Marginale miljøkostnader ved luftforurensning

Skadekostnader og tiltakskostnader

En oppsummeringsrapport av resultater fra
SFTs LEVE-prosjekt (*L*uftforurensninger - *E*ffekter og *Ve*rdier) og
SFTs tiltaksanalyser for klimagasser, NO_x, SO_2, nmVOC og NH_3

TA-2100/2005
ISBN 82-7655-259-5

Forord

I denne rapporten drøftes og foreslås marginale miljøkostnader knyttet til luftforurensninger. Rapporten er en oppsummering av resultater fra tidligere SFT-prosjekter. LEVE-prosjektet (Luftforurensninger - effekter og verdier) har estimert skadekostnader av utslipp av partikler (PM_{10}), NO_x og SO_2. Tiltaksanalyser for reduksjon av klimagasser, NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC, har beregnet marginal kostnadene knyttet til å oppnå internasjonale miljøpolitiske målsetninger.

LEVE-prosjektet (Luftforurensninger - effekter og verdier) ble startet opp i 1994 med utgangspunkt i behovet for å øke den kvantitative kunnskapen om effekter forårsaket av luftforurensninger og kostnadene forbundet med dem. Hovedformålet med prosjektet har vært å kvantifisere helse- og miljøeffekter forårsaket av luftforurensninger ved bruk av effektkjedemetodikken (skadekostnader), samt å utvikle et rasjonelt verktøy for beregning av samfunnsøkonomiske virkninger av utslipp til luft.

Kort oppsummert har dette innebåret å:

- Sammenstille og etablere det naturvitenskapelige grunnlaget for å fysisk kvantifisere de ulike skadene
- Forbedre prissettingen/verdsettingen av fellesgoder som påvirkes av utslipp til luft.
- Estimere helse- og miljøkostnader som en kostnad per utslippsenhet av den enkelte komponent, avhengig av geografisk plassering.

Det foreligger i alt 6 rapporter med bidrag fra forskningsinstitusjonene NILU, NIVA, SSB, Folkehelseinstituttet, DNMI og Særheim forskningsstasjon, samt konsulent- og rådgivningsfirmaene ENCO, Civitas, Cricket og Norgit.

Delstudiene som er sammenfattet og til dels videreutviklet i denne rapporten er:

- Materialkostnader på bygninger og biler i Norge (SFT-rapport 97:09)
- Materialkorrosjon med vekt på dose-responssammenhenger (SFT-rapport 95:22)
- Effekter av sur nedbør på fiskebestander (SFT-rapport 96:01)
- Effekter på avlinger, skog og annen vegetasjon (SFT-rapport 95:21)
- Betalingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring (SFT-rapport 97:14)
- Helseeffekter og samfunnsøkonomiske kostnader av luftforurensning (SFT-rapport 1718/2000)

Det vært nødvendig å sammenstille informasjon fra tidligere delprosjekter med nyere informasjon for å få et håndterbart materiale. Dette gjelder i hovedsak effekter på helse og forsuring (SSB, mai 2002: Tiltaksanalyse for SO_2. SFT rapport 1814/2001). SFT har gjennom flere år utført en rekke tiltaksanalyser og revisjoner av disse med hensyn på reduksjon av utslipp av klimagasser, NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC.

Detaljer om grunnlaget og drøfting av usikkerhet finnes i følgende rapporter som tidligere er publisert:

- Reduksjon i forbruk av HFK. Tiltak og kostnader. SFT-rapport 97/32.
- Tiltak for reduksjon av nmVOC-utslipp i Norge. Beregninger av kostnader. SFT-rapport 97/11.
- Measures for Reducing nmVOC Emissions in Norway – Cost Estimates. SFT-report 98/07.
- Reduksjon av NO_x–utslipp i Norge. Tiltaksanalyse for målåret 2010. SFT-rapport 99/13.
- Reduksjon av utslipp av ammoniakk i Norge. SFT-rapport 99/10
- Reduksjon av klimagassutslipp i Norge. En tiltaksanalyse for 2010. SFT-rapport 1708/2000.
- Reduksjon av SO_2–utsleppa i Norge. Ein tiltaksanalyse for 2010. SFT-rapport 1814/2001.

I mai 2004 ble det arrangert et eget fagseminar med inviterte eksperter fra forskningsmiljøene NLH, SSB, Folkehelsa, UiO, Econ, Civitas, TØI, departementer og fagdirektorater. Seminaret var et ledd i en bred vurdering av metodikk, usikkerhet, resultater og anvendelse av resultatene. Deltagerliste og en kort oppsummering fra seminaret følger som vedlegg.

SFT har i tillegg innhentet konkrete vurderinger fra Folkehelsa, NIVA, SSB og Civitas. Rapporten er redigert og i hovedsak ført i pennen av Eivind Selvig, Civitas.

SFT, Oslo, april 2005

Ingrid Bjotveit
Direktør i næringslivsavdelingen

Innhold

Sammendrag **6**
Skadekostnader 6
Implisitt verdsetting - tiltakskostnader 7
Resultater og anbefalinger 7

1. Formål, bakgrunn og avgrensning **11**
1.1 Formål 11
1.2 Bakgrunn 11
1.3 Avgrensning - Marginal skadekostnad og marginale tiltakskostnad 13

Del 1: LEVE-prosjektet og marginale helse- og miljøskadekostnader **14**

2. Effekter inkludert i LEVE-prosjektet **14**

3. Metodikk **16**

4. Verdsetting av miljø- og helseskader **19**

5. Verdsetting av risiko for død – et statistisk liv **22**
5.1 Oppsummering 24

6. Ny kunnskap om belastning og effekter **25**

7. Usikkerhet **27**

8. Resultater **29**
8.1 Marginale skadekostnader av partikkelutslipp (PM_{10}). 30
8.2 Marginale skadekostnader av nitrogenoksider (NO_x regnet som NO_2) 32
8.3 Marginale skadekostnader av svoveldioksid (SO_2) 33
8.4 Marginale skadekostnader av ammoniakk (NH_3) 35

Del 2: Implisitt verdsetting av klimagasser, NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC **36**

9. Klimagasser **36**
9.1 Internasjonale tiltakskostnader og kvotepris 36
9.2 Nasjonale tiltakskostnader 36
9.3 Andre vedtatte virkemidler 38
9.4 Oppsummering 39

10. NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC **40**
10.1 Nitrogenoksider (NO_x) 40
10.2 Svoveldioksid (SO_2) 42
10.3 Flyktige organiske forbindelser (nmVOC) 43
10.4 Ammoniakk (NH_3) 43
10.5 Oppsummering 44

11. Implisitt verdsetting versus bruk av skadekostnader **45**

12. Anbefalinger for videre arbeid **47**

13. Referanser 48

Vedlegg 1: Datagrunnlag for de enkelte effektområdene - skadefunksjonsmetoden 52

A. Helseeffekter 52
Datagrunnlag 52
Fysiske helseeffekter av luftforurensning 52
Terskler 53
Kostnader ved helseskader 54

B. Materialskader 56
Datagrunnlag 56
Fysiske skader på materialer 56
Kostnader ved materialskader 59

C. Forsuring 61
Datagrunnlag 61
Tålegrenser for sur nedbør 61
Kostnader ved sur nedbør 61
Beregninger 63

Vedlegg 2: Globalt oppvarmingspotensial 66

Vedlegg 3 - Miniseminar om verdsetting av luftforurensning, 25. mai 2004 67

Sammendrag

Rapporten omhandler og angir anbefalte estimater for marginale miljøkostnader for luftforurensinger, og er en sammenfatning av resultatene fra SFTs LEVE-prosjekt om skadekostnader (del 1) og bruk av tiltaksanalyser som implisitt verdsetting av utslipp av CO_2 (klimagasser), NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC (del 2). Alle estimater er angitt som NOK-2004 per kg eller tonn utslipp.

Skadekostnader
I LEVE-prosjektet er effektkjedemetodikken eller skadefunksjonsmetodikken anvendt til å kvantifisere noen helse- og miljøskader forårsaket av ulike luftforurensninger.

Verdsetting basert på kunnskap om den fysiske sammenheng mellom utslipp, belasting og effekter (den såkalte skadekostnadsmetoden) egner seg ikke for verdsetting av alle luftforurensningsproblemer. Dette gjelder bl.a. verdsetting av enkelte globale miljøproblemer, slik som klimaendringer og reduksjon i biologisk mangfold. Her vil ofte kunnskapen om sammenhengen mellom utslipp og virkninger være usikker. Videre vil det være store regionale forskjeller i miljøvirkningene og de negative virkningene vil først og fremst berøre framtidige generasjoner.

Det er gjort enkelte spredte forsøk på å verdsette skader av klimaendringer, bl.a. ble slike anslag presentert i FNs klimapanels (IPCC) andre hovedrapport (fra 1995). Disse anslagene har i ettertid blitt kraftig kritisert bl.a. fordi de ikke reflekterer framtidige generasjoners betalingsvillighet og at virkninger i utviklingsland ble lavere verdsatt enn virkninger i industriland, der betalingsvilligheten for miljøforbedringer er større. IPCC valgte derfor ikke å oppdatere slike beregninger i sin siste hovedrapport fra 2001.

Det har videre også vist seg vanskelig å verdsette alle miljøforbedringene av å oppfylle Göteborg-protokollens krav om utslippsreduksjoner for NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC. I LEVE-prosjektet er noen av disse miljøforbedringene forsøkt verdsatt, for eksempel virkningene på fiskepopulasjoner i Norge av reduserte norske utslipp. Derimot er det en rekke virkninger på andre miljøproblemer i Norge og virkninger av norske utslipp i andre land som man ikke har klart å verdsette. På samme måte som for klimaendringer vil det være svært vanskelig å verdsette en rekke av disse miljøforbedringene, fordi kunnskapen om sammenhengene mellom utslipp og effekt ikke er fullstendig.

Marginale skadekostnader er uavhengig av det totale belastningsnivået hvis dose-repsons funksjonene er lineære. Det er imidlertid lite trolig at funksjonene er lineære helt ned mot null eller opp mot svært høye belastninger. Ved store endringer i forhold til ”dagens” belastningssituasjoner er det rimelig å anta at de marginale skadekostnadene endrer seg. Det finnes imidlertid ikke dokumentasjon på dette, verken hvordan funksjonene forløper når belastningen går mot null eller mot uendelig store verdier eller ved hvilke belastningsnivåer de eventuelt endrer helning og forløp.

I Norge er belastningene (luftkvalitet og avsetninger) på nivå med det som internasjonalt er rapportert i forbindelse med studiene som ligger til grunn for og har

foreslått dose-repsons funksjonene. Det er drøftet i LEVE-prosjektets delstudier hvilke funksjoner som er anvendbare for norske forhold. De valgte funksjonene anses som gyldige og de er antatt lineære for endringer rundt dagens belastningssituasjon i Norge. Usikkerheten i marginalkostnadene vil trolig øke hvis endringer i forurensningsbelastningene blir store i forhold til dagens nivåer. Det er ikke estimert hvor mye usikkerheten i estimatene vil øke og ved hvilke nivåer.

Implisitt verdsetting - tiltakskostnader
En alternativ tilnærming er å verdsette miljøforbedringene implisitt ved å ta utgangspunkt i relevante politiske beslutninger knyttet til de aktuelle miljøproblemene. Resonnementet er at politikere gjennom vedtak implisitt verdsetter klimaendringene eller miljøproblemer knyttet til langtransporterte luftforurensninger ved å akseptere tiltakskostnadene som følger av å undertegne miljøavtaler eller ved å vedta innføring av en miljøavgift, nasjonalt kvotesystem eller utslippskrav. Eksempler på slike målsetninger er ratifikasjon av internasjonale avtaler som for eksempel FNs LRTAP-konvensjon med den tilhørende Gøteborgprotokollen om reduksjon av langtransporterte grenseoverskridende luftforurensninger, og FNs klimakonvensjon med den tilhørende Kyotoprotokollen om klimagassreduksjoner.

Et metodisk problem er at politikernes beslutninger tas i skjæringspunktet mellom mange og til dels motstridende hensyn, slik at marginal akseptert tiltakskostnad gjenspeiler et kompromiss og ikke en ren miljøskadevurdering. Denne tilnærmingen gir uansett ikke samme grunnlag for å vurdere verdien av framtidige utslippsreduksjoner, men kan være et verktøy for å vurdere gjennomføring i etterkant.

Resultater og anbefalinger
De høyeste marginale kostnadene er knyttet til partikkelutslipp og helseeffekter. Hovedårsaken til dette er at partikkelutslipp medfører økt risiko for tap av liv og at et tapt liv er vesentlig høyere verdsatt enn andre helse- og miljøskader.
Det er i denne rapporten ikke foretatt beregninger av samlede skadekostnader for den totale forurensningsbelastningen i Norge. Årsaken er at det som nevnt ovenfor fremdeles er begrenset kjennskap til forløpet til dose-respons funksjonene når belastningene beveger seg ned mot bakgrunnsnivåene (mot null). I tillegg er det mange helse- og miljøeffekter som ikke er kvantifisert.

Gjennom LEVE-prosjektet ble enkelte skader ved utslipp av NO_x, SO_2 og nmVOC verdsatt direkte ved bruk av skadekostnadsmetoden. Disse verdsettingsestimatene kommer ikke som tillegg til de implisitte verdsettingsestimatene basert på tiltakskostnader, fordi tiltakskostnader gir uttrykk for en *samlet* verdsetting av miljøforbedringene eller forverringene ved utslippsendringer. Ved implisitt verdsetting tas det imidlertid hensyn til andre samfunnsmål gjennom den politiske prosessen som fastsetter ambisjonsnivåene, og verdsettingen vil derfor være de nedre estimatene for de marginale miljøkostnadene.

I mange situasjoner er skadekostnadene høyere enn verdsetting basert på tiltaks-kostnader. Det er for eksempel tilfelle for LEVE-prosjektets verdsetting av helseskader av NO_x og materialskader av SO_2. I slike tilfeller anbefales det at skadekostnadene anvendes som et øvre nivå for de marginale miljøkostnadene.

Hovedregelen i SFTs anbefaling er at tiltakskostnaden anvendes som nedre estimat og skadekostnaden som et øvre estimat der denne er høyere enn tiltakskostnadene. Rundt både nedre og øvre estimater vil det være usikkerhet. Det vises til kapitlene 5-10 i denne rapporten samt delutredningene for en nærmere drøfting av usikkerhet.

I tabellene S-1, S-2 og S-3 oppsummeres de marginale miljøkostnadene som anbefales anvendt i samfunnsøkonomiske beregninger. Resultatene bør anvendes med varsomhet.

Miljøkostnadene per utslippsenhet er geografisk differensiert der det er analyser som underbygger dette. Det er sannsynlig at det er variasjoner også utover det som her er vist, men per i dag foreligger det ikke studier som dokumenterer dette.

Resultatene vil bidra til å systematisere og få fram viktig informasjon i forbindelse med nytte-kostnadsanalyser, konsekvensutredninger og andre samfunnsøkonomiske analyser. I slike beregninger vil de kunne belyse hvilken miljønytte eller miljøkostnad det vil være forbundet med ulike aktiviteter og tiltak. Det understrekes at beregningene bør følges av gode beskrivelser av de fysiske sammenhengene og effektene, og hvis mulig kvantifiseringer av disse.

Et vesentlig spørsmål er hvor lenge (mange år fram i tid) de anbefalte marginale miljøkostnadene kan anvendes. Det er det ikke noe enkelt svar på. Det vil blant annet avhenge av om eller hvor raskt miljøbelastningene endres vesentlig fra dagens situasjon, eller om det defineres nye miljøpolitiske ambisjoner. Også andre forhold som nye teknologiske løsninger og industristrukturelle endringer kan redusere eller øke tiltakskostnadene innenfor gjeldende miljømål.

De marginale miljøkostnadene basert på tiltaksanalyser (implisitt verdsetting) er i prinsippet kun gyldig så lenge de norske utslippene er høyere enn de gjeldende miljøpolitiske målsetningene for utslippsreduksjoner. Det kan likevel argumenteres med at de kan defineres en langsiktig marginal tiltakskostnad for på lang sikt å holde utslippet på riktig nivå i henhold til de politiske målsetningene.

Endringer i de nevnte faktorene må vurderes i forhold til hvor langt fram i tid de anbefalte marginale miljøkostnadene kan anvendes. SFT tar sikte på å komme tilbake med oppdateringer og/eller kommentarer til disse forholdene ved jevne mellomrom og/eller når endringer i de nevnte faktorer medfører at dette er nødvendig.

De marginale miljøkostnadene per utslippsenhet kan anvendes til å beregne marginal miljøkostnad i forhold til en egnet aktivitetsparameter. Et eksempel er miljøkostnad per kilometer for ulike kjøretøy i ulike geografiske områder. Dette er ikke foretatt i denne rapporten, men er publisert på SFTs nettsted sft.no som egne vedlegg til rapporten.

Tabell S-1: *Miljøkostnader for PM10. Anbefalte estimater for marginale miljøkostnader definert ved helseskadekostnader forårsaket av norske utslipp. Angitt som kr/kg PM10 utslipp (NOK 2004)* [1].

	Vegtrafikk eksos		Vegtrafikk vegstøv		Andre kilder [2]	
	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv
- Oslo	1.600	5.500	1.000	19.600	1.200	5.300
- Drammen	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Stavanger [3]	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Bergen	1.500	3.800	700	12.200	600	2.800
- Trondheim	1.300	5.900	1.200	28.000	400	1.600
- Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere [4]	200	600	200	1.300	100	500

[1] To nivåer begrunnet i valg av metode for verdsetting av et dødsfall, dvs. verdien av et statistisk liv uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstanden før dødsfall, eller verdien av et statistisk liv fordelt på tapte leveår der det antas at det i gjennomsnitt går tapt 7 leveår.
[2] Først og fremst utslipp fra fyring med ved og olje
[3] Som Drammen (SFT 1718/2000)
[4] Om lag ¼ av Drammen og Stavanger (SFT 1718/2000)

Tabell S-2: *Miljøkostnader for NOx (regnet som NO2), SO2, NH3, nmVOC. Anbefalte estimater for marginale miljøkostnader definert ved helse-, forsurings- og materialskadekostnader forårsaket av norske utslipp. Angitt som kr/kg utslipp (NOK 2004)* [1].

	NO_x			SO_2		NH_3		nmVOC
	Alle kilder	Vei-trafikk	Andre kilder	Alle kilder		Alle kilder		Alle kilder
	Nedre	Øvre[1]	Øvre[1]	Nedre [2]	Øvre [1]	Nedre	Øvre [1]	
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	25			16		0	6,4	0
-Bergen	25	67		16	130			
-Stavanger				16	47			
Telemark, Vestfold, Akershus, Oslo, Østfold, Buskerud, Hedemark, Oppland og Sogn og Fjordane	25			15		0	0,3	0
-Oslo	25	86	45	15	108			
-Drammen	25	49		15	79			
-Halden				15	40			
-Bærum				15	91			
-Asker				15	63			
-Skien				15	87			
-Bamle				15	30			
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal	25			15		0	0,1	0
-Trondheim	25	120		15	21			
Nordland, Troms og Finnmark	25			15		0	0,01	0

[1] Øvre estimat er definert av skadekostnader (helseskader, materialkorrosjon eller forsuring). Verdier kun angitt der skadekostnadsestimatet er høyere enn tiltakskostnaden. Der skadekostnaden er lavere enn tiltakskostnaden er det ikke angitt noe øvre nivå. Se kapittel 8 for beregnede skadekostnad for de ulike områdene.
[2] På Sør-Vestlandet er nedre estimat for SO_2 definert av skadekostnaden for forsuring.

Tabell S-3: *Marginale miljøkostnader for ulike klimagasser. Anbefalte estimater. Angitt som kr/kg eller tonn utslipp (NOK 2004).*

Klimagass	**Marginalkostnad**	
CO_2	200	kr per tonn
CH_4	4 200	kr per tonn
N_2O	62 000	kr per tonn
CF_4	1 300	kr per kg
C_2F_6	1 840	kr per kg
SF_6	4 780	kr per kg
HFK-134a	260	kr per kg

1. Formål, bakgrunn og avgrensning

1.1 Formål

Rapporten tar for seg en del effekter av norske utslipp på helse- og miljø (materialskader, forsuring, klimavirkninger) og gir estimater for marginale helse- og miljøkostnader. Det gis ikke beregninger av de samlede kostnadene ved luftforurensning i Norge.

Luftforurensningene som behandles er partikler (PM_{10}), nitrogenoksider (NO_2 og NO_x), svoveldioksid (SO_2), flyktige organiske forbindelser (nmVOC), ammonium (NH_3) og klimagasser (CO_2, CH_4, N_2O, CF_6, C_2F_6, SF_6 og HFK-134a).

Formålet med denne oppsummeringsrapporten er å:

- samle de viktigste resultatene fra LEVE-prosjektet og tiltaksanalyser
- foreta noen enklere oppdateringer/justeringer av resultatene
- gjøre resultatene lettere tilgjengelige for eksterne brukere
- samle resultater fra ulike tiltaksanalyser som en implisitt verdsetting av miljøgoder/skader
- gi anbefaling om hvordan resultatene kan anvendes og hvilke begrensninger de har

Målgruppen for rapporten er saksbehandlere i SFT og andre offentlige virksomheter, rådgivende konsulenter og andre som foretar samfunnsøkonomiske beregninger av luftforurensning.

1.2 Bakgrunn

Mange aktiviteter i dagens samfunn medfører utslipp av ulike gasser til lufta vi omgir oss med. Ved for høye konsentrasjoner i luft som pustes inn, avsetninger på materialer, jord eller vann, forårsaker flere av disse gassene uønskede virkninger på helse og miljø. Eksempler på aktiviteter med denne typen eksterne effekter er transport, oppvarming av boliger og kontorer, industriproduksjon og søppelforbrenning.

Med eksterne virkninger menes effekter av økonomisk aktivitet som rammer andre enn aktøren som står for aktiviteten, og som aktøren selv ikke uten videre tar hensyn til. Virkningen er slik at den ikke kan unngås uten at det krever ressurser.
For å gjøre samfunnsøkonomiske beregninger mest mulig fullstendig er det nødvendig at slike eksterne helse- og miljøeffekter beskrives, helst også kvantifiseres, og der det er mulig verdsettes i kroner. Det skal ikke være slik at effekter som mangler "prislapp" skal falle ut av analysen. Spørsmålet om verdsetting eller ikke er et spørsmål om hvordan en på mest hensiktsmessige måte kan formidle effekten og dens betydning til beslutningstakerne.

Samfunnsøkonomiske beregninger brukes i dag som viktig beslutningsstøtte ved utforming av den praktiske politikken og i forvaltningen. Slike beregninger forsøker

å frambringe alle kostnadene og nytteeffektene ved både produksjons- og forbruks-aktiviteter. Samfunnsøkonomi dreier seg om hvordan man i et samfunn mest mulig effektivt kan produsere, fordele og utnytte varer og tjenester - nå og i framtiden. Bedrifts- eller privatøkonomi omfatter først og fremst investering, drift og vedlikeholdskostnader som må bæres av den enkelte bedrift, mens virkninger for samfunnet forøvrig ikke inkluderes såfremt de ikke er internalisert i priser og avgifter.

