

NILU: TR 11/2000
REFERANSE: Q-8235
DATO: SEPTEMBER 2000
ISBN: 82-425-1198-5

Luftforurensninger: Kilder, spredning, avsetning og effekter

Torunn Berg og Kjetil Tørseth

Forord

Denne rapporten brukes som bakgrunnstoff for Norsk institutt for luftforskning (NILU) undervisning i Luftforurensninger ved universiteter og høyskoler. NILU har tidligere utgitt to versjoner av denne rapporten (Schjoldager, 1987; 1994). Siden 1994 er det kommet ny/oppdatert informasjon på mange områder, og tida er derfor moden for å utgi en revidert utgave.

Innhold

	Side
Forord	1
Innhold	3
1 Innledning	5
2 Luftforurensninger	5
3 Mengdemål	7
3.1 Utslipp	7
3.2 Konsentrasjon	7
3.3 Avsetning	8
4 Utslippskilder	9
5 Spredning av luftforurensninger	12
5.1 Generelt	12
5.2 Oppholdstid og skala	16
6 Grenseverdier for luftkvalitet	17
7 Atmosfærekjemi	19
7.1 Svovel	19
7.2 Nitrogen	22
7.3 Surhetsgrad av nedbør	23
7.4 Fotokjemiske oksidanter	24
7.5 Svevestøv	25
7.6 Karbonmonoksid (CO)	25
7.7 Organiske stoffer	26
7.8 Luktstoffer	26
7.9 Halogenholdige stoffer	27
7.10 Metaller	27
8 Effekter av luftforurensninger	28
8.1 Helse	28
8.2 Vegetasjon	30
8.2.1 SO ₂	30
8.2.2 NO _x	30
8.2.3 Ozon	30
8.2.4 Fluorider	31
8.3 Materialer	31
8.3.1 SO ₂	31
8.3.2 Ozon	31
8.3.3 Hydrogenklorid	31
8.4 Sur nedbør	31
8.5 Bioakkumulering av miljøgifter	34
9 Overvåkning og varsling av luftforurensninger	34
10 Reduksjon av ozonlaget i stratosfæren	35
11 Klimaeffekter	36

12 Lokal Agenda 21	38
12.1Bakgrunn	38
12.2Fem veivisere	38
12.3Fire oppdrag til kommunen	38
13 Referanser	39

Luftforurensninger:

Kilder, spredning, avsetning og effekter

1 Innledning

Luftforurensninger kan defineres som forekomst i atmosfæren av gasser, væskedråper eller faste partikler i slike mengder, eller av slik varighet, at de kan gi målbare effekter på klima, mennesker, dyr, planter eller materialer.

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.

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

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

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

2 Luftforurensninger

Luftforurensninger kan klassifiseres på flere vis. De kan f.eks deles inn etter kjemisk sammensetning.:

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

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 svovelforbindelser. Det kan også diskuteres om organiske halogenforbindelser (f.eks. vinylklorid eller klorfluorkarboner) skal klassifiseres som halogen- eller karbonforbindelser.

Luftforurensninger kan også klassifiseres etter fysisk tilstand som gass, væske eller fast stoff. De to siste innebærer at materialet er tilstede i atmosfæren i partikulær form, så klassifisering etter fysisk tilstand vil si at forurensningene er tilstede enten som gasser eller partikulære forbindelser.

Luftforurensninger klassifiseres også etter hvilken form de når atmosfæren. Stoffer som slippes direkte ut i atmosfæren, kalles gjerne primærkomponenter, mens stoffer som dannes i atmosfæren, kalles sekundærkomponenter.

Sammensetningen av "ren" og tørr luft kan sees i Tabell 1. I vanlig luft vil det også være vanndamp tilstede. Nitrogen, oksygen og hydrogen regnes vanligvis ikke som forurensninger. Argon, neon, krypton, helium og xenon er edelgasser som ikke inngår i reaksjoner av betydning og som derfor ikke regnes som forurensninger. Karbondioksid, metan, dinitrogenoksid, ozon og amoniakk anses ofte som forurensninger, men det er viktig å være klar over at de også er tilstede i "ren" luft. De blir først forurensninger når konsentrasjonen overskrider ei grense.

Tabell 1: Sammensetning av "ren" og tørr luft.

KOMPONENT	Konsentrasjon (mg/m ³)
N ₂ (nitrogen)	909450
O ₂ (oksygen)	278700
Ar (argon)	15450
CO ₂ (karbondioksid)	620
Ne (neon)	15
Kr (krypton)	3.5
CH ₄ (metan)	1.1
He (helium)	0.9
N ₂ O (dinitrogenoksid)	0.9
H ₂ (hydrogen)	0.04
Xe (xenon)	0.04
NO ₂ (nitrogenoksid)	0.02
O ₃ (ozon)	0,02
NH ₃ (amoniakk)	Spor
SO ₂ (svoveldioksid)	Spor

I tabell 2 er det gitt en sammenfatning av viktige luftforurensninger fordelt på hovedgrupper og virkningstyper.

Tabell 2: 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

3 Mengdemål

3.1 Utslipp

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

3.2 Konsentrasjon

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 1 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 lufta 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.

3.3 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 benevnelsen cm/s og er avhengig av stoffets, atmosfærens og underlagets egenskaper.

Våtavsetningen bestemmes som produktet av nedbørmengde og konsentrasjon i nedbøren:

$$D_v = p \cdot c$$

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.

4 Utslippskilder

Luftforurensninger kommer fra tre hovedgrupper av antropogene utslipp:

Energiomvandling (forkortet Energi)

Industri

Transport

Utslipp fra disse blandes og avsettes lokalt, regionalt eller globalt. I Norge snakkes det ofte om "langtransporterte luftforurensninger" som er atmosfærisk tilførsel av forurensninger fra andre land. Disse forurensningene er imidlertid en kombinasjon av de tre hovedgruppene. I tabell 3-6 er det gitt en oversikt over stoffer fra disse gruppene.

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 3 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 4 gir noen av de viktigste fra et norsk synspunkt.

Utslippsgruppen Transport domineres i Norge av vegtrafikk og innenriks skipstrafikk (tabell 5). 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 (Tabell 6). 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 utlipp.

Tabell 3: Utslipp fra energi (energiomvandling).

Energi-bærer	Svovel-forb.	Nitrogen-forb.	Halogen-forb.	Karbon-forb.	Metaller	Partikler
Kull	SO ₂	No _x	HCl	PAH Sot	As, 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	PCBs PAH Dioxiner	As, Cd, Hg, Pb, Zn m.fl.	Svevestøv

Tabell 4. 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 PAHs	Ni, V	Svevestøv
Fiskeforedling	SO ₂	No _x Org. N		Luktforb.		Svevestøv
Trefordeling, treindustri, grafisk industri	SO ₂	No _x		Luktforb. Løsemidler		Svevestøv
Produksjon av kunstgjødsel	SO ₂	NH ₃ No _x			Cd	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	Pb, As, Se, Zn	
Produksjon av mineralske produkter: Sement, lett-betong, glass	SO ₂	No _x			As, Zn, Pb, Cd m.fl.	Svevestøv Støvfall
Produksjon av jern, stål, ferro-legeringer, silisium- og kalsiumkarbid m.v.	SO ₂			PAHs	Zn, Sb, Se m.fl.	Svevestøv Støvfall
Produksjon av aluminium	SO ₂		Fluorid	PAH		Svevestøv
Produksjon av andre metaller: Mg, Ti, Ni, Zn m.fl.	SO ₂	No _x	Cl ₂ HCl Org.Cl		As, Ni, Cu, Pb, Zn, Sb m.fl.	Svevestøv

Tabell 5. 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, Dioksiner	Pb, Cd	Svevestøv Støvfall
Til sjøs	SO ₂	No _x	Org. Cl	PAH Benzen CO Sot Aldehyder Dioksiner	Pb, Cd	Svevestøv
I lufta		No _x		Sot		Svevestøv
Håndtering og lagring av drivstoffer				Løsemidler Benzen	Pb m.fl.	

