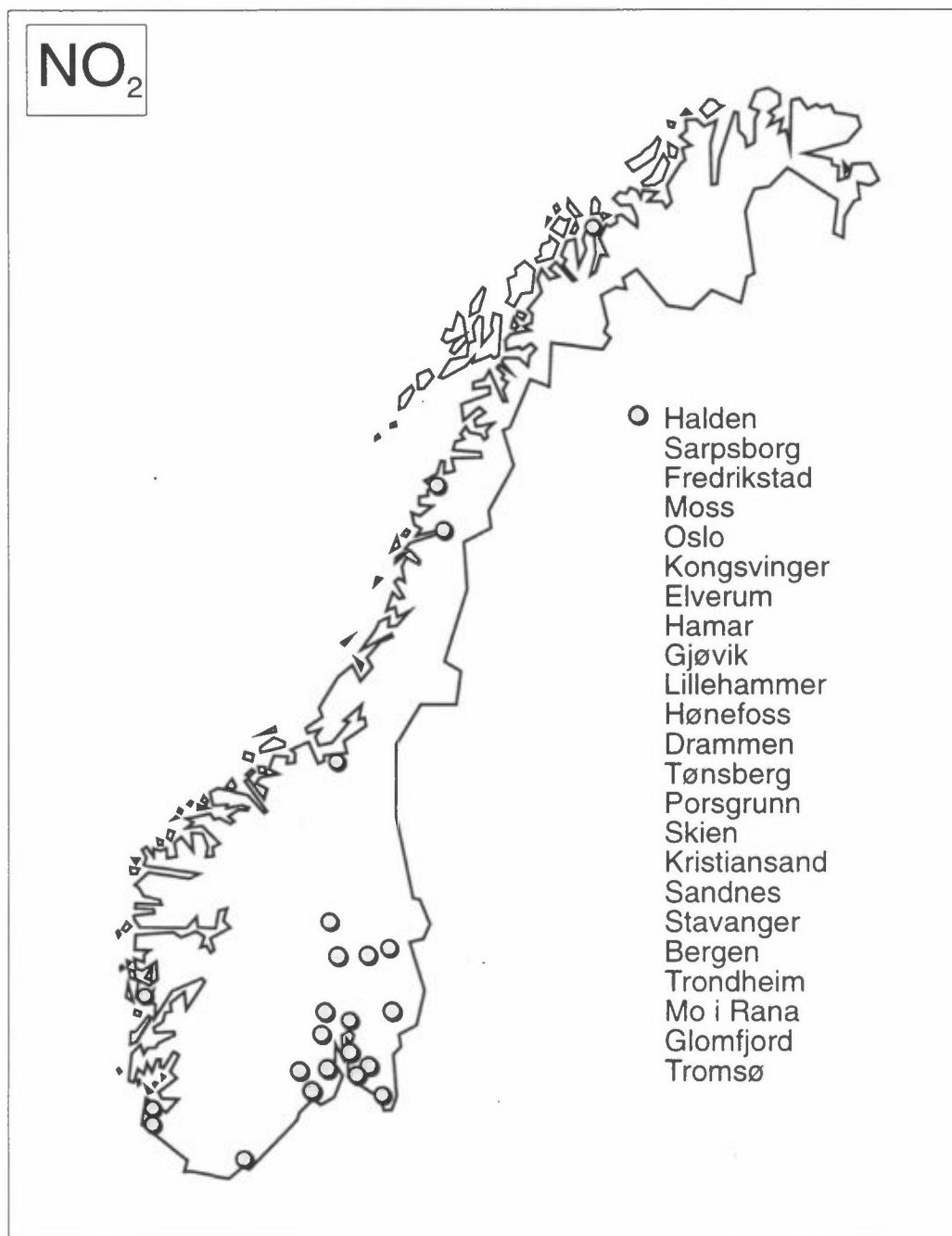
NO₂-konsentrasjoner over de anbefalte luftkvalitetskriteriene i tabell 6 er målt i trafikkerte områder. Mens konsentrasjonen av SO₂ har avtatt i norske tettsteder i 20 års-perioden 1973-1993, har konsentrasjonen av NO₂ økt. Årsaken er den økte biltrafikken.