Å kvantifisere og verdsette miljøvirkningene er viktig da det bidrar til å:

- Gjøre at samfunnsøkonomiske analyser blir mer fullstendige
- Gjøre at miljøvirkningene i større grad blir tatt hensyn til i beslutningsprosesser
- Gjøre det mulig å sammenveie miljøproblemer på tvers av samfunnssektorer og utslippskomponenter.
- Lettere kunne fastsette miljømål
- Bedre beslutningsgrunnlaget for fastsettelse av nivå og struktur på miljøavgifter
- Redusere faren for feil allokering av samfunnets ressurser

Hovedformålet med LEVE-prosjektet var å prøve ut bruk av skadefunksjonsmetoden eller effektkjedetilnærmingen, og ved bruk av denne metodikken på en bedre måte dokumentere miljø- og helseskadekostnader av luftforurensninger. SFT har gjennom LEVE-prosjektet ønsket å bedre grunnlaget for å foreta samfunnsøkonomiske vurderinger av tiltak for utslippsreduksjoner.

Metodikken eller framgangsmåten har i de siste 10 - 15 årene vært i stadig utvikling og er i dag internasjonalt anerkjent. Den anbefales anvendt som et ledd i samfunnsøkonomiske vurderinger og i konsekvensanalyser (se bla WHO, 2003; ExternE-EU, 1998; ECMT, 1998; EPA, 1997; CAFE-EU, 2003/04).

Det understrekes at delprosjektene ble utført mellom 1994 og 2000, og at miljøbelastningen på enkelte områder er blitt redusert etter at studiene ble foretatt. Eksempel på dette er materialkorrosjon av forsuring og forsuringsskader på fisk. Imidlertid er det fremdeles et godt stykke igjen til problemene er løst og tilførslene av forurensning er lavere enn eventuelle effektterskler. De marginale skade-kostnadene vil derfor fremdeles ha gyldighet.

SFT har i samarbeid med andre fagdirektorater utarbeidet tilaksanalyser for reduksjon av luftforurensninger. Disse analysene beskriver kostnader ved å redusere utslippene til gitte nivåer. Hovedformålet med disse analysene har vært beslutnings-støtte i forkant av Regjeringens forhandlinger om internasjonale avtaler, f.eks. Kyoto-avtalen (klimagasser) og Gøteborgprotokollen (NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC). I den grad det er blitt vedtatt utslippsmålsetninger i disse forhandlingene vil kostnadskurvene definere marginalkostnaden for å nå målsetningen. Dette kan, med forbehold, tolkes som en implisitt verdsetting av de miljøforbedringer som oppnås gjennom avtalen og derfor en marginal miljøkostnad.

For den videre lesningen av rapporten er det viktig å skille mellom marginal skadekostnad og marginal tiltakskostnad.

1.3 Avgrensning - Marginal skadekostnad og marginale tiltakskostnad

*Med **marginal skadekostnad** mener vi her verdien av en reduksjon i et helse- eller miljøgode. Kjenner man de fysiske sammenhengene mellom skaden og årsaken til at skaden oppstår, kan man beregne en marginal skadekostnad knyttet til endring i en aktivitet og/eller et utslipp, for eksempel i kr/kg utslipp.*

Ved full kjennskap til hvordan funksjonene endrer seg vil man i prinsippet kunne beregne skadekostnaden for en totalbelastning. Vi har ikke full kjennskap til funksjonenes forløp og har derfor i denne rapporten kun konsentrert oss om å presentere de marginale skadekostnadene rundt dagens forurensningssituasjon. Den marginale skadekostnaden vil likevel være gyldig i et relativt stort område fordi de fleste dose-respons funksjonene er tilnærmet lineære. På populasjonsnivå er det også vist (WHO, 2003) at det for PM_{10}-eksponering trolig ikke er noen nedre terskler for når effektene oppstår. Hvis det eksisterer terskelnivåer så er disse svært lave og trolig under det som er bakgrunnsnivåer. Det synes som om det alltid vil være individer eller områder som skades/påvirkes ved svært lave nivåer. Når det gjelder andre forurensninger, bla. NO_2 og O_3, så er det påvist terskelnivåer, men økt kunnskap og flere undersøkelser har medført at disse er nærmere bakgrunnsnivåer enn tidligere (WHO, 2003).

***Den marginale tiltakskostnaden** er definert som kostnaden ved å redusere det siste kiloet utslipp for å oppnå ulike miljømål som er politisk vedtatt, f.eks. et nasjonalt utslippstak eller en grenseverdi for konsentrasjon av forurensning i luft utendørs. Denne kostnaden vil endre seg etter hvert som enten tiltak gjennomføres eller miljømålene endres.*

Dette er en implisitt verdsetting av et miljøgode hvor blant annet kostnadene ved de tekniske eller strukturelle tiltakene som kan redusere belastningen er bestemmende for verdien av miljøgodet – gir en minimumsverdi. Hvor ambisiøse de politiske miljømålene er henger sammen med hvilke andre politiske mål som kommer i konflikt med eller avveies i forhold til miljømålet. Marginal tiltakskostnad forteller oss hvordan man politisk verdsetter ulike miljøgoder relativt til hverandre og i forhold til andre samfunnsgoder. Den reflekterer ikke en ren miljøvurdering uttrykt i kroner, og bør betraktes som en nedre grense for en politisk verdsetting av det aktuelle miljøgodet. Denne metoden lar seg anvende så fremt det er fastlagt politiske målsetninger med hensyn på å oppnå visse miljøkvaliteter eller utslippsreduksjoner. Dette er i dag tilfelle for luftforurensninger, som for eksempel klimagasser (CO_2-ekvivalenter), NO_x, SO_2, PM_{10} og NMVOC.

Regelverk, grenseverdier og politiske ambisjonsnivå på miljøområdet fastsettes ved en avveiing mellom miljøkvaliteter og ulike andre samfunnsmål. Tiltakskostnadene for å oppnå ulike ambisjonsnivå sammenholdes med miljø- og helsegevinster og annen nytte man oppnår på grunn av tiltakene. Grenseverdier forankret i lovverket må derfor ikke blandes sammen med de vitenskapelige diskusjoner om det eksisterer biologisk begrunnede terskler for når det oppstår effekter.

Del 1: LEVE-prosjektet og marginale helse- og miljøskadekostnader

2. Effekter inkludert i LEVE-prosjektet

I utarbeidelsen av denne oppsummeringsrapporten har vi sammenholdt informasjon fra de tidligere delstudiene med nyere informasjon fra blant annet WHO, UNECE og forskningsmiljøer. Det er tilkommet noe nye kunnskap etter at delstudiene ble utført. Det har ikke vært anledning til å gjennomføre nye beregninger på bakgrunn av dette, men ingen av de nye opplysningene rokker ved de tidligere konklusjoner eller resultater. På den annen side reduserer den nye kunnskapen noe av usikkerheten knyttet til sammenhengene mellom forurensningsbelastning og de fysiske effektene som beregnes.

Denne oppsummeringsrapporten tar kun for seg de områder hvor det har vært mulig å se på hele effektkjeden fra utslipp til fysiske effekter og verdsetting av disse, og der endringer i norske utslipp har betydning for totalbelastningen. Tabell 1 og den påfølgende punktlisten oppsummerer hvilke komponenter og miljøvirkningene som er inkludert og ikke inkludert i studiene. Som det framgår av tabellen og punktlisten er flere miljø- og helsevirkninger av utslippene ikke inkludert. Årsaken til dette er enten manglende kunnskap om sammenhengene mellom utslippsnivåer, belastningsnivåer på miljø og mennesker, effektene av disse og/eller verdsettingen av effektene.

Tabell 1: *Komponenter og miljøvirkninger som omfattes av prosjektet og inngår i beregninger av marginale skadekostnader.*

	Forsuring av økosystem og effekter på fisk	**Helse (inkl. trivsel)**	**Materialskader og tilsmussing av bygninger og biler**
SO_2	X	n.a.	X
NO_X (NO_2)	X	X	n.a.
NH_3	X	n.a.	-
nmVOC	-	n.a.	n.a.
PM_{10}	-	X	n.a.

X = inkludert; - = ikke relevant; n.a. = ikke tilgjengelig data (not available)

Følgende effekter er ikke inkludert i beregningene av marginale skadekostnader:

- Helseeffekter av sekundærpartikler og bakkenær ozon (NO_X, SO_2, NH_3, nmVOC; NO_x+VOC=>O_3)
- Overgjødsling av terrestriske og akvatiske økosystemer av atmosfærisk nitrogentilførsel (NO_X og NH_3)

- Skader på jordbruksavlinger, skog og annen vegetasjon samt materialer av bakkenær ozon (NO_x+VOC=>O_3)
- Skader på akvatiske (i tillegg til fisk) og terrestriske økosystem på grunn av forsuring (SO_2, NO_x)
- Klimaendringer og virkninger på helse og økosystem ved utslipp av NO_X, nmVOC og PM

Vegetasjonsskader (på avlinger, skog og annen vegetasjon) forårsaket av bakkenær ozon har vært gjenstand for to delprosjekter, og det er beregnet effekter av nivåer som år om annet opptrer i Norge. Imidlertid er effektene i all hovedsak forårsaket av utslipp i andre land og de norske utslippenes virkning på ozonkonsentrasjonene i Norge er svært små. Effekten er derfor ikke inkludert i beregninger av marginal skadekostnader av norske utslipp.

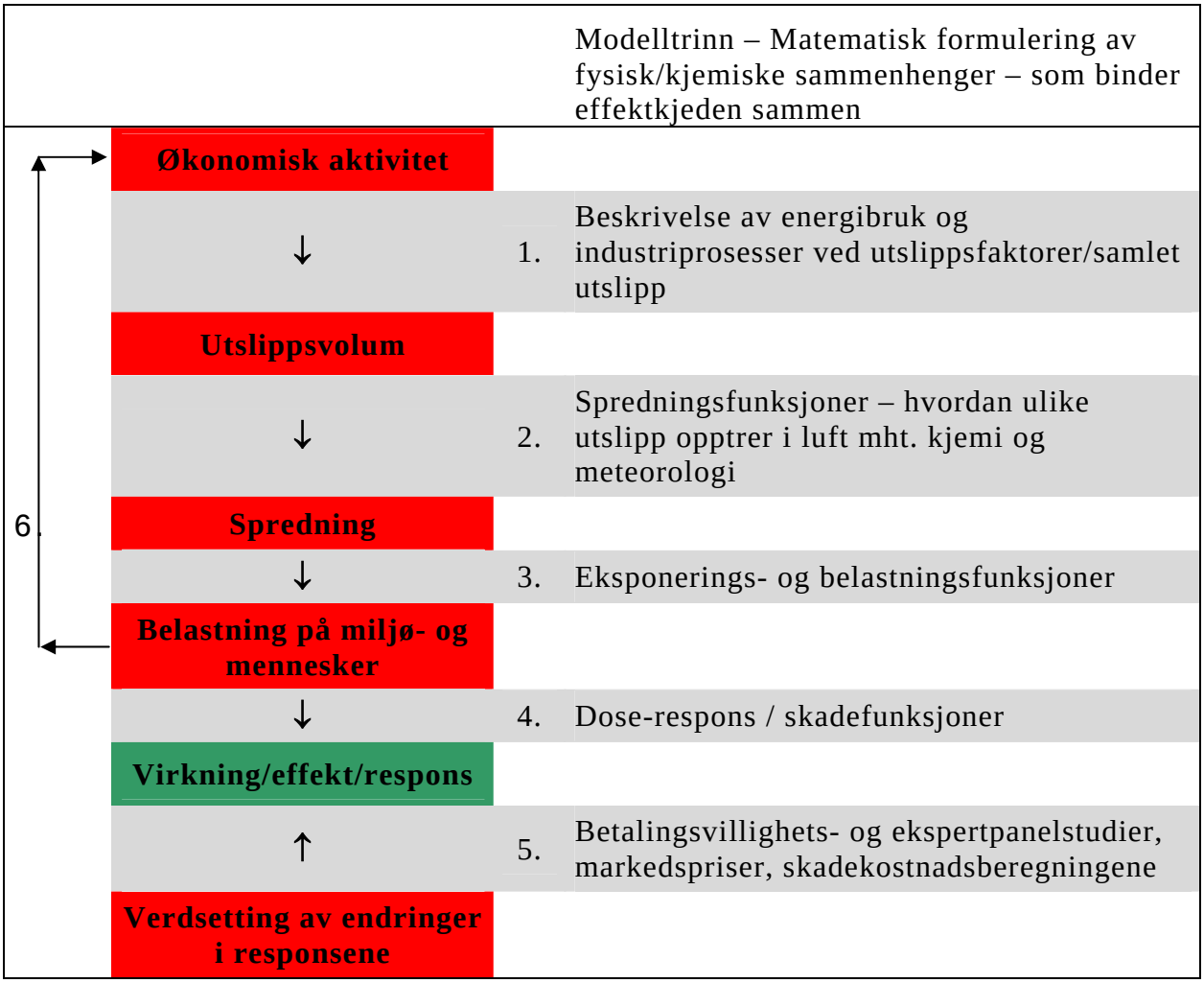
I mange situasjoner er det vanskelig å verdsette helse- og miljøeffekter i kroner og øre. Eksempler på dette er når miljøproblemet vanskelig kan måles i fysiske enheter (f.eks. biologisk mangfold) eller når virkningene er irreversible (f.eks. utryddelse av arter). Det foreligger studier som forsøker å verdsette denne type virkninger, men usikkerheten og variasjonene i resultater er store. Vansken er at det ikke finnes markedspriser for de relevante miljøgodene, og at det prinsipielt er vanskelig å avdekke befolkningens betalingsvillighet for goder de ikke er vant til å prissette i det daglige. I samfunnsøkonomiske analyser er det avgjørende at alle relevante virkninger blir fyldig og presist beskrevet, uavhengig av om de kan verdsettes eller ikke.

I LEVE-prosjektet har vi valgt å fokusere på de helse- og miljøeffektene der slike problemer synes å være minst problematisk og usikkerheten i estimatene noe mindre. Vedlegg 1 oppsummerer datagrunnlaget; de fysiske sammenhengene – dose-respons, og verdsettingsestimatene av de ulike endepunktene – verdien av en responsenhet.

3. Metodikk

Metodisk er LEVE-prosjektet bygget opp omkring effektkjedetilnærmingen, dvs. hele kjeden fra økonomisk aktivitet til helse- og miljøeffekter og verdsetting av disse, samt tilbakekobling til den økonomiske aktiviteten. Metoden som også kalles skadefunksjonsmetoden, anvendes fordi den innebærer godt formulerte beskrivelser av endringer i helse- og miljøgoder som funksjon av en eller flere forurensnings-belastninger. På denne måten sikrer man seg at det er de relevante endringene som verdsettes og det blir lettere å kommunisere i verdsettingsstudier og ved senere anvendelse.

Effektkjeden er skissert i figur 1.



Figur 1: *Skisse av effektkjedetilnærmingen. Nummer i figuren referer til punktlisten i forklarende tekst.*

Effektkjede- eller skadefunksjonsmetodikken er basert på at det eksisterer ulike fysiske, kjemiske og biologiske sammenhenger som kan beskrives matematisk:

1. Først beskrives utslipp fra forskjellige sektorer og kilder ved hjelp av utslippsfaktorer knyttet til innsatsfaktorer som tonn brennstoff eller kjørte kilometer.
2. Spredning av utslippene modelleres i forhold til stoffenes kjemiske egenskaper, geografisk plassering og meteorologiske forhold.
3. Belastning eller eksponering beregnes, for deretter å kunne vurdere effektene av utslippene der de faller ned. Dette inkluderer beregning av omfanget av mennesker som belastes, spesielt utsatte grupper, arealer eller økosystemer ("Stock at risk").
4. Eksisterer det på dette punktet gode kvantitative beskrivelser av sammenhengen mellom ulike doser (belastningen) og effekter (responser) – kan virkningen av en utslippsendring beregnes. For eksempel hvilken korrosjonseffekt en gitt mengde svovel har på et gitt materiale.
5. Virkningen eller responsen på denne utslippsendringen kan så verdsettes i økonomiske termer ved bruk av ulike verdsettingsteknikker (markedspriser, betalingsvillighetsstudier eller lignende).
6. tilbakevirkninger på den økonomiske aktiviteten, direkte eller via andre sektorer (reperkusjoner/ringvirkninger) kan i visse tilfeller beregnes.

Den fysiske sammenhengen mellom luftforurensning og helse- og miljøeffekter uttrykkes ved hjelp av dose-respons funksjoner eller skadefunksjoner. Funksjonene er en matematisk beskrivelse av sammenhengen mellom en viss belastning og effekten av belastningen på f.eks. mennesker, fisk, avlinger, materialer. For helse skilles det mellom korttidseksponering (dvs. timer eller døgn) og langtids-eksponering (ett eller flere år). For avlingsskader ser en på mengde forurensning som overstiger en bestemt terskelverdi gjennom vekstsesongen.

Videre beregnes kostnadene av helse- og miljøeffektene ved hjelp av skadefunksjons-metoden. Metoden er basert på at de samfunnsøkonomiske kostnadene skal kunne knyttes til effekter på helse og miljø som følge av forurensningssituasjonen, eller en endring i denne. Kostnadene kan enten fremstå som tradisjonelle markedsbaserte kostnader knyttet til for eksempel økt sykefravær, økt etterspørsel etter helse-tjenester, økte vedlikeholdskostnader på bygninger, tap av avling i jordbruket. I slike tilfeller eksisterer det observerbare markedspriser. I andre tilfeller er kostnadene redusert livskvalitet og velferd på grunn av miljøforringelse.

SFT har som et ledd i LEVE-prosjektet undersøkt befolkningens betalingsvillighet for slike fellesgoder og goder som ikke omsettes (SFT-rapport 1997/14). Resultatene fra denne studien og andre europeiske studier er benyttet i de øvrige delstudiene i LEVE-prosjektet. Det betyr at både markedspriser og priser basert på betalings-villighetsstudier er inkludert i marginalkostnaden som presenteres.

Bruk av skadefunksjonsmetoden stiller store krav til kvantifiserte naturviten-skapelige sammenhenger mellom utslipp, spredning, belastning og effekt. Slike sammenhenger har i stor grad vært mulig å finne når det gjelder utslipps-, sprednings- og belastningsforhold for norske forhold. Kunnskapen om dose-respons og skadefunksjoner har imidlertid vært mindre tilgjengelig. Gjennom LEVE-prosjektet har det derfor vært nødvendig å prøve å sammenstille dose-respons og

skadefunksjoner på flest mulig effektområder. Usikkerhet omtales nærmere i kapittel 7.

Resultatene som presenteres i rapporten gir et godt uttrykk for den kunnskapen de norske og internasjonale fagmiljøene sitter inne med i dag, selv om beregningene som presenteres i rapporten vil være beheftet med flere typer usikkerhet.

4. Verdsetting av miljø- og helseskader

Miljø- og helseskader er en samfunnsøkonomisk kostnad i den forstand at de berørte opplever et velferdstap. Godene som berøres er prissatt enten gjennom fungerende markeder eller ved betalingsvillighetsundersøkelser der det er konstruert hypotetiske markeder. Markedspriser er benyttet for sykefravær, sykehuskostnader, material-korrosjon, eiendomsforringelse, tapt fortjeneste på fiske og jakt, avlingstap. Betalingsvillighetsundersøkelser er benyttet for prissetting av redusert livskvalitet knyttet til forringet helse eller miljø.

Markedsbaserte priser. Noen goder er prissatt i markeder hvor tilbud og etterspørsel av godet påvirker prisen, for eksempel prisen på arbeidskraft eller vedlikehold av bygninger. Det vil være et rimelig estimat å bruke markedspriser der slike eksisterer.

Det er imidlertid ikke gitt at denne prisen gir et komplett bilde av verdien (alternativverdien) av mer arbeidskraft eller investeringer i nye bygninger framfor å vedlikeholde. Dette har blant annet sammenheng med at lønnskostnadene varierer mellom sektorer, og at sektorene ikke vokser eller avtar proporsjonalt ved endringer i arbeidstilbudet. Dessuten kan fordelingen mellom konsum og sparing/investeringer være ikke-optimal i utgangspunktet. Ved svært omfattende effekter kan det oppstå prisendringer, som kan gi annenordens effekter i økonomien (makroøkonomiske virkninger). Rosendahl (1999) konkluderte med at slike ringvirkninger var av svært liten betydning i forbindelse med helseeffekter, men at det kan ha relativt stor betydning for materialskader og avlingstap (Rosendahl, 1997/98).

Verdsetting av goder som ikke omsettes i et marked. Skader som medfører reduksjon i livskvaliteten er mer problematisk å verdsette enn skader der det eksisterer markedspriser. Mange av de godene som påvirkes er ikke prissatt i et marked, til tross for at det er en stor ”etterspørsel” etter godet. Dette er vanligvis ”fellesgoder” der spesifiserte produsenter, eiere, selgere eller kjøpere ikke eksisterer. Ren luft, biologisk mangfold og skogsopplevelser er typiske eksempler på goder som defineres som fellesgoder.

Velferdstap/gevinst anslås ofte med en metode som kalles betinget verdsetting. En kan for eksempel forsøke å avdekke (gjennom ulike typer intervjuer) hvilken betalingsvillighet befolkningen har for å unngå eller fjerne en helserisiko. Et tilfeldig utvalg personer bes da om å angi en pris man kan tenke seg å betale for å få eller bevare tilgangen til en viss mengde av godet, for eksempel en viss luftkvalitet. På denne måten konstruerer man hypotetiske markeder og priser for godene.
Andre metoder kan være eksplisitt eller implisitt verdsetting fra myndigheter (for eksempel ved tiltakskostnadsmetoden) eller ekspertpanel.

Ved alle metodene kan det stilles spørsmålstegn, av metodisk og /eller etisk art. Metodene er presentert og diskutert av Kostnadsberegningsutvalget i NOU 1997:27 og NOU 1998:16 i deres utredning om nytte-kostnadsanalyser og i Finans-departementets veiledning i samfunnsøkonomiske analyser; FIN Oslo 2000. Det er i de ulike delprosjektene i LEVE tatt utgangspunkt i utvalgets konklusjoner i den grad de foreligger. For eksempel gjelder det kostnaden ved økt risiko for død, som er den viktigste helseeffekten av forringet luftkvalitet.

En prissetting oppnådd ved bruk av denne tilnærmingsmåten kan anvendes som et estimat på markedspriser når man skal beregne kostnader eller gevinster av utslippsendringer, og er i denne rapporten brukt til å estimere velferdsendringer til individer knyttet til helse og fiskedød som følge av forsuring.

Makroøkonomiske virkninger. Flere av de miljøeffektene vi er innom i denne rapporten, påvirker det økonomiske aktivitetsnivået og prisene innen ulike deler av samfunnets produksjons- og forbrukssektorer. Denne tilbakekoblingen fra miljøet til økonomien kan beregnes ved hjelp av makroøkonomiske modeller, men eksisterende modeller er foreløpig ikke utviklet i denne retningen.

De makroøkonomiske virkningene av avlingstap, materialskader og helseskader er estimert og drøftet i tre av delstudiene i LEVE-prosjektet. Disse effektene er likevel ikke inkludert i denne samlerapporten fordi forutsetningene som lå til grunn for beregning av de makroøkonomiske reperkusjonene er vesentlig endret. De kostnader vi har valgt å fokusere på er knyttet til marginale endringer i utslipp rundt dagens situasjon. I vurdering av kostnader for en samlet miljøbelastning vil det imidlertid være mer riktig å vurdere denne type ringvirkninger i økonomien.