Tabell 6. 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	

5 Spredning av luftforurensninger

5.1 Generelt

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

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.

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

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:

- temperaturrens variasjon med høyden,
- vindstyrkens variasjon med høyden, og
- mekanisk effekt av gjenstander som står i luftstrømmen.

Vi sier at luft som ikke er mettet med vanndamp, er

- Nøytral når $\Delta T/\Delta Z = -1^\circ\text{C}/100\text{m}$
- Ustabil når $\Delta T/\Delta Z < -1^\circ\text{C}/100\text{m}$
- Stabil når $\Delta T/\Delta Z > -1^\circ\text{C}/100\text{m}$

Hvis lufta nær bakken varmes opp til den er varmere enn lufta over (varm luft under kaldere luft), oppstår det en vertikal varmestrøm. Jo større oppvarmingen er, dess kraftigere blir vertikaltransporten eller blandingen.

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.

Nøytrale forhold (Figur 1) inntreffer ofte ved mekanisk turbulens med moderate og sterke vinder og forholdsvis store endringer i vindstyrken med høyden. Forurensningene spres vanligvis godt under slike forhold.

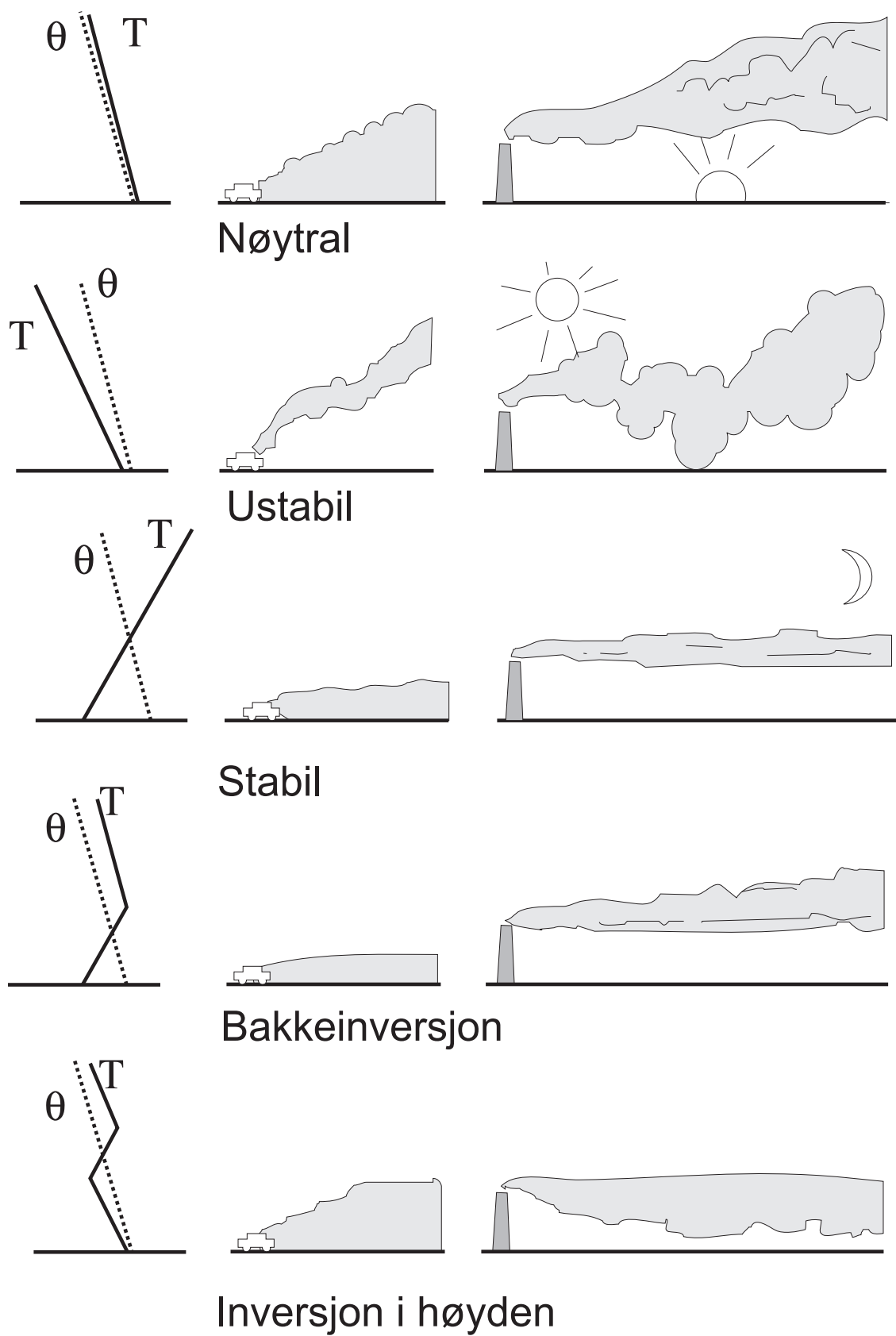
Ustabile forhold (Figur 1) har vi som oftest på godværsdager med klar himmel, intens soloppvarming, termisk turbulens (omrøring pga temperaturforskjeller) og liten endring av vindstyrken med høyden. Den vertikale blandingen og dermed uttynningen av forurensningen er god, men røyknedslag kan forekomme.

Stabil temperatursjiktning (Figur 1) forekommer når temperaturen øker med høyden (kald luft under varmere luft). Kraftige bakkeinversjoner er vanlige på våre breddegrader i klart og forholdsvis stille vær om vinteren. Vi får inversjoner ved sterk avkjøling av bakken på grunn av langbølget utstråling, som avkjøler de nederste luftlagene. Turbulens som dannes under slike forhold, er rent mekanisk betinget av vindstyrken, vindstyrkens variasjon med høyden og underlagets ruhet.

Ved utslipp **over en bakkeinversjon** (Figur 1) vil konsentrasjonen av forurensninger på bakken være praktisk talt null på bakkenivå, for inversjonen danner en nedre sperre for vertikal spredning. 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.

Ved utslipp **under en inversjon i høyden** (Figur 1) og med ustabile eller nøytrale forhold under inversjonen, vil vi kunne få sterke forurensningskonsentrasjoner på bakkenivå, for inversjonen i høyden begrenser spredningen vertikalt.

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".



Figur 1. Stabilitet og spredning av røykutslipp

5.2 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	1-10 d *
SO ₄ ²⁻	3-5 d (partikler)
O ₃	3-6 uker (gjennomsnitt for troposfæren)
CO	1-4 mnd *
CH ₄	ca. 14 a *
CO ₂	2-500 a *
HKFK	1 mnd-10 a *
KFK	50-150 a (klorfluorkarboner) *
PFC	1 000-10 000 a *

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.

6 Grenseverdier for luftkvalitet

Luftkvaliteten i et område/på et sted vurderes ved å sammenholde målinger eller beregninger av konsentrasjoner av luftforurensning med grenseverdier satt ut fra virkning på helse og/eller vegetasjon.

Arbeidet med å komme fram til nye grenseverdier skjer vanligvis i tre trinn:

1. Utarbeiding av **kriterier** for luftkvalitet, som gir informasjon om sammenhenger mellom luftforurensningskonsentrasjoner, eksponeringstider og skadevirkninger på helse- og miljø.
2. Fastsetting av **mål** for luftkvalitet, dvs. den luftkvaliteten som anses tilstrekkelig god til at uønskede virkninger ikke skal forekomme.
3. Fastsetting av **normer** for luftkvalitet, dvs. bestemmelser for hvilken luftkvalitet myndighetene vil godta.

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 er juridisk bindende, retningslinjer er en målsetning, mens anbefalte luftkvalitetskriterier ut fra faglige kriterier er satt så lavt at virkninger vanligvis ikke vil opptre.