Figur 7 viser en lang rekke tettsteder med NO₂-konsentrasjoner over luftkvalitetskriteriene i tabell 6, og de blir derfor klassifisert som "forurenset" (Grønskei et al., 1992), jfr. tabell 7.

For videre oksidasjon til salpetersyre (HNO₃) er flere reaksjonsveier mulige:

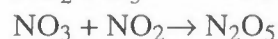
A. Reaksjoner med hydroksyl (OH)





Figur 7: Forurensningskart for nitrogendioksid.

B. Reaksjoner med ozon (O₃)



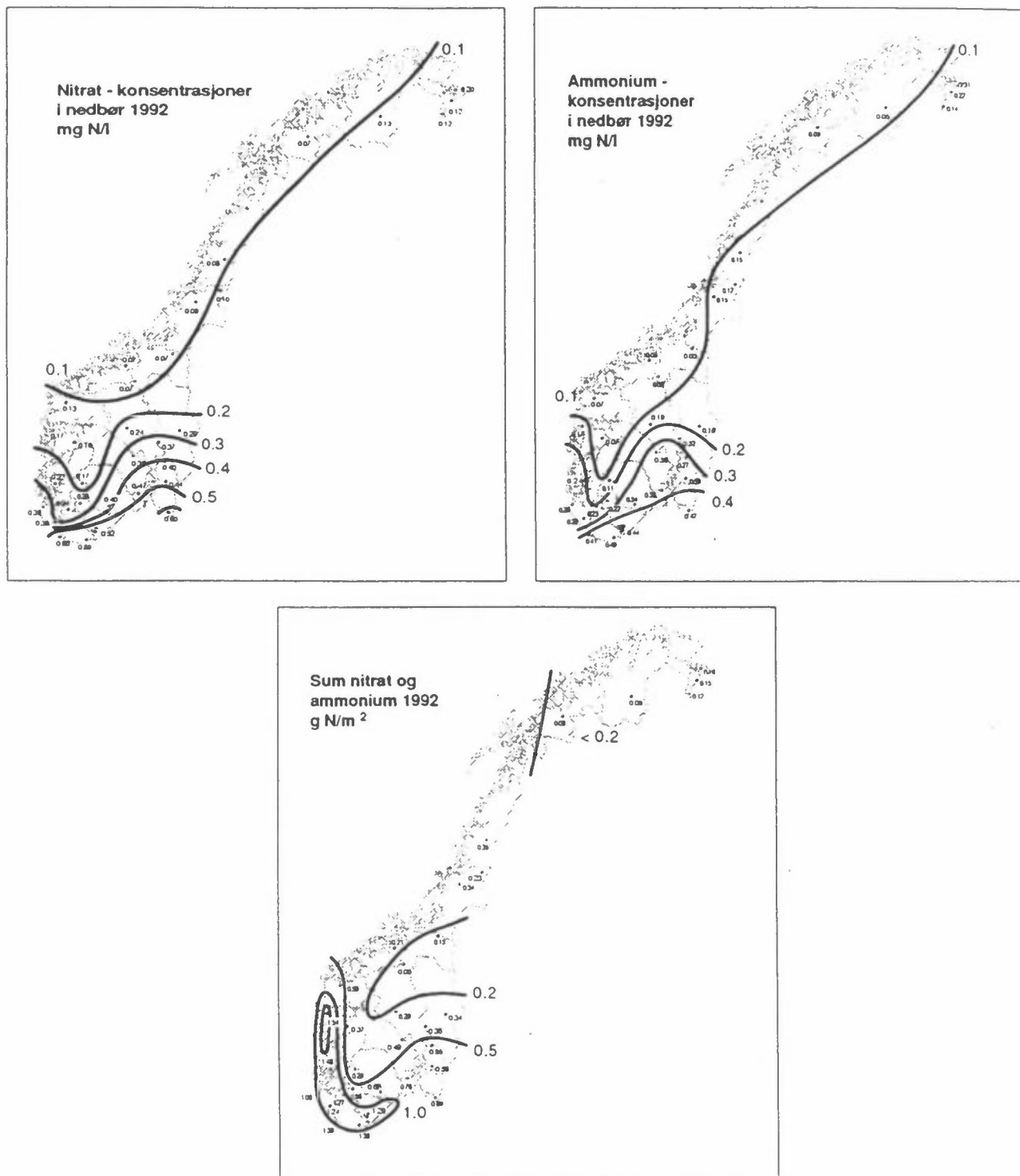
Tilstedeværelsen av oksidanter øker oksidasjonshastigheten og forskyver reaksjonene mot høyere oksidasjonstall. HNO₃ har relativt høyt damptrykk og vil derfor for en stor del bli i gassfase. Salpetersyre og andre nitrater er sluttproduktene ved oksidasjonen.