Justering av priser. Det er omfattende og kostbart å utføre verdsettingsstudier og disse kan ikke utføres kontinuerlig. Det betyr at man må benytte seg av enklere oppdateringer/justeringer over en viss periode. Justering av priser i henhold til prisvekst og velferdsøkning i samfunnet forøvrig er vanlig å anvende i slike sammenhenger.

Prisjusteringen kan utføres ved å anvende konsumprisindeksen. Dette tar imidlertid ikke hensyn til en eventuell endring i velferdsnivået i samfunnet. En rekke studier viser at det er sammenheng mellom betalingsvillighet for miljøgoder og velferdsnivået. Dette er funnet både innen et og samme land og ikke minst på tvers av landegrenser. I tillegg til konsumprisindeksen bør man derfor også anvende en indeks som gjenspeiler den generelle velferdsøkningen i samfunnet. Slike indekser kan være brutto nasjonalprodukt (BNP) eller husholdningenes realdisponible inntekt (HRI) (Rosendahl, pers.med.).

Erfaringstall viser at betalingsvilligheten for å unngå konkrete skader stiger etter hvert som inntekten stiger og velferden i samfunnet øker. Forholdet mellom inntekt og betalingsvillighet kommer tydelig fram i studier av verdien av et statistisk liv. Både betalingsvillighet og myndigheters implisitte verdsetting er sterkt korrelert med brutto nasjonalprodukt (BNP) og endringer i dette (bla. Dowrick mfl. 1998). Det er rimelig å anta at dette også gjelder for betalingsvilligheten for å bevare miljøgoder eller redusere miljøskader. En slik utvikling er relativt tydelig i dagens norske samfunn. Etterspørselen etter helsetjenester og rekreasjon i ren og til dels uberørt natur er voksende. Det er likevel vanskelig å anslå hvor mye betalingsvilligheten øker pr. år.

Marginalkostnader (MSK) fra delprosjektene gjennomført i perioden 1994 til 2000 er justert til 2003-nivå i henhold til ligning (1), det vil si ved å anvende konsumprisindeksen (KPI) og husholdningenes realdisponible inntektsindeks (HRI).

(1) $$MSK_{19xx} * KPI_{19xx\text{-}2003} * (HRI_{19xx\text{-}2003} - \text{befolkningsendring}) = MSK_{justert}$$

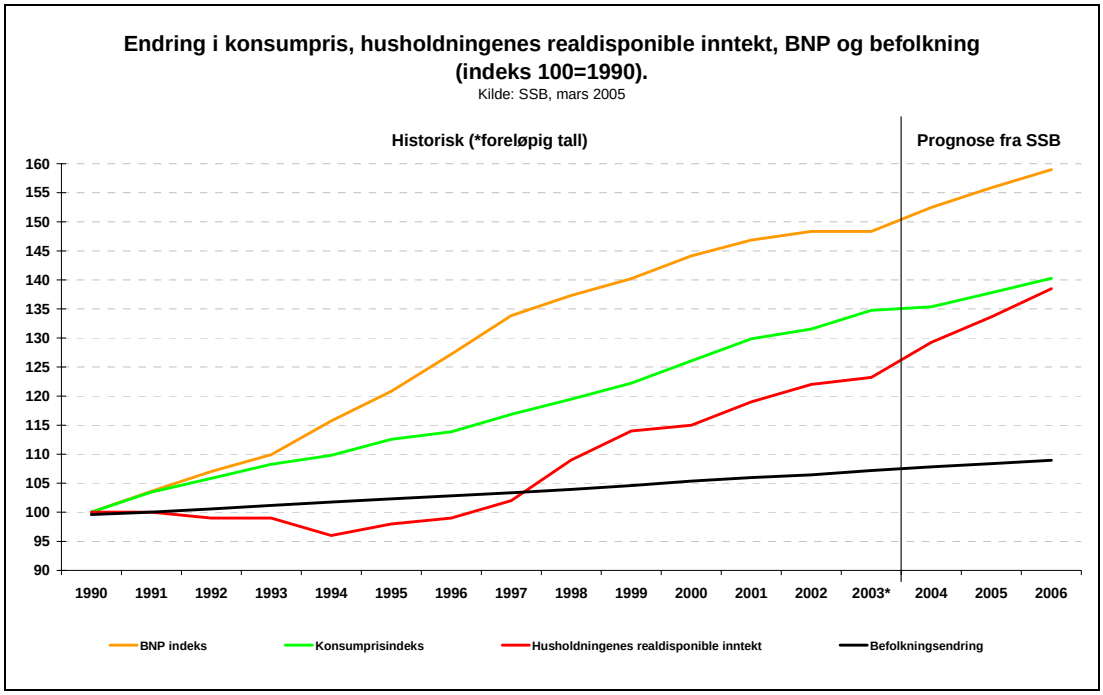
Konsumprisindeksen (KPI) og husholdningenes realdisponible inntektsindeks (HRI) fra 1990 til 2006 er vist i figur 2. Utviklingen i brutto nasjonalprodukt (BNP) er også angitt.

Både BNP og HRI er en indeks for alle landets husholdninger/innbyggere og må derfor justeres for befolkningsveksten for å finne den reelle velferdsendringen pr. innbygger. Befolkningsveksten har i perioden 1996 til 2002 vært ca 0,56 prosent per år (se figur 2). Det medfører at BNP og HRI *pr. innbygger* nedjusteres med 0,56 prosentpoeng per år.

Husholdningenes realdisponible inntekt (HRI) økte med 22 prosent i perioden 1997 til 2003, det vil si ca 3,34 prosent pr. år. HRI per innbygger nedjusteres med 0,56 prosentpoeng per år til ca 2,78 prosent pr. år eller ca 18,4 prosent over perioden fra 1997 til 2003.

Konsumprisindeksen (KPI i figur 2) viser en vekst på ca 15 prosent fra 1997 til 2003, dvs. i gjennomsnitt ca 2,43 prosent pr. år.

Samlet betyr dette at marginalkostnadene basert på 1997-priser justeres opp med 36,8 prosent for å ta hensyn til prisutvikling og velferdsutvikling i perioden 1997 til 2004. Likeledes er verdsettingsestimatet vedrørende et statistisk liv (Elvik, 1993) og tapte leveår oppjustert for endring i HRI og KPI i perioden fra 1991 til 2004.



Figur 2: *Endring i konsumpris(KPI), husholdningenes realdisponible inntekt (HRI), BNP og befolkning i perioden 1990 til 2006.(Kilde: SSB, mars 2004)*

5. Verdsetting av risiko for død – et statistisk liv

Verdsetting av endret dødsrisiko er den dominerende enkeltfaktoren for marginalkostnaden for utslipp av partikler (PM_{10}). I beregningene som ligger til grunn er det anvendt både verdien av et statistisk liv og verdien av tapte statistiske leveår (SFT, 1718/2000). Verdien av et statistisk liv er definert som verdien av en enhets reduksjon i forventet antall dødsfall i en gitt periode. Basert på velferdsøkonomisk teori er det riktig å basere seg på prissetting ut fra betalingsvillighet for å unngå endringer i sannsynligheten for dødsfall.

Verdien av tapte statistiske leveår har tatt utgangspunkt i den samme verdien av et statistisk liv og fordelt dette på gjennomsnittlig levetid og beregnet nåverdi. Det er antatt at hvert dødsfall forårsaket av luftforurensning medfører reduksjon levetid med i gjennomsnitt 7 år (Folkehelsa i SFT-notat, 1998).

I SFT 1718/2000 er verdien av et statistisk liv basert på Elvik (1993). I denne studien foretok han en grundig gjennomgang av tidligere utførte studier som var publisert fram til 1991. Han anbefalte å anvende en verdi på ca 10 mill. NOK-1991, med et usikkerhetsintervall på 4 til 25 mill. NOK-1991. Kostnadsberegningsutvalget oppnevnt av Finansdepartementet i 1994, konkluderte i sine to sluttrapporter med at man i forbindelse med konsekvensutredninger og nytte-kostnadsanalyser fortsatt bør anvende Elviks anslag fra 1991 (NOU 997:27 og NOU 1998:16).

Finansdepartementet anbefaler det samme i sin veiledning. Det understrekes i disse publikasjonene at denne verdsettingen bør begrenses til situasjoner der et stort antall individer står overfor små risiki for et uheldig utfall. I tilfeller der det stort sett er barns dødsrisiko som blir berørt, argumenteres det for at en høyere verdi kan være ønskelig.

Risiko for død forårsaket av luftforurensninger berører alle befolkningsgrupper i utsatte områder, men antakelig slik at utslagene er størst for de eldre delene av befolkningen. Ut fra resonnementet over kan dette tilsi en lavere verdi på endret dødsrisiko, for eksempel et estimat basert på tapte leveår.

Verdsettingsestimater for et statistisk liv som er i bruk i dag har ikke gjennomgått noen grundig revisjon etter Elviks arbeid fra 1993. Vegdirektoratet har i sine beregningsverktøy for konsekvensvurderinger av veiprosjekter kun foretatt indeksjusteringer basert på utviklingen i industriarbeiderlønn fra 1991 til 2001 og utviklingen i kostnader for veiprosjekter fra 2001 til 2006. Det har medført at veisektoren i dag bruker 24,7 mill 2003-NOK, som verdien av en dødsulykke inkl. materielle skader (Trafikksikkerhetshåndboka, 2004; Elvik, pers.med.).

Vi har gått tilbake til Elviks estimat fra 1993 (NOK 1991-priser) og justert dette ved å bruke KPI og HRI for hele perioden, se fig. 2. Etter vår oppfatning gir dette bedre justering i forhold til den velferdsveksten og prisøkningen som har vært i perioden 1991 til 2004, enn Vegdirektoratets metode. Med KPI og HRI justeringen blir verdien av et statistisk liv ca 16,8 mill 2004–NOK med et usikkerhetsintervall fra 6,8 til 42,6 mill 2004-NOK. Verdien av et tapt leveår blir basert på dette ca. 0,78 mill 2004-NOK med usikkerhetsintervall mellom 0,31 og 1,95 mill. 2004-NOK.

Internasjonalt har diskusjonene om valg av tilnærming for verdsetting av endret risiko for død ved luftforurensning pågått i forbindelse med EU-US-prosjektet ExterneE. I en nylig publisert dansk studie blir også disse spørsmålene drøftet (DMU, 2004). Den danske undersøkelsen støtter seg på ExterneE og et ekspertpanel nedsatt av det danske finansdepartementet. Man konkluderer med å anvende en verdi for statistisk liv på 1,22 mill. euro (2002-priser) eller rundt 10 mill NOK-2003 basert på *betalingsvillighetsstudier* og justert for alder.

EU Kommisjonens generaldirektorat for Miljø anbefalte å bruke et "beste estimat" på 1,4 mill. euro som verdien av et statistisk liv. Det ble videre anbefalt at denne verdien justeres ned ved bruk på studier som omhandler dødsfall på grunn av luftforurensninger. En aldersjustering fra 1,4 mill. euro til 1 mill. euro.

En annen metode for prisfastsetting kan være bruk av *lønnsrisikostudier* (Viscusi & Aldy, 2003). Her forsøker man å finne faktiske markedsadferd ved bruk av hedoniske priser. Slike undersøkelser kommer normalt fram til noe høyere verdier enn betalingsvillighetsstudier. US EPA har blant annet på bakgrunn av slike studier anvendt verdien 6 mill USD for et statistisk liv. I EU-prosjektet ExternE (Holland et al., 1999) anvender man 3,1 mill. USD utledet fra amerikanske lønnsrisikostudier og overført til europeiske forhold.

Lønnsrisikostudiene kritiseres imidlertid fra flere sider for å være usikre og upålitelige. Den grunnleggende antagelse om sammenheng mellom yrkesvalg, risiko og lønnsutvikling er tvilsom (Cropper, 2000).

Betalingsvillighetsundersøkelser fremheves av økonomiske eksperter som mer troverdige (EU-kom., 2001). Det diskuteres imidlertid i hvilken grad betalingsvillighet for reduksjon av risiko i hovedsak er avhengig av alder, helsetilstand og dødsårsak.

Alder: Spørsmålet om alder er det viktigste fordi de fleste dødsfall skjer etter fylte 60 år, også de forurensningsrelaterte. Økonomisk teori tilsier, at betalingsvilligheten vil falle med alderen. Det er nærmest konsensus om at gjennomsnittlig betalingsvillighet for et statistisk liv, gitt ulik alder på den som dør, følger en omvendt U-kurve. Verdsettingstoppen nås omkring 40-årsalderen og er på ca. 70 prosent av dette i 60 års alderen (Jones-Lee, 1989; Birr-Pedersen, 2001).

Helsetilstand: Risikoreduksjon for personer med en kronisk sykdom vil etter prinsippet om kvalitetsjusterte tapte leveår (Quality Adjusted Life Years (QUALY)) medføre lavere verdsetting av et dødsfall hvis personen allerede er syk enn for friske personer. Empiriske undersøkelser finner imidlertid ikke belegg for denne sammenhengen. Dette er også et vesentlig etisk spørsmål som ikke drøftes nærmere her.

Dødsårsak: Skal verdien av en risikoreduksjon graderes etter dødsårsak, for eksempel trafikkulykker kontra dødsfall på grunn av luftforurensninger? Her er det argumenter i begge retninger. Noen hevder at dødsfall ved kreft, pga. den lange sykdomsperioden og/eller latensperioden, bør tillegges større verdi enn et dødsfall ved en trafikkulykke (Jones-Lee, Hammerton and Philips, 1985). Andre hevder det motsatte.

5.1 Oppsummering

- Forskjellen mellom å se på et statistisk liv og tapte leveår bør det gås nærmere inn på i videre norske arbeider av denne type. Nyere forskning om framskyndet død pga luftforurensning indikerer at det ikke bare er gamle og syke med kort gjenværende levetid som rammes. Samtidig er det tapte leveår som beskrives i de epidemiologiske undersøkelsene. Task force on health (WHO) anbefaler å bruke tapte leveår, og supplere med beregninger av antall dødsfall.
- DG Environment bruker verdien av et statistisk liv som hovedmål, men beregner også tapte leveår. Det er et mulig sprik her mellom økonomimiljøene og helseekspertene i WHO-gruppen.
- Et bra estimat for norske forhold kan være å bruke DG environment-anslaget på ca 10 mill NOK-2003. Dette estimatet er mest oppdatert og gir sammenlignbarhet med europeiske studier. Men fordi den norske levestandarden ligger over det europeisk gjennomsnittet, vil et norsk estimat etter samme metoder i prinsippet ligger høyere enn EU-estimatet.
- Samferdselsetatenes anslag på 24,7 mill 2003-NOK, som verdien av en dødsulykke inkl. materielle skader, ser ut til å ha blitt oppjustert på et ikke helt gjennomtenkt grunnlag. Dette bør tas opp videre i forhold til å ta i bruk konsistente tall innen forvaltningen.
- Det bør innen forvaltningen anvendes samme verdsetting av endret risiko for død når det omfatter små risikoendringer for en stor befolkningsgruppe.
- I delstudien om helseeffekter og risiko for død (SFT 1718/2000) er det anvendt estimater som baserer seg på verdien av et statistisk liv uten å foreta aldersjustering eller helsetilstand (hentet fra Elik, 1993). Det tilsvarer om lag 11,4 mill. 1997-NOK justert ved KPI og HRI fra 1991-NOK. Dette tilsvarer de øvre estimatene i delrapporten om helseskadekostnader.
- Det er også beregnet et alternativ (nedre estimat) ved å anta at 7 leveår går tapt per dødsfall. Prissettingen av et tapt leveår tar utgangspunkt verdien av et statistisk liv fordelt over gjennomsnittlig levetid, diskontert og beregnet nåverdi.
- I denne oppsummeringsrapporten er estimatene justert fra 1991-NOK til 2004-NOK ved hjelp av både HRI og KPI.
- Ut fra usikkerheten om hvordan endringer i dødsrisiko fordeler seg i befolkningen, anbefales det foreløpig å gjøre beregninger basert både på øvre estimat og nedre estimat. Dette kan sammenliknes med anbefalingene fra WHO (første kulepunkt) og EUs DG Environment (andre kulepunkt). Vi anbefaler for øvrig videre arbeid på dette punktet, se første kulepunkt.

6. Ny kunnskap om belastning og effekter

Miljøeffekter. Med hensyn til effekter på økosystem, avlinger og materialer arbeides det internasjonalt og nasjonalt med dose-responskunnskap inn mot FN-konvensjonen for langtransporterte grenseoverskridende luftforurensninger (UNECE-LRTAP). Det har ikke vært anledning i denne sammendragsrapporten å gå grundig inn i ny kunnskap som er framkommet etter at delstudiene i LEVE-prosjektet ble gjennomført. Det er sett på noen av de viktigste faktorene og antydet i hvilken retning disse trekker resultatene. Det er ikke foretatt nye beregninger. Det er et klart behov for å en gjennomgang av denne kunnskapen og oppdatere resultatene.

Helseeffekter. Helseeffektene er de som gir store utslag på marginalkostnaden for PM_{10}. Det har vært en rekke diskusjoner de siste årene om blant annet hvilke komponenter som medfører helseskader, om forløpet på dose-repsonsfunksjonene og om det eksisterer terskelverdier. I 2003 publiserte WHO en rapport hvor disse og en rekke andre spørsmål ble besvart ut fra nye gjennomganger av publiserte studier (WHO, 2003). Beregningene gjennomført i LEVE-rapport 1718/2000 er ikke oppdatert i forhold til den nye dokumentasjonen fra WHO. Det redegjøres nedenfor hvordan de nye resultatene kan påvirke resultatene i LEVE-prosjektet.

WHO (2003) konkluderer med at det er partikler og da de minste fraksjonene (< $PM_{2,5}$) fra forbrenning som er sterkest korrelert med ulike helseskader, inkl. økt risiko for død. De litt større partiklene dvs. mellom $PM_{2,5}$ og PM_{10}, har litt lavere korrelasjon, men sammenhengene er signifikante.

Helseeffekter (sykelighet eller forverring av symptomer) av NO_2 forurensning er i hovedsak korrelert med korttidseksponering for gassen NO_2, dvs. fra timeseksponeringer og opp til noen få dager. Det er blant annet godt dokumentert at det oppstår synergier (forsterkende effekter) mellom NO_2 eksponering og følsomhet for ulike allergener (f.eks. pollen) med hyppigere og forsterkede astmaanfall som resultat. Det er også funnet korrelasjon mellom langtidsmiddelverdier (år) og helseeffekter, men her er korrelasjonen svakere. Det er ikke funnet sammenheng mellom risiko for dødelighet og NO_2-eksponering (WHO, 2003).

NO_x/NO_2 danner sekundærpartikler som inngår i den totale partikkelforurensningen, og har trolig de samme effekter som PM-forurensningen forøvrig. Det er lite kvantitativ kunnskap om prosessene og dannelsen av sekundærpartikler, og man har pr. i dag ikke kunnskap nok til å inkludere dette som en kvantifiserbar effekt av NO_2. WHO (2003) har i sin rapport konkludert med at det ikke eksisterer terskler for når effekter oppstår i en populasjon (befolkningsgruppe). De seneste epidemiologiske undersøkelsene viser at det i en populasjon alltid vil være individer som ved svært lave nivåer, betydelig under dagens forurensningsnivåer, vil få helseskader forårsaket av enten PM og/eller NO_2.

Hvert enkelt individ/menneske har imidlertid en personlig terskel for når helseskade inntreffer.

WHO (2003) fastholder sine tidligere anbefalinger og angir i sin drøfting at nye undersøkelser styrker de tidligere anbefalingene, dvs.:

- Ikke definerbar terskel for nulleffekt i en populasjon medfører at det ikke angis veiledende grenseverdi for PM_{10} og $PM_{2,5}$
- Det bør beregnes effekter ved bruk av anbefalte dose-responsfunksjoner også ved endringer i konsentrasjoner på lave nivåer (lavere enn dagens forurensningssituasjon i Europeiske byer)
- Opprettholde anbefalt grenseverdier (time og år) for NO_2, men beregne effekter ved lavere nivåer ved bruk av anbefalte dose-responsfunksjoner
- Dose-responsfunksjonenes forløp antas å være lineære innenfor de konsentrasjonsområder som eksisterer i Europeiske byer i dag. Det gjelder både ved lave og høye nivåer.

Den nye kunnskapen som er tilkommet etter 1999/2000 støtter de valg av forutsetninger som er foretatt i de ulike delstudiene i LEVE-prosjektet. På noen punkter medfører den nye kunnskapen om valg av forutsetning at usikkerheten er blitt mindre. Spesielt gjelder dette spørsmålet om terskelverdier for PM_{10} og helseeffekter. Dette ble utførlig drøftet og viet mye oppmerksomhet, bla. ved følsomhetsberegninger i rapporten SFT 1718/2000.

Folkehelseinstituttet (2005) kom tidligere i år med nye vurderinger av eksponering-responsfunksjoner basert på anbefalinger fra WHO (se WHO, 2002, 2004a og 2004b). Disse vurderingene endrer ikke vesentlig på konklusjonene i vår rapport, men bør inkluderes i en framtidig oppdatering av marginalkostnadstallene

7. Usikkerhet

Effektkjede- og skadefunksjonsmetodikken består av mange ledd som hver for seg anvender metoder hvor usikkerhet kan behandles og beskrives konsistent. På noen områder er den mulig å kvantifisere, men det er også felt hvor dette ikke er mulig. Usikkerhet forbundet ved de ulike metodene er behandlet i de tidligere delprosjektrapportene.

Vi deler vurderingene inn i tre hoveddeler:

- Usikkerhet om sammenhengene mellom utslipp og miljøbelastningen (utslipp, spredning, deponering/konsentrasjoner)
- Usikkerhet om den fysiske kvantifiseringen av helse- og miljøvirkningene (dose-respons og skadefunksjonene)
- Usikkerhet ved de ulike verdsettings- og prisberegningsmetodene.

Usikkerhet knyttet til sammenhenger mellom utslipp, spredning og deponering/konsentrasjoner antas å være små for de beregningene som er inkludert i denne rapporten. Metodene for å se på slike sammenhenger har blitt utviklet over lang tid og må sies å være godt verifisert ved empiri (målinger av utslipp og belastning) og også etterprøvbare.

En av de mer usikre sammenhengene, utslippenes bidrag til dannelse av sekundær-partikler, er utelatt i LEVE-prosjektet. Forskningsarbeidet med å finne sikre sammenhenger har pågått i kortere tid og er forsatt under utvikling. Hvis dette hadde vært inkludert i beregningene ville usikkerheten mellom utslipp og konsentrasjon blitt betydelig større.

Usikkerheten i sammenhengene utslipp-spredning-belastning kan slå ut like mye begge veier, dvs. øke eller redusere kostnadene. Det er ikke grunnlag for å antyde noen systematikk eller generell tendens i denne usikkerheten.

Usikkerheten knyttet til noen dose-responssammenhenger kan for noen effekter være vesentlig. Dette er synliggjort ved at funksjonene er angitt med relativt store spenn mellom nedre og øvre verdi. I delstudiene har man valgt å anvende ”beste” verdi og drøftet virkningen av å velge øvre eller nedre verdi.

Spørsmålet om eksistensen av ”belastnings-effekt terskler” ble viet stor oppmerksomhet i enkelte av delstudiene, spesielt mht. helseeffekter. Det ble blant annet foretatt følsomhetsberegninger der det er lagt inn terskler for å studere virkningen av dette på resultatene. Nyere forskningsresultater (WHO, 2003) har ikke klart å definere noen terskel for når helseeffekter oppstår i en befolkningsgruppe (populasjon), man finner effekter ved svært lave konsentrasjonsnivåer. Det betyr at usikkerheten knyttet til disse resultatene er betydelig redusert. Beregningsresultatet er ikke avhengig av om man er over eller under et visst nivå, men i større grad avhengig av hvor mange personer som utsettes for konsentrasjonsendringer i forhold til naturlige bakgrunnsnivåer.