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 µg/m³, som en 99-prosentil over en vilkårlig 6 måneders-periode. Konsentrasjoner skal bestemmes ved målemetode X eller beregningsmetode Y".

I 1997 fastsatte Regjeringen kartleggings- og tiltaksgrenser i forskriften til forurensningsloven (Tabell 7). Overskridelser av kartleggingsgrenser medfører utredning av tiltak for å bringe luftforurensningsnivået under grenseverdien. Overskridelser av tiltaksgrensen skal følges opp av tiltak for å få ned luftforurensningsnivået (Larssen og Hagen 1998).

EU har nå lagt fram forslag til nye grenseverdier for luftkvalitet for EU/EØS-området (Tabell 7). Disse har i hovedsak tatt utgangspunkt i Verdens helseorganisasjons anbefalte retningslinjer. EUs grenseverdier for midlingstider 1 time, 8 timer eller 24 timer kan tillates overskredet et visst antall ganger i året. Når disse blir vedtatt i EU, vil de gjennom EØS-avtalen også gjelde i Norge.

Disse grensene er tildels betydelig strengere enn gjeldende grenser i Norge (Larssen og Hagen 1998).

SFT har tidligere utarbeidet såkalte anbefalte luftkvalitetskriterier (Tabell 7) som er satt ut fra at eksponeringsnivåene må være 2-5 ganger høyere enn kriteriene før det med sikkerhet er konstatert skadelige effekter. Overskridelser kan derfor ikke tolkes som definitivt helseskadelige, men en kan heller ikke utelukke effekter hos spesielt sårbare mennesker ved nivåer under kriteriene. Disse kriteriene er betydelig lavere enn kartleggings- og tiltaksgrensene i forskriften til forurensningsloven og også lavere enn kommende EU-krav. I motsetning til de kravene som er nedfelt i forskriften og kommende EU-krav, er SFTs kriterier ikke juridisk bindende (Larssen og Hagen 1998).

Tabell 7. SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier, forurensningslovens tiltaks- og kartleggingsgrenser, nasjonale mål og EU-kommisjonens forslag til grenseverdier for luftkvalitet med hensyn til virkning på helse. Grenseverdiene er gitt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$. (Larssen og Hagen 1998).

Stoff	Midlingstid	1 time	8 timer	24 timer	6 måneder	År
NO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100		75	50	
	Forurensningslovens tiltaksgrense	300 ²⁾				
	Forurensningslovens kartleggingsgrense	200				
	Nasjonale mål	150				
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	200 ¹⁾ (8 pr. år)				40
PM ₁₀	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			35	Ny verdi skal utarbeides	
	Forurensningslovens tiltaksgrense			300 ²⁾		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense			150		
	Nasjonale mål			50		
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)			50 ²⁾ (25 pr.år) 50 ¹⁾ (7 pr.år)		30 ²⁾ 20 ¹⁾
PM _{2,5}	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			20	Ny verdi skal utarbeides	
	EUs nye "Action level" (og antall tillatte overskridelser)			40 ²⁾ (14 pr. år)		20 ²⁾
Pb	EUs nye grenseverdi					0,5 ²⁾

Tabell 7 forts.:

Stoff	Midlingstid	1 time	8 timer	24 timer	6 måneder	År
SO ₂	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier			90	40	
	Forurensningslovens tiltaksgrense			200 ²⁾		
	Forurensningslovens kartleggingsgrense			90		
	Nasjonale mål			90		
	EUs nye grenseverdier (og antall tillatte overskridelser)	350 ²⁾ (24 pr.år)			125 ²⁾ (3 pr.år)	
O ₃	SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier	100	80			
	EUs grenseverdi	110				
Benzen	Nasjonale mål					2

1) skal overholdes innen 1.1.2010

2) skal overholdes innen 1.1.2005

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.

7 Atmosfærekjemi

Oppholdstiden av de ulike gasser og partikler i atmosfæren er bestemt av deres tapsprosesser som igjen bestemmer deres sprednings og avsetningsmønstre. De ulike gasser og partikler vil kunne reagere med hverandre i atmosfæren og danne sekundære forurensninger. Stoffene vil i ulik grad brytes ned gjennom kjemiske prosesser, tas opp ved bakken av f.eks. vegetasjon eller vaskes ut med nedbør. Avsetning av gasser og partikler avhenger av kjemisk reaktivitet ved overflaten (kun gasser), reaksjon med andre komponenter og størrelsesfordelingen av partikler. I tillegg vil forhold som vindhastighet, overflatens ruhet, nedbørmengder og dråpefordeling ha vesentlig betydning for oppholdstiden.

7.1 Svovel

Hovedkildene til SO₂ er forbrenning av fossile brensle (kull, olje, gass), oksidasjon av sulfider i smelteverk, svovelsyre produksjon og papirproduksjon. Viktige naturlige kilder er oksidasjon av biogent materiale (DMS, MSA), vulkansk aktivitet og skogbranner. Norges samlede SO₂-utslipp har avtatt betydelig siden 1970-åra (Fig. 2). Utslippene av svoveldioksid i Europa er redusert med omlag 52% fra 1980 til 1996 (EMEP 1998). Utslppsreduksjonene har vært størst i de vestlige land, men også i øst er reduksjonene på over 30%.

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 .