Salpetersyre og andre nitrater er betydelige bestanddeler i sur nedbør. Figur 8 viser konsentrasjoner i nedbøren og samlet avsetning 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.

Statens forurensningstilsyn (SFT) har anbefalt en maksimal timemiddelverdi for NO₂ på 100 µg/m³ og en maksimal døgnmiddelverdi på 75 µg/m³ (SFT, 1992). Mange byer og tettsteder har overskridelse av disse kriteriene, se figur 7 og tabell 7.

Nitrogenoksid har negativ virkning på en del planteslag, særlig i blanding med SO₂ 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.



Figur 8: Middelkonsentrasjoner i nedbør og samlet avsetning av nitrat og ammonium på norske bakgrunnsstasjoner 1992 (Tørseth og Joranger, 1994).

8.2. Karbonmonoksid (CO)

Antropogene utslipp av CO domineres av biltrafikk. På noen steder er også metallurgisk reduksjon med karbon en viktig 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 særlig et miljøproblem 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 høyere enn luftkvalitetskriteriene gitt i tabell 6 og 7.

Nær trafikkerte veger er CO-konsentrasjonen ofte høy nok til å gi negative helsevirkninger. CO forbinder seg med hemoglobinet i blodet til karboksyhemoglobin (COHb) og reduserer opptaket av oksygen. Når COHb-innholdet i blodet øker ut over noen få prosent, vil konsentrasjonsevnene nedsettes. Ellers er fostre og personer med hjerte- og kar-lidelser utsatte. CO-konsentrasjonen har avtatt de siste 10-15 åra.

8.3. Organiske stoffer

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

Tjærestoffer slippes ut i atmosfæren ved ufullstendig omsetning av karbonholdige stoffer. Særlig viktige er polysykliske organiske hydrokarboner (PAH) fra biltrafikk, aluminiumverk og små 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 utelufta. Flere av dem er kreftframkallende.

De høyeste konsentrasjonene i Norge er målt i nærheten av aluminiumverk. Det er også målt relativt høye konsentrasjoner ved trafikkerte gater og veier. 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 metanal (formaldehyd), har fått økt oppmerksomhet i seinere år. Benzen og metanal er kreftframkallende. De er målt i byluft og slippes ut fra kjøretøyer og fyringsanlegg. Metanal har som oftest høyere konsentrasjoner innendørs enn utendørs. Dette skyldes avgassing fra bygningsplater, isolasjonsmaterialer, bindemidler etc.

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

Propen slippes særlig ut fra petrokjemiske anlegg og er viktig for dannelse av ozon og 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. Viktige luktkilder i dag er biltrafikk, avfallsplasser, kloakkrenseanlegg og en del industriprosesser. Allment aksepterte grenseverdier for luktstoffer i uteluft mangler.