Usikkerhet om verdsetting/prising av miljøgodene og helseskadene som ikke kan leses ut av markedspriser er stor. Selv om det har vært betydelig metodeutvikling knyttet til betalingsvillighetsundersøkelser, gir ulike undersøkelser svært forskjellige resultater og det kan være vanskelig å reprodusere resultatene. Verdien av endret risiko for død eller tapte leveår utgjør 75-90 prosent av den marginale helseskade-kostnaden for PM_{10}. I Elvik (1993) er usikkerheten for det underliggende estimatet på 10 mill. 1991- kr for et statistisk liv angitt med intervallet (4 mill., 25 mill.), dvs. fra 2,5 ganger lavere enn estimatet til 2,5 ganger høyere. Kostnadsberegningsutvalget og Finansdepartementets veiledning anbefaler å bruke samme usikkerhetsintervall. Både det øvre estimatet (statistisk liv) og det nedre (tapte leveår) er beheftet med den samme relative usikkerheten. Usikkerheten omkring dødsrisikoendringenes fordeling mellom aldersgrupper gjør at vi anbefaler å presentere beregninger basert både på høyt og lavt estimat, mens vi altså samtidig skal være klar over usikkerhetsintervallet rundt begge disse estimatene.

I denne oppsummeringsrapporten er det ikke angitt noen ”samlet marginal miljøkostnad” for de ulike komponentene. Det er utelatt fordi en rekke miljøvirkninger av utslippene ikke er inkludert på grunn av mangel på data og kunnskap som muliggjør kvantifiseringer. Som et eksempel kan nevnes virkningene av NO_X, nmVOC og partikler på globale klimaendringer. Det er også kun beregnet effekten av norske utslipp på miljøbelastninger innenfor Norge. Vi vet at norske utslipp også påvirker miljøbelastningene i andre land, f.eks. forsuring, gjødsling, vegetasjons- og helseeffekter av bakkenært ozon. Dette er ikke inkludert.

Manglende kvantifisering av miljøskader både i og utenfor Norge medfører at det ikke er grunnlag for å angi en samlet marginal miljøkostnad per utslippskomponent. Det betyr at de marginale skadekostnadene som rapporteres i denne oppsummerings-rapporten er en underestimering av de samlede miljøkostnadene for de enkelte komponentene.

8. Resultater

Som grunnlag for å vurdere effekter av utslippsreduserende tiltak er det viktig å ha kjennskap til hvilke skader en enhet utslipp kan få. Dette benevnes ofte som den marginale skadekostnaden av utslippet (MSK). Nivået på MSK vil naturlig nok variere avhengig av utslippskomponent, hvilket helse- og miljøproblem som vurderes og hvor utslippet skjer geografisk (influensområdet).

I denne oppsummeringsrapporten er det ikke anledning til å gå inn i de enkelte beregningene og alle forutsetningene som ligger til grunn. De som ønsker å se nærmere på disse må gå til delstudiene som er gjennomført. Se referanseliste for fullstendig oversikt. Beregningene av MSK følger imidlertid den samme grunnleggende sammenhengen:

(2) $$\mathbf{MSK = \frac{(\Delta E * PRE)}{\Delta U}}$$

der

ΔE = endringene i de fysiske effektene innenfor det analyserte området

PRE = pris for en enhet av miljø-/helsegode (markedspris eller betalingsvillighetsestimat for en enhet av miljøgode)

ΔU = endring i utslipp angitt i tonn/år

De fysiske effektene (ΔE) beregnes ved hjelp av sammenhengen:

(3) $$\mathbf{\Delta E = \Delta k * DRF * STOCK * RISK}$$

der

Δk = endring i konsentrasjon/avsetning angitt som $\mu g/m^3$ eller mg/m^2 per time/døgn/år

DRF = koeffisienten fra dose-responsfunksjonen

STOCK = belastet område/populasjon angitt som antall km^2 eller mill. innbyggere (”stock at risk”)

RISK = basisrisiko for skaden, dvs. hva som er normal forekomsten av sykdom/skade

Endringene i konsentrasjon i luft (luftkvalitet) eller avsetning over arealer (Δk) beregnes ved hjelp av:

(4) $$\mathbf{\Delta k = \Delta U * SPF}$$

der

SPF = spredningsfunksjon avhengig av kjemiske og fysiske egenskaper ved komponenten samt meteorologi

ΔU = endring i utslipp angitt i tonn/år (ved beregning av luftkvalitet for andre midlingstider anvendes kg/”midlingstid”)

8.1 Marginale skadekostnader av partikkelutslipp (PM_{10}).

Oppsummerer resultater fra SFT-rapportene 1718/2000 og 97:14. Nærmere drøfting av detaljene omkring forutsetninger og usikkerhet (følsomhetsberegninger) finnes i disse rapportene. I tillegg gir WHO, 2003, ytterligere dokumentasjon omkring dose-responskunnskap som er tilkommet senere.

Utslipp av PM_{10} bidrar først og fremst til ulike helseskader. Tabell 2 antyder at marginalkostnaden for utslipp av PM_{10} er størst i Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen. Årsaken er at dette er områder med forholdsvis høy luftforurensning (dårlig luftkvalitet), samt at det er en stor andel mennesker som utsettes for denne luftkvaliteten. Det er imidlertid ikke foretatt like detaljerte beregningene for andre byer, slik at vi kan ikke se bort fra at det i andre byer/tettsteder også kan være like høye marginalkostnader.

Tabell 2 viser at den marginale skadekostnaden for eksospartikler (PM_{10}) i Oslo er 1.600 eller 5.500 kr pr kg utslipp (2004-NOK), avhengig av hvilken metode man velger for verdsetting av dødsfall forårsaket av luftforurensning. De laveste kostnadsanslaget er i hovedsak begrunnet i en fordeling av verdien av et statistisk liv på hvert leveår og deretter en antagelse av at det i gjennomsnitt er 7 leveår som går tapt ved død forårsaket av luftforurensninger. Den øvre nivået er baserer seg også på verdien av et tapt statistisk liv men hvor et tap av liv verdsettes likt uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstanden før dødsfall.

Beregningene viser videre at marginalkostnadene knyttet til veistøv er betydelig høyere enn for eksosutslipp og fyringsutslipp. Det er i den sammenhengen ikke tatt hensyn til hvorvidt forbrenningspartikler (mindre enn $PM_{2,5}$) kan gi mer helseskade enn svevestøv (større enn $PM_{2,5}$ og mindre enn PM_{10}). Nyere forskning indikerer at så kan være tilfelle, bla. på grunn av forbrenningspartiklene kan ”bære” med seg andre stoffer (bla. C-H Lai m.fl., 2005). Dette er imidlertid ikke tilstrekkelig dokumentert.

Kvantifiseringen av de fysiske helseeffektene tar i begge tilfeller utgangspunkt i ”beste estimat” fra dose-responsfunksjonene (se vedlegg).

Tabell 2. *Marginale helseskadekostnader i ulike områder i Norge forårsaket av norske utslipp av PM_{10}. Målt i kr/kg PM_{10} (2004 kr)*[1].

	Vegtrafikk eksos		**Vegtrafikk vegstøv**		**Andre kilder** [2]	
	Tapte leveår	**Statistisk liv**	**Tapte leveår**	**Statistisk liv**	**Tapte leveår**	**Statistisk liv**
- Oslo	1.600	5.500	1.000	19.600	1.200	5.300
- Drammen	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Stavanger [3]	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Bergen	1.500	3.800	700	12.200	600	2.800
- Trondheim	1.300	5.900	1.200	28.000	400	1.600
- Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere [4]	200	600	200	1.300	100	500

[1] To nivåer begrunnet i valg av metode for verdsetting av et dødsfall, dvs. verdien av et statistisk liv uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstanden før dødsfall, eller verdien av et statistisk liv fordelt på tapte leveår der det antas at det i gjennomsnitt går tapt 7 leveår.
[2] Først og fremst utslipp fra fyring med ved og olje
[3] Som Drammen (SFT 1718/2000)
[4] Om lag ¼ av Drammen og Stavanger (SFT 1718/2000)

For å illustrere bruken av de marginale skadekostnadene har vi beregnet virkningene av å gjennomføre tiltak for å redusere utslippene av partikler, se tabell 3. Tabell 3 viser at en reduksjon i årsmiddelkonsentrasjonen på 10 prosent vil redusere de samfunnsøkonomiske kostnadene med mellom 230 og 680 millioner kr pr år. Videre kan vi lese ut fra tabell 3 at 10 prosents reduksjon i bileksos-partikkelutslippet i Oslo vil gi en samfunnsøkonomisk gevinst på mellom 50 og 120 millioner pr. år.

Tabell 3: *Virkninger av tiltak mot partikkelforurensning (PM_{10}) i fire byer. Reduksjon i samfunnsøkonomiske kostnader knyttet til redusert antall framskyndte dødsfall. Millioner 2004-kr pr år.* [1, 2]

	1 µg PM_{10} pr m^3 reduksjon i årsmiddel-konsentrasjonen		**10 % reduksjon i årsmiddel-konsentrasjon**		**10 % reduksjon i utslipp pr. år**					
					Eksosutslipp		Veistøv		Andre utslipp	
	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv
Oslo	230	600	260	680	50	120	110	270	100	270
Bergen	100	230	60	150	15	40	30	70	20	50
Trondheim	70	180	40	110	10	30	20	70	10	20
Drammen	30	70	10	30	5	10	5	10	5	10

[1] To nivåer begrunnet i valg av metode for verdsetting av et dødsfall, dvs. verdien av et statistisk liv som helhet eller fordelt på tapte leveår. Det høyeste nivået baserer seg på verdien av et statistisk liv uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstanden før dødsfall.
[2] Tallene er ikke basert på dagens utslippssituasjon (2005), men angir virkninger i forholdet til størrelsen på utslippet og PM_{10}-konsentrasjonen i 2000.

8.2 Marginale skadekostnader av nitrogenoksider (NO_x regnet som NO_2)

De marginale samfunnsøkonomiske kostnader av norske NO_X-utslipp er først og fremst knyttet til helseskader av lokale utslipp, men også forsuringsvirkninger bidrar til skadekostnaden. Resultatene som gjengis her baserer seg på to tre delstudier fra LEVE-prosjektet: SFT rapport 96:01, 97:14, 1718/2000. Grundig gjennomgang av forutsetninger finnes i disse rapportene.

Beregninger viser at de marginale helseskadekostnadene knyttet til NO_2 i de store byene varierer mellom ca 0,3 og 120 kroner pr. kg NO_2-utslipp (2004-NOK), se tabell 4. De høyeste marginalkostnadene er knyttet til utslipp fra veitrafikk. Dannelse av sekundære partikler fra NO_x-utslipp og bidrag til partikkel-konsentrasjoner er ikke inkludert på grunn av manglende kunnskap om omfanget av dannelsen av slike partikler. Utelatelsen av denne virkningen kan utgjøre en betydelig del av en samlet helseskadekostnad knyttet til NO_x-utslipp, og anslaget som her er vist i tabell 4 er derfor trolig et underestimat.

Skadekostnaden knyttet til forsuringsvirkninger av NO_x er avhengig av geografisk plassering i forhold til de forsuringsfølsomme områdene. Beregnede forsurings-skadekostnad er mellom 0,01 og 0,5 kroner pr. kg utslipp. Størst gevinst vil en oppnå ved å redusere NO_X-utslippet på Sør-Vestlandet og på Kontinentalsokkelen sør for 62. breddegrad.

Marginalkostnader knyttet til forsuring inkluderer kun virkninger på fisk i Norge. Forsuringsskader på andre organismer i vann, vegetasjon og/eller virkninger i andre land er ikke inkludert på grunn av manglende dose-responskunnskap og manglende undersøkelser av betalingsvillighet for slike skader. Dette indikerer at marginal-kostnaden for forsuringsskader er underestimert.

Tabell 4: *Marginale skadekostnader knyttet til forsuring og helse i ulike områder i Norge forårsaket av norske utslipp av NO_x. Målt i kr/kg NO_2 (2004 kr).*

	Forsurings skader NO_x på fisk	Helseskader [1]			
		Veitrafikk		Andre kilder	
		Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland:	0,5				
-Bergen	0,5	2,7	67	1	19
Telemark, Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud, Oppland og Sogn og Fjordane:	0,1				
-Oslo	0,1	3,1	86	1,4	45
-Drammen	0,1	1,4	49	0,5	12
-Resten av området	0,1				
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal	0,1				
-Trondheim	0,1	2,9	120	0,3	16
Nordland, Troms og Finnmark	0,01				
Kontinentalsokkelen, sør for 62° nord	0,5				
Kontinentalsokkelen, nord	0,01				

[1] To nivåer begrunnet i valg av metode for verdsetting av et dødsfall, dvs. verdien av et statistisk liv som helhet eller fordelt på tapte leveår. Det høyeste nivået baserer seg på verdien av et statistisk liv uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstanden før dødsfall.

8.3 Marginale skadekostnader av svoveldioksid (SO_2)

SO_2-utslipp i Norge bidrar først og fremst til forsurings- og materialskader. Det er svært få steder i Norge en vil kunne regne med helseskader av forhøyede SO_2-konsentrasjoner. Forutsetninger og usikkerhet er grundig drøftet i LEVE-rapportene SFT 95:21; 96:01; 97:09 og 97:14. I forbindelse med en oppdatering av tiltaksanalyse for SO_2–utslipp ble det foretatt en ny gjennomgang av beregningene med hensyn på forsuringsvirkninger. Dette er dokumentert i SFT rapport 1814/2001, vedlegg 2.

Beregningene av forsuringsskader på økosystem inkluderer kun virkninger på fisk. Andre virkninger på økosystem samt virkninger i andre land, er ikke inkludert.
I tabell 5 framkommer det at marginal skadekostnad knyttet til forsuringsskader på fisk varierer avhengig av hvor utslippet skjer og nærheten til forsuringsutsatte områder der tålegrensen for forsuring overskrides. Størst samfunnsøkonomisk gevinst vil en oppnå ved å redusere SO_2-utslippet på Sør-Vestlandet, marginalkostnad lik ca 16 kr per kg SO_2 utslipp. Lavest i Nordland, Troms og Finnmark, 0,04 kr per kg SO_2 utslipp.

Material- og korrosjonsskader vil være størst i de store byene i hovedsak fordi det der er størst forekomst av infrastruktur og biler (størst ”stock at risk”) koblet opp mot relativt høye utslipp innenfor et begrenset område. Beregningene viser at marginalkostnaden er størst i Bergen der den ligger på 130 kroner pr. kg utslipp av

SO_2, mens Oslo, Skien og Drammen har marginalkostnader på henholdsvis 108, 87 og 79 kroner per kg utslipp av SO_2. Også Bærum har høy SO_2-marginalkostnad knyttet til materialkorrosjon, i overkant av 90 kr/kg utslipp av SO_2.

Tabell 5: *Marginale skadekostnader knyttet til forsuring og materialskader i ulike områder i Norge forårsaket av norske utslipp av SO_2. Målt i kr/kg utslipp av SO_2 (2004 kr).*

	Forsuring	**Material-skader av SO_2**
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland		
-Bergen	16	130
-Kristiansand	16	3
-Stavanger	16	47
-Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere	16	3
-Tettsteder	16	3
-Resten av området	16	0,1
Telemark, Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud, Hedemark, Oppland og Sogn og Fjordane		
-Oslo	0,8	108
-Drammen	0,8	79
-Halden	0,8	40
-Sarpsborg	0,8	5
-Fredrikstad	0,8	4
-Moss	0,8	4
-Bærum	0,8	91
-Asker	0,8	63
-Porsgrunn	0,8	6
-Skien	0,8	87
-Bamle	0,8	30
-Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere	0,8	3
-Tettsteder	0,8	3
-Resten av området	0,8	0,1
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal		
-Trondheim	0,4	21
-Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere	0,4	1
-Tettsteder	0,4	1
-Resten av området	0,4	0,1
Nordland, Troms og Finnmark		
-Tromsø	0,04	11
-Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere	0,04	1
-Tettsteder	0,04	1
-Resten av området	0,04	0,1

8.4 Marginale skadekostnader av ammoniakk (NH_3)

Utslipp av NH_3 bidrar også til forsuringsskader på fisk. Her varierer marginalkostnaden fra 0,01 til 6,4 kroner per kg utslipp avhengig av hvor utslippet skjer, se tabell 6. Sør-Vestlandet har den høyeste marginalkostnaden siden utslipp i dette området bidrar mest til nedfall i det forsuringsbelastede området på Sør-Vestlandet.
NH_3 bidrar også til gjødslingseffekter på naturlige økosystem og kan som gass bidra til helseskader. Sistnevnte er ikke tilfelle i Norge men kan være det i enkelte tett befolkede deler av Europa. Denne virkningen er ikke inkludert her.

Tabell 6: *Marginale skadekostnader knyttet til forsuring i ulike områder i Norge forårsaket av norske utslipp av NH_3. Målt i kr/kg utslipp av NH_3 (2004 kr).*

	Forsuring av NH_3
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	6,4 [1]
Telemark, Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud, Hedemark, Oppland og Sogn og Fjordane	0,3
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal	0,1
Nordland, Troms og Finnmark	0,01

[1] Denne er høyere enn for NO_x pga. raskere avsetning og omsetning i økosystemene, og fordi Sørvestlandet er de mest sårbare områdene (lavest tålegrense for forsuring)

Del 2: Implisitt verdsetting av klimagasser, NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC

9. Klimagasser

Ved verdsetting av reduserte klimagasser vil det være naturlig å ta utgangspunkt Klimakonvensjonen og Kyotoavtalen. Flere alternative metoder for *implisitt verdsetting* er imidlertid aktuelle, se gjennomgangen nedenfor.

9.1 Internasjonale tiltakskostnader og kvotepris

IPCC (2001) har i sin siste hovedrapport (TAR) anslått gjennomsnittlige marginale tiltakskostnader for å oppfylle Kyotoprotokollen for industriland til 20-600 US$ pr tonn C uten kvotehandel og 15-150 US$ pr tonn C med full kvotehandel. Dette tilsvarer henholdsvis 50-1500 og 37-370 kr pr. tonn CO_2. På bakgrunn av beslutningene på COP7 i Marrakesh om ikke å sette et kvantitativt tak på hvor mye av reduksjonen landene kan gjennomføre i andre land, vil trolig det siste alternativet (med full kvotehandel) være mer realistisk enn det første.

Det er også gjennomført flere studier for å anslå *kvotepris* for CO_2 ved en oppfyllelse av Kyotoavtalen. Disse anslagene er imidlertid svært usikre, og varierer fra 50 til 400 kr pr. tonn CO_2, se Klimameldingen (St.meld. nr. 54, 2000-2001). Kvoteprisen er bl.a. avhengig av hvor stor andel av reduksjonen landene vil gjennomføre innenlands. Det er også trukket fram at forventet kvotepris er langt lavere i dag enn tidligere siden USA har trukket seg fra avtalen i 2001. For eksempel har Hagem og Holtsmark (2001) anslått at kvoteprisen som følge av at USA ikke ratifiserer protokollen kan reduseres fra 15 til 5 USD/tonn CO_2, (dvs. fra ca. 135 til 45 kr/tonn med dagens valutakurs).

Kvoteprisen har vært stigende på EUs kvotebørs etter at den åpnet for fri handel. I månedsskifte mars/april 2005 var den på om lag 14 Euro eller rundt 110 NOK. Dette er betydelig høyere enn analyseselskapene på forhånd forventet.

9.2 Nasjonale tiltakskostnader

Gjennom Kyotoprotokollen er Norge forpliktet til å begrense sine utslipp slik at de ikke er mer enn 1 prosent over utslippet i 1990, se figur 3.

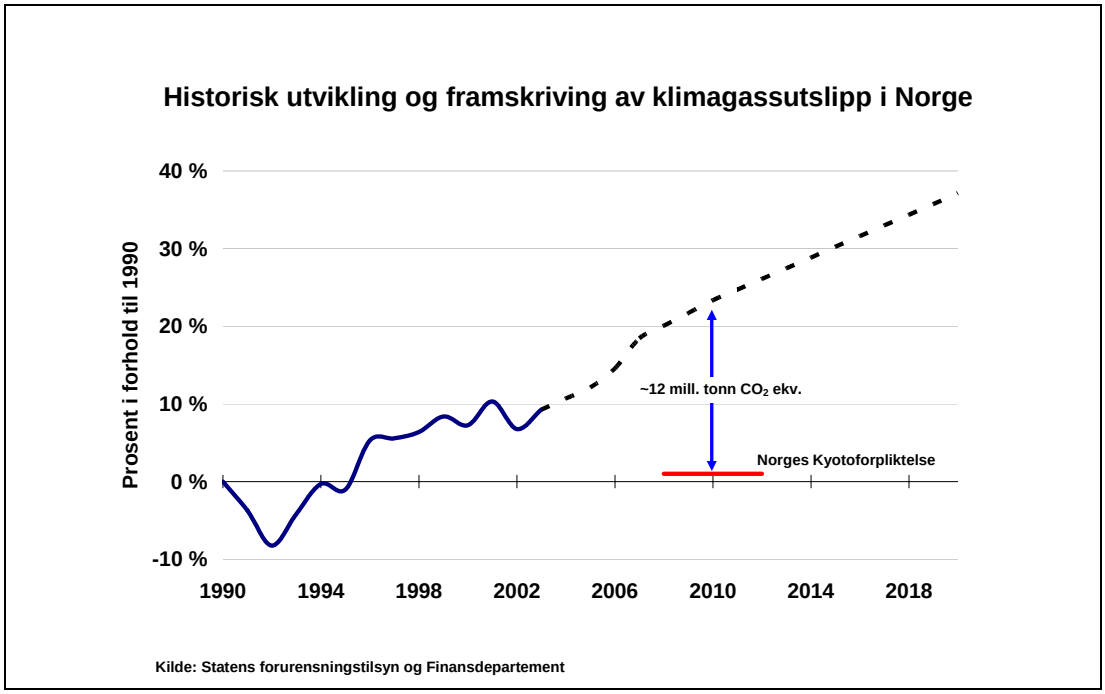
Framskrivingene viser en utvikling der iverksatte utslippsreduserende tiltak videreføres, men uten at det iverksettes nye tiltak i Norge. Det er viktig å understreke at det er stor usikkerhet knyttet til framskrivingen, men gitt at vi får en økonomisk utvikling som den som ligger til grunn for framskrivingen gir den informasjon om hvor mye utslippene må reduseres for at Norge skal oppfylle sine internasjonale forpliktelser, i form av reduksjoner i norske utslipp og gjennom bruk av de såkalte Kyoto-mekanismene. Det nasjonale kvotesystemet for klimagassutslipp, som ble satt i verk 1. januar 2005, er ikke innarbeidet i framskrivingen.