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

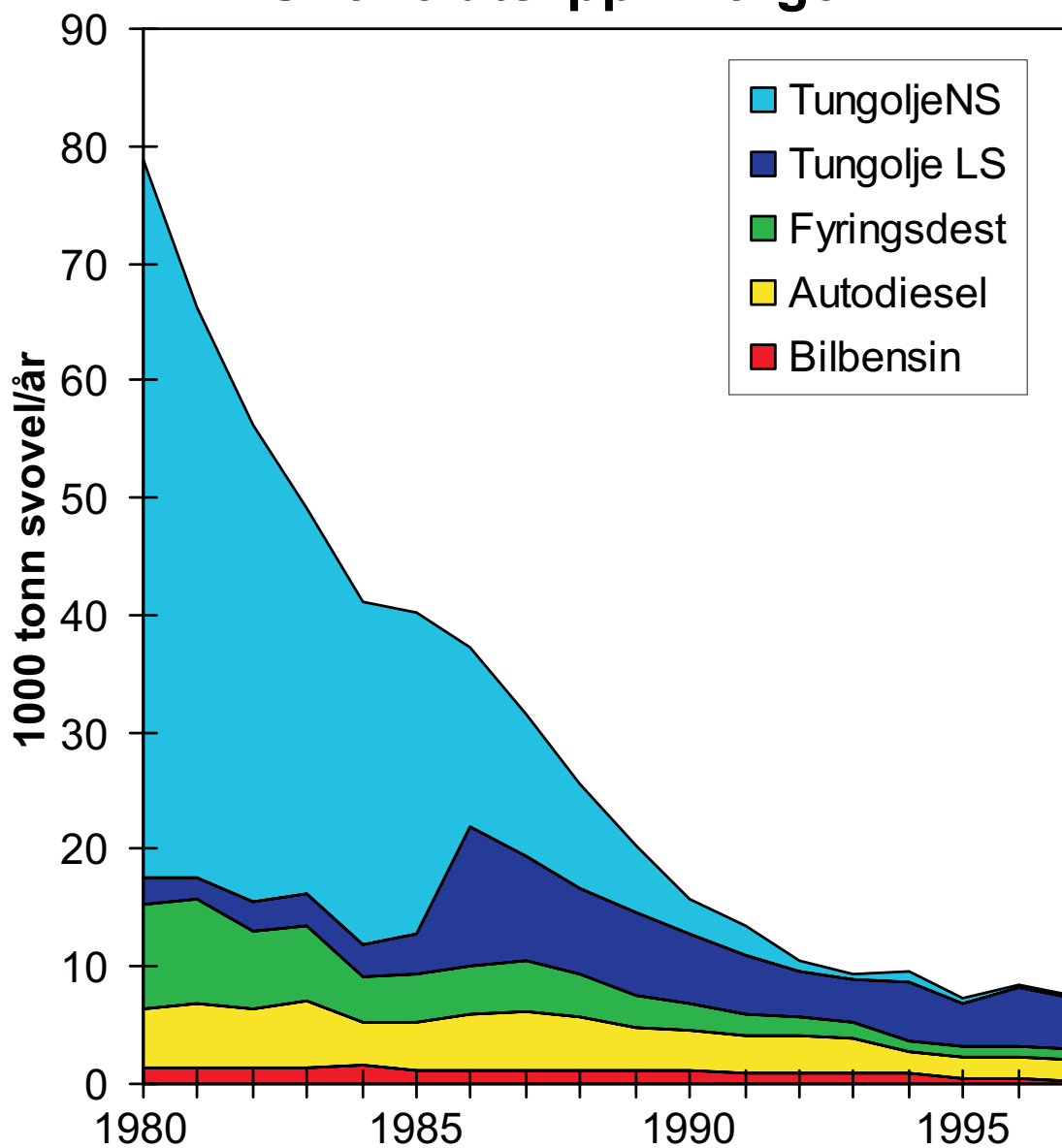
Gassfase oksidasjon

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.

Viktige radikaler for oksidasjon av SO_2 til H_2SO_4 i gassfase er:

- Hydroksyl: OH (viktigst)
- Hydroperoksyl: HO_2

Svovelutslipp i Norge



Figur 2: Reduksjon i svovelutslipp i Norge, 1980-97, for ulike oljeprodukter, inkl. Drivstoff for biler (Larssen og Hagen 1998).

Væskefase oksidasjon

SO₂ er lett løselig i vann, og danner S(IV) (SO₃²⁻, HSO₃⁻, SO₂ aq.).

Oksidasjon i væskefase 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 av S(IV) til S(VI) i væskefasen.

Trinn III regnes for å være hastighetsbestemmende.

Viktige komponenter for oksidasjon av S(IV) til S(VI) i væskefasen er:

- løst ozon (mest viktig ved pH>5.5)
- løst hydrogen peroksid (mest viktig ved pH<5.5)
- løst oksygen (Fe, Mn eller Fe/Mn-katalyse)
- løst karbon

7.2 Nitrogen

Summen av NO og NO₂ uttrykkes ofte som NO_x og kalles (noe upresist) for nitrogenoksider.

Hovedkildene til NO_x er ved oksidasjon av N-forbindelser i fossilt brensel eller ved termisk reaksjon med N₂ ved høye forbrenningstemperaturer. Naturlige kilder til NO_x er ioniserende fenomener (kosmisk stråling eller lyn) og biologisk nitrogenfiksering. For ammoniakk (NH₃) er landbruksaktivitet hovedkilden med industriell nitrogenfiksering i forbindelse med produksjon av kunstgjødsel samt utslipp i forbindelse med husdyrproduksjon. Fra 1980 til 1996 var det i Vest-Europa en reduksjon i utslippene av nitrogenoksider på 11% (EMEP 1998). Sjøl om det er innført katalysatorer på biler, så spises denne gevinsten opp av det økte trafikkvolumet (Fig. 3). Utslippene av ammoniakk har økt etter 1950-årene i sammenheng med veksten i landbruksproduksjonen og et mer intensivt husdyrhold i Europa. I perioden 1990 til 1997 avtok imidlertid utslippene av ammoniakk med 15% (EMEP, 1999).

Atmosfærekjemiske reaksjoner for NO og NO₂

NO oksideres raskt av O₃ til NO₂

NO₂ oksideres videre til HNO₃ ved OH-radikaler

NO₂ og HNO₃ kan avsettes direkte som gasser

NO₂ kan reagere med ozon og danne NO₃* -> N₂O₅

N₂O₅ kan videre reagere med H₂O og danne HNO₃

HNO₃ kan reagere med f.eks NH₃ og danne partikler (NH₄NO₃) som utvaskes eller tørravsettes

HNO₃ er både svært vannløselig og reaktivt og avsettes effektivt

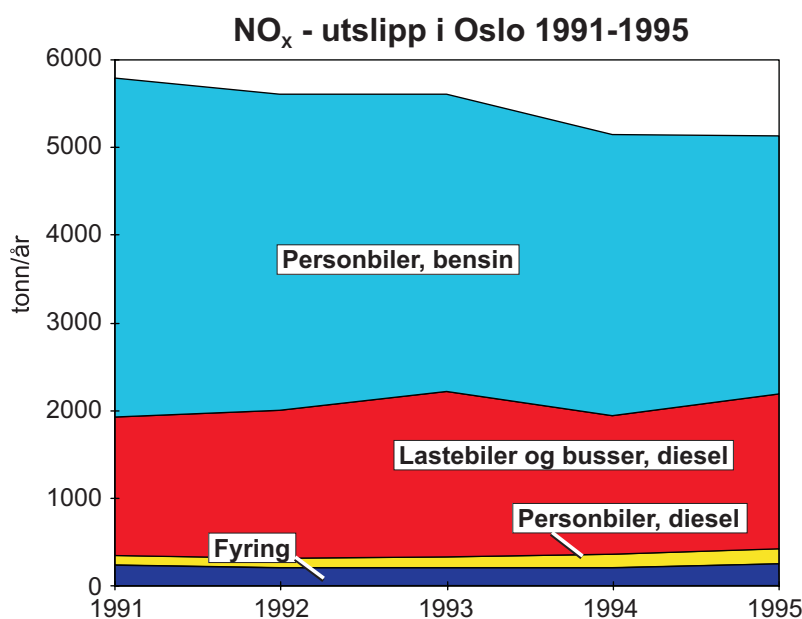
Væskefase oksidasjon av NO og NO₂ til HNO₃ er uviktig grunnet lav reaksjonshastighet

Atmosfærekjemiske reaksjoner for NH₃

Utslipp av NH₃ virker alkalisk i atmosfæren, men forsurende (og eutrofierende) i økosystemer (nitrifikasjon og avrenning av nitrat). NH₃ avsettes effektivt ved tørravsetning lokalt. Atmosfærisk langtransport av NH₃ forutsetter dannelse av små partikler;

- reaksjon med SO₂ gir (NH₄)₂SO₄ eller NH₄HSO₄
- reaksjon med sjøsalter gir NH₄Cl

NH₄HSO₄ og NH₄Cl tørravsettes eller utvaskes med nedbøren. Redusert SO₂ kan ha bidratt til redusert NH₄HSO₄-konsentrasjon.



Figur 3: Utslipp av NO_x i Oslo fra forskjellige kilder, 1991-1995 (Larssen og Hagen 1998).

7.3 Surhetsgrad av nedbør

Surhetsgraden av en væske (nedbør) er et mål på konsentrasjonen av H⁺-ioner (betegnes også som sterk syre). Surhetsgraden måles oftest ved såkalte pH enheter, som er en logaritmisk skala ($\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$). Grunnet den logaritmiske pH skalaen øker konsentrasjonen med en faktor 10 pr. pH-enhet. Således vil en løsning ved pH = 3 være 100 ganger mer sur enn ved pH = 5. Helt rent vann vil ha en pH = 7, mens vann med pH lavere enn 7 vil være sur. På grunn av atmosfærens innhold av CO₂ (som løses i vann) vil imidlertid pH være omlag 5.6. Av den grunn betegnes nedbør med pH lavere enn dette som sur. Hvis en også tar hensyn til naturlige utslipp av forsurende gasser, f.eks. SO₂ fra vulkanutslipp eller NO_x dannet ved lyn vil naturlig pH være enda lavere (omlag pH 5.2). pH verdier i Norge er omlag 4.4 på Sørlandet til 5.2 i Midt-Norge (årsmiddelverdier), noe som indikerer forhøyede konsentrasjoner av forsurende komponenter i nedbøren. I episoder kan vesentlig lavere pH verdier registreres.