Luktende stoffer er oftest organiske forbindelser som kan være substituert med svovel, nitrogen eller klor. Følgende forenklete oversikt kan gis for luktstoffer fra ulike virksomheter :

Virksomhet	Viktige luktforbindinger
Biltrafikk	Aromater, aldehyder
Avfallsplasser og kloakkrenseanlegg	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 dannelse 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 aluminiumverk i områder med dårlige spredningsforhold. Fluoridutslippene er redusert i seinere år, men ikke så mye at vegetasjonsskader er til å unngå. Fluorider har norske anbefalte luftkvalitetskriterier, se tabell 6.

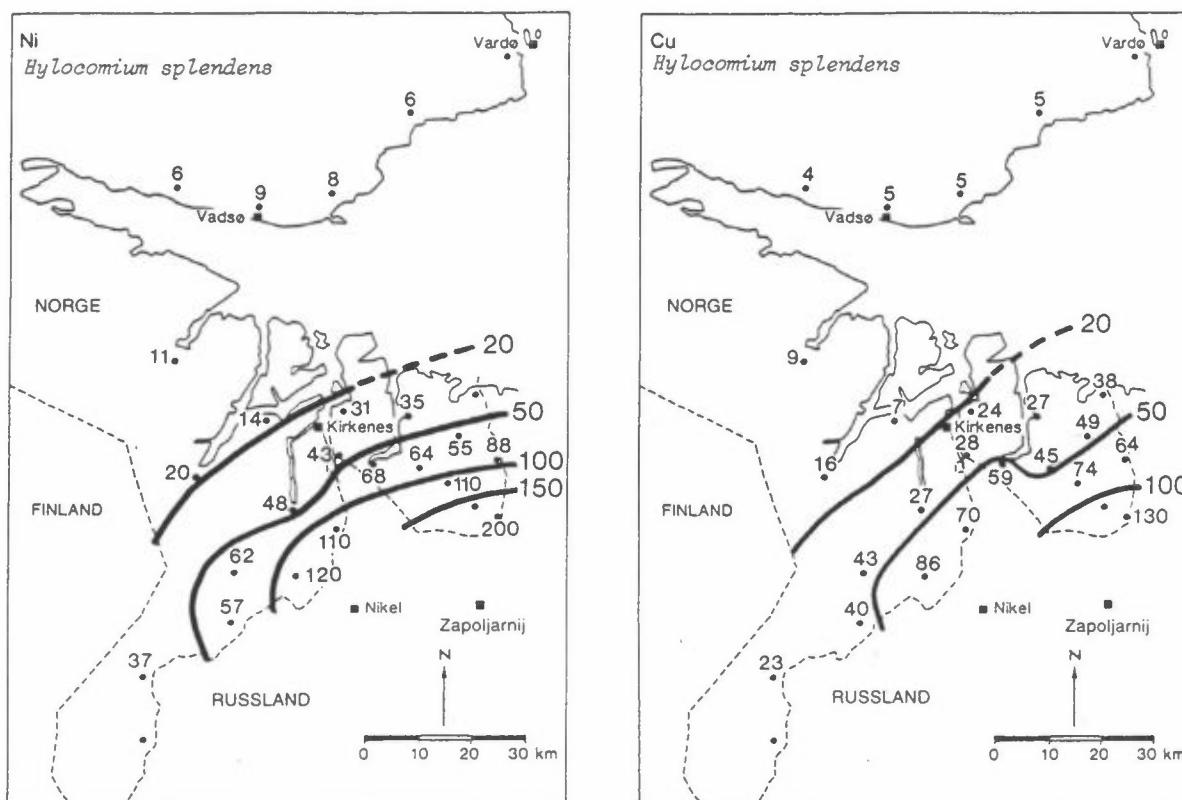
Polyklorerte dioksiner og furaner (ofte bare kalt dioksiner) er høytoksiske stoffer med meget lang nedbrytningstid. Dioksiner slippes ut fra avfallsforbrenningsanlegg, biltrafikk og en del industrier. Dioksiner dannes ved forbrenning av klorholdige stoffer, eller mer generelt ved termiske reaksjoner 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, treforedling (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 ennå en viktig kilde for bly. Metaller tilføres til Norge fra andre land, fra Storbritannia og kontinentet til Sørlandet, Østlandet og Vestlandet og fra Russland 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 lufta er vanadium, krom, nikkel, kopper og arsen. Tilførselen av metaller til Sør-Norge har vist en tydelig avtakende tendens.