Utslippsframskrivingene for 2010 og 2020 avhenger blant annet av hvordan det norske kraftforbruket dekkes. Økningen i kraftforbruket framover kan møtes gjennom utbygging av gasskraft, vannkraft, andre fornybare energikilder eller økt import. Hva som realiseres av utbygginger avhenger av rammebetingelser, utviklingen i kraftmarkedet og prisen på råvarer, som kull, gass og olje. Ulike kombinasjoner av kraftutbygging og import vil gi ulike virkninger på utslipp i Norge og i utlandet. Beregningsteknisk er det lagt til grunn en viss utbygging av vannkraft og økt import på kort sikt, og større utbygging av kraftproduksjon basert på gass mellom 2010 og 2020. Dersom framtidige gasskraftverk kan ta i bruk teknologiløsninger for CO_2-håndtering, vil CO_2-utslippene være lavere enn det disse fremskrivingene indikerer.

Revisjon av metoden for beregning av metanutslipp fra avfallsdeponier har medført at både historiske og framskrevne utslipp er kraftig redusert i forhold til tidligere beregninger.

Klimagassforpliktelsen kan gjennomføres ved hjelp av nasjonale tiltak eller ved kvotekjøp. Kyotoprotokollen gir ikke noe konkret tak på hvor mye som skal reduseres hjemme. På det sjuende partsmøtet (COP 7) under Klimakonvensjonen ble det derimot besluttet at *"…domestic action shall constitute a significant element of the effort made by each Party…."*. Men det vil være opp til myndighetene i de enkelte land å definere hva som menes med *"significant element"*. I Sem-erklæringen sier Bondevik-regjeringen at en *vesentlig* del av utslippsreduksjonen skal oppnås gjennom nasjonale tiltak.

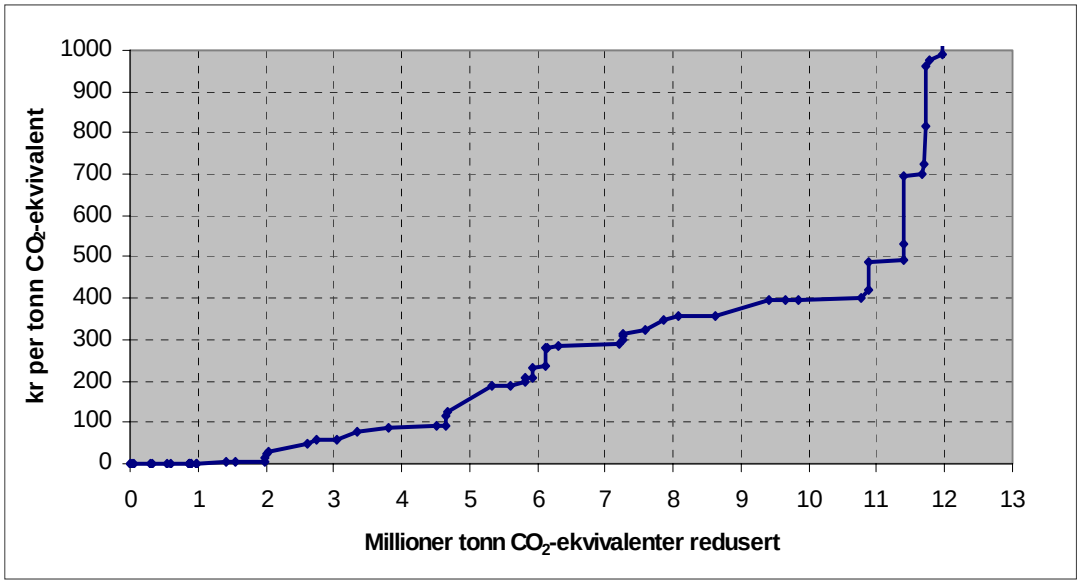
En illustrasjon på målsettingen i Sem-erklæringen kan være å forutsette at halvparten av "gapet" mellom prognose og mål blir realisert innenlands, dvs. om lag 5-7 millioner tonn, se figur 3.



Figur 3: *Historisk utvikling og framskriving av klimagassutslipp i Norge. Kilde: SFT, SSB og Finansdepartementet.*

SFTs klimatiltaksanalyse fra 2000 (SFT 1708/2000) indikerer hva de samfunnsøkonomiske kostnadene vil være ved å redusere klimagassutslippene i Norge, se figur 4. Analysen er noen år gammel og det foregår for tiden en oppdatering. Imidlertid gir den en indikasjon på hvor kostnadsnivået vil være for å redusere mellom 5 og 7 mill tonn CO_2–ekv.

Det ble utgangspunkt i en referansebane uten nye tiltak tilsvarende den som er vist i figur 3. Tiltakskostnadene omfatter direkte samfunnsøkonomiske investerings- og driftskostnader. Analysen viste at Norge vil måtte gjennomføre tiltak opp til en marginal kostnad på ca 200-300 kr per tonn dersom halvparten av reduksjonen skal gjennomføres innenlands, se figur 4. Dette anslaget er blant annet følsomt for hvor mange gasskraftverk en forutsetter etablert i perioden 2008-2012 uten "CO_2-rensning".



***Figur 4**: Kostnader ved reduksjon av klimagasser i Norge i 2010. SFTs tiltaks-analyse fra 2000 (SFT TA-1708/2000).*

9.3 Andre vedtatte virkemidler

En annen metode vil være å benytte dagens CO_2-avgift som grunnlag og forutsette at denne er satt til et nivå som representerer en implisitt verdsetting av klimaproblemet. CO_2-avgiften varierer i dag fra 100 kr per tonn til høyeste verdi på nær 330 kr per tonn CO_2. Flere kilder er også fritatt for CO_2-avgift. Avgiften dekker nær 2/3-deler av CO_2-utslippene og nesten 50 prosent av alle klimagassutslippene. Gjennomsnittlig avgift for de som betaler avgift er mellom 250 – 300kr per tonn CO_2. Den store variasjon i avgiftsnivå skyldes trolig at CO_2-avgiften ikke er begrunnet ut fra klimaproblemet alene. Fritakene eller de reduserte avgiftssatsene er ofte begrunnet ut fra ønsket om å ta hensyn til enkelte fordelingsvirkninger av CO_2-avgiften.
1. januar 2003 ble det innført avgift på import av HFK og PFK. Avgiften ble satt til 180 kr per tonn CO_2 og kan betraktes som en implisitt verdsetting av skadene av klimagassutslipp.

9.4 Oppsummering

Tabell 7 gir en oversikt over de alternative metoder for implisitt verdsetting av virkningene av klimagassutslipp. Inntil videre anbefaler vi at en legger til grunn 200 kr pr tonn CO_2. Med utgangspunkt i det globale oppvarmingspotensialet (se vedlegg 2) gir dette verdsetting av utslipp av ulike klimagasser som angitt i tabell 8.

***Tabell 7**: Alternative metoder for implisitt verdsetting av klimagassutslipp.*

IPCC (2001) - Antatt marginale tiltakskostnader ved oppfyllelse av Kyotoprotokollen:	37-370 kr per tonn CO_2
Klimameldingen - Mulig internasjonal kvotepris:	40-400 kr per tonn CO_2
SFTs tiltaksanalyse - Marginalkostnad ved å gjennomføre 50 prosent av tiltakene innenlands:	200-300 kr per tonn CO_2
CO_2-avgiften i Norge:	100-330 kr per tonn CO_2
HFK-avgiften i Norge:	180 kr per tonn CO_2

***Tabell 8:** Forslag til verdsetting av klimagassutslipp. NOK 2004.*

Klimagass	**Marginalkostnad**	
CO_2	200	kr per tonn
CH_4	4 200	kr per tonn
N_2O	62 000	kr per tonn
CF_4	1 300	kr per kg
C_2F_6	1 840	kr per kg
SF_6	4 780	kr per kg
HFK-134a	260	kr per kg

10. NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC

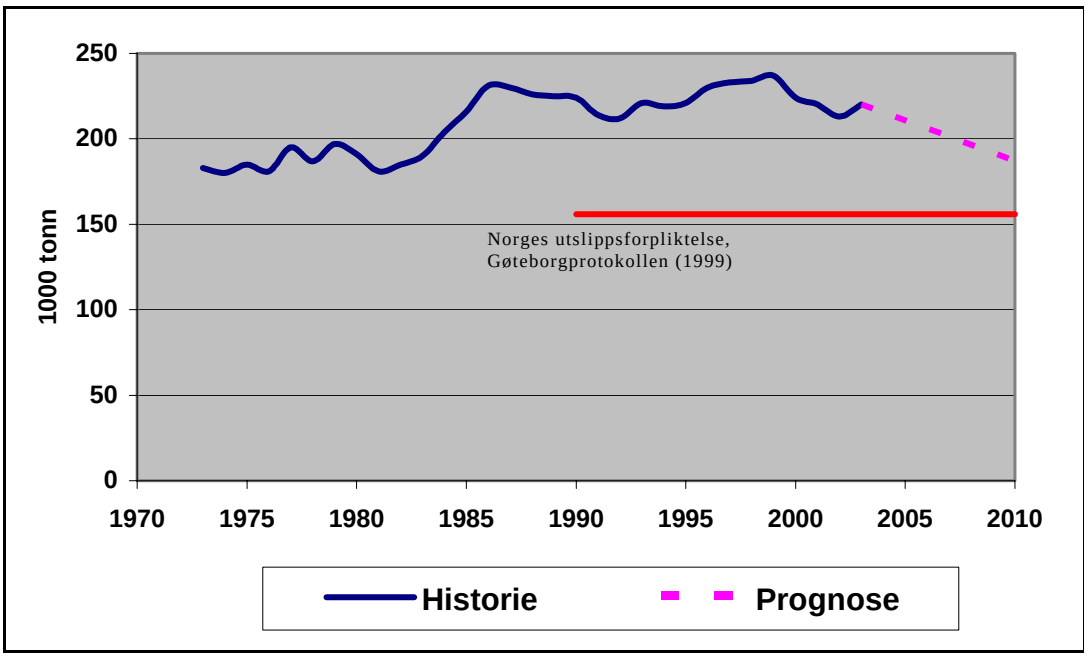
En *implisitt verdsetting* av redusert utslipp av NO_X, SO_2, NH_3 og nmVOC kan ta utgangspunkt i en analyse av tiltakskostnader av å oppfylle Gøteborgprotokollen. For disse utslippene har SFT de siste 10 årene publisert tiltaksanalyser, som er gjennomgått nedenfor. Gjennom LEVE-prosjektet ble enkelte skader ved utslipp av NO_x, SO_2 og nmVOC verdsatt direkte. På grunn av mangel på kunnskap kunne ikke alle miljøeffektene bli verdsatt direkte, slik at disse direkte verdsettingsestimatene bare dekker en del av gevinsten ved å redusere utslippene. Implisitt verdsetting kan i denne sammenheng forstås som et uttrykk for en verdsetting av utslippsreduksjoner, men hvor det er foretatt avveining i forhold til andre samfunnsmål som sysselsetting, mm.

10.1 Nitrogenoksider (NO_x)

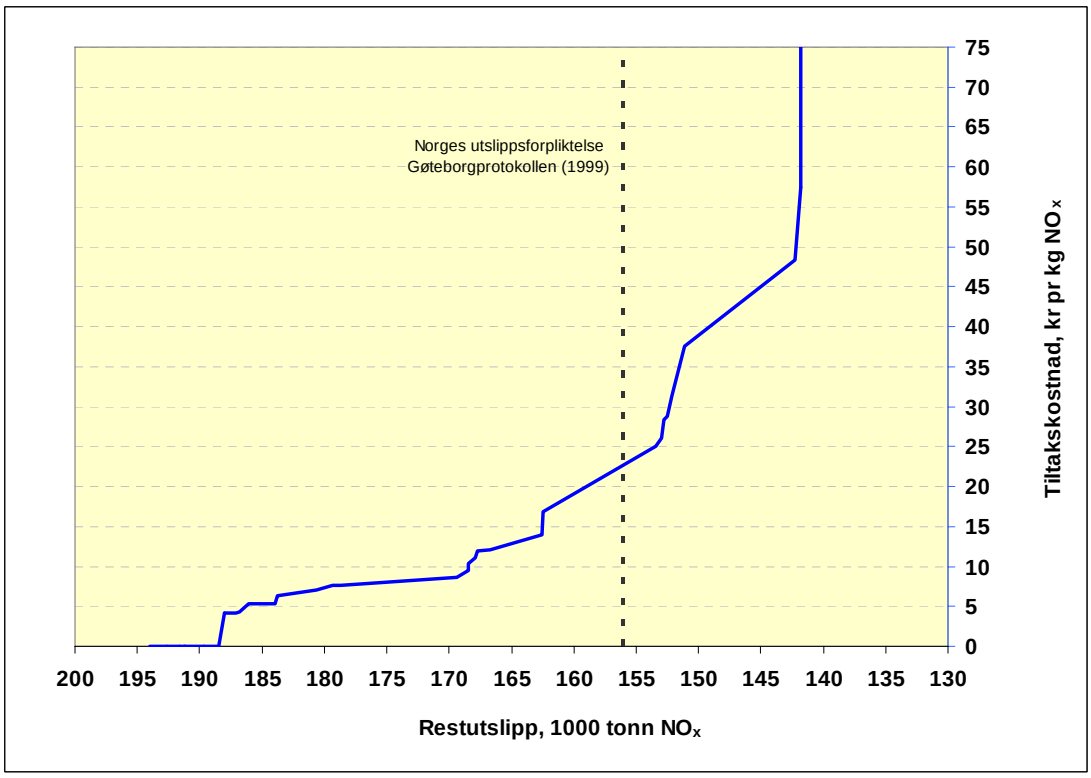
Gøteborgprotokollen krever at Norge reduserer sine NO_x-utslipp ned til 156.000 tonn i 2010. Som det går fram av figur 5, innebærer dette en reduksjon på litt over 44.000 tonn i forhold til en referansebane uten nye tiltak. Det er knyttet stor usikkerhet til kostnadene ved tiltak for å nå kravene i Gøteborgprotokollen. Den marginale kostnaden vil variere over tid. Kostnadene vil særlig være følsomme for hvor raskt tiltakene implementeres og endringer i framskrivninger. Ut i fra kunnskapen om tiltakskostnader og framskrivninger er det rimelig å legge til grunn en langsiktig marginalkostnad på ca 25 ± 5 kroner per kg NO_x. For å nå reduksjonskravet innen 2010 vil det være nødvendig å gjennomføre flere større tiltak som kan ha betydelig høyere kostnad. Marginalkostnaden ovenfor er derfor et uttrykk for kunnskap om en marginal kostnad som gjenspeiler en generell miljøkostnad ved utslipp av NO_x.

Tiltaksanalysen fra 1999 er justert som følger:

- Nye framskrivninger blant annet fra oljebransjen, lagt fram av Oljedirektoratet i 2003
  medfører lavere utslipp i framskrivningen
- Ny kunnskap forbundet med Lav-NO_x–brenner i gasskraftverkene offshore
  medfører økte kostnader for utslippsreduksjon
- Delvis oppdaterte kostnadstall og reduksjonspotensial for tiltak innen landbasert industri og fra skip
- Prisjusterte tiltakskostnader fra NOK 1999 til NOK 2004



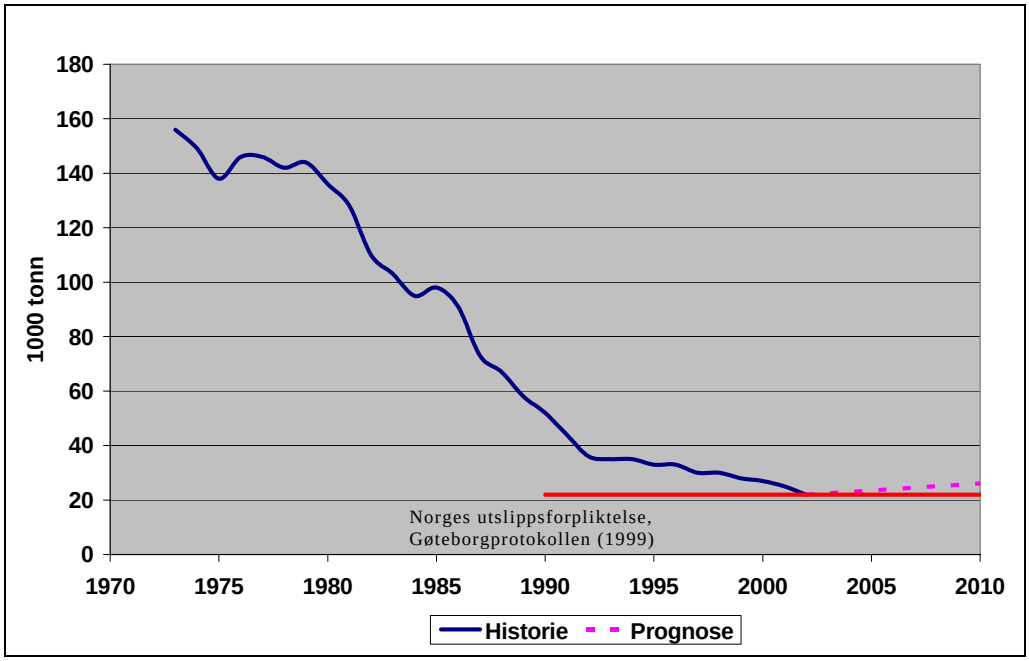
Figur 5: *Historisk utvikling og framskriving av NO_x i Norge.*
Kilde: SFT, SSB og Finansdepartementet.



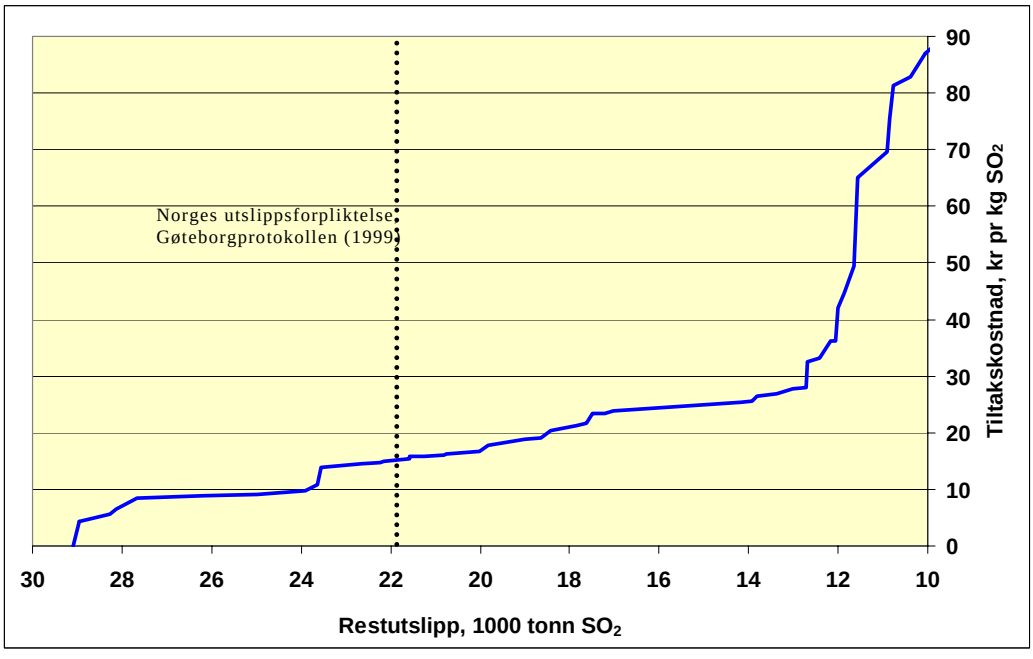
Figur 6*: Kostnader ved reduksjon av NO_x i Norge fram mot 2010. NOK 2004.*
Kilde: SFT

10.2 Svoveldioksid (SO_2)

Gøteborgprotokollen krever at Norge reduserer SO_2-utslippene ned til 22.000 tonn i 2010. Som det går fram av figur 3, var utslippene nede i dette nivået allerede i 2003. Det er imidlertid forventet en svak økning i utslippene fram til 2010, slik at utslippene vil ligge 4.000 tonn over målsetningen i 2010 hvis ikke nye tiltak iverksettes, se figur 7. SFTs tiltaksanalyse for SO_2 viser at denne reduksjonen trolig kan oppnås med en marginalkostnad på ca. 15 ± 3 kroner per kg SO_2, se figur 8 (SFT, 2001; SFT, denne rapport).



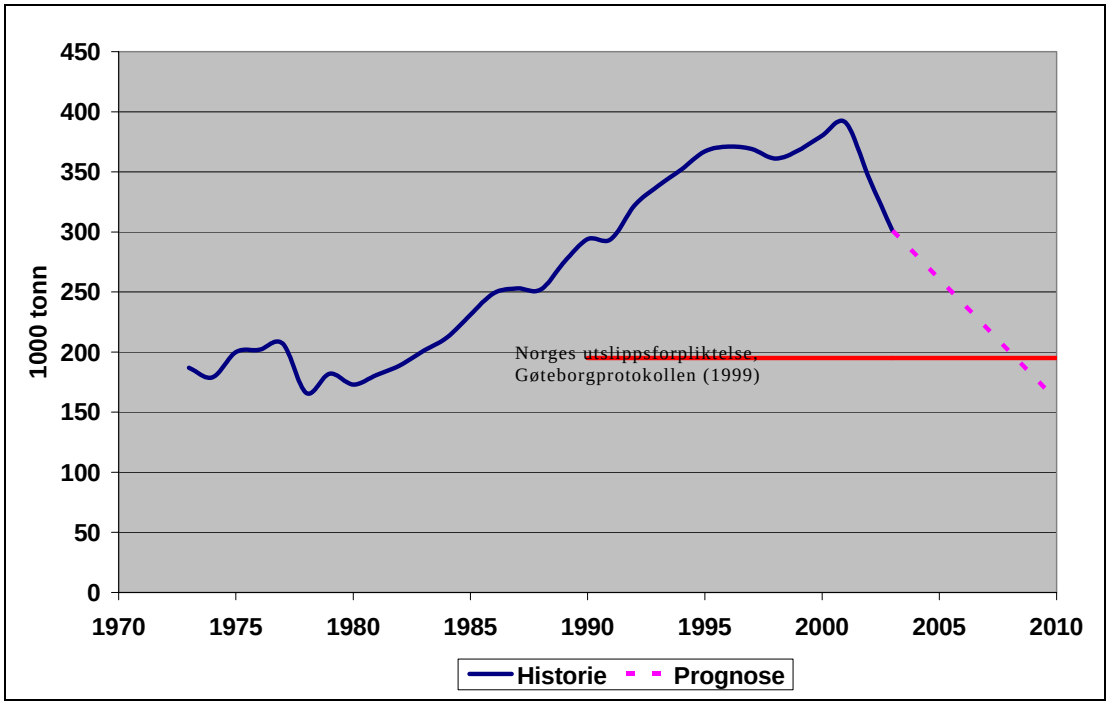
***Figur 7**: Historisk utvikling og framskriving av SO_2 i Norge. Kilde: SFT, SSB og Finansdepartementet.*



***Figur 8**: Kostnader ved reduksjon av SO_2 i Norge. NOK 2004. Kilde: SFT*

10.3 Flyktige organiske forbindelser (nmVOC)

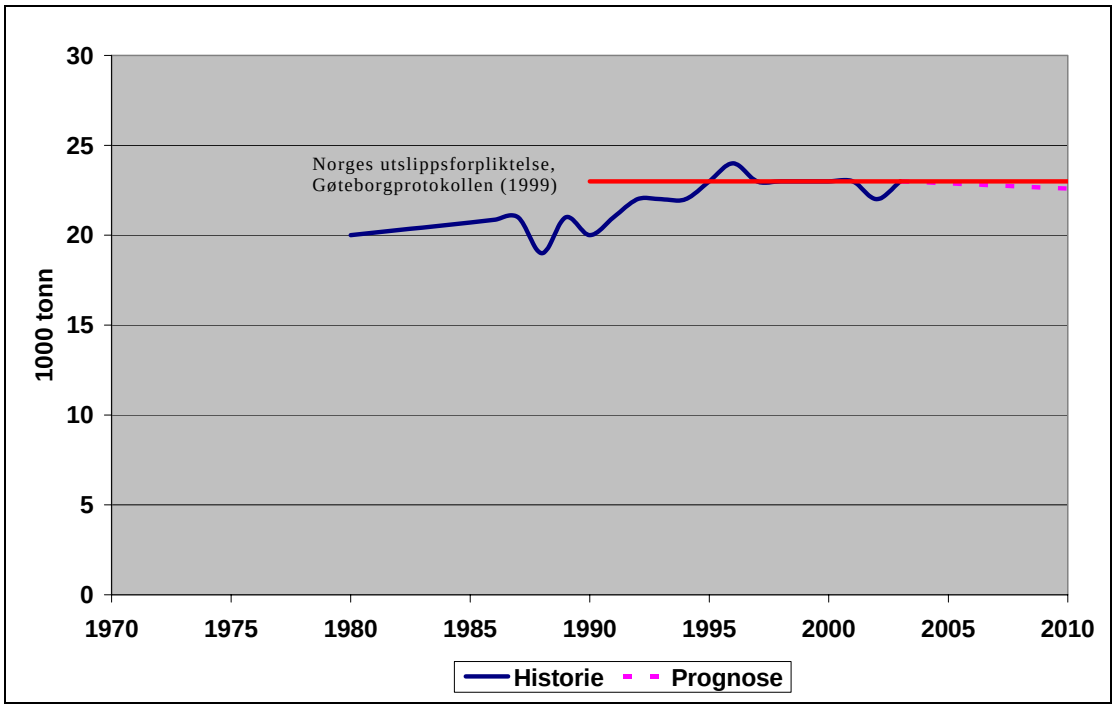
Gøteborgprotokollen krever at Norge reduserer nmVOC-utslippene ned til 195.000 tonn innen 2010. Som det går fram av figur 9, vil utslippene kunne reduseres til under dette nivået innen målåret 2010, blant annet som følge av kravet om gjenvinning av VOC-damp under bøyelasting av råolje i Nordsjøen. SFTs tiltaksanalyse (1997) anslår tiltakskostnadene av dette tiltaket til ca 1 ± 0,2 kr (NOK-2003) per kg NMVOC, gitt en samfunnsøkonomisk tilnærming med 7 prosent rente og 25 års levetid. Dersom en legger til grunn at dette tiltaket er det marginale tiltaket for å oppfylle VOC-protokollen, vil gevinsten av å redusere nmVOC implisitt kunne verdsettes til 1 ± 0,2 kr per kg nmVOC.