7.4 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 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.

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.

Følgende forhold er karakteristiske for de kjemiske reaksjonene:

- Fotokjemisk dissosiasjon av NO₂ og andre lysabsorberende gasser.
- Hurtig oksidasjon av NO til NO₂, og etter hvert videre til salpetersyre.
- Oksidasjon av hydrokarboner.
- Dannelse av ozon og andre oksidanter.

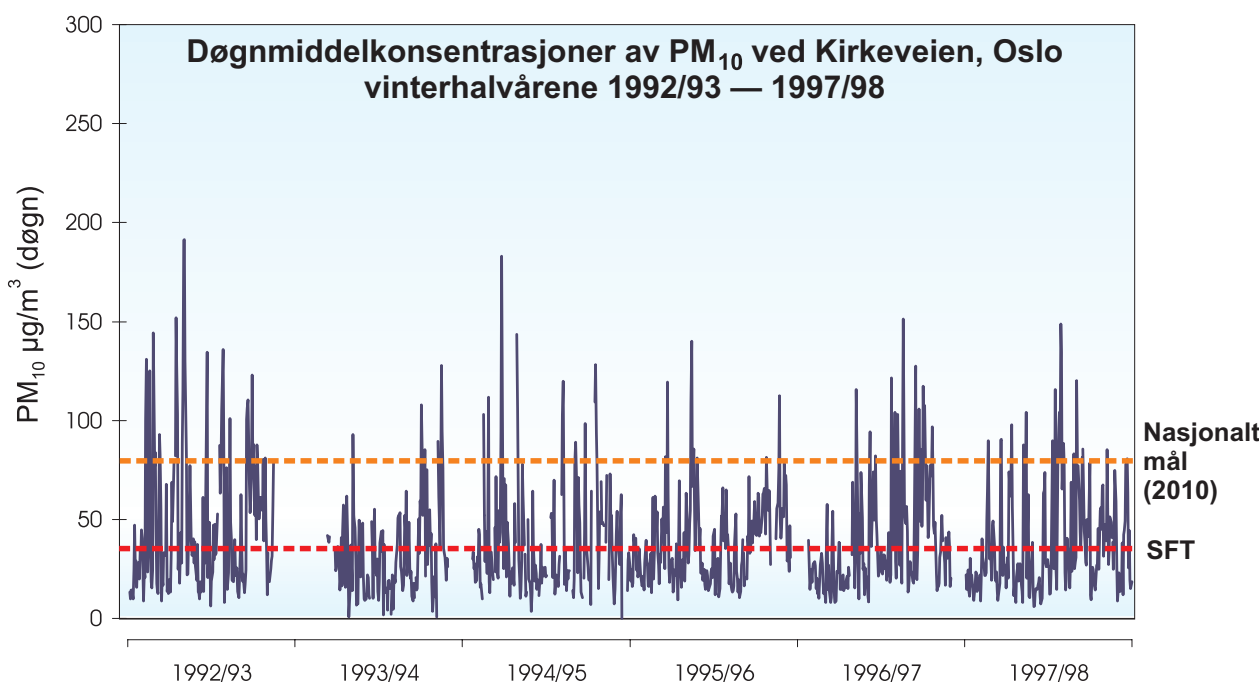
Solstråling er nødvendig for at reaksjonene skal komme i gang.

Den fotokjemiske aktiviteten avtar ved solnedgang eller hvis tilførselen av nitrogenoksider eller organiske stoffer opphører. 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.

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.

7.5 Svevestøv

Sett i forhold til grenseverdier og nasjonale mål er PM_{10} (svevestøv) det største luftforurensningsproblemet i byene (Larssen og Hagen 1998) (Fig. 4). PM_{10} er partikler med aerodynamisk diameter under $10\ \mu\text{m}$ (mikrometer), og kan pustes inn i de øvre luftveiene. $PM_{2,5}$ har aerodynamisk diameter under $2,5\ \mu\text{m}$. Disse kan følge med luftstrømmen helt ned i lungene. Avhengig av værforhold og hvor man oppholder seg, er det ulike kilder som dominerer. Hovedkilden, spesielt ved veiene, er piggdekkens slitasje av veidekket og oppvirvling av dette støvet fra veibanen i perioder med bar og tørr vei vinterstid. Bileksosen bidrar, og vedfyring betyr mye, spesielt på kalde dager. Veistøv gir mest grovstøv (PM_{10}), men også noe $PM_{2,5}$. Eksospartikler og vedfyring gir mest finstøv ($PM_{2,5}$). I tillegg er langtransporterte partikler fra kontinentet ikke ubetydelig, særlig for $PM_{2,5}$. PM_{10} kan bli svært høy på dager med tørr veibane. $PM_{2,5}$ -nivået er da mye lavere, men veistøvet kan likevel gi et stort bidrag til $PM_{2,5}$. Noen ganger er $PM_{2,5}$ også ganske høyt, og omtrent lik PM_{10} . Det er på dager med dårlig spredning og fuktig vei, når vedfyring og eksos er viktigst.



Figur 4. Tidsrekker for PM_{10} (døgnmiddel) ved Kirkeveien i Oslo (gatestasjon) viser store variasjoner i konsentrasjonsnivå og mange overskridelser av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium (Larssen og Hagen 1998).

7.6 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 veier. 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.

7.7 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.

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.

Aromatiske stoffer, særlig benzen og toluen, og *aldehyder*, særlig metanal (formaldehyd), 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).

7.8 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.

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

Virksomhet

Biltrafikk
 Avfallsplasser og kloakkrenseanlegg
 Fiskeforedling
 Celluloseproduksjon
 Plastproduksjon
 Maling- og limproduksjon

Viktige luktforbindinger

Aromater, aldehyder
 S- og N-alkaner
 Aminer, amider
 Sulfider, merkaptaner, organiske stoffer
 Styren m.fl.
 Diverse organiske stoffer

7.9 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 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. Hydrogenkloridutslippet er viktig for dimensjonering av skorsteinshøyde ved avfallsforbrenning.

Fluorider slippes ut fra aluminiumverk, og i mindre grad fra forbrenning av kull og avfall.

Polyklorerte dioksiner og furaner (ofte bare kalt 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.

7.10 Metaller

Metaller slippes ut fra smelteverk og anlegg for forbrenning av kull, tungolje og avfall. 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. Konsentrasjonene av bly i luft er redusert vesentlig. Dette skyldes gradvis reduksjon i blytilsetningen i bensin. Alle nye bensindrevne personbiler må ha katalysator (og blyfri bensin) fra og med modellåret 1989. I dag selges det ikke blyholdig bensin i Norge, og blynivået i byluft er nå redusert med mer enn 90% siden 1992 (Larssen og Hagen 1998). Norge får også tilført metaller fra andre land gjennom atmosfærisk langtransport; fra Storbritannia og kontinentet til Sørlandet, Østlandet og Vestlandet og fra Russland til Øst-Finnmark. 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 både Norge og 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 enkelte steder er uegnet som menneskeføde.

Visse mose- og lavararter samler opp metaller som tilføres med luft- og nedbør, og gir derved grunnlag for en relativt enkel kartlegging av avsetningen.

8 Effekter av luftforurensninger

8.1 Helse

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.

Svoveldioksid og partikler er deler av den alminnelige luftforurensningen i byer og tettsteder. SO_2 er lettløselig 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 .

Tabell 8: Virkninger av luftforurensninger på helse (Larssen og Hagen, 1998).