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. Etter hvert 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 lavararter samler opp metaller som tilføres med luft- og nedbør, og gir derved grunnlag for en relativt enkel kartlegging av avsetningen. I figur 9 er det vist konsentrasjonskart for Øst-Finnmark av innholdet i etasjehusmose (*Hylocomium splendens*) av nikkel og kopper, der tilførsel fra Russland framgår klart.



Figur 9: Konsentrasjon (ppm) av nikkell og kopper i etasjehusmose (*Hylocomium splendens*) i Øst-Finnmark 1981 (Schjoldager 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 ultrafiolett stråling til jordoverflaten. Dette kan gi økt hyppighet av hudkreft hos hvite mennesker, og dessuten føre til uønskede virkninger på planter og dyr.

Siden 1974 har klorfluorkarboner (KFK) vært ansett som stoffer som vil redusere ozonlaget i stratosfæren. De viktigste stoffene er CFCl_3 (F11) og CF_2Cl_2 (F12). De kalles ofte for "freon" (som egentlig er handelsnavnet til Du Pont). Stoffene har blant annet vært brukt 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 et fellesnavn 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 katalytisk, og brom virker sterkere enn fluor og klor.

Halokarboner har lang oppholdstid i atmosfæren, jfr. s. 12. Transporten er langsom fra jordoverflaten til stratosfæren, der ozonmolekyler brytes ned. Dagens utslipp vil derfor få virkning langt inn i framtida. Det er beregnet at dersom utslippet av halokarboner ikke øker ut over nivået i 1980, vil den gjennomsnittlige permanente reduksjonen av ozonlaget bli 5-10% (UNEP, 1987a). 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 Antraktis i vårmånedene august-oktober. Reduksjonen var noen år på mer enn 50%. Det er usikkerhet om hva denne sterke reduksjonen skyldes, men økte konsentrasjoner av halokarboner blir regnet som en viktig årsak. Hvis likende reduksjoner skulle skje i Arktis, ville konsekvensene bli større på grunn av den større folketettheten.

Det er stadig (1994) stor forskningsaktivitet omkring halokarboner og endringer av ozonlaget i stratosfæren. Norge deltar i internasjonalt samarbeid for å eliminere bruken av halokarboner.

10. Oppvarming av troposfæren

Karbondioksid utgjør bare en liten del av atmosfæren, ca. 350 ppm, men den er av vesentlig betydning for energibalansen. CO₂ slipper det meste av solstrålingen igjennom, men absorberer langbølget stråling fra bakken. Sammen med atmosfærens innhold av vanndamp er CO₂ en viktig 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 og fordamping.

Før bruk av fossilt brensel tok til på stor skala, er det antatt at konsentrasjonen av CO₂ holdt seg på 290-300 ppm. Konsentrasjonen var 316 ppm i 1958, 330 ppm i 1974, 350 ppm i 1988 og 355 ppm i 1994. CO₂-konsentrasjonen økte med ca. 0,9 ppm pr. år i 1960-åra og med ca. 1,4 ppm pr. år i 1980-åra.

Det er beregnet at om lag 55% av all CO₂ 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 ca. 360 ppm. Ved hjelp av atmosfæriske beregningsmodeller er det anslått at dette vil føre til en gjennomsnittlig temperaturøkning på inntil 0,5°C.

En dobling av CO₂-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°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 kan komme opp i ca. 10°C ved 70-80°N.