Figur 9: *Historisk utvikling og framskriving av nmVOC i Norge. Kilde: SFT, SSB og Finansdepartementet.*

10.4 Ammoniakk (NH_3)

Gøteborgprotokollen krever at Norge reduserer NH_3-utslippene ned til 23.000 tonn innen 2010. Som det går fram av figur 10, vil utslippene trolig kunne holdes på dette nivået fram til 2010 uten ytterligere tiltak. Innen jordbruket er det gjennomført enkelte tiltak som også har hatt virkninger på NH_3 -utslippene. Vi kjenner imidlertid ikke til kostnadene ved disse tiltakene, og har ingen implisitt verdsetting av NH_3-reduksjonene.



Figur 10: *Historisk utvikling og framskriving av NH_3 i Norge.*
Kilde: SFT, SSB og Finansdepartementet.

10.5 Oppsummering

På bakgrunn av gjennomgangen av tiltaksanalyser og -kostnader anbefaler vi følgende implisitte verdsetting av reduserte utslipp av NO_x, SO_2 og nmVOC (NOK 2003):

Nitrogenoksider (NO_X):	25 ± 5 kr per kg
Svoveldioksid (SO_2):	15 ± 3 kr per kg
Flyktige organiske forbindelser (nmVOC):	0 kr per kg

Det er ingen implisitt verdsetting av NH_3.

11. Implisitt verdsetting versus bruk av skadekostnader

Gjennom LEVE-prosjektet ble enkelte skader ved utslipp av NO_x, SO_2 og nmVOC verdsatt direkte ved bruk av skadekostnadsmetoden. Disse verdsettingsestimatene kommer ikke som tillegg til de implisitte verdsettingsestimatene basert på tiltakskostnader, fordi tiltakskostnader gir uttrykk for en *samlet* verdsetting av miljøforbedringene eller forverringene ved utslippsendringer. Ved implisitt verdsetting tas det imidlertid hensyn til andre samfunnsmål gjennom den politiske prosessen som fastsetter ambisjonsnivåene, og verdsettingen vil derfor være de nedre estimatene for de marginale miljøkostnadene.

I mange situasjoner er skadekostnadene høyere enn verdsetting basert på tiltaks-kostnader. Det er for eksempel tilfelle for LEVE-prosjektets verdsetting av helseskader av NO_x og materialskader av SO_2. I slike tilfeller anbefales det at skadekostnadene anvendes som et øvre nivå for de marginale miljøkostnadene.

Hovedregelen i SFTs anbefaling er at tiltakskostnaden anvendes som nedre estimat og skadekostnaden som et øvre estimat der denne er høyere enn tiltakskostnadene. Rundt både nedre og øvre estimater vil det være usikkerhet. Det vises til kapitlene 5-10 i denne rapporten samt delutredningene for en nærmere drøfting av usikkerhet.

I tabell 9 angis de marginale miljøkostnadene for NO_x, SO_2, NH_3 og nmVOC, som framkommer ved bruk av denne hovedregelen og som dermed anbefales anvendt i samfunnsøkonomiske beregninger. Resultatene bør anvendes med varsomhet. Anbefalte estimat for PM_{10} og klimagasser er angitt i tabeller i kapittel 8 og 9.

Miljøkostnadene per utslippsenhet er geografisk differensiert der det er analyser som underbygger dette. Det er sannsynlig at det er variasjoner også utover det som her er vist, men per i dag foreligger det ikke studier som dokumenterer dette.

Et vesentlig spørsmål med hensyn til begge tilnærmingsmåter er hvor lenge (mange år fram i tid) de anbefalte marginale miljøkostnadene kan anvendes. Det er det ikke noe enkelt svar på. Det vil blant annet avhenge av om eller hvor raskt miljøbelastningene endres vesentlig fra dagens situasjon, eller om det defineres nye miljøpolitiske ambisjoner. Også andre forhold som nye teknologiske løsninger og industristrukturelle endringer kan redusere eller øke tiltakskostnadene innenfor gjeldende miljømål.

De marginale miljøkostnadene basert på tiltaksanalyser (implisitt verdsetting) er i prinsippet kun gyldig så lenge de norske utslippene er høyere enn de gjeldende miljøpolitiske målsetningene for utslippsreduksjoner. Det kan likevel argumenteres med at de kan defineres en langsiktig marginal tiltakskostnad for på lang sikt å holde utslippet på riktig nivå i henhold til de politiske målsetningene.

Endringer i de nevnte faktorene må vurderes i forhold til hvor langt fram i tid de anbefalte marginale miljøkostnadene kan anvendes. SFT tar sikte på å komme tilbake med oppdateringer og/eller kommentarer til disse forholdene ved jevne mellomrom og/eller når endringer i de nevnte faktorer medfører at dette er nødvendig.

Tabell 9: *Miljøkostnader for NOx (regnet som NO2), SO2, NH3, nmVOC. Anbefalte estimater for marginale miljøkostnader definert ved helse-, forsurings- og materialskadekostnader forårsaket av norske utslipp. Angitt som kr/kg utslipp (NOK 2004)* [1].

	NO_x			SO_2		NH_3		nmVOC
	Alle kilder	Vei-trafikk	Andre kilder	Alle kilder		Alle kilder		Alle kilder
	Nedre	Øvre[1]	Øvre[1]	Nedre [2]	Øvre [1]	Nedre	Øvre [1]	
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	25			16		0	6,4	0
-Bergen	25	67		16	130			
-Stavanger				16	47			
Telemark, Vestfold, Akershus, Oslo, Østfold, Buskerud, Hedemark, Oppland og Sogn og Fjordane	25			15		0	0,3	0
-Oslo	25	86	45	15	108			
-Drammen	25	49		15	79			
-Halden				15	40			
-Bærum				15	91			
-Asker				15	63			
-Skien				15	87			
-Bamle				15	30			
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal	25			15		0	0,1	0
-Trondheim	25	120		15	21			
Nordland, Troms og Finnmark	25			15		0	0,01	0

[1] Øvre estimat er definert av skadekostnader (helseskader, materialkorrosjon eller forsuring). Verdier kun angitt der skadekostnadsestimatet er høyere enn tiltakskostnaden. Der skadekostnaden er lavere enn tiltakskostnaden er det ikke angitt noe øvre nivå. Se kapittel 8 for beregnede skadekostnad for de ulike områdene.

[2] På Sør-Vestlandet er nedre estimat for SO_2 definert av skadekostnaden for forsuring.

12. Anbefalinger for videre arbeid

Det anbefales at det foretas gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget og foretas revisjoner og oppdateringer av estimatene for marginale miljøkostnader med jevne mellomrom. Dette kan gjøres f.eks. hvert 3. år eller når det foreligger vesentlig ny kunnskap om dose-responssammenhengene, verdsetting av helse- og miljøgoder, endrede miljøpolitiske målsetninger og/eller nye tekniske løsninger eller industristrukturelle endringer.

Revisjon må også foretas når de miljøpolitiske målsetningene om utslippsreduksjoner oppnås. I slike tilfeller bortfaller delvis grunnlaget for å opprettholde en marginal miljøkostnad basert på marginal tiltakskostnad, innenfor en gitt tidshorisont. Imidlertid kan det argumenters for å opprettholde en langsiktig marginal tiltakskostnad for å holde utslippsnivået innenfor målsetningen i også årene etter at målsetningen er nådd.

Det anbefales også at det arbeides videre med kunnskapsgrunnlaget for verdsetting av sannsynlighet for tap av liv. Spesielt for de marginale helse- og miljøkostnadene for PM_{10} og NO_2 har nivået av verdien av et statistisk liv stor betydning.

13. Referanser

Aune, B. (1993). Temperaturnormaler; normalperioden 1961-1990. Oslo, DNMI (Det norske meteorologiske institutt), (DNMI-rapport Klima 2/93).

Barret, K. And Berge, E. (1993). Air pollution geography of Norwegian nitrogen and sulphur emissions, and their contributions to depositions in North-West Europe. Oslo, DNMI (Det norske meteorologiske institutt), Technical report no. 121, 1993.

CAFE-EU, 2003/04. Methodology for the Clean Air For Europe (CAFE) cost-benefit analysis (CBA). AEA Technology contracted by EC DG ENV.

Elvik, R. (1993): ¯konomisk verdsetting av velferdstap ved trafikkulykker. TØI-rapport 203/93.

Finansdepartementet (2000). Veiledning i samfunnsøkonomiske analyser. www.odin.no/fin

Folkehelseinstituttet, 2005. Eksponering-responsfunksjoner for konsekvensutredning. Beregning av antall tilfeller av ulike helseskader som skyldes luftforurensning. Januar 2005

Førland, E.J. (1993). Nedbørnormaler; normalperiode 1961-1990. Oslo, DNMI (Det norske meteorologiske institutt), (DNMI-rapport Klima 39/93).

Glomsrød, S. og Rosland, A. (1988). Luftforurensninger og materialskader: Samfunnsøkonomiske kostnader. Oslo (Statistisk Sentralbyrå. Rapport 88/31).

Gram, F. (1982). Utslipp av luftforurensninger i Oslo området 1979. Lillestrøm (NILU OR 10/82).

Gram, F. (1994). Utslipp av NOx og NMVOC i Oslo 1991. Nitrogendioksider og oksidanter i byområder, Dannelse og effekter. Lillestrøm (NILU OR 79/94).

Hagem, Cathrine and Bjart Holtsmark, 2001. Liten miljøeffekt av Kyotoavtale uten USA. Cicerone, 2001 (3): pp.16-18.

Hagen, L.O. (1994). Eovervåking av luftforurensninger. April 1993 – mars 1994. Lillestrøm (NILU OR 46/94).

Holmøy, E. and B. Strøm, (1997). The social cost of public sector consuption and tax financing- general equlibrium assessments. Reports 97/16, Statistics Norway, 1997. (In Norwegian).

IPPC, 1995. Second Assessment Report (SAR).

IPPC, 2001a. Climate Change 2001. Third Assessment Report (TAR) of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge united Kingdom, and New York, NY, USA.

IPPC, 2001b. Contribution of Working Groups I, II and III to the Third Assessment Report (TAR) of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge united Kingdom, and New York, NY, USA.

Mortensen, L.M., (1993). Effects of ozone on growth of several subalpine plant species. Norwegian J. Of Agr. Sci., 7, 129-138.

Mortensen, L.M., (1994a). Further studies on the effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. Norwegian J. of Agr. Sci., 8, 91-97.

Mortensen, L.M., (1994b). The influence of carbon dioxide or ozone concentration on growth and assimilate partitioning in seedling of nine conifers. Acta Agr. Scand., Sect. B, Soil and Plant Sci., 44, 157-163.

Navrud, S. (2001): Linking physical and economic indicators of environmental damages: acidic deposition i Norway, in Spash, C.L. and McNally, S. Managing Pollution. Economic Valuation and Environmental Toxicology. Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, UK.

NIVA (1996a): Forsuring av overflatevann – beregningsmetodikk, trender og mottiltak. NIVA-rapport (LNR 3528-96).

NIVA (1996b): Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. NIVA-rapport (LNR 3565-96).

NIVA (2000): Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. NIVA-rapport (LNR 4179-2000).

NIVA (2001): Vurdering av dagens og fremtidig nitrogenlekkasje i Norge. NIVA-rapport (LNR 4449-2001).

NOU (1997:27): Nytte-kostnadsanalyser - Prinsipper for lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor, Finans- og tolldepartementet.

NOU (1998:16): Nytte-kostnadsanalyser - Veiledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor, Finans- og tolldepartementet.

Posh, M. et. al., (1997). Exceedance of critical loads for lakes in Finland, Norway, and Sweden: Reduction requirements for acidifying nitrogen and sulfur deposition. Environmetal Management Vol. 21, No. 2, pp. 291-304.

Rosendahl, K.E. (1996): Helseeffekter av luftforurensning og virkninger på økonomisk aktivitet. Generelle relasjoner med anvendelse på Oslo, Rapporter 96/8, Statistisk sentralbyrå.

Sáez, R.M. and P. Linares (1999). The national implementation in the EU of the ExternE accounting framework, CIEMAT, Madrid.

SFT (1995). Effekter på avlinger, skog og annen vegetasjon (dose-respons). SFT-rapport 95:21.

SFT (1996). Ozone concentrations in Norway and Europe. Modelling the contribution from NOx and NMVOC emissions. SFT-rapport 96:01 (TA-1295/1996).

SFT (1996). Effekter av sur nedbør på fiskebestander (skadefunksjon). SFT-rapport 96:01.

SFT (1997). Avlingstap som følge av bakkenært ozon. Vurderinger for perioden 1989-1993. SFT-rapport 97:02.

SFT (1997). Crop damage from ground level ozone. Evaluation for the period 1989-1993. SFT-rapport 97:04.

SFT (1997). Materialkostnader på bygninger og biler i Norge. SFT-rapport 97:09.

SFT (1997). Betalingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring. SFT-rapport 97:14.

SFT (1997). Reduksjon i forbruk av HFK. Tiltak og kostnader. SFT-rapport 97/32.

SFT (1997). Tiltak for reduksjon av nmVOC-utslipp i Norge. Beregninger av kostnader. SFT-rapport 97/11.

SFT (1988). Measures for Reducing nmVOC Emissions in Norway – Cost Estimates. SFT-report 98/07.

SFT (1998). Helsevirkninger av svevestøv, Notat 05.10.98, med vedlegg skrevet av Folkehelsa.

SFT (1999). Reduksjon av NO_x –utslipp i Norge. Tiltaksanalyse for målåret 2010. SFT rapport 99/13.

SFT (1999). Surface ozone and crop damage in Norway. Estimates for the year 2010.

SFT (1999). Rapport 99:05.

SFT (1999). Reduksjon av utslipp av ammoniakk i Norge. SFT 99/10

SFT (2000). Helseeffekter og samfunnsøkonomiske kostnader av luftforurensning. SFT-rapport 1718/2000.

SFT, 2000. Reduksjon av klimagassutslipp i Norge. En tiltaksanalyse for 2010. SFT 1708/2000.

SFT, 2001. Reduksjon av SO_2 –utsleppa i Norge. Ein tiltaksanalyse for 2010. SFT 1814/2001.

Simpson, D. And S. Malik, 1996. photochemical oxidant modelling and source-receptor relationships for ozone. In EMEP MSC-W Report 1/96 (eds. Barret and Berge), Norwegian Meterological Institute, EMEP MSC-W Report 3/97.

Simpson, D., 1991. Long period modelling of photochemical oxidants in Europe: (A) Hydrocarbon reactivity and ozone formation in Europe, (B) On the linearity of country-to-country ozone calculations in Europe, EMEP MSC-W Note 1/92, Norwegian Meterological Institute, Oslo, Norway.

Statens Kornforretning (1996): Produksjonstillegg i jordbruket, LJ-001.

Statistisk sentralbyrå (1997): Statistisk årbok 1997.

Statistisk sentralbyrå (2001a): ”Jordbruksavlinger”:

http://www.ssb.no/emner//10/04/10/jorbruksavling/main.html

http://www.ssb.no/korn/tab-2001-02-14-02.html

http://www.ssb.no/emner//10/04/10/jorbruksavling/tab-2000-05-02-02.html

Statistisk sentralbyrå (2001b): ”Produsentpriser på jordbruksvarer”:

[http://www.ssb.no/aarbok/tab/t-0801-300.html

Statistisk sentralbyrå (2001c): ”Importpriser på landbruksprodukter”. Opplyst fra Opplysningstjenesten for Utenrikshandel i SSB.

Statistisk sentralbyrå (2001d): Utslipp til luft etter kommune i 1998. http://www.ssb.no/emner/01/04/10/luft/tabell/t_a_ko.html

St. meld. nr 4 (1996-97): Langtidsprogrammet 1998-2001, Finans- og tolldepartementet, 1997.

St. meld. nr 54 (2000-2001). Klimameldingen.

UN-ECE (1994). Critical levels of ozone, a UN-ECE workshop report. Bern, Switzerland, 1-4 November, 1993. Ed. By J. Fuhrer & B. Acherman. Liebefeld_Bern, Fedreal Station for Agricultural Chemistry and Environmental Hygiene.

UN-ECE (1996). Critical levels of ozone in Europe: Testing and Finalizing the Concepts, a UN-ECE workshop report. Kuopio, Finland, 15-17 April 1996. Ed. By L. Kärenlampi and L. Skärby, University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science.

WHO (1997). Air Quality Guidelines for Europe 1996. Particulate matter, World Health Organization (WHO), September 1997.

WHO (2002). Health impact assessment of air pollution in eight major Italian cities; EURO/02/5040650. http://www.euro.who.int/.

WHO (2003). Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report on a WHO Working Group. Bonn, Germany. 13–15 January 2003

WHO (2004a). Health aspects of Air pollution. Results from the WHO project “Systematic review of health aspects of air pollution in Europe”. WHO Europe, June 2004; WHO, E83080. http://www.euro.who.int/

WHO (2004b). Health aspects of air pollution – answers to follow–up questions from CAFE, January 2004. http://www.euro.who.int/.

Vedlegg 1: Datagrunnlag for de enkelte effektområdene – skadefunksjonsmetoden

A. Helseeffekter

Basert på SFT-rapport 1718/2000 med tilhørende referanser.

Datagrunnlag

Det beste datagrunnlaget for konsentrasjoner av luftforurensning har vi for de fire byene Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen, der Norsk institutt for luftforskning (NILU) har egne spredningsmodeller. Spredningsmodellene benytter utslippsdata fra ulike kilder samt målinger av luftforurensning til å estimere hvilke konsentrasjons-nivåer befolkningen i disse byene er utsatt for, og hvordan ulike kilder bidrar til denne konsentrasjonen.

Prosjektet tar for seg to helsefarlige komponenter når det gjelder lokal luftforurensning i Norge; partikler og NO2. Det omfatter ikke alle helseeffekter, blant annet omhandler det ikke kreft eller helsevirkninger av ozon. Vi har i kapittel 4 skilt mellom utslipp fra to kildekategorier; veitrafikk og andre kilder. Inndelingen skyldes veitrafikkens høye andel av det totale bidraget sett i forhold til andre kilder. For partikler skilles det mellom eksosutslipp og veistøv.

NILU har modeller som beregner konsentrasjonen av luftforurensning i byene Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen (se Slørdal (1998)). NILU har ved hjelp av disse modellene beregnet veiet årsmiddelkonsentrasjon av partikler (PM10) og NO2 for befolkningen i disse byene basert på utslippsdata etc. for vintersesongen 1995/96. Effekten av ulike typer utslipp er også beregnet i disse modellene. Basert på modellresultatene for de fire byene og målinger i syv andre byer, har vi også gjort antagelser om konsentrasjonsnivåer i andre byer og tettsteder, og i mindre tettbygde strøk (SFT 1718/2000). Det er i tillegg angitt et bakgrunnsnivå for konsentrasjonen til hver av komponentene, noe som i stor grad reflekterer langtransportert forurensning fra andre land i Europa. I denne rapporten har vi imidlertid kun beregnet marginalkostnader av norske utslipp.

Fysiske helseeffekter av luftforurensning

Ved beregning av endringer i årlige helseeffekter som følge av endrete forurensningsnivåer trenger man å kjenne endringen i årsmiddelkonsentrasjonen, antall personer som utsettes for endret konsentrasjon og koeffisientene i ulike dose-responsfunksjoner.

Dose-respons funksjoner beskriver sammenhengen mellom luftforurensning og helseeffekter ved at de angir hvordan en enhets økning i konsentrasjonen av en bestemt komponent er forventet å slå ut i økt risiko for en konkret helseeffekt for dem som utsettes for økt konsentrasjon. Det skilles mellom korttidseksponering (dvs. timer eller døgn) og langtidseksponering (et eller flere år). For eksponering for partikler (PM10) er det utarbeidet dose-responsfunksjoner for følgende helseeffekter:

I tabell V1 er det listet opp koeffisientestimater for ulike dose-respons funksjoner for partikler (PM_{10}). I siste kolonne står det hvor funksjonen er hentet fra. Det er også angitt øvre og nedre estimater i den grad de eksisterer i studiene. Senere i rapporten undersøker vi effekten på totalkostnadene av å velge disse estimatene i stedet (gjelder først og fremst korttidseffekter). I andre tilfeller gjøres andre vurderinger av hva som er nedre og øvre grenser.