Helsevirkninger	
Nitrogendioksid (NO ₂)	Nedsatt lungefunksjon hos bronkittpasienter og astmatikere. Økt forekomst av respirasjonssykdommer, luftveisinfeksjoner og bronkitt.
Svoveldioksid (SO ₂)	Økt luftveismotstand, særlig hos astmatikere.
Svevestøv (PM _{2,5} og PM ₁₀)	Nedsatt lungefunksjon, økt frekvens av astma, forverret bronkitt, kronisk lungesykdom, økt sykkelighet hos barn.
SO ₂ i kombinasjon med svevestøv	Nedsatt lungefunksjon, økt sykkelighet, økt dødelighet, økt frekvens av luftveissykdommer.
Ozon (O ₃)	Redusert lungefunksjon, redusert fysisk aktivitet, astmaanfall, brystplager, hoste, irritasjon av slimhinner.
Karbonmonoksid (CO)	Forbinder seg med hemoglobinet i blodet til karboksyhemo-globin (COHb) og red. Opptaket av oksygen ⇒ nedsatt konsentrasjonsevne. Fostre og personer med hjerte- og kar-lidelser utsatte.
PAH	Kreftfremkallende
Dioxiner	Kreftfremkallende
Tungmetaller	Kreftfremkallende
Benzen	Benzen har virkninger på det genetiske materialet selv ved relativt lave eksponeringsnivåer og kan forårsake ondartet sykdom (leukemi). Sjansen for dette er imidlertid svært liten.

8.2 Vegetasjon

8.2.1 SO_2

Svoveldioksid 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 utryddet i mange kilometers avstand fra utslippene. Skogstrær, særlig bartrær, er utsatt. Også i Norge er SO_2 -skader på vegetasjon registrert, men i mye mindre omfang. Pga den generelle nedgangen i utslipp av SO_2 i Europa i de senere år, er skadene nå i hovedsak lokalisert nær kildene.

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 plantenes 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 dem som fører til akutt skade, er det påvist negative virkninger av SO_2 . Dette 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.

8.2.2 NO_x

Nitrogenoksid 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.

8.2.3 Ozon

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.

8.2.4 *Fluorider*

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.

8.3 Materialer

8.3.1 *SO₂*

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 (våttime). 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 malingstyper, bl.a. linoljemaling.

8.3.2 *Ozon*

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.

8.3.3 *Hydrogenklorid*

Hydrogenklorid (HCl) er svært korrosivt.

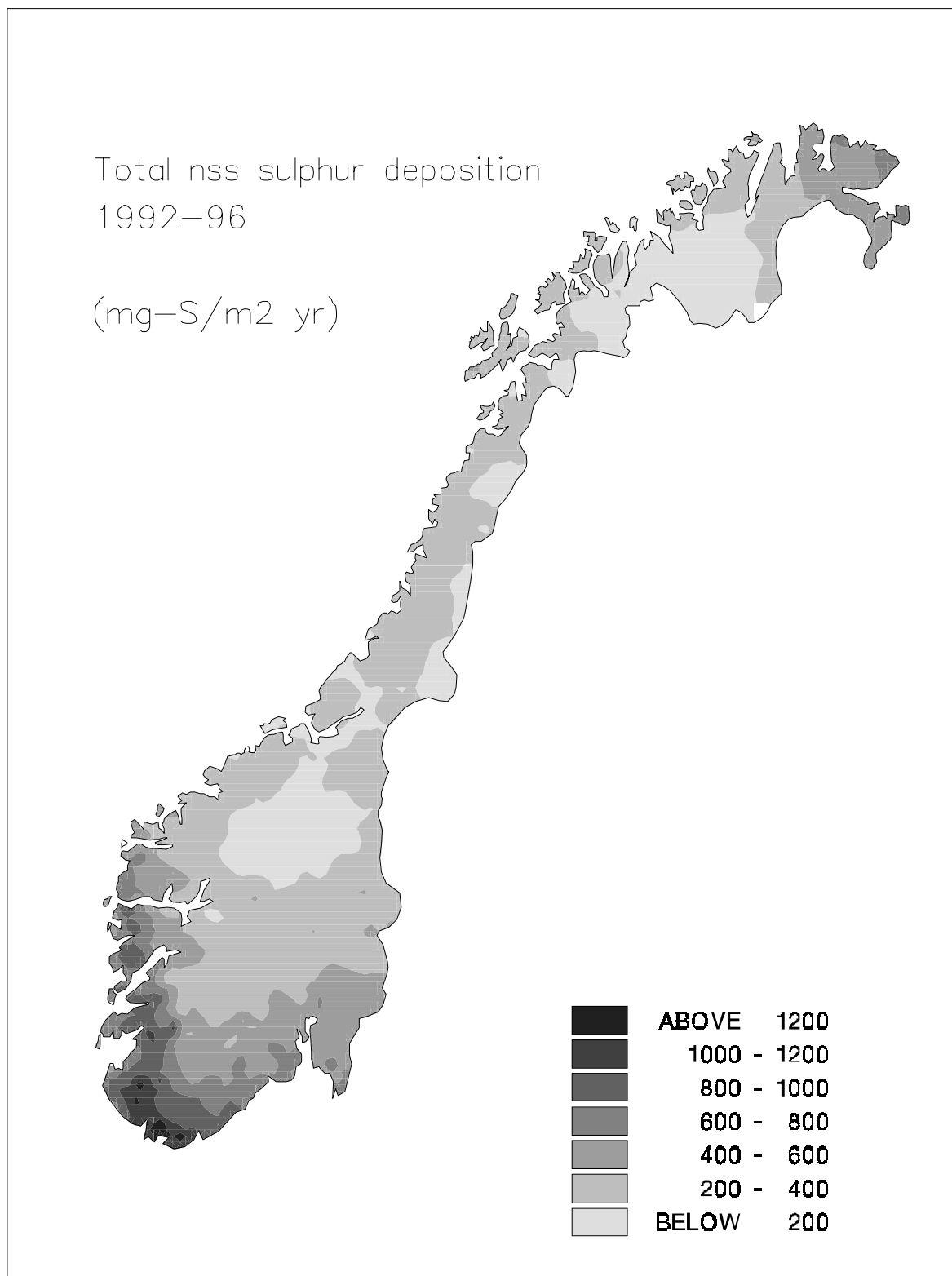
8.4 Sur nedbør

Med sur nedbør menes ofte tilførsel av forurensninger med nedbøren som virker forsurende (dvs. øker konsentrasjonen av hydrogenioner) i naturen. Da luftforurensninger også kan avsettes direkte som gasser eller partikler tas disse normalt med i begrepet sur nedbør. Den totale avsetningen beskrives derfor som summen av hhv. våt- og tørravsetning.

Det er i første rekke svoveldioksid (SO₂) og nitrogenoksider (NO_x=NO + NO₂) som er de viktigste forsurende komponentene. I tillegg vil ammoniakk og ammonium (NH_x) kunne virke forsurende gjennom ulike prosesser i jord og vann. Fig. 5 viser avsetningen av svovel i Norge for perioden 1992-1996.

Tilførselen av svovel og nitrogen er derfor mest benyttet ved kartlegging av tilførsler av forsurende komponenter. På den annen side vil andre komponenter redusere den skadelige effekten av forsurende komponenter. Disse kalles gjerne basekationer og er først og fremst grunnstoffene kalsium, magnesium og kalium. Basekationer stammer i hovedsak fra forbrenningsprosesser og sementindustri eller fra naturlig kilder (jordstøv).

Da pH påvirkes av både sure og basiske (alkaliske) forbindelser, gir pH verdien ingen god informasjon om forurensningsgraden av nedbøren. Av den grunn bestemmes normalt alle hovedkomponenter i prøven. Disse er sulfat (SO_4^{--}), nitrat (NO_3^-), klorid (Cl^-), natrium (Na^+), kalium (K^+), kalsium (Ca^{++}), magnesium (Mg^{++}), ammonium (NH_4^+) og sterk syre (H^+).



Figur 5: Avsetningen av svovel i Norge for perioden 1992-1996 (Tørseth og Semb, 1998).