Beregningene viser at fuktigheten vil øke i nedre del av atmosfæren og 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 (UNEP, 1987b).

Ikke bare konsentrasjonen av CO₂ har økt i troposfæren de seinere åra. Også troposfæriske konsentrasjoner av metan, halokarboner, ozon og dinitrogenoksid (N₂O) har økt. Disse gassene bidrar til oppvarming på liknende måte som CO₂. Dessuten gir reduksjon av ozonlaget i stratosfæren temperaturøkning i troposfæren.

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 CO₂ og andre gasser på lengre sikt kan gi alvorlige klimaendringer.

11. Referanser

Grønскеi, K.E., Hagen, L.O. og Larssen, S. (1992) Befolkningseksposering for luftforurensninger. Lillestrøm (NILU OR 59/92).

Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L. og Taubøll, S. (1993) Tålegrenser for overflatevann: Sammenheng mellom kjemiske kriterier og fiskestatus. Oslo, Miljøverndepartementet (Naturens tålegrenser, fagrapport nr. 36; NIVA-rapport 2842).

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

Pedersen, U. (1994) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør: Målinger av ozon 1992. Lillestrøm (NILU OR 14/94).

Sandnes, H. (1993) Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991 and 1992. Oslo, The Norwegian Meteorological Institute (EMEP/MSC-W Report 1/93).

Schjoldager, J., Semb, A., Bruteig, I.E., Hanssen, J.E. og Rambæk, J.P. (1983) Innhold av elementer i mose og lav, Øst-Finnmark 1981. Lillestrøm (NILU OR 55/83).

SFT (1992) Virkninger av luftforurensning på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo, Statens forurensningstilsyn (TA 848/1992).

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

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

Tørseth, K. og Joranger, E. (1994) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør: Atmosfærisk tilførsel 1992. Lillestrøm (NILU OR 14/94).

United Nations Environment Programme, UNEP (1987a) The Ozone Layer. Nairobi (UNEP/GEMS Environment Library No. 2).

United Nations Environment Programme, UNEP (1987b) The Greenhouse Gases. Nairobi (UNEP/GEMS Environment Library No. 1).

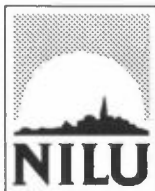
World Health Organization, WHO (1987) Air quality guidelines for Europe. København (WHO Regional Publications. European Series No. 23).

Generell litteratur

Pleym, H. (red.) (1992) Miljøstudier. Bekkestua, NKI-forlaget.

Seinfeld, J.H. (1986) Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. New York, John Wiley & Sons..

Wark, K. and Warner, C.F. (1982) Air Pollution, Its Origin and Control. New York, Harper & Row.



Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norwegian Institute for Air Research
Postboks 100, N-2007 Kjeller

RAPPORTTYPE TEKNISK RAPPORT	RAPPORT NR. TR 10/94	ISBN-82-425-0569-1	
DATO 16.6.1994	ANSV. SIGN. <i>Schjoldager</i>	ANT. SIDER 43	PRIS NOK 75,-
TITTEL Luftforurensning: Utslipp, spredning, avsetning og virkninger Reviderte forelesningsnotater		PROSJEKTLEDER J. Schjoldager	NILU PROSJEKT NR. Q-8235
FORFATTER(E) Jørgen Schjoldager		TILGJENGELIGHET * A	OPPDRAKSGIVERS REF.
OPPDRAKSGIVER NILU			
STIKKORD Luftforurensning	Forekomst	Virkninger	
REFERAT Rapporten er utarbeidet for forelesninger i luftforurensning på universiteter og høyskoler. De mest vanlige forurensningene i Norge er omtalt.			
TITLE Air pollution: Emissions, dispersion and effects. Revised lecture notes.			
ABSTRACT The report is made from a collection of lecture notes for universities and colleges of technology. The most common air pollutants in Norway are discussed.			

* Kategorier: A Åpen - kan bestilles fra NILU
B Begrenset distribusjon
C Kan ikke utleveres