Tabell V1. *Dose-respons funksjoner for PM_{10}*

	Prosentvis endring i risiko pr. $\mu g/m^3$			Referanse
	lavt	middels	høyt	
Korttidseksponering:				
Framskyndet dødelighet (i.f.t. dødelighetsraten i bef.)	0,062	0,074	0,086	WHO (1997)
Sykehusinnleggelse pga. luftveislidelser	0,048	0,080	0,112	WHO (1997)
Øvre luftveissymptomer barn	*	0,12	*	EC (1997)
Nedre luftveissymptomer barn	0,185	0,324	0,464	WHO (1997)
Begrenset aktivitetsdag[a] (antall dager pr. person pr. år)	0,036	0,058	0,090	Ostro (1987) - se Rosendahl (1996)
Langtidseksponering:				
Framskyndet dødelighet - lunge-hjerte-kar	0,4	1,1	1,9	SFT (1998)
Framskyndet dødelighet - lungekreft	-0,7	1,1	3,0	SFT (1998)
Forekomst av bronkitt, barn	0	2,9	8,3	WHO (1997)
Forekomst av kronisk lungesykdom (COPD), voksne	0,5	1,1	1,7	Abbey m.fl. (1993) - se Rosendahl (1996)

* Ikke angitt

[a] Denne funksjonen er uttrykt som endring i absolutt risiko.

Med ett unntak er funksjonene uttrykt som endring i prosentvis risiko. Som nevnt over, trenger vi derfor også kunnskap om basisrisikoen i populasjonen.

For NO_2 er det kun dose-responsfunksjoner for korttidseffekter knyttet til framskyndet dødelighet og sykehusinnleggelse på grunn av luftveislidelser.

Det er etter at denne studien ble gjennomført tilkommet nye dose-responsfunksjoner (WHO, 2003) som gir økt effekt av langtidseksponeringer mht. dødelighet. Det betyr at omfanget av de fysiske effekter vil øke hvis man holder belastningsnivå uendret (konsentrasjon og befolkning som berøres). Beregningene bør derfor oppdateres ved bruk av de nye funksjonene i nær fremtid. Man vil da også kunne fange opp endringer i samlet belastningsnivå som følge av evt. gjennomførte tiltak og reduserte utslipp eller forverringer pga. økte utslipp.

Terskler

En terskel for en effekt finner vi hvis en reduksjon i forurensningen under et visst nivå (terskelen) ikke gir noen ytterligere reduksjon i effektene på miljø eller helse.

Ved konsentrasjoner lavere enn tersklene vil en med andre ord ikke lenger noen effekt av forurensningsnivået. Nylig WHO-publikasjon med gjennomgang av datagrunnlaget for beregning av helseskader konkluderer med at det for PM_{10} og NO_2 ikke kan påvises noen nedre grense for når effekter oppstår i en populasjon. Terskeldiskusjonen ansees derfor som ikke relevant ved beregning av marginale helseskadekostnader av PM_{10} og NO_2 utslipp.

I forbindelse med grenseverdier knyttet til norsk og internasjonalt lovverk er disse grensene fastsatt ved en avveiing mellom ulike samfunnsmål og hvor blant annet kostnader ved helseskadene forårsaket av de ulike komponentene er satt opp mot kostnader ved å redusere utslipp/konsentrasjonene. Det er et helt annet spørsmål enn om det eksisterer biologisk begrunnede terskler for når det oppstår effekter.

Kostnader ved helseskader

Et generelt problem ved verdsetting av helseskader basert på dose-respons funksjoner er at man må være oppmerksom på faren for dobbeltelling. Dette kan oppstå fordi det opereres med både helseeffekter av korttids- og langtidseksponering for forurensning, og at noen effekter kan oppstå som følge av begge former for eksponering. Man må dermed vurdere hvorvidt disse effektene er additive eller ikke. Det vil si om man kan summere effektene av begge formene for eksponering. I denne studien velger vi derfor en forsiktig antakelse og antar at effektene ikke er additive. For de helseskadene som kan oppstå både som følge av kort og langtidseksponering, så trekkes effektene beregnet som følge av korttidseksponering fra de som kvantifiseres på grunnlag av langtidseksponering.

Dose-respons funksjonene beskriver i noen tilfeller konkrete diagnoser (for eksempel kronisk bronkitt, øvre luftveissymptom etc.) og i andre tilfeller sosiale responser (for eksempel sykefravær, sykehusinnleggelse) forårsaket av flere symptomer uten at dette er nærmere spesifisert i form av diagnoser. I sistnevnte tilfelle kan en verdsetting av de sosiale responser også inkludere velferdstapet knyttet til symptomene(diagnosene). En addering av effekter og verdsetting basert på de nevnte skadefunksjonene kan derfor medføre dobbelttelling.

Et eksempel er at verdsetting av kronisk bronkitt. Denne studien kan inneholde verdsetting av både tapte arbeidsinntekter, kostnader forbundet med å ligge på sykehus og velferdstap. Hvis verdsetting av velferdstap også hentes fra en egen betalingsvillighetsstudie kan det være fare for dobbelttelling. Vurderinger må gjøres for hver enkelt effekt som skal verdsettes. Ikke alle studier som utføres er rapportere like detaljert, og det kan være vanskelig å foreta justeringer.

I beregningene i LEVE-prosjektet om helseeffekter (SFT-rapport 1718/2000) dominerer to effekter kostnadsbildet, dødelighet og kroniske lungesykdommer. Til sammen utgjør disse mer enn 95 prosent av de totale kostnadene knyttet til helseeffekter av luftforurensning.

Sluttresultatet i beregningene er derfor i liten grad påvirket er av om vi klarer å ta hensyn til problemet med dobbelttellinger med hensyn på andre effekter. For å unngå dobbelttelling har vi beregnet de markedsbaserte kostnadene, det vil si de som knytter seg til tapte timeverk (som følge av dager med begrenset aktivitet) og flere

sykehusinnleggelser som følge av økt forekomst av kroniske sykdommer. Dette er trukket fra estimatene fra betalingsvillighetsstudiene. Da står vi igjen med et mål på verdsettingen av den fysiske plagen ved sykdommen.

I tabell V2 er det listet opp hvilke kostnadsanslag som blir brukt i denne studien for ulike helseeffekter. Nedre og øvre grense er angitt for de to viktigste effektene. Markedsbaserte kostnader er knyttet til tapte timeverk som følge av begrensete aktivitetsdager og sykehuskostnader. Kostnadsanslagene er basert på faktiske priser fra tilgjengelig statistikk (jf. Rosendahl (1996), SFT 1718/2000). Disse er i beregningen av marginal skadekostnad justert med konsumprisindeksen og husholdningenes realdisponible inntekt til 2003-nivå.

Tabell V2: *Kostnadsanslag for ulike helseeffekter. Justert til 2004-NOK ved hjelp av HRI x KPI - faktor (konsumprisindeksen og velferdsvekst uttrykt ved husholdningenes realdisponible inntektsindeks).*

	1.000 NOK justert til 2004-priser[a] pr. helseeffekt	Kilde
Markedsbaserte kostnader:		
Tapte timeverk	0,25	Statistisk sentralbyrå (1998)
Sykehuskostnader pr. døgn	5,6	Rosendahl (1996)
Andre velferdskostnader:		
Framskyndet dødsfall		
A1. Verdien av et statistisk liv	16.800 (6.700 – 41.800)	NOU 1998:16
A1. Verdien av et tapt leveår	770 (300 – 1.900)	Basert på verdien av et statistisk liv
Forekomst av kronisk lungesykdom, voksne	2.700 (1.500 – 4.300)	EPA (1995)[b]
Forekomst av bronkitt, barn	2.700 (1.500 – 4.300)	EPA (1995)[b]
Liggedøgn på sykehus	6,8	EC (1997)[b]
Dager med øvre luftveissymptomer, barn	0,32	Navrud (1997)
Dager med nedre luftveissymptomer, barn	0,75	Navrud (1997)

[a] Alle priser er justert fra 1997 til 2004-priser ved å anvende konsumprisindeks (KPI) og husholdningenes realdisponible inntektsindeks (HRI). I SFT rapportene er det anvendt 1997-kroner. Verdien av statistisk liv er justert fra Elvik, m.fl. 1991-NOK til 2004 ved hjelp av HRI og KPI.
[b] For disse estimatene er de markedsbaserte kostnadene trukket fra i forhold til betalingsvillighetsestimatene i kildehenvisningen.

B. Materialskader

Basert på SFT-rapport 95:21 og 97:09 med tilhørende referanser.

Datagrunnlag

Modellering av forurensningsnivået i Oslo er basert på en spredningsmodell utarbeidet av NILU, hvor konsentrasjonen av SO_2 beregnes over en valgt tidsperiode. Det tas hensyn til utslipp fra fyring og trafikk, samt faktorer som vind og temperatur. I tillegg inngår et regionalt bidrag som baserer seg på målinger utenfor Oslo. Utslippsdataene for NO_2 er basert på data fra 1991 (Gram, 1994) og SO_2 på data fra 1979 (Gram, 1982). SO_2-dataene er senere justert uten ny innsamling av grunnlagsdata ut fra energiforbruket i Oslo i 1987 og den reduksjon en har hatt av industrielle punktkilder frem til 1997. Data for konsentrasjon i luft er koblet med bygningsregisteret GAB, som har detaljert informasjon om lokalisering av bygningsmassen.

For byer og tettsteder unntatt Oslo er verdiene for SO_2 årsmidler, ozon og pH hentet fra overvåkningsprogrammene til NILU og SFT. Data for nedbør er hentet fra Statens Meteorologiske Institutt tabeller for de siste 30 års normal (Aune, 1993; Førland, 1993) og registreringer ved NILUs egne stasjoner. Der det ikke er måledata, er data generert ved ekstrapolasjon mellom nærmeste tilgjengelige datasett.

Utenfor byer og tettsteder er Norge delt i tre områder: Tettsteder i Nord-Trøndelag og nordover, tettsteder i Sør-Trøndelag og sørover, og resten av landet. I nord ble verdiene for regn, våttid og surhet i nedbør for Tromsø brukt for alle byer og tettsteder. I sør ble 3 µg SO_2/m^3 og 55 µg $O3/m^3$ valgt for alle byer og tettsteder. For regn, våttid og surhet i nedbør ble aritmetiske middelverdier fra byer og tettsteder i Sør-Norge brukt. En har ikke tatt hensyn til at nedbøren er større på Vestlandet ettersom dette bare får betydning for beregningene for sink og kobber.

Fysiske skader på materialer

Ved utarbeidelsen av *skadefunksjoner* for materialer, forsøker en å ta i betraktning hvor langt nedbrytningen kan gå før vedlikehold eller utskifting er påkrevet. Skadefunksjonene kan bestemmes *direkte* ved feltinspeksjon med visuell tilstandsbeskrivelse av slitasje og faktiske skader på bygninger, eller *implisitt* ved registrering av utførte vedlikeholdsintervaller. Når den optimale tid for vedlikehold eller utskifting er kartlagt betegnes skadefunksjonen som oftest som *levetidsfunksjon.*

Levetidsfunksjoner er som regel funksjoner hvor den mest aggressive forurensnings-komponenten dominerer. Flere studier har utviklet levetidsfunksjoner for bygningsmaterialer. Levetider og vedlikeholdsintervaller som funksjon av ulike SO_2-nivåer foreligger for mange bygningsmaterialer. Med basis i disse arbeidene har en kommet frem til levetidsfunksjoner enten direkte ved inspeksjon av bygninger eller fra dose-respons ligninger. Nedbrytningen beskrives ved lineære funksjoner hvor forurensningsparametrene går inn som en nedbrytningsfaktor. De eksakte dose-responsfunksjonene for de enkelte materialtypene er gjengitt i SFT-rapport 97:09. Denne studien har dannet bakgrunnen for utarbeidelsen av kapitlet om materialkorrosjonskostnader i denne rapporten, hvor priser og utslipp er blitt

oppdatert i med 2000-tall. Makroøkonomiske virkninger som var med i SFT-rapport 97:09, er ikke tatt med i dette kapitlet da SSBs MSG-EE modell ikke er kjørt for nye utslippstall.

Nedbrytningsfaktorer:

$K_1 = a_1 * SO_2 + b_1$, eller
$K_2 = a_2 * SO_2 * O_3 + b * Rain[H^+] + C_2$

hvor a, b og c er konstanter. Levetiden er omvendt proporsjonal med nedbrytningen.

For de fleste materialer benyttes en levetidsfunksjon av type:

$$Lv = 1/[a * 10^{-3} SO_2 + b * 10^{-3}] = 1000/[a * SO_2 + b]$$

For sink og kopper benyttes dose-respons-funksjonene (fra ECE-prosjektet omregnet til levetid).

$$Lv = m/[a * SO_2 * O_3 + b * Rain[H^+] + C]$$

m = redusert tykkelse i µg før vedlikehold eller utskifting er anbefalt.

For galvaniske (forsinkede) plater og tråd hvor den midlere sinktykkelsen er 30 µg, har en antatt at overmaling bør skje etter at m= 20 µg er korrodert, mens utskifting bør skje når all sink (m= 30 µg) er borte. For forsinkede profiler med midlere tykkelse på 80 µg bør maling skje når m= 60 µg er korrodert.

Tilsvarende ligning for kopper bestemmes av hvor mye en kopperplate kan korrodere og fremdeles være i funksjonsmessig orden. Kopperplater til tak og fasade er i dag 0,5-0,7 mm tykke. På grunn av ujevnt angrep av platene og redusert styrke ved korrosjon, er utskifting anbefalt når 0,1 mm av platen er korrodert.

I levetidsfunksjoner for Oslo antar vi at variablene regn, våttid og surhet i nedbør holder seg konstante over ulike deler av byen. For disse variablene har en valgt å bruke data fra UNECE-stasjonen i Hausmannsgate som middel for perioden 1987-1993 som følger:

$$Rain = 0{,}6m;\ TOW = 2795/8760 = 0{,}32;\ H^+ = 0{,}025mg/l$$

Nedenfor følger utvalgte dose-responsfunksjoner og avledede levetidsfunksjoner på endelig form etter innsetting av angitte verdier for Oslo.

K = korrosjonshastighet (dose-respons funksjon)
Lv = Levetid før anbefalt vedlikehold (år)
Lu = Levetid før anbefalt utskifting (år)

Sink og forsinket stål:	$K = 0{,}00048 * SO_2 * O_3 + 0{,}55 µm/år$ (i Oslo)
Kalk / sement puss:	$Lv = 1000 / (0{,}124 * SO_2 + 15{,}7)$
Malt puss	$Lv = 1000 / (0{,}278 * SO_2 + 19{,}9)$

Kopper	Lv = 0,00031 * SO_2 * O_3 + 0,61)
Båndlakkert Aluminium	Lv = 1000 / (0,107 * SO_2 + 32,6)
Båndlakkert og malt Aluminium	Lv = 1000 / (0,370 * SO_2 + 64,3)
Båndlakkert forsinket stål	Lv = 1000 / (0,155 * SO_2 + 38,6)
Båndlakkert malt forsinket stål	Lv = 1000 / (0,370 * SO_2 + 64,3)
Malt forsinket stål	Lv = 1000 / (0,803 * SO_2 + 84,5)
Malt stål	Lv = 1000 / (1,37 * SO_2 + 108)
Takpapp	Lv = 1000 / (0,327 * SO_2 + 48,9)
Malt tre	Lv = 1000 / (1,03 * SO_2 + 87,5)

Betong
Betong har vært det desidert mest anvendte konstruksjonsmaterialet i lang tid og har derfor en meget stor økonomisk betydning. Fordi betong utgjør en betydelig andel av materialene for samtlige bygningskategorier i undersøkelsen (SFT, 97:09) har en ansett det som viktigere å ta betong med i beregningene enn å utelate den på grunn av usikkerhet.

Betong brytes raskere ned i industri- og byatmosfære enn i ikke forurenset atmosfære. Årsaksforholdet er imidlertid vanskelig å kartlegge. Det er derfor ikke mulig å finne gode dose-respons eller skadefunksjoner. Dette skyldes at betong er et meget sammensatt og komplisert materiale. Det er porøst, har en rekke ulike tilsetningsstoffer, og vann/sementblandingsforholdet har i seg selv stor betydning. Det er flere nedbrytningsmekanismer og derved flere miljøvariable som virker inn på nedbrytningen.

Av *miljøfaktorer* som virker inn på betongen har vi følgende:

- Karbonatisering, (reaksjonen mellom CO_2 og betong)
- Temperatursvingninger, spesielt fryse/tinesykluser
- Fuktighet
- Klorider (sjøsalt, veisalt)
- Luftforurensninger (SO_2 og NO_2)
- Solstråler

For armert betong er det karbonatiseringen som er av størst interesse. Ved karbonatiseringen reagerer CO_2 med betongens innhold av kalsiumhydroksid og danner kalsiumkarbonat. Mekanisk betyr dette lite for betongens styrke, men pH-verdien i betongen vil stige og betongens evne til å beskytte armeringsjernet vil forsvinne. Både klorid fra vei og havsalt, samt sure gasser vil reagere med armeringen og biter av betongen kan sprenges ut. Levetiden til betong er derfor i stor grad avhengig av hvor tykt dekke av betong en har over armeringen og av karbonatiseringshastighet skjer med. Karbonatiseringshastigheten influeres av en rekke faktorer som:

a) Mengde karbonatiserbart materiale

b) Innhold av CO_2 i omgivende luft

c) Betongens tetthet

d) Fuktinnhold i overdekningen

e) Fuktherding før karbonatisering

Av dette følger det at, ved siden av betongsammensetningen, har selve utførelsen eller kvaliteten på betongarbeidet har stor betydning for livslengden.

Levetiden for betong er spesifisert for korrosiv atmosfære og bakgrunns atmosfære på følgende måte: Vedlikehold/levetid i korrosiv atmosfære på 10-70 år, og i bakgrunnsatmosfære 20-80 år. Hvis vi midler dette får vi en levetid på henholdsvis 40 og 50 år. For beregning av levetider og korrosjonskostnader har vi derfor i denne sammenhengen valgt å bruke følgende trappefunksjon:

a) Levetiden for betong er 50 år i bakgrunnsatmosfære, dvs. ved SO_2-konsentrasjon under 10 µg SO_2/m^3.

b) Levetiden for betong er 40 år i forurenset atmosfære, dvs. ved SO_2-konsentrasjon over 10 µg SO_2/m^3.

Murstein
Murstein er også et komplisert materiale som er porøst og inneholder mange ulike bestanddeler i forskjellig blanding. En rekke nedbrytningsmekanismer gjør seg gjeldende, og av samme grunn som for betong er det vanskelig å bestemme dose-respons eller skadefunksjoner.

På samme måte som for betong har den tyske undersøkelsen (Iseke et al., 1991) gjort praktiske undersøkelser over levetid. Med samme metode som for betong kommer vi frem til følgende:

a) Levetiden for murstein er 70 år i bakgrunnsatmosfære, dvs. ved SO_2-konsentrasjon under 10 µg SO_2/m^3.

b) Levetiden for murstein er 65 år i forurenset atmosfære, dvs. ved SO_2-konsentrasjon over 10 µg SO_2/m^3.

For nivåer på forurensningsvariablene SO_2 og O_3 og beregnet levetid i rute 15:23 for Oslo, vises det til SFT-rapport 97:09 tabell 15-4 i vedlegg.

Kostnader ved materialskader

Ved beregning av korrosjonskostnader på bygningsmateriale er det ikke tilstrekkelig å se på hva det vedlikeholdet som faktisk utføres koster. Det vedlikeholdet som ville vært nødvendig å utføre i ”rene” omgivelser med naturlig korrosjon (bakgrunnskonsentrasjon) må trekkes fra for å få et korrekt anslag over materialkostnader på grunn av luftforurensning.

I beregningene er det gjort to hovedforutsetninger om aktørenes informasjon og handlingsmønstre. For det første har vi antatt at eieren av et bygg vet når vedlikehold

av bygget bør gjøres for å minimalisere kostnadene på lang sikt og utfører arbeidet på dette tidspunktet. For det andre har vi sett bort fra det estetiske motiv mange har ved vedlikeholdsarbeid. Vedlikehold av estetiske hensyn kan føre til hyppigere vedlikehold enn det som er nødvendig av materialhensyn, slik at kostnadene likevel er høye.

I beregningene er de totale korrosjonskostnadene inndelt i korrosjonskostnader ved bakgrunnskonsentrasjon av luftforurensning og korrosjonskostnader på grunn av lokal/innenlands luftforurensning. Videre inngår mengden eksponert materiale, levetiden til materialet ved bakgrunnskonsentrasjon og ved tilført forurensning, og vedlikeholdskostnader pr kvadratmeter. Kostnadene beregnes for ulike typer materialer og steder, ettersom levetiden og vedlikeholdskostnadene varierer og forurensningsbelastningen varierer fra sted til sted. Når det gjelder de *totale samfunnsøkonomiske kostnadene* av materialkorrosjon er disse korrigert for utslippstall for 1998 på kommunenivå (SSB 2001d).

C. Forsuring

Basert på SFT-rapport 96:01, 97:14; 1814/2001 med tilhørende referanser.

Datagrunnlag

Data om utslipp, spredning og nedfall av svovel og nitrogen er hentet fra det europeiske måleprogrammet EMEP under Konvensjonen for langtransportert luftforurensning og fra NIVA. Disse modellene benytter utslippsdata fra ulike kilder fra hele Europa, samt måledata for konsentrasjon i luft av disse komponentene til å beregne transport av nedbøren og nedfall av svovel og nitrogen over ulike landområder i Europa.

De norske dataene innsamles og bearbeides av NILU og DNMI. Når det gjelder svovel, er SO_2 direkte forsurende, mens nitrogen kan gi både overgjødsling og forsuring. Nitrogenforbindelser tas opp av planter og virker gjødslende inntil et visst punkt, men kommer det mer nitrogen enn det vegetasjonen kan bruke vil "overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og virke forsurende på samme måte som svovel. For å beregne sammenhengen utslipp og nedfall av forsurende komponenter i Norge, har vi benyttet rapporten til Barret og Berge (1993) *"Air pollution geography of Norwegian nitrogen and sulphur emissions, and their contributions to depositions in North-West Europe"*.

Tålegrenser for sur nedbør

Tålegrensen er en "antatt" grense for hvor mye naturen kan motta av et forurensende stoff uten at de påføres skade. Begrepet "Naturens tålegrense" (critical load) ble utviklet under arbeidet med Langtransportkonvensjonen av grenseoverskridende luftforurensninger (LRTAP) i 1979, og er i dag innarbeidet som utgangspunkt for forhandlinger og beslutninger om utslippsreduksjoner av svovel og nitrogen til atmosfæren. Tålegrensen er utledet av avsetningen (nedfallet) av luftforurensning, hvor det også tas hensyn til akkumuleringseffekter i jord og vann. Det er den samlete belastningen som ligger til grunn for tålegrensen. Belastningen måles som avsetning av forurensning i for eksempel kg pr kvadratmeter pr år. I forhold til sur nedbør vil tålegrensen variere med bl.a. grunnforhold og vegetasjonstyper, fordi sur nedbør i ulik grad vil kunne nøytraliseres og dermed i ulik grad kan gi skadelige effekter avhengig av hvilket naturmiljø det deponeres i.

Kostnader ved sur nedbør

Kostnadene ved sur nedbørs effekt på fiskebestander er beregnet ved bruk av Betinget Verdsetting. Verdsettingsstudiet ble gjennomført i 1996 og er gjennomgått i SFT-rapport 97:14 om "Betalingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring". Utgangspunktet var å se på verdien av økt livskvalitet ved reduksjoner i sur nedbør og dermed skader på fiskebestander. Det ble gjennomført en landsdekkende undersøkelse med personlige intervjuer av 1009 for å verdsette disse effektene.