8.5 Bioakkumulering av miljøgifter

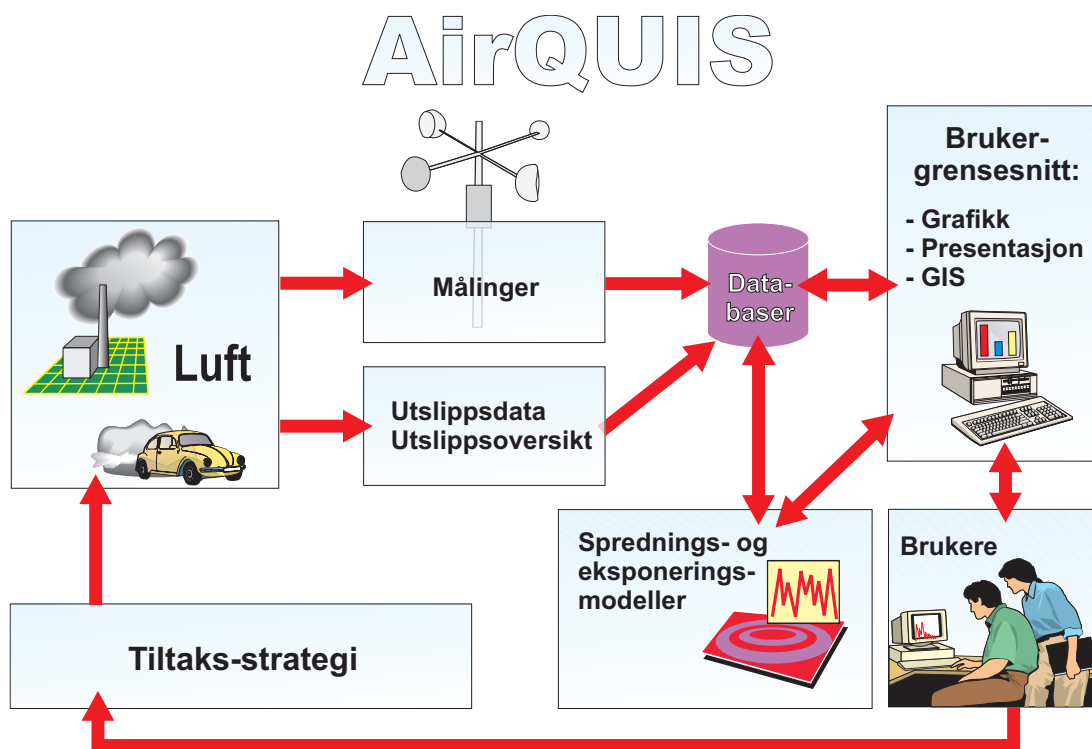
Tungmetaller, PCBer, HCB, PAHer og dioksiner er høytoksiske stoffer med meget lang nedbrytningstid som oppkonsentreres i økosystemer ved at de anrikes i fett hos dyr og mennesker.

9 Overvåkning og varsling av luftforurensninger

Til ganske nylig har Norsk institutt for luftforskning vært ansvarlig for overvåkning av luftforurensninger i norske byer og tettsteder. Kommunene har imidlertid tatt over ansvaret for dette nå. Måleresultatene legges ut på internet-sider etter bare få timer. Dette gir videre grunnlag for varsling av luftforurensningen for kommende døgn. Kravene i EUs kommende nye direktiver vil sannsynligvis medføre en øking i denne overvåkingen, med virkning fra 2000.

I tillegg til målinger, gjennomfører NILU på oppdrag fra Statens forurensnings-tilsyn beregning av befolkningens eksponering i Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen. Dette gir et mye mer fullstendig bilde av situasjonen i byene og utfyller informasjonen fra målingene.

NILUs moderne programvare for overvåking, beregning og informasjon om luftkvalitet, AirQUIS-systemet, er pr. høsten 1998 i bruk i Oslo og Drammen (Fig. 6). Dette gir kommunene et verktøy for å vise, informere om, beregne og varsle luftkvaliteten effektivt, samtidig som det også er et verktøy for effektiv planlegging av tiltak for å forbedre den.



Figur 6: AirQUIS: Skissemessig oversikt over metoder og sammenknytning av disse i systemet, og hvordan det gir grunnlag for å velge tiltaksstrategier.

10 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. Bruken av disse stoffene er nå forbudt i henhold til Montreal-protokollen.

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. Haloner er ca 50 ganger mer effektiv til å bryte ned ozon enn KFK. Disse stoffene er også forbudte.

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 klor.

Halokarboner har lang oppholdstid i atmosfæren, jfr. s. 12. Transporten er langsam fra jordoverflaten til stratosfæren, der ozonmolekyler brytes ned. Dagens utslipp vil derfor få virkning langt inn i framtida.

Gjennom 80 og 90-tallet er det observert en sterk reduksjon av ozonlaget over Anrarktis i vårmånedene august-oktober. Reduksjonen har noen år vært 70%. Forskningsresultater viser med stor sikkerhet at ozonnedbrytningen i Antarktis skyldes KFK og haloner. Også i Arktis har det på 90-tallet vært observert tildels betydelig reduksjon i ozonlaget. Dette er bekymringsfullt på grunn av den store befolkningstettheten på den nordlige halvkule.

Det er stadig (1999) stor forskningsaktivitet omkring halokarboner og endringer av ozonlaget i stratosfæren. Norge deltar i internasjonalt samarbeid for å eliminere bruken av halokarboner.

11 Klimaeffekter

Karbondioksid utgjør bare en liten del av atmosfæren, ca 365 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 og ozon er CO₂ en viktig årsak til "drivhuseffekten", dvs. oppvarming i den nedre del av atmosfæren (Fig. 7). 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.

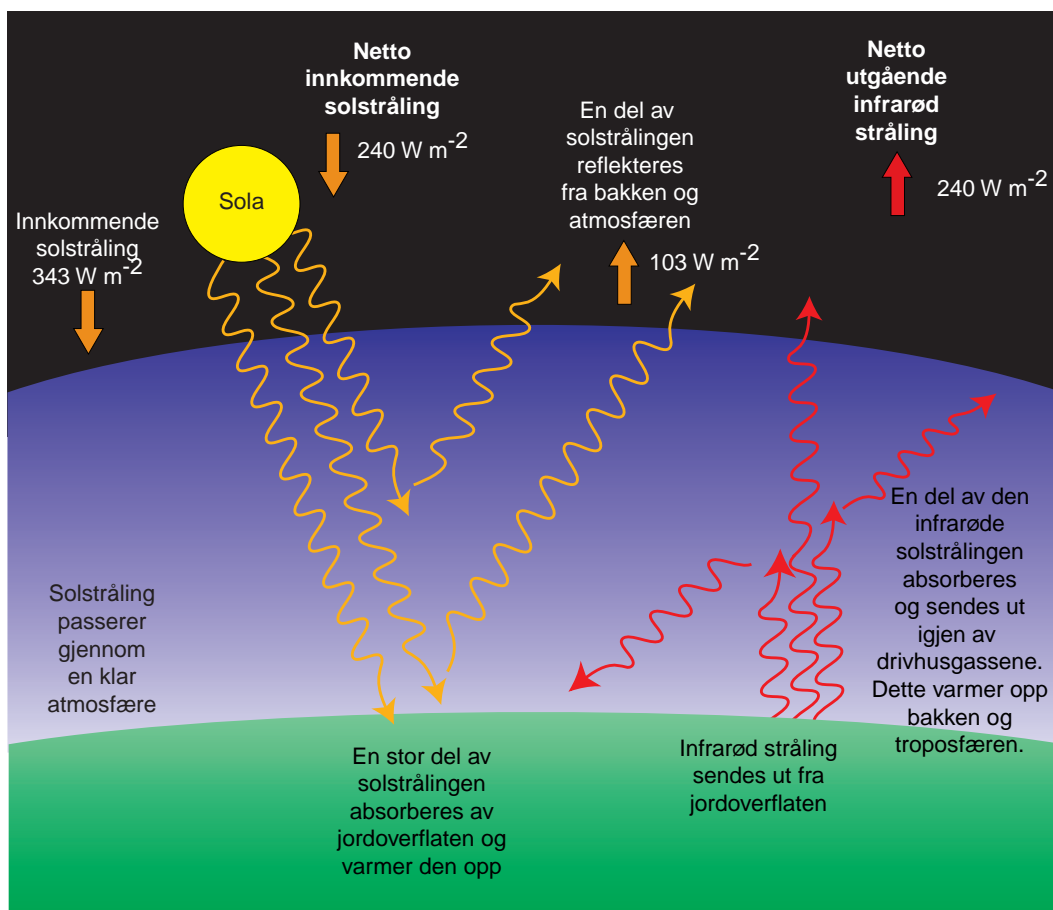


Fig. 7: Den årlige midlede globale strålingsbalansen for jord-atmosfære-systemet (Braathen 2000)

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 konsentrasjonene økte med ca 0.9 ppm pr. år i 1960-åra, med ca 1.4 ppm pr år i 1980-åra, og 1.5 ppm i 1990-åra.