Studien tok utgangspunkt i å verdsette at man reduserte overskridelser av tålegrensen for sur nedbør med 60 prosent. Dette ble vist ved at det ble laget et kart som viste

graden av fiskeskader (fisketomt eller reduserte bestander) i hver rute i et geografisk rutenett (se SFT-rapport 97/14).

Undersøkelsen spurte etter betalingsvillighet for å oppnå en økning i antall fiskebestander, som et resultat av planlagte reduksjoner i svoveldioksidutslippene. Dette ble estimert ved å presentere kart over fiskestatus for Norge før og etter utslippsreduksjonen hadde funnet sted. Det ble så spurt om betalingsvilligheten i form av bidrag til et statlig kalkingsfond for denne endringen. Det ble oppgitt at kalkingen var nødvendig i påvente av utslippsreduksjoner, og at denne kalkingen ville gi et tilsvarende resultat som utslippsreduksjonene i forhold til å oppnå en 60 prosent reduksjon i overskridelse av tålegrensen. Det ble så funnet en gjennomsnittlig betalingsvillighet pr husstand på 551-725 kr (2000-kroner).

Tabell V3: *Fiskeskadefunksjon som er benyttet er estimerte dose-respons funksjonene for de tre skadeklassene [1 (uberørt), 2 (redusert) eller 3 (utdødd)]*

Skadeklasse	Funksjon
1 (uberørt):	$p_1 = 1/ [1 + e^{(-1,395 + 0,066*CL-EX)}]$
2 (redusert):	$p_2 = 1/ [1 + e^{(-3,320 + 0,066*CL-EX)}] - p_1$
3 (utdødd):	$p_3 = 1/ [1 + e^{(-3,320 + 0,066*CL-EX)}]$

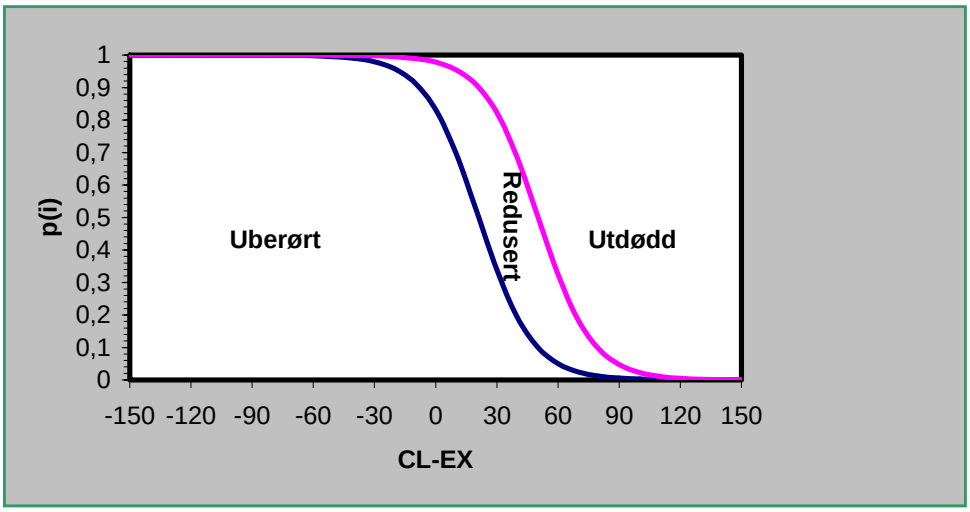
hvor,

p(i) = sannsynligheten for forsuringsskader på fiskebestanden i skadeklasse; 1-3

CL-EX = Exceedanse (EX) of critical load (CL); mikroekvivalenter pr. liter

Figur V1 viser de estimerte dose-responsfunksjonene for sannsynligheten for forsuringsskader på fiskepopulasjoner p(i) som funksjon av tålegrenseoverskridelse. Når tålegrensen ikke er overskredet, er det liten sannsynlighet for skader i fiskepopulasjonen (dvs. liten sannsynlighet for skadeklasse 3 i venstre side av diagrammet), men når tålegrensen er overskredet øker sannsynligheten for fiskeskader med økende størrelse på overskridelsen (dvs. økende sannsynlighet for skadeklasse 3 ettersom vi beveger oss mot høyre side av diagrammet).

Figur V1 viser også vanskelighetene med å forutsi (predikere) skadeklasse 2, siden profilene for skadeklasse 1 og 3 ligger så nær denne. Årsaken til dette er at skadeklasse 2 ikke representerer en stabil tilstand; klassen vil forsvinne dersom det ikke er en passende/riktig reduksjon i deponeringen. Det er derimot forholdsvis lett å forutsi om det er skade på en fiskebestand i en sjø eller ikke ut fra et gitt nivå på overskridelsen (dvs. muligheten for å definere skadeklasse 1 og 3). NIVA har estimert at det er 86 prosent sammenfall mellom overskridelse av tålegrensen i µeq/l og fiskeskader.



Figur V1. *Dose-responsfunksjoner. Sannsynligheten for forsuringsskader på fiskepopulasjoner p(i) som funksjon av tålegrenseoverskridelse (CL-EX) i µeq/l. Sannsynligheten for at en skadeklasse skal opptre ved en gitt verdi for CL-EX er lik høyden av de individuelle områdene i grafen.*

Beregninger

Reduserte fiskebestander og fiskedød er kvantitativt knyttet til overskridelse av tålegrense for forsuring (avsetninger av sur nedbør). Overskridelse av tålegrensene er avhengig av utslippsmengdene i Europa (SO_2, NO_x og NH_3). Det er gjennomført egne betalingsvillighetsundersøkelser for å avdekke en verdsetting av en gitt forbedring i fiskeskadene. De ulike leddene i denne effektkjeden kan kobles sammen ved hjelp av et sett med funksjoner. Ved å gjennomføre en slik kobling, har det vært mulig å estimere en marginalkostnad som kroner per tonn utslipp. For å vise hvordan utslipp i ulike områder i Norge bidrar til forsuringen i de områdene i Norge hvor tålegrensen overskrides, har vi brukt resultatene fra kjøringene av en spredningsmodell med grov inndeling (Barret og Berge, 1993).

På bakgrunn av dette har vi inndelt Norge i følgende områder:

1. Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland
2. Telemark, Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud, Oppland og Sogn og Fjordane
3. Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal
4. Nordland, Troms og Finnmark
5. Kontinentalsokkelen

De forsuringsbelastede områdene på Sør-Vestlandet (dvs. område 1) er videre vurdert som et område basert på overskridelser av tålegrensen, hvor vi da ser på gjennomsnittlig deponert mengde i dette området.

Videre har vi estimert en marginalkostnad per forsuringsekvivalent og per redusert arealenhet i de områder hvor tålegrensen for forsuring er overskredet, uten at den

brukes direkte i kostnadene per enhet utslipp i oppsummeringen. Bakgrunnen for at vi likevel valgte å ta med disse beregningene i dette kapitlet, er sannsynligheten for at disse kan komme til å bli viktige for beregning av samfunnsøkonomiske kostnader i andre sammenhenger.

Vi har her beregnet marginale kostnader av fiskedød forårsaket av utslipp av nitrogen og svovel. Det er i dag ikke etablert noen funksjon som viser den direkte sammenhengen mellom fiskedød og deponering av svovel og nitrogen. Vi har derfor i denne rapporten antatt at det er en lineær sammenheng mellom deponert mengde av S over tålegrensen for S og sannsynligheten for fiskeskade.

Den totale betalingsvilligheten for oppfyllelse av den andre svovelprotokollen under Langtransportkonvensjonen knyttet til reduksjoner i fiskeskader i Norge er estimert til 1,129 milliarder Nkr (SFT-rapport 97:14).

Kjøringer av DNMIs spredningsmodeller viser at en vesentlig andel av utslippene av SO2 og NH3 faller ned som svovel og nitrogen innenfor det området som de slippes ut i. Utslipp av NO_x spres imidlertid over mye større avstander.

Basert på spredningsberegninger gjennomført av Barret og Berge (1993) har vi beregnet hvor store andeler av de norske utslippene som faller ned i det mest forsuringsbelastede området i Norge (område 1), hvor tålegrensen for forsuring er overskredet. I beregningene er landet delt inn i ruter på 150km*150km (EMEP-ruter), som vi igjen har valgt å samle til de 5 områdene nevnt over. Resultatene fra beregningene er vist i tabell V4.

Sammenhengen mellom utslipp i et område og nedfallet i det forsuringsbelastede området på Sør-Vestlandet, kan være avgjørende for valg av fremtidige virkemidler for å oppfylle Norges forpliktelser under Gøteborgprotokollen innen 2010.
Tabell V4 viser norske utslipps bidrag til nedfall av svovel (S) og nitrogen (N) i område 1 hvor tålegrensen for forsuring er overskredet.

Tabell V4: *Andel av utslippene av SO_2 fra et område som deponeres som S, og utslipp av NO_x og NH_3 som deponeres som N i det forsuringsbelastede området (område 1). Snitt for området i prosent.*

Område	SO_2	NO_x	NH_3
1 til 1	43	8,9	36
2 til 1	2,1	1,7	1,5
3 til 1	1,1	1,3	0,8
4 til 1	0,1	0,2	0,1
5 til 1	-	4,0	-

Forholdet mellom utslipp og nedfall i ulike områder, bidraget til forsurings-ekvivalenter og andel nitrogenlekkasje har vært nødvendig kunnskap ved utarbeidelsen av marginalkostnadene knyttet til forsuring. Disse marginalkostnadene er gjengitt i tabell V5. Marginalkostnadene er kun basert på skadekostnader og viser dermed nyttevirkninger ved utslippsreduserende tiltak, og tar ikke hensyn til tiltakskostnadene for de ulike komponentene.

Ved beregningen av marginalkostnadene ved utslipp av de ulike komponentene, har vi antatt at nitrogenlekkasjen av deponert mengde nitrogen i område 1 er på rundt 25 prosent, og at det derfor bare er denne prosentandelen av deponert mengde som bidrar til forsuring og fiskeskader i det forsuringsbelastede området (område 1). Resterende det som ikke lekker til vann og vassdrag tas opp av vegetasjon og/eller bindes i jordsmonn.

Tabell V5: *Marginal skadekostnad på forsuring av ulike utslipp i ulike områder i kroner per kg utslipp. NOK 2003-nivå.*

		Marginal skadekostnad NOK per tonn utslipp		
Område		**SO_2**	**NO_x**	**NH_3**
1	Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	15	0,5	6,0
2	Telemark, Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud, Oppland og Sogn og Fjordane	0,8	0,1	0,3
3	Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Møre og Romsdal	0,4	0,08	0,1
4	Nordland, Troms og Finnmark	0,04	0,01	0,01

Norske utslipps bidrag til forsuring i andre land er ikke beregnet, men er en viktig årsak til vårt engasjement UNECE-LRTAP-konvensjonen.

Beregningene over viser at det er størst nyttevirkninger knyttet til utslipps-reduksjoner av SO_2 i området på Sør-Vestlandet. Nyttevirkningene av å redusere SO_2 i hvert av de tre andre områdene er også større enn for de andre komponentene. Nyttevirkningene er imidlertid 20 og 39 ganger så stor ved å redusere utslippene i område 1 sammenlignet med henholdsvis område 2 og 3.

Reduksjoner i utslipp av NH_3 i område 1. har en nyttevirkning som er rundt 40 prosent sammenlignet med SO_2, mens reduksjoner av utslipp av NO_x i område 1 har en nyttevirkning på rundt 4 prosent sammenlignet med SO_2.

For alle komponentene er en utslippsreduksjon i det forsuringsbelastede området på Sør-Vestlandet det som gir størst nyttevirkning når en sammenligner innenfor en komponent.

Den marginale skadekostnaden per forsuringsekvivalent er estimert til kr. 1,0/gram forsuringsekvivalent/år (2003 NOK).

Tilsvarende har vi estimert den marginale skadekostnaden per arealenhet der hvor tålegrensen er overskredet til kr. 27 200/km^2/år (2003 NOK).

Vedlegg 2: Globalt oppvarmingspotensial

En rekke gasser bidrar til klimaendringer. De viktigste er inkludert i Kyoto-protokollen og omfatter: CO_2, CH_4, N_2O, HFK, PFK og SF_6. I Kyoto-protokollen er disse gassene veiet sammen i en "basket" med en omregningsfaktor som kalles globalt oppvarmingspotensial (GWP). Denne GWP er beregnet av FNs klimapanel (IPCC) og er vedtatt brukt i forbindelse med oppfølging av Kyotoprotokollen, se tabell V6. Felles omregnet enhet for klimagasser kalles CO_2-ekvivalenter og måles i tonn.

Tabell V6: *Globalt oppvarmingspotensial (GWP) med tidshorisontene 20, 100 og 500 år for noen utvalgte gasser som omfattes av Kyotoavtalen. 100 år er vedtatt brukt i Kyoto-protokollen. Tallene kan brukes slik at f.eks. 1 tonn N_2O har 310 ganger så stor virkning som CO_2. Kilde: IPCC, 1996*

Klimagass		Levetid (år)	Globalt oppvarmingspotensial – ulike tidshorisonter		
			20 år	**100 år**	500 år
CO_2		50-200	1	**1**	1
CH_4		12	56	**21**	6,5
N_2O		120	280	**310**	170
PFK	eks. CF_4	50000	4400	**6500**	10000
	eks. C_2F_6	10000	6200	**9200**	14000
SF_6		3200	16300	**23900**	34900
HFK	eks. 134a	14,6	3400	**1300**	420

Vedlegg 3: Miniseminar om verdsetting av luftforurensning, 25. mai 2004

Program, oppsummering og deltagere

Miniseminar om
Verdsetting av luftforurensning

Tirsdag 25.5. 2004 - kl. 10 -15,
SFTs konferansesenteret på Helsfyr

SFTs LEVE-prosjekt som startet opp for snart 8 år, siden har hatt som formål å bringe fram underlag for verdsetting av luftforurensninger, både lokale, regionale og globale. Prosjektet har resultert i en rekke rapporter som omfatter bl.a. helsevirkninger av partikler og NOx, virkninger av forsuringsstoffer, avlingskader av ozon og materialskader av svovel. Prosjektet skal nå avsluttes og hovedresultatene presenteres i en samlerapport, der vi foreslår konkrete marginale kostnader som grunnlag for økonomisk kvantifisering av skader av utslipp til luft basert på skadekostnadsmetoden (også kalt effektkjede-tilnærming). SFT arbeider også med en indirekte verdsetting av bl.a. NOx og klimagasser basert på tiltakskostnader.

SFT har invitert 25-30 eksperter/forskere og berørte myndigheter til et miniseminar for å diskutere SFTs verdsettingsestimater og –metodikk. Målet med seminaret er å formidle kunnskap om verdsetting av skader knyttet til luftforurensning. Med seminaret håper vi å kunne bidra til en større grad av felles forståelse for hvilke metoder som egner seg best for verdsetting av de ulike luftforurensningsproblemene. Vi ønsker også å adressere usikkerheten knyttet til verdsetting og hva som bør gjøres for å forbedre metodene i framtida.

Konkret ønsker SFT tilbakemeldinger og råd mht. valg av enhetskostnader til bruk i våre analyser. Som underlag til denne diskusjonen har vi derfor utarbeidet to rapporter/notater som er vedlagt dette programmet.

Dagsorden

09.30 – 10.00	KAFFE og noe å bite i
10.00 – 10.20	Velkommen! Kort om hensikt med seminaret og SFTs arbeid med verdsettingsstudier *v/ Audun Rosland, SFT*
10.20 – 10.40	Status i EUs arbeid med verdsetting av miljø- og helse-effekter av luftforurensninger (ExternE og CAFE) og arbeidet under LRTAP *v/ Ståle Navrud, NLH*
10.40 – 11.20	Verdsetting av luftforurensning basert på skadekostnad-metoden *v/ Eivind Selvig, CIVITAS og Knut Einar Rosendal, SSB*
11.20 – 12.30	Diskusjon *m/ innledning av Rune Elvik, Transportøkonomiske institutt:* *- Hva er riktig verdsetting av liv?*
12.30 – 13.20	LUNSJ
13.20 – 13.40	Indirekte verdsetting av NO_x, SO_2, NH_3, VOC og klimagasser basert på tiltakskostnader *v/ Karine Hertzberg og Audun Rosland, SFT*
13.40 – 14.40	Diskusjon: *Når er det riktig å benytte metodikk basert på tiltakskostnader versus skadekostnader, eventuelt når kan de kombineres?*
14.40 – 15.00	Veien videre – Hvordan kan metodene forbedres i framtida?

Oppsummering av SFTs miniseminar om verdsetting av luftforurensning, SFTs konferansesenteret på Helsfyr 25. mai 2004

Seminaret samlet 29 deltagere. Det var innledere fra NLH, TØI, Civitas og SFT. Diskusjonene var lagt opp rundt metodikk, dose-responsfunksjoner, verdsetting av liv og forholdet mellom skadekostnader og tiltakskostnader. Det ble også konkludert med anbefalinger for videre arbeid.

Verdsetting av statistisk liv/tapte leveår

- Generelt viktig at det brukes samme tall i alle etater/undersøkelser mht verdsetting av helseskader/død. Man må også se på om det riktigste vil være å ha samme verdsettingsestimat enten det er snakk om dødsfall i trafikk eller framskyndet død pga. forurensning.
- Det er verdsetting av dødelighet som er avgjørende for omfanget av økonomisk nytte/skade.
- Forskjellen mellom å se på et statistisk liv og tapte leveår må gås nærmere inn på, nyere forskning om framskyndet død pga luftforurensning indikerer at det ikke bare er gamle og syke med kort gjenværende levetid som rammes. Samtidig er det tapte leveår som beskrives i de epidemiologiske undersøkelsene (dvs de fysiske ende-resultatene). Task force on health (WHO) anbefaler å bruke tapte leveår, og supplere med beregninger av antall dødsfall.
- Likevel beste utgangspunkt pr i dag å bruke verdien av et statistisk liv. Problem å velge et midtpunkt ut i fra intervallet av verdier. DG environment vil bruke statistisk liv som hovedmål, men også beregne tapte leveår. Det er et mulig sprik her mellom økonomimiljøene og WHO-gruppen.
- Beste estimat for norske forhold kan være å bruke DG environment-anslaget på ca 1 mill euro. Dette estimatet er mest oppdatert og gir sammenlignbarhet med europeiske studier. Samferdselsetatenes anslag på 24,7 mill ser ut til å ha blitt oppjustert (fra 14 mill) på et ikke helt gjennomtenkt grunnlag. Dette bør tas opp videre i forhold til å ta i bruk konsistente tall innen forvaltningen.
- Verdsettingsestimatene for et statistisk liv er ikke revidert på en gjennomgående måte etter Elviks arbeider tidlig på 1990-tallet, kun foretatt indeksjusteringer. Det er behov for nye verdsettingsstudier framfor å gjøre mindre justeringer på i praksis utdaterte resultater.

Fysiske endepunkter

- Viktig at man ikke går utover endepunktene det finnes resultater for i dose-responsundersøkelser, ikke ekstrapolere utover undersøkelsesområdet når det gjelder verdier for luftkonsentrasjon.
- $PM_{2,5}$ ansett for å være viktigere helsemessig enn PM_{10}, videre arbeid bør konsentreres om dette. Også inkludere mer spesifikk kjemisk sammensetning pga at det sannsynligvis er tungmetaller, PAH og lignende som faktisk gir helseskadene.
- Sekundærpartikler: framkommer som viktige i amerikanske studier, men ikke i Europa.

- I Norge er antagelig salt en viktig bestanddel i partikkelsammensetning.
- NO_2 viser klar effekt på dødelighet i studier, men dette er antagelig mest som en indikator for totalt $PM_{2,5}$.
- Nedre grense for effekt av ozon er mye lavere enn tidligere antatt etter WHOs revisjon av guidelines.

Implisitt verdsetting (tiltakskostnader)

- Rimelig framgangsmåte å bruke marginale tiltakskostnader som implisitt verdsetting der vi ikke har direkte estimater (skadekostnader).
- Mest riktig å bruke direkte skadekostnader der vi har estimater som viser at disse er høyere enn de implisitte estimatene – direkte verdsetting må forstås som mer riktige, mens implisitt verdsetting ved bruk av tiltakskostnader vil være et minimumsanslag.
- Selve verdiene for SO_2, NO_x, nmVOC (og NH_3) ansett som rimelige, men det var et ønske om en nærmere beskrivelse av framgangsmåten for å komme fram til disse tiltakskostnadene, hvilke forutsetninger som er gjort og hva slags tiltak som er inkludert.
- For klimagasser: mer problematisk fordi man må gjøre antagelser om nasjonal gjennomføring. 200 kr kan være greit, i lys av 180 kr som ”referanseavgift” i Finansdepartementet og nivået på nylig innført HFK-avgift. Dette bør man vurdere nærmere ved bruk i analyser (noen analyser kan rettferdiggjøre bestemte forutsetninger for eksempel om kvotepris, avhengig av sammenhengen)

Anbefalinger for videre arbeid

- Ønskelig med nye/flere verdsettingsstudier. Det bør legges vekt på å se flere effekter i sammenheng: verdsette slutteffekter mot direkte kostnader/reallokere i forhold til samme sluttsum. Mer realistiske/sanne svar.
- Det er behov for nye verdsettingsstudier for et statistisk liv framfor å gjøre mindre justeringer på i praksis utdaterte eldre resultater.
- Systematisere kunnskapen – angi felles verdsettingsestimater. ExternE kan være en god mal for norsk modell. Etablere et samlet beregningsverktøy.
- Å prioritere økonomisk verdsatte effekter gir en innebygd konservatisme, dvs. at man det blir en tendens til å undervurdere de ikke-verdsatte effektene. Dette bør det arbeides videre med for å finne fram til gode metodiske grep.
- Kan være viktig å estimere ”recovery-kostnad” sammen med skadekostnad, dvs. finne nytten knyttet til utslippsreduksjoner som er nødvendige for å sikre restituering av økosystemer.
- $PM_{2,5}$ ansett for å være viktigere helsemessig enn PM_{10}, videre arbeid bør konsentreres om dette. Også inkludere mer spesifikk kjemisk sammensetning pga at det sannsynligvis er tungmetaller, PAH og lignende som faktisk gir helseskadene.
- Finne gode måter å håndtere usikkerhet på.

Deltakerliste, SFTs miniseminar om verdsetting av luftforurensning, SFTs konferansesenteret på Helsfyr 25. mai 2004:

Navn	Institusjon
Ståle Navrud	NLH
Rosendahl Knut Einar	SSB
Per Schwarze	Folkehelsa
Eivind Selvig	Civitas
Jon Strand	UiO
Haakon Vennemo	Econ
Rune Elvik	TØI
Åse Bøe	Miljøverndepartementet
Bent Arne Sæther	Miljøverndepartementet
Carine Wilhelmsen	Miljøverndepartementet
Eli Marie Åsen	Miljøverndepartementet
Frode Olav Finsås	Finansdepartementet
Torhild H. Martinsen	Finansdepartementet
Lars Einar Legernes	Finansdepartementet
Victoria Sparrman	Finansdepartementet
Jan-Erik Lindjord	Samferdselsdepartementet
Per-Andre Torper	Samferdselsdepartementet
Anne Kjerkreit	Vegdirektoratet
Pål Rosland	Vegdirektoratet
Anne Johanne Enger	SFT
Erik Figenbaum	SFT
Karine Hertzberg	SFT
Karl Erik Hogstad	SFT
Espen Langtvedt	SFT
Marianne Rolstad	SFT
Olav Rostad	SFT
Audun Rosland	SFT
Erland Røsten	SFT
Jan Erik Tveter	SFT