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 påvirker reduksjon av ozonlaget i stratosfæren temperaturen i troposfæren.

Ser vi på jordkloden under ett er det liten tvil om at det har foregått en temperaturøkning i løpet av de siste hundre år. Økningen er på mellom 0.4 og 0.8°C siden 1860 (IPCC, 1995).

Nedbøren på midle og høye breddegrader har økt på den nordlige halvkule, og ørekenområdene på lave breddegrader har økt i utstrekning (IPCC, 1995).

Hvis vi kobler vår kunnskap om kjemiske prosesser i atmosfæren med data for hvordan luftmassene beveger seg, får vi en såkalt kjemisk transportmodell. De

mest avanserte av disse er de tredimensjonale kjemiske transportmodellene. Disse beveger seg både horisontalt og vertikalt. Med en tredimensjonal modell kan man sammenlikne beregningene med observasjoner utført på de enkelte målesteder (Braathen 2000). Disse numeriske klimamodellene er det eneste redskap forskerne har til å simulere fortidas, dagens og framtidens klima. Klimamodellene har gjennomgått en rivende utvikling, i dag inneholder de bl.a. flere prosesser og bedre oppløsning enn tidligere utgaver. De største usikkerhetene forbundet med modellering av framtidens klima er trolig relatert til skyer og innvirkning av stråling på skyene (IPCC, 1995).

Modellene viser at ei dobling av CO₂ i konsentrasjonen i atmosfæren vil gi ei temperaturøkning på mellom 1.5 og 4.5°C. Landområder vil påvirkes av klimaendringer før havområder. Hvis utslippene reduseres vil det ta lang tid før dette får noen positiv effekt da drivhusgassene har svært lang oppholdstid i atmosfæren og det tar lang tid å endre temperaturen i havet. Temperaturen vil øke mellom 1°C og 5°C for perioden 1990-2100. 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 polarområdene kan begynne å smelte, mens ørkenområdene på lave breddegrader kan øke i utstrekning (IPCC, 1995).

12 Lokal Agenda 21

12.1 Bakgrunn

Agenda 21 er en handlingsplan for miljø og utvikling som ble vedtatt ved FNs konferanse om miljø og utvikling i Rio, 1992. Agenda 21 oppfordrer alle kommuner i alle land til å gå sammen med næringslivet, lokale organisasjoner og innbyggere om å utvikle en Lokal Agenda 21. Direktiver, forskrifter, retningslinjer og normer får betydning for lokale myndigheters arbeid med luftkvaliteten, mens Lokal Agenda 21 definerer prosessen.

12.2 Fem veivisere

Kommunenes Sentralforbund, Stiftelsen Idébanken og Vennskap Nord/Sør har foreslått fem enkle "veivisere" for Lokal Agenda 21-arbeid (<http://www.agenda21.no>)

- Gjennom Lokal Agenda 21 må lokalsamfunnet ta et globalt ansvar.
- Prosessen må ha et langsiktig tidsperspektiv.
- Det trengs en helhetlig og tverrsektoriell tilnærming.
- Det må sikres et "nedenfra-og-opp-perspektiv", med bred medvirkning fra innbyggerne.
- Økt kunnskap om miljø- og utviklingsproblemene og mulige løsninger på dem, er en forutsetning for å lykkes.

12.3 Fire oppdrag til kommunen

Det er et fire-delt oppdrag verdenssamfunnet gjennom Brasil-konferansen har gitt kommunene og deres innbyggere (<http://www.agenda21.no>)

- For det første skal kommunen invitere alle grupper i lokalsamfunnet til dialog - om utfordringene, om visjonene for den bærekraftige framtida og om veien dit.
- For det andre skal disse gruppene - deriblant myndigheter, næringsliv og frivillige organisasjoner - sammen utvikle en handlingsplan. Det vil si å sette opp delmål på veien, å beskrive nødvendige tiltak og fordele ansvaret for dem.
- For det tredje skal de enkelte lokalsamfunn gjennomføre tiltak - noe som for øvrig ikke trenger å vente på en ferdig handlingsplan.
- For det fjerde skal man utveksle informasjon og erfaringer med andre lokalsamfunn, både nasjonalt og internasjonalt. Lokal Agenda 21 er både en lokal og en verdensomspennende prosess. Midtveis i år 2000 var mer enn 3 000 lokalsamfunn i gang med Lokal Agenda 21-arbeid.

13 Referanser

- Braathen, G.O.(red.) (2000) Norsk klima- og ozonforskning. De første 10 år. Sluttrapport fra Forskningsprogram om klima – og ozonspørsmål (1989-1998). Kjeller (NILU OR 29/2000).
- EMEP (1998) Transboundary acidifying air pollution in Europe. Part 1: Estimated dispersion of acidifying and eutrophying components and comparisons with observations. EMEP/MSC-W Status Report 1998. Oslo, Norwegian Meteorological Institute (EMEP/MSC-W Report 1/98).
- Larssen, S. og Hagen, L.O. (1998). Luftkvaliteten i norske byer. Utvikling, årsaker, tiltak, framtid. Kjeller (NILU OR 69/98).
- Schjoldager, J. (1994) Luftforurensning: Utslipp, spredning, avsetning og virkninger. Reviderte forelesningsnotater. Kjeller (NILU TR 10/94).
- SFT (1992) Virkninger av luftforurensning på helse og miljø - Anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT rapport 92:16).
- SFT (1998) Veiledning til forskrift om grenseverdier for lokal luftforurensning og støy. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT veiledning 98:03).
- Tørseth, K., Berg, T., Hanssen, J.E. and Manø, S. (1999) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør: Atmosfærisk tilførsel 1998. Kjeller (NILU OR 27/99).
- Tørseth K. and Semb A. (1998) Deposition of nitrogen and other major inorganic components in Norway, 1992-1996. *Environ. Pollut.* 102, suppl. 1, 299-304.

Generell litteratur

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

Seinfeld, J.H. and Pandis, S.N. (1998) Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. 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)

Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE TEKNISK RAPPORT	RAPPORT NR. TR 11/2000	ISBN 82-425-1198-5 ISSN 0807-7185	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 40	PRIS NOK 60,-
TITTEL Luftforurensninger: Kilder, spredning, avsetning og effekter		PROSJEKTLEDER Torunn Berg	
		NILU PROSJEKT NR. Q-8235	
FORFATTER(E) Torunn Berg og Kjetil Tørseth		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKSGIVERS REF.	
OPPDRAKSGIVER(E) NILU, Postboks 100, NO-2027 KJELLER NTNU, 7491 TRONDHEIM			
STIKKORD Luftforurensning	Forekomst	Virkninger	
REFERAT Rapporten er utarbeidet for forelesninger i luftforurensning på universiteter og høyskoler			
TITLE Air pollutants: Sources, Transport and Effects,			
ABSTRACT The following report is a collection of lecture notes on air pollutants. Sources, transport and Effects are discussed.			